



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MÉXICO

**FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES ZARAGOZA
CARRERA DE BIOLOGÍA**

**Índice de deterioro arrecifal de aplicación
generalizada a arrecifes coralinos**

T E S I S

Para obtener el título de:

BIÓLOGO

Presentan:

**Irán Vanessa Cano Orozco
Juan Emanuel Frías Vega**

DIRECTOR: Dr. Antonio Valencia Hernández

ASESOR: M. en C. Armando Cervantes Sandoval

ASESORA: Dra. Patricia Rivera García

SINODAL: Dr. Arcadio Monroy Ata

SINOADAL: Dr. Guillermo Artemio Blancas Arroyo



Ciudad de México

Septiembre 2022



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

Agradecimientos

A la CONANP por su apoyo, por permitirnos trabajar en el arrecife Tuxpan bajo el oficio No.F.007DRPGM.APFFSALT/003/2020.

A las becas de titulación ofrecidas por la DGOAE por su apoyo económico.

Juan E. Frías Vega:

A la UNAM y la FES Zaragoza por la formación que recibí, por las áreas y laboratorios que me permitieron acercarme a los temas de mi interés. A los profesores y profesoras que me formaron como biólogo y me enseñaron el proceso de investigación, el análisis y aplicación de conceptos teóricos y metodologías, así como de una visión ética por la naturaleza. Al entrenador Fausto García por formarme deportivamente y que con su apoyo me haya brindado de experiencias competitivas importantes. A la Dra. Patricia Rivera, al M. en C. Armando Cervantes, al Dr. Arcadio Monroy y al Dr. Guillermo Blancas por ser parte de mi formación académica, su opinión crítica y ayudarme en mi proceso de titulación. A mis compañeros de la FES por acompañarme en mi proceso de formación

Al Dr. Antonio Valencia Hernández que me enseñó a tener pensamiento crítico hacia mí y hacia lo que aprendí, a mejorar y querer mejorar, apoyarme en mi proceso y siempre querer lo mejor para mí.

A mis padres, Alejandro Frías y Luz Marcela Vega, que me acompañaron desde un inicio, me enseñaron a moverme y relacionarme, por cuidarme con amor incondicional y guiarme para actuar con bien.

A mis hermanas, Luz Alejandra y María Guadalupe, mis tíos, tías y primos por acompañarme y ver por mi bien.

A mis amigos que formaron parte de mi historia y formaron grandes recuerdos.

A Vanessa por motivarme y formar sueños y objetivos para nuestras vidas. Por su amor, felicidad y su amistad.

Vanessa Cano Orozco:

A mi tutor el Dr. Antonio Valencia, por su paciencia y dedicación, por todos sus consejos, experiencias y conocimientos que me han formado y lo seguirán haciendo en mi vida profesional, por toda la confianza depositada, muchas gracias por todas las palabras de aliento y comprensión en momentos difíciles, por estar siempre ahí, incluso fuera de las horas de trabajo.

A la UNAM por abrirme las puertas del conocimiento y la oportunidad de formarme en ella, gracias a todos los docentes de quienes tuve el honor de aprender, por su tolerancia y perseverancia llenándome de conocimiento científico y herramientas para avanzar a mis objetivos.

A la Dra. Patricia Rivera, al M. en C. Armando Cervantes, al Dr. Arcadio Monroy y al Dr. Guillermo Blancas, por sus observaciones, recomendaciones y el apoyo brindado en la elaboración de esta tesis.

A mis padres Ricardo y Guadalupe con su apoyo incondicional por enseñarme el valor del trabajo, de la perseverancia y la fortaleza para alcanzar mis metas, por acompañarme en cada paso y siempre motivarme y consolarme, a ustedes les debo mi formación como persona y mis habilidades para afrontar cada día.

A mis hermanos Ricardo y Melany, mis abuelas, tíos y primos, por siempre estar pendientes de mí, por acompañarme en los buenos y malos momentos, por siempre poder contar con ustedes, por cuidarme y velar por nuestra familia. A mis abuelos a quienes llevo siempre en mi mente y corazón.

A Juan mi compañero incondicional siempre ayudándome y motivándome en todo momento, por tu amistad, paciencia y amor.

Resumen	1
Introducción	2
Marco teórico	4
Planteamiento del problema	6
Hipótesis del trabajo	7
Objetivos.....	8
Metodología	9
Capítulo 1: Criterios considerados para la toma de decisiones en cuanto a conservación de los arrecifes coralinos.....	10
Introducción	11
Marco teórico	13
Planteamiento del problema	15
Hipótesis.....	16
Hipótesis de este capítulo.....	16
Objetivos.....	17
Metodología	18
Resultados.....	21
Discusión	26
Conclusiones	32
Capítulo 2: Deterioro arrecifal: Índice, indicadores ecológicos e instrumento de evaluación.....	34
Introducción	35
Marco teórico	36
Planteamiento del problema	38
Objetivos.....	39

Metodología	40
Resultados.....	42
Discusión	54
Conclusiones	64
Capítulo 3: Evaluación del índice de deterioro arrecifal aplicado en el arrecife Tuxpan, Tuxpan, Veracruz, México.....	66
Introducción	67
Marco teórico	68
Planteamiento del problema	70
Hipótesis.....	71
Objetivos.....	72
Zona de estudio	73
Metodología	74
Diseño del estudio.....	74
Estimación de la cobertura bentónica.....	74
Estimación de variables.....	78
Aplicación y evaluación de HECESA.....	80
Pruebas estadísticas.	80
Resultados.....	82
Discusión	100
Conclusiones	110
Referencias.....	112

Resumen

Bibliográficamente, se identificó que no existe una definición clara y específica del concepto de “estado de conservación” aplicable a los sistemas arrecifales, debido a que los conceptos actuales se guían por múltiples intereses, aunque la definición más utilizada, se deriva de la descripción de la condición actual en relación a la encontrada en un tiempo anterior.

Para comprender el concepto de “estado del sistema”, se evaluaron los conceptos de “salud”, “daño”, “deterioro” e “impacto”, encontrando que el concepto de salud es una analogía a la salud en el bienestar humano, por lo que es difícil de caracterizar y cuantificar, sin embargo, los conceptos de daño, impacto y deterioro, muestran connotaciones ecológicas, “daño” como el impacto únicamente negativo en el sistema, “deterioro” como la pérdida total de las características biológicas del sistema, e “impacto” como el efecto positivo o negativo de variables o estresores sobre el sistema. El deterioro y daño se ven reflejados en la cobertura coralina, la cual es indicadora de la biomasa en crecimiento hasta sus propios límites naturales, resultando el parámetro más viable a cuantificar como grado del estado energético del sistema.

Como objetivo principal, en un principio se propuso la elaboración de un índice para cuantificar variables de impacto arrecifal, sin embargo, al profundizar en conceptos relacionados a la temática a resolver, se encontró que era más recomendable considerar un nuevo objetivo, por lo que se propuso el desarrollo de una herramienta denominada “Herramienta de Evaluación Cuantitativa del Estado del Sistema Arrecifal” (HECESA), para esquematizar y cuantificar variables de impacto arrecifal, identificando los posibles impactos positivos y negativos en el sistema y considerando como variable dependiente a la biomasa coralina

Para la evaluación del uso de la herramienta se realizaron muestreos en el arrecife Tuxpan en Veracruz, donde se comprobó la eficiencia y viabilidad de la herramienta al cuantificar exitosamente las variables. La herramienta no predice si el estado del sistema está conservado o no, sino que solamente cuantifica el grado de impacto que puede afectar la acumulación de biomasa coralina. En comparación con métodos tradicionales, la herramienta refleja de manera más eficiente la situación del arrecife, ya que compara el impacto del daño sobre la cobertura viva habitada, mostrando el área realmente impactada. En el caso del arrecife Tuxpan, se concluyó que, al ser un arrecife poco complejo estructuralmente y poco diverso, se trata de un arrecife en proceso de colonización de un ambiente hostil.

Palabras clave: Deterioro, Daño, Salud, Impacto, Conservación, Arrecifes de coral.

Introducción

Los arrecifes coralinos son ecosistemas de aguas poco profundas basados en estructuras calcáreas formadas a través del crecimiento y consolidación de corales hermatípicos y algas coralinas costrosas (Cesar, H. S., 2002). Estos figuran entre los ecosistemas acuáticos más importantes del mundo, debido a su alta productividad, basada en su estructura tridimensional, la cual permite una alta diversidad (Sorokin, Y. I., 1995). Entre los principales servicios que brindan los arrecifes coralinos se encuentran: los físicos (protección costera), bióticos (conservación de hábitats, biodiversidad y librería genética), biogeoquímicos (fijación de nitrógeno), servicios de información (registros climáticos), servicios sociales y culturales, entre otros (Cesar, H. S., 2002). México posee arrecifes en sus dos océanos, distribuyéndose en todas sus costas; el Sistema Arrecifal Veracruzano y el sistema Lobos-Tuxpan se encuentran en el Norte del Golfo, los arrecifes del Caribe sostienen la actividad turística de la zona, los arrecifes del occidente no son muy valorados turísticamente, sin embargo, sostienen el alto nivel de pesca de la zona (Bonilla, H. R., Aguilera, L. E. C. *et al.*, 2014). Asimismo, los cambios antropogénicos afectan la diversidad evolutiva de los corales, proyectando a futuro extinciones masivas de estos sistemas (Huang, D. y Roy, K., 2015).

El Centro de Monitoreo de la Conservación del Ambiente, rama del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (*“United Nations Environment Programme-Environment Programme World Conservation Monitoring Centre”*, UNEP-WCMC) reconoce la importancia y el peligro al que se someten los arrecifes coralinos, por lo cual desarrollan programas para enfrentar la pérdida de diversidad y apoyar la conservación (Programa-de-las-Naciones-Unidas-para-el-Medio-Ambiente-Centro-de-Monitoreo-de-la-Conservación-del-Ambiente-UNEP-WCMC, s. f.). En general las necesidades de conservación son compartidas, sin embargo, las estrategias son diversas, ya que, aunque se comparten causas generales, existen situaciones particulares en distintas regiones planteando diferentes escenarios del estado arrecifal.

Actualmente bajo el constante estrés en el que se encuentran los arrecifes coralinos, se proyectan dos escenarios: a) desaparición de los arrecifes por efecto humano directo, por ejemplo, destrucción física, prácticas pesqueras destructivas y no sostenibles, contaminación, extracción indiscriminada de sus componentes, turismo no sostenible, entre otros (Cesar, H. S., 2002); b) desaparición de los arrecifes por efecto humano indirecto, como el cambio climático,

el aumento en la concentración atmosférica de CO₂ y de temperatura, limitan las tasas de calcificación, causando enfermedades y blanqueamiento coralino (Blanchon, P., Iglesias-Prieto, R. *et al.*, 2010). La percepción de diferentes escenarios causantes del mismo problema resulta en enfrentamientos de puntos de vista entre las partes interesadas y usuarios de los recursos arrecifales. Downs, C. A., Woodley, C. M. *et al.* (2005) mencionan como ejemplo, que cierta porción de interesados en el tema culpan a la sobrepesca, mientras pescadores culpan a la escorrentía, dando como resultado diferentes metodologías para el mismo problema.

Dado el estado actual de los arrecifes, es importante crear medidas para su conservación, sin embargo, ello parece imposible sin una unificación de definiciones y criterios acerca de que: a) no hay una definición única de que hay que conservar, b) no hay una estrategia única a seguir; c) no hay consenso en que cuantificar ni como conservar.

Marco teórico

El deterioro de un ecosistema está definido por diferentes factores, entre los que destacan, ecológicos (resistencia y resiliencia), sociales (sostenibilidad de recursos), biológicos (supervivencia) y médicos (resistencia a enfermedades).

Rapport, D. J. (1992) indicó que al evaluar un ecosistema, el concepto de salud resulta una metáfora, aseverando que la preocupación por la salud del ecosistema se convierte en una extensión de la preocupación por la salud individual. La perturbación de origen natural suele ser esencial para el mantenimiento de los ecosistemas, por lo que una metáfora médica, no es adecuada en estudios ecosistémicos.

En varios estudios sobre conservación arrecifal se busca la preservación y estabilidad, las cuales a menudo se asocian con los conceptos de resiliencia y resistencia. El concepto tradicional de resiliencia se basa en la recuperación y la velocidad de retorno al antiguo estado de equilibrio (Holling, C. S., 1996). Un sistema resiliente tiene mejores posibilidades de hacer frente a amenazas futuras, sin embargo, las influencias humanas han cambiado la resiliencia de muchos sistemas arrecifales, reduciendo su capacidad para hacer frente a las amenazas (Marshall, P. A., Schuttenberg, H. Z. *et al.*, 2006). La resiliencia es un concepto en uso, sin embargo, un ecosistema con constante perturbación, se hace gradualmente menos resistente a dichas perturbaciones (Côté, I. M. y Darling, E. S., 2010).

Edinger, E. N., Jompa, J. *et al.* (1998) indicaron que una alta cobertura de coral vivo asociado a una alta diversidad de especies y una baja mortandad de corales es un indicador de la “salud arrecifal” ante las tensiones el impacto de actividades antropogénicas y daño mecánico natural. Glynn, P. W. y Manzello, D. P. (2015) mencionaron que una manera de identificar que el arrecife coralino está afectado es cuando la cobertura de coral es baja, ya que ésta última aumenta en sustrato de coral muerto. Por lo que es un indicador común en la mayoría de los estudios arrecifales, p. ej., Jones, J., Withers, K. *et al.* (2008) compararon seis arrecifes coralinos del Sistema Arrecifal Veracruzano utilizando la cobertura coralina, la cobertura de algas y el área desnuda, observando una declinación del 50% desde la década de 1960, donde las comunidades del Sur se encontraron superando el promedio de cobertura, por lo que concluyeron que las condiciones causantes del declive se han estabilizado o han comenzado a ser invertidas en esta área.

Por lo visto en el estudio de Jones, J. *et al.* (2008), cada comunidad presenta un nivel de tolerancia diferente. En el contexto de blanqueamiento coralino, los arrecifes coralinos con menor capacidad de recuperación tienen más probabilidades de sufrir impactos graves (Marshall, P. A. *et al.*, 2006). Las especies que pueden convertirse en dominantes, son aquellas resistentes que cuentan con energía metabólica suficiente y son capaces de consumirla (Grottoli, A., Rodrigues, L. *et al.*, 2006). Côté, I. M. y Darling, E. S. (2010), mencionan que la tolerancia de una especie a perturbaciones aumenta su abundancia y por tanto induce un cambio de estado en el sistema, que hará al ecosistema capaz de resistir perturbaciones.

A partir de lo anterior, se puede detectar que es importante: 1: definir claramente el concepto de conservación; 2: especificar los objetivos de la conservación; y 3: encontrar un estimador o una herramienta que permita contar con elementos suficientes para elaborar una estrategia de conservación centrada en los atributos de los sistemas a conservar, aun cuando se tenga que recurrir a otros indicadores poco o nulamente contemplados, por ejemplo, el grado de deterioro.

Planteamiento del problema

Por lo visto en el marco teórico, el problema de la conservación está en que no hay un concepto único de lo que se debe conservar, sumando que actualmente existe una variedad de métodos que resultan imprecisos por enfocarse en indicadores particulares del estado de conservación y del nivel de deterioro, así como de la “buena o mala salud” del sistema, sin considerar un concepto base para la determinación de una línea de enfoque a su trabajo, impidiendo agregar otros indicadores y limitando la comparación entre diferentes tipos de arrecife.

Para la conservación de sistemas arrecifales coralinos, nuestra propuesta es primero: hacer una revisión documental en torno a un concepto único de lo que se debe conservar; segundo: identificar indicadores y estimadores adecuados, y en caso de no existir, proponerlos; y por último; y tercero: comprobar la eficiencia de conceptos, indicadores y estimadores identificados o creados sobre un sistema real. Para lo anterior, este trabajo se divide en tres capítulos, uno para cada una de las propuestas siguientes. 1) Retomar la búsqueda de un criterio estándar sobre la conservación de sistemas arrecifales; 2) hacer una la búsqueda de los indicadores estándar adecuados; y 3) comprobar la eficiencia de los conceptos e indicadores adecuados.

Hipótesis del trabajo

1.- No existe un concepto sobre conservación de sistemas arrecifales coralinos estándar, de aplicabilidad generalizada. Tampoco existe una forma o herramienta cuantitativa con indicadores aplicables a los sistemas coralinos en general.

2.- Es posible generar una herramienta cuantitativa a partir de indicadores de propiedades inherentes al grado de daño y estado energético del sistema.

3.- Una herramienta cuantitativa en conjunto con sus estimadores particulares, debe generar resultados comparables a los alcanzados mediante métodos y criterios comúnmente aplicados.

Lo anterior se fundamenta en los siguientes principios teóricos:

a) los seres vivos tienden a adquirir el máximo de biomasa coralina posible dentro de sus propios límites naturales; b) en el caso de los corales, la biomasa coralina como indicador de energía se refleja en la cobertura coralina tanto bidimensional, como tridimensional; c) la cobertura coralina puede considerarse como un indicador de energía en referencia a un área específica; y d) la cobertura coralina puede utilizarse como variable a medir en la elaboración de una herramienta cuantitativa del estado energético del sistema arrecifal.

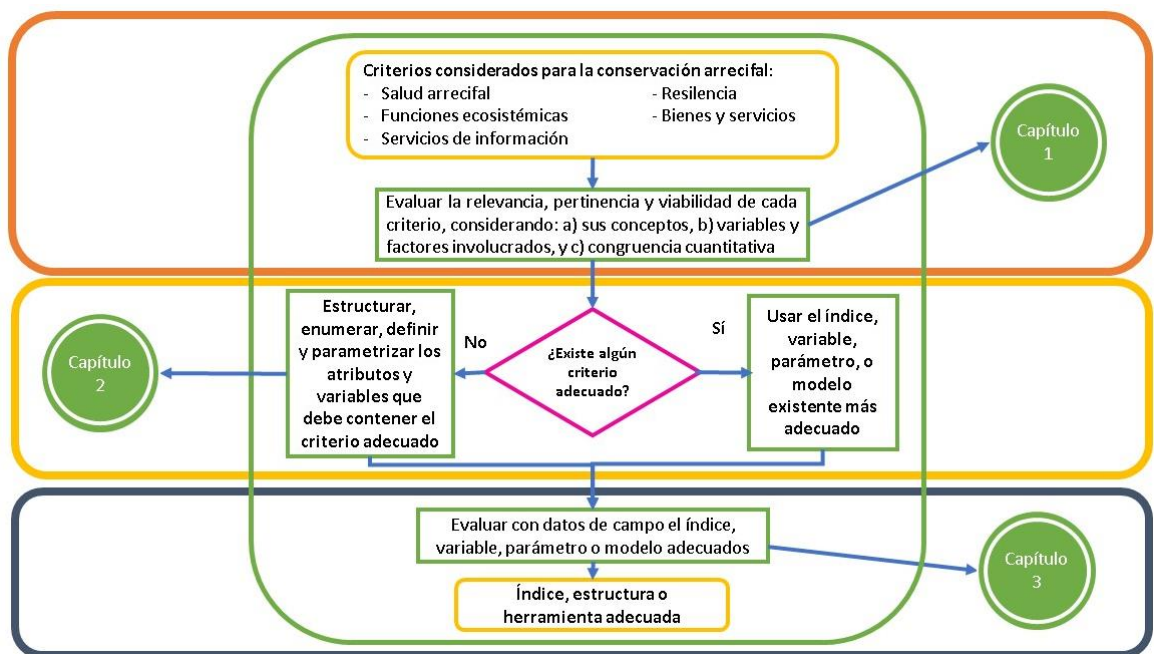
Objetivos

- Comprobar si existe un concepto de conservación de sistemas arrecifales coralinos estándar, aplicable a estos sistemas en general, así como indicadores y estimadores pertinentes.
- Profundizar y discriminar la pertinencia de los conceptos de conservación, salud y deterioro arrecifal.
- Evaluar la eficiencia y confiabilidad de los métodos e índices existentes para evaluar el grado de deterioro que determinan la conservación arrecifal. De no existir, crear uno nuevo
- Elaborar con datos disponibles una versión de la estructura o herramienta alternativa al índice para el arrecife Tuxpan, Veracruz, y analizar su viabilidad para describir el grado de deterioro y grado de éxito en el desarrollo correspondiente.
- Evaluar el desempeño del concepto, de los indicadores y estimadores ya sean existentes o creados.

Metodología

En el diseño del estudio se buscó el uso correcto de criterios sobre la conservación arrecifal, revisando la viabilidad, pertinencia y relevancia de cada concepto; además de la técnica y modelo en que se basan.

Por la naturaleza del proyecto se dividió en tres capítulos (*Esquema 1* **Error! Reference source not found.**).



Esquema 1: Diseño de estudio. El trabajo se dividió en tres capítulos: análisis del concepto de conservación y evaluación de la eficiencia, confiabilidad y pertinencia de los métodos y criterios considerados en la conservación (dentro del cuadro anaranjado); elaboración de la herramienta basada en criterios adecuados para el sistema arrecifal (dentro del cuadro amarillo); y la aplicación y evaluación de la herramienta (dentro del cuadro azul).

Capítulo 1: Criterios considerados para la toma de decisiones en cuanto a conservación de los arrecifes coralinos

Introducción

Existe la percepción generalizada de que los recursos naturales y en particular los sistemas arrecifales coralinos están siendo fuertemente afectados en los últimos tiempos, principalmente como consecuencia de la actividad humana. Pandolfi, J. M., Bradbury, R. H. *et al.* (2003) reportaron las tendencias en la degradación global de los sistemas arrecifales, las cuales se han acentuado en los últimos 70 años, consistiendo en declinación de abundancia, diversidad y estructura de hábitat, los cuales están fuertemente asociados a la “contaminación” y “sobrepesca”.

Graham, N. A., Chabanet, P. *et al.* (2011) desarrollaron una estructura predictiva de vulnerabilidad a la extinción de especies aplicada a peces, bajo la premisa de que con el rápido incremento en las tasas de extinción, es importante evaluar escenarios futuros para identificar los estresores clave no aleatorios para evitar la pérdida de grupos funcionales que sostienen las funciones y servicios que proveen estos sistemas; para peces encontraron que el factor humano (pesca) era más importante aún que las perturbaciones climáticas, por lo que el control de las pesquerías resultó un elemento a controlar para atenuar los efectos del cambio climático.

Maragos, J. E., Crosby, M. *et al.* (1996) estudiaron la relación entre biodiversidad y deterioro arrecifal, identificando los estresores que determinaban globalmente el deterioro y detectando una tendencia hacia la disminución en corales constructores de arrecifes y recursos pesqueros; así mismo, identificaron al impacto antropogénico y la erosión biogénica como una de las fuentes más importantes de deterioro, resaltando que el monitoreo de los sistemas arrecifales es crucial para su buen manejo y conservación.

La “Conservación” puede conceptualizarse como el manejo de los ecosistemas con el fin de asegurar la supervivencia de especies, el mantenimiento de variabilidad genética, el ciclo de nutrientes y la función ecosistémica, incluyendo el uso sostenible de los recursos (IUCN, WRI *et al.*, 1992).

En su mayoría las estrategias para la investigación y monitoreo de sistemas arrecifales coralinos enmarcan como objetivo la “conservación arrecifal”. Su mantenimiento va ligado a su función y a los diversos bienes ecosistémicos que ofrecen, estos bienes han sido valuados en cerca de los 30 mil millones de dólares por año (Cesar, H., Burke, L. *et al.*, 2003), México posee diversos sistemas arrecifales; datos publicados por CEMDA (2017) indican que el valor económico de los servicios ambientales que presta el Sistema Arrecifal Veracruzano ascendió

a los 290.5 millones de dólares. Entre los bienes que provee se ubican: alimento, turismo, protección costera, y medicamentos, además de la gran biodiversidad que alberga y la posibilidad de nuevas áreas de estudio (Souter, D. W. y Linden, O., 2000).

Algunos autores enfocan la conservación desde el punto de vista de la sostenibilidad de sus funciones en presencia de actividades humanas (p. ej. Rapport, D. J. y Maffi, L., 2011). Por lo general la conservación se enmarca en un enfoque ecológico, utilizando indicadores de buena o mala salud (p. ej. Kaufman, L., Sandin, S. *et al.*, 2011).

Un concepto clave en algunos estudios sobre conservación arrecifal es la resiliencia, definida por Côté, I. M. y Darling, E. S. (2010) como la capacidad de resistir perturbaciones sin cambiar a un estado alternativo. Hughes, T., Bellwood, D. *et al.* (2011) consideraron que un arrecife coralino tarda más tiempo en recuperarse que en degradarse, por lo que usar un único indicador es insuficiente.

Lo anterior evidencia que hasta el momento no existe consenso para abordar la “conservación arrecifal”, debido a los diferentes enfoques que puede tener. Por lo cual es importante clarificar los conceptos, identificar las variables indicadoras y su aplicabilidad para la conservación de los sistemas arrecifales coralinos.

Marco teórico

Sorokin, Y. I. (1995) mencionó que uno de los primeros intentos de describir los mecanismos de funcionamiento de un arrecife de coral como herramienta para el monitoreo y manejo de sistemas arrecifales fue el realizado por Dahl, A. L., Patten, B. *et al.* (1974), ellos pretendían dividir la biota arrecifal en comunidades para representar diferentes niveles tróficos y así describir el nivel funcional de cada bloque, sin embargo, sus objetivos se reconocieron como inalcanzables.

A lo largo del tiempo se identificaron diferentes variables que afectan de manera negativa o positiva los mecanismos de funcionamiento arrecifal. Para su evaluación se han propuesto diferentes metodologías basadas en el monitoreo constante de los sistemas arrecifales. Hill, J. y Wilkinson, C. (2004) describieron diferentes metodologías utilizadas por organizaciones gubernamentales y organizaciones pro-conservación, las cuales en su mayoría se enfocan en transectos, foto-transectos o video transectos, que varían entre sí por los datos que registran.

Con métodos más avanzados Edinger, E. N. y Risk, M. J. (2000) dividieron en comunidades a los arrecifes coralinos con base en su composición morfológica y cobertura coralina. Dichas comunidades se tipificaron como las “adaptadas a las perturbaciones”, “competidoras” y “tolerantes al estrés”; la cobertura coralina fue comparada con los índices de Shannon-Wiener y de mortalidad (MI), parametrizado con la cobertura de corales vivos (CCV) y muertos (CCM): $MI = CCM / (CCM + CCV)$, lo anterior con el fin de determinar las comunidades arrecifales en su grado de conservación.

En la mayoría de los monitoreos se suele solo hacer registro de diferentes parámetros ecológicos (p. ej. Alcolado, P. M., Caballero-Aragón, H. *et al.*, 2013), reconociendo básicamente cobertura coralina, diversidad de especies, estado de mortandad, presencia de enfermedades y número de individuos muertos.

Algunas organizaciones pro-conservación consideran la combinación de indicadores ecológicos y sociales en herramientas cuantitativas para la evaluación del funcionamiento del sistema arrecifal, por ejemplo, la iniciativa arrecifes saludables (“*healthy reefs initiative*”, HRI) desde el 2008 monitorea la “Salud Arrecifal” del sistema arrecifal Mesoamericano, el índice actual utilizó cinco rubros (muy bien, bien, regular, mal y crítico), de 4 indicadores: cobertura coralina, cobertura de macroalgas, biomasa de peces herbívoros y comerciales (Healthy_Reefs_Initiative, 2020). Por su parte la Oficina Nacional de Administración Oceánica

y Atmosférica usó cuatro categorías: “corales y algas”, “peces”, “clima” y las “conexiones humanas”, usando la cobertura coralina, cobertura de macroalgas, cobertura de algas coralinas costrosas, coral adulto, pastoreo, peces, mortalidad y la diversidad, apoyando la concienciación y las acciones de manejo (Alvarez, A., Alicea, E. *et al.*, 2020).

En Kaufman, L. *et al.* (2011) se creó un índice para la IUCN, sobre Salud Arrecifal, en el cual definían un arrecife saludable, como aquel con alta resiliencia y resistencia, considerando tres indicadores principales. El primero es la cobertura bentónica, considerando la cobertura de coral vivo y las algas coralinas costrosas como el mismo indicador. El segundo es la biomasa íctica responsable de rellenar los nichos disponibles y el tercero es la abundancia microbiana relacionada a diversas enfermedades.

Los trabajos más recientes se han enfocado en la complejidad estructural arrecifal, asumiendo esta complejidad como un indicador bueno en la “Salud Arrecifal”, el índice de González-Barrios, F. J. y Álvarez-Filip, L. (2018) se basa en la estructura arrecifal, tomando la cobertura, la complejidad arrecifal y la tasa de calcificación, asumiendo que las funciones de un arrecife coralino provienen de atributos morfológicos y fisiológicos de las especies que lo forman, su índice estimó la funcionalidad específica por especie, los valores más cercanos a 1 son considerados como especies con alta tasa de calcificación y complejidad estructural.

Se considera que las variables principales que sobresalen en estos estudios son la cobertura coralina, la demografía de los corales, la diversidad de especies, presencia de algas, entre otros, que se enfocan principalmente en la “salud arrecifal”, la cual se puede subdividir en diversas líneas. Por lo que no existe un pensamiento general, sin embargo, una forma de abordar el problema es la realización de un estudio que profundice en los conceptos con la finalidad de que en función de lo encontrado se pueda consensuar en un índice de aplicabilidad generalizada, o en su defecto, crear uno nuevo.

Planteamiento del problema

Como se mostró en el marco teórico hay una gran variedad de opiniones de los autores sobre qué evaluar para la conservación arrecifal, y al momento de evaluar un sistema arrecifal, la mayor problemática es escoger un indicador estándar o único con el cual evaluar el grado de conservación, ya que todos son diferentes y no muestran un resultado cuantitativo similar. Aunque para algunos autores el grado de salud puede ser un indicador para la conservación arrecifal, el concepto tampoco es objetivo y en consecuencia es descartable. Por lo tanto, se plantea la clarificación de conceptos, indicadores y su aplicabilidad para la conservación de los sistemas arrecifales coralinos.

Hipótesis

Fundamentos teóricos

Una revisión de una muestra aleatoria de publicaciones en medios electrónicos referentes a conservación de arrecifes coralinos revelará los conceptos clave, indicadores, parámetros y métodos de evaluación mayormente empleados en la actualidad.

Hipótesis de este capítulo

A partir de la información anterior, será posible establecer una definición relevante, objetiva, pertinente y viable del concepto de “conservación” y de los criterios, indicadores, variables y métodos de evaluación clave para la conservación de arrecifes.

Objetivos

- Identificar un concepto “universal” de “conservación”
- Identificar los paradigmas y variables más importantes para la conservación.
- Evaluar la eficiencia, confiabilidad y conveniencia de los métodos, indicadores y estimadores existentes para determinar el grado de conservación arrecifal.

Metodología

Para el primer objetivo se buscó el origen de los conceptos modernos de “conservación” y “Biología de la conservación”, ya que son los principales paradigmas que guían la conservación a nivel mundial, y se hizo un análisis de sus fundamentos.

Para el segundo objetivo se hizo una búsqueda de artículos y libros provenientes de bibliotecas digitales bajo las palabras clave “*conservación arrecifal*”, “*reef conservation*”, “*Manejo arrecifal*”, “*reef management*”, “*Arrecifes amenazados*”, “*threatened reef*”, “*Monitoreo arrecifal*” y “*reef monitoring*”. En función de su relevancia, objetividad, pertinencia y viabilidad, se revisaron analíticamente los diferentes conceptos de “Conservación” aplicados a arrecifes coralinos. La información se vertió en el siguiente formato:

N	Título	C	Concepto	P	Relevancia	P	Pertinencia	P	Viabilidad	P	Observaciones
											Totales

n: número de la referencia

C: categoría (concepto al que pertenece)

P: puntaje

Esquema 2: Guía para la revisión de conceptos. Para cada título se identificó cuál de los conceptos enlistados se manejaba, la relevancia del concepto en cuanto a la conservación, la pertinencia de su uso y la viabilidad para aplicarlo de manera extensiva en otros estudios.

Para el segundo objetivo se identificaron los diferentes indicadores, variables, métodos de evaluación y elementos cuantitativos (magnitudes, estimadores estadísticos, ecuaciones e índices) utilizados para la conservación de sistemas arrecifales coralinos identificados en las mismas publicaciones. El formato utilizado para el registro de datos fue el siguiente:

N	Título	C	indicadores	C	Variables	C	Métodos	C	Elementos	P	Observaciones
									Indicadores:		
									Relevancia		
									Pertinencia		
									Viabilidad		
									Magnitudes:		
									Relevancia		
									Pertinencia		
									Viabilidad		
									Estimadores:		
									Relevancia		
									Pertinencia		
									Viabilidad		
									Ecuaciones:		
									Relevancia		
									Pertinencia		
									Viabilidad		
											Totales

n: número de la referencia

C: categoría

P: puntaje

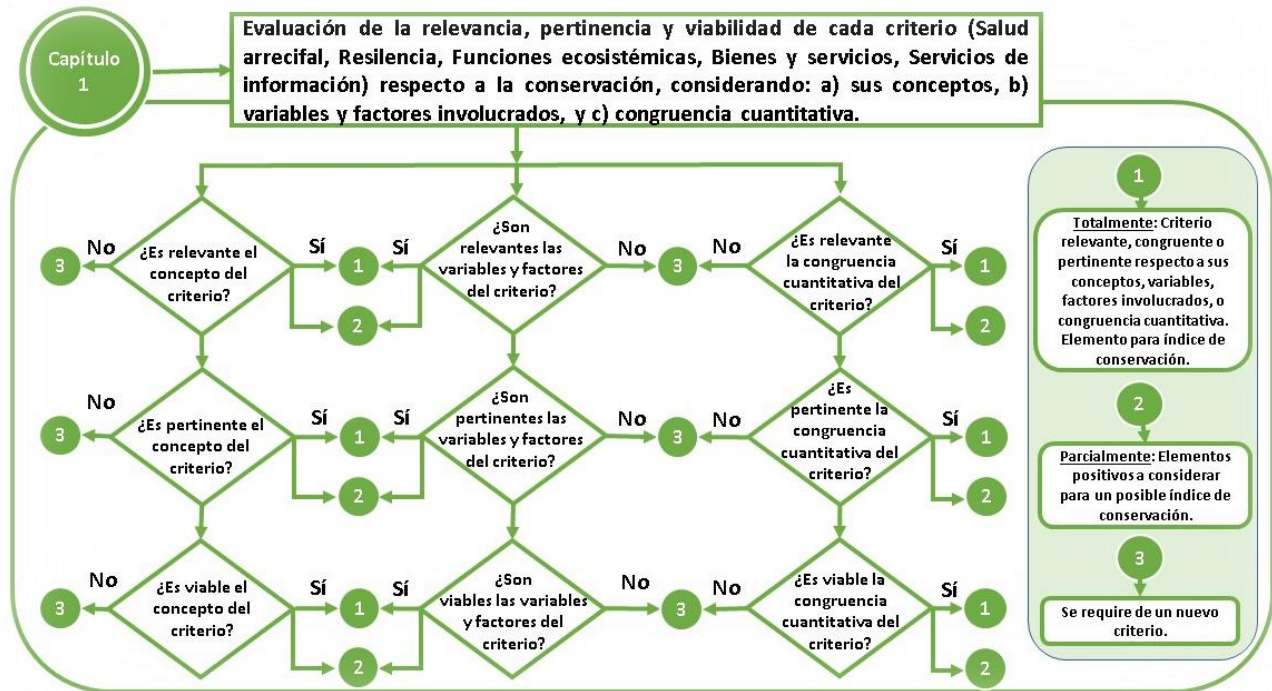
Esquema 3: Guía de elementos para discernir en la revisión de conceptos. Se identificó cada elemento que integra los indicadores de cada concepto y se evaluó su relevancia, pertinencia y viabilidad.

Para este segundo objetivo la información se ubicó en las primeras 9 columnas, ya que sólo se pretendió categorizar la información.

Para el tercer objetivo referente a la revisión de conceptos se consideró como guía lo expuesto por Yao, Y. (2004). Según dicho autor, la evaluación del conocimiento generado a través de la formación de conceptos debe basarse en su utilidad y significación, guiado por el propósito del aprendizaje de describir y predecir. Para ello evaluamos los conceptos en función de su relevancia (utilidad y significación), pertinencia (propósito del aprendizaje de describir y predecir) y viabilidad (posibilidad de medirse, de cuantificarse, de realizar el estudio por medios actuales, y de efectuarse de manera estándar y generalizada). Las puntuaciones más altas resultaron del grado de cumplimiento de los tres conceptos anteriores (relevancia, pertinencia y viabilidad) desde un punto de vista objetivo (unívoco, coherente y preciso). Para este objetivo se utilizaron las últimas tres columnas del formato empleado para el objetivo 2 (*Esquema 2*).

El proceso lógico seguido para el objetivo 3 se ilustra en la Esquema 3. Básicamente se buscaron elementos para discernir si algún concepto cumplía con los atributos para considerarse adecuado para la conservación de los arrecifes coralinos en función de su relevancia, pertinencia y viabilidad. Con dichos elementos se pretendió encontrar el concepto

más adecuado de “conservación”, identificar los principios, variables, estimadores y parámetros estadísticos pertinentes para la evaluación y monitoreo estándar, y definir la metodología adecuada a seguir para estudios de la conservación arrecifal.



Esquema 4: Diseño de estudio para la elaboración de este capítulo. Se evaluaron los criterios y métodos de conservación a través de elementos indicadores como: relevancia, pertinencia y viabilidad de los conceptos, variables y factores involucrados en la conservación arrecifal.

Resultados

Como resultado de una revisión bibliográfica de los diferentes conceptos de “Conservación”, en general y en particular para sistemas arrecifales coralinos, se encontró que aunque son amplios los antecedentes en culturas ancestrales acerca de la visión empática con la naturaleza (Meine, C., 2010) los orígenes de los principios éticos y conceptos que rigen los movimientos conservacionistas mundiales se remontan a Aldo Leopold en 1948, con su publicación “*Sand county almanac and sketches here and there*” (Leopold, A., 1989), donde en su capítulo “*The land ethic*” aborda específicamente conceptos de ética, comunidad, conciencia ecológica, auto interés e importancia de lo no valioso (en el apartado “*Substitutes for a land ethic*”), pirámides de interacciones, desperdicios, densidad poblacional y el impacto humano no natural, responsabilidad individual por la salud de la tierra como reflejo de la ética de la tierra, y el valor filosófico de la ética. En ese entonces la ola de movimientos conservacionistas en Estados Unidos y en el mundo comenzaba como resultado del enorme deterioro del suelo, agua y bosques desde un punto de vista moral, pero meramente como expresiones sin contexto formal de la ética de la tierra, del valor social, económico e inherentemente ecológico (Callicott, J. B., 1990). En un principio el paradigma imperante sobre la naturaleza era el uso humano abierto de los recursos sin restricción. Basado en lo planteado por Callicot y Leopold se desarrolló la idea de la conservación como producto de la convivencia armoniosa entre naturaleza y humanos, y a la ética como un análogo del instinto animal para enfocar a las comunidades humanas hacia las soluciones ecológicas y por ende la conservación (Norton, B. G., 1988). A lo largo del tiempo, el pensamiento conservacionista fue evolucionando y aparecieron nuevos enfoques y paradigmas (Meine, C., 2013), entre ellos la economía de la naturaleza (Callicott, J. B., 1987), Diversidad y biogeografía (Ray, G. C., 1996), sostenibilidad ecológica (Callicott, J. B. y Mumford, K., 1997), conservación global de la diversidad (Brooks, T. M., Mittermeier, R. A. *et al.*, 2006), la nueva conservación (Kareiva, P. y Marvier, M., 2012), interacciones entre estresores ecosistémicos (Côté, I. M., Darling, E. S. *et al.*, 2016), conservación “sociable” (Büscher, B. y Fletcher, R., 2019), y rareza y beta diversidad (Carlos-Júnior, L. A., Spencer, M. *et al.*, 2019). Entre los paradigmas actuales más considerados figuran: Biología de la conservación (Soulé, M. E., 1985) y Sustentabilidad (Brundtland, G., 1987; ONU, 2020).

La conservación de los sistemas arrecifales tiene sus fundamentos en las corrientes mencionadas anteriormente, pero por la naturaleza del sistema, se enfoca primordialmente a indicadores de deterioro, sobresaliendo los siguientes paradigmas: la biodiversidad de los arrecifes coralinos (Baird, A. H., Bellwood, D. R. *et al.*, 2002), focos de biodiversidad (Roberts, C. M., McClean, C. J. *et al.*, 2002), relación especies - área (Neigel, J. E., 2003) relación biodiversidad - tasas de crecimiento coralino – geoquímica – mapeo - factores de riesgo en arrecifes profundos (Miller, K., Neil, H. *et al.*, 2009), clima - conservación (Hansen, L., Hoffman, J. *et al.*, 2010), acidificación y disolución de sedimentos de carbono (Anderson, M., Comer, P. *et al.*, 2015), biología poblacional de especies clave (Sherman, K. D., Dahlgren, C. P. *et al.*, 2016), interacción entre estresores ecosistémicos (Côté, I. M. *et al.*, 2016), relación biomasa - diversidad de especies ícticas (McClanahan, T. R. y Jadot, C., 2017), evolución asistida – clima - resiliencia coralina (Van Oppen, M. J., Gates, R. D. *et al.*, 2017), y grado de antropización y crecimiento poblacional humano (Cruz, C. J., Mendoza, E. *et al.*, 2019).

Respecto a conservación arrecifal, manejo y amenazas, se revisaron 88 artículos y libros provenientes de bibliotecas digitales (*Tabla 1*) bajo las palabras clave “*Conservación arrecifal*”, “*reef conservation*”, “*Manejo arrecifal*”, “*reef management*”, “*Arrecifes amenazados*”, “*threatened reef*”, “*Monitoreo arrecifal*” y “*reef monitoring*”.

En el 76.59% de las publicaciones se conceptualiza a la conservación como el mantenimiento de la “Salud Arrecifal”, lo cual indica que el estado de salud arrecifal es el principal criterio para la conservación.

Tabla 1: REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA CON RELACIÓN A LA EVALUACIÓN DE LOS CRITERIOS RESPECTO A LA CONSERVACIÓN ARRECIFAL.

En total se revisaron 107 artículos, identificando los conceptos que manejaban en cuanto a conservación en base a los criterios: relevancia, pertinencia y viabilidad. En ocasiones la búsqueda de diferentes palabras clave llevó como resultado al mismo artículo en diferentes bibliotecas digitales.

	Total de artículos	Conservación arrecifal	<i>Reef conservation</i>	Manejo arrecifal	<i>Reef management</i>	Arrecifes amenazados	<i>Threatened reef</i>	Monitoreo arrecifal	<i>Reef monitoring</i>
Organizaciones pro-conservación	8	2	6	2	4	1	4	0	2
Google Scholar	34	8	9	5	11	6	6	4	2
EBSCO-UNAM	8	2	1	0	1	0	1	2	0
JSTOR	6	0	2	0	2	1	1	0	1
Pubmed	5	0	1	0	1	1	2	0	2
Springerlink	9	0	1	0	2	0	1	0	5
Scopus	26	4	8	4	10	7	7	3	6
SIBE-ECOSUR	1	1	0	1	0	1	0	0	1
CONANP	2	2	0	2	0	2	2	0	0
CICESE	8	5	0	6	0	6	0	6	0

Los principales indicadores del grado de deterioro fueron “diversidad de especies”, “bienes y servicios”, “tasas de calcificación”, “morfología coralina y complejidad estructural”, “demografía y tasas de reclutamiento”, “mortalidad”, “servicios de información”, “presencia y cobertura de algas”, y “blanqueamiento y enfermedades”: “diversidad de especies” (Blanchon, P. *et al.*, 2010; Edinger, E. N. y Risk, M. J., 2000; Glynn, P. W. y Manzello, D. P., 2015; González-Barrios, F. J. y Álvarez-Filip, L., 2018), “bienes y servicios” (Álvarez-Filip, L., Côté, I. M. *et al.*, 2011; Rapport, D. J. y Maffi, L., 2011), “tasas de calcificación” (Denis, V., Ribas-Deulofeu, L. *et al.*, 2017; Glynn, P. W. y Manzello, D. P., 2015; González-Barrios, F. J. y Álvarez-Filip, L., 2018), “morfología coralina y complejidad estructural” (Agudo-Adriani, E. A., Cappelletto, J. *et al.*, 2016; Denis, V. *et al.*, 2017; Dornelas, M., Madin, J. S. *et al.*, 2017; Edinger, E. N. y Risk, M. J., 2000; Glynn, P. W. y Manzello, D. P., 2015; González-Barrios, F. J. y Álvarez-Filip, L., 2018), “demografía y tasas de reclutamiento” (Ben-Tzvi, O., Loya, Y. *et al.*, 2004; Hughes, T. *et al.*, 2011), “mortalidad” (Ben-Tzvi, O. *et al.*, 2004; Hughes, T. *et al.*, 2011), “servicios de información” (Cesar, H. *et al.*, 2003; Rapport, D. J. y Maffi, L., 2011; Roberts, C. M., 1995), “turbidez” (Roy,

K. J. y Smith, S., 1971, Edinger, E. N. y Risk, M. J., 2000), “presencia y cobertura de algas” (Adjeroud, M., Michonneau, F. *et al.*, 2009; Coyer, J. A., Ambrose, R. F. *et al.*, 1993; Roberts, C. M., 1995), “blanqueamiento y enfermedades” (Adjeroud, M. *et al.*, 2009; Blanchon, P. *et al.*, 2010; Hughes, T. *et al.*, 2011).

Otra variable considerada para definir la salud ecosistémica según (Jamieson, D., 1995) es la longevidad, la cual, no es de común consideración, probablemente porque la tasa alta de extinción detectada es relativamente reciente, sin embargo tiene que ver con la supervivencia. Esta variable se relaciona con la capacidad de sobrevivir y con el ciclo reproductivo de dichos organismos. La capacidad de sobrevivir de cada organismo es inherente, así, se adaptan a su ambiente para sobrevivir y su reproducción es la manera de garantizar la supervivencia de las especies a lo largo del tiempo, por lo que la longevidad a primera vista indicaría la salud individual de un organismo.

En el 27.65% de las metodologías se recurre a “índices arrecifales” como método de parametrización de variables, los cuales en su mayoría se centran en el mantenimiento de la “Salud Arrecifal” (p. ej. Alvarez, A. *et al.* (2020); Healthy_Reefs_Initiative (2020); Kaufman, L. *et al.* (2011); Putri, A., Adiwijaya, C. *et al.* (2020)). Sin embargo, al no tener una definición ecológica estandarizada, manejan diferentes indicadores para estimar la salud arrecifal, el más relevante fue la “cobertura coralina”, ya que el 46.80% de los artículos la utilizaban para su respectivo estudio siendo su manejo pertinente y viable al ser una variable cuantificable en cualquier tipo de arrecife. La cobertura coralina indica entre otros aspectos su “estado actual”, refleja la presencia de enfermedades o blanqueamiento (Adjeroud, M. *et al.*, 2009; Kaufman, L. *et al.*, 2011; Miller, J., Muller, E. *et al.*, 2009), la abundancia de especies coralinas (Edinger, E. N. *et al.*, 1998; González-Barrios, F. J. y Álvarez-Filip, L., 2018), y es un medio de cuantificación del crecimiento coralino (Dornelas, M. *et al.*, 2017). Una alta cobertura coralina se traduce como un buen indicador del estado de un sistema arrecifal por ser una característica propia de un arrecife prístino (Graham, N. A., Bellwood, D. R. *et al.*, 2013).

Cada autor maneja la “Salud Arrecifal” desde su propia perspectiva. Según Burke, L., Reyter, K. *et al.* (2011), la “Salud Arrecifal” es la definición más pertinente en cuanto a la ecología, ya que está aunada al concepto de “Resiliencia”. Para Holling, C. S. y Gunderson, L. H. (2002) la adaptabilidad de un ecosistema tiene que ver con la capacidad de los diferentes representantes de un ecosistema para manejar la resiliencia frente a diferentes factores estresantes, sin cambiar a un estado alternativo. La resiliencia busca la persistencia de la

estabilidad, ésta última explicada por Holling, C. S. (1973) como el mantenimiento de un mundo predecible ante la obtención de recursos de la naturaleza con la menor fluctuación posible, sin embargo, la interacción de eventos aleatorios, en alguna proporción, es lo que determina la forma, tamaño y características de un ecosistema.

Uno de los primeros antecedentes sobre la biología de conservación fue definido por Soulé, M. E. (1985) como la aplicación de la biología para abordar los problemas de las especies y ecosistemas perturbados por humanos. Para este autor el ser humano es un componente ajeno a un ecosistema a pesar del rol que juega dentro del mismo ecosistema, a diferencia de los enfoques de la nueva ciencia de la conservación, que al involucrar al ser humano recurren al término “Resiliencia”, destacando que el ser humano debe ayudar a moldear al ecosistema en busca de su conservación para una pronta resiliencia, para que a pesar de obtenerse recursos del medio ambiente, el ecosistema busque la manera de regresar a su estado original (Costanza, R., 2012; Doak, D. F., Bakker, V. J. *et al.*, 2015).

Para Waylen, K. A., Fischer, A. *et al.* (2010) el éxito de la conservación se ve directamente afectado por el apoyo cultural de las comunidades locales, Kareiva, P. y Marvier, M. (2012) argumentan que la conservación debe avanzar hacia una ciencia que esté basada en evidencia acumulada sistemáticamente, con el posterior análisis cuantitativo del sitio de estudio; un elemento de referencia podría ser un “índice” como antecedente de la condición del sitio, y en un futuro a corto plazo, usar este índice en la conservación arrecifal.

Landa, R., Meave, J. *et al.* (1997) conceptualizaron al “deterioro” como la transformación del medio ambiente por fenómenos naturales o antropogénicos, que provoca una reducción o pérdida completa de sus propiedades físicas y biológicas. Éste es un concepto cercano a enfoques biológicos y ecológicos en la evaluación de la condición de un ecosistema. Para arrecifes coralinos, González-Díaz, P., de la Guardia, E. *et al.* (2003) manifiestan que los indicadores ecológicos que reflejan deterioro son la disminución de la densidad, variaciones en la cobertura coralina, abundancia de algunas especies de corales y aumento en densidad de esponjas. En cambio, para Downs, C. A. *et al.* (2005) el deterioro se presenta por la alteración en las tasas de crecimiento y regeneración, la incidencia de enfermedades, y la reducción de los esfuerzos de reproducción y reclutamiento.

Discusión

La razón fundamental para la conservación es la atenuación del efecto del ser humano sobre la naturaleza, ello queda patente en que el surgimiento de la Conservación “científica” responde a una necesidad pragmática del rescate económico y utilitarista (Leopold, A., 1979); Debido a que quien tiene el deber y la visión de conservar es el ser humano, puede decirse que el motor de la conservación es en origen antropocéntrico. Lo anterior se traduce claramente en los primeros trabajos de Leopold; posteriormente se agregan los enfoques ético y científico por el mismo Leopold e incluso atribuyendo a Leopold un espíritu ético y filosófico con matices científicos darwinianos (Norton, B. G., 1988, 2011). La naturaleza pragmática de Leopold es analizada por Callicott, J. B., Grove-Fanning, W. *et al.* (2009), de hecho, la historia de Leopold es la de un individuo que en sus primeras etapas estaba a favor del uso de los recursos naturales por los humanos, a grado tal que era activista a favor de acabar con los predadores, competidores de los humanos (Norton, B. G., 1988).

Un pilar de la conservación aún vigente es la Ética, la cual en esencia se fundamenta en “la moral”, “el bien” y “sus valores” (RAE, 2021), dicho fundamento no necesariamente empata con los principios científicos, ya que “lo justo” y “lo correcto” desde el punto de vista antropocéntrico no necesariamente coincide con las leyes biológicas y ecológicas. A pesar de que en la actualidad se considera al ser humano como parte de la comunidad biológica y no como un ente superior, el enfoque moral de la Conservación es fundamental (Collomb, J. D., 2017). Para Callicott, J. B. (1990); Collomb, J. D. (2017), el enfoque conservacionista antes descrito aún permea a pesar de que para la ecología moderna se considera como prioritario a las “perturbaciones” que interfieren el equilibrio ecológico, en consonancia con los trabajos de Odum que describen el equilibrio ecológico y la autorregulación de los sistemas bajo los principios de auto estabilidad y armonía ecológica. De este pensamiento moderno, al parecer se desprenden los conceptos de “bienestar” y “salud” de los sistemas ecológicos y su relación con las perturbaciones. Algo trascendente de centrarse primordialmente en las “perturbaciones” es que al parecer el equilibrio y la estabilidad no son la excepción sino la regla.

Independientemente de los enfoques conservacionistas ético y ecológico, sigue vigente el enfoque antropocéntrico, ya que, en ambos casos la influencia humana es un factor de transformación para la atenuación de la misma influencia humana, lo que implica el control ya sea “ético” o “científico” de la naturaleza ante perturbaciones antrópicas y naturales.

La transformación científica de la naturaleza es el referente para la disciplina denominada “Biología de la conservación”, la cual se enfoca a la remediación de crisis ecológicas, algo análogo a “cirugía de guerra”, la cual tiene como objetivo enfrentar crisis ecológicas (Soulé, M. E., 1985). Para los biólogos conservacionistas, hay tres puntos importantes a considerar, uno, la dominancia de los aspectos económicos y de bienestar social humano; dos, las acciones conservacionistas se enfocan a unas cuantas especies objetivo, por ejemplo, especies en peligro, pesquerías de importancia comercial, especies clave, etc.; y tres, la biología conservacionista considera a las poblaciones humanas como parte de los componentes naturales, considera indicadores biológicos importantes como la biodiversidad, y se basa en principios ecológicos científicos. Desafortunadamente su visión primordial es mantener las condiciones imperantes, por lo que es muy factible alterar las tendencias evolutivas naturales de los sistemas; lo anterior es análogo a no considerar a los sistemas biológicos en una escala cronológicamente amplia, alterando su evolución natural (Kareiva, P. y Marvier, M., 2012; Soulé, M. E., 1985). Alternativamente, los esfuerzos por considerar la extinción en la conservación de la biodiversidad mediante estudios filogenéticos (Forest, F., Crandall, K. A. *et al.*, 2015), podría brindar elementos para incidir en el problema de la conservación a escalas de tiempo grandes.

Para el medio marino aplican los conceptos antes vertidos y la amplia variedad de indicadores o estresores desarrollados es reflejo de la naturaleza y complejidad de los diferentes biomas y objetivos de conservación. El manejo de los recursos marinos sigue políticas conservacionistas ecológicas y sociales, la cuales, al centrarse en particularidades y objetivos específicos dificultan la existencia de indicadores estándar aplicables a todos los sistemas arrecifales coralinos.

En cuanto al uso del concepto de salud como principal objetivo en la conservación, es muy importante considerar lo que fundamenta Jamieson, D. (1995) respecto a no manejar el concepto de salud en los estudios ecosistémicos por ser un concepto ambiguo y mal manejado, ya que considera que el concepto de salud, si bien es metafórico, cumple una función motivacional. Otro factor de peso es la postura de Rapport, D. J. y Maffi, L. (2011) en cuanto a que los tomadores de decisión son las poblaciones que interactúan directamente con los sistemas arrecifales y sus acciones se ven influenciadas por el conocimiento, interés económico, cultural y ecológico, por lo que la motivación por la salud de los sistemas arrecifales depende del conocimiento e interés de estas poblaciones, ejemplificando esta última afirmación. Si se considera las observaciones de Downs, C. A. *et al.* (2005) en cuanto a que dentro el marco

de gestión surgen intereses particulares que ocasionan el uso de diferentes metodologías para el mismo problema o una inacción ante una política de no respuesta, donde es muy probable que entre los mismos tomadores de decisión terminen culpándose por el mal manejo, resulta claro que el uso de la salud como concepto clave no es homogéneo ni concreto entre los autores debido a los diferentes intereses en la gestión o en el significado del concepto salud arrecifal. Lo anterior refuerza lo ejemplificado por Jamieson, D. (1995) en analogía con la salud en el bienestar humano, donde los mismos varían con la percepción con la que cada individuo interpreta su propia salud, sumando o restando la importancia a indicadores de deterioro de nuestra salud o enfermedad. El considerar los bienes y servicios que provee el arrecife, como indicadores de salud o de conservación arrecifal, es un ejemplo de que la salud de un ecosistema se convierte en una extensión de la preocupación por la salud individual y satisfacción de necesidades humanas (Rapport, D. J., 1992).

De igual manera, es necesario evaluar la verdadera importancia de considerar variables ecológicas ligadas a las necesidades humanas como indicadores de salud, tal es el caso de la complejidad estructural tridimensional (Dornelas, M. *et al.*, 2017; Gladfelter, W. B., 1982) que determina las poblaciones de peces de importancia comercial (Healthy_Reefs_Initiative, 2020) en beneficio de las poblaciones locales (Rapport, D. J. y Maffi, L., 2011, McField, M., Kramer, P. *et al.*, 2007).

En la práctica científica, la existencia de diferentes enfoques e indicadores para medir la salud arrecifal se refleja en el hecho de que se emplean diferentes variables como indicadores de “buena o mala” salud. Variables biológicas indicadoras como la Biodiversidad (González-Díaz, P. *et al.*, 2003), dominancia ecológica (p. ej. Alvarez-Filip, L., Carricart-Ganivet, J. P. *et al.*, 2013), remplazo de especies formadoras de arrecife y abundancia de especies oportunistas, las cuales pueden explicar la reducción de deposición de CaCO_3 y aumento de tasas de erosión (Glynn, P. W. y Manzello, D. P., 2015), alterándose la dinámica arrecifal y conduciendo a la muerte coralina implica que la selección de variables indicadoras depende del fenómeno causante de deterioro ecológico en arrecifes específicos.

Por otra parte, la manera en la que se ha idealizado a los sistemas arrecifales hace que se espere que un arrecife saludable sea estructuralmente complejo y diverso, por ejemplo, Edinger, E. N. y Risk, M. J. (2000) le dieron un rango de importancia a la conservación de comunidades arrecifales, donde las especies masivas o sub-masivas son de menor preocupación debido a que las consideran con un alto grado de daño, sin embargo, Alvarez-

Filip, L. *et al.* (2013) añade que estas especies son resistentes a cambios climáticos y efectos de turbidez ocupando el espacio colonizable de las especies deseadas, esto indica que existe un grado de competencia por el espacio habitable (p. ej. Connell, J. H., Hughes, T. P. *et al.*, 2004), por lo que esta dominancia y competencia de especies más adaptadas puede tomarse como el inicio de un arrecife en construcción (Hubbard, D. K., 2015) o representar un cambio de estado que no debería ser considerado como un efecto negativo en la condición de un arrecife coralino, debido a que representa especies adaptadas desde su morfología hasta su nivel simbiótico para obtención de energía, interpretándolo como otro tipo de arrecife y no como una variable de mala salud arrecifal.

Es contradictorio considerar la conservación basándose en las necesidades humanas (Souter, D. W. y Linden, O., 2000) debido a que los sistemas arrecifales se encuentran en constante cambio (Hoegh-Guldberg, O., Pendleton, L. *et al.*, 2019), por lo que es necesario decidir si la conservación debe hacerse bajo el concepto de que el ser humano es quien debe adaptarse a los cambios, o buscar que estos sistemas se adapten a las necesidades humanas; lo primero implica mantener los sistemas ecológicos y lo segundo transformarlos.

La mayoría de las variables enlistadas en la sección de resultados del presente capítulo (pág. 23) están relacionadas entre sí como parte del funcionamiento arrecifal. El hecho de que alguno de estos parámetros alcance magnitudes “anormales”, no implica que se deba a una carencia de salud, ya que estos pueden ser parte natural del ambiente a la que los organismos se adaptan, por ejemplo, una alta densidad de algas producto de altos niveles de nutrientes (Walker, D. y Ormond, R., 1982), no necesariamente es sinónimo de deterioro de la salud (Adjeroud, M. *et al.*, 2009; Gómez-Cubillos, C., Gómez-Cubillos, C. *et al.*, 2020), pues puede ser producto de otros factores como la erosión mecánica natural del basamento rocoso. Adicionalmente, si no existiera una respuesta como el aumento en la abundancia de algas ante factores externos al arrecife, no habría manera de revertir el problema del exceso de nutrientes (Camp, E. F., Suggett, D. J. *et al.*, 2016), por lo que tendríamos un falso indicador de “mala” salud en la abundancia de algas (Edinger, E. N. y Risk, M. J., 2000), cuando en realidad es un indicador de respuesta positiva resiliente. Lo anterior lleva a considerar que la evaluación del grado de deterioro deba ser más pertinente que la evaluación de la salud arrecifal.

Verdaderos indicadores de salud arrecifal como las enfermedades deberían ser consideradas como indicadoras de deterioro cuando rebasan ciertos umbrales (p. ej. Kaufman, L. *et al.*, 2011) de abundancia y cobertura, ya que de manera natural la muerte de las especies

coralinas producto de la enfermedad abre el paso al recambio generacional y de especies mejor adaptadas al sistema (Côté, I. M. y Darling, E. S., 2010); de hecho, algunos microbios del género *Vibrio* son parte normal de la biota de los corales y solo bajo estrés se convierten en causantes de mortandad (Cervino, J., Thompson, F. *et al.*, 2008). Otros factores como el aumento de temperatura y acidificación oceánica, producto del cambio climático, son catalizadores de estas enfermedades y de muerte masiva (Blanchon, P. *et al.*, 2010), lo que incrementa el nivel de enfermedad sobre los umbrales normales, constituyéndose en causantes de deterioro en la salud arrecifal.

El concepto de Resiliencia no es sinónimo de Salud Arrecifal (Côté, I. M. y Darling, E. S., 2010). La resiliencia es una medida de la vulnerabilidad de un ecosistema ante perturbaciones, que va perdiendo su capacidad de regeneración mientras más perturbaciones recibe (Holling, C. S. y Gunderson, L. H., 2002). Aunque para Costanza, R. (2012) y Mumby, P. J., Hastings, A. *et al.* (2007) sí existe vínculo entre resiliencia y salud, las cuales Costanza relaciona mediante una ecuación matemática, la no relación entre dichos conceptos se desprende de los trabajos de (Côté, I. M. y Darling, E. S., 2010; Holling, C. S. y Gunderson, L. H., 2002). El hecho de que la resiliencia tenga que ver con el grado de respuesta a perturbaciones ecológicas, implica que la resiliencia mide más la vulnerabilidad que la salud. Cuando el umbral de resiliencia es rebasado se llega a un estado en el cual no hay marcha atrás, lo que es sinónimo de cambios de estado, e implica estadios evolutivos del sistema; un ejemplo de ello es la adaptación al cambio climático, caracterizado por la disminución de especies y alta dominancia de las mejor adaptadas (Alvarez-Filip, L. *et al.*, 2013).

Para los autores de este trabajo, más que buscar conceptos, paradigmas o fenómenos unificadores, debería ser más importante evaluar indicadores clave, siguiendo variables que determinen la supervivencia de los sistemas arrecifales. El indicador principal debe de ser el grado de deterioro, o en su defecto el grado de daño (deterioro ocurre cuando un sistema deja de funcionar adecuadamente; daño es la destrucción de la estructura, forma o función de los componentes del sistema). Y la variable principal en donde se manifiesta el indicador anterior es la cantidad de biomasa coralina o energía del sistema; por la naturaleza del crecimiento coralino, la cobertura coralina viva puede ser un estimador óptimo de la biomasa. Coincidiendo con McField, M. *et al.* (2007), es más fácil reconocer el deterioro de un arrecife que definir todo lo que constituye un arrecife saludable. El uso del concepto salud provoca inestabilidad dentro de la medición de parámetros favorables del ecosistema, ya que al no haber una guía clara del

camino es impedimento para que los arrecifes alrededor del mundo se comparen con parámetros estáticos y se describan de la misma manera sin haber sesgos entre investigaciones metodológicas que describan el estado en el que se encuentran los arrecifes. El concepto de deterioro por su parte es de fácil identificación en un arrecife, considerando a la biomasa coralina o al crecimiento arrecifal como principal indicador de éxito, el deterioro implicaría el grado de efecto de las variables limitantes del crecimiento y colonización espacial del medio.

Conclusiones

El proceso de la conservación es una medida pragmática que engloba una variedad de intereses, cuyos objetivos dependen de paradigmas con trasfondo social, ético, económico y ecológico, por lo cual no hay una definición única de conservación.

El concepto de conservación se basa en un concepto universal de mantener a la naturaleza en el mismo estatus previo al impacto humano y de “destrucción natural”.

El concepto de conservación va cambiando de acuerdo con la moral y la perspectiva de las personas que van tomando las decisiones en cuanto a la conservación. Y los paradigmas en los que se basa van cambiando en función de las necesidades pragmáticas morales y económicas: la conservación siempre es antropocéntrica.

Los principales paradigmas en la conservación de los sistemas arrecifales son el mantenimiento de la salud arrecifal, el mantenimiento del grado de resiliencia, armonía ecológica, máxima producción sostenible, mantenimiento de la economía, sostenibilidad y bienestar humano

Desde el punto de vista ecológico se persigue la estabilidad y evolución de los sistemas, desde el punto de vista social, la armonía y belleza, y desde el punto de vista económico, la producción de satisfactores. Ello conduce a que la conservación de los ecosistemas no necesariamente persiga “el bienestar natural” sino el bienestar humano “armónico con la naturaleza”. Esto es extensivo para el medio marino.

Ya que los objetivos de la conservación responden a intereses muy diversos, es casi imposible especificar indicadores y propiedades universales que marquen la pauta para la conservación en general del medio marino. Conceptos como la “salud arrecifal”, resiliencia, y “bienes y servicios”, son difíciles tanto de cuantificar y medir, como de caracterizar. Indicadores ecológicos, geológicos y biológicos como estimadores de estos conceptos, no necesariamente explican su magnitud ni pueden ser factores únicos para satisfacer las necesidades de conservación.

Las variables limitantes en general se deben percibir a través del grado de deterioro ya que es más común encontrar arrecifes que presentan señales de deterioro que arrecifes en perfecto estado. Por lo cual, no es recomendable intentar predecir el estado actual de un arrecife desde la perspectiva del concepto de salud, pero sí identificar y evaluar variables limitantes de crecimiento y biomasa coralina, en lugar de variables que evalúen el estado actual.

Para lo cual en el siguiente capítulo se propone el desarrollo de una herramienta que permita definir las estrategias de conservación. Los índices, modelos e instrumentos de evaluación deben dar mayor importancia a factores ecológicos intrínsecos de las comunidades naturales y mínima ponderación a variables que involucren el beneficio humano social y económico.

Capítulo 2: Deterioro arrecifal: Índice, indicadores ecológicos e instrumento de evaluación

Introducción

Para la toma de decisiones es común encontrar diferentes conceptos sobre los cuáles se basan los criterios para la conservación, entre ellos el mantenimiento de la salud, fortalecimiento de la resiliencia, armonía ecológica, mantenimiento de bienes y servicios, valor económico y sostenibilidad.

Como se concluyó en el capítulo anterior es imposible plantear estrategias de conservación debido a que no existe un concepto único ni puramente ecológico, sino que se trata más bien de un conjunto de enfoques basado en moralidad, ética y utilitarismo. Lo anterior hace imposible incluso la elaboración de un instrumento unificado base para el monitoreo de variables indicadoras para la conservación. Como alternativa se recurre al monitoreo de variables limitantes y estresores tanto naturales como antropogénicos.

Ante la gran diversidad de criterios para elegir las variables indicadoras adecuadas para la conservación arrecifal, es necesario contar con una alternativa en forma de herramienta que resulte incluyente de los principales factores y variables de interés para los tomadores de decisiones, pero que se sustente “más” en las propiedades ecológicas de los sistemas que en factores sociales, morales, éticos y utilitaristas desde una perspectiva únicamente antropocéntrica. Dicha estrategia deberá abrir la perspectiva a nuevas propuestas con el menor sesgo posible y reducir al mínimo intereses específicos no inherentes al sistema ecológico en sí.

Para construir la alternativa en forma de herramienta es necesario identificar primeramente el atributo más importante para la toma de decisiones, la magnitud que defina el grado de valor de dicho atributo, la variable dependiente descriptora medible, cuantificable y predecible, estresores, y evaluar el grado en que la relación cuantitativa entre estresores define atributos importantes para la conservación basadas en el estado del sistema.

Marco teórico

En la literatura científica, la influencia de distintos estresores que causan un grado de impacto sobre los sistemas arrecifales esta medido en base al concepto “deterioro”, o bien puede aparecer como “daño”, “disturbio” o “amenaza”. El grado de impacto puede ser causado por diferentes factores, por ejemplo, deterioro por eutrofización y urbanización (Glynn, P. W. y Manzello, D. P., 2015), deterioro por cambio climático (Hansen, L. *et al.*, 2010), amenaza por cambio climático (Van Hoodonk, R., Maynard, J. A. *et al.*, 2014), amenaza por huracanes (Liceaga-Correa, M., Arellano-Méndez, L. *et al.*, 2010), deterioro por actividades humanas: sobrepesca, turismo, agricultura y crecimiento poblacional costera (Hoegh-Guldberg, O. *et al.*, 2019), daño por enfermedades (Cervino, J. *et al.*, 2008), daño por blanqueamiento (Fitt, W. K., Brown, B. E. *et al.*, 2001), disturbio por huracanes (Glynn, P. W. y Manzello, D. P., 2015). En todos los casos mencionados, el impacto por dichos estresores está evaluado mediante la magnitud del área impactada, número de organismos, estructura, y valor económico perdido, entre otros.

La energía es el atributo que define la capacidad de un sistema para ejecutar sus funciones; la energía puede constituirse como un componente estructural (Energía estructural: *EE*) y como un factor funcional (Energía funcional: *EF*), en virtud de lo anterior, se puede considerar a la energía como “moneda de cambio” entre estructura y función. Ya que todo sistema tiende a crecer al máximo dentro de sus propios límites naturales (Fath, B. D., Jørgensen, S. E. *et al.*, 2004), el grado de energía de un sistema ($EE+EF$) se puede considerar como indicador de crecimiento y desarrollo. Si el grado de energía es un indicador de crecimiento y desarrollo, se puede considerar al “estado del sistema” como el grado energía en un momento dado. Con lo anterior, los estresores del sistema serían aquellas variables cuantitativas que impactan en el estado del sistema, es decir, el grado energía impactada en un momento dado.

En virtud de lo anterior es fundamental definir la moneda de cambio, como la forma de energía en que se pueda estimar el estado del sistema dentro del sistema arrecifal (Energía del sistema $ES= EE+EF$), y en la cual se pueda fundamentar el monitoreo del grado de impacto. Una vez definida la moneda de cambio debe caracterizarse a la variable dependiente indicadora del grado de impacto, así como a las variables estresores. El grado de impacto por sí solo sería una magnitud que diría poco sobre el sistema, por lo que lo más trascendente debería ser la

medición de las relaciones cuantitativas entre los diferentes estresores y su grado de impacto en el sistema. Así mismo, resulta importante contar con un instrumento o herramienta cuantitativa que revele el grado de impacto y la magnitud del efecto de las relaciones cuantitativas con los diferentes estresores.

Planteamiento del problema

Debido a la discrepancia en la manera de abordar la conservación arrecifal que genera metodologías diferentes y no aplicables a distintas comunidades de arrecifes coralinos, es necesario a través de conceptos pertinentes (daño, impacto y deterioro) la creación de una herramienta que permita identificar el estado de sistema a través de la cuantificación de variables estándar de los diferentes arrecifes coralinos de manera generalizada, que sea repetible y eficaz en las diversas comunidades arrecifales.

Objetivos

Desarrollar una herramienta cuantitativa para estimar el grado de deterioro arrecifal a partir de variables cuantificables como la cobertura coralina e indicadores que afecten su desarrollo, que permita ser repetible y comparable con distintos arrecifes coralinos.

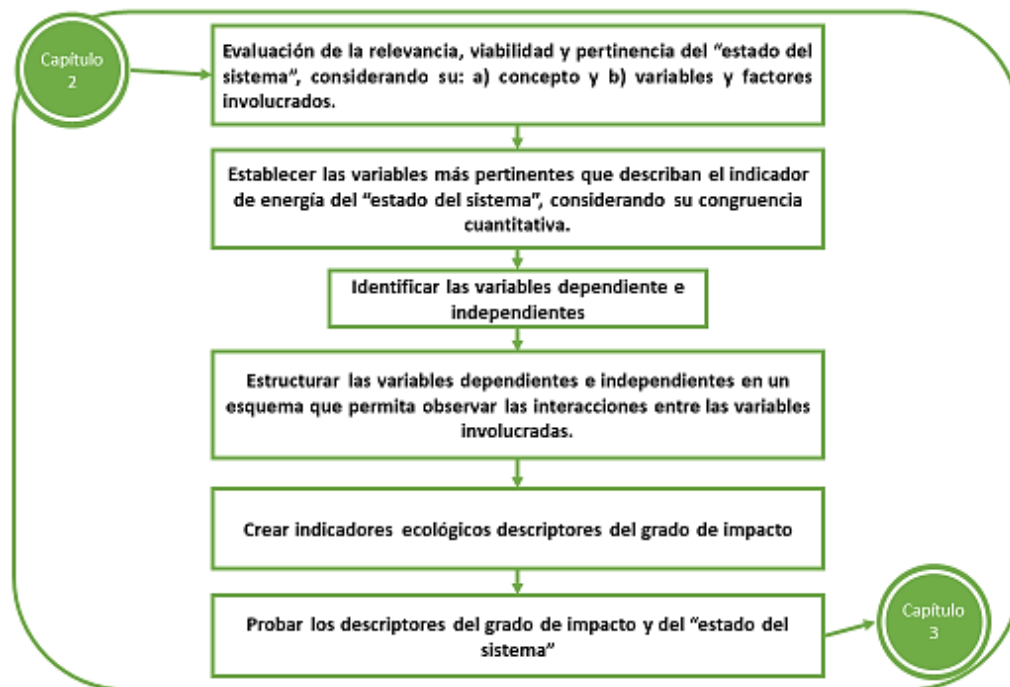
Objetivos particulares:

1. Definir “daño”, “impacto”, “deterioro” y evaluar si son los mejores descriptores del estado del sistema.
2. Identificar las variables que cuantifiquen el daño o en su caso el grado de impacto.
3. Definir la variable dependiente para el cálculo del daño o en su caso grado de impacto.
4. Definir “Estado del sistema”.
5. Especificar las relaciones cuantitativas entre diferentes factores de daño (grado de impacto) y el estado de sistema.

Metodología

Se hizo una búsqueda bibliográfica sobre las propiedades que comúnmente se evalúan en los sistemas arrecifales para su conservación, para identificar un indicador de energía involucrado en el crecimiento y desarrollo de los sistemas arrecifales, el cual pueda ser interpretado como un análogo del “estado del sistema”, y como variable dependiente.

Se evaluó la relevancia, viabilidad y pertinencia del análogo del “estado del sistema”, a partir de los resultados y conclusiones del capítulo anterior, de principios fisicoquímicos y biológicos, y de la identificación (Energía y biomasa) de la mejor forma de evaluar cuantitativamente la variable que mejor describa al indicador de energía. Finalmente, se propuso una herramienta para la evaluación cuantitativa del grado de impacto de los estresores (variables independientes) sobre la variable dependiente, la cual pueda utilizarse como un instrumento para la toma de decisiones hacia la conservación de los sistemas arrecifales coralinos.



Esquema 5: Diseño de estudio para la elaboración de este capítulo. Se evaluaron las variables relevantes considerando su congruencia cuantitativa para la creación de indicadores ecológicos capaces de estimar el grado de impacto del sistema.

Conforme al Esquema 5, la herramienta generada se planteó de manera estructurada, de tal forma que permitiese observar las interacciones entre las variables involucradas,

ubicando a las variables independientes en compartimientos a distintos niveles y tomando dicha estructura como punto de partida para el planteamiento de ecuaciones para la mejor descripción del Estado del Sistema. Para la ubicación de las variables independientes se recurrió a la revisión de conceptos y estudios previos en bibliografía especializada. Finalmente, se ensayaron diferentes escenarios posibles de interacción entre las variables mediante la creación de índices para la identificación de descriptores de grado de impacto útiles para la toma de decisiones enfocadas a la conservación de los sistemas arrecifales.

Resultados

Los primeros resultados fueron producto de la búsqueda bibliográfica de antecedentes y elementos encaminados a identificar los mejores indicadores para el estudio del estado de los sistemas arrecifales. En consecuencia, se encontró que no existen indicadores universales, por lo que se elaboró la propuesta de una herramienta que permitiese derivar indicadores ecológicos de manera estructurada a partir de datos estandarizados. Dicha herramienta se enfocó a brindar apoyo a la toma de decisiones encaminadas a la conservación de los sistemas arrecifales coralinos.

En el diccionario “*American Heritage (2020)*” se define daño como la “destrucción o pérdida en valor, utilidad o habilidad, resultante de una acción o evento” (*Destruction or a loss in value, usefulness, or ability resulting from an action or event*). Para la RAE, en el encabezado “daño emergente”, el concepto Daño aparece como “Valor de la pérdida sufrida o de los bienes destruidos o perjudicados”.

En el glosario de la OECD (OECD, 1997) impacto ecológico es el “efecto de las actividades humanas y eventos naturales sobre los organismos vivos y su entorno no vivo”. De manera general, se puede considerar a los impactos como aquellos efectos estructurales o funcionales de estresores sobre un sistema, sin implicar una connotación únicamente negativa, por ejemplo, la restauración.

Landa, Meave y Carabias (1997), ponen énfasis en el “deterioro”, conceptualizándolo como la “transformación del medio ambiente por fenómenos naturales o antropogénicos, que provoca una reducción o pérdida completa de sus propiedades físicas y biológicas”.

Para comprender las propiedades físicas y biológicas de un sistema tan complejo como lo es un arrecife coralino, lo primero es partir de que los seres vivos consisten de dos elementos: estructura y reserva energética, para Kooijman, B. y Kooijman, S. (2010) éstas se expresan como “biomasa y funciones del organismo”. El crecimiento del organismo depende de la energía, y la energía se encuentra como biomasa, por lo tanto, el almacenamiento de biomasa se puede interpretar como un indicador del potencial de crecimiento.

Otro argumento a favor de considerar la biomasa en la cobertura como indicador del grado de éxito y crecimiento de un arrecife, consiste en que la principal fuente de energía para los corales proviene de la asociación simbiótica que mantienen con algas fotosintéticas (zooxantelas), las cuales al requerir de luz se alojan dentro del tejido vivo. Por ser la matriz

calcárea y opaca, la parte viva se restringe a la parte superficial de la estructura (Sorokin, Y. I., 1995). El tamaño de los pólipos de diferentes especies oscila entre 0.12 cm y 12 cm, con un promedio de 0.5 cm en los corales más comunes, y el grosor del cenosarco (pág. 54) se mantiene en un promedio de 0.04 cm (Wangpraseurt, D., Larkum, A. W. *et al.*, 2012; Knowlton, N., 2018).

El crecimiento celular coralino permite la producción de colonias de gran tamaño, por lo general como acumulaciones coralinas o módulos integrados por clones físicamente separados, denominados “ramets” (Goreau, T. F., Goreau, N. I. *et al.*, 1979; Harrison, P. L., 2011; Titlyanov, E., Titlyanova, T. *et al.*, 2001).

Los pólipos coralinos absorben iones Ca^{2+} del agua y los transfieren por difusión al sitio de calcificación (Goreau, T. F. *et al.*, 1979) formando fibras de aragonito y dando pie a mineralización que engrosa las fibras, e integrándose al esqueleto (Cuif, J.-P. y Dauphin, Y., 2005).

La cobertura en la dinámica del sistema arrecifal, contempla dos aspectos relevantes, tamaño y forma, ya que según la teoría del presupuesto de energía dinámica (“*Dynamic Energy Budget*”, DEB) de Kooijman, B. y Kooijman, S. (2010), la acción de conservar su masa y energía está en función de su área superficial y volumen; esto es, el proceso de adquisición energética depende del área superficial y el mantenimiento de su volumen para sus funciones; estos procesos están controlados por el nivel de disponibilidad de alimentos en el ambiente.

McField, M. *et al.* (2007) mencionan que, por lo general, la cobertura de coral se usa como parámetro en los programas de monitoreo de arrecifes, debido a que refleja el cambio adaptativo que ha sufrido el arrecife a través del tiempo como resultado final de todos los procesos biológicos y ecológicos, tales como competencia, herbivoría, mortalidad y reproducción, entre otros.

Como se mencionó antes (página 36), la energía en un sistema está integrada por la energía estática y la energía dinámica, las cuales, para Anthony, K. R., Connolly, S. R. *et al.* (2002) son la masa y la entalpía. Juntas estas propiedades serían las descriptoras del estado energético del sistema.

La cobertura coralina no necesariamente debe ser el único elemento para la evaluación del grado de estrés en un arrecife, ya que existen otros componentes estrechamente relacionados en un ambiente complejo y complementario, que se relacionan con la cobertura coralina, entre ellos, la cobertura de algas, destrucción física natural y antropogénica,

enfermedades, mortalidad por cambio climático, etc. Dornelas, M. *et al.* (2017) mencionan que el crecimiento coralino está en función de la integración de cúmulos o módulos de pólipos. El proceso de integración de los pólipos y módulos favorece el intercambio de energía y nutrientes como resultado de procesos fisiológicos que influyen en las limitantes geométricas. Ya que la biomasa es un almacén de energía, el grado de biomasa coralina refleja el nivel de intercambio de energía del sistema y con ello también su estado energético.

Blanchon, P. *et al.* (2010); Fitt, W. K. *et al.* (2001) refieren que el blanqueamiento coralino es uno de los signos más notorios de las variables asociadas al cambio climático que afectan actualmente a los arrecifes, para Downs, C. A. *et al.* (2005) los tres principales estresores son la sobrepesca, la reducción de calidad de agua y sustrato por eutrofización, y sedimentación (Garzón-Ferreira, J., 1997; Jones, R., Bessell-Browne, P. *et al.*, 2016). En particular Glynn, P. W. y Manzello, D. P. (2015) mencionan que la presencia de algas genera eutrofización y bioerosión. Venera-Ponton, D. E., Diaz-Pulido, G. *et al.* (2011) consideran que la presencia de algas y macroalgas afectan de manera negativa el crecimiento coralino. Como se mencionó en la sección de marco teórico, página 36, los siguientes estresores también aparecen en literatura como factores importantes a considerar para la toma de decisiones enfocadas a la conservación: enfermedades (Cervino, J. *et al.*, 2008; Garzón-Ferreira, J., 1997; Gil-Agudelo, D. L., Navas-Camacho, R. *et al.*, 2009) y huracanes (Liceaga-Correa, M. *et al.*, 2010).

Ante la imposibilidad de fijar un número de estresores para todos los sistemas arrecifales, proponemos de manera inicial la siguiente estructura que considera la existencia de diferentes “tipos de área”, los cuales se caracterizan por un atributo importante para la medición de impactos, por ejemplo, presencia o ausencia de algún tipo de organismos, tipos de fondo, presencia de coral enfermo, entre otros. Además de los tipos de área se consideran los signos de impacto de estresores (pág. 49). Los principales tipos de área y signos a considerar en este capítulo se enumeran en el cuadro siguiente (*Tabla 2*).

Tabla 2: Tipos de área considerados para la elaboración de una herramienta. Cada tipo de área abreviada en la columna “Sigla” es representativo de un atributo del sistema arrecifal, caracterizado conforme a su significado (columna tres).

Sigla	Tipo de área	Significado
<i>T</i>	Área total	Es el área total monitoreada del arrecife.
<i>AH</i>	Área habitada.	Es el área que reúne las características necesarias para el desarrollo coralino y actualmente se encuentra colonizada.
<i>AnH</i>	Área no habitada	Es el área que puede reunir o no las características necesarias para el desarrollo coralino, que por una u otra causa no se encuentra colonizada, se encuentra desocupada.
<i>AnHnHab</i>	Área no habitable	Es el área desocupada que no reúne las características suficientes para facilitar el asentamiento y desarrollo coralino.
<i>AnHnHabHo</i>	Área con hoyos	Es el área donde se encuentran gran número de agujeros y túneles, parte de la estructura de un arrecife, los cuáles limitan la disponibilidad de luz.
<i>AnHnHabAr</i>	Área con fondo arenoso	Es el área difícilmente habitable debido a que no da un soporte duro y elevado para el asentamiento y colonización para todas las especies coralinas.
<i>AnHPD</i>	Potencial de desarrollo	Es el área que reúne las características necesarias para el desarrollo coralino, que por una u otra causa no se encuentra colonizada o dañada, se encuentra desocupada.
<i>AnHPCR</i>	Área de corales reclutas	Es el área colonizada por propágulos coralinos ya desarrollados, alcanzando un tamaño visible dentro de los foto-transectos, considerando como corales reclutas los menores de 20 cm de diámetro.
<i>AnHPRo</i>	Área con roca desnuda	Es el área topográficamente elevada y de superficie sólida que se encuentra desocupada, esta se diferencia por no tener señales de haber sido formada por corales. Posee el potencial de ser ocupada por cobertura coralina o por otra variable de impacto.
<i>AnHPAc</i>	Área con cobertura de alga coralina costrosa	Es el área ocupada por alga coralina costrosa que cementa la superficie del arrecife, facilitando el asentamiento coralino.
<i>AHnl</i>	Área habitada no impactada	Es el área que reúne las características necesarias para el desarrollo coralino, por lo cual se encuentra colonizada por organismos que no presentan interacciones negativas con las diferentes variables

Sigla	Tipo de área	Significado
		ambientales, y se encuentra limitada por sitios donde el efecto de las variables de impacto negativo es manifiesto.
<i>AHI</i>	Área habitada impactada	Es el área habitada por corales que además de reunir las características necesarias para el desarrollo coralino, presenta el efecto de variables de impacto negativo.
<i>AHIM</i>	Área impactada con coral muerto	Es el área de coral muerto por uno o más factores de impacto, como blanqueamiento (AIMB) y daño físico (AIMF), natural y antropogénico.
<i>AHIE</i>	Área impactada con signos de coral enfermo	Es el área que presenta indicios de la existencia de coral enfermo, causado por uno o más factores de impacto (estresores).
<i>AHID</i>	Área impactada con depredación	Es el área de coral impactada con signos de depredación, como mordeduras y otras señales de pastoreo.
<i>AHIA</i>	Área impactada con algas	Es el área del arrecife que se encuentra cubierta por algas (filamentosas o macro-algas) que compiten con el desarrollo coralino por espacio disponible.
<i>AHII</i>	Área impactada con especies invasoras.	Es el área del arrecife ocupada por organismos incrustantes que compiten con los corales por el espacio disponible para colonizar.
<i>AHIO</i>	Área impactada con otros factores	Es la variable que abre la posibilidad de poder involucrar más variables de impacto no consideradas.
<i>AIN</i>	Área con impacto natural	Es el área que reúne las características necesarias para el desarrollo coralino, pero se encuentra limitada por distintas variables ya mencionadas con un origen natural.
<i>AIA</i>	Área con impacto antropogénico	Es el área que reúne las características necesarias para el desarrollo coralino, pero se encuentra limitada por distintas variables ya mencionadas con un origen humano.

En virtud de lo anterior, se propone una estructura a partir de la cual se puedan generar indicadores ecológicos; dicha estructura deberá estar acotada a un número constante de variables, pero abierta a incluir nuevos estresores no considerados como “sub-áreas”, deberá estar basada en áreas, ya sea como una proyección 2D (Energía proyectada: *EP*) o como el área efectiva 3D (Energía total: *ET*) de los corales pétreos, y debe permitir la creación de índices

y otros indicadores ecológicos. La integración de nuevos estresores está concebida como un proceso dinámico que responde a los cambios en magnitud de los efectos por cada variable, a la aparición de nuevas variables y a la desaparición de otras previas.

Los factores se integran gráficamente en el Esquema 6, el cual representa la herramienta para la evaluación cuantitativa del grado de impacto de diferentes estresores, cuyo nombre adoptado aquí es “Herramienta de Evaluación Cuantitativa del Estado del Sistema Arrecifal” al cual nos referiremos por sus siglas HECESA. La parte esquemática de HECESA está integrada por tres columnas, que representan distintas áreas sujetas a diferentes atributos particulares que las caracterizan, partiendo de lo general a lo particular. Los atributos pueden ser positivos o negativos, por ejemplo, el área no impactada (*AHnI*) y el área habitada impactada (*AHI*) por estresores.

Área total	Tipos de área		Signos
C1: N1 Área Habitada (AH)	C2:N1 Área Habitada no Impactada (AHnI)		
	C2:N2 Área Habitada Impactada (AHI)		C3:N1 Área Impactada con Coral Muerto (AHIM)
			C3:N5 Área Impactada por Coral Enfermo (AHIE)
			C3:N6 Área Impactada por Depredación (AHID)
			C3:N7 Área Impactada por Algas (AHIA)
			C3:N8 Área Impactada por Especies Invasoras (AHII)
			C3:N9 Área Impactada por Otros Factores (AHIO)
* C1:N2 Área no habitada (AnH)	C2:N3 Área no Habitable (AnHnHab)		C3:N10 Área con Fondo Arenoso (AnHnHabAr)
			C3:N11 Área con Hoyos (AnHnHabHo)
	C2:N4 Área Potencial de Desarrollo (AnHPD)		C3:N12 Área de corales reclutas (AnHPCR)
			C3:N13 Área con roca desnuda (AnHPRo)
			C3:N14 Área con cobertura de alga coralina costrosa (AnHPAc)

Esquema 6: Representación de las principales áreas indicadoras de impacto de un sistema arrecifal. Se esquematizó a las relaciones entre indicadores, mostrando los signos que conforman los tipos de área. Tipo de área: atributo representativo de un sistema arrecifal que ocupa un espacio bidimensional, Atributo Signo: identificador de algún indicio que revela el efecto de algún impacto o de algún estresor.

En la primera columna del Esquema 6, el área total (AT), se encuentra dividida en área habitada (AH) y área no habitada (AnH). En la segunda columna, el área habitada se subdivide en área habitada no impactada (AHnI) y área habitada impactada (AHI). El área no habitada se ubica físicamente en los márgenes del arrecife y se subdivide en área no habitable (AnHnHab) y en área con potencial de desarrollo (AnHPD). La diferencia entre el área habitada impactada (AHI) y el área con potencial de desarrollo (AnHPD) se encuentra en que la AnHPD está constituida fundamentalmente por propágulos sobre roca desnuda y roca pre colonizada por algas costrosas. Cuando el basamento en la AnHPD es roca calcárea de origen coralino antiguo o largamente muerto, se puede considerar como zona de recuperación.

En el caso particular de este estudio, el área no impactada (*Esquema 6*) no se subdivide debido a que sólo contemplamos el total de su energía, pero es factible que en un futuro pudiese hacerse la subdivisión en caso de existir estresores “positivos” que contribuyan al mejoramiento de dichas áreas, por ejemplo “áreas protegidas”, “áreas inaccesibles”, “áreas recuperadas”, etc.

En este trabajo se utilizó el término “signo” como identificador de algún indicio que revela el efecto de algún impacto o de algún estresor. En la tercera columna del *Esquema 6*, se ubican los signos de los estresores que afectan a los corales, tanto positiva como negativamente, ya sea que los estresores sean conocidos o potencialmente desconocidos. La magnitud de cada signo se expresa en unidades de área. por ejemplo, *AHnI* puede estar integrada por sub-áreas de diferente complejidad estructural o de diferente dominancia. Los principales signos encontrados en literatura para el Área Habitada Impactada (*AHI*) son: área con coral muerto (*AHIM*), área con coral enfermo (*AHIE*), área con coral depredado (*AHID*), área con coral invadido por algas (*AHIA*), área con coral invadido por otras especies invasoras (*AHII*) y área coralina afectada con otros signos (*AIO*). Conforme se detalle en las causas y subtipos de causantes de dichos signos, cada uno de sus compartimentos puede subdividirse sucesivamente, pero esta vez se recomienda aumentar el número de columnas asociadas con el signo dominante, por ejemplo, en el *Esquema 7*, el área impactada con coral muerto (*AHIM*) podría aumentarse en función de dos posibles causas en dos sub renglones sobre una columna a la derecha: blanqueamiento (*AHIMB*), y daño físico (*AHIMF*). A este nivel se asume que cada nuevo subnivel en columnas adicionales consiste ya no en diferentes signos, sino en niveles categóricos y de ser posible causas, por ejemplo, el área impactada con daño físico (*AHIMF*) puede deberse a estresores naturales como destrucción estructural por huracanes, terremotos, etc. o por estresores de origen antrópico como destrucción por anclas, depósito de basura, encallamiento de embarcaciones, etc. Por lo anterior, en el *Esquema 7*, el número de estresores en la columna 4 definirá el número de renglones (renglones primarios), mientras que el número de modalidades o subcategorías de cada estresor subdividirá a los renglones primarios con nuevos renglones (renglones secundarios); lo anterior implica la compartimentalización de sub-áreas (con signos) en la columna 3, al aumentar renglones secundarios en la columna 4. El mecanismo mencionado implica el no aumento del número de columnas.

Área total	Tipos de área		Signos	Estresores	
C1: N1 Área Habitada (AH)	C2:N1 Área habitada no Impactada (AHnI)	Especie dominante 1		C4:N2 Área Impactada por Blanqueamiento (AHIMB)	
		Especie dominante 2			
C2:N2 Área Habitada Impactada (AHI)	C3:N1 Área Impactada con Coral Muerto (AHIM)	Otras especies			C4:N3 Área Impactada por Daño Físico (AHIMF)

Esquema 7: **Relación entre signos y estresores.** La relación entre signo y estresor no es unívoca, ya que más de un estresor pueden causar un mismo signo. Lo anterior es más evidente en el caso del signo "mortalidad".

En cuanto a signos, los mejores indicadores del grado de importancia de cada signo por tipo de área son las fracciones proporcionales, mientras que los indicadores de magnitud neta por tipos de área son las sumas de áreas por signo. Ya que un mismo estresor puede causar distintos signos, y que los signos pueden atribuirse posteriormente a distintos estresores, o bien que pueden descubrirse nuevos estresores causantes de dichos signos, es difícil establecer una relación unívoca entre estresores y signos, por lo que en la columna de estresores en el Esquema 8 se pueden ubicar diferentes signos en diferentes renglones y en consecuencia tipos de área, por ejemplo, si el blanqueamiento puede matar directamente a los corales, pero también puede afectar las defensas de los que logran recuperarse, favoreciendo la incidencia de enfermedades (por ejemplo Renglón C3:N1 y C4:N2 con renglón C3:N5 y C4N4); el área correspondiente al impacto de un estresor en el AHI sería la suma del área de renglones con el mismo estresor, por ejemplo, el AHI correspondiente al estresor blanqueamiento con los signos "AHIM + AHIE" = $(AHIMB \cap AHIM) + (AHIMB \cap AHIE)$; este tipo de áreas pueden ser considerada como indicador de magnitud neta del estresor sobre un tipo de área particular, y el cociente entre el área del estresor dividida entre el tipo de área correspondiente (AHI) representaría el grado de importancia del estresor según el tipo de área. El área particular de cada signo por estresor indica la magnitud de impacto de cada estresor por signo.

Área total	Tipos de área	Signos	Estresores
C1: N1 Área Habitada (AH)	C2:N1 Área habitada no Impactada (AHnI)	Especie dominante 1	
		Especie dominante 2	
		Otras especies	
	C2:N2 Área Habitada Impactada (AHI)	C3:N1 Área Impactada con Coral Muerto (AHIM)	C4:N2 Área Impactada por factores que causan Blanqueamiento (AHIMB)
			C4:N3 Área Impactada por Daño Físico (AHIMF)
		C3:N5 Área Impactada por Coral Enfermo (AHIE)	C4:N4 Área Impactada por factores que causan Blanqueamiento (AHIMB)
			C4:N5 Área Impactada por Banda negra (AHIBN)

Esquema 8: Relación signos – estresor. Existen situaciones en que un mismo estresor puede evidenciarse como signos diferentes. Por ejemplo, el blanqueamiento se puede identificar en los organismos en diferentes niveles, causando tanto “enfermedad” como “mortandad”.

Las variables de la columna “signos”, son subcomponentes del sistema, e independientemente de su número, el área total impactada sería la suma de todas ellas, por lo que la consideración de nuevos estresores no afectaría el total de la zona impactada; ya que ésta es constante, el resultado sería un aumento en la fragmentación del impacto conforme el número de variables identificadas, y en nuestro esquema, no requeriría del aumento de columnas sino de niveles dentro de la misma categoría (área habitada impactada).

La relación de un signo con su tipo de área representa cocientes del sistema, por ejemplo, al analizar la magnitud del área cubierta por algas dentro del área impactada del arrecife, la ecuación sería: “grado de $AHIA = AHIA / AHI$ ”, utilizando el término “grado” como cociente, de este modo el valor del grado nos refleja la proporción de este indicador ecológico. Los grados del tipo de área en relación con el área total muestran la magnitud del impacto de las variables y estresores sobre los signos en el arrecife, mostrando a su vez, una proporción total de estos indicadores ecológicos.

Los grados citados en la Tabla 3 representan características medibles de estructura y función del sistema arrecifal. En la misma Tabla 3 se ubican dos componentes que definen el

grado de éxito ($GE = AHnI \cap AH$), los que favorecen la colonización y los que favorecen el aumento de cobertura. Entre las limitantes causantes de impacto ($GI = AHI \cap AH$) se ubican los componentes naturales que mantienen el funcionamiento del sistema, los elementos naturales que afectan la supervivencia del arrecife, y los componentes antropogénicos destructivos, entre estos últimos figuran los que solo afectan a escala local y los que son producto de la alteración del sistema a escala global.

Tabla 3: Indicadores ecológicos. Están basados en la relación matemática entre tipos de área, los cuáles se encuentran ponderados para que oscilen en un intervalo esperado. Los indicadores ecológicos aquí mostrados se basan en la habitabilidad de los corales en el sistema.

Indicador	Grado	Intervalo	
$GE=$	$\frac{AHnI}{AHI + AHnI}$	0 a 1, tiende a 1	Eq. 1
$GI=$	$\frac{AHI}{AHI + AHnI}$	0 a 1; tiende a 0	Eq. 2
$GCAP=$	$\frac{AnHP}{AnHP + AnHnHab}$	0 a 1; tiende a 1	Eq. 3
$GHS=$	$1 - \frac{AH}{AH + AnH}$	0 a 1; tiende a 1	Eq. 4

GE: Grado de éxito en el área habitada; *GI*: Grado de impacto en el área habitada; *GCAP*: Grado de crecimiento en área potencial; *GHS*: Grado de habitabilidad del sistema arrecifal; *AHnI*: Área habitada no impactada; *AHI*: Área habitada impactada; *AnHnHab*: Área no habitable; *AnHP*: Área Potencial de Desarrollo; *AH*: Área habitada; *AnH*: Área no habitada.

A partir del Esquema 6 y de los grados del sistema, se pueden reunir los elementos que vinculen el impacto de las actividades humanas y naturales con su resultado final, de esta forma se creó una herramienta (HECESA) que funciona como creador de indicadores ecológicos de las condiciones del arrecife. Cada indicador en función del área comprendida por diferentes tipos de área.

El grado de deterioro arrecifal (*GDA*) puede considerarse equivalente o al menos directamente al grado de éxito (*GE*) e inversamente al grado de impacto (*GI*). Un *GI* alto implica un arrecife altamente deteriorado, por lo cual como estimador de *GDA* se propone la ecuación de la tabla 4. Un $GDA = 1.0$ indica el punto de quiebre donde el deterioro es mayor al éxito, por lo cual cualquier $GDA \geq 1.0$ indica que se trata de un arrecife altamente deteriorado. Un $GDA < 1.0$ representa arrecifes con cierto grado de deterioro, a reserva de corroborarse

comparativamente en campo con otros arrecifes, un $GDA < 0.2$ indicaría un arrecife exitoso, con deterioro debido únicamente al recambio natural y sin estresores ajenos.

Tabla 4: Indicadores ecológicos derivados de los indicadores de la tabla 3.

El grado de deterioro arrecifal es un indicador producto de la parametrización de dos indicadores ecológicos; el valor de GDA se centra en 1.0 como punto de quiebre entre un grado de deterioro arrecifal bajo y otro alto.

	<i>Índice</i>	<i>Intervalo</i>	
GDA=	$1 - (GE-GI)$	0.0 a 2.0, con 1.0 como punto de quiebre	Eq. 5

GDA: Grado de deterioro arrecifal; GE: Grado de éxito; GI: Grado de impacto.

Discusión

Como preámbulo a la discusión, es pertinente recordar los fundamentos biológicos de los corales. A partir de ello es posible entender mejor los fundamentos de la propuesta para la generación de una herramienta para la evaluación del grado de impacto en los sistemas arrecifales, a la cual denominamos HECESA.

Los corales poseen reproducción sexual y asexual, la reproducción sexual se efectúa por desove de gametos al mar (Harrison, P. L., 2011) y la asexual, por medio de fisión celular, gemación y fragmentación, lo que produce nuevas colonias al asentarse los individuos en distintos puntos del arrecife (Sorokin, Y. I., 1995). De manera individual, los corales están formados por múltiples organismos denominados pólipos, los cuales se encuentran integrando una placa viviente sobre una matriz calcárea. A la parte viviente se le denomina “cenosarco” y a la calcárea “matriz” o esqueleto externo basal (Tambutté, E., Allemand, D. *et al.*, 2007). La capa de biomasa se restringe a la cubierta de tejido vivo, mientras que la mayor parte de la estructura donde se deposita la capa viva representa la porción esquelética (Goreau, T. F. *et al.*, 1979; Merks, R., Hoekstra, A. *et al.*, 2003). A la estructura completa antes descrita, se le denomina coral (Merks, R. *et al.*, 2003). A la asociación de corales de una o varias especies se le denomina arrecife. La extensión esquelética requiere del aumento continuo de la capa de tejido que recubre el esqueleto, este tejido ocupa pocos milímetros externos del esqueleto y permanece cubriéndolo, elevándose periódicamente la estructura basal calcárea como resultado del proceso de crecimiento arrecifal (Barnes, D. y Lough, J., 1992).

Para evitar confusión en el uso de términos, se decidió tomar como primera fuente las definiciones de diccionarios propios del idioma en que se generaron los conceptos. El concepto de “daño” se enfoca más a pérdida por acción o evento que da un cambio en el sistema; en cuanto al concepto de “deterioro”, el enfoque es más hacia la reducción o pérdida de propiedades; mientras que el concepto de “impacto” se refiere a efectos de estresores sobre un sistema, los cuales no necesariamente implican pérdida, por lo cual el concepto de impacto es más general y compatible con los cambios ecológicos que no necesariamente tienen que ser negativos. Consecuentemente, el aspecto negativo de un impacto puede ser considerado como daño o como deterioro.

Para los autores, a partir de las consideraciones anteriores se deduce que el concepto de daño aplicado a los sistemas arrecifales se interpreta como “destrucción de la estructura,

forma o función de los componentes del sistema arrecifal coralino”, lo cual se había considerado previamente en el capítulo anterior, página 42.

Como se mencionaba en el capítulo uno, no es posible englobar el daño o impacto en variables únicas que lo cuantifiquen, sin embargo, existen diversas variables indicadoras para la medición de daño e impacto, entre ellas: destrucción o modificación estructural, presencia de patógenos, presencia de organismos muertos y “daño aparente”. El daño aparente puede ser negativo e incluso positivo, este último cuando a largo plazo resulta benéfico, p. ej. pastoreo por pez loro, y crecimiento de algas ante aumento de nutrientes. Identificar las variables de impacto positivo o negativo es el primer paso para la elaboración de una herramienta hacia la conservación arrecifal.

En la toma de decisiones en torno a la conservación, es importante identificar objetivamente a la entidad energética que define el estado del sistema, su variable indicadora (variable dependiente), y los estresores (variables independientes), las cuales afectarían al sistema a grado tal que se requiriesen medidas de conservación.

Tanto para individuos, como para sistemas vivos en un principio se requiere de energía para crecer (ganancia de energía somática), posteriormente para generar descendencia (perpetuación de la especie), y todo el tiempo para sobrevivir (mantenimiento metabólico). Ya que los seres y sistemas vivos requieren energía en todas las etapas de su ciclo biológico y dado que la energía en forma de biomasa es el principal reservorio para las funciones vitales, la cantidad de biomasa se constituye en el principal elemento para evaluar el estado del sistema. Lo anterior aplica a los sistemas coralinos, dado que la biomasa es la entidad energética más adecuada por la naturaleza somática de los corales, por la forma en que se acumula energía en los organismos vivientes, y porque el efecto de los estresores repercute en su disponibilidad para el cumplimiento de sus funciones vitales, estructurales y evolutivas. Dado que la biomasa en los corales se concentra en el cenosarco y que el crecimiento coralino es una función del área superficial de captura de luz, el grado de influencia de los estresores sobre la cantidad de biomasa debe ser monitoreado a través de una variable de área, la cual corresponde a la “cobertura viva”, que puede ser considerada como proyección 2D en un área determinada, o área neta 3D, dependiendo del grado de complejidad estructural arrecifal.

Si la energía estructural es proporcional a la energía dinámica, entonces se puede considerar a la biomasa como estimador de la energía del sistema, y debido al tipo de

crecimiento estructural coralino, cualquier efecto en la cobertura coralina, sería un indicador del grado de impacto de los estresores.

Debido a que el contenido energético de la biomasa coralina es constante durante su crecimiento (Anthony, K. R. *et al.*, 2002), utilizar el área visual de cobertura coralina es un buen signo a considerar para la cuantificación de biomasa coralina.

La importancia de considerar primordialmente el área superficial, en lugar de la cantidad de biomasa total por área, se fundamenta en que, debido a la limitante inherente al pequeño tamaño individual de los pólipos, la única forma de ganancia de energía radica en el crecimiento poblacional sobre un espacio bidimensional de las poblaciones de pólipos sobre la superficie de su estructura calcárea. Adicionalmente, dado que en general el grosor de la capa viviente es muy pequeño, el principal indicador de éxito en la supervivencia de un coral sería el área superficial o cobertura coralina ocupada; así mismo, cualquier efecto sobre la capa viviente revelaría el impacto de algún estresor.

El hecho de considerar a la cantidad de biomasa a través de la cobertura coralina viva como indicador del grado de estrés, se fundamenta en que, dado que la biomasa coralina es el primer indicador en la acreción del arrecife y cualquier efecto sobre ésta, refleja la ocurrencia de alguna afección, dicha propiedad se convierte en una variable cuantificable en un sistema arrecifal, candidata a ser elegida variable eje en la creación de una herramienta para la evaluación del grado de daño, ya sea como “valor de la pérdida sufrida” por el efecto de los estresores, o como producto del “efecto de las actividades humanas y efectos naturales”, y en general como indicador de estresores positivos y negativos, como se mencionó en la página 42.

En función de lo ya mencionado, el grado de cobertura coralina viva “se puede interpretar como un indicador del potencial de crecimiento”. Esto se debe a que los corales hermatípicos (formadores de arrecife), se caracterizan por ser organismos coloniales, con presencia de zooxantelas como huéspedes (Goreau, T. F., 1963).

Ya identificada una variable indicadora del grado de éxito (cobertura viva) como posible descriptora del estado de un sistema arrecifal y ya caracterizadas algunas variables independientes que determinan la magnitud de dicha variable indicadora, se justifica la integración de ellas en una estructura cuantitativa que puede funcionar como herramienta para el monitoreo de sistemas arrecifales, en nuestro caso HECESA. Una característica importante de HECESA es la capacidad de integrar las variables en diferentes indicadores de impacto positivo o negativo a manera de índices, a partir de la estructura descrita en el Esquema 6.

Los índices mencionados consistirían en proporciones entre factores integrados, los cuales se convierten en las propiedades más importantes de HECESA para la interpretación de la condición del sistema, por ejemplo, el área destruida por peces loro sería un indicador del grado de impacto por “depredación”. Dado que la depredación por peces loro responde al incremento de algas (posiblemente por eutrofización del sistema), el impacto neto de depredación no necesariamente sería negativo, ya que el pastoreo contribuiría al control de algas, al aumento de área para la fijación de nuevos reclutas y renovación de poblaciones coralinas. Por lo anterior, ya que el índice no necesariamente reflejaría un impacto positivo o negativo, únicamente estimaría el grado de efecto de los estresores, quedando a criterio de los tomadores de decisiones cualquier medida de conservación.

Para la elección de las variables independientes consideradas en HECESA, se dio peso a lo reportado en la literatura tanto por su importancia como por su papel que ejercen sobre la variable indicadora (cobertura coralina). Las variables más importantes que no inhiben la habitabilidad coralina dependiendo del tipo de arrecife que se trate, son las siguientes: presencia de fondo sólido y tipo rocoso (Hubbard, D. K., 2015); áreas topográficamente elevadas que limiten la influencia de estresores como la sedimentación (Dahlgren, E.-J., 1989; Hubbard, D. K., 2015); algas coralinas costrosas como facilitador de fijación larvaria (Price, N., 2010); profundidades menores de 100 metros por las necesidades de fotosíntesis de las zooxantelas (Goreau, T. F. *et al.*, 1979); existencia de corrientes con velocidad de flujo menor a 5×10^{-4} m/s para favorecer la fijación larvaria (Chacon-Gomez, I. C., Salas-Monreal, D. *et al.*, 2013); baja concentración de nutrientes, $[\text{NH}_4^+] < 0.01$ mg/L, $[\text{NO}_3^-] < 0.01$ mg/L, y $[\text{PO}_4^{3-}] < 0.1$ mg/L (Torres-Alvarado, M. y Calva-Benitez, L., 2012). Además de las antes mencionadas, no se descarta la existencia de otras que en diferente grado puedan influenciarla. No necesariamente todas estas variables estarían presentes de manera generalizada en todos los arrecifes, pero el efecto de las que estuvieran presentes recaería en la misma variable que determina el área en cuestión.

El área no habitada (A_nH) se encontraría desocupada y presentaría la posibilidad de ser colonizada o impactada. Está área puede presentar características que faciliten el asentamiento coralino o bien zonas que en primera instancia no facilitarían su asentamiento, pero mediante procesos naturales dentro del arrecife la condición puede cambiar y permitir el asentamiento.

El Área no habitable A_nH_nHab (Figura 1), sería aquella que no cumple del todo con las condiciones para ser habitada, por no ofrecer una estructura sólida para la mayoría de las especies características de los arrecifes tropicales. Generalmente se caracteriza por consistir

de un Área con Fondo Arenoso (*AnHnHabAr*), apto para el asentamiento de muy pocas especies coralinas colonizadoras específicamente adaptadas (Bozec, Y. M., Alvarez-Filip, L. *et al.*, 2015; Glynn, P. W. y Manzello, D. P., 2015; Hubbard, D. K., 2015; Roy, K. J. y Smith, S., 1971); esta área también puede presentar alta tasa de bioerosión, causante de liberación de nutrientes (Froelich, A. S., 1983) y limitante de fijación larvaria; así mismo puede tratarse de áreas con hoyos y grietas (*AnHnHabHo*), limitantes de disponibilidad de luz, similar a un proceso de auto-sombreado (Kim, K. y Lasker, H., 1998). Las variables anteriores podrían considerarse como limitantes de habitabilidad, pero no son únicas debido a que pueden existir otros factores que cambien las condiciones de manera similar. De manera operativa, las nuevas variables se podrían agregar a HECESA como renglones, sin incrementar el número de columnas (*Esquema 8*).



Figura 1: Ejemplo de un área no habitable (*AnHnHab*). En este caso, no existe basamento sólido para la fijación de la mayoría de las especies coralinas debido a la dominancia de fondo arenoso. Las pocas especies adaptadas brindan un sustrato para la posterior fijación de otras especies, sin embargo, ya que el proceso de colonización es muy prolongado, a escala humana puede considerarse como no habitable. Está imagen es un mosaico de una porción de un transecto en banda (aproximadamente 3.9 x 1.76 m).

El Área potencial de desarrollo (*AnHP*), puede consistir de áreas con cobertura de roca desnuda (*AnHPRo*) y cobertura de alga coralina costrosa (*AnHPAc*) que puede estar colonizada por corales reclutas (*AnHPcR*); se considera que si se cuenta con gran cobertura, potencial de desarrollo con reclutas coralinos y bajo impacto posible, entonces el arrecife se encuentra en trayectoria de poseer gran cobertura coralina sana (Kaufman, L. *et al.*, 2011; Price, N., 2010).

Al igual que con el *AnHnHab*, existen otros factores que pueden definir el *AnHP* (*Figura 2*) según condiciones y factores específicos, por ejemplo, con el cambio climático las zonas

demasiado someras pasan a ser no habitables por el aumento de temperatura e incidencia de luz ultravioleta, por lo que considerar el *AnHP* puede ser relativo, debido a que se pueden estar omitiendo cualidades que impidan el asentamiento coralino al momento del estudio.

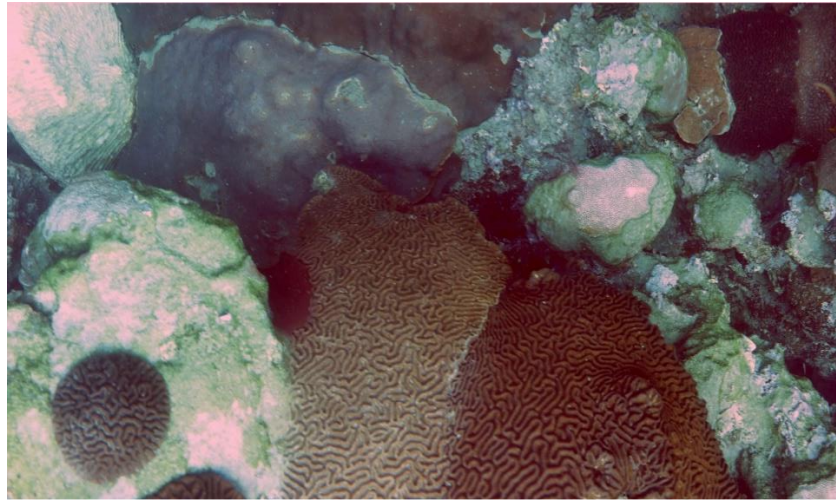


Figura 2: Ejemplo de un área potencial de desarrollo (*AnHP*). Predomina roca desnuda que permite la colonización de corales reclutas (lado izquierdo de la figura). El área habitada (*AH*) se integra por no impactada e impactada.

El área habitada (*AH*) está compuesta por la parte viva no impactada (*AHnI*), y la parte impactada (*AHI*). El área no impactada (*AHnI*), consiste de cobertura de corales pétreos vivos sin afecciones o enfermedades, en la que se refleja el éxito del arrecife y la biomasa coralina que indica el estado energético y de recursos vivos (Kooijman, B. y Kooijman, S., 2010). El área habitada impactada (*AHI*) comprende el área no viva (*AHIM*) y la impactada por diversos estresores. Se considera como señal de éxito tanto a la parte viva como a la no viva, porque en algún momento de su historia representó señal de éxito, aunque por una o más causas ahora no esté viva. En la columna tres de los esquemas (5, 6 y 7) se desglosan las áreas afectadas por diferentes signos que caracterizan las áreas impactadas, pero no muertas. Cada uno de los signos que las determinan se integran en celdas específicas.

La cobertura de coral muerto (*AHIM*) puede deberse a blanqueamiento (*AIMB*), factor considerado como una de las principales causas del deterioro arrecifal actual (Downs, C. A. *et al.*, 2005); y también puede deberse a muerte por daño físico (*AHIMF*) causado por pesca destructiva, mal manejo de anclas y encallamiento de barcos, además de ciclones, por mencionar algunos (Edinger, E. N. *et al.*, 1998).

El área habitada impactada por diversos estresores comprende las áreas que presentan signos del efecto de estresores que determinan el grado de éxito en la supervivencia de los organismos integrantes del arrecife; hasta cierto punto estas pueden ser consideradas como variables limitantes. Los signos comúnmente considerados en la literatura son: cobertura enferma (*AHIE*), que afectan a las especies coralinas constructoras de arrecife (Sutherland, K. P., Porter, J. W. *et al.*, 2004); cobertura depredada (*AHID*); cobertura por algas (*AHIAf*) que florecen al haber exceso de nutrientes, reduciendo el crecimiento y reclutamiento coralino (Venera-Ponton, D. E. *et al.*, 2011); y cobertura ocupada por especies invasoras incrustantes (*AHII*) que compiten por el espacio con corales y causan bioerosión en las estructuras calcáreas de soporte coralino (Glynn, P. W. y Manzello, D. P., 2015). Algunas de las mencionadas son inherentes a la dinámica natural del arrecife, mientras que otras se ven favorecidas por la interacción humana. Como se ilustra en C3:N9 en el Esquema 7, pueden existir otros estresores no considerados aquí, los cuáles podrían incluirse bajo el rubro “área impactada por otros factores” (*AHIO*).

Como se mencionó en la sección de resultados (página 52) un atributo importante de HECESA radica en la capacidad de elaborar índices que pueden funcionar como indicadores ecológicos. El grado de crecimiento en área potencial en la Tabla 3 (*Eq. 3*) es la proporción del espacio que potencialmente podría ser colonizado por corales a corto plazo, debido a que muestra la proporción del área con potencial de desarrollo (*AnHP*) con relación al área no habitada (*AnHP+AnHnHab*).

La Eq. 1 en la Tabla 3, muestra el grado de éxito (*GE*) en la supervivencia coralina, la cual es la relación entre área colonizada saludable (cobertura coralina) y área habitada del arrecife (*AHI+AHnI*); con esta ecuación se acotan los valores de la cobertura coralina entre 0.0 y 1.0, quedando limitada la cobertura coralina por la existencia de las variables de impacto dentro del espacio que los corales potencialmente podrían ocupar o colonizar, dentro del área considerada como parte de un sistema arrecifal.

El grado de impacto en la **Error! Reference source not found.** Tabla 3, es un cociente que refleja el efecto de estresores o variables de impacto dentro del área delimitada como sistema arrecifal, esto sin implicar que sea solamente un efecto negativo, sino, a la magnitud de distintas variables que presentan una limitante potencial para el éxito de la colonización y de la cobertura coralina, sin llegar a provocar una pérdida total o parcial del sistema. El grado de

impacto (*GI*) es producto de la relación de dichas variables con el área habitada no impactada e impactada.

En los tres últimos casos, el colocar en las ecuaciones una misma variable tanto en el numerador como en el denominador, obedece a la intención de acotar el intervalo de variación entre valores de 0.0 y 1.0, con lo cual un grado de éxito positivo se ubicaría en valores cercanos a 1.0 y uno negativo en valores cercanos a 0.0.

Eddy, T. D., Cheung, W. W. L. *et al.* (2018) estimaron la cobertura coralina promedio en un arrecife prístino y como referencia global encontraron que un arrecife sin impacto posee el 58% de cobertura coralina, 58% es cercano al 60% ó a tres quintas partes (3/5); considerando esta fracción aproximada, y que en HECESA valores por debajo de 0.6 en *GE* indicarían un arrecife impactado, la escala quedaría de la siguiente manera: menor a 1/5 muy malo, 1/5 < malo < 3/5, 3/5 < bueno < 4/5, mayor a 4/5 muy bueno. En el caso del *GI*, la escala sería inversa al *GE*. El *GCAP* tiene una escala proporcional al *GE*, sin embargo, el *GCAP* es dependiente del tipo de arrecife, por lo que es necesario contrastar con el grado de habitabilidad del sistema (*GHS*).

Tabla 5: Escala de intervalos para los indicadores ecológicos. Estos valores se derivaron del criterio de Eddy, T. D. *et al.* (2018), cuyos valores se distribuyen en intervalos aproximado de un quinto del rango esperado. En nuestro caso, por debajo de 0.6 se considera como un mismo nivel, por lo que la escala se reduce a 4 intervalos.

Nivel	1	2	3	4
	Muy malo	Malo	Bueno	Muy bueno
Grado de éxito	0.0 a 0.2	0.2 a 0.6	0.6 a 0.8	0.8 a 1.0
Grado de impacto	0.8 a 1.0	0.6 a 0.8	0.2 a 0.6	0.0 a 0.2
Grado potencial de crecimiento espacial	0.0 a 0.2	0.2 a 0.6	0.6 a 0.8	0.8 a 1.0

Otro indicador ecológico importante es el grado de habitabilidad del sistema (*Tabla 3, Error! Reference source not found.*) el cual representa el espacio que puede ocupar en un futuro el arrecife coralino. Se pueden plantear diferentes escenarios en torno a la habitabilidad del sistema: cuando se elevan sus valores, el sistema arrecifal se va deteriorando y cuando disminuyen, el arrecife se encuentra en crecimiento. Este indicador ecológico podría estar

relacionado con el concepto de sobrecarga que definieron Calderon-Aguilera, L., Reyes-Bonilla, H. *et al.* (2021); dicho indicador provee información sobre cuánto pueden aumentar los límites de un sistema, con ello se puede ver si un arrecife se encuentra maduro.

Con base en lo anterior, se puede obtener el *GDA* (grado de deterioro arrecifal), el cual está en función del grado de éxito y el grado de impacto, cuando el grado de impacto supera al grado de éxito encontramos un arrecife altamente deteriorado ($GDA \geq 1.0$); cuando el grado de impacto es menor al 50 %, el valor del grado de deterioro se ubica entre 0.0 y 1.0 ($0.0 < GDA < 1.0$); un $GDA < 0.2$ indicaría un arrecife con un deterioro imperceptible (*Tabla 6*).

El *GDA* es la magnitud de la transformación realizada en la cobertura coralina (*GE*) de un sistema arrecifal por las distintas variables de impacto (*GI*), dando como resultado un valor relacionado a un impacto negativo, debido que las variables de impacto se contraponen al éxito en la supervivencia coralina, por lo que el resultado deseable tendería a valores cercanos a 0.0, considerado al deterioro como la reducción o pérdida completa de sus propiedades físicas y biológicas.

Tabla 6: Escala de grados de deterioro arrecifal. Como es un indicador compuesto, este indicador se centra de 1.0.

Grados	Intervalo	Nivel
Imperceptible o nulo	0.0 a 0.2	1
Moderado	0.2 a 0.9	2
Alto	1.0 a 2.0	3

Ecológicamente, para situaciones extremas, el estado del sistema podría reflejarse en 3 escenarios. 1) Un arrecife con baja cobertura coralina en un área grande potencialmente habitable, bajo poco estrés por las variables de impacto, es indicador de la existencia de un arrecife en formación o con limitaciones de desarrollo. Lo cuál con los indicadores se traduciría en valores de $GE \ll 1.0$, $GI \ll 1.0$, $GCAP \approx 1$, $GHS > 0.6$ y $GDA < 1.0$. 2) Un arrecife con alta cobertura coralina, sin área potencialmente habitable y bajo nivel de estrés por las variables de impacto, es un indicador de la existencia de un arrecife maduro; los valores de los indicadores se ubicarían de la siguiente manera: $GE \approx 1.0$, $GI \approx 0.0$, $GCAP < 0.6$, $GHS \approx 0.0$ y $GDA < 0.2$. Y 3) un arrecife con un cambio o reducción completa de sus propiedades físicas y biológicas, con poca o nada cobertura coralina, con poca área potencialmente habitable, es un indicador de un

arrecife deteriorado, los valores oscilarían entre 0.0 y 1.0: $GE \approx 0.0$, $GI \approx 1.0$, $GPCE \approx 0.0$, $GHS > 0.8$ y $GDA > 1.0$.

Para los estados intermedios identificamos 2 escenarios: 1) un arrecife maduro con espacio sin cobertura coralina es indicador de un arrecife impactado donde los indicadores alcanzan valores de: $GE < 0.6$, $GI \geq 0.6$, $GPCE \geq 0.4$, $GHS < 0.6$ y $GDA \leq 1.0$; 2) Un arrecife maduro con poco espacio sin cobertura coralina, es un arrecife en proceso de recambio generacional o de oscilación natural. Los indicadores correspondientes serían: $GE > 0.6$, $GI \leq 0.4$, $GPCE > 0.6$, $GHS \leq 0.4$ y $GDA \leq 0.2$.

Conclusiones

En cuanto a los conceptos aquí abordados, se concluye que:

- Los conceptos de daño, deterioro e impacto presentan una connotación ecológica y son aptos para la descripción de sistemas ecológicos.
- Impacto se refiere al efecto de un estresor sobre un sistema, el cual no necesariamente implica una pérdida.
- El concepto de impacto es más compatible con los cambios ecológicos no necesariamente negativos dentro de un sistema.
- Daño es el impacto negativo caracterizado por la pérdida por acción o evento que ocasiona un cambio en el sistema.
- Deterioro es la reducción o pérdida completa de las propiedades físicas y biológicas del sistema.

Como resultado de la investigación bibliográfica y de la herramienta propuesta se concluye que:

- No existen variables únicas para caracterizar y cuantificar las variables de impacto.
- Las principales variables de impacto en sistemas arrecifales son: cobertura de coral muerto, cobertura de coral enfermo, cobertura de coral depredado, cobertura de coral impactado por algas y cobertura de coral impactados por especies invasoras.
- El parámetro más adecuado para considerar como variable dependiente para HECESA es la cobertura coralina, debido a que en la estructura coralina se concentra la biomasa en su área superficial, donde se ve reflejado el desarrollo y crecimiento coralino, así como el cambio ocasionado por las variables de impacto.
- El “Estado de sistema” es una magnitud o grado que describe la condición del grado de energía en un momento dado, que indica el crecimiento, desarrollo o deterioro del sistema.
- La ecuación del grado de deterioro arrecifal (*GDA*) es una ecuación alternativa al índice de deterioro arrecifal propuesto por (Ben-Tzvi, O. *et al.*, 2004). El *GDA* cuantifica el grado de cambio o pérdida en energía potencial que sufre el arrecife por el impacto de las variables negativas.

- El Grado de Habitabilidad del Sistema Arrecifal (*GHS*) indica la capacidad de colonizar nuevo espacio bidimensional.
- La herramienta propuesta presenta los siguientes atributos: estandarización y cuantificación de variables descriptoras del estado del Sistema Arrecifal, considerando las variables de impacto sin connotación necesariamente negativa, permitiendo evaluar comunidades arrecifales con características similares e incluso con variables adicionales no comunes entre sistemas.

Capítulo 3: Evaluación del índice de deterioro arrecifal aplicado en el arrecife Tuxpan, Tuxpan, Veracruz, México

Introducción

La gestión y evaluación de los sistemas arrecifales a través de una herramienta adecuada, tiene el potencial de reducir los efectos de amenazas sobre los sistemas arrecifales.

Para probar la eficacia de la herramienta propuesta, se eligió al arrecife Tuxpan que forma parte del sistema arrecifal Lobos-Tuxpan, el cual se declaró como Área Natural Protegida (ANP) el 5 de junio de 2009, con la finalidad de mantener la conservación del sitio. Los objetivos de conservación presentados por CONANP y SEMARNAT (2014) se enfocan en la continuidad y evolución de la vida, vinculada al bienestar de la sociedad mediante el manejo de políticas y estrategias de actividades humanas orientadas a la conservación.

Cortés-Useche, C. A. (2014) menciona que las principales fuentes de estrés en la ANP son las operaciones marítimas, que involucran cargas y descargas por barcos mercantes, erosión por la agricultura y que, hasta ese año, la ciudad de Tuxpan no contaba con una planta de tratamiento de aguas residuales y tampoco con drenaje, dando origen a la eutrofización, la turbidez y la pérdida de transparencia en el sistema arrecifal.

Calle-Triviño, J. (2014) encontró que el arrecife Tuxpan se encuentra en mejor estado que otros que conforman la ANP, presentando diferentes comunidades de acuerdo con su profundidad. Aunado a esto último, la importancia económica, además del contexto arqueológico que brinda la ANP, no se cuenta con suficientes estudios predecesores del arrecife Tuxpan además de los descritos por la CONANP y SEMARNAT (2014). Lo anterior abre la oportunidad de contrastar lo encontrado con HECESA a estudios futuros, ya que se trata de un arrecife poco estudiado.

Marco teórico

De acuerdo al documento emanado de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático de 1992 (CMNUCC, 1992), en su primer artículo se atribuye el cambio climático a la actividad humana que de manera directa e indirecta altera la composición de la atmósfera y la capacidad de recuperación de la productividad de los ecosistemas naturales y del funcionamiento de los sistemas socioeconómicos, además de la salud y el bienestar humano. Según El Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático: “*Intergovernmental Panel on Climate Change*” (IPCC, 2007), la incorporación de CO₂ de origen antropogénico es causa del aumento en acidez de las capas superficiales del océano desde 1750.

Los arrecifes de coral son ecosistemas frágiles que existen bajo condiciones específicas ambientales, prosperan en aguas claras y cálidas, bajas en nutrientes y con abundante luz. Los arrecifes también son extremadamente vulnerables a la sobreexplotación (Burke, L. *et al.*, 2011; Wilson, S. K., Graham, N. A. *et al.*, 2006) y debido al desarrollo en zonas costeras, puede haber gran impacto en el arrecife ocasionado a través de daños físicos, el aumento de la contaminación, aguas residuales y escorrentía de sedimentos (Cesar, H. *et al.*, 2003). La escorrentía de sedimentos también puede ocasionar la eliminación de vegetación costera, la cual es importante en la prevención de daños a ecosistemas costeros.

Las aguas residuales son el contaminante más extendido y los niveles elevados de nutrientes presentes en las aguas residuales fomentan los afloramientos de fitoplancton que bloquean la luz y fomentan el crecimiento de algas marinas que compiten por el espacio en el arrecife (Cesar, H. *et al.*, 2003).

Durante condiciones inusualmente cálidas, los corales exhiben una respuesta al estrés conocida como blanqueamiento, en la que pierden las algas microscópicas (zooxantelas) que generalmente viven dentro de sus tejidos. Sin las zooxantelas, el tejido de coral vivo se vuelve transparente y el esqueleto de piedra caliza que se encuentra debajo se vuelve visible. Dependiendo de la duración y el nivel de estrés por temperatura, los arrecifes de coral pueden morir o sobrevivir al blanqueamiento (Blanchon, P. *et al.*, 2010).

Además de calentar el océano, el aumento del CO₂ atmosférico tendrá otro impacto en los arrecifes de coral en las próximas décadas. Alrededor del 30% del CO₂ emitido por las actividades humanas se absorbe en las capas superficiales de los océanos, donde reacciona

con el agua para formar ácido carbónico. Esta acidificación sutil tiene efectos profundos en la composición química del agua de mar, especialmente en la disponibilidad y solubilidad de compuestos minerales como la calcita y el aragonito, que necesitan los corales y otros organismos para construir sus esqueletos (Burke, L. *et al.*, 2011; Silverman, J., Lazar, B. *et al.*, 2009).

A la fecha el cambio climático ha tenido el impacto más dramático en los arrecifes de coral a través de eventos de blanqueamiento y mortalidad asociada. Pero el cambio climático también puede influir en los arrecifes de otras formas, como en el aumento del nivel del mar y las tormentas de alta intensidad, y también representa amenazas adicionales a nivel global relacionadas con el clima, que podrían afectar a los arrecifes en el futuro (Blanchon, P. *et al.*, 2010; Wilson, S. K. *et al.*, 2006).

Planteamiento del problema

Los arrecifes coralinos están en continuo riesgo por el cambio climático y actividades antropogénicas que provocan daños rápidos en los sistemas arrecifales, de continuar con esta tendencia, la afectación podría ser irreversible, ya que las condiciones poco optimas se manifiestan cada vez más en todo el planeta. Debido a la importancia ecológica y social que estos sistemas representan, en particular para las comunidades aledañas como la ciudad de Tuxpan, es necesario describir y conocer el grado de deterioro del arrecife Tuxpan y demás que componen el sistema arrecifal con fines de conservación.

Hipótesis

Una herramienta cuantitativa en conjunto con sus estimadores particulares, debe generar resultados comparables a los alcanzados mediante métodos y criterios comúnmente aplicados.

El grado de reclutamiento arrecifal estimado mediante el método de Ben-tzvi es equivalente al grado de reclutamiento de nuestra herramienta.

La estimación de la cobertura coralina directa es comparable al GE de nuestra herramienta.

La estimación del grado de conservación medido mediante índices de diversidad de especies debe ser comparable GE.

Objetivos

- Evaluar la eficiencia y viabilidad de HECESA para estimar el grado de deterioro del arrecife Tuxpan, Veracruz.
- Verificar que la herramienta es práctica para el usuario.
- Verificar que su uso sea extrapolable a distintos arrecifes, haciendo una comparación entre distintas zonas.
- Comparar la eficacia de HECESA, respecto a los principales parámetros ecológicos del arrecife (índices de diversidad, cobertura coralina y tasas de reclutamiento).
- Evaluar la pertinencia del uso de HECESA en la elaboración de propuestas para la conservación de los sistemas arrecifales.

Zona de estudio

El Arrecife Tuxpan del sistema arrecifal Lobos-Tuxpan se encuentra frente al municipio de Tuxpan, en el Estado de Veracruz. El arrecife Tuxpan se localiza en el cuadrante ubicado entre los extremos $21^{\circ}2'11.93''\text{N}$, $97^{\circ}12'31.23''\text{O}$ (esquina superior izquierda: ESI) y $21^{\circ}1'21.48''\text{N}$, $97^{\circ}11'5.45''\text{O}$ (esquina inferior derecha: EID) Desde el 5 de junio del 2009 fue declarado Área Natural Protegida. Los datos de la CONANP y SEMARNAT (2014), indican que la profundidad varía entre 1 y 30 metros, la temperatura llega a los 30°C en verano y a los 17°C en invierno. El arrecife es de tipo atolón, se caracteriza por moderada turbidez y poca visibilidad, en los lugares someros se observa el fondo arenoso y en los lugares más profundos un fondo rocoso, lo que genera diferentes comunidades en la zona.

Para este trabajo, se ubicaron tres sitios en la zona Oeste, uno en la parte Norte ($21^{\circ}2'11.93''\text{N}$, $97^{\circ}12'31.23''\text{O}$ ESI; $21^{\circ}1'50.38''\text{N}$, $97^{\circ}11'51.74''\text{O}$ EID); otro en la parte Media ($21^{\circ}1'50.38''\text{N}$, $97^{\circ}1'31.23''\text{O}$ ESI; $21^{\circ}1'35.72''\text{N}$, $97^{\circ}11'51.74''\text{O}$ EID); y en la parte Sur ($21^{\circ}1'37.49''\text{N}$, $97^{\circ}12'13.20''\text{O}$ ESI; $21^{\circ}1'19.22''\text{N}$, $97^{\circ}11'6.18''\text{O}$ EID) como se muestra en la Figura 3.



Figura 3: Delimitación de Arrecife Tuxpan. Las marcas muestran los puntos de entrada y salida de cada inmersión, la zona de estudio se dividió en tres sitios: zona Norte, Media y Sur, marcadas en el mapa del lado Oeste.

atolón. Los foto-transectos se realizaron en el intervalo de profundidades de cada localidad (someros y profundos).

Para cada foto-transecto se empleó un equipo de tres buzos, el primero cumplió con la función de pivote, manteniéndose a una profundidad de dos metros y marcando el inicio del foto-transecto; el segundo se encargó de mantener la dirección en línea recta con ayuda de una brújula, permaneciendo a una profundidad constante de 2 m y marcando la longitud del foto-transecto (30 m) con ayuda de una cinta de PVC; el tercero se ocupó de la conducción de las cámaras para la toma de imágenes conforme lo indicaba el segundo buzo. El material para los foto-transectos se enlista en la Tabla 7.

Tabla 7: Material ocupado para los foto-transectos y programas de cómputo. Con el equipo SCUBA se obtuvo la captura de datos mediante foto-transectos y para el procesamiento de datos se utilizaron distintos programas de cómputo.

Equipo SCUBA	Programas de cómputo
<ul style="list-style-type: none"> • Cinta métrica de PVC. • Plomo balón con una cinta de dos metros • Un par de cámaras Canon Mark III con su carcasa. • Una barra de soporte de cámaras, con plomo y flotadores para estabilidad y flotabilidad neutra, e interruptor de disparo sincrónico. • Brújula. 	<ul style="list-style-type: none"> • Irfanview (Skijan, I., s.f.). • GIMP (Kimball, S. y Mattis, P., s.f.). • Hugin (d'Angelo, P., 2019). • ImageJ (Rasband, W., s.f.). • Spiccer (elaborado en el laboratorio con JAVA). • Statgraphics XVII (Polhemus, N. W., s.f.). • Paquetería de Office

Para la obtención de pares estereoscópicos, el sistema de fotografiado consistió en dos cámaras montadas en paralelo (*Figura 4*), enfocadas hacia el sustrato. La estabilidad y flotabilidad neutra se mantuvieron con plomos y flotadores.

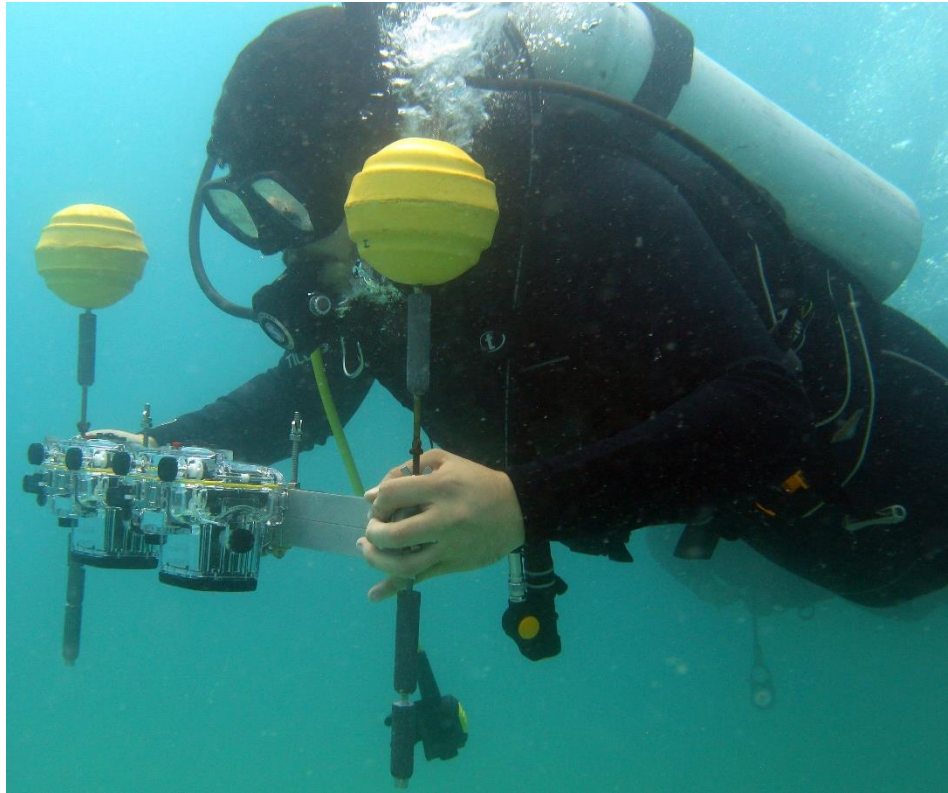


Figura 4: Herramienta de visión estereoscópica. Previamente calibrada, preparada con disparadores sincronizados que permiten la toma de fotografías en ráfaga del bentos.

➤ Procesamiento de imágenes.

Para el realzado de colores, producto de la pérdida diferencial de colores cálidos conforme la penetración de la luz en el agua, se utilizó la herramienta de manejo de histograma y la rutina de autoajuste del software “*Irfanview*”. Un ejemplo del realce se muestra en la Figura 5.

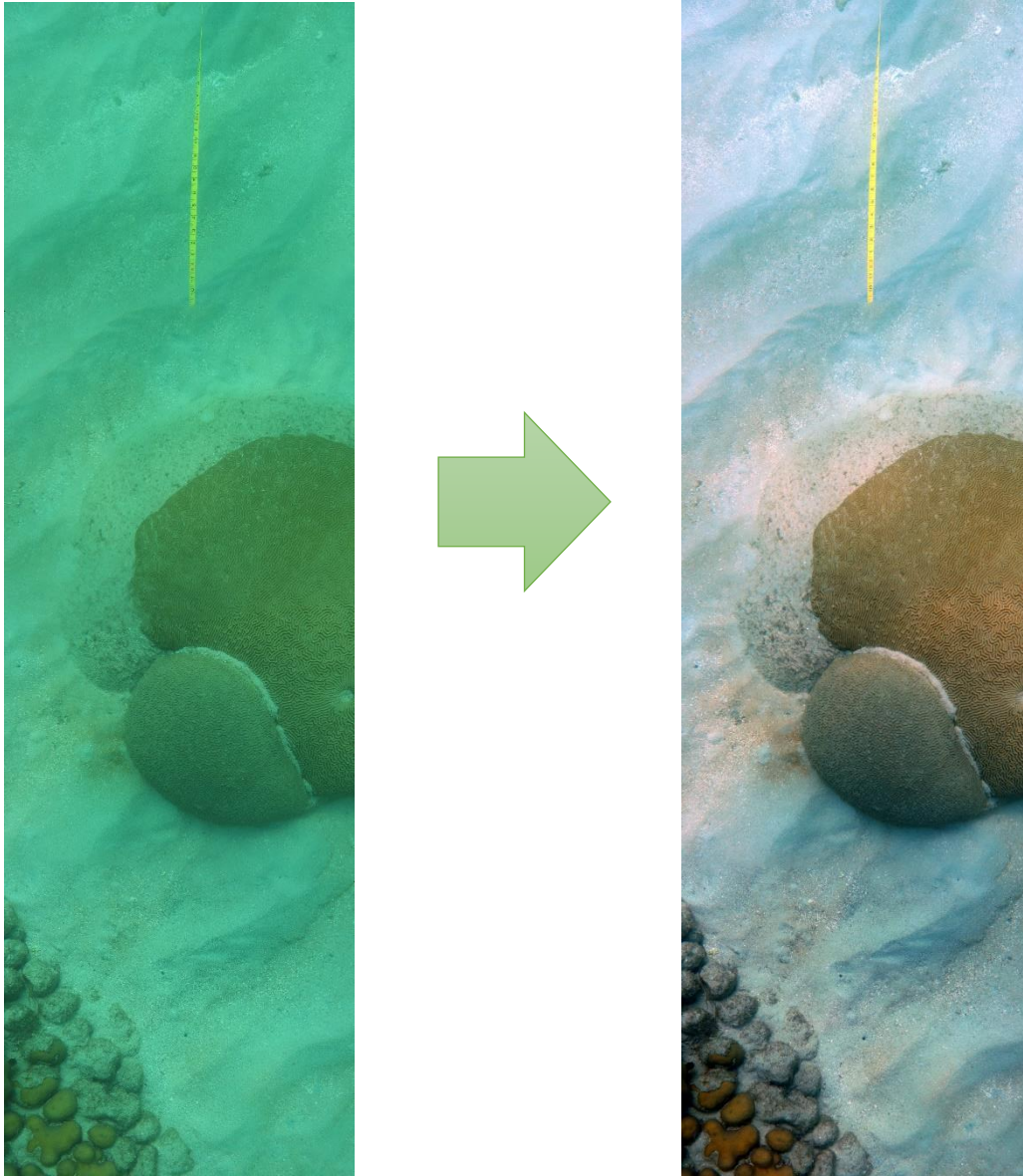


Figura 5: Efecto del realce de color con “Irfanview”. Para recuperar el color real de objetos bajo el agua, el cual se pierde por la absorción diferencial de la radiación electromagnética en el rango de luz visible, perdiéndose en primera instancia los colores cálidos y posteriormente el verde y el azul.

Las fotografías individuales a lo largo del transecto se estructuraron en mosaicos, utilizando la rutina “ensamblador de panoramas” del programa “Hugin” (*Figura 6*). Dicho programa permite eliminar la deformación geométrica de las cámaras, eliminar el traslape de imágenes, la mejor delimitación de áreas, y con ello la estimación más precisa de coberturas.

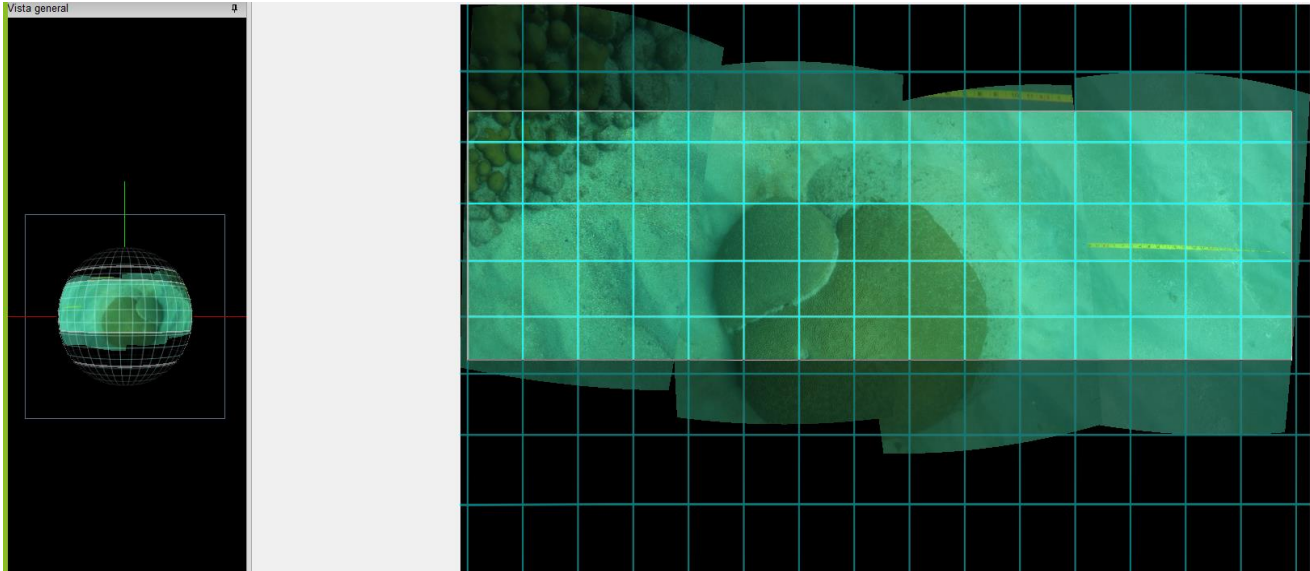


Figura 6: Proceso de elaboración de mosaicos utilizando “Hugin”. Para ello se ubican puntos de referencia entre imágenes para corregir deformaciones y escalar tamaños; para cada mosaico se utilizan sólo 4 imágenes por limitaciones de memoria en el equipo.

Estimación de variables

Para la estimación de las variables es necesario conocer las medidas físicas de los objetos en los mosaicos. Las dimensiones de los mosaicos se estimaron conforme a las ecuaciones en la Tabla 8, las cuáles son útiles para la conversión de escalas de píxeles a metros y metros cuadrados, tomando como referencia que la longitud total de la suma de los mosaicos por transecto equivale a la longitud total del mismo (30 m).

Tabla 8: Ecuaciones para la obtención del largo, ancho y área de los mosaicos. Cada mosaico representa una parte de un transecto, en total la suma del largo de los mosaicos debe de ser el largo del transecto (30 m), con ello se pudo transformar la medida en píxeles de los mosaicos a metros.

$$Lm = \frac{Lp * x}{\sum_{i=1}^n Lp} \quad \text{Eq. 6}$$

$$Am = \frac{Ap * x}{\sum_{i=1}^n Lp} \quad \text{Eq. 7}$$

$$Am^2 = (Lp * Ap) * \left(\frac{x}{\sum_{i=1}^n Lp}\right)^2 \quad \text{Eq. 8}$$

Dónde: Lm es el largo del mosaico en metros; Lp el largo del mosaico en píxeles; x el largo total del transecto; Am el ancho del mosaico en metros; Ap el ancho del mosaico en píxeles y Am^2 el área del mosaico en metros cuadrados.

Para la estimación de coberturas, se utilizó la rutina “*color threshold*” (Límites de color) del programa “ImageJ” (*Figura 7*), para el control de la cantidad de tinte, saturación y brillantez, con lo cual se favorece la delimitación de áreas y por consiguiente la estimación de coberturas.

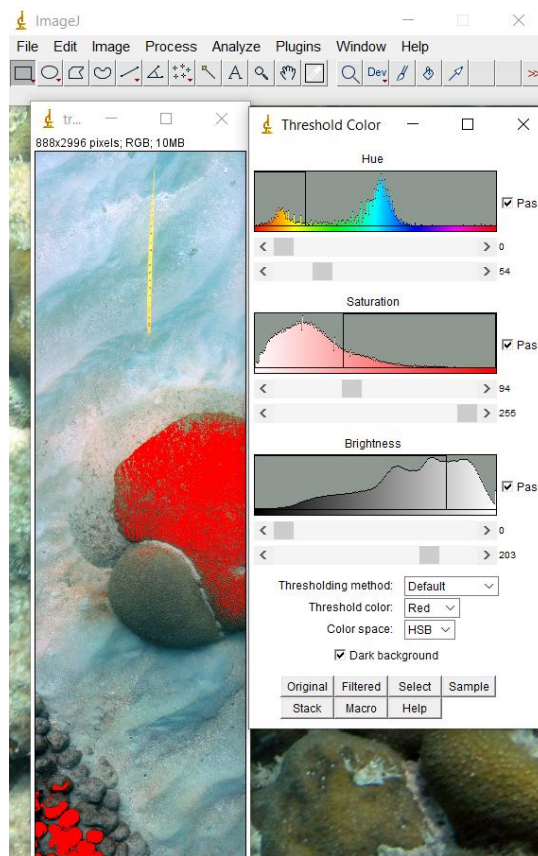


Figura 7: Selección de áreas bentónicas. Basada en el grado de matiz, saturación y brillo de la imagen, por lo que es importante en medida de lo posible, aproximar al color real de los objetos para mejores resultados con “ImageJ”.

Las especies coralinas encontradas en el Arrecife Tuxpan se identificaron con las guías de identificación rápida para corales del Atlántico y Golfo (“*Atlantic and Gulf Rapid Reef Assesment*”, AGRRA) de acuerdo con lo especificado en AGRRA, s.f.). Se realizaron conteos con imágenes sin traslape utilizando mosaicos, los conteos se realizaron con ayuda del programa “Spiccer”. Se estimaron índices de diversidad (*Tabla 9*).

Tabla 9: Índices de diversidad y dominancia. Los índices considerados fueron: diversidad de Shannon-Wiener y dominancia de Simpson.

$$\lambda = \frac{\sum_{i=1}^S p_i^2}{S} \quad \text{Eq. 9}$$

$$H' = - \sum_{i=1}^S ((p_i)(\ln p_i)) \quad \text{Eq. 10}$$

S: Es el número de especies en la muestra; p_i : Abundancia relativa de la especie "i", para obtenerlo, el número de individuos "i" se divide entre el número total de individuos de la muestra.

Se contabilizaron los corales reclutas aplicando la "tasa" propuesta por Ben-Tzvi, O. *et al.* (2004), la cual consiste en la relación del número de corales reclutas dividido por el número total de corales vivos; más que velocidad de nacimiento de corales reclutas, este valor se refiere a la proporción de reclutas, en relación al número total de organismos, es decir, se refiere al grado de reclutamiento.

Aplicación y evaluación de HECESA.

La información obtenida mediante índices de diversidad, medición directa de cobertura coralina y grados de reclutamiento se comparó con lo obtenido por HECESA.

Primeramente, se ubicó el área correspondiente a cada signo, tipo de área y estresor en las columnas y renglones correspondientes de acuerdo a la estructura de HECESA (*Esquema 6*). Posteriormente, se estimaron entre otros los indicadores ecológicos: *AHnI* área habitada no impactada, *AHI* área habitada impactada y *AnH* área no habitable (*Tabla 2*). Dicho procedimiento se aplicó en los sitios Norte, Medio y Sur.

Con los esquemas realizados, se calculó la magnitud de signos y estresores, así como los siguientes grados representativos del sistema: grado de éxito, grado de impacto y grado de crecimiento en área potencial (*Tabla 3*). A continuación, se estimaron los resultados (*Tabla 4*) del grado de deterioro arrecifal (*GDA*) y el grado de habitabilidad del sistema arrecifal (*GHS*). Por último, se hizo la comparación de resultados para los tres sitios.

Pruebas estadísticas.

Los datos obtenidos se vertieron en hojas de cálculo. Con la versión de prueba del programa estadístico "Statgraphics" se realizaron los siguientes análisis: ANOVA de una vía

para comparar los *GE*, los *GI*, los *GHS*, los *GCAP* y los *GDA* de las tres regiones muestreadas para detectar semejanzas y diferencias entre ellas, en caso de detectar diferencias es recomendable realizar comparaciones múltiples (Dagnino, J., 2014), por lo que se aplicó el método de rango múltiple de Duncan (Fallas, J., 2012) para identificar las zonas estadísticamente diferentes. Adicionalmente se ejecutó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para la confirmación no paramétrica de los resultados obtenidos con la prueba ANOVA (McKight, P. E. y Najab, J., 2010). En su caso, se muestra el diagrama de caja y bigote para la visualización de resultados.

Resultados

En las tres zonas geográficas mostradas en la Figura 3, se caracterizaron los niveles de profundidad, ubicándolos en dos cotas: somera (menor a 8 m de profundidad) y profunda (mayor a 8 m). Por el tipo de fondo, se identificaron dos zonas: fondo arenoso dominante (arenosa) y fondo rocoso dominante (rocosa). En cuanto profundidades, la zona Media resultó somera y las zonas Norte y Sur profundas; por tipo de fondo, las zonas Norte y Sur resultaron rocosas, mientras que la Media fue arenosa.

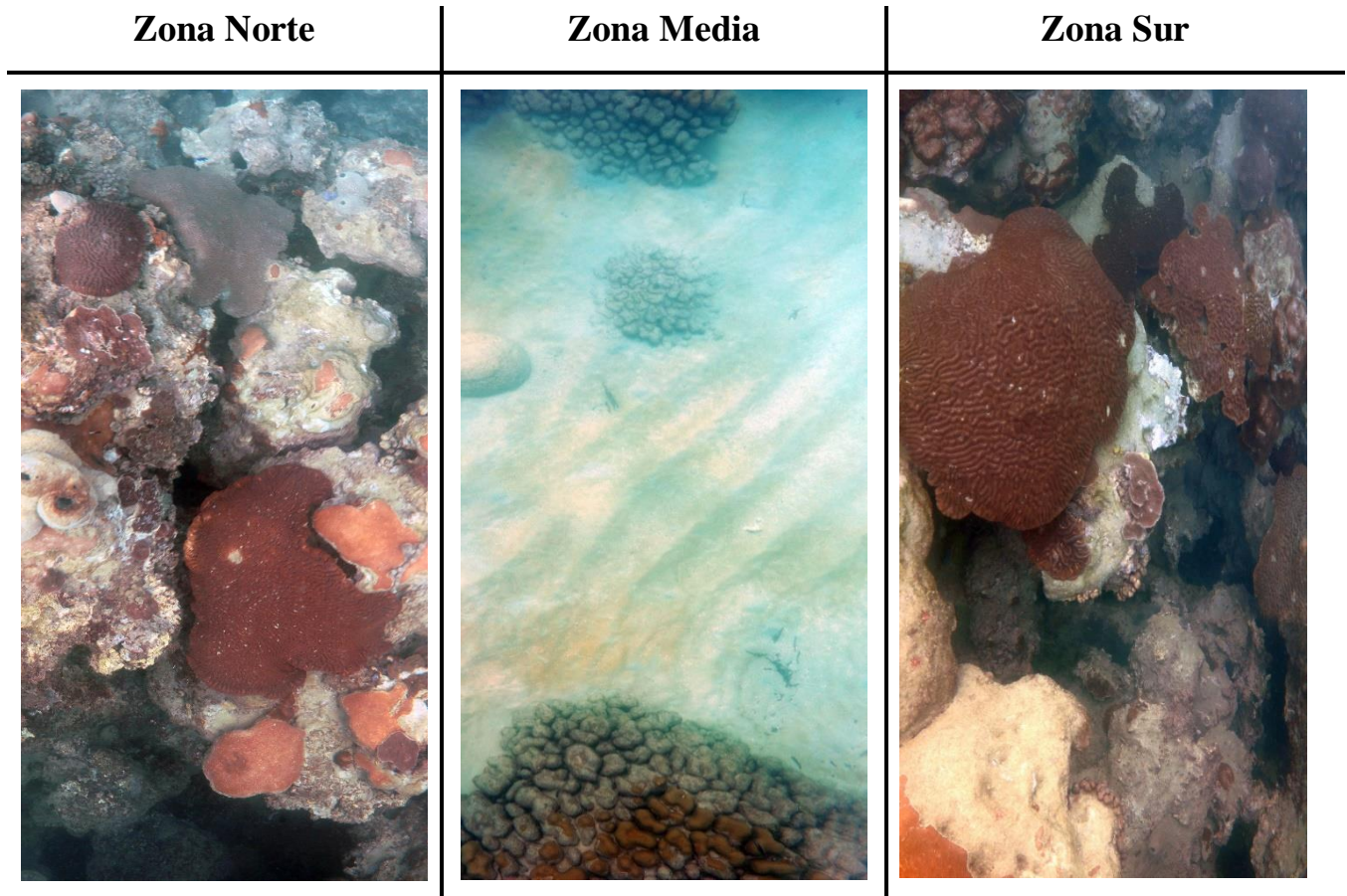
Tabla 10: Caracterización de las zonas del arrecife Tuxpan. Cada zona se caracterizó por la dominancia de un tipo de fondo o su profundidad, considerando como diferentes tipos de arrecife.

	Arenoso	Rocoso	Profundidad promedio	Tipo de fondo	Nivel de profundidad
Norte	0	0.98813705	14m	Rocosa	Profunda
Media	0.90487751	0.08643606	6m	Arenosa	Somera
Sur	0	0.97048766	12m	Rocosa	Profunda

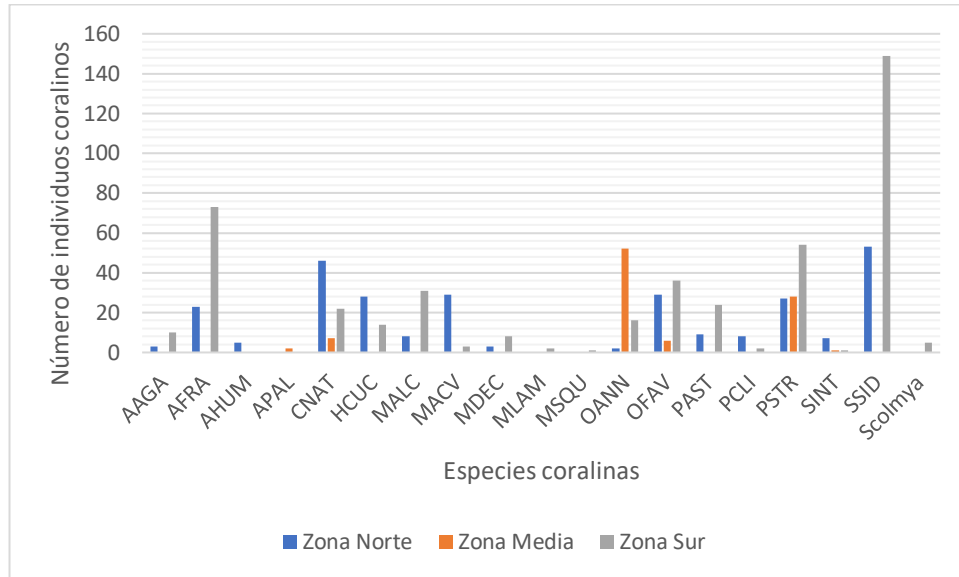
Dónde: Dominante arenoso > 0.6; dominante rocoso > 0.6; Híbrido entre arenoso y rocoso con valores menores de 0.6. Somero < 8m; profunda > 8m.

La magnitud de los signos de área rocosa y profunda se obtuvo a partir de HECESA mediante las siguientes ecuaciones: “Magnitud de fondo rocoso = $AnHPRo/AnH$ ” y “Magnitud de fondo arenoso = $AnHnHabAr/AnH$ ”.

Tabla 11: Mosaico de 4 imágenes (aprox. 3.9 x 1.76 m) del bentos en las diferentes zonas. Se ejemplifica dos tipos de arrecife, la zona Norte y Sur, son arrecifes de tipo rocoso y profundo. La zona Media es un arrecife de tipo somero y de fondo predominantemente arenoso.



En total se identificaron 18 especies coralinas (*Esquema 10*): la zona Media presentó menos especies (6) que las otras zonas (más de 15), siendo *Orbicella annularis* (*OANN*) la especie dominante en dicha zona Media; en las zonas Norte y Sur, la especie dominante fue *Siderastrea siderea* (*SSID*), mostrando mayor abundancia en la zona Sur que en la zona Norte. La zona Media es la única donde se encontró *Acropora palmata* (*APAL*).



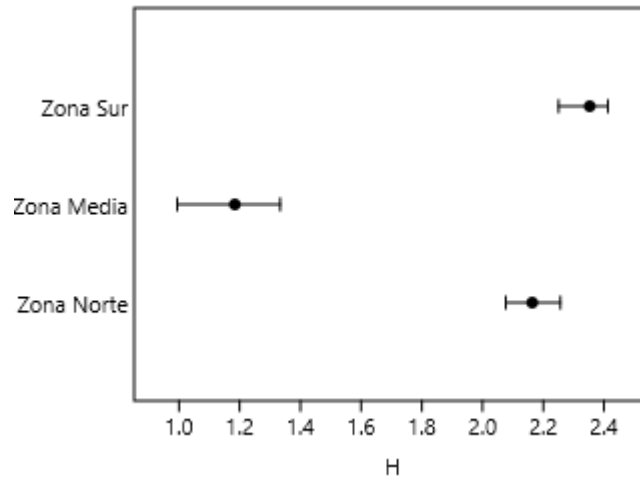
Esquema 10: Número de especies coralinas en las zonas Norte, Media y Sur. La zona Norte posee más individuos, sin poseer una especie claramente dominante a diferencia de las otras zonas. Los códigos de identificación coralina fueron obtenidos del AGRRRA.

En las zonas Norte y Sur, se encontró mayor diversidad H' La zona Media resultó más pobre en diversidad de especies ($H'M= 1.184$) < ($H'N= 2.164$) < ($H'S= 2.353$) que las otras zonas (Tabla 12).

TABLA 12: Comparación de índices de diversidad y dominancia entre zonas. La zona Media posee menos especies que las otras zonas, con un alto número de individuos, lo que se ve reflejado en el resultado bajo del índice de diversidad de Shannon-Weiner (H') y el resultado alto en la dominancia de Simpson

	Zona Norte	Zona Media	Zona Sur
Especies (número)	18	6	15
Individuos (número)	452	96	280
H'	2.164	1.184	2.353
Dominancia (Simpson)	0.1681	0.3882	0.1142

La zona Sur resultó la más diversa ($H'= 2.353$) y con menor dominancia ($\lambda= 0.1142$). A pesar de resultar la más diversa en este arrecife, la magnitud del índice es baja con relación a valores registrados en los sistemas coralinos en general, considerándose como valores altos aquellos mayores a 3.0.



Esquema 11: Comparación del índice de diversidad de Shannon-Wiener entre la zona Norte, Media y Sur. El intervalo del índice es del 1 al 4.5, los valores por encima de 3 son tomados como diversos, ninguna de las tres zonas puede considerarse diversa, siendo la zona Sur más diversa entre las tres zonas con un valor de 2.533

La estructura utilizada para el manejo de datos (HECESA) de la zona Norte, se muestra en el Esquema 12; cada dato de área se encuentra en metros cuadrados (área 2D proyectada).

Área total	Tipos de área		Signos	Estresores
C1: N1 Área Habitada (AH) 343.8625654	C2:N1 Área habitada no Impactada (AHnI) 287.5365801			
	C2:N2 Área Habitada Impactada (AHI) 56.3259853	C3:N1 Área Impactada con Coral Muerto (AHIM) 48.0103667	C4:N2 Área Impactada por factores que causan el Blanqueamiento (AHIMB) 17.77575859	C4:N3 Área Impactada por Daño Físico (AHIMF) 30.23460811
		C3:N5 Área Impactada por Coral Enfermo (AHIE) 4.833834493		
		C3:N6 Área Impactada por Depredación (AHID) 1.795770565		
		C3:N7 Área Impactada por Algas (AHIA) 0.469244706		
		C3:N8 Área Impactada por Especies Invasoras (AHII) 1.216768837		
C1:N2 Área no habitada (AnH) 102.4446957	C2:N3 Área no habitable (AnHnHab) 0.878564083	C3:N10 Área con Fondo Arenoso (AnHnHabAr) 0		
		C3:N11 Área con Hoyos (AnHnHabHo) 0.878564083		
	C2:N4 Área potencial de desarrollo (AnHP) 101.5661316	C3:N12 Área de corales reclutas (AnHPCR) 0.336732128		
		C3:N13 Área con roca desnuda (AnHPRo) 101.2293995		
		C3:N14 Área con cobertura de alga coralina costrosa (AnHPAc) 0		

Esquema 12: Uso de HECESA en la zona Norte del arrecife Tuxpan, Veracruz. Se identificaron dos estresores causantes del "mortandad", el blanqueamiento coralino y muerte por daño físico, el área no habitada es predominada por el área con potencial de desarrollo con roca desnuda, no se encontró fondo arenoso.

En el Esquema 13 se presentan los datos 2D proyectados en metros cuadrados de la zona Media. En esta zona, se presentó menor cobertura coralina no impactada (AHnI), fue la única zona donde el área no habitada (AnH) resultó mayor al área habitada (AH), con poca área

potencial de desarrollo (*AnHP*). La presencia de coral muerto (*AHIM*) fue el signo con mayor impacto, y a su vez está zona resultó la de mayor magnitud en área impactada por algas (*AHIA*).

Área total	Tipos de área	Signos	Estresores
C1: N1 Área Habitada (<i>AH</i>) 121.7347665	C2:N1 Área habitada no Impactada (<i>AHnI</i>) 98.81433888		
	C2:N2 Área Habitada Impactada (<i>AHI</i>) 22.92042762	C3:N1 Área Impactada con Coral Muerto (<i>AHIM</i>) 12.45596621	C4:N2 Área Impactada por factores que causan el Blanqueamiento (<i>AHIMB</i>) 0.700767517
		C3:N5 Área Impactada por Coral Enfermo (<i>AHIE</i>) 0.918724554	C4:N3 Área Impactada por Daño Físico (<i>AHIMF</i>) 11.7551987
		C3:N6 Área Impactada por Depredación (<i>AHID</i>) 2.349167048	
		C3:N7 Área Impactada por Algas (<i>AHIA</i>) 6.783334962	
		C3:N8 Área Impactada por Especies Invasoras (<i>AHII</i>) 0.413234843	
	C1:N2 Área no habitada (<i>AnH</i>) 308.1488789	C2:N3 Área no habitable (<i>AnHnHab</i>) 281.381224	C3:N10 Área con Fondo Arenoso (<i>AnHnHabAr</i>) 278.8369894
C3:N11 Área con Hoyos (<i>AnHnHabHo</i>) 2.544234629			
C2:N4 Área potencial de desarrollo (<i>AnHP</i>) 26.76765491		C3:N12 Área de corales reclutas (<i>AnHPCR</i>) 0.132480762	
		C3:N13 Área con roca desnuda (<i>AnHPRo</i>) 26.63517415	
		C3:N12 Área con cobertura de alga coralina costrosa (<i>AnHPAc</i>) 0	

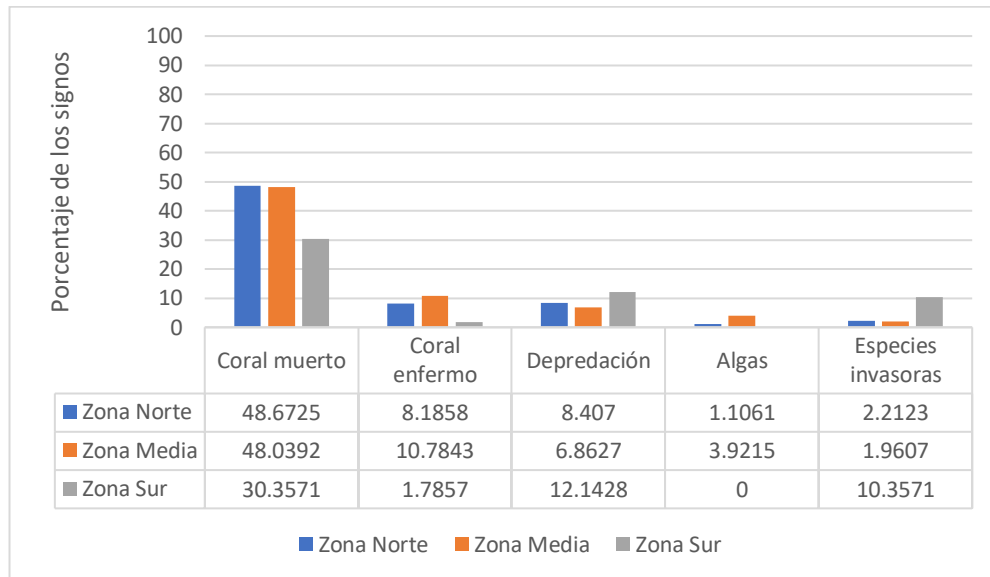
Esquema 13: Uso de HECESA en la zona Media del arrecife Tuxpan, Veracruz. Se encontraron dos estresores causantes de mortandad, el área no habitada es predominada por fondo arenoso y baja presencia de potencial de desarrollo con roca desnuda.

En la zona Sur (*Esquema 14*) se contó con menos datos que en las otras zonas, el área de muestreo fue menor a las demás, siendo la zona que presentó menores magnitudes en los signos de impacto.

Área total	Tipos de área	Signos	Estresores
C1: N1 Área Habitada (AH) 87.6710145	C2:N1 Área habitada no Impactada (AHnI) 77.27048482		
	C2:N2 Área Habitada Impactada (AHI) 10.40052967	C3:N1 Área Impactada con Coral Muerto (AHIM) 9.079848846	C4:N2 Área Impactada por factores que causan el Blanqueamiento (AHIMB) 0.394577311
		C3:N5 Área Impactada por Coral Enfermo (AHIE) 0.357639915	C4:N3 Área Impactada por Daño Físico (AHIMF) 8.685271536
		C3:N6 Área Impactada por Depredación (AHID) 0.056355406	
		C3:N7 Área Impactada por Algas (AHIA) 0	
		C3:N8 Área Impactada por Especies Invasoras (AHII) 0.906685508	
C1:N2 Área no habitada (AnH) 31.55672784	C2:N3 Área no habitable (AnHnHab) 0.763159165	C3:N10 Área con Fondo Arenoso (AnHnHabAr) 0	
		C3:N11 Área con Hoyos (AnHnHabHo) 0.763159165	
	C2:N4 Área potencial de desarrollo (AnHP) 30.79356868	C3:N12 Área de corales reclutas (AnHPRo) 0.168153756	
		C3:N13 Área con roca desnuda (AnHPRo) 30.62541492	
		C3:N14 Área con cobertura de alga coralina costrosa (AnHPAc) 0	

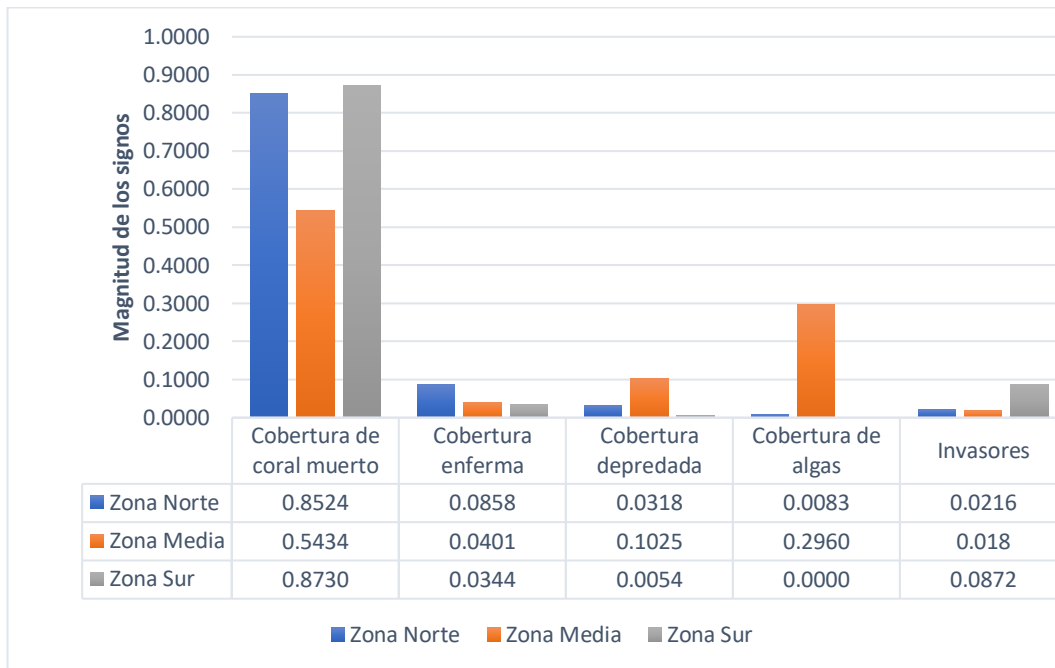
Esquema 14: Uso de HECESA en la zona Sur del arrecife Tuxpan, Veracruz. Se identificaron dos estresores causantes de "mortandad", por blanqueamiento y daño físico, no se encontró área impactada por algas.

El Esquema 15 muestra el porcentaje obtenido en la comparación del número de corales con un signo de impacto y el número de total de individuos coralinos (*Impacto directo del signo = número de individuos afectados por "x" signo * 100 / total de individuos coralinos*), siendo el coral muerto el signo con mayor presencia en las tres zonas estudiadas. El conteo de especies enfermas indica que la zona Media es la más afectada por este signo.



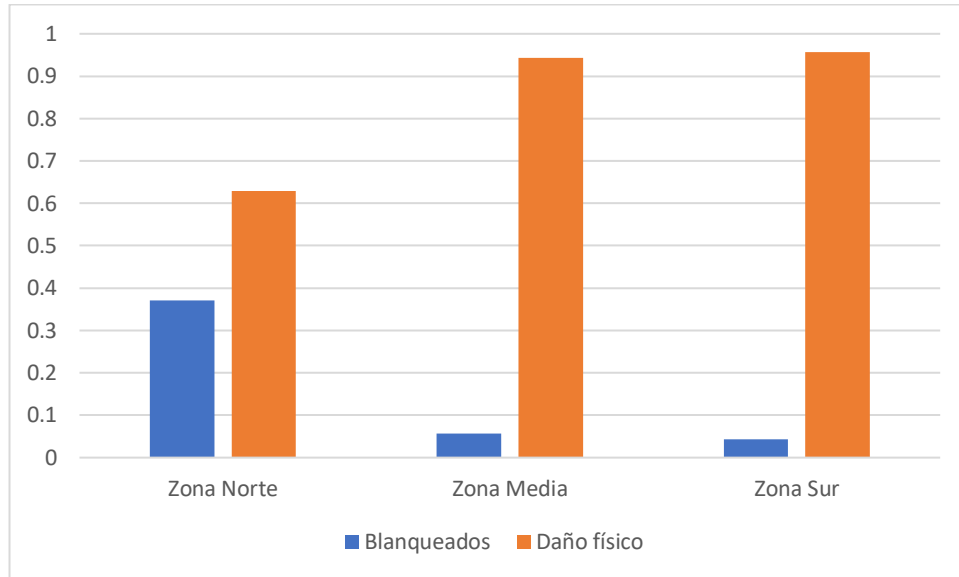
Esquema 15: Comparación del impacto directo de los signos entre zonas. El conteo de individuos afectados por algún signo de impacto muestra la zona Sur menos impactada que las otras, donde las tres presentaron más individuos muertos, la zona Media con más individuos enfermos; y la zona Sur con más individuos depredados y con especies invasoras.

El equivalente del impacto directo del signo con HECESA se muestra en el Esquema 16, el cual muestra la magnitud de cobertura de los signos que componen el área habitada impactada (*AHI*), resaltando que la mayor cobertura fue de coral muerto (mayor a 0.54 en los tres casos), seguida por la cobertura de algas (0.29 para la zona Media). Aunque en menor magnitud, las especies invasoras se concentraron en la zona Sur (0.08), donde se detectó la menor cobertura depredada (0.0054) y presentó una menor proporción de cobertura enferma (0.03), sin cobertura de algas.



Esquema 16: Comparación de los cocientes de los signos que integran el área habitada impactada (AHI). Cada cociente representa la magnitud de impacto de cada signo, la sumatorio de la magnitud de los signos es uno.

En las tres zonas (*Esquema 16*), el área impactada con coral muerto (*AHIM*) presentó mayor magnitud con respecto a otros signos y se identificaron dos estresores causantes de este signo: factores causantes de blanqueamiento (*AHIMB*) y daño físico (*AHIMF*), estos estresores no fueron identificados como causantes de otros signos. Se presentó un porcentaje bajo de blanqueamiento en las zonas Media (0.0562%) y Sur (0.043%) y alto en la zona Norte (0.37%). El impacto por daño físico (*AHIMF*) fue sobresaliente en las tres zonas, aunque levemente menor en la Zona Norte ($ZN= 0.62 > ZO=0.94 > ZS= 0.95$).



Esquema 17: Comparación del cociente de los estresores en las zonas Norte, Media y Sur. Se identificaron al blanqueamiento coralino y el daño físico como causantes del AHIM, siendo la zona Sur la más afectada en daños físicos (0.9565) y la más baja en blanqueamiento (0.0434), la zona Norte la más afectada en el blanqueamiento (0.3702).

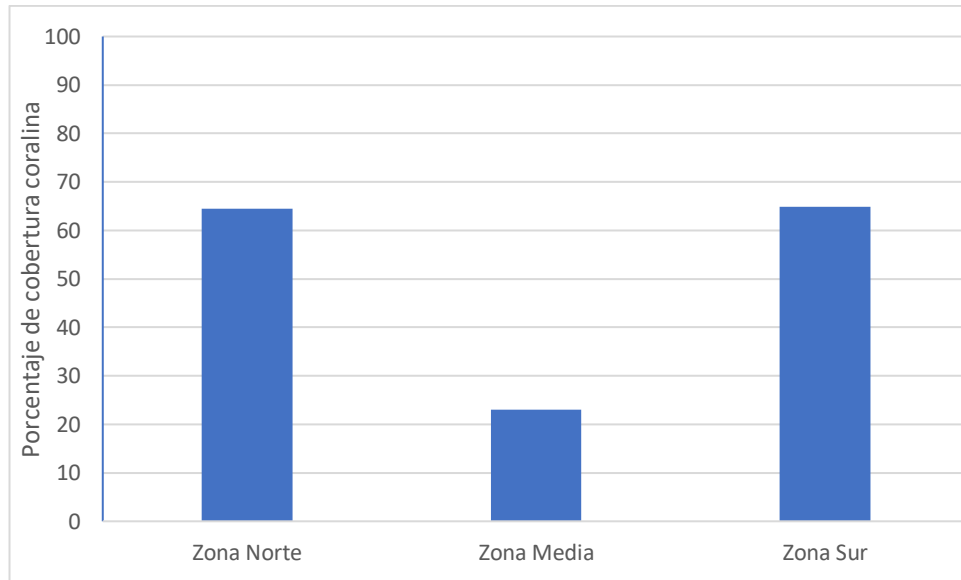
El arrecife Tuxpan presenta un bajo “grado” de reclutamiento coralino ($GR = \text{corales reclutas/corales totales}$; Ben-Tzvi, O. *et al.*, 2004), indicando un bajo proceso de colonización. El equivalente con la herramienta desarrollada, fue obtenido mediante la ecuación “ $GR = 100 * (AnHPCR/AnHP)$ ”, escalando por 100 debido a que las diferencias se encuentran a nivel de centésimas de unidad; el resultado es concordante y muy parecido con el obtenido con el “grado” de reclutamiento (Tabla 13).

Tabla 13: Grado de reclutamiento. Utilizando el grado de reclutamiento de Ben-Tzvi se comparó con el análogo de HECESA, ambos muestran que el arrecife Tuxpan posee un bajo grado de reclutamiento, siendo la zona Sur la más alta.

	Zona Norte	Zona Media	Zona Sur
Grado de reclutamiento (Ben-Tzvi, O. <i>et al.</i> , 2004)	0.1017	0.1354	0.1428
Grado de reclutamiento (HECESA)	0.3315	0.4973	0.5460

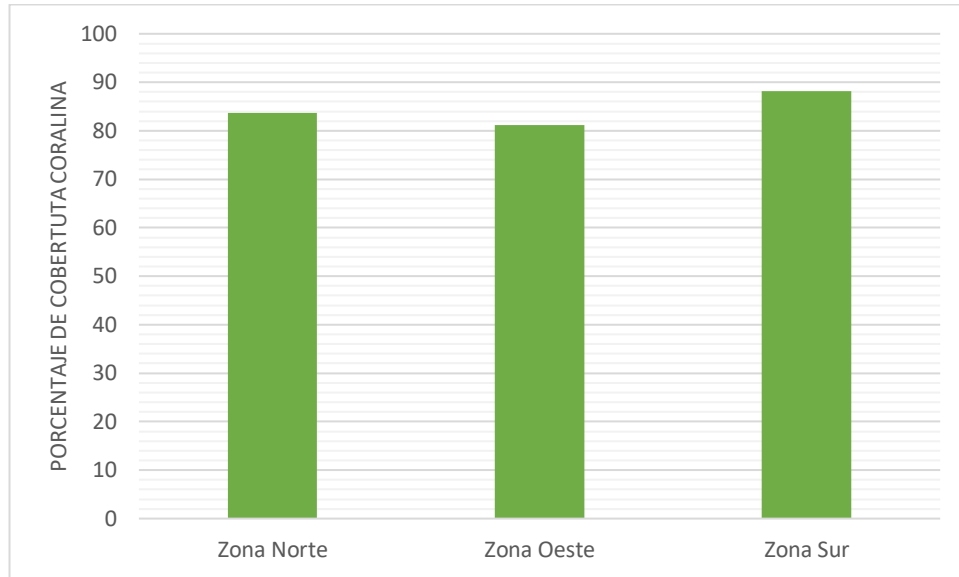
Considerando un porcentaje de “cobertura coralina directa” ($CCD = \text{cobertura coralina} * 100 / \text{área total del arrecife}$) se encontraron diferencias en las tres zonas (Esquema 18 **Error!**

Reference source not found.), siendo más bajo el porcentaje en la zona Media (22.9862) y más alto en la zona Sur (64.8091).



Esquema 18: **Comparación del porcentaje de la cobertura coralina directa entre zonas.** La zona Media es la más baja con un valor de 22.9862, la zona Norte y Sur tienen un valor parecido de 64.4257 y 64.8091 respectivamente.

El equivalente de la cobertura coralina directa con HECESA corresponde al *GE* (grado de éxito); el cual se obtiene mediante la ecuación $GE = \frac{AHnI}{AHI + AHnI}$. En el Esquema 19 se muestra el porcentaje de grado de éxito (*porcentaje del GE = 100 * GE*), donde la zona Media es la más baja en *GE* de las tres zonas, sin embargo, se obtiene un resultado relativamente más alto que con el uso de la cobertura coralina directa.



Esquema 19: Comparación del porcentaje de cobertura coralina. Con el uso de HECESA, la zona Sur tiene el porcentaje más alto de cobertura coralina reflejada en el GE con un valor de 88.13, la zona Norte le sigue con un valor de 83.61 y la zona Media es la más baja con un valor de 81.17.

La zona Norte (*Tabla 14*) tiene un alto grado de éxito ($GE > 0.8$, pág 61), muy bajo grado de impacto ($GI < 0.2$, pág. 61) y alto grado de potencial de crecimiento ($GCAP > 0.8$).

Al tener valores bajos del *GHS* en la zona norte ($GHS < 0.4$, *Tabla 14*) y sur ($GHS < 0.4$, *Tabla 16*) indica que la capacidad de carga está llegando a su límite.

Tabla 14: Indicadores ecológicos de la zona Norte. En general, la zona Norte no representó un grado de daño grave en el arrecife, el grado de éxito es alto y el grado de impacto es bajo.

<i>INDICADOR</i>	<i>RESULTADO</i>
<i>GE=</i>	0.8361
<i>GI=</i>	0.1638
<i>GCAP=</i>	0.9914
<i>GHS=</i>	0.2295

En la zona Media (*Tabla 15*), al ser un arrecife con dominancia de fondo arenoso, posee un área con potencial de desarrollo menor ($GCAP < 0.2$) en comparación con las zonas Norte y Sur; a pesar de ser la zona con un mayor impacto en el arrecife, por su magnitud puede ser considerada como una zona de bajo impacto ($GI < 0.2$). El grado de éxito ($GE > 0.8$) refleja la existencia de una gran cantidad de cobertura coralina no impactada.

El grado de habitabilidad del sistema (*GHS*) en la zona Media fue más alto ($ZO = 0.7168 > ZN = 0.2295 > ZS = 0.2646$).

Tabla 15: Indicadores ecológicos de la zona Media. La zona Media es la más dañada, sin embargo, no es un nivel alto de daño, siendo su grado de éxito alto y su grado de impacto bajo.

<i>INDICADOR</i>	<i>RESULTADO</i>
<i>GE=</i>	0.8117
<i>GI=</i>	0.1882
<i>GCAP=</i>	0.0868
<i>GHS=</i>	0.7168

La zona Sur tiene el grado de éxito (*GE*) más alto de las tres zonas ($ZS = 0.8813 > ZN = 0.8361 > ZO = 0.8117$) y la más baja incidencia de impactos ($GI < 0.2$). Así mismo, presenta un *GCAP* alto ($GPC > 0.8$).

Tabla 16: Indicadores ecológicos de la zona Sur. Representó la zona más exitosa de las tres.

<i>INDICADOR</i>	<i>RESULTADO</i>
<i>GE=</i>	0.8813
<i>GI=</i>	0.1186
<i>GCAP=</i>	0.9758
<i>GHS=</i>	0.2646

La zona Media fue la más deteriorada ($ZO = 0.3765 > ZN = 0.3276 > ZS = 0.2372$), sin embargo, en ningún caso se puede considerar que el deterioro superó el nivel dos (moderado, pág 62), siendo la zona Sur la más cercana a ser considerada como perteneciente al nivel 1 ($ZS = 0.2372$).

Tabla 17: Grado de deterioro arrecifal. Ninguna zona representa un deterioro nulo (nivel 1), se encuentran en un intervalo moderado, siendo la zona Sur la más cercana a un nivel 1.

	<i>Zona Norte</i>	<i>Zona Media</i>	<i>Zona Sur</i>
<i>GDA=</i>	0.3276	0.3765	0.2372

Los resultados de un ANOVA de una vía para los *GE* (TABLA 18) arrojaron que de acuerdo con el *p-value* mayor a 0.05 no existen diferencias significativas entre las zonas con un nivel de significancia del 95%

Tabla 18: ANOVA de GE. Análisis estadístico del grado de éxito realizado en tres zonas del arrecife que confirma que no hay diferencias significativas entre las zonas.

	<i>Suma De Cuadrados</i>	<i>Df</i>	<i>Media Cuadrática</i>	<i>F-Ratio</i>	<i>p-value</i>
<i>Entre Grupos</i>	0.00601205	2	0.00300602	0.72	0.5096
<i>Dentro De Grupos</i>	0.0416495	10	0.00416495		
<i>Total (Corr.)</i>	0.0476615	12			

La prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis confirma que no hay diferencias significativas entre las muestras ($p=0.1957 > 0.05$).

Para los *GI*, los resultados de un ANOVA de una vía (TABLA 19) arrojaron que de acuerdo con $p_{(12,10 \text{ g.l.})}=0.5096 > 0.5$, no existen diferencias significativas entre las zonas al 95% de confianza.

Tabla 19: ANOVA de GI. Análisis estadístico del grado de impacto realizado en tres zonas del arrecife que confirma que no hay diferencias significativas entre las zonas.

	<i>Suma De Cuadrados</i>	<i>Df</i>	<i>Media Cuadrática</i>	<i>F-Ratio</i>	<i>p-value</i>
<i>Entre Grupos</i>	0.00601205	2	0.00300602	0.72	0.5096
<i>Dentro De Grupos</i>	0.0416495	10	0.00416495		
<i>Total (Corr.)</i>	0.0476615	12			

La prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis confirma que no hay diferencias significativas entre las muestras ($p=0.1957 > 0.05$).

Para los *GCAP* (TABLA 20), el resultado del ANOVA de una vía de acuerdo con el *p-value* menor a 0.05 indica que hay diferencias significativas entre las zonas con un nivel de significancia del 5%.

Tabla 20: ANOVA de GCAP. Análisis estadístico del grado de crecimiento en área potencial realizado en tres zonas del arrecife que confirma que existen diferencias significativas entre las zonas.

	<i>Suma De Cuadrados</i>	<i>Df</i>	<i>Media Cuadrática</i>	<i>F-Ratio</i>	<i>P-Value</i>
<i>Entre Grupos</i>	2.61425	2	1.20713	538.41	0.0000
<i>Dentro De Grupos</i>	0.0242776	10	0.00242776		
<i>Total (Corr.)</i>	2.63853	12			

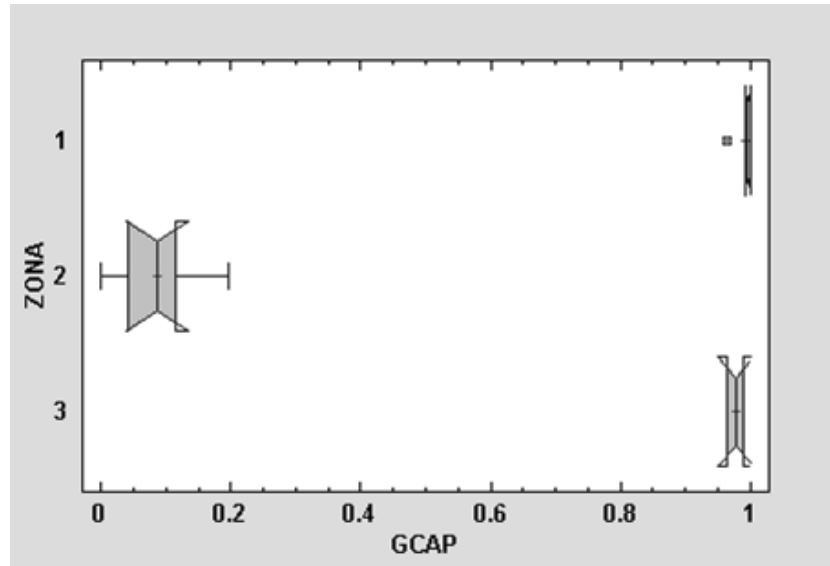
Dado que el ANOVA muestra que existe al menos una diferencia significativa, se procedió a utilizar la prueba de rango múltiple de Duncan (TABLA 21), la cual indica que la zona significativamente diferente es la Media por la variación en la media estadística.

Tabla 21: Rango múltiple de Duncan de GCAP. Análisis estadístico del grado de crecimiento en área potencial realizado en tres zonas del arrecife que confirma que existe diferencia significativa en la zona Media.

<i>Zona</i>	<i>Muestras</i>	<i>Media</i>	
<i>Media</i>	6	0.0875106	x
<i>Sur</i>	2	0.977342	x
<i>Norte</i>	5	0.990871	x

La prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis confirma la existencia de diferencia significativa entre las muestras ($p=0.0075 < 0.05$).

En el esquema de caja y bigote (*Esquema 20*) se observa que la zona Media (2), es claramente diferente a las otras dos (1 y 3).



Esquema 20: Diferencia de GCAP entre las zonas estudiadas. La zona Media (2) es claramente diferente con un valor de GPC alrededor de 0.7

Para los *GHS* (*TABLA 22*), el resultado del ANOVA de una vía indica que hay diferencias significativas entre las zonas ($p=0.0003 < 0.05$).

Tabla 22: ANOVA de GHS. Análisis estadístico del grado de habitabilidad del sistema realizado en las tres zonas del arrecife Tuxpan que confirma que existe diferencias significativas entre las zonas.

	<i>Suma De Cuadrados</i>	<i>Df</i>	<i>Media Cuadrática</i>	<i>F-Ratio</i>	<i>p-value</i>
<i>Entre Grupos</i>	0.81056	2	0.40528	19.96	0.0003
<i>Dentro De Grupos</i>	0.203004	10	0.0203004		
<i>Total (Corr.)</i>	1.01356	12			

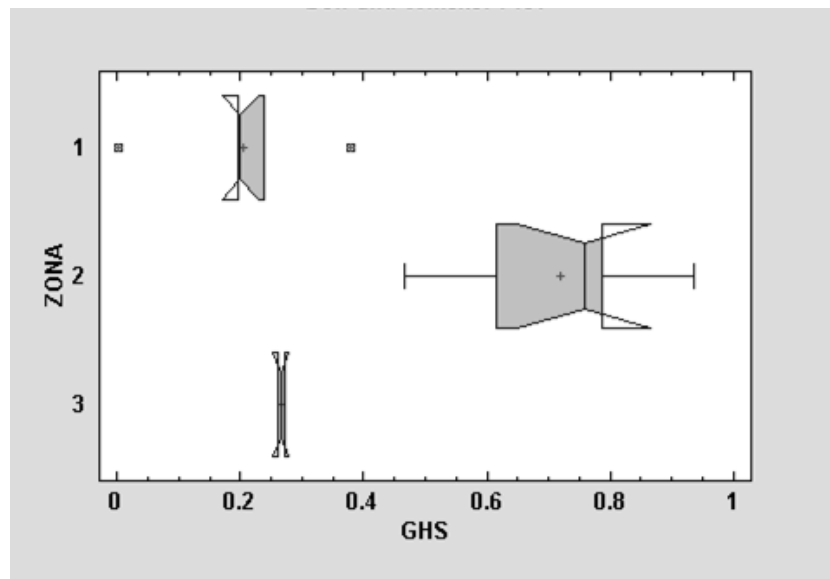
La prueba de Duncan (*TABLA 23*) indica que la zona Media es diferente a la Norte y Sur

Tabla 23: Rangos múltiples de Duncan de GHS. Análisis estadístico del grado de habitabilidad del sistema realizado en las tres zonas del arrecife Tuxpan que confirma que existe diferencia significativa en la zona Media.

<i>Zona</i>	<i>Muestras</i>	<i>Media</i>
<i>Norte</i>	5	0.203359
<i>Sur</i>	2	0.265499
<i>Media</i>	6	0.720293

La prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis ($p = 0.0090 < 0.05$), confirma lo encontrado con la prueba de ANOVA.

En el esquema de caja y bigote (*Esquema 21*) se visualiza que lo concluido con las pruebas anteriores.



Esquema 21: Diferencias de GHS entre las zonas estudiadas. La zona Media (2) es claramente diferente a la zona Norte y Sur (1 y 3); con un valor de *GHS* de alrededor de 0.7

Para los *GDA* (*TABLA 24*), el resultado del ANOVA de una vía ($p = 0.5096 > 0.05$) indica que no hay diferencias significativas entre las zonas.

Tabla 24: ANOVA de GDA. Análisis estadístico del grado de deterioro arrecifal realizado en tres zonas del arrecife que confirma que no hay diferencias significativas entre las zonas.

	<i>Suma De Cuadrados</i>	<i>Df</i>	<i>Media Cuadrática</i>	<i>F-Ratio</i>	<i>P-Value</i>
<i>Entre Grupos</i>	0.024048	2	0.0120241	0.72	0.5096
<i>Dentro De Grupos</i>	0.166598	10	0.0166598		
<i>Total (Corr.)</i>	0.190646	12			

La prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis confirma que no hay diferencias significativas entre las muestras ($p = 0.1957 > 0.05$).

Discusión

El primer sitio estudiado fue la zona Media, en la cual se encuentra la boya de anclaje principal por ser la más somera, dominada por fondo arenoso, en una cota de 8 m de profundidad. Contrariamente, en las zonas Norte y Sur que son más profundas, predomina el fondo rocoso. Lo anterior implica que la zona Media está habitada por una comunidad arrecifal diferente a la zonas Norte y Sur, la cual correspondería a una comunidad dominada por especies tolerantes al estrés, masivas o sub-masivas, lo que coincide con lo descrito por Edinger, E. N. y Risk, M. J. (2000). Contrariamente a la percepción de estos autores acerca de que estas comunidades corresponden a entidades con un grado de conservación menor al de otras comunidades arrecifales, es posible que se trata de zonas sujetas a un cambio de estado de una comunidad arrecifal diferente adaptándose a su entorno ante un estrés. Lo cual se fundamenta en lo siguiente: en el arrecife Tuxpan se encontraron las especies: *Acropora palmata* (APAL), *OANN* y *Orbicela faveolata* (OFAV), consideradas como formadoras de arrecifes (Alvarez-Filip, L. *et al.*, 2013, González-Barrios, F. J. y Álvarez-Filip, L., 2018); *OANN* fue la especie más dominante en la Zona Media; *OANN* es una especie que crece de forma masiva o sub-masiva, siendo tolerante al estrés térmico y a altas tasas de sedimentación (Kennedy, E. V., Foster, N. L. *et al.*, 2015). Al existir especies adaptadas al estrés y constructoras del arrecife, este tipo de comunidades no puede considerarse como de menor grado de conservación, sino como de colonización de nuevos espacios, de hecho, la CARICOMP (2001) considera a este tipo de áreas como representativa para monitoreo específico dentro de un sistema arrecifal, ya que *OANN* es la especie dominante. Como antecedente en respaldo a lo aseverado, Horta-Puga, G., Tello-Musi, J. L. *et al.* (2017) reportaron que el Sistema Arrecifal Veracruzano posee una comunidad coralina de especies adaptadas a altas tasas de sedimentación terrígena; a su vez, para Côté, I. M. y Darling, E. S. (2010), este tipo de fenómeno indica que se trata de un cambio de estado ante un estrés, del cual no es posible regresar al estado predecesor, lo que refleja la adaptación del arrecife al estrés, constituyendo una comunidad arrecifal diferente que se adapta a su entorno. Ante estos diferentes puntos de vista, es necesario considerar más indicadores para su descripción, ya que la dominancia de especies o la cobertura coralina por sí solas no son suficientes para caracterizar las diferentes comunidades arrecifales.

La baja magnitud de los índices de diversidad es producto de la existencia de pocas especies muy dominantes. En el arrecife estudiado se encontraron pocas especies muy dominantes: Norte= 2, Media= 1, y Sur= 2, caso similar al descrito por Pla, L., 2006), quien describe que una diversidad máxima se alcanza al encontrar todas las especies igualmente presentes. En este caso la aplicación del índice de diversidad de Simpson ($1 - \lambda$: Moreno, C. E., 2000) es más adecuado, ya que se basa en un índice de dominancia (Eq. 9, Tabla 9), el cuál toma en cuenta la representatividad individual de las especies, sin considerar la contribución de las demás

El hecho de que dominen pocas especies en el arrecife y que estas sean especializadas en sobrevivir al estrés predominante, implica que se trata de un ambiente muy difícil, en proceso de colonización, y a su vez explica la baja diversidad y complejidad.

Al análisis anterior se procedió a estimar los mismos parámetros respecto a HECESA, para determinar su eficacia y su capacidad de generar resultados análogos. Antes de proceder a la comparación consideramos oportuno abundar sobre sus cualidades: el atributo principal de HECESA es la generación de indicadores del sistema a partir de signos detectados; cada signo es producto del impacto de uno o varios estresores. Como se indicó en la página 49, se pueden generar indicadores a partir de los signos sin necesidad de conocer específicamente los estresores, ya que el grado de impacto se mide en cobertura impactada. Un signo de impacto es un indicador producto del efecto de variables limitantes del crecimiento coralino.

En este estudio, se consideró el impacto directo de estresores identificados por los signos que generan, signos como enfermedades, destrucción por depredación, entre otros. Mediante conteos de organismos afectados, se encontró que el impacto directo de estresores generadores de signos dio valores bajos de impacto, mientras que con HECESA la magnitud del impacto dio valores altos.

HECESA compara el espacio afectado en el que se manifiesta un signo, es decir, el área en que se manifiesta el estresor, lo cual es un buen indicador del grado en que se limita en el crecimiento espacial coralino, mientras que los conteos reflejan el número de impactos, lo cual no necesariamente equivale al grado de daño inducido. En este caso, el impacto directo del signo indica que el área más afectada por coral enfermo es la zona Media (*Esquema 15*), pero al usar el área que realmente está siendo afectada por la enfermedad vemos que la zona Norte es la más afectada (*Esquema 16*). La estimación del impacto causado por la abundancia de algas

también se estima de manera más precisa al medir su cobertura mediante HECESA, encontrando que su magnitud es mayor que la obtenida mediante conteos, lo que hace que la aplicación de HECESA revele mejor el impacto causado por algas.

El signo con mayor magnitud fue la presencia de coral muerto (*AHIM*), y el área impactada alcanzó valores de $ZN= 0.8524$, $ZO=0.5434$ y $ZS= 0.8730$ (*Esquema 16*), además del resultado anterior, mediante la revisión de imágenes de los sitios (*Figura 8*) se puede inferir la presencia de dos estresores causantes de este signo en las tres zonas: muerte por daño físico y muerte por blanqueamiento, el área impactada por daño físico (*AHIMF*), según el grado de fragmentación, pudo ser causado por variables ocasionales causales de fragmentación (eventos meteorológicos o anclaje de embarcaciones) y competencia entre especies coralinas, la fragmentación contribuye a la muerte de la colonia al dejar la roca expuesta al crecimiento de algas filamentosas o macro-algas carnosas, impidiendo la recuperación de cobertura coralina y el asentamiento de nuevos reclutas (Alcolado, P. M. *et al.*, 2013). La competencia entre especies se puede interpretar como el efecto de la perturbación de la estructura arrecifal al existir una tendencia a la superioridad entre especies (Connell, J. H. *et al.*, 2004).

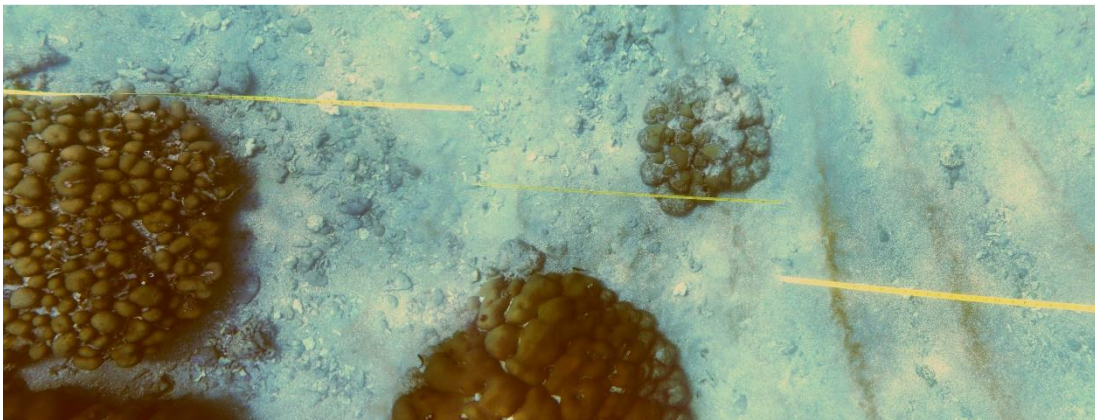


Figura 8: Ejemplo de mosaico de la zona Media (aproximadamente 3.9 x 1.76 m). En este caso, se observa el fondo arenoso, con fragmentos coralinos en el basamento ya erosionados, que indican que hubo fragmentación en las colonias coralinas aledañas. Los fragmentos amarillos son porciones de la cinta métrica guía para el transecto, los cuales no pudieron ser removidos por el programa para la elaboración de mosaicos.

A pesar de implicar la muerte coralina, el *AHIMF* también puede ser un indicador del crecimiento bidimensional del sistema arrecifal: la fragmentación causada por daño físico también puede contribuir a la reproducción y dispersión asexual coralina, ya que se fomenta el aumento de reclutas, traducándose en crecimiento arrecifal. Lo anterior se reafirma con lo expuesto por Schönberg, C. y Wilkinson, C. (2001), quienes aseveran que a diferencia de la reproducción sexual que ocurre estacionalmente, el crecimiento de la colonia y la fragmentación ocurren perennemente e influyen en los patrones de distribución de especies de los sistemas arrecifales.

Un alto crecimiento estructural es producto de altas tasas de calcificación, las cuales son fomentadas por la competencia entre especies. Este fenómeno se observa en las tres zonas del arrecife Tuxpan. Huston, M. (1985), describe que un sistema arrecifal bien desarrollado posee baja diversidad debido a que es común que existan diferentes tasas de crecimiento entre especies, por lo que es de esperarse que las especies competitivamente dominantes superen las tasas de crecimiento de las competitivamente dominadas.

En él estudió se obtuvo una baja cobertura de coral blanqueado en las tres zonas, debido a la presencia de especies como *OANN* que están mejor adaptadas a los cambios de temperatura, además de una alta tasa de calcificación. A pesar del bajo blanqueamiento, la zona Norte fue la mayormente impactada (*Esquema 16*). Calle-Triviño, J. (2014) en su monitoreo no encontró enfermedades o signos de blanqueamiento en el arrecife Tuxpan, esto indica que de 2014 a la fecha no ha habido un gran daño. En el caso particular de este arrecife, la muerte de estas especies por estresores ambientales abriría la oportunidad para que especies mejor adaptadas crezcan sobre ellos. En la zona Media hay mayor *AHIM* y domina el fondo arenoso, lo cual podría ser un factor para que corales reclutas encuentren lugares de asentamiento cada vez más elevados topográficamente en el esqueleto de sus predecesores (p. ej. Hubbard, D. K., 2015).

La presencia del área impactada por algas (*AHIA*) al relacionarse con la profundidad, se ubicó en zonas someras donde se vio favorecida la foto-absorción, circunstancia similar a la de los corales. Este fenómeno tuvo su pico más alto en la Zona Media. La aparición de algas es consecuencia de la muerte del tejido coralino, esto se relaciona con el *AHIMF* que también tuvo su pico en la Zona Media. Al quedar el esqueleto expuesto, las algas aprovechan para su crecimiento la zona muerta, llegando incluso a afectar el tejido vivo (p. ej. Gómez-Cubillos, C. *et al.*, 2020). La Zona Media posee diversas características para la proliferación de algas, en el

estudio de Ohno, M., Arai, S. *et al.* (1990), se encontró que el crecimiento de algas se favorece en arrecifes de poca circulación y de fondo arenoso, esto debido a que la presencia de especies herbívoras está mayormente vinculada a arrecifes de fondo rocoso.

La poca cobertura de algas en las zonas muestreadas se ve fomentada por la presencia de especies herbívoras como las pertenecientes al grupo de los escáridos; Reyes-Nivia, M. C., Garzón-Ferreira, J. *et al.* (2004) reportaron que es común encontrar organismos coralinos depredados por escáridos debido a que el coral se encuentra enfermo o bien porque su tejido coralino está plagado por algas, indicando que existe una alta capacidad de autolimpieza ecológica. En la zona de trabajo, esto se refleja en la alta cobertura depredada (*AHID*), particularmente en la zona Media, siendo mayor donde se encontraron más individuos afectados por algas y otras enfermedades.

La presencia de 29 individuos invasores, entre ellos esponjas y poliquetos fue mayor en la Zona Sur, donde la cobertura afectada fue mayor, se encontró primordialmente un gran número de esponjas incrustantes sobre el tejido coralino, impidiendo su expansión, Schönberg, C. y Wilkinson, C. (2001) indican que debido a que las esponjas escarban y se incrustan en las estructuras calcáreas de los corales, contribuyen de manera importante a la bioerosión. Glynn, P. W. y Manzello, D. P. (2015), reportaron que las esponjas pueden contribuir hasta en 40% del limo fino del sedimento. Schönberg, C. y Wilkinson, C. (2001) reportaron que algunas esponjas se ven favorecidas a temperaturas más altas y con resultados más favorables en su crecimiento, ya que los corales se encuentran más expuestos al blanqueamiento coralino; sin embargo, esto difiere de nuestros resultados, ya que en la Zona Norte donde hubo mayor cobertura blanqueada no hubo una presencia significativa de invasores.

En la Zona Media, se observó un gran número de poliquetos, los cuales se ven favorecidos por ambientes ricos en nutrientes (Cantera, J. R., Neira, R. *et al.*, 1998) por lo que su presencia puede ser un bioindicador de la acumulación de materia orgánica ya sea de origen natural o antropogénico.

Connell, J. H. *et al.* (2004), explican que existe una compensación natural dentro de un sistema arrecifal, donde al existir dominancia de especies adultas existirá un bajo grado de reclutamiento, algo similar a lo que ocurre en el arrecife Tuxpan. Edwards, A. y Gomez, E. (2007) indican que el reclutamiento puede verse limitado por las corrientes y que incluso afecta a arrecifes considerados estables al no recibir suficientes larvas coralinas, también sugieren una relación entre la herbívora y el crecimiento en algas para el asentamiento de reclutas, esto

último se puede relacionar con el arrecife Tuxpan donde la zona Sur presenta mayor grado de reclutamiento y a su vez no hay presencia de algas. Lo anterior puede estar influyendo en los bajos valores del grado de reclutamiento medido en el arrecife (*Tabla 13*) tanto por el criterio de Ben-Tzvi *et al.* (2004) como por la aplicación de HECESA.

Las perturbaciones en la dinámica arrecifal son un factor que fomenta la dominancia ya sea de coral vivo o coral muerto, la dominancia de perturbaciones frecuentes, aumenta el potencial de que una zona particular pueda ser afectada diferencialmente por ciertas variables limitantes generando la diversidad de zonas en el arrecife. La diversidad de zonas, propicia la dominancia diferencial entre coral vivo o muerto, con el potencial de ser ocupado por corales reclutas (Connell, J. H. *et al.*, 2004).

Mayor espacio libre favorece un mayor reclutamiento, el espacio que genera la muerte coralina favorece el grado de crecimiento poblacional y el reclutamiento de las especies coralinas (Connell, J. H. *et al.*, 2004; Hubbard, D. K., 2015) por lo que si bien el arrecife Tuxpan posee un bajo grado de reclutamiento (*Tabla 13*) con una alta magnitud de coral muerto por daños físicos (*Esquema 17*) en sus tres zonas, existe la posibilidad que en un futuro sea más alto el grado de reclutamiento.

La diferencia entre los métodos aquí aplicados para estimar el grado de reclutamiento (*Tabla 13*) radica en que el uso de HECESA se basa en la energía reflejada en el área superficial, lo cual resulta más confiable, que el simple uso de conteos, ya que esto último no muestra el efecto del tamaño de los individuos, por ejemplo, un mismo espacio puede ser ocupado tanto por tres individuos coralinos o simplemente por uno solo. El número total de organismos por sí sólo, sobre estimaría los resultados de manera desproporcionada o contrariamente, podría enmascarar el reclutamiento verdadero.

El hecho de que la magnitud de los resultados obtenidos con HECESA para el grado de éxito resultase mayor que las magnitudes de cobertura coralina directa (*Esquema 18* *Esquema 18*) en este caso revela que los resultados obtenidos con HECESA reflejan mejor la situación del arrecife, ya que se compara el impacto del daño sobre la cobertura viva del área habitada, mientras que con la cobertura coralina directa sólo se considera la magnitud neta de la biomasa. La comparación de la cobertura neta omite el hecho de que arrecifes con coberturas grandes aun con alto grado de impacto, equivocadamente resulten “menos dañados” que arrecifes de poca cobertura no impactados; lo anterior también implicaría que un arrecife donde predomine una comunidad de especies masivas o de fondo arenoso no debería ser igual de exitoso que

una comunidad por especies ramificadas, ya que negaría lo exitoso en la colonización. Esta discrepancia no ocurre al evaluar la proporción del grado de impacto respecto a la cobertura no impactada, en lugar de utilizar simplemente el porcentaje de cobertura. Asumiendo que ambos ambientes podrían considerar como diferentes, el hecho de poder compararlos mediante el grado de impacto muestra que es posible aplicar este indicador para comparaciones entre diferentes tipos de arrecifes. Una mejor evaluación se podría conseguir al estimar áreas en 3D en lugar de las proyectadas en 2D, con lo que se obtendría un mejor indicador del efecto neto del área como indicador de biomasa coralina.

En este estudio, lo anterior se refleja en el hecho de que zonas con menor cobertura como la zona Media (*Esquema 18*), aparezcan como diferentes a las otras zonas, pero al analizar el grado de daño, todas las zonas lucen afectadas en grado similar, tanto en su Grado de Éxito (*GE*, *Esquema 19*) como en su Grado de Impacto (*GI*). La zona Sur muestra un valor más alto en su *GE* y a su vez un valor más bajo en su *GI* (*Tabla 16*), viéndose influenciada por la ausencia de algas (*Esquema 16*). Lo anterior implica que el Grado de Éxito (*GE*) y el Grado de Impacto (*GI*) son mejores estimadores del estado del sistema que el simple porcentaje de cobertura.

El grado de crecimiento en área potencial 2D (*GCAP*) muestra la proporción del espacio que potencialmente podría ser colonizado por corales a corto plazo, los resultados altos en las zonas Norte y Sur indican una alta probabilidad de crecimiento dentro del arrecife que aún continúa desarrollándose. La zona Media es la que mostró una *GCAP* menor a las otras zonas, esta cualidad es esperada debido a que se trata de una comunidad arrecifal distinta (*Tabla 11*), un *GCAP* bajo sugiere dificultad en el recambio generacional en la zona, sin embargo, un alto valor del *AHIM* puede contribuir al incremento del *GCAP*, pero al ser impactado el *GCAP* por otros signos, como el *AHIA*, estos signos pueden extenderse sobre el área con potencial de desarrollo (*AnHP*).

El “índice de salud arrecifal” (ISA) “*reef healthy index*” (Healthy_Reefs_Initiative, 2020) utiliza un rango de 5 niveles para clasificar la condición del sistema arrecifal (Crítico, malo, regular, bueno y muy bueno) a partir de 4 variables: la cobertura coralina, cobertura de algas, biomasa de peces comerciales y biomasa de peces herbívoros. En esta escala se considera en un “muy buen” estado, a aquellos arrecifes con cobertura arrecifal del 40%, al compararlo con el *GE* de HECESA un sistema arrecifal se encuentra en un nivel “Muy bueno” al tener valores mayores a 0.8 (80%), ambas escalas (HECESA e ISA) se manejan con intervalos diferentes

debido a que HECESA mide el grado de impacto con el área no impactada mientras que el ISA solo considera la cobertura directa de las áreas; el ISA considera como indicador de impacto negativo la cobertura de algas, siendo por debajo del 1% el nivel de “muy bueno”, en HECESA el *GI* considera más indicadores como la cobertura de coral enfermo, la cobertura de coral muerto, entre otros, y en consecuencia un nivel “muy bueno” se ubica en valores menores a 0.2. El ISA considera a la biomasa de peces comerciales y biomasa de herbívoros como variables importantes; como se vio en el capítulo uno (pág. 28), estas son variables orientadas a la satisfacción de necesidades humanas, más que cualidades ecológicas del sistema arrecifal; éstas no necesariamente son indicadoras de salud del sistema arrecifal, ya que no reflejan una condición positiva o negativa desde el punto de vista estrictamente ecológico.

El grado de habitabilidad de un sistema (*GHS*) refleja el espacio que puede ocupar el sistema para su desarrollo (valores cercanos a 1.0 indican “poco habitado”, y valores cercanos a 0.0 “muy habitado”). Ya que el valor del *GHS* en las zonas Norte y Sur resultó bajo (*Tabla 14* y *Tabla 16*) es indicativo de un arrecife donde el espacio disponible es bajo debido a que posee poco espacio habitable y parte del arrecife se encuentra consolidado por cobertura coralina sana con predominio de especies de crecimiento bidimensional. En la zona Media, el valor alto de *GHS* (*Tabla 15*) sugiere que esta parte del arrecife se encuentra en crecimiento bidimensional, cuyos límites dependerán del espacio disponible, la edad del arrecife, las variables que afectan su supervivencia, factores ambientales y la competencia con otras especies, entre otros.

Los valores del *p-value* de la prueba de ANOVA para *GE*, *GI* y *GDA*, fueron exactamente iguales. Para el caso del *GE* y *GI*, ello se debió a que el segundo es inversamente proporcional al primero, e involucran variables complementarias. En cuanto al *GDA*, la coincidencia anteriormente mencionada se debe a que este indicador involucra como variables independientes al *GE* y *GI*. El *GHS* y *GPC* resultaron diferentes entre zonas, muestran que en el resultado la variable que más influyó debido a sus diferencias en magnitud entre zonas fue el tipo de fondo, por ejemplo el fondo arenoso resultó más extenso en la zona Media ($AnHnHabAr = 278.8369 \text{ m}^2$) que en las otras zonas ($AnHnHabAr \approx 0.0 \text{ m}^2$); la otra variable utilizada fue la presencia de hoyos (*AnHnHabHo*), la cual tuvo una magnitud pequeña ($AnHnHabHo < 2 \text{ m}^2$), por tanto, el atributo que mayormente influyó en la magnitud de *GHS* y *GPC* fue el tipo de fondo. En un futuro, si se consideran factores adicionales a los dos aquí contemplados, no se esperarían

cambios en los valores de *GHS* y *GPC*, ya que el *AnHnHab* no aumentaría, sino que la magnitud individual de cada nuevo factor se fragmentaría como parte del *AnHnHab*.

Considerando todos los indicadores abordados en el estudio, el arrecife Tuxpan no posee un grado de deterioro importante, lo cual se refleja adecuadamente en su $GDA < 0.37$ en las tres zonas. El arrecife Tuxpan se encuentra bajo constante estrés básicamente por el movimiento de las masas de agua que lo rodean. En respuesta a ello, las especies dominantes en este tipo de ambientes son de tipo masivo y submasivo (Edinger, E. N. y Risk, M. J., 2000), en este caso, las especies dominantes fueron *SSID* y *OANN*, las cuales son consideradas masivas; este fenómeno se observó principalmente en las zonas Sur y Media, en el caso de la zona Sur se detectó un mayor efecto del oleaje, mientras que en la zona Media se caracterizó por alta turbidez debido al fondo arenoso.

Adicionalmente, se tiene el antecedente (Kennedy, E. V. *et al.*, 2015) de que las especies masivas y submasivas presentan características de alta resistencia a estresores como el aumento de temperatura y sedimentación. Gracias a esta adaptabilidad y al bajo nivel de otros estresores negativos como la influencia antrópica, blanqueamiento, entre otros, se encontraron valores bajos de *GI*.

El hecho de que las zonas Norte y Sur posean un alto *GCAP*, que el *GDA* indique que se trata de un arrecife con bajo grado de deterioro, y la existencia de dominancia de unas cuantas especies, sugieren que el arrecife se encuentra en proceso de crecimiento o recambio generacional de especies.

La importancia de HECESA en cuanto a la conservación se enfoca en la cuantificación de biomasa e indicadores de grado de impacto con el fin de conocer el “Estado del sistema”, esto brinda elementos para la toma oportuna de decisiones ante una perturbación (Graham, N. A. *et al.*, 2013), permite conocer si el arrecife necesita o no la asistencia (restauración) y evaluar el grado de recuperación (Van Oppen, M. J. *et al.*, 2017).

Aunque Graham, N. A. *et al.* (2013) indican que las nuevas comunidades (masivas o submasivas) se consideran indeseables por proporcionar menos bienes y servicios, ello implica un problema, ya que como mencionan Kareiva, P. y Marvier, M. (2012), la naturaleza prosperará siempre que las personas vean la conservación como algo que sostiene y enriquece sus propias vidas y no meramente como objetos mercantiles inamovibles. La búsqueda de valores alternativos, como mantener la mente abierta a la utilización de nuevos recursos (Faith, D. P. y Richards, Z. T., 2012), abre la opción de alcanzar ecosistemas híbridos donde se conserven

características originales mezcladas con nuevas funciones ecosistémicas, o bien ecosistemas novedosos donde la composición y función de los ecosistemas cambia por completo (Van Oppen, M. J. *et al.*, 2017).

Un punto importante de HECESA es que se enfoca a la evaluación del efecto de los estresores sobre el sistema, sin particularizar en el lucro, o sesgo hacia algún interés particular. Ello aunado a la capacidad de poder hacer comparaciones entre distintas comunidades arrecifales, abre la posibilidad de constituirse como una herramienta de aplicación general, imparcial y sin sesgos.

Conclusiones

Debido a que la biomasa es el principal indicador de energía, la cual refleja el estado energético del sistema, al basarse HECESA en valores de cobertura como estimadores de biomasa coralina, su desempeño es adecuado.

Los resultados obtenidos con HECESA concuerdan de manera general con los obtenidos por métodos tradicionales, sin embargo, al tomar únicamente el área afectada son más precisos que estos últimos; ello se refleja en las siguientes conclusiones acerca del arrecife Tuxpan:

- Existe una relación inversa entre la cobertura coralina y las variables de impacto.
- Como producto del diseño de HECESA y la elección de variables, hay una relación inversa entre el grado de éxito (*GE*) y el grado de impacto (*GI*).
- La relación inversamente entre *GE* y *GI* se refleja en el valor del grado de deterioro arrecifal (*GDA*).
- El grado de habitabilidad del sistema arrecifal (*GHS*) es dependiente del tipo de arrecife que se trate y por sí solo no define el grado de deterioro del sistema.
- El diseño de HECESA permite la integración de nuevas magnitudes o factores de impacto en el sistema, según requiera el tipo de estudio. Tal es el caso de la magnitud de fondo rocoso y el grado de reclutamiento.
- Existen dos zonas en el arrecife Tuxpan, la primera caracterizada por ser somera y con un fondo predominantemente arenoso, la segunda caracterizada por ser profunda y con un fondo predominantemente rocoso. La zona Media corresponde a la primera zona descrita, mientras las zonas Norte y Sur corresponden a la segunda.
- Si los diferentes tipos de fondo fuesen sinónimo de diferentes tipos de arrecife, la aplicación de los indicadores *GE*, *GI* y *GDA* independientemente “del tipo de arrecife” puede considerar que la aplicación de HECESA es extrapolable, autónoma y potencialmente útil como herramienta de evaluación del deterioro de distintos tipos de arrecife.
- El grado de diversidad no es un buen indicador del grado de impacto, ya que solo indica la variedad de especies presentes, por lo que el uso de HECESA es más adecuado para la evaluación del estado del sistema en función del grado de impacto. En nuestro caso el índice de Shannon-Wiener indica que la zona Media

es la menos diversa y el GI de HECESA indica que no hubo diferencia estadística significativa entre las tres zonas, por lo que el valor del índice de diversidad no refleja el grado de impacto.

- Dado que este arrecife es poco rico en especies (con dominancia de unas cuantas), poco complejo estructuralmente y poco diverso, se puede deducir que se trata de un arrecife en proceso de colonización de un ambiente hostil.

En general, para HECESA se puede concluir que:

- Presenta resultados más eficientes que los obtenidos con el uso de indicadores ecológicos individuales, debido a la complejidad en la relación de las variables del sistema arrecifal.
- La estructura de HECESA permite agregar otras variables de impacto no consideradas previamente, lo cual es importante en sistemas complejos para ayudar a comprender de manera más exacta la dinámica del sistema arrecifal.
- HECESA no intenta predecir si el estado actual del arrecife es bueno o malo, más bien, cuantifica y mide el grado de impacto que puede afectar al crecimiento 2D y acumulación de biomasa coralina (energía del sistema) desde un enfoque ecológico.
- HECESA al darle prioridad a las variables ecológicas sobre las variables de beneficio humano, favorece que estrategias de conservación basadas en ella, mantengan el enfoque ecológico.

Referencias

- Adjeroud, M., Michonneau, F., Edmunds, P., Chancerelle, Y., De Loma, T. L., Penin, L., Thibaut, L., Vidal-Dupiol, J., Salvat, B., y Galzin, R. (2009). Recurrent disturbances, recovery trajectories, and resilience of coral assemblages on a South Central Pacific reef. *Coral Reefs*, 28(3), 775-780.
- AGRRA. (s.f.). Training Tools and Survey Materials. Retrieved from <https://www.agrra.org/training-tools/>
- Agudo-Adriani, E. A., Cappelletto, J., Cavada-Blanco, F., y Croquer, A. (2016). Colony geometry and structural complexity of the endangered species *Acropora cervicornis* partly explains the structure of their associated fish assemblage. *PeerJ*, 4, e1861.
- Alcolado, P. M., Caballero-Aragón, H., Lara, A., Rey-Villiers, N., Arriaza, L., Lugioyo, G. M., Alcolado-Prieto, P., Castellanos, S., Perera, S., y Rodríguez-García, A. (2013). Resiliencia en crestas de arrecifes coralinos del este del golfo de Batabanó, Cuba, y factores determinantes probables. *Serie Oceanológica*, 13, 49-75.
- Alvarez-Filip, L., Carricart-Ganivet, J. P., Horta-Puga, G., y Iglesias-Prieto, R. (2013). Shifts in coral-assemblage composition do not ensure persistence of reef functionality. *Scientific reports*, 3(1), 1-5.
- Álvarez-Filip, L., Côté, I. M., Gill, J. A., Watkinson, A. R., y Dulvy, N. K. (2011). Region-wide temporal and spatial variation in Caribbean reef architecture: is coral cover the whole story? *Global Change Biology*, 17(7), 2470-2477.
- Alvarez, A., Alicea, E., Antoun, H., Blondeau, J., Diaz, E., Donovan, C., Edwards, K., Edwards, P., Enochs, I., y Metz Estrella, T. (2020). Reporte: Estado de los arrecifes de coral en Puerto Rico.
- Anderson, M., Comer, P., Beier, P., Lawler, J., Schloss, C., Buttrick, S., Albano, C., y Faith, D. (2015). Case studies of conservation plans that incorporate geodiversity. *Conservation Biology*, 29(3), 680-691.
- Anthony, K. R., Connolly, S. R., y Willis, B. L. (2002). Comparative analysis of energy allocation to tissue and skeletal growth in corals. *Limnology and oceanography*, 47(5), 1417-1429.
- Baird, A. H., Bellwood, D. R., Connell, J. H., Cornell, H. V., Hughes, T. P., Karlson, R. H., Rosen, B. R., Briggs, J. C., Roberts, C. M., y McClean, C. J. (2002). Coral reef biodiversity and conservation. *Science*, 296(5570), 1026-1028.
- Barnes, D., y Lough, J. (1992). Systematic variations in the depth of skeleton occupied by coral tissue in massive colonies of *Porites* from the Great Barrier Reef. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 159(1), 113-128.
- Ben-Tzvi, O., Loya, Y., y Abelson, A. (2004). Deterioration Index (DI): a suggested criterion for assessing the health of coral communities. *Marine Pollution Bulletin*, 48(9-10), 954-960.
- Blanchon, P., Iglesias-Prieto, R., Jordán Dahlgren, E., y Richards, S. (2010). Arrecifes de coral y cambio climático: vulnerabilidad de la zona costera del estado de Quintana Roo. *Vulnerabilidad de las zonas costeras mexicanas ante el cambio climático. Semarnat-INE, UNAM-ICMyL, Universidad Autónoma de Campeche*, 229-248.
- Bonilla, H. R., Aguilera, L. E. C., Torres, M. C. M., y Carriquiry, J. D. (2014). Presupuesto de carbono en arrecifes coralinos de México. *Interciencia*, 39(9), 645-650.
- Bozec, Y. M., Alvarez-Filip, L., y Mumby, P. J. (2015). The dynamics of architectural complexity on coral reefs under climate change. *Global change biology*, 21(1), 223-235.

- Brooks, T. M., Mittermeier, R. A., Da Fonseca, G. A., Gerlach, J., Hoffmann, M., Lamoreux, J. F., Mittermeier, C. G., Pilgrim, J. D., y Rodrigues, A. S. (2006). Global biodiversity conservation priorities. *science*, 313(5783), 58-61.
- Brundtland, G. (1987). El desarrollo sostenible. *Informe de la Comisión Mundial sobre el Medio Ambiente y Desarrollo. Asamblea General de las Naciones Unidas. Recuperado de: <https://desarrollosostenible.wordpress.com/2006/09/27/informe-brundtland>*.
- Burke, L., Reyntar, K., Spalding, M., y Perry, A. (2011). *Reefs at risk revisited*: World Resources Institute.
- Büscher, B., y Fletcher, R. (2019). Towards convivial conservation. *Conservation & Society*, 17(3), 283-296.
- Calderon-Aguilera, L., Reyes-Bonilla, H., Olán-González, M., Castañeda-Rivero, F., y Perusquía-Ardón, J. (2021). Estimated flows and biomass in a no-take coral reef from the eastern tropical Pacific through network analysis. *Ecological Indicators*, 123, 107359.
- Calle-Triviño, J. (2014). *Implemento de un protocolo de monitoreo en sitios permanentes en el arrecife de Tuxpan, Veracruz, México*. (Maestría), Universidad Veracruzana, Tuxpan, Veracruz, México.
- Callicott, J. B. (1987). *Companion to a Sand County Almanac: Interpretive and critical essays*: Univ of Wisconsin Press.
- Callicott, J. B. (1990). Whither conservation ethics? *Conservation Biology*, 4(1), 15-20.
- Callicott, J. B., Grove-Fanning, W., Rowland, J., Baskind, D., French, R. H., y Walker, K. (2009). Was Aldo Leopold a pragmatist? Rescuing Leopold from the imagination of Bryan Norton. *Environmental Values*, 18(4), 453-486.
- Callicott, J. B., y Mumford, K. (1997). Ecological sustainability as a conservation concept: Sustentabilidad ecologica como concepto de conservacion. *Conservation biology*, 11(1), 32-40.
- Camp, E. F., Suggett, D. J., Gendron, G., Jompa, J., Manfrino, C., y Smith, D. J. (2016). Mangrove and Seagrass Beds Provide Different Biogeochemical Services for Corals Threatened by Climate Change. *Frontiers in Marine Science*, 3(52). doi:10.3389/fmars.2016.00052
- Cantera, J. R., Neira, R., y Arnaud, P. (1998). La macrofauna de playas arenosas en las bahías de Buenaventura y Málaga (Pacífico colombiano): Estructura espacial y dinámica temporal. *Revista de Ciencias*, 10, 27-48.
- CARICOMP. (2001). *Manual of methods for mapping and monitoring of physical and biological parameters in the coastal zone of the Caribbean*.
- Carlos-Júnior, L. A., Spencer, M., Neves, D. M., Moulton, T. P., Pires, D. d. O., e Castro, C. B., Ventura, C. R. R., Ferreira, C. E. L., Serejo, C. S., y Oigman-Pszczol, S. (2019). Rarity and beta diversity assessment as tools for guiding conservation strategies in marine tropical subtidal communities. *Diversity and Distributions*, 25(5), 743-757.
- CEMDA. (2017). El Sistema Arrecifal Veracruzano. Reporte de un Área natural protegida amenazada., 53.
- Cervino, J., Thompson, F., Gomez-Gil, B., Lorence, E., Goreau, T., Hayes, R., Winiarski-Cervino, K., Smith, G., Hughen, K., y Bartels, E. (2008). The *Vibrio* core group induces yellow band disease in Caribbean and Indo-Pacific reef-building corals. *Journal of applied microbiology*, 105(5), 1658-1671.
- Cesar, H., Burke, L., y Pet-Soede, L. (2003). The economics of worldwide coral reef degradation.
- Cesar, H. S. (2002). Coral reefs: their functions, threats and economic value.

- CMNUCC. (1992). Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (Vol. Artículo 1): Naciones Unidas.
- Collomb, J. D. (2017). J. Baird Callicott, Science, and the Unstable Foundation of Environmental Ethics. *Angles. New Perspectives on the Anglophone World*(4).
- CONANP, y SEMARNAT. (2014). *Programa de Manejo. Área de Protección de Flora y Fauna Sistem Arrecifal Lobos-Tuxpan* (Vol. 1º). Ciudad de México, México.
- Connell, J. H., Hughes, T. P., Wallace, C. C., Tanner, J. E., Harms, K. E., y Kerr, A. M. (2004). A long-term study of competition and diversity of corals. *Ecological Monographs*, 74(2), 179-210.
- Cortés-Useche, C. A. (2014). *Herramientas para incluir tres arrecifes no emergentes en el área de protección de fauna y flora - Sistema Arrecifal Lobos Tuxpan*. (Maestría), Universidad Veracruzana, Tuxpan, Veracruz, México.
- Costanza, R. (2012). Ecosystem health and ecological engineering. *Ecological Engineering*, 45, 24-29.
- Côté, I. M., y Darling, E. S. (2010). Rethinking ecosystem resilience in the face of climate change. *PLoS Biol*, 8(7), e1000438.
- Côté, I. M., Darling, E. S., y Brown, C. J. (2016). Interactions among ecosystem stressors and their importance in conservation. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 283(1824), 20152592.
- Coyer, J. A., Ambrose, R. F., Engle, J. M., y Carroll, J. C. (1993). Interactions between corals and algae on a temperate zone rocky reef: mediation by sea urchins. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 167(1), 21-37.
- Cruz, C. J., Mendoza, E., Silva, R., y Chávez, V. (2019). Assessing degrees of anthropization on the coast of Mexico from ecosystem conservation and population growth data. *Journal of Coastal Research*, 92(SI), 136-144.
- Cuif, J.-P., y Dauphin, Y. (2005). The two-step mode of growth in the scleractinian coral skeletons from the micrometre to the overall scale. *Journal of structural biology*, 150(3), 319-331.
- Chacon-Gomez, I. C., Salas-Monreal, D., y Riveron-Enzastiga, M. L. (2013). Current pattern and coral larval dispersion in a tropical coral reef system. *Continental Shelf Research*, 68, 23-32.
- d'Angelo, P. (2019). Hugin (versión 2019.2.0). Retrieved from <http://hugin.sourceforge.net/>
- Dagnino, J. (2014). Análisis de varianza. *Revista chilena de anestesia*, 43(4), 306-310.
- Dahl, A. L., Patten, B., Smith, S. V., y Zieman, J. (1974). A preliminary coral reef ecosystem model. *Atoll Research Bulletin*.
- Dahlgren, E.-J. (1989). *Efecto de la morfología del sustrato en el desarrollo de la comunidad coralina*. Paper presented at the Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Denis, V., Ribas-Deulofeu, L., Sturaro, N., Kuo, C.-Y., y Chen, C. A. (2017). A functional approach to the structural complexity of coral assemblages based on colony morphological features. *Scientific reports*, 7(1), 1-11.
- Doak, D. F., Bakker, V. J., Goldstein, B. E., y Hale, B. (2015). What is the future of conservation? *Protecting the wild*, 27-35.
- Dornelas, M., Madin, J. S., Baird, A. H., y Connolly, S. R. (2017). Allometric growth in reef-building corals. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 284(1851), 20170053.

- Downs, C. A., Woodley, C. M., Richmond, R. H., Lanning, L. L., y Owen, R. (2005). Shifting the paradigm of coral-reef 'health' assessment. *Marine Pollution Bulletin*, 51(5-7), 486-494.
- Eddy, T. D., Cheung, W. W. L., y Bruno, J. F. (2018). Historical baselines of coral cover on tropical reefs as estimated by expert opinion. *PeerJ*, 6, e4308-e4308. doi:10.7717/peerj.4308
- Edinger, E. N., Jompa, J., Limmon, G. V., Widjatmoko, W., y Risk, M. J. (1998). Reef degradation and coral biodiversity in Indonesia: effects of land-based pollution, destructive fishing practices and changes over time. *Marine Pollution Bulletin*, 36(8), 617-630.
- Edinger, E. N., y Risk, M. J. (2000). Reef classification by coral morphology predicts coral reef conservation value. *Biological Conservation*, 92(1), 1-13.
- Edwards, A., y Gomez, E. (2007). Restauración Arrecifal.
- Faith, D. P., y Richards, Z. T. (2012). Climate change impacts on the tree of life: changes in phylogenetic diversity illustrated for *Acropora* corals. *Biology*, 1(3), 906-932.
- Fallas, J. (2012). Análisis de varianza. *Comparando tres o más medias [Internet]*. Costa Rica: Universidad para la Cooperación Internacional.
- Fath, B. D., Jørgensen, S. E., Patten, B. C., y Straškraba, M. (2004). Ecosystem growth and development. *Biosystems*, 77(1), 213-228. doi:<https://doi.org/10.1016/j.biosystems.2004.06.001>
- Fitt, W. K., Brown, B. E., Warner, M. E., y Dunne, R. P. (2001). Coral bleaching: interpretation of thermal tolerance limits and thermal thresholds in tropical corals. *Coral reefs*, 20(1), 51-65.
- Forest, F., Crandall, K. A., Chase, M. W., y Faith, D. P. (2015). Phylogeny, extinction and conservation: embracing uncertainties in a time of urgency: The Royal Society.
- Froelich, A. S. (1983). *Functional aspects of nutrient cycling on coral reefs*. Paper presented at the The ecology of deep shallow coral reefs, NOAA Symp Ser Undersea Res., edited by: Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science University of Miami, Rockville, MD, NOAA Undersea Research Program.
- Garzón-Ferreira, J. (1997). Arrecifes Coralinos: ¿ Un tesoro camino a la extinción?
- Gil-Agudelo, D. L., Navas-Camacho, R., Rodríguez-Ramírez, A., Reyes-Nivia, M. C., Bejarano, S., Garzón-Ferreira, J., y Smith, G. W. (2009). Coral diseases and their research in colombian reefs. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR*, 38(2), 189-224.
- Gladfelter, W. B. (1982). White-band disease in *Acropora palmata*: implications for the structure and growth of shallow reefs. *Bulletin of Marine Science*, 32(2), 639-643.
- Glynn, P. W., y Manzello, D. P. (2015). Bioerosion and coral reef growth: a dynamic balance *Coral reefs in the Anthropocene* (pp. 67-97): Springer.
- Gómez-Cubillos, C., Gómez-Cubillos, C., Sanjuan-Muñoz, A., y Zea, S. (2020). Interacciones de corales masivos con céspedes algales y otros organismos en arrecifes del Parque Nacional Natural Tayrona.
- González-Barrios, F. J., y Álvarez-Filip, L. (2018). A framework for measuring coral species-specific contribution to reef functioning in the Caribbean. *Ecological Indicators*, 95, 877-886.
- González-Díaz, P., de la Guardia, E., y González-Sansón, G. (2003). Efecto de efluentes terrestres sobre las comunidades bentónicas de arrecifes coralinos de Ciudad de La Habana, Cuba. *Rev. Invest. Mar*, 24(3), 193-204.

- Goreau, T. F. (1963). Calcium carbonate deposition by coralline algae and corals in relation to their roles as reef-builders. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 109(1), 127-167.
- Goreau, T. F., Goreau, N. I., y Goreau, T. J. (1979). Corals and coral reefs. *Scientific American*, 241(2), 124-137.
- Graham, N. A., Bellwood, D. R., Cinner, J. E., Hughes, T. P., Norström, A. V., y Nyström, M. (2013). Managing resilience to reverse phase shifts in coral reefs. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11(10), 541-548.
- Graham, N. A., Chabanet, P., Evans, R. D., Jennings, S., Letourneur, Y., Aaron MacNeil, M., McClanahan, T. R., Öhman, M. C., Polunin, N. V., y Wilson, S. K. (2011). Extinction vulnerability of coral reef fishes. *Ecology letters*, 14(4), 341-348.
- Grottoli, A., Rodrigues, L., y Palardy, J. (2006). Heterotrophic plasticity and resilience in bleached corals. *Nature*, 440, 1186-1189. doi:10.1038/nature04565
- Hansen, L., Hoffman, J., Drews, C., y Mielbrecht, E. (2010). Designing climate-smart conservation: guidance and case studies. *Conservation Biology*, 24(1), 63-69.
- Harrison, P. L. (2011). Sexual reproduction of scleractinian corals *Coral reefs: an ecosystem in transition* (pp. 59-85): Springer.
- Healthy_Reefs_Initiative. (2008). Libreta de calificaciones correspondiente al Sistema Arrecifal Mesoamericano: Una evaluación de la salud del ecosistema.
- Healthy_Reefs_Initiative. (2020). 2020 Report Card for the Mesoamerican Reef.
- Hill, J., y Wilkinson, C. (2004). Methods for ecological monitoring of coral reefs. *Australian Institute of Marine Science, Townsville*, 117.
- Hoegh-Guldberg, O., Pendleton, L., y Kaup, A. (2019). People and the changing nature of coral reefs. *Regional Studies in Marine Science*, 30, 100699. doi:<https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100699>
- Holling, C. S. (1973). Resilience and stability of ecological systems. *Annual review of ecology and systematics*, 4(1), 1-23.
- Holling, C. S. (1996). Engineering resilience versus ecological resilience. *Engineering within ecological constraints*, 31(1996), 32.
- Holling, C. S., y Gunderson, L. H. (2002). *Panarchy: understanding transformations in human and natural systems*: Washington, DC: Island Press.
- Horta-Puga, G., Tello-Musi, J. L., Córdova-Morlaes, A., Gutiérrez-Carrillo, G. A., Gutiérrez-Martínez, J. F., y Morales-Aranda, A. A. (2017). Sistema Arrecifal Veracruzano: condición actual y programa permanente de monitoreo: Segunda Etapa. *Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Informe Final SNIB-CONABIO, proyecto No. GM005*.
- Huang, D., y Roy, K. (2015). The future of evolutionary diversity in reef corals. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 370(1662), 20140010.
- Hubbard, D. K. (2015). Reef biology and geology—not just a matter of scale *Coral reefs in the Anthropocene* (pp. 43-66): Springer.
- Hughes, T., Bellwood, D., Baird, A., Brodie, J., Bruno, J., y Pandolfi, J. (2011). Shifting baselines, declining coral cover, and the erosion of reef resilience: comment on Sweatman et al.(2011). *Coral Reefs*, 30(3), 653-660.
- Huston, M. (1985). Variation in coral growth rates with depth at Discovery Bay, Jamaica. *Coral Reefs*, 4(1), 19-25.

- IPCC. (2007). Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático *IPCC* (pp. 104). Ginebra, Suiza.
- IUCN, WRI, y UNEP. (1992). UNEP (1992) Global Biodiversity Strategy. *World Resources Institute, The World Conservation Union and United Nations Environment Programme, Washington, USA*.
- Jamieson, D. (1995). Ecosystem health: some preventive medicine. *Environmental Values*, 4(4), 333-344.
- Jones, J., Withers, K., y Tunnell Jr, J. (2008). *Comparison of benthic communities on six coral reefs in the Veracruz Reef System (Mexico)*. Paper presented at the Proceedings of the 11th International Coral Reef Symposium.
- Jones, R., Bessell-Browne, P., Fisher, R., Klonowski, W., y Slivkoff, M. (2016). Assessing the impacts of sediments from dredging on corals. *Marine Pollution Bulletin*, 102(1), 9-29.
- Kareiva, P., y Marvier, M. (2012). What is conservation science? *BioScience*, 62(11), 962-969.
- Kaufman, L., Sandin, S., Sala, E., Obura, D., Rohwer, F., y Tschirky, T. (2011). Coral Health Index (CHI): measuring coral community health. *Science and Knowledge Division, Conservation International, Arlington, VA, USA*.
- Kennedy, E. V., Foster, N. L., Mumby, P. J., y Stevens, J. R. (2015). Widespread prevalence of cryptic Symbiodinium D in the key Caribbean reef builder, *Orbicella annularis*. *Coral Reefs*, 34(2), 519-531.
- Kim, K., y Lasker, H. (1998). Allometry of resource capture in colonial cnidarians and constraints on modular growth. *Functional Ecology*, 12(4), 646-654.
- Kimball, S., y Mattis, P. (s.f.). GIMP (versión 2.10.14). Retrieved from <https://www.gimp.org/>
- Knowlton, N. (2018). Corals and Coral Reefs. Retrieved from <https://ocean.si.edu/ocean-life/invertebrates/corals-and-coral-reefs>
- Kooijman, B., y Kooijman, S. (2010). *Dynamic energy budget theory for metabolic organisation*: Cambridge university press.
- Landa, R., Meave, J., y Carabias, J. (1997). Environmental deterioration in rural Mexico: an examination of the concept. *Ecological applications*, 7(1), 316-329.
- Leopold, A. (1979). Some fundamentals of conservation in the Southwest. *Environmental Ethics*, 1(2), 131-141.
- Leopold, A. (1989). *A Sand County almanac, and sketches here and there*: Oxford University Press, USA.
- Liceaga-Correa, M., Arellano-Méndez, L., y Hernández-Núñez, H. (2010). Efectos de los huracanes y cambio climático sobre el Caribe mexicano: Adaptabilidad de los pastos marinos. *Vulnerabilidad de las zonas costeras mexicanas ante el cambio climático*, 211-228.
- Maragos, J. E., Crosby, M., y McManus, J. W. (1996). Coral reefs and biodiversity: a critical and threatened relationship. *Oceanography*, 9(1), 83-99.
- Marshall, P. A., Schuttenberg, H. Z., y West, J. M. (2006). A reef manager's guide to coral bleaching.
- McClanahan, T. R., y Jadot, C. (2017). Managing coral reef fish community biomass is a priority for biodiversity conservation in Madagascar. *Marine Ecology Progress Series*, 580, 169-190.
- McField, M., Kramer, P., Gorrez, M., y McPherson, M. (2007). Healthy Reefs for Healthy People: A Guide to Indicators of Reef Health and Social Well-being in the Mesoamerican Reef Region.

- McKight, P. E., y Najab, J. (2010). Kruskal-wallis test. *The corsini encyclopedia of psychology*, 1-1.
- Meine, C. (2010). *Aldo Leopold: His Life and Work*: University of Wisconsin Press.
- Meine, C. (2013). Aldo Leopold: Connecting conservation science, ethics, policy, and practice *Linking Ecology and Ethics for a Changing World* (pp. 173-184): Springer.
- Merks, R., Hoekstra, A., Kaandorp, J., y Sloot, P. (2003). Models of coral growth: spontaneous branching, compactification and the Laplacian growth assumption. *Journal of Theoretical Biology*, 224(2), 153-166. doi:[https://doi.org/10.1016/S0022-5193\(03\)00140-1](https://doi.org/10.1016/S0022-5193(03)00140-1)
- Miller, J., Muller, E., Rogers, C., Waara, R., Atkinson, A., Whelan, K., Patterson, M., y Witcher, B. (2009). Coral disease following massive bleaching in 2005 causes 60% decline in coral cover on reefs in the US Virgin Islands. *Coral Reefs*, 28(4), 925.
- Miller, K., Neil, H., y Tracey, D. (2009). Recent advances in deep-sea coral science and emerging links to conservation and management of deep-sea ecosystems. *Marine Ecology Progress Series*, 397, 1-5.
- Moreno, C. E. (2000). *Métodos para medir la biodiversidad. Volumen 1: Manuales y tesis SEA*.
- Mumby, P. J., Hastings, A., y Edwards, H. J. (2007). Thresholds and the resilience of Caribbean coral reefs. *Nature*, 450(7166), 98-101.
- Neigel, J. E. (2003). Species–area relationships and marine conservation. *Ecological Applications*, 13(sp1), 138-145.
- Norton, B. G. (1988). The constancy of Leopold's land ethic. *Conservation Biology*, 2(1), 93-102.
- Norton, B. G. (2011). What Leopold learned from Darwin and Hadley: comment on Callicott et al. *Environmental Values*, 7-16.
- OECD. (Ed.) (1997) Glossary of Environment Statistics (Vols. Series F). New York.
- Ohno, M., Arai, S., y Watanabe, M. (1990). Seaweed succession on artificial reefs on different bottom substrata. *Journal of applied phycology*, 2(4), 327-332.
- ONU. (2020). La ONU y la sostenibilidad. Retrieved from <https://www.un.org/es/about-us/un-and-sustainability>
- Pandolfi, J. M., Bradbury, R. H., Sala, E., Hughes, T. P., Bjorndal, K. A., Cooke, R. G., McArdle, D., McClenachan, L., Newman, M. J., y Paredes, G. (2003). Global trajectories of the long-term decline of coral reef ecosystems. *Science*, 301(5635), 955-958.
- Pla, L. (2006). Biodiversidad: Inferencia basada en el índice de Shannon y la riqueza. *Interciencia*, 31(8), 583-590.
- Polhemus, N. W. (s.f.). Statgraphics. Data Analysis Solutions. Retrieved from <https://www.statgraphics.com/>
- Price, N. (2010). Habitat selection, facilitation, and biotic settlement cues affect distribution and performance of coral recruits in French Polynesia. *Oecologia*, 163(3), 747-758.
- Programa-de-las-Naciones-Unidas-para-el-Medio-Ambiente-Centro-de-Monitoreo-de-la-Conservación-del-Ambiente-UNEP-WCMC. (s. f.). Protecting coral reefs. Retrieved from <https://www.unep-wcmc.org/featured-projects/protecting-coral-reefs>
- Putri, A., Adiwijaya, C., Gilang, M., Santoso, P., Prabowo, B., Muhammad, F., Andriyani, W., Lestari, D., Setyaningsih, W., y Zamani, N. (2020). *Assessment of coral reefs health in Nature Recreation Park (TWA= Taman Wisata Alam) Sangiang Island, Banten*. Paper presented at the IOP Conference Series: Earth and Environmental Science.
- RAE. (2021). ético1, ca. Retrieved from https://www.iusc.es/recursos/ecologia/documentos/c4_fluj_ener.htm
- RAE. (s.f.). daño emergente. Retrieved from <https://dpej.rae.es/lema/da%C3%B1o-emergente>

- Rapport, D. J. (1992). Evaluating ecosystem health. *Journal of aquatic ecosystem health*, 1(1), 15-24.
- Rapport, D. J., y Maffi, L. (2011). Measuring coral reef ecosystem health: integrating societal dimensions Measuring coral reef ecosystem health: integrating societal dimensions, 2006. *Ecological research*, 26(6), 1039-1049.
- Rasband, W. (s.f.). ImageJ (versión 1.8.0_172). Retrieved from <https://imagej.nih.gov/ij/>
- Ray, G. C. (1996). Biodiversity is biogeography: implications for conservation. *Oceanography*, 9(1), 50-59.
- Reyes-Nivia, M. C., Garzón-Ferreira, J., y Rodríguez-Ramírez, A. (2004). Depredación de coral vivo por peces en el Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe colombiano. *Revista de Biología Tropical*, 52(4), 883-895.
- Roberts, C. M. (1995). Effects of Fishing on the Ecosystem Structure of Coral Reefs. *Conservation Biology*, 9(5), 988-995.
- Roberts, C. M., McClean, C. J., Veron, J. E., Hawkins, J. P., Allen, G. R., McAllister, D. E., Mittermeier, C. G., Schueler, F. W., Spalding, M., y Wells, F. (2002). Marine biodiversity hotspots and conservation priorities for tropical reefs. *Science*, 295(5558), 1280-1284.
- Roy, K. J., y Smith, S. (1971). Sedimentation and coral reef development in turbid water: Fanning Lagoon.
- Schönberg, C., y Wilkinson, C. (2001). Induced colonization of corals by a clonid bioeroding sponge. *Coral Reefs*, 20(1), 69-76. doi:10.1007/s003380100143
- Sherman, K. D., Dahlgren, C. P., Stevens, J. R., y Tyler, C. R. (2016). Integrating population biology into conservation management for endangered Nassau grouper *Epinephelus striatus*. *Marine Ecology Progress Series*, 554, 263-280.
- Silverman, J., Lazar, B., Cao, L., Caldeira, K., y Erez, J. (2009). Coral reefs may start dissolving when atmospheric CO2 doubles. *Geophysical Research Letters*, 36(5). doi:<https://doi.org/10.1029/2008GL036282>
- Skijan, I. (s.f.). Irfanview (versión 4.54). Retrieved from <https://www.irfanview.com/>
- Sorokin, Y. I. (1995). *Coral reef ecology* (Vol. 102): Springer Science & Business Media.
- Soulé, M. E. (1985). What is conservation biology? *BioScience*, 35(11), 727-734.
- Souter, D. W., y Linden, O. (2000). The health and future of coral reef systems. *Ocean & Coastal Management*, 43(8-9), 657-688.
- Sutherland, K. P., Porter, J. W., y Torres, C. (2004). Disease and immunity in Caribbean and Indo-Pacific zooxanthellate corals. *Marine Ecology Progress Series*, 266, 273-302.
- Tambutté, E., Allemand, D., Zoccola, D., Meibom, A., Lotto, S., Caminiti, N., y Tambutté, S. (2007). Observations of the tissue-skeleton interface in the scleractinian coral *Stylophora pistillata*. *Coral Reefs*, 26(3), 517-529.
- The-American-Heritage. (Ed.) (2020) (Fifth Edition ed.). Dictionary of the English Language.
- Titlyanov, E., Titlyanova, T., y Yamazato, K. (2001). Formation, growth and photo-acclimation of colonies of the hermatypic coral *Galaxea fascicularis* under different light conditions. *Symbiosis*.
- Torres-Alvarado, M., y Calva-Benitez, L. (2012). Nutrientes en arrecifes de coral: un caso de estudio. *ContactoS*, 85, 42-50.
- Van Hooidonk, R., Maynard, J. A., Manzello, D., y Planes, S. (2014). Opposite latitudinal gradients in projected ocean acidification and bleaching impacts on coral reefs. *Global change biology*, 20(1), 103-112.

- Van Oppen, M. J., Gates, R. D., Blackall, L. L., Cantin, N., Chakravarti, L. J., Chan, W. Y., Cormick, C., Crean, A., Damjanovic, K., y Epstein, H. (2017). Shifting paradigms in restoration of the world's coral reefs. *Global change biology*, 23(9), 3437-3448.
- Venera-Ponton, D. E., Diaz-Pulido, G., McCook, L. J., y Rangel-Campo, A. (2011). Macroalgae reduce growth of juvenile corals but protect them from parrotfish damage. *Marine Ecology Progress Series*, 421, 109-115.
- Walker, D., y Ormond, R. (1982). Coral death from sewage and phosphate pollution at Aqaba, Red Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 13(1), 21-25.
- Wangpraseurt, D., Larkum, A. W., Ralph, P. J., y Kühl, M. (2012). Light gradients and optical microniches in coral tissues. *Frontiers in microbiology*, 3, 316.
- Waylen, K. A., Fischer, A., McGowan, P. J., Thirgood, S. J., y Milner-Gulland, E. (2010). Effect of local cultural context on the success of community-based conservation interventions. *Conservation Biology*, 24(4), 1119-1129.
- Wilson, S. K., Graham, N. A., Pratchett, M. S., Jones, G. P., y Polunin, N. V. (2006). Multiple disturbances and the global degradation of coral reefs: are reef fishes at risk or resilient? *Global Change Biology*, 12(11), 2220-2234.
- Yao, Y. (2004). *Concept formation and learning: a cognitive informatics perspective*. Paper presented at the Proceedings of the Third IEEE International Conference on Cognitive Informatics, 2004.