



**UNIVERSIDAD ESTATAL  
PENÍNSULA DE SANTA ELENA  
FACULTAD DE CIENCIAS DEL MAR  
CARRERA DE BIOLOGÍA**

**“DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DE CORALES DEL ORDEN  
SCLERACTINIA EN EL PERFIL COSTERO DE LA  
PROVINCIA DE SANTA ELENA, ECUADOR”**

**TRABAJO DE INTEGRACIÓN CURRICULAR**

Previa a la obtención del Título de: BIÓLOGO

**AUTOR**

**KEVIN ALEXANDER TAPIA RODRIGUEZ**

**DOCENTE TUTOR**

**BLGA. ANA GABRIELA BALSECA VACA M. Sc.**

**LA LIBERTAD – ECUADOR**

**2024**

UNIVERSIDAD ESTATAL PENINSULA DE

SANTA ELENA

FACULTAD DE CIENCIAS DEL MAR

CARRERA DE BIOLOGÍA

“DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DE CORALES DEL ORDEN  
SCLERACTINIA EN EL PERFIL COSTERO DE LA PROVINCIA DE  
SANTA ELENA, ECUADOR”

TRABAJO DE INTEGRACIÓN CURRICULAR

Previa a la obtención del Título de: BIÓLOGO

AUTOR

KEVIN ALEXANDER TAPIA RODRIGUEZ

DOCENTE TUTOR

BLGA. ANA GABRIELA BALSECA VACA M. Sc.

LA LIBERTAD – ECUADOR

2024

# DECLARACIÓN DEL DOCENTE TUTOR

En mi calidad de Docente Tutor del Trabajo de Integración Curricular, "DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DE CORALES DEL ORDEN SCLERACTINIA EN EL PERFIL COSTERO DE LA PROVINCIA DE SANTA ELENA, ECUADOR", elaborado por KEVIN ALEXANDER TAPIA RODRIGUEZ, estudiante de la Carrera de Biología, Facultad de Ciencias del Mar de la Universidad Península de Santa Elena, previo a la obtención del título de Biólogo, me permito declarar que luego de haber dirigido su desarrollo y estructura final del trabajo, este cumple y se ajusta a los estándares académicos, razón por la cual, apruebo en todas sus partes, encontrándose apto para la evaluación del docente especialista.

Atentamente



---

Blga. Ana Gabriela Balseca V., M. Sc.

**DOCENTE TUTOR**

C.I. 1717053308

# DECLARACIÓN DEL DOCENTE DE ÁREA

En mi calidad de Docente Especialista, del Trabajo de Integración Curricular “DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DE CORALES DEL ORDEN SCLERACTINIA EN EL PERFIL COSTERO DE LA PROVINCIA DE SANTA ELENA, ECUADOR”, elaborado por KEVIN ALEXANDER TAPIA RODRIGUEZ, estudiante de la Carrera de Biología, Facultad de Ciencias del Mar de la Universidad Península de Santa Elena, previo a la obtención del título de Biólogo, me permito declarar que luego de haber evaluado el desarrollo y estructura final del trabajo, éste cumple y se ajusta a los estándares académicos, razón por la cual, declaro que se encuentra apto para su sustentación.

Atentamente



---

Blga. Mayra Cuenca Zambrano M. Sc

**DOCENTE DE ÁREA**

**C.I.: 1712887767**

# **DEDICATORIA**

Para Leonel, esperemos un naturalista prodigioso

# AGRADECIMIENTO

Agradezco a mi madre Teresa Rodríguez, mi padre José Tapia, mis hermanos Marilyn y Javier y mi abuelita Leonor, mi familia, por creer en mí y a pesar de la distancia, nunca dejarme sentir solo.

Agradezco a mi pareja Ángeles Rodríguez y mi mejor amigo Sebastián Quintuña por el valor, cariño, apoyo y la seguridad de su compañía en mi vida.

Agradezco a la Blga. Ana Gabriela Balseca Vaca, M. Sc., mi tutora de tesis, por creer posible el desarrollo de esta investigación y en mis capacidades para trasladar todo lo aprendido a nivel terrestre al mundo marino, por la confianza, amistad, apoyo emocional y sin duda alguna, su guía académica.

Agradezco a la Blga. María Herminia Cornejo Rodríguez, Ph. D., por ser la profesora con mayor impacto en mi educación universitaria, por motivarme a siempre buscar y trabajar en beneficio de la investigación y conservación y que no importa cuán pequeña es la acción, sino cuán grande es su impacto.

A Julián Pérez-Correa, M. Sc., y Mario Hurtado-Domínguez, M. Sc., excelentes profesionales, por las sugerencias, comentarios, ayuda, tiempo y paciencia durante el desarrollo de esta investigación.

A Mauricio Ortega-Andrade, Ph. D., Octavio Rojas-Soto, Ph. D., y a Jaime Salas-Zambrano, M. Sc., por enseñarme los fundamentos técnicos de la Biogeografía, Conservación y Ecología de especies y por incentivar a buscar respuestas esenciales a mis preguntas de forma independiente.

A mi grupo de conservación Península Birding por alegrar los últimos años de carrera con recuerdos memorables en campo y gabinete.

A los colegas y amigos conseguidos cuando la conservación era lo único que teníamos en mente, especialmente al Blgo. Denis Mosquera Ph. D., al Blgo. Víctor Andrade y al Blgo. Miguel Rey.

A las autoridades y personal Académico de la Universidad Estatal Península de Santa Elena especialmente a las autoridades y docentes de la Facultad De Ciencias Del Mar por liderar el proceso de formación profesional en la provincia de Santa Elena. Y por último pero no menos importante a REMACOPSE por proveer datos que desinteresadamente ayudaron a fortalecer esta investigación.

# TRIBUNAL DE GRADO

Trabajo de Integración Curricular presentado por KEVIN ALEXANDER TAPIA RODRIGUEZ  
como requisito parcial para la obtención del grado de Biólogo de la Carrera de Biología,  
Facultad de Ciencias del Mar de la Universidad Estatal Península de Santa Elena.

Trabajo de Integración Curricular APROBADO el:



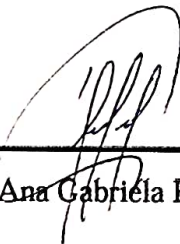
Ing. Jimmy Villón Moreno, M. Sc.

**DIRECTOR/A DE CARRERA**



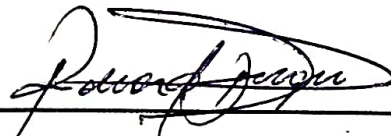
Blga. Mayra Cuenca Zambrano M. Sc.

**PROFESOR DE ÁREA**



Blga. Ana Gabriela Balseca Vaca, M. Sc.

**DOCENTE TUTOR**



Blgo. Richard Duque Marin, Mgtr.

**DOCENTE GUÍA DE LA UIC II**



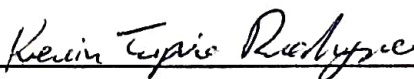
Lcdo. Pascual Roca Silvestre M. Sc.

**SECRETARIO/A DEL TRIBUNAL**

## **DECLARACIÓN EXPRESA**

La responsabilidad por las ideas, hechos, investigaciones y resultados expuestos en este trabajo de integración curricular pertenece exclusivamente al autor y el patrimonio intelectual de la misma, a la Universidad Estatal Península de Santa Elena.

Atentamente



---

Kevin Alexander Tapia Rodriguez

**AUTOR**

**C.I. 1724049505**

# ÍNDICE GENERAL

1.	INTRODUCCIÓN .....	1
2.	JUSTIFICACIÓN .....	5
3.	OBJETIVOS .....	7
3.1	OBJETIVO GENERAL .....	7
3.2	OBJETIVO ESPECÍFICOS .....	7
4.	HIPÓTESIS.....	8
5.	MARCO TEÓRICO.....	9
5.1	Scleractinia “Corales duros”.....	9
5.2	Área De Distribución.....	11
5.2.1	Biogeografía .....	11
5.2.2	Áreas de Distribución para Corales.....	13
5.2.3	Perfil Costero del Ecuador.....	15
5.2.4	Santa Elena .....	16
5.3	Nicho Ecológico Y Teoría Del Modelamiento.....	17
5.4	Métodos de Modelamiento .....	20
5.4.1	Maxent.....	21
5.4.2	Ocurrencias y Variables .....	23
5.5	Aplicaciones de Modelamientos de Nichos Ecológicos.....	27
6.	METODOLOGÍA .....	30
6.1	Zona de Estudio.....	30
6.1.1	Santa Elena .....	30
6.2	Registros de Ocurrencia de Especies.....	31
6.2.1	Géneros de Interés .....	31
6.2.2	Selección de Especies.....	33

6.2.3	Tratamiento De Ocurrencias.....	35
6.2.4	Toma de Datos en Campo .....	36
6.3	Modelamiento y Variables Ambientales .....	38
6.3.1	Herramienta de Modelación .....	38
6.3.3	Variables Ambientales .....	39
6.3.4	Selección de Variables .....	39
6.4	Análisis Estadístico de Variables .....	41
6.4.1	Tratamientos .....	42
6.4.2	Análisis de correlación de Pearson (ACP) en R.....	42
6.4.3	Análisis Jack-Knife .....	44
6.5	Procesamiento y Construcción del Modelo.....	46
6.5.1	Validación del modelo.....	46
7.	RESULTADOS .....	48
7.1	Ocurrencias.....	48
7.1.1	Contribución de Bases de Datos.....	48
7.1.2	Ocurrencias de Especies Determinadas por Variables .....	52
7.2	Variables Ambientales .....	55
7.2.1	Análisis de Correlación de Pearson (ACP) .....	56
7.2.2	Análisis de Jack-knife .....	58
7.3	Modelos de Distribución Potencial .....	73
7.3.1	<i>Cladopsammia eguchii</i> .....	75
7.3.2	<i>Pavona clavus</i> .....	78
7.3.3	<i>Pavona gigantea</i> .....	81
7.3.4	<i>Pocillopora capitata</i> .....	84
7.3.5	<i>Pocillopora damicornis</i> .....	87

7.3.6	<i>Porites lobata</i> .....	90
7.3.7	<i>Psammocora stellata</i> .....	93
7.3.8	<i>Tubastraea coccinea</i> .....	96
7.4	Evaluación de Modelos de Distribución Potencial.....	99
8.	DISCUSIÓN .....	101
8.1	Presencias .....	101
8.2	Variables.....	101
8.3	Modelos de Distribución .....	104
8.4	Conservación .....	106
9.	CONCLUSIONES .....	108
10.	RECOMENDACIONES .....	111
11.	BIBLIOGRAFÍA .....	113
12.	ANEXOS .....	130

# ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Diagrama BAM. Fuente: (Soberón y Peterson, 2005). .....	18
Figura 2 Representación del Diagrama BAM en un nicho ecológico de una especie terrestre hipotética. Fuente: (Soberón y Peterson, 2005) .....	19
Figura 3. Resumen del proceso de modelado de nichos ecológicos y distribuciones geográficas. Fuente: Martínez-Meyer. E., (2014). .....	26
Figura 4. Provincia de Santa Elena, delimitación del área geográfica del estudio.....	31
Figura 5. Géneros representativos del orden Scleractinia con ocurrencias en Santa Elena, Ecuador. Fuente: (GBIF, 2024). .....	32
Figura 6. Localización de los sitios de inmersiones dentro de Santa Elena.....	37
Figura 7. Representación esquemática del proceso de selección de variables para modelar un nicho ecológico. Fuente: modificado de Cobos y Peterson (2023). .....	41
Figura 8. Análisis de correlación de Pearson para las 19 Bios como ejemplificación. Fuente: Cayuela & de la Cruz (2022). .....	43
Figura 9. Resultados de la prueba Jack-Knife de contribución de las variables de un modelo preliminar .....	45
Figura 10. Aportación de información de ocurrencias en función al origen de las Bases de Datos .....	48
Figura 11. Representación geográfica de información de ocurrencias en función al origen de Bases de Datos, donde las zonas de expansión son; A) Islote “El Pelado”, B) Puntilla REMACOPSE y C) Ancón.....	50
Figura 12. Aportación de información de ocurrencias en función a las especies identificadas y la batimetría.....	52

Figura 13. Representación geográfica de información de ocurrencias en función a las especies identificadas y la batimetría, donde las zonas de expansión son; A) Islote “El Pelado”, B) Puntilla REMACOPSE y C) Ancón .....	54
Figura 14. Resultados de la prueba Jack-Knife de contribución de las variables para <i>C. eguchii</i> .....	59
Figura 15. Resultados de la prueba Jack-Knife de contribución de las variables para <i>P. gigantea</i> .....	61
Figura 16. Resultados de la prueba Jack-Knife de contribución de las variables para <i>P. capitata</i> .....	62
Figura 17. Resultados de la prueba Jack-Knife de contribución de las variables para <i>P. clavus</i> .....	63
Figura 18. Resultados de la prueba Jack-Knife de contribución de las variables para <i>P. damicornis</i> .....	65
Figura 19. Resultados de la prueba Jack-Knife de contribución de las variables para <i>P. lobata</i> .....	66
Figura 20. Resultados de la prueba Jack-Knife de contribución de las variables para <i>P. stellata</i> .....	67
Figura 21. Resultados de la prueba Jack-Knife de contribución de las variables para <i>T. coccinea</i> .....	69
Figura 22. Distribución potencial predicha por Maxent para <i>C. eguchii</i> .....	75
Figura 23. Comparación entre la distribución de <i>C. eguchii</i> de acuerdo con la distribución potencial predicha por Maxent (A) con los registros georreferenciados (B). .....	76
Figura 24. Valor del Área Bajo la Curva (AUC) para <i>C. eguchii</i> .....	77
Figura 25. Distribución potencial predicha por Maxent para <i>P. clavus</i> .....	78

Figura 26. Comparación entre la distribución de <i>P. clavus</i> de acuerdo con la distribución potencial predicha por Maxent (A) con los registros georreferenciados (B). .....	79
Figura 27. Valor del Área Bajo la Curva (AUC) para <i>P. clavus</i> .....	80
Figura 28. Distribución potencial predicha por Maxent para <i>P. gigantea</i> .....	81
Figura 29. Comparación entre la distribución de <i>P. gigantea</i> de acuerdo con la distribución potencial predicha por Maxent (A) con los registros georreferenciados (B). .....	82
Figura 30. Valor del Área Bajo la Curva (AUC) para <i>P. gigantea</i> .....	83
Figura 31. Distribución potencial predicha por Maxent para <i>P. capitata</i> .....	84
Figura 32. Comparación entre la distribución de <i>P. capitata</i> de acuerdo con la distribución potencial predicha por Maxent (A) con los registros georreferenciados (B). .....	85
Figura 33. Valor del Área Bajo la Curva (AUC) para <i>P. capitata</i> .....	86
Figura 34. Distribución potencial predicha por Maxent para <i>P. damicornis</i> .....	87
Figura 35. Comparación entre la distribución de <i>P. damicornis</i> de acuerdo con la distribución potencial predicha por Maxent (A) con los registros georreferenciados (B). .....	88
Figura 36. Valor del Área Bajo la Curva (AUC) para <i>P. damicornis</i> .....	89
Figura 37. Distribución potencial predicha por Maxent para <i>P. lobata</i> .....	90
Figura 38. Comparación entre la distribución de <i>P. lobata</i> de acuerdo con la distribución potencial predicha por Maxent (A) con los registros georreferenciados (B). .....	91
Figura 39. Valor del Área Bajo la Curva (AUC) para <i>P. lobata</i> .....	92
Figura 40. Distribución potencial predicha por Maxent para <i>P. stellata</i> .....	93
Figura 41. Comparación entre la distribución de <i>P. stellata</i> de acuerdo con la distribución potencial predicha por Maxent (A) con los registros georreferenciados (B). .....	94
Figura 42. Valor del Área Bajo la Curva (AUC) para <i>P. stellata</i> .....	95
Figura 43. Distribución potencial predicha por Maxent para <i>T. coccinea</i> .....	96

Figura 44. Comparación entre la distribución de <i>T. coccinea</i> de acuerdo con la distribución potencial predicha por Maxent (A) con los registros georreferenciados (B). .....	97
Figura 45. Valor del Área Bajo la Curva (AUC) para <i>T. coccinea</i> .....	98

# ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Evaluación de antozoos propuestos para modelamiento usando MaxEnt .....	33
Tabla 2. Criterios de depuración de datos en función de las tres Bases de Datos .....	34
Tabla 3. Recopilación de ocurrencias para las especies consideradas para el modelamiento ..	35
Tabla 4. Proceso de depuración de ocurrencias no utilizadas por Maxent y resultantes de ocurrencias usadas. ....	36
Tabla 5. Ubicación georreferenciada de los sitios de inmersión para la toma de datos de presencia de los corales representativos dentro de Santa Elena .....	38
Tabla 6. Variables oceanográficas recopiladas para realizar los modelos de distribución potencial y para la caracterización de la distribución geográfica.....	40
Tabla 7. Valoración de modelos de nichos ecológicos mediante el valor AUC .....	47
Tabla 8. Resumen de variables correlacionadas presentes en los ACP de las 8 especies prospecto a modelamiento. Donde cada “C” es una significancia de correlación entre las variables analizadas para cada especie. ....	57
Tabla 9. Porcentaje de contribución e Importancia de permutación de las variables para el modelo de <i>C. eguchii</i> .....	60
Tabla 10. Porcentaje de contribución e Importancia de permutación de las variables para el modelo de <i>P. gigantea</i> .....	61
Tabla 11. Porcentaje de contribución e Importancia de permutación de las variables para el modelo de <i>P. capitata</i> .....	63
Tabla 12. Porcentaje de contribución e Importancia de permutación de las variables para el modelo de <i>P. clavus</i> .....	64
Tabla 13. Porcentaje de contribución e Importancia de permutación de las variables para el modelo de <i>P. damicornis</i> .....	65

Tabla 14. Porcentaje de contribución e Importancia de permutación de las variables para el modelo de <i>P. lobata</i> .....	67
Tabla 15. Porcentaje de contribución e Importancia de permutación de las variables para el modelo de <i>P. stellata</i> .....	68
Tabla 16. Porcentaje de contribución e Importancia de permutación de las variables para el modelo de <i>T. coccinea</i> .....	70
Tabla 17. Resumen del resultado de la prueba Jack-Knife de las 8 especies prospecto a modelamiento. Donde cada valor es una comparación entre contribución de la variable al modelo y la importancia de la permutación .....	72
Tabla 18. Resumen de las evaluaciones de los modelamientos de nichos ecológicos. ....	99

# GLOSARIO

**Conspicuo:** En ecología, un organismo o característica se considera conspicuo cuando es fácilmente visible dentro del ecosistema debido a su tamaño, forma, color, comportamiento, inclusive roles de importancia en la estructura y función del ecosistema. Los corales duros, por ejemplo, pueden ser conspicuos debido a su estructura voluminosa, sus colores brillantes, servir como refugios y hábitats para una variedad de otras especies, mientras que los peces conspicuos pueden desempeñar roles importantes en la depredación, la herbivoría y la dispersión de larvas dentro del arrecife (Moberg, F., & Folke, C. 1999).

**Demografía:** La demografía en ecología se centra en entender la estructura estadística de las poblaciones y como se relaciona con el medio, incluye aspectos como tamaño, sexo, densidad, distribución espacial, tasas de natalidad y mortalidad, inmigración y emigración de ecosistemas (Raven, P. 2014).

**Eutrofización:** Fenómeno natural en los ecosistemas oceánicos, donde se observa un aumento en la concentración de nutrientes como nitratos y fosfatos. Este aumento de nutrientes conlleva cambios en la composición de la comunidad de organismos marinos. Las aguas eutróficas, en contraste con las oligotróficas, son más productivas en términos de biomasa y actividad biológica. Sin embargo, cuando alcanza ciertos límites, puede tener consecuencias negativas. El exceso de nutrientes puede desencadenar la proliferación de algas y la acumulación de materia orgánica, lo que lleva a la disminución de los niveles de oxígeno en el agua debido a la descomposición microbiana (Smith, S. 2014).

**Scenopoéticas:** En la ecología de modelación son variables no interactivas con una especie.

Las condiciones medioambientales que permiten a la especie sobrevivir. La característica de estas variables es que su dinámica no es modificada por la presencia o ausencia de una especie en particular. Se trata de condiciones dentro de las cuales una especie sobrevive o no. Ejemplos: La temperatura media del mes de febrero o la elevación sobre el nivel del mar (Hutchinson, G. 1978).

# ABREVIATURAS

POT: Pacífico Oriental Tropical

CPE: Costa Pacífica Ecuatoriana

FE: Frente Ecuatorial

ENSO: El Niño-Oscilación del Sur (En español)

NECC: Contracorriente Ecuatorial Norte (En español)

REMAPE: Reserva Marina El Pelado

REMACOPSE: Reserva de Producción Faunística Marino Costera Puntilla de Santa Elena

MDE: Modelamiento de Distribución de Especies

MNE: Modelamiento de Nicho Ecológico

BAM: Variables Bióticas, Abióticas y Movimiento

GBIF: Infraestructura Global de Información sobre Biodiversidad

OBIS: Sistema de Información de Biodiversidad Oceánica (En español)

MAE, actualmente MAATE: Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica

SNAP: Sistema Nacional de Áreas Protegidas

SIG: Sistemas de Información Geográfica

AUC: Área Bajo la Curva (En español)

ROC: Característica Operativa Relativa

# RESUMEN

Los arrecifes coralinos, especialmente del orden Scleractinia, son esenciales para las economías costeras por su alta biodiversidad. Su distribución y regeneración están comprometidas por el calentamiento global, acidificación oceánica, eutrofización, desarrollo humano no planificado, turismo insostenible, sobreexplotación de recursos y pesca ilegal, amenazándolos seriamente. La supervivencia de estos corales está estrechamente ligado a las condiciones ambientales y los modelamientos de nichos ecológicos evalúan esta importancia y la ocurrencia de un organismo para predecir su distribución.

Esta investigación buscó desarrollar modelos de distribución potencial de corales escleractínidos en la provincia de Santa Elena, Ecuador, utilizando sus ocurrencias e identificando variables ambientales clave mediante el test Jack-Knife y correlación de Pearson con Maxent. Se recopilieron 92 ocurrencias de 8 especies en 6 distintas bases de datos encontrando que “Batimetría” fue la variable más determinante en todos los escenarios, y “Productividad Primaria Mínima” aquella con menor importancia para sus construcciones. Se encontraron zonas convergentes con potenciales ocurrencias de *Pocillopora damicornis*, *Psammocora stellata* y *Cladopsammia eguchii*, en zonas propuestas como prioritarias para conservación. Estas se encuentran con múltiples amenazas como intervención antrópica y el cambio climático, además del descubrimiento de *Tubastraea coccinea*, un coral invasor modelado por este estudio. Los modelamientos mostraron alta precisión predictiva ( $AUC > 0.995$ ) siendo excelentes aproximaciones a la realidad.

Esta investigación proporciona una base para identificar y conservar potenciales sitios de restauración, cruciales para la sostenibilidad de los arrecifes regionales. Futuras investigaciones deben priorizar evaluaciones bajo escenarios climáticos futuros, identificar poblaciones resistentes al cambio climático y especies codependientes de estos ecosistemas.

**Palabras clave:** Scleractinia, Maxent, Batimetría, *P. damicornis*, Restauración coralina

# ABSTRACT

Coral reefs, especially order Scleractinia, are essential to coastal economies due to their high biodiversity but are severely threatened. Their distribution and regeneration are compromised by global warming, ocean acidification, eutrophication, unplanned human development, unsustainable tourism, overexploitation of resources and illegal fishing. The survival of these corals is closely linked to environmental conditions. Ecological niche modeling was born as a tool to evaluate the importance of environmental variables and the occurrence of an organism and predict its adaptability. This research sought to develop models of potential distribution of scleractinian corals in the province of Santa Elena, Ecuador, using their occurrences and identifying key environmental variables based on the input to the model by means of the Jack-Knife test and Pearson correlation using Maxent software. Ninety-two records of 8 species were collected from databases such as GBIF, OBIS and iNaturalist and from local sampling, finding that "Bathymetry" was the most significant variable in all scenarios, and that "Minimum Primary Productivity" was the least important for model building. Convergent zones with potential occurrences of *P. damicornis*, *P. stellata* and *C. eguchii* species were found in areas proposed as priority areas for conservation. These are currently facing multiple threats from anthropogenic intervention and environmental changes from climate change, in addition to the discovery of *T. coccinea*, an invasive coral modeled by this study. The MaxEnt models showed high predictive accuracy ( $AUC > 0.995$ ) proving to be excellent approximations of reality. This research provides a basis for identifying and conserving potential restoration sites, crucial for reef sustainability in the region. Future research should prioritize assessments under future climate scenarios, modeling ecological niches to identify climate change resistant and co-dependent populations of these ecosystems.

**Key words: Scleractinia, Maxent, Bathymetry, P. damicornis, Coral restoration.**

# 1. INTRODUCCIÓN

Los arrecifes de coral representan uno de los ecosistemas marinos con mayor biodiversidad, sirviendo como fuente crucial de recursos económicos en zonas costeras. Pese a su importancia para las sociedades humanas, se encuentran entre los ecosistemas más amenazados del planeta (Hoegh-Guldberg, 2010; Chen et al., 2015). La distribución y abundancia de las poblaciones, así como su capacidad de regeneración, están siendo afectadas por varios factores. Entre ellos se encuentran el aumento de la temperatura del agua debido al calentamiento global, la acidificación oceánica, el incremento anormal de nutrientes, la eutrofización y la sedimentación en las zonas costeras, lo cual deteriora la calidad del agua. Además, el desarrollo humano descontrolado, como la construcción de estructuras marinas y puertos comerciales, el turismo no sostenible, la sobreexplotación de recursos marinos y la pesca ilegal, no declarada y no reglamentada (Hoegh-Guldberg et al., 2007; Ban et al., 2014; Eyre et al., 2014; Liddick, 2014; Unión Europea, 2022).

A nivel global, los arrecifes de coral enfrentan los efectos adversos del cambio climático, impulsados por el aumento de dióxido de carbono, que provoca la acidificación de los océanos y el incremento de la temperatura del mar (Hoegh-Guldberg, 2010; Chen et al., 2015; Pandolfi, 2015; Glynn et al., 2017). Estos cambios ambientales conllevan graves consecuencias ecológicas, incluyendo la pérdida de biodiversidad y alteraciones en la composición y demografía de las comunidades biológicas (Baker et al., 2008; Edmunds et al., 2020). Una de las alteraciones oceanográficas más importantes, derivada del cambio climático es el aumento de las temperaturas oceánicas que genera estrés térmico en los corales, la expulsión de sus zooxantelas simbióticas, su decoloración y, en eventos prolongados, la muerte del coral, reduciendo la disponibilidad de espacio geográfico del ecosistema (Naciones Unidas, 2017; Hughes et al., 2018) y por otro lado la acidificación oceánica que aumenta el pH del agua por el exceso de absorción de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) y la saturación de aragonita, afectando

negativamente la calcificación de los corales y amenazando su capacidad de formar y mantener los mismos ecosistemas arrecifales (Jokiel, 2015; Carricart-Ganivet et al., 2012; Comeau et al., 2014; Eyre et al., 2014; Medellín-Maldonado et al., 2016).

En los últimos 25 años, los arrecifes de coral han experimentado retroceso, decoloración y mortalidad en el Pacífico Oriental Tropical (POT), el Gran Caribe, Australia y los Cayos de Florida (Naciones Unidas, 2017). Estos arrecifes de coral que se extienden desde el sur del golfo de California, México (~25°N) hasta la Puntilla de Santa Elena, Ecuador (~4°S), tienen una alta densidad y complejas redes alimentarias, a pesar de albergar un número relativamente bajo de especies de coral (Glynn et al., 2017). Aun así se ha observado que los principales corales formadores de arrecifes (Orden Scleractinia) han sido menos impactados por las condiciones adversas en el POT, a pesar de la degradación de estos ecosistemas (Manzello et al., 2017). Se estima que un tercio de estos corales escleractínidos enfrenta un alto riesgo de extinción (Carpenter et al., 2008). Aún así, se prevé que su área de distribución aumente en las periferias del sur del POT bajo escenarios futuros de cambio climático, lo que sugiere que estos organismos poseen atributos de su nicho fundamental que podrían beneficiarse del incremento en la temperatura y la acidificación en sitios donde se mantienen estables (Stranges et al., 2019). En el 2014 se documentó la aclimatación local de los corales escleractínidos a fuertes variabilidades ambientales mediante la selección artificial de pólipos resistentes, se descubrió que podrían mejorar la tolerancia al calor en poco tiempo, logrando una adaptación similar a una fuerte selección natural a lo largo de muchas generaciones utilizando variaciones genéticas de pólipos de las colonias que se posicionan en las periferias de su distribución (Palumbi et al., 2014).

Aun así, la disminución generalizada de la abundancia y distribución de corales a nivel global ha motivado un cambio en el estudio de los arrecifes, donde estudiar y documentar la cobertura coralina ha demostrado ser un método insuficiente para evaluar estos cambios, destacando la

necesidad de enfoques demográficos más adecuados para proyectar el destino de los arrecifes de coral y probar hipótesis sobre las causas de la disminución de la cobertura coralina. La crisis actual de los arrecifes de coral resalta la urgencia de aplicar análisis demográficos coralinos modernos para satisfacer esta necesidad y ampliar la vigilancia ecológica como por ejemplo la modelación de nichos ecológicos con variables oceanográficas complejas (Speers et al., 2016). Estudios recientes han utilizado modelos climáticos globales para estimar los efectos del calentamiento y la acidificación de los océanos en la pérdida de distribución de corales, prediciendo que la decoloración masiva podría convertirse en un evento anual a mediados de siglo sin adaptación significativa de los corales y que podrían alterar su demografía a gran escala (Logan, Dumme & Ryan 2021) y la consecuente pérdida de las especies coralinas, el ecosistema arrecifal y las especies dependientes.

Estas aproximaciones han sido muy ampliamente utilizadas para comprender las áreas de presencia actual no solo de especies marinas como las tortugas marinas, ballenas jorobadas o tiburones martillo, especies en peligro crítico de extinción (Freeman et al., 2013; Reyes-Bonilla et al., 2013; Mikkelsen et al., 2016) sino de también muchas otras especies terrestres icónicas como por ejemplo, guacamayo verde mayor (*Ara ambiguus guayaquilensis*), cóndor andino (*Vultur griphus*), puma (*Puma concolor*), jaguar (*Panther onca*), oso de anteojos (*Tremarctos ornatus*) y del delfín amazónico (*Inia geoffrensi*) en las que se pretende como puntos prioritarios establecer nociones básicas de sus preferencias ambientales, describir las relaciones de estas con el entorno donde se desarrolla la especie, los papeles del ser humano como factores dominantes sobre su comportamiento de distribución, las alteraciones de uso del suelo y ríos que modifican los ecosistemas y las presas o codependientes naturales del organismo, las zonas históricas donde habitaba y donde habitará bajo los escenarios de cambio climático, propuestas de nuevos sitios para muestreo de poblaciones, sitios prioritarios para la declaratoria de nuevas áreas de conservación y para reintroducción de las especies por los programas de rescates de

especies críticas (Viteri Herrera, C., 2016; Fuentes-Montejo et al., 2016; May & Méndez-Rodríguez, 2018; Machuca-Quito & Vélez-Peña, 2021; Rodríguez Cabezas et al., 2022).

Por lo que, en este contexto, ante las variables climáticas que evidentemente afectarán la distribución, reproducción y abundancia de los corales escleractínidos a nivel general en el POT, el presente estudio busca desarrollar modelos predictivos de distribución potencial de los corales representativos del orden Scleractinia utilizando el software Maxent en el perfil costero de la Provincia de Santa Elena, Ecuador, siendo crucial identificar las variables ambientales que influyen en la identificación de posibles sitios de restauración coralina.

Los modelos de nicho ecológico son herramientas valiosísimas para identificar estas áreas de presencia actual y predecir zonas potenciales de ocupación y aquellas que podrían ser usadas para restauración de corales que puedan sostener las cambiantes redes comunitarias de los seres vivos que las habitan (Gormley et al., 2013; Freeman et al., 2013; Reyes-Bonilla et al., 2013; Mikkelsen et al., 2016; Freeman, 2015).

## 2. JUSTIFICACIÓN

Manzello (2010) indica que el crecimiento de los corales escleractínidos es esencial para la supervivencia a largo plazo de los arrecifes coralinos. El crecimiento coralino está estrechamente relacionado con las condiciones ambientales del entorno en el que se desarrollan (Glynn et al., 2017). Por lo tanto, es crucial identificar los factores ambientales que permiten que los corales se fijen, desarrollen y se reproduzcan, especialmente para aquellos géneros de coral que desempeñan un papel fundamental en la estructura del ecosistema arrecifal en los extremos del Pacífico Oriental Tropical.

En este contexto, la implementación de un enfoque basado en modelos de distribución potencial se presenta como una respuesta necesaria ante la distribución actual de los corales hermatípicos (Mota et al., 2019). La falta de estudios en los extremos de la distribución conocida en el Pacífico Oriental Tropical, que modelen la relación entre las especies de corales y las variables ambientales cambiantes, ha generado incertidumbre en la selección de áreas adecuadas para proyectos de restauración a largo plazo.

El uso de modelos de distribución potencial permitirá delimitar de manera precisa la distribución potencial de las especies de corales formadores de arrecifes en el hábitat costero de Santa Elena. Estas predicciones, que integran los registros de presencia entre los géneros de corales y evalúan las condiciones ambientales que favorecen su distribución, proporcionarán una herramienta crucial para la selección de los sitios más idóneos para actividades de conservación y manejo de especies. Al utilizar estos modelos, se optimizará el uso de los recursos disponibles, evitando el uso inadecuado de recursos financieros, biológicos, humanos y académicos asociados con la conservación de corales en áreas no apropiadas. Asimismo, garantizarán proyectos más efectivos y sostenibles en el futuro, minimizando el uso ineficiente de recursos y maximizando las posibilidades de éxito de los proyectos de conservación de corales formadores de arrecifes.

Dentro de este marco, el desarrollo de este estudio en Santa Elena se justifica principalmente por la necesidad de determinar los sitios idóneos donde las especies coralinas encuentran su desarrollo óptimo. Esto permitirá optimizar el uso de recursos y promover la toma de decisiones fundamentadas en evidencia científica al momento de establecer programas de conservación. Así, se contribuirá al éxito y la viabilidad a largo plazo de los proyectos de restauración de corales llevados a cabo.

## **3. OBJETIVOS**

### **3.1 OBJETIVO GENERAL**

Desarrollar un modelo predictivo de distribución geográfica potencial de corales representativos del orden Scleractinia utilizando el software Maxent, estableciendo las variables ambientales que influyen en la identificación de posibles sitios de restauración coralina en el perfil costero de la Provincia de Santa Elena, Ecuador.

### **3.2 OBJETIVO ESPECÍFICOS**

Analizar la geoposición de corales en el perfil costero mediante datos biológicos globales de acceso abierto y datos tomados en campo.

Determinar los agentes abióticos que influyen en la distribución mediante datos ambientales globales de acceso abierto.

Generar mapas de distribución potencial para los géneros representativos del orden Scleractinia identificando posibles sitios de restauración coralina en el perfil costero.

## 4. HIPÓTESIS

**Hipótesis aceptada:** La tolerancia de los corales hermatípicos a los diferentes factores ambientales determina su distribución en el espacio geográfico, por lo que su nicho fundamental puede ser representado a partir de un modelo de distribución potencial basado en sus preferencias ambientales y georreferenciación.

## 5. MARCO TEÓRICO

La investigación sobre la biodiversidad de corales y su conservación es fundamental para entender la ecología y el funcionamiento de los ecosistemas marinos. La biodiversidad de corales no solo se refiere a la variedad de especies de corales, sino también a su papel crucial en la formación de arrecifes y la provisión de hábitats para numerosas especies marinas. Estos arrecifes de coral, que se encuentran distribuidos en diferentes áreas biogeográficas, son esenciales para la biodiversidad marina y están siendo influenciados por diversos factores ambientales y oceanográficos. A través de un detallado estudio de su biogeografía y las áreas específicas donde se encuentran estas especies se puede comprender mejor la distribución espacial de los corales explorando su nicho ecológico y utilizando teorías y métodos de modelamiento. Donde, además, su conservación forma parte integral del estudio, enfocándose en estrategias para protegerlos y mantener la biodiversidad de los corales como un ecosistema saludable.

Por lo que a continuación se desglosan todas estas nociones.

### 5.1 Scleractinia “Corales duros”

La historia del estudio de los corales en Ecuador comienza con la visita de Charles Darwin a las Islas Galápagos a bordo del HMS Beagle en 1835. Darwin, conocido por sus agudas observaciones sobre la biología y ecología de numerosos organismos, escribió muy poco sobre los corales. En su libro "La estructura y distribución de los arrecifes de coral" (1889), Darwin concluyó que no había arrecifes de coral en el archipiélago de las Galápagos según su inspección personal. Además, basándose en observaciones de otros, concluyó que las costas occidentales de América carecían de arrecifes de coral. Durante el viaje del Beagle, Darwin solo recogió un coral no formador de arrecifes (*Tubastraea coccinea*), que fue descrito más tarde por Duncan en 1876.

Aparte de la identificación de dos nuevas especies por Milne Edwards y Haime (*Flabellum*

*gallapagense* en 1848 y *Madrepora sp.* en 1860), el primer relato significativo sobre corales formadores de arrecifes en las Islas Galápagos fue realizado por Pourtalés (1875), quien documentó cinco especies recogidas durante la visita del Hassler en 1872. Casi dos décadas después, Alexander Agassiz (1892), a bordo del vapor Albatross, destacó la abundancia de corales erosionados en las playas de las Islas Galápagos, indicando que casi todas las islas tenían playas de arena coralina. A pesar de no reconocer la presencia de arrecifes de coral, la expedición del Albatross observó comunidades coralinas significativas. Esta conclusión fue repetida por Crossland, C (1927) sobre los estudios de corales durante la expedición del St. George al Pacífico Sur en 1925.

En las décadas de 1930 y 1950, las expediciones Velero III, Velero IV y Xarifa añadieron varios corales nuevos al inventario de las Islas Galápagos. Este trabajo se complementó con recolecciones durante el Proyecto Científico Internacional Galápagos de 1964, resultando en la identificación de 32 especies de coral, 11 de las cuales eran constructoras de arrecifes (Durham 1966).

Durante la década de 1970, G.M. Wellington, voluntario del Cuerpo de Paz, fue el primero en observar y reconocer la importancia de las formaciones de arrecifes de coral en las Galápagos. En 1975, junto a C. Birkeland, P.W. Glynn y J.W. Wells, continuaron los estudios, publicando en 1983 la primera relación exhaustiva de la sistemática y ecología de los corales y los arrecifes de las Islas Galápagos (Glynn y Wellington 1983).

Investigaciones posteriores examinaron las actividades de los coralívoros (depredadores de coral), el impacto de las perturbaciones del ENSO (El Niño-Oscilación del Sur) en la decoloración y mortalidad de los corales, las tasas de acreción de los arrecifes, la bioerosión, la ecología reproductiva y el reclutamiento de corales, y la supervivencia de comunidades coralinas profundas afectadas por el ENSO (Glynn y Ault, 2000; Feingold, 1995).

Los corales escleractínidos, tanto aquellos que construyen arrecifes como los que no lo hacen,

son los grupos de corales más documentados dentro del Pacífico Oriental Tropical (POT) (Cortés, J. et al. 2017; Stranges et al., 2019). Dentro del POT se han identificado 47 especies de corales que construyen arrecifes, así como corales azooxantelados, la mayoría de los cuales habitan en aguas profundas (Cortés, J., 2011). Según la investigación de Veron et al. (2015) los corales constructores de arrecifes en todas las áreas del POT están estrechamente relacionados con la excepción de ecosistemas analizados cercanos a las Islas Marquesas, en la Polinesia Francesa. Los géneros hermatípicos de corales escleractínidos más destacadas del POT son *Pocillopora*, *Porites* y *Pavona*, mientras que a nivel continental e insular en Ecuador los géneros más abundantes son *Pavona*, *Tubastraea*, *Phyllagia*, *Cladopsammia*, *Pocillopora*, *Porites* y *Psammocora* (Cortés, J. 2011; Glynn et al., 2017; GBIF, 2024). Aunque la composición de especies a nivel regional es similar, se observan diferencias locales en las comunidades de corales. Por ejemplo, en las zonas meridionales de Costa Rica, donde no hay surgencias, se encuentran diversos conjuntos de corales, incluyendo todas las especies constructores de arrecifes prominentes (Género *Pocillopora*). En contraste, en las zonas septentrionales con surgencias extremas, la composición y estructura de la comunidad varía, con presencia limitada a *Pavona gigantea* y *Porites panamensis* (Cortés, J. y Jiménez, C. 2003).

## **5.2 Área De Distribución**

### *5.2.1 Biogeografía*

Desde Linneo (1744) en su discurso “Discurso sobre el aumento de la Tierra habitable”, pasando por Humboldt (1805) con el descubrimiento de las distribuciones altitudinales de las formaciones vegetales y ciertos taxones dominantes en la vegetación en el Chimborazo, Ecuador, hasta Darwin y Wallace (1859) en la discusión del libro “El Origen de las Especies” señalan que la vida, los organismos vivos, tienen un lugar específico en el planeta Tierra, dependiendo de su papel y las relaciones con el medio. Es así como las nociones básicas de la biogeografía han pasado de ser simples argumentos a procesos difícilmente entendibles hoy en

día.

A breves rasgos la biogeografía es la disciplina que estudia la distribución de los seres vivos, tanto en el tiempo como en el espacio, considerando también los procesos que dieron lugar a dicha distribución (Llorente-Bousquets, J., 2001).

En términos históricos, E. de Martonne definió la biogeografía como "*El estudio de la repartición de los seres vivos en la superficie del globo y el análisis de sus causas*" (1950).

Posteriormente, R. Furon amplió esta definición en 1961, describiéndola como una ciencia que investiga la distribución de los seres vivos en la superficie de los continentes y las razones de esta distribución tanto en el espacio como en el tiempo, destacando la relevancia de la Paleobiogeografía para entender la distribución actual de los organismos. Por su parte, P. Dansereau, en 1957, se enfocó en la ecología dinámica, definiéndola como "*La ciencia que estudia la distribución, adaptación, expansión y asociación de plantas y animales*", resaltando tanto los procesos presentes como futuros en el entorno natural. Según R. Margalef (1974), la biogeografía se ocupa del estudio de los fenómenos biológicos en su manifestación espacial, considerando las áreas de distribución de plantas y animales.

Aunque años antes Elhai (1968) había ofrecido una concepción integral de la biogeografía, definiéndola como "*el estudio de los organismos vivos, plantas y animales, en su distribución, agrupamiento y relaciones con otros elementos del mundo físico*". Esta rama de la Geografía Física que añadió buscaba descubrir, comparar y explicar los paisajes, complementando la Geomorfología (Llorente-Bousquets, J., 2001).

Otro concepto más cercano a la actualidad indica que la biogeografía es el estudio de la distribución de los organismos, la historia de cómo se forma un arreglo particular y el análisis de las posibles causas de ese arreglo propuesto por Simberloff en 1983.

En la biogeografía moderna, el enfoque se ha desplazado hacia la biocenología, que estudia las comunidades de seres vivos en su composición y relaciones internas y con el medio ambiente,

incorporando métodos estadísticos y cuantitativos (Llorente-Bousquets, J., 2001).

### 5.2.2 *Áreas de Distribución para Corales*

Las condiciones ambientales en el Pacífico Oriental Tropical (POT) han impuesto limitaciones significativas al desarrollo de los arrecifes de coral, por ejemplo, las variaciones estacionales de temperatura, concentraciones elevadas de nutrientes de origen natural y niveles bajos de pH, documentado por Manzello et al. (2010) y Fiedler y Lavín (2017), las han restringido a la formación de arrecifes pequeños en cobertura, de estructura simple y compuestos por pocas especies. Este contexto se ve acentuado por el aislamiento geográfico, condiciones oceanográficas variables y la presencia de una plataforma poco profunda que se asemeja a una península, ha desempeñado un papel esencial en la formación y evolución de la región de arrecifes de coral del Pacífico Oriental Tropical, según Glynn et al. (2017).

Esta región incluye ocho países con comunidades de coral y arrecifes rocosos extensos: Colombia, Costa Rica, Ecuador, El Salvador, Guyana Francesa, México, Nicaragua y Panamá; e incluye cinco grupos de islas oceánicas: Clipperton, Coco, Galápagos, Malpelo y Revillagigedo en las que se han llevado a cabo estudios muy específicos en cuanto a su origen, distribución y biodiversidad (Santiago-Valentín, et al. 2019 y Salinas-De-León, et al. 2020). Las especies encontradas son de amplio espectro y taxonómicamente diversas, están representadas por los tres subórdenes de corales escleractínidos del Pacífico oriental (Archaeocoeniina, Poritiina, Fungiina) y pertenecen a cinco familias (Pocilloporidae, Poritidae, Siderastreidae, Agariciidae, Fungiidae) (Glynn y Ault, 2000; Glynn et al., 2017).

Desde 1975 se reconoció una afinidad faunística al encontrar que la gran mayoría de los corales del Pacífico oriental pertenecen a especies que se encuentran en el Pacífico central y sur (Glynn y Ault 2000, Baums et al., 2012; Combosch y Vollmer, 2011). Y se sugirió la existencia de una conectividad genética entre las islas de la línea del Pacífico central y el Pacífico Oriental Ecuatorial mediante la dispersión de larvas a través de la Contracorriente Ecuatorial Norte

(NECC siglas en inglés) (Dana, T. 1975). Algunas de estas especies son endémicas del Pacífico Oriental y existe una ocasional presencia de especies del Caribe y del Atlántico occidental a lo largo de las costas orientales de América (Cortés, J., 2011). Aun así, la presencia de corales formadores de arrecifes a lo largo de la costa occidental de América está muy sesgada hacia el hemisferio sur, con una fuerte presencia de corales desde el norte del Golfo de California, México (\*30°N) hasta sólo unos pocos grados al sur del ecuador a lo largo de la costa de Ecuador hacia Las Islas Galápagos (2°S) (Cortés, J. et al., 2017; Glynn, P.W. et al., 2017; Stranges et al., 2019). Donde se han reportado pequeños individuos de corales zooxantelados en las costas continentales hasta el sur en el Golfo de Guayaquil, Ecuador, y en todo el archipiélago que están bajo la influencia de la fría corriente costera del Perú que fluye hacia el oeste al Océano Pacífico Central (Glynn et al., 2017) (Anexo 2).

Los arrecifes de coral en la Costa Pacífica Ecuatoriana (CPE) son considerados los más remotos y aislados en el ámbito tropical, ya que se encuentran a más de 6000 km de distancia de las comunidades coralinas más próximas, ubicadas en las islas del Pacífico central (Baums et al., 2012; Combosch y Vollmer, 2011). En la CPE, las condiciones ambientales para el desarrollo de arrecifes son altamente restrictivas debido a las amplias fluctuaciones estacionales de temperatura, las altas concentraciones naturales de nutrientes y los bajos valores de pH de manera natural (Fiedler y Lavín, 2017; Manzello et al., 2010); como resultado, los arrecifes son pequeños, de estructura simple y están formados por un número limitado de especies identificadas (Steiner et al., 2018).

A lo largo de la costa ecuatoriana, desde Esmeraldas hasta El Guayas, se encuentran diversos parches de coral que exhiben una notable diversidad. En Esmeraldas, específicamente en “Punta El Faro” cerca de Cabo San Francisco, se identifican pequeños parches de *Porites lobata* en la zona intermareal. Asimismo, se ha observado un parche de arrecife de *P. lobata* de aproximadamente 1250 m<sup>2</sup> y ubicado entre 15 y 20 metros de profundidad en el Banco

Surrone, alrededor de 6 kilómetros al norte de Pedernales. Otro arrecife de *P. lobata* se halla a 7 metros de profundidad en Ligüique, dentro del Refugio de Vida Silvestre Pacoche (Ponce, B. 2017). La diversidad y el desarrollo coralino están más desarrollados en el Parque Nacional Machalilla, que abarca un tramo costero desde 2°15'S a 1°00'N. Cerca del pueblo pesquero de Machalilla, a 1°28'S, se encuentra el arrecife de coral más meridional conocido en la costa del Pacífico americano (MAE, 2007). En el Islote los Ahorcados, al sur del arrecife de Machalilla, se ha registrado una variada comunidad de octocorales y corales, destacando especies como *Pavona clavus*, *Pavona gigantea*, *Pocillopora verrucosa* y *Pocillopora damicornis* (MAE, 2007).

### 5.2.3 Perfil Costero del Ecuador

La costa del Ecuador se distingue por la presencia del Frente Ecuatorial (FE), conformado por corrientes marinas que generan fenómenos complejos y una zona de transición única debido a sus características físicas, químicas y biológicas. Estas condiciones favorecen el desarrollo de comunidades marinas y determinan la distribución geográfica de diversas especies en la región (Terán et al, 2004; Figueroa, 2015) (Anexo 2).

Las corrientes principales del frente ecuatorial son las cálidas aguas superficiales de la corriente cálida de Panamá al norte y las frías aguas costeras de Perú (corriente de Humboldt) al sur (Terán et al, 2004) (Anexo 2). Durante los meses de transición, se registran temperaturas del agua entre 15°C y 19°C, con salinidades de 35 UPS. En cambio, de diciembre a abril, el frente se desplaza hacia el sur, causando la presencia de aguas con temperaturas superiores a 25°C y salinidades más bajas de 33.5 UPS, lo que provoca notables variaciones climáticas en la costa ecuatoriana debido a las diferentes propiedades de cada corriente (Okuda et al, 1983). La temperatura superficial del mar varía entre 25.3°C y 22°C durante las épocas húmeda y seca, respectivamente. La zona alberga una termoclina bien definida entre los 10°C y los 20°C, con

descensos de temperatura durante la época seca hasta los 16°C y durante la húmeda hasta los 20°C (SETEMAR, 2015).

#### 5.2.4 *Santa Elena*

En Santa Elena se encuentran tres áreas protegidas con distintas designaciones: la Reserva de Producción Faunística Marino Costera Puntilla de Santa Elena (REMACOPSE), la Reserva Marina El Pelado (REMAPE) y la Reserva Marina Bajo Copé. Estas áreas están ubicadas dentro de la jurisdicción administrativa provincial. En conjunto, las áreas marinas abarcan 1002.573 km<sup>2</sup>, con tamaños específicos de 473 km<sup>2</sup>, 130.053 km<sup>2</sup> y 399.52 km<sup>2</sup>, respectivamente (SETEMAR, 2015).

La costa de Santa Elena presenta una morfología variada, que incluye playas arenosas, barreras litorales y campos de dunas, con ciclos estacionales de erosión. Además, hay una convergencia tectónica que se destaca en REMAPE, donde las cotas de profundidad están próximas entre sí (MAE, 2014). Los fondos marinos son principalmente mixtos, con presencia de grava, arena y rocas, que generan diversos ecosistemas marinos, como arrecifes coralinos, rocosos y playas. La península crea dos ambientes distintos, influenciados por las corrientes fría de Humboldt y cálida de Panamá (MAE, 2014b) (Anexo 3).

La zona submarina en la región de Santa Elena está mayormente compuesta por fondos que varían entre arenosos y rocoso-arenosos. Los estratos de grava fina y media son predominantes en los fondos mixtos, mientras que los fondos arenosos contienen arenas de distintas granulometrías y limo. Por otro lado, los fondos rocoso-arenosos exhiben rocas de diversas formas y tamaños. La costa de la Península de Santa Elena da lugar a dos ambientes bien diferenciados, uno en el norte de La Puntilla y otro desde La Puntilla hacia el sur de Anconcito, donde convergen la corriente fría de Humboldt y cálida de Panamá en la zona denominada La Chocolatera. Con respecto al tipo de ecosistemas de las Reservas Marinas de Santa Elena, destacan arrecifes coralinos, arrecifes rocosos, playas de arena, playas mixtas (arena y roca),

acantilados, bajos rocosos, fondos blandos y fondos rocosos, así como hábitats submareales de fondos duros, fondos suaves e islotes (MAE, 2014b).

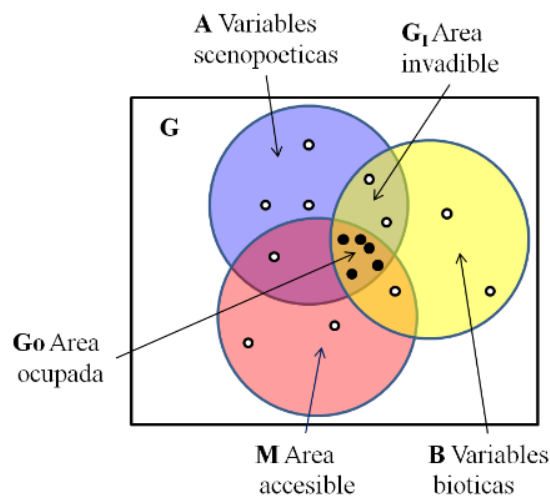
A nivel provincial, en Santa Elena, se han conseguido caracterizar sitios de importancia biológica y ecosistémica encontrando que entre los corales más conspicuos de la zona había especies ahermatípicas (no constructoras de arrecifes) (Glynn et al., 2017). Entre las Scleractinia, las especies ahermatípicas tienen una distribución más amplia que las hermatípicas. De hecho, los corales hermatípicos presentan una distribución irregular, limitada a los sitios de sotavento e incluían un único conjunto de aproximadamente 10 colonias de la especie masiva *Pavona clavus*, y varios grupos de corales ramosos de *Pocillopora spp*, *Tubastraea coccinea* y *Actina equina* (Reina-Zambrano, 2015; Glynn et al., 2017; Stranges et al., 2019). En la Plataforma El Pelado, los corales se documentan como no abundantes y que no han formado arrecifes de coral sensu stricto (Steiner et al., 2018). Así mismo dentro de la Reserva Marino Costera y de Producción Faunística Santa Elena (REMACOPSE), los corales hermatípicos se caracterizan por estar subestimados en su distribución, encontrándose solamente en dos puntos; la Puntilla de Santa Elena y Anconcito (Reina-Zambrano, 2015).

### **5.3 Nicho Ecológico Y Teoría Del Modelamiento**

La conceptualización del nicho ecológico ha evolucionado a lo largo del tiempo, comenzando con la definición inicial de Grinnell (1917), que se centraba en la relación entre la especie y su entorno físico, considerando variables como el clima y la topografía en la distribución espacial. Elton (1927) amplió este concepto al enfatizar la importancia de las interacciones bióticas y los roles funcionales de las especies en sus comunidades, lo que sugiere que el nicho está determinado por una combinación de factores abióticos y bióticos. Soberón y Nakamura (2009) profundizan esta idea al señalar que los nichos eltonianos se basan en las interacciones ecológicas y el consumo de recursos, lo que destaca la complejidad de las relaciones entre las especies y su entorno.

Posterior, Hutchinson (1957) propuso una definición más compleja del nicho, describiéndolo como un hipervolumen en un espacio ecológico multidimensional, determinado por las necesidades de reproducción y supervivencia de la especie. Esta perspectiva multidimensional del nicho destaca la importancia de considerar una amplia gama de factores ambientales y bióticos en la comprensión de las relaciones ecológicas. Además, que en (1978) Hutchinson distingue entre el nicho fundamental y el nicho realizado, lo que añade otra capa de complejidad al concepto, al reconocer que el nicho de una especie puede verse afectado por las interacciones con otras especies en su entorno.

Para que finalmente, Soberón y Peterson (2005) desarrollen el diagrama BAM (Figura 1) que proporciona una contemplación abstracta para integrar los conocimientos previos sobre los factores que influyen en la distribución de las especies, destacando la importancia de considerar tanto variables ambientales como bióticas, así como la accesibilidad del área, para comprender completamente la distribución de las especies en el espacio y el tiempo.

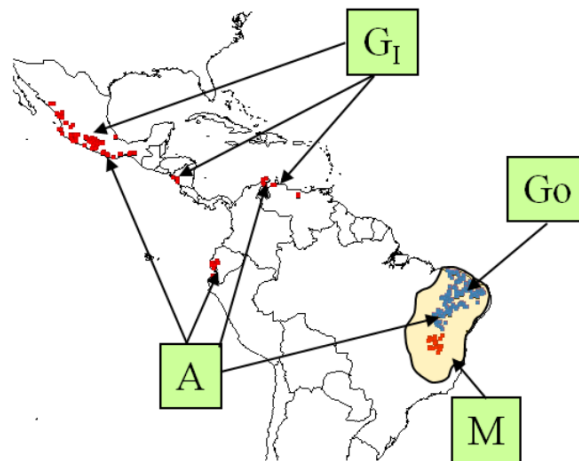


**Figura 1.** Diagrama BAM. **Fuente:** (Soberón y Peterson, 2005).

Soberón y Peterson (2005) explican que la región global donde se dan las condiciones ambientales que permiten la supervivencia y reproducción de una especie se conoce como su Nicho Fundamental, representado por la letra A en el diagrama y es medido con variables scenopoéticas (independientes de la especie). La región que tiene el ambiente biótico adecuado,

libre de competidores, depredadores y enfermedades, y con mutualistas necesarios, se denota como  $B$ , medida por las densidades de población de especies interactuantes si se dispusiera de datos. Además, el conjunto de lugares que la especie ha explorado se denota como  $M$ . Ávidamente, estos conceptos definen dos áreas clave: el área ocupada  $G_o$  y el área invadible  $G_I$ .

El área ocupada  $G_o$  incluye lugares con condiciones ambientales y bióticas favorables que han sido accesibles a la especie, mientras que el área invadible  $G_I$  tiene condiciones similares, pero no es accesible debido a barreras o tiempo insuficiente para expansión. Estas áreas pueden formalizarse desde una perspectiva probabilística, centrada en su estimación, y una ecológica, que define  $A$ ,  $B$  y  $M$  en términos de procesos poblacionales fundamentales. Comprender ambas perspectivas es esencial para interpretar correctamente los resultados (Figura 2).



**Figura 2.** Representación del Diagrama BAM en un nicho ecológico de una especie terrestre hipotética.

**Fuente:** (Soberón y Peterson, 2005)

En una revisión y aclaración de la teoría del modelamiento de nichos ecológicos se revisó literatura científica para identificar los términos utilizados en el Modelamiento de Distribución de Especies (MDE) y Modelamiento de Nicho Ecológico (MNE), encontrando que 127 artículos emplearon el término MDE, mientras que 51 utilizaron MNE, y 50 no fueron claros al respecto (Peterson y Soberón, 2012). Se han utilizado diversas denominaciones para estos modelos en la literatura científica, como modelos de nicho, modelos predictivos de hábitat,

modelos de idoneidad, y modelos de distribución de especies, siendo este último el término más comúnmente empleado recientemente (Mateo et al., 2011).

Según Benito (2009), un MDE se define como una herramienta numérica que relaciona la presencia de una especie con variables ambientales, y representa la idoneidad del hábitat o la probabilidad de presencia de la especie en un mapa digital dentro del espacio geográfico. A su vez Mateo et al. (2011), también indica que los Modelos de Distribución de Especie son representaciones cartográficas que muestran la idoneidad de un espacio geográfico para la presencia de una especie, basándose en variables específicas. Soberón y Nakamura (2009) señalan que estos modelos tienen como objetivo identificar sitios adecuados para la supervivencia de poblaciones de especies al identificar sus requerimientos ambientales.

Los avances en las bases teóricas del nicho ecológico, la disponibilidad de datos de presencia de especies y variables ambientales, así como el desarrollo de Sistemas de Información Geográfica, impulsan la creación de diversos algoritmos predictivos para el modelamiento. Aunque esta diversidad ofrece opciones a los investigadores, también plantea el desafío de seleccionar la herramienta más adecuada para cada estudio, considerando sus necesidades y aplicaciones específicas (Benito, 2009).

#### **5.4 Métodos de Modelamiento**

Después de una amplia búsqueda para definir los algoritmos de modelamiento de Nichos Ecológicos se llega a la conclusión de que describir cada uno de los algoritmos actualmente existentes no tiene propósito argumentativo para decidir cual elegir, más bien nos da una idea de cual se adapta de mejor forma a nuestros datos y habilidades. Las diferencias fundamentales entre los algoritmos residen en los tipos de datos biológicos empleados para desarrollar el modelo: ciertos algoritmos requieren únicamente registros de presencia, otros utilizan datos de presencia y ausencia, algunos se basan en presencias y pseudo-ausencias (creadas bajo la presunción de la ausencia de la especie), y finalmente, algunos algoritmos incorporan

presencias junto con variables ambientales o de fondo, que describen las condiciones ambientales del área de estudio (Mota-Vargas et al., 2019). Por lo tanto, la selección del algoritmo depende en gran medida del tipo de datos disponibles, y es importante notar que, en términos de rendimiento, aún no existe una base sólida para elegir uno sobre otro (Qiao et al., 2015). Aunque la tendencia de la predicción y a manera de justificación para la elección del método elegido para la aplicación de los modelamientos es el algoritmo MaxEnt basado en las elecciones de Melo-Merino. (2013), y Stranges et al. (2019), al utilizar este método en la predicción de corales en el Pacífico Oriental Tropical (POT).

#### 5.4.1 Maxent

MaxEnt es un algoritmo de machine learning desarrollado por Phillips et al. en 2006, utilizado para estimar la distribución de especies usando datos de presencia y variables ambientales. Este algoritmo se destaca por generar estimaciones de máxima entropía, lo que produce distribuciones cercanas a una distribución uniforme. El concepto de máxima entropía, introducido por Shannon en 1948, se refiere a "*Una medida de la cantidad de opciones que están involucradas en la elección de un evento*". Esto implica que la entropía mide la incertidumbre o el grado de aleatoriedad en una situación donde se elige entre varias posibilidades.

Phillips (2017) aplica este concepto al modelado de la distribución de especies utilizando el algoritmo MaxEnt. Inicialmente, se supone que la presencia de la especie en cada píxel del área de estudio es igualmente probable. Luego, el algoritmo usa datos de ocurrencia de la especie (muestras) y variables ambientales (características) para estimar el nicho ecológico de la especie. MaxEnt busca la distribución que maximice la entropía, es decir, que mantenga la mayor incertidumbre posible, pero sujeta a las restricciones impuestas por las variables ambientales.

En la práctica, esto significa que a un píxel con condiciones ambientales similares a las de los

registros de ocurrencia de la especie se le asignará una alta probabilidad de presencia de la especie. Por el contrario, a un píxel con condiciones ambientales muy diferentes se le asignará una baja probabilidad de presencia. De esta manera, el modelo genera una distribución probabilística de la especie basada en la similitud de las condiciones ambientales con los registros de ocurrencia conocidos (Soberón et al., 2014; Phillips et al., 2017; Mota-Vargas et al., 2019).

Una ventaja significativa de MaxEnt es su capacidad para obtener resultados precisos con pocos datos de presencia, ya que utiliza su propio conjunto de datos de ausencia, conocido como "background". Además, se considera uno de los algoritmos más robustos y fáciles de usar, requiriendo únicamente datos de presencia y variables ambientales como temperatura, batimetría o salinidad (Phillips et al., 2006) (Anexo 1).

Este algoritmo es especialmente elegido para el modelado de distribución de especies debido a su capacidad para trabajar únicamente con datos de presencia, lo cual es frecuente en estudios ecológicos donde los datos de ausencia pueden ser limitados o difíciles de obtener. MaxEnt ha demostrado su eficacia incluso con tamaños de muestra pequeños y en situaciones con sesgos de muestreo espacial. Utiliza variables ambientales para predecir la probabilidad de ocurrencia de especies, evaluando así el impacto de los factores ambientales en sus distribuciones. Numerosos estudios han mostrado la robustez y precisión de MaxEnt en la predicción de distribuciones de especies en diversos taxones y regiones. Por ejemplo, Phillips et al. (2006) demostraron que MaxEnt supera a otras técnicas de modelado utilizando solo datos de presencia, y Elith et al. (2006) resaltaron su efectividad con datos de ocurrencia limitados, superando a otros métodos. A su vez en 2015, Qiao et al. analizaron 245 artículos científicos citados en la "Web of Science" entre 2010 y 2014, descubriendo que el 77% de los estudios que emplearon un solo algoritmo de modelamiento eligieron MaxEnt, destacando su popularidad y eficacia en la comunidad científica (Elith et al., 2006; Qiao et al., 2015).

#### 5.4.2 *Ocurrencias y Variables*

En la literatura “La breve introducción a los modelados de nicho ecológico” por Mota-Vargas et al. (2019), nos indican que los registros de presencia, conocidos también como localidades de presencia u ocurrencias, son puntos geográficos específicos con coordenadas de latitud y longitud donde se ha confirmado la existencia de una especie. La obtención de estos registros puede derivar de diversas fuentes, incluyendo: 1) observaciones de campo directas, 2) literatura especializada, 3) colecciones científicas, que son altamente confiables debido a la existencia de especímenes de respaldo, y 4) bases de datos en línea, tales como la Infraestructura Mundial de Información en Biodiversidad (GBIF, <https://www.gbif.org/>) y la Red Mundial de Información sobre Biodiversidad (REMIB, [http://www.conabio.gob.mx/remib/doctos/remib\\_esp.html](http://www.conabio.gob.mx/remib/doctos/remib_esp.html)).

Adicionalmente, existen bases de datos globales para grupos taxonómicos específicos, como VertNet para vertebrados (<http://www.vertnet.org/>), MaNIS para mamíferos (<http://manisnet.org/>), HerpNET para anfibios y reptiles (<http://www.herpnet.org/>), ORNIS para aves (<http://www.ornisnet.org/>), FishBase para peces (<http://www.fishbase.org/>), Tropicos (<http://www.tropicos.org/>) y el sitio del Missouri Botanical Garden para plantas (<http://www.missouribotanicalgarden.org/plant-science/plant-science/resources/herbarium.aspx>). Estas bases de datos son fundamentales ya que facilitan el acceso a la información de las colecciones científicas a nivel global, lo cual es crucial debido a las restricciones que existen para visitar y revisar directamente los especímenes en dichas colecciones (Soberón y Peterson, 2014; Mota-Vargas et al., 2019).

La efectividad de los Modelos de Nicho Ecológico (MNE) depende en gran medida de la calidad de los registros de las especies. Por lo tanto, nos indican que es esencial realizar revisiones exhaustivas de los registros disponibles y excluir aquellos que sean incorrectos o dudosos debido a problemas taxonómicos, ambigüedad en su localización geográfica o falta de precisión temporal.

Mota-Vargas y Rojas-Soto (2012), indican que existe un aspecto frecuentemente pasado por alto en la literatura sobre los Modelos de Nicho Ecológico (MNE). La definición precisa de la unidad a modelar, y argumentan que posiblemente el tema sea considerado tradicionalmente dentro del ámbito de la taxonomía y la sistemática. No obstante, mencionan que definir correctamente la unidad a modelar es crucial, ya que esto determinará la "selección" de los registros previos al modelado. Aunque generalmente se presupone que la unidad de referencia es la especie, es vital realizar una revisión detallada de los estudios taxonómicos disponibles del grupo en cuestión, para confirmar que la unidad seleccionada realmente corresponde a una especie (linaje evolutivo) y no a un grupo mal definido, como complejos taxonómicos, subespecies o variedades. La falta de un reconocimiento taxonómico adecuado puede poner en duda cualquier conclusión derivada del modelado (Mota-Vargas y Rojas-Soto, 2012).

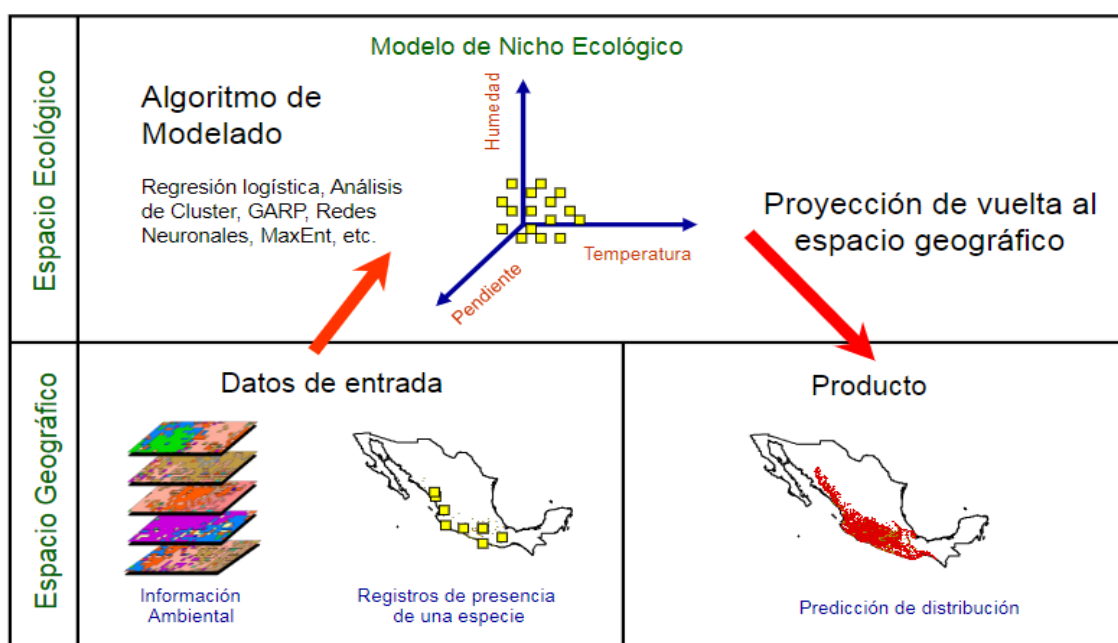
Otro punto importante del desarrollo de modelos de distribución de especies es que deben incluir el proceso de evaluación (Soberón et al., 2014). Cuando se utilizan datos independientes para este proceso, es necesario contar con aproximadamente 40 registros de presencia. Si se omite esta técnica de evaluación, 20 puntos de ocurrencia son suficientes, aunque se recomienda evitar trabajar con menos de 10 puntos de presencia (Soberón et al., 2014). Wisz et al. (2008) también señalan que, aunque es posible utilizar menos puntos, el investigador debe tener experiencia en visualizar el espacio de variables ambientales y aplicar métodos exploratorios y complementarios al modelar y que, en estos casos, es crucial reportar detalladamente el método utilizado. El tamaño de muestra necesario varía según el alcance de la distribución de las especies (Hernández et al., 2006). Las especies ampliamente distribuidas requieren más muestras debido a su mayor variabilidad ambiental, mientras que las especies especialistas necesitan menos puntos para obtener predicciones precisas, ya que su variabilidad ambiental está limitada a condiciones ambientales específicas (van Proosdij et al., 2016).

Las variables ambientales también son fundamentales en los algoritmos de Modelado de

Distribución de Especies (MDE). Estas variables actúan como capas predictoras, derivadas de interpolaciones o transformaciones matemáticas de datos climáticos primarios o de percepción remota. La selección de variables es un paso crítico; es recomendable elegir aquellas que influyen directamente en la ecología de las especies objetivo, en lugar de depender en exceso de numerosos datos con la expectativa de que el método computacional identifique las mejores variables por sí solo (Austin, 2007). Austin (2007) sugiere emplear variables que influyan en la ecología de las especies en cuestión y recomienda críticamente usar muchas variables con la esperanza de que el método computacional pueda identificar las más adecuadas. Sin embargo, es crucial destacar que el tipo y la cantidad de coberturas usadas para reconstruir los nichos ecológicos dependerán directamente de la pregunta biológica a responder y la herramienta de modelado (Field et al., 2012; Soberón et al., 2014). Además, es importante considerar que, si se usan pocas variables, los modelos tienden a construir un espacio ambiental poco restrictivo, lo cual podría llevar a una sobrepredicción de las áreas potenciales de distribución. Por otro lado, el uso de muchas variables puede hacer que los modelos construyan nichos sobredimensionados (cada variable representa una dimensión del nicho ecológico), generando combinaciones ambientalmente más restrictivas, lo que podría resultar en modelos potencialmente sobre ajustados; es decir, áreas predichas únicamente en torno a los registros de presencia (Soberón et al., 2014). En cuanto al número de ocurrencias, Field et al. (2012) indican que el número de variables debe ser menor que el número de registros de especies. La calidad de las variables ambientales utilizadas en el modelado rara vez se informa detalladamente, según Soberón y Peterson. (2014), proporcionar metadatos que incluyan la fuente, resolución y proyección de dichas variables es indispensable para garantizar la precisión y reducir sesgos e incertidumbres en los resultados. Dado que las variables ambientales suelen estar correlacionadas, aconsejan también analizar su covarianza. Herramientas como el análisis de correlaciones o integrales de los algoritmos pueden ayudar a reducir el número de variables seleccionando solo las más relevantes desde el punto de vista

biológico y descartando las más correlacionadas (Mota-Vargas et al., 2019).

Respecto al uso de interacciones y datos categóricos, algunas implementaciones de algoritmos como Maxent permiten incluir interacciones entre variables, lo cual es necesario para ajustar superficies no lineales, siempre y cuando se disponga de más de 20 datos de ocurrencia. Sin embargo, aconsejan el uso de datos categóricos, ya que las capas categóricas como tipos de vegetación suelen tener baja resolución y pueden confundir los algoritmos con puntos georreferenciados marginalmente (Soberón y Peterson, 2014). Las principales fuentes de datos ambientales incluyen el portal WorldClim, que ofrece coberturas globales de variables bioclimáticas, datos topográficos, climáticos y satelitales; la CRU del Tyndall Center, asociada al IPCC; el centro EROS, con datos topográficos y derivados; y el Global Land-Cover Facility, con imágenes MODIS y Landsat (Hijmans et al., 2005) para ámbitos terrestres y para ambientes marinos está el proyecto Bio-ORACLE (Tyberghein et al., 2012).



**Figura 3.** Resumen del proceso de modelado de nichos ecológicos y distribuciones geográficas.  
Fuente: Martínez-Meyer. E., (2014).

Por esto, la selección de método de modelación debe considerar que cada algoritmo presenta enfoques y aproximaciones matemáticas y estadísticas distintas, con requisitos específicos de entrada y operación, y que no existe una guía estandarizada para seleccionar el mejor algoritmo

(Figura 3). Por consiguiente, Soberón y Peterson (2014) recomiendan la elección de los algoritmos considerando no solo los datos biológicos disponibles, sino también los objetivos y las particularidades específicas del estudio.

### **5.5 Aplicaciones de Modelamientos de Nichos Ecológicos**

Los modelos de distribución de especies tienen diversas aplicaciones en la conservación y gestión de ecosistemas marinos, incluidos los arrecifes de coral. Estos modelos son útiles para explorar la biodiversidad marina, estimar la distribución y la riqueza de especies, e identificar áreas con alto endemismo. Además, pueden ser utilizados para evaluar la distribución potencial de comunidades y hábitats amenazados, como aquellos afectados por el cambio climático o la contaminación. También se emplean para predecir el riesgo asociado a especies invasoras y para planificar medidas de protección y conservación de especies en peligro. Son herramientas esenciales para comprender los posibles efectos del cambio climático en los ecosistemas marinos y diseñar estrategias de adaptación y mitigación. La modelación de nichos ecológicos es una herramienta fundamental en la planificación de la conservación, especialmente para especies marinas cuya distribución y hábitat están influenciados por múltiples factores ambientales.

La técnica MaxEnt, basada en la entropía máxima, ha demostrado ser efectiva para predecir la distribución y preferencias de hábitat de diversas especies marinas. Pues así lo demuestra la pequeña pero representativa información de aplicaciones a lo largo del globo a continuación. Los corredores ecológicos juegan un papel crucial en la conectividad de los hábitats, permitiendo la migración y el mantenimiento de poblaciones saludables, por ejemplo, en el estuario del Yangtsé, China, en un estudio realizado por He et al., (2022). MaxEnt se utilizó para identificar hábitats óptimos para *Coilia mystus*, una especie de Anchoqueta cosmopolita, revelando cómo la variabilidad ambiental influye en la supervivencia y migración de las especies. He et al., (2022) considera que estos hallazgos son vitales para el desarrollo de

estrategias que promuevan tanto la conservación de la biodiversidad como el desarrollo socioeconómico armónico de las especies de interés comercial que una de sus fases de desarrollo es beneficiada por las redes tróficas similar al salmón de Alaska. Para peces y camarones comerciales, donde las dificultades de la recogida de registros de distribución y la naturaleza de estos organismos marinos han limitado su seguimiento y producción, MaxEnt ha sido utilizado para mapear áreas de distribución y determinar preferencias de hábitat, considerando factores como temperatura, profundidad y productividad primaria en un estudio realizado por Sharifian et al., (2022). Así mismo, Sharifian considera que esto es esencial para los planes de gestión marina recientes y el desarrollo de la conservación en regiones como el Golfo Pérsico y las costas australianas del Pacífico Sur. En la Gran Barrera de Coral, MaxEnt fue validado utilizando datos de avistamientos de los grupos reproductivos de ballenas jorobadas por Smith et al., (2021). demostrando su eficacia en identificar áreas de alta idoneidad de hábitat y su utilidad en la planificación de muestreos sistemáticos para reducir significativamente el esfuerzo de muestreo. Este enfoque resalta la importancia de la validación independiente para aplicaciones de gestión de la conservación (Smith et al., 2021). Esto es importante a la hora de evaluar modelos de sólo presencia dentro de ciertas aplicaciones de gestión de la conservación, como las evaluaciones de riesgo espacial.

La planificación de la conservación marina también ha beneficiado del uso de MaxEnt para mapear hábitats adecuados para otros organismos sésiles como las gorgonias, evaluando la influencia de la resolución de datos ambientales y la transferibilidad de los modelos (Marshall et al., 2014). Esto permite a los gestores tomar decisiones informadas sobre el uso de datos existentes para mejorar la conservación incluido el uso del error de clasificación de los modelos en la priorización espacial de los lugares de seguimiento y la adaptación de un método de modelización existente basado únicamente en la presencia para incluir datos de ausencia.

Solo por citar otro estudio, pero también una diferente aplicación en otro clado de organismos,

en Brasil, MaxEnt fue empleado para predecir la distribución de invertebrados marinos amenazados y su superposición con áreas marinas protegidas (Magris & D'Éstro, 2010). Los resultados mostraron un solapamiento limitado, subrayando la necesidad de ajustar las áreas protegidas para una mejor conservación de estas especies así mismo, demostró cómo puede evaluarse la idoneidad del hábitat para especies amenazadas utilizando aplicaciones Sistemas de Información Geográfica (SIG) y herramientas de modelización.

Otras aplicaciones incluyen la identificación de sitios con presencia de nuevas especies, la delimitación de áreas prioritarias para la conservación y el monitoreo de la salud de los ecosistemas marinos en general. En resumen, los modelos de distribución de especies son valiosos para la gestión y conservación de la biodiversidad marina, proporcionando información crucial para la toma de decisiones basadas en la información biogeográfica de las especies.

## 6. METODOLOGÍA

El método general para crear un modelo de distribución de especies implica varios pasos: 1) determinar la zona donde se estudiarán una o varias especies, 2) seleccionar las especies de interés y obtener sus registros de ocurrencia georreferenciados, 3) definir el método de modelamiento y procesar el conjunto de variables ambientales que se usarán para caracterizar el nicho de las especies, 4) aplicar análisis estadísticos internos a las variables, 5) desarrollar los modelos de distribución potencial utilizando el método escogido y finalmente someterlos a evaluación (Figura 3).

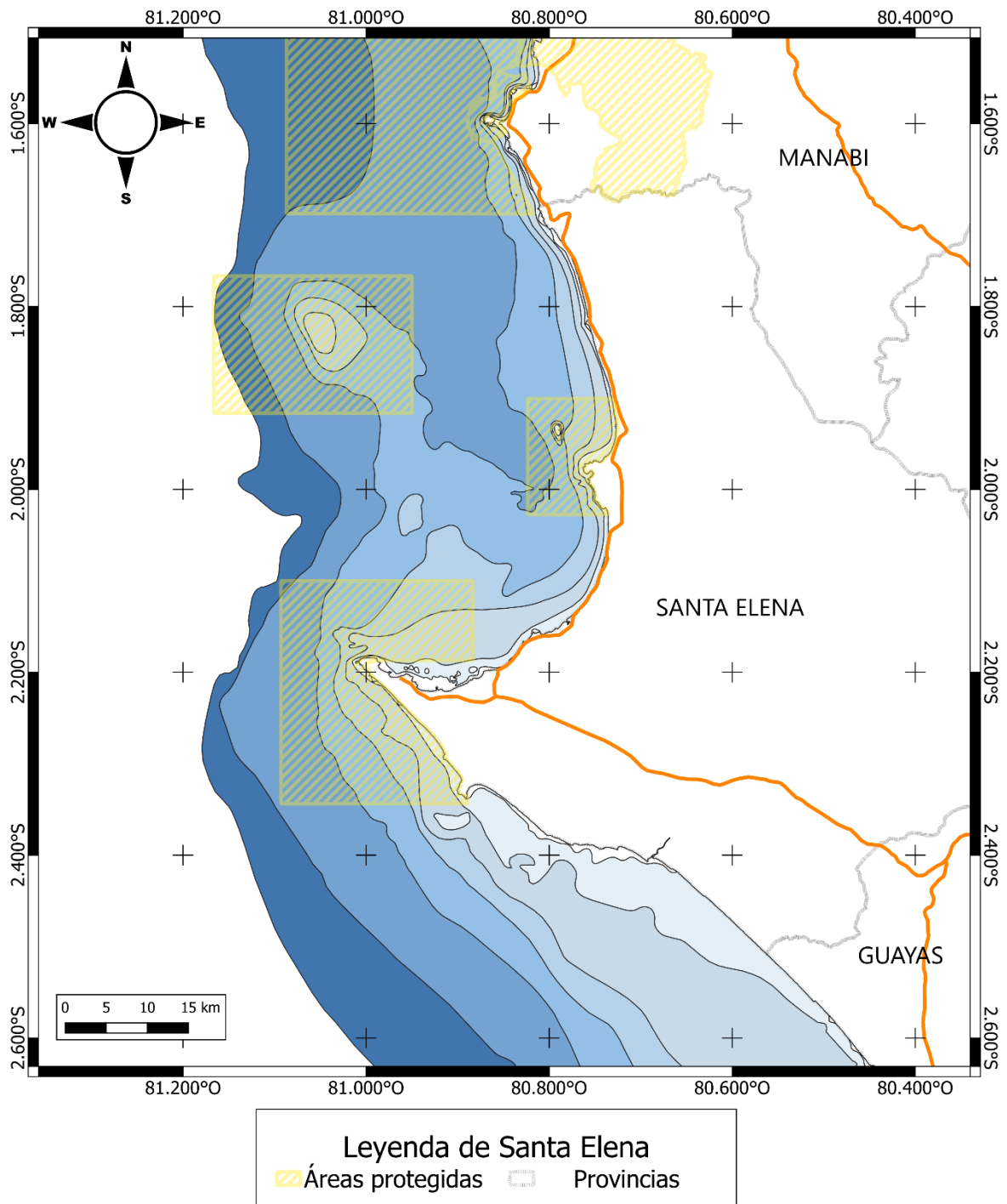
A continuación, se detalla cada uno de estos pasos:

### 6.1 Zona de Estudio

#### 6.1.1 *Santa Elena*

Santa Elena es una provincia de la región costera del Ecuador, tiene una extensión aproximada de 3.762 km<sup>2</sup> (Figura 4). Políticamente tiene tres cantones delimitados, aunque sus tres ciudades capitales: Salinas, Libertad y Santa Elena junto con la parroquia rural José Luis forman una sola ciudad (Congope, 2018). Sus límites geográficos son:

- Norte: Provincia de Manabí, cantón Puerto López.
- Sur: Océano Pacífico y la Provincia del Guayas (cantón General Villamil).
- Este: Provincia de Manabí (cantones Jipijapa y Paján) y Provincia del Guayas (cantón General Villamil y cantones Pedro Carbo, Isidro Ayora y Guayaquil)
- Oeste: Océano Pacífico y envuelve a las Reservas REMACOPSE, REMAPE y Reserva Marina Bajo Copé



**Figura 4.** Provincia de Santa Elena, delimitación del área geográfica del estudio.

Las coordenadas geográficas de Santa Elena son latitud:  $-2,226^{\circ}$ , longitud:  $-80,859^{\circ}$ , y tiene una elevación promedio de 43 msnm (JPL – NASA, 2023).

## 6.2 Registros de Ocurrencia de Especies

### 6.2.1 Géneros de Interés

A través de los registros de ocurrencias de las especies documentadas en la zona de estudio,

dentro del orden de corales hermatípicos Scleractinia se utilizaron a los géneros más representativos en ocurrencias dentro del territorio marítimo del Ecuador con especial énfasis en la Provincia de Santa Elena para un punto de inicio; *Pavona* (622 registros), *Tubastraea* (451 registros), *Pocillopora* (202 registros), *Psammocora* (201 registros), *Porites* (177 registros), *Phyllagia* (126 registros) y *Cladopsammia* (104 registros) (GBIF, 2024) (Figura 5).

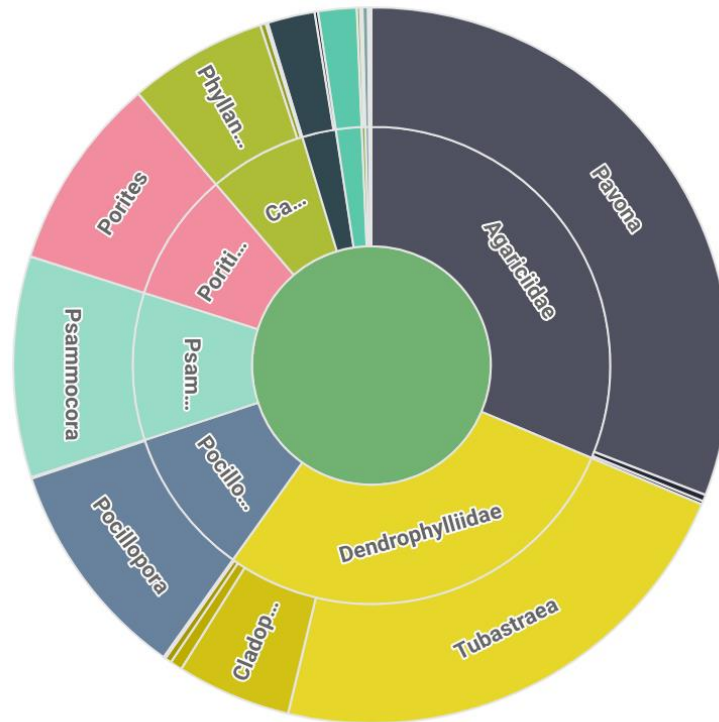


Figura 5. Géneros representativos del orden Scleractinia con ocurrencias en Santa Elena, Ecuador. Fuente: (GBIF, 2024).

Los datos de ocurrencias de las especies se obtuvieron de manera retrospectiva de GBIF “Global Biodiversity Information Facility, <https://www.gbif.org/>”, OBIS “Ocean Biodiversity Information System, <https://obis.org/>” y de la plataforma iNaturalist, <https://www.inaturalist.org/>, por poseer la mayor cantidad de data por regiones así como se recomienda en los estudios publicados por Mota-Vargas, et al. (2019), Stranges, et al. (2019) y Štípková, et al. (2024), fueron provistos por la Reserva de Producción Fauna Marino Costera Puntilla de Santa Elena “REMACOPSE”, además de ser complementados con registros personales tomados en campo para aquellos documentados en literatura gris y otros registros

en estudios publicados (Reyes-Bonilla et al., 2013, Reina-Zambrano, J. 2015; Ponce, B. 2017; Cortés, J. et al. 2017; Glynn, P.W. et al. 2017; y Reyes-Franco, J. & Coronel-Conforme, P. 2023). La información de ocurrencias se descargó para todo el rango de distribución de las especies (POT) ya que los modelos que incluyen toda el área suelen proporcionar mejores resultados que los modelos de distribuciones parciales, porque encierran toda la variabilidad ambiental del área de distribución de la especie y los modelos de distribuciones parciales pueden no predecir el rango completo de especies o no ser fiables en sus predicciones (Hernández et al, 2006 & Carretero y Sillero, 2016). Para después aplicarse una revisión y depuración de los datos (Kramer-Schadt et al., 2013).

### 6.2.2 Selección de Especies

Se presenta a continuación un listado de antozoos propuestos para su modelamiento, basado en una revisión ecorregional destinada a establecer una línea de base de la biodiversidad marina. La selección de estos taxones se realizó considerando varios criterios: (1) el grado de amenaza, (2) la relación con el ambiente (como especie clave, fundamental, paraguas o emblemática), (3) su vulnerabilidad a eventos de El Niño y (4) su especificidad de hábitat, tal como se detalla en MAE (2007) (Tabla 1).

Especies	Grado de amenaza	Relación con el ambiente	Vulnerabilidad ante el ENSO	Especificidad
<i>Tubastraea coccinea</i>	NA	Ahermatípico	No	Marino costero
<i>Pavona gigantea</i>	LC	Hermatípico	Si	Marino nerítico
<i>Porites lobata</i>	NT	Hermatípico	Si	Marino costero
<i>Pocillopora damicornis</i>	LC	Hermatípico	Si	Marino costero
<i>Psammocora stellata</i>	VU	Hermatípico	Si	Marino nerítico
<i>Cladopsammia eguchii</i>	DD	Hermatípico	No	Marino nerítico
<i>Pavona clavus</i>	LC	Hermatípico	Si	Marino costero
<i>Pocillopora elegans</i>	VU	Hermatípico	Si	Marino nerítico
<i>Pocillopora capitata</i>	LC	Hermatípico	Si	Marino nerítico
<i>Pavona varians</i>	LC	Hermatípico	Si	Marino nerítico

**Tabla 1.** Evaluación de antozoos propuestos para modelamiento usando MaxEnt.

Las ocurrencias obtenidas se revisaron minuciosamente para eliminar datos erróneos o dudosos

y no incluirlos para el modelamiento debido a problemas taxonómicos, ambigüedad o inconsistencias en la geolocalización o distribución conocida o falta de certeza temporal (depuración). Este proceso es recomendado por encima de aplicar operaciones como recortes del área de estudio (Kramer-Schadt et al., 2013) o ajustes manuales en el geoposicionamiento (Graham et al., 2008; Soberón et al., 2014). Durante el proceso de depuración, se eliminaron registros duplicados procedentes de diversas fuentes de información (Sillero et al., 2021), así como aquellos excluidos del análisis debido a la resolución de las capas de información ambiental. Esto contribuirá a reducir los sesgos de muestreo durante el desarrollo de los MNE (Boria et al., 2014). Se consultaron mapas de distribución conocida de las especies para identificar y revisar datos que parezcan lejanos o atípicos, además, se consideró la biología de las especies, verificando registros en profundidades fuera del intervalo conocido o sitios no correspondientes, como en el caso de especies con requerimientos específicos (Kramer-Schadt et al., 2013, Soberón et al., 2014 & Mota-Vargas et al., 2019). Todos los detalles de depuración de los datos se resumen de acuerdo con la siguiente figura para cada base de dato (Tabla 2):

Categoría	Criterio	Bases de datos		
		GBIF	OBIS	iNaturalist
<i>Estado del registro biológico</i>	Presente	X		X
	Silvestre			X
<i>Tipo de registro</i>	Observación con máquina	X		
	Observación humana	X		
<i>Año del registro</i>	Grado de investigación		X	X
	2009-2024	X	X	X
<i>Ubicación</i>	Incluye coordenadas	X	X	X*
	Norteamérica	X		X
<i>Continente</i>	Sudamérica	X		X
	General	X	X	
<i>Profundidad</i>	0-100	X	X	
	Coordenadas redondeadas y oscurecidas	X		X*
	Dato geodésico WGS84 asumido	X		
<i>Problemas y banderas</i>	País asignado a partir de las coordenadas	X		
	Continente asignado a partir de las coordenadas		X	
	Precisión de posición			X*
	Sobre plataforma terrestre		X	
<i>Taxonomía disponible</i>	Máxima y mínima profundidad excedida	X	X	X
	Orden, familia y género	X	X	X

**Tabla 2.** Criterios de depuración de datos en función de las tres Bases de Datos

### 6.2.3 Tratamiento De Ocurrencias

La base de datos inicial consistió en 1941 ocurrencias tomando en cuenta los datos personales (416) (Tabla 3).

<i>Especies</i>	<b>Especies consideradas para modelos</b>				<b>Total</b>
	<b>N° Ocurrencias</b>				
	<b>Continente</b>	<b>Ecuador</b>	<b>Santa Elena</b>	<b>Base de datos Autor</b>	
<i>Tubastraea coccinea</i>	622	171	0	3	625
<i>Pavona gigantea</i>	326	57	1	1	327
<i>Porites lobata</i>	81	39	0	118	199
<i>Psammocora stellata</i>	71	41	0	86	157
<i>Pocillopora damicornis</i>	130	23	5	16	146
<i>Pavona varians</i>	51	23	0	13	64
<i>Pavona clavus</i>	39	33	1	77	116
<i>Pocillopora capitata</i>	110	17	5	0	110
<i>Cladopsammia eguchii</i>	44	44	3	60	104
<i>Pocillopora elegans</i>	51	11	4	42	93
<b>Total de ocurrencias</b>	<b>1525</b>	<b>459</b>	<b>19</b>	<b>416</b>	<b>1941</b>

**Tabla 3.** Recopilación de ocurrencias para las especies consideradas para el modelamiento

Estos datos se incorporaron en el software ArcGIS, <https://www.arcgis.com/index.html>, un sistema de representación cartográfica y análisis espacial que utiliza los Sistemas de Información Geográfica (SIG) para obtener su localización geográfica sobre un sistema de coordenadas específico. Estos datos se organizaron en una tabla dinámica que contuvo tres columnas identificadas: 1; nombre de la especie (p.ej. *Pocillopora elegans*), 2; longitud (x) y 3; latitud (y), donde el separador decimal estuvo separado por comas, para posterior ser transformado en un archivo con formato “csv”.

Una vez se tuvo el total aproximado de ocurrencias por especie, se realizaron recortes a todas estas con una “capa vectorizada” con la resolución de la capa más fina para que la mayor cantidad de ocurrencias sean consideradas por el programa Maxent para establecer fielmente aquellas especies con el número mínimo de ocurrencias que se pueden modelar y aplicar la validación a dichos modelos (Tabla 4).

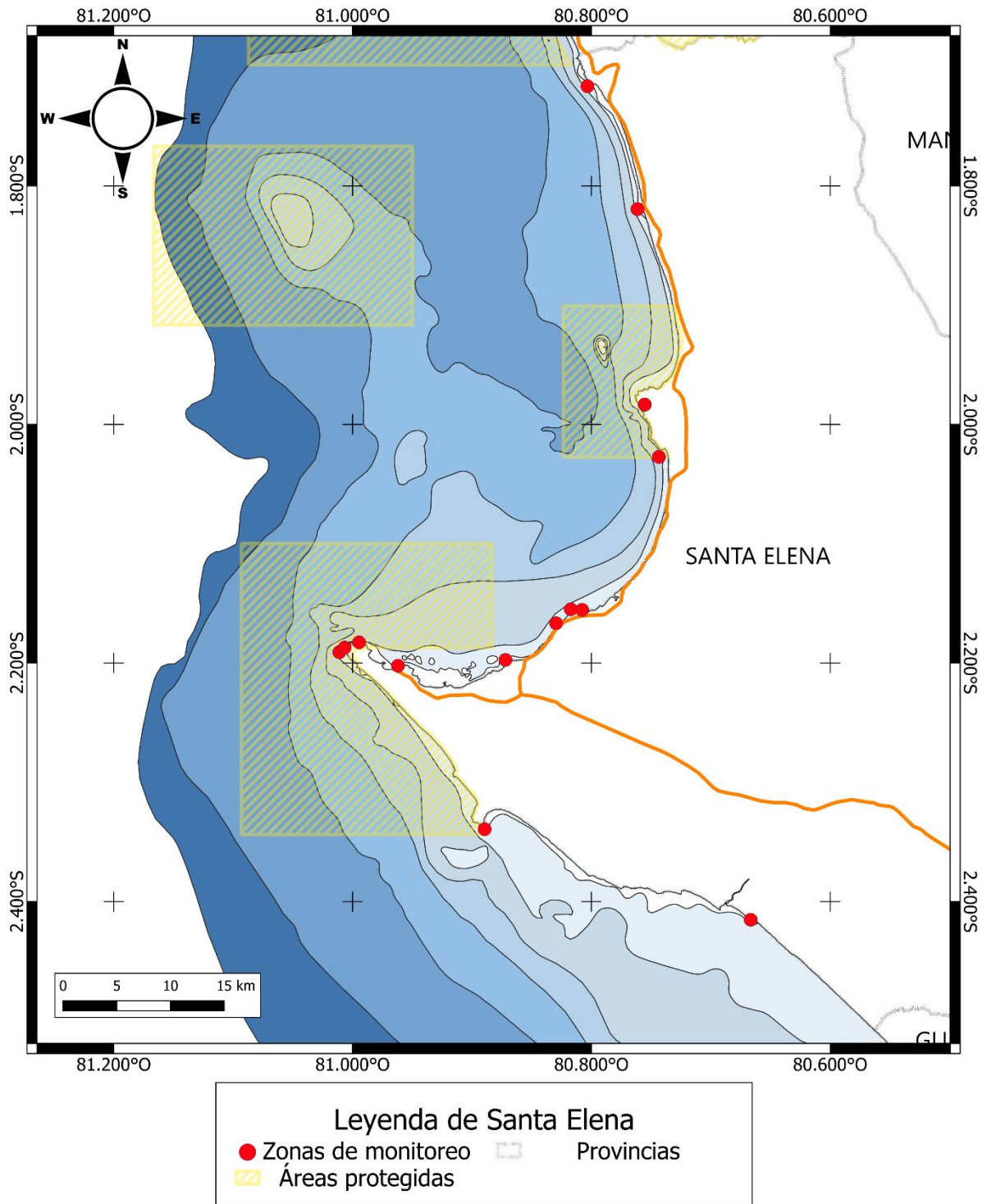
<b>Especies</b>	<b>Total ocurrencias recopiladas</b>	<b>Ocurrencias filtradas por Vector</b>	<b>Ocurrencias utilizadas por Maxent</b>
<i>Tubastraea coccinea</i>	625	383	131
<i>Pavona gigantea</i>	327	192	55
<i>Porites lobata</i>	199	120	41
<i>Pocillopora damicornis</i>	148	97	27
<i>Psammocora stellata</i>	157	93	28
<i>Cladopsammia eguchii</i>	104	72	22
<i>Pavona clavus</i>	116	70	27
<i>Pocillopora elegans*</i>	93	70	15
<i>Pocillopora capitata</i>	110	66	25
<i>Pavona varians*</i>	64	38	19
<b>Total ocurrencias</b>	<b>1943</b>	<b>1201</b>	<b>390</b>

\*Especies que no cumplen con la cantidad mínima de ocurrencias para ser modeladas ni cumplir con parámetros de validación postmodelado.

**Tabla 4.** Proceso de depuración de ocurrencias no utilizadas por Maxent y resultantes de ocurrencias usadas.

#### **6.2.4 Toma de Datos en Campo**

Mediante equipo SCUBA (Self-Contained Underwater Breathing Apparatus) para buceo y snorkel y con la ayuda de un GPS (Global Positioning System), se realizaron inmersiones en los sitios ubicados en el siguiente mapa (Figura 6) (Tabla 5). Con la finalidad de recuperar información de ocurrencias de especies previamente datadas en literatura gris o que no han sido registrados o documentados en los estudios previos.



**Figura 6.** Localización de los sitios de inmersiones dentro de Santa Elena, Ecuador.

<b>Ubicación de referencia</b>	<b>X</b>	<b>Y</b>
Chanduy	-80,666596	-2,415309
	-80,889442	-2,339349
Anconcito	-81,011126	-2,190976
	-81,006658	-2,187108
REMACOPSE	-80,994577	-2,182707
	-80,962031	-2,202316
	-80,872017	-2,197418
Chipipe	-80,82958	-2,166659
Chuyuipe	-80,817275	-2,15497
San Pablo	-80,755358	-1,983355
	-80,761441	-1,819512
Ayangue	-80,807791	-2,155461
	-80,743498	-2,027225
Montañita	-80,755358	-1,983355
La Rinconada	-80,803308	-1,716434

**Tabla 5.** Ubicación georreferenciada de los sitios de inmersión para la toma de datos de presencia de los corales representativos dentro de Santa Elena

### **6.3 Modelamiento y Variables Ambientales**

#### *6.3.1 Herramienta de Modelación*

Se tomaron en cuenta varios criterios para definir el algoritmo de modelado, como el tipo de datos disponibles, el buen desempeño demostrado en estudios comparativos con otros algoritmos (Elith et al., 2006; Qiao et al., 2015; Mota-Vargas et al., 2019), la capacidad de ofrecer buenos resultados con pocos puntos de ocurrencia, la facilidad de uso de la interfaz del programa y la claridad en la interpretación de los resultados (Soberón et al., 2014; Phillips et al., 2017).

#### *6.3.2 Maxent*

Para la creación de los modelos de distribución potencial, se utilizó el software MaxEnt versión 3.4.1k (<http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/>). De acuerdo con la definición de Phillips et al. (2006), este algoritmo probabilístico utiliza variables ambientales y datos de presencia de especies para estimar la probabilidad de encontrar un taxón en una región o áreas no muestreadas, basándose en el principio de máxima entropía. La probabilidad obtenida se interpreta como un índice de idoneidad que refleja las condiciones ambientales favorables para

la presencia de las especies (Phillips et al., 2006). Este algoritmo ha sido aplicado en múltiples estudios sobre la distribución potencial de corales de aguas someras (Couce et al., 2013; Freeman et al., 2013; Freeman L., 2015; Melo-Merino, 2013; Stranges et al., 2019).

### *6.3.3 Variables Ambientales*

El conjunto de variables ambientales empleadas para caracterizar el nicho ecológico abarca aspectos físicos y ambientales específicos del área de estudio, fundamentales para delimitar la distribución geográfica de las especies analizadas (Stranges et al., 2019). Estas variables se representan mediante mapas de coberturas digitalizadas en formato raster o ASCII, que consisten en matrices organizadas por filas y columnas, cada una conteniendo datos sobre las condiciones actuales del entorno, definidas por celdas o píxeles que pueden variar en resolución espacial. Un menor tamaño de celda indica una mayor resolución espacial, y viceversa (Soberón et al., 2014).

Estos mapas describen diversos aspectos de la superficie terrestre y marina. En el caso de las áreas terrestres, se destacan la topografía y el clima, como la temperatura, la precipitación, la humedad y la evapotranspiración. En las áreas marinas, se incluyen variables como la profundidad, la salinidad y la concentración de clorofila disuelta.

### *6.3.4 Selección de Variables*

De acuerdo con Austin, M. (2007), se utilizaron variables que inciden en la ecología de las especies en cuestión haciendo énfasis en el tipo y la cantidad de las coberturas empleadas para reconstruir los nichos ecológicos adecuados a la pregunta biológica a responder y la herramienta de modelado seleccionada (Field et al, 2012; Soberón et al, 2014).

A continuación, se presentan las variables oceanográficas que fueron utilizadas en estudios previos de corales del POT, además de aquellas consideradas para el estudio de los escleractínidos en Ecuador (Couce et al., 2013; Freeman et al., 2013; Freeman L., 2015; Melo-Merino, 2013; Stranges et al., 2019)(Tabla 6);

<b>Variable Oceanográfica</b>	<b>Unidad de medida</b>	<b>Resolución</b>	<b>Fuente</b>
Clorofila Máxima	( $\mu\text{g/g}$ )	0.05 x 0.05	Bio-ORACLE
Clorofila Promedio	( $\mu\text{g/g}$ )	0.05 x 0.05	Bio-ORACLE
Clorofila Mínima	( $\mu\text{g/g}$ )	0.05 x 0.05	Bio-ORACLE
Batimetría	m	0.05 x 0.05	GEBCO
Fosfato mínimo	(mg/L)	0.05 x 0.05	Bio-ORACLE
Fosfato promedio	(mg/L)	0.05 x 0.05	Bio-ORACLE
Fosfato máximo	(mg/L)	0.05 x 0.05	Bio-ORACLE
Productividad primaria mínima	mg C/m <sup>2</sup> /día	0.05 x 0.05	Bio-ORACLE
Productividad primaria promedio	mg C/m <sup>2</sup> /día	0.05 x 0.05	Bio-ORACLE
Productividad primaria máximo	mg C/m <sup>2</sup> /día	0.05 x 0.05	Bio-ORACLE
Ph máximo	(mg/L)	0.05 x 0.05	Copernicus
Ph promedio	(mg/L)	0.05 x 0.05	Copernicus
Ph mínimo	(mg/L)	0.05 x 0.05	Copernicus
Nitrato máximo	(mg/L)	0.05 x 0.05	Bio-ORACLE
Nitrato promedio	(mg/L)	0.05 x 0.05	Bio-ORACLE
Nitrato mínimo	(mg/L)	0.05 x 0.05	Bio-ORACLE
Radiación fotosintéticamente activa	Einstein/m <sup>2</sup> /día	4 km	Giovanni
Coefficiente de atenuación de la luz solar	(m <sup>-1</sup> ).	4 km	Giovanni
Salinidad rango	UPS	0.05 x 0.05	Bio-ORACLE
Salinidad mínima	UPS	0.05 x 0.05	Bio-ORACLE
Salinidad promedio	UPS	0.05 x 0.05	Bio-ORACLE
Salinidad máxima	UPS	0.05 x 0.06	Bio-ORACLE
Temperatura rango	°C	0.05 x 0.05	Bio-ORACLE
Temperatura mínima	°C	0.05 x 0.05	Bio-ORACLE
Temperatura promedio	°C	0.05 x 0.05	Bio-ORACLE
Temperatura máxima	°C	0.05 x 0.05	Bio-ORACLE
Omega aragonita	Adimensional	0.008 x 0.008	<a href="https://knb.ecoinformatics.org/">https://knb.ecoinformatics.org/</a>
Concentración masiva de clorofila a en agua de mar	mg C/m <sup>2</sup> /día	0.25 x 0.25	Copernicus
Presión parcial superficial del dióxido de carbono en el agua de mar	( $\mu\text{atm}$ )	0.25 x 0.25	Copernicus
Oxígeno disuelto	(mg/L)	0.25 x 0.25	Copernicus

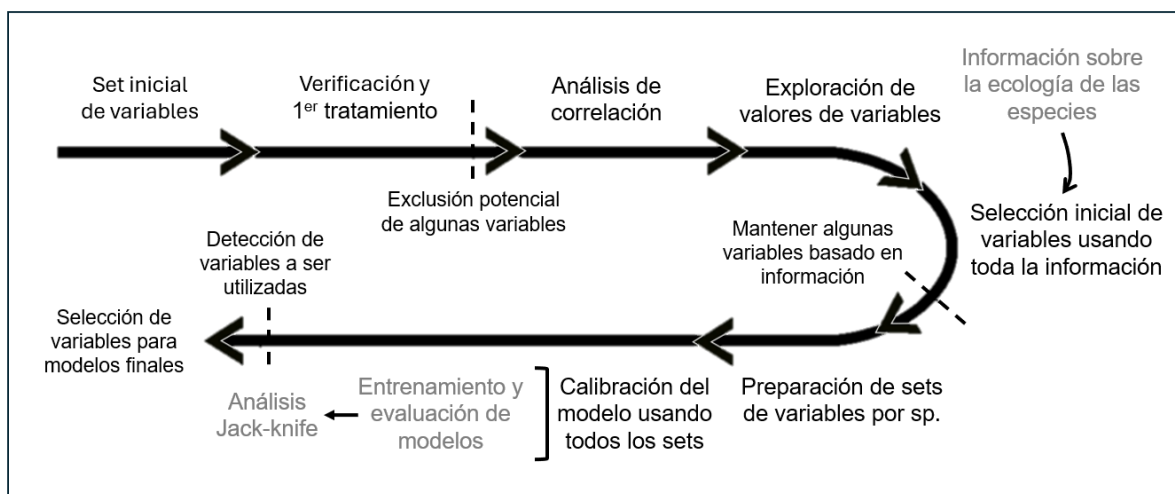
**Tabla 6.** Variables oceanográficas recopiladas para realizar los modelos de distribución potencial y para la caracterización de la distribución geográfica.

Según Soberón et al., (2012), en general se debe evitar el uso de más de diez variables o más variables que puntos de ocurrencias en un modelo de distribución definitivo. Y se deben aplicar análisis específicos para descartar algunas de estas (Cobos, M. & Peterson, A., 2023).

#### 6.4 Análisis Estadístico de Variables

Según Mota-Vargas et al. (2019). Indican que aunque no hay una regla estricta para elegir el tipo y la cantidad de variables, se debe tener en cuenta y aplicar lo siguiente: 1) la importancia de la variable para la biología de la especie, basada en el conocimiento disponible sobre ella; 2) la contribución de cada variable al modelo, la cual puede evaluarse, en este caso, mediante un Análisis de Jack-Knife; y reforzarse con 3) una correlación espacial entre las variables, a través de un Análisis de Correlación de Pearson (ACP) para evitar que aporten información redundante al modelo, lo que afectaría negativamente su rendimiento estadístico, además de determinar las variables más relevantes que aportarían la mayor aportación al modelo, considerando además la relevancia de las diferentes variables climáticas en la ecología de la especie (Soberón et al, 2014).

Cobos y Peterson (2023), nos muestran unos pasos agregados al análisis de las variables para determinar aquellas que servirán para construir el nicho ecológico de la o las especies objetivo del modelamiento. A continuación, se grafica el procedimiento seguido (Figura 7):



**Figura 7.** Representación esquemática del proceso de selección de variables para modelar un nicho ecológico.  
**Fuente:** modificado de Cobos y Peterson (2023).

#### 6.4.1 *Tratamientos*

Se inició con una interpolación de resolución. De acuerdo con Soberón et al. (2014), cuando las variables poseen resoluciones espaciales distintas, las capas deben ajustarse a la resolución espacial más alta para obtener mejores resultados. Se utilizó el SCP para realizar la interpolación, el Semi-Automatic Classification Plugin (SCP), desarrollado por Congedo, L. (2021), es una herramienta SIG que agrupa o separa áreas rectangulares para generar píxeles más grandes o pequeños utilizando una función matemática (media, máximo, mínimo, suma, rango) basada en un conjunto de datos de imágenes o rásteres. Así, los rásteres resultantes tuvieron una cantidad estandarizada de píxeles.

A partir de la capa que contiene la mayor cantidad de información y que abarca completamente el área de ocupación de todas las ocurrencias, se creó un vector en formato ".shp" utilizando la función "Poligonizar, Conversión de Raster" para recortar todas las variables. Esto tiene como objetivo mejorar el rendimiento y la interpretación de los programas y evitar una sobreestimación del nicho ecológico (Soberón et al., 2014).

Finalmente, en el proceso de depuración, con la función "Cortar, Herramientas de geoprocésamiento de Vectorial" se eliminaron los registros de presencia que estuvieron ubicados por fuera del píxel de las coberturas ambientales (Boria et al., 2014) para disminuir los sesgos de esfuerzos de monitoreos enfocados en sitios recurrentes.

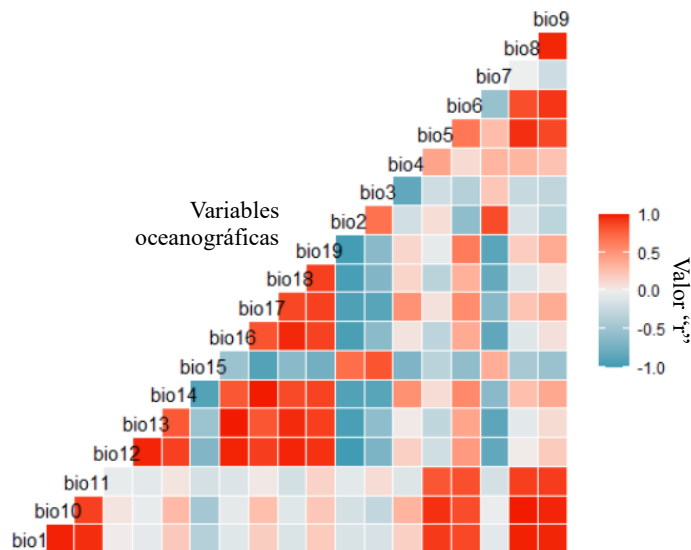
#### 6.4.2 *Análisis de correlación de Pearson (ACP) en R.*

Según describen Cayuela & de la Cruz (2022). R es un lenguaje de programación con un entorno de software libre utilizado principalmente para el análisis estadístico y la visualización de datos, es ampliamente utilizado por estadísticos y científicos de datos debido a su capacidad para manejar y analizar grandes conjuntos de datos, así como para crear gráficos de alta calidad. Por otro lado, el coeficiente de correlación de Pearson es una medida estadística que evalúa la relación entre dos variables continuas. Si la relación entre las variables no es lineal, el

coeficiente no reflejará adecuadamente dicha asociación. Este coeficiente puede oscilar entre +1 y -1.

Para hacer una correlación de variables en este software se utilizó las siguientes líneas de programación, sin primero preparar los directorios adecuados y los archivos necesarios para correr el código sin errores:

```
library(raster)
library(sp)
chelsa_list<-list.files(pattern=".asc", full.names=T)
r1=raster(chelsa_list[1])
r2=raster(chelsa_list[2])
r3=raster(chelsa_list[3])
r#=raster(chelsa_list[#])
r=stack(r1,r2,r3,.....,r#)
tmp=read.csv("Especie a trabajar.csv", h=T)
tmp3<-extract(r,tmp[2:3])
matriz_h=cor(tmp3, use = "complete.obs")
write.csv(matriz_h,file="matriz_correlacion.csv")
library(GGally)
library(ggplot2)
data=matriz_h
ggcorr(data, method = c("everything", "pearson"))
```



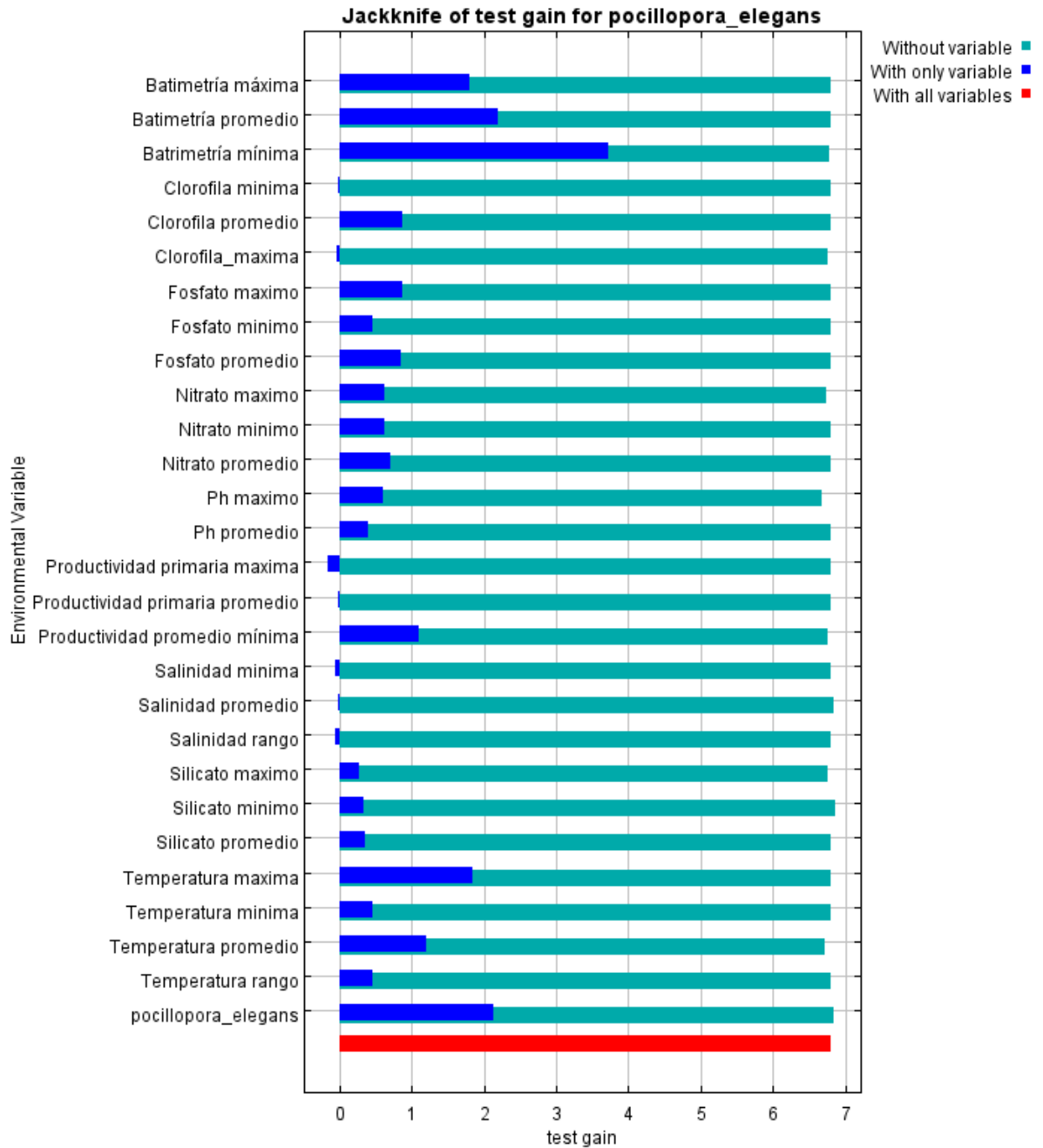
**Figura 8.** Análisis de correlación de Pearson para las 19 Bios como ejemplificación. **Fuente:** Cayuela & de la Cruz (2022).

En el que se obtuvo un gráfico similar a la figura 8, del que se deberán escoger aquellas variables que no estén estrechamente correlacionadas o inversamente relacionadas en base a su escala cromática o aquellas que su valor de “r” sea mayor a 0.8 o menor a 0.8 (Mota-Vargas et al.,

2019) disponible en la interfaz de R o por la colorimetría adjunta al gráfico.

#### **6.4.3** *Análisis Jack-Knife*

Algunos algoritmos proporcionan curvas de respuesta de las variables. Estas curvas muestran cómo la idoneidad ambiental, o probabilidad de presencia, cambia en función de cada variable, es decir, es posible saber en qué condiciones ambientales específicas habita preferentemente la especie (Soberón et al, 2014). Maxent, calcula la importancia de estas variables mediante un procedimiento de navaja “Jack-Knife” (Phillips et al., 2006) en donde presenta dos conjuntos de curvas de respuesta. El primero (Celeste) muestra los cambios en la idoneidad del hábitat a medida que se evalúa cada variable ambiental, manteniendo el resto de las demás variables ambientales en su valor individual. En el segundo conjunto (Azul) cada curva corresponde a un modelo calculado sólo con esa variable (Figura 9).



**Figura 9.** Resultados de la prueba Jack-Knife de contribución de las variables de un modelo preliminar

A partir de este gráfico (Figura 9) se seleccionaron las variables más importantes para la construcción del modelo definitivo, basado en 3 criterios; 1) que las variables no estén estrechamente interrelacionadas entre sí, 2) que contribuya significativamente a la construcción del modelo basado en los análisis de porcentajes de contribución y 3) que las variables sean de importancia biológica para la especie (Soberón et al, 2014; Mota-Vargas et al., 2019).

## 6.5 Procesamiento y Construcción del Modelo

Para la construcción de los modelos, se utilizaron las recomendaciones de Mota-Vargas et al. (2019) y Phillips et al. (2006) que implican incorporar replicaciones mediante la partición de las ocurrencias disponibles. Stranges et al. (2019) detalla dos tipos de replicaciones: 1) La validación cruzada ("crossvalidate"), que establece que los mismos datos de ocurrencias no pueden ser incluidos en los datos de evaluación más de una vez, dividiendo el tamaño de muestra en varios grupos de tamaño similar; y 2) El arranque ("bootstrapping"), que permite realizar múltiples separaciones de los datos y es un muestreo aleatorio con reposicionamiento de las ocurrencias utilizadas, lo que significa que el mismo registro de ocurrencia puede ser incluido en el modelo más de una vez.

En total, se ejecutaron tres procedimientos basados en el número de registros obtenidos para cada especie:

- A. Para las especies con menos de 20 registros, no se procedió al modelado de la distribución debido a la insuficiencia de datos para la validación y la falta de certeza en la estimación de la distribución.
- B. Para las especies con un rango de 20 a 39 ocurrencias, se realizaron 10 repeticiones empleando el método de "crossvalidate" utilizando alrededor del 10 % de datos como proceso de evaluación.
- C. Para las especies con 40 o más ocurrencias, se efectuaron 10 repeticiones utilizando el 25% de los datos como proceso de evaluación del modelo, además de aplicar el método de "bootstrapping" en conjunto con la opción de Random Seed.

### 6.5.1 Validación del modelo

El análisis estadístico del Área Bajo la Curva (AUC) derivado de la curva de Característica Operativa Relativa (curva ROC) se utilizó para evaluar el rendimiento de modelos predictivos en la identificación de la presencia de especies (Mota-Vargas et al., 2019; Sillero et al., 2021).

Este análisis mide la capacidad del modelo para discriminar entre las áreas donde la especie está presente y las áreas donde no lo está (Phillips et al., 2006; Gormley et al., 2013). Un valor de AUC de 0.5 indica un rendimiento equivalente a una predicción aleatoria, mientras que valores superiores reflejan una mayor precisión: entre 0.5 y 0.7 se consideran de baja precisión, entre 0.7 y 0.9 como razonables, y superiores a 0.9 como excelentes (Elith, J., 2000; Stranges et al., 2019) (tabla 7).

AUC	RENDIMIENTO DEL MODELO
>0.5	Predicción aleatoria
0.75<~>0.5	Útiles
0.8<~>0.9	Potencialmente útiles
0.9<~>1	Excelentes

**Tabla 7.** Valoración de modelos de nichos ecológicos mediante el valor AUC

La curva ROC se obtuvo graficando la sensibilidad (capacidad para identificar verdaderos positivos) frente a la especificidad (capacidad para identificar verdaderos negativos), proporcionando así una medida integral del desempeño del modelo tanto en los datos de entrenamiento como en los de prueba (Phillips et al., 2006; Peterson et al., 2011).

## 7. RESULTADOS

### 7.1 Ocurrencias

Para analizar la ocurrencia de los corales en el perfil costero de la península de Santa Elena mediante datos globales biológicos de acceso abierto es necesario abordarlo desde dos perspectivas diferentes pero complementarias; 1) la cantidad de ocurrencias que las bases de datos proveen y caracterizan la diversidad biológica de los corales en la provincia y 2) la cantidad de ocurrencias de especies que habitan el perfil costero relacionándolo con la variable determinística de su presencia.

#### 7.1.1 Contribución de Bases de Datos

Se consiguió determinar 6 bases de datos distintas pero complementarias que aportan información de ocurrencias de las especies de corales del orden Scleractinia para Santa Elena con un total de 92 ocurrencias para las 10 especies consideradas dentro del estudio (Figura 10).

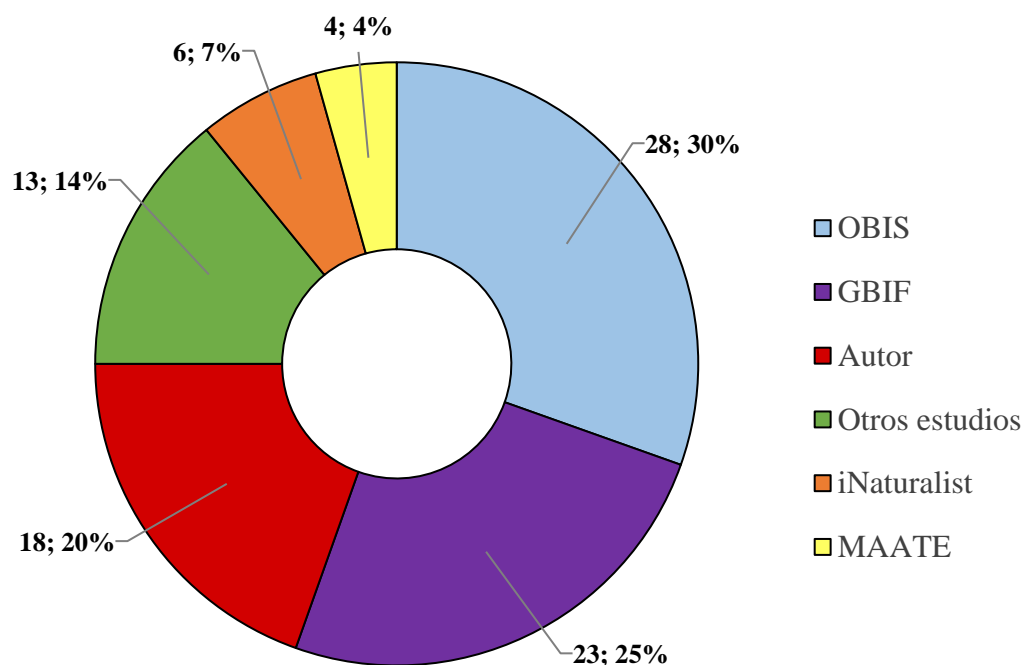
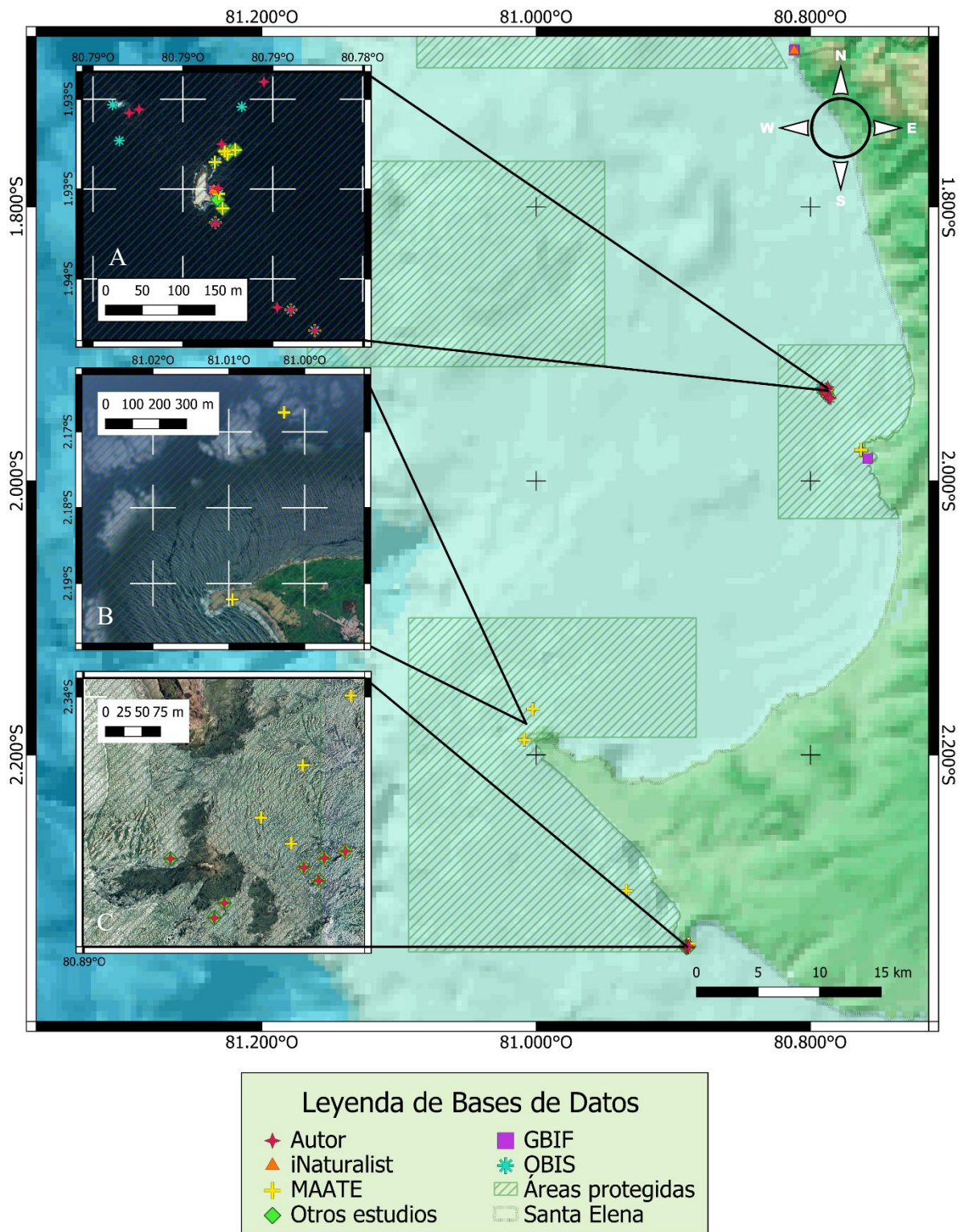


Figura 10. Aportación de información de ocurrencias en función al origen de las Bases de Datos

La contribución de las bases de datos nos explica a nivel provincial la cantidad de ocurrencias por proveedor de información. Los datos expresados se organizan de acuerdo con la importancia de estos, teniendo en cuenta la cantidad de datos aportados, donde OBIS contribuye con 28 ocurrencias, alrededor de 1/3 de la base de datos a nivel provincial. Se destaca que internamente la base de datos OBIS utiliza la información de proyectos Nacionales de Conservación y otras iniciativas como proyectos independientes bajo estrictos estándares de colecta de información, así como GBIF y en menor medida iNaturalist (23 y 6 respectivamente). A su vez se muestra el esfuerzo de las investigaciones privadas (literatura gris y publicadas) y de los proyectos de conservación de las Áreas Protegidas a través de las ocurrencias presentadas (13 y 4 respectivamente).

Por otro lado, el uso de sistemas de información geográfica (SIG) nos permite graficar estas ocurrencias para encontrar las variaciones de los datos que los gráficos maquillan o no los comprenden al colocarlas sobre los planos de los ejes “X” y “Y” de un sistema referencial de coordenadas “SRC”.



**Figura 11.** Representación geográfica de información de ocurrencias en función al origen de Bases de Datos, donde las zonas de expansión son; A) Islotte “El Pelado”, B) Punta REMACOPSE y C) Ancón

En la figura 11 se puede observar que ciertas bases de datos comparten ubicaciones, por ejemplo en la zona expandida A; el Islotte “El Pelado” documenta 46 georreferencias y combina

hasta 5 bases de datos por ocurrencia, esto quiere decir que un registro de una especie ha sido colectada por varios proveedores de información como OBIS y GBIF, tal es el caso del Manual de documentación de comunidades de invertebrados bentónicos de ambientes rocosos en la Reserva Marina El Pelado que sido ampliamente usado por las fuentes de datos para alimentar números de ocurrencias, así como de los estudios privados representados por otros estudios y OBIS. La zona expandida B, con 2 ocurrencias, que comprende una ampliación de la puntilla de la REMACOPSE, revela que solamente el MAATE ha podido proveer datos de ocurrencias dentro de esta reserva a pesar de la diversidad asociada reportada para el sitio por otros estudios, así como más al sur de la reserva donde; la zona expandida C, si presenta otros reportes de otros estudios además de los reportes georreferenciados agregados sumando 22 ocurrencias reportadas.

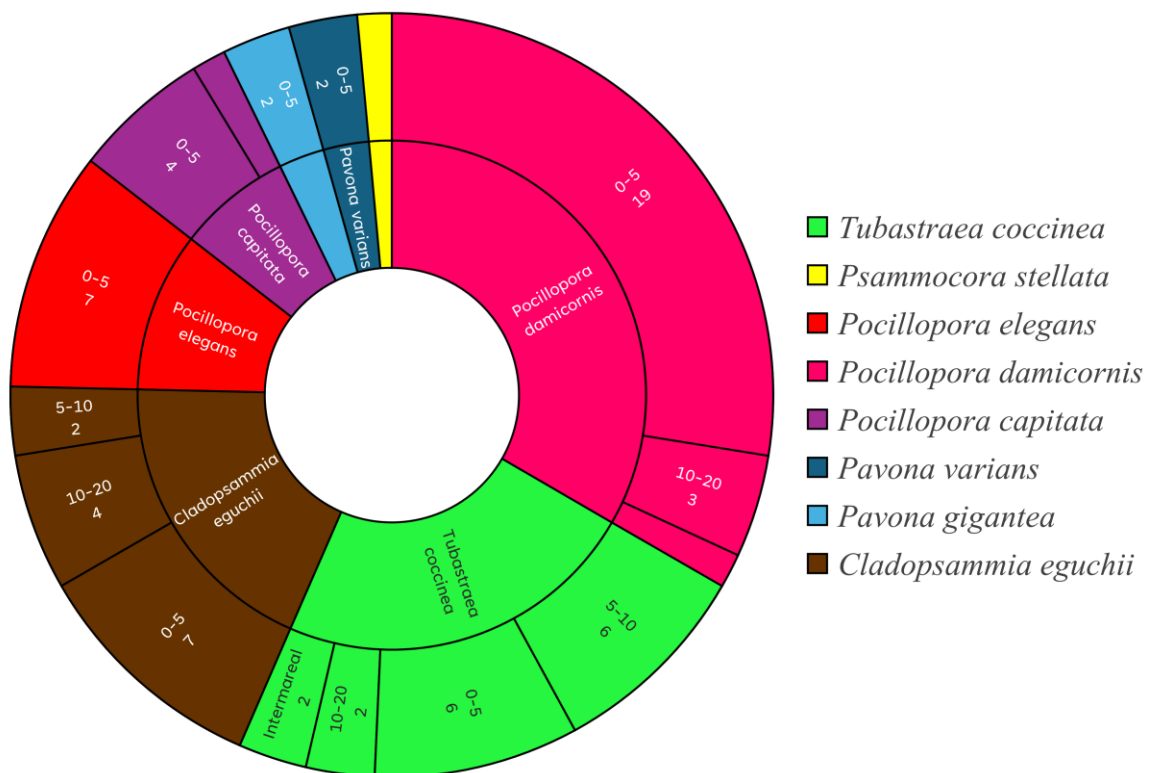
Un detalle importante para considerar es que sin contar las ocurrencias (3) que quedan fuera del límite de zona de protección ambiental de la REMACOPSE en la zona expandida C “Ancón”, todas están dentro del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP), aspecto que, dependiendo de cada base de datos, para este caso en específico puede resultar en un sesgo debido a los muchos factores y rigurosidad de los criterios analizados para presentarlos.

Se destaca de la misma forma que los puntos de ocurrencias tienden a estar posiblemente sesgados en 3 sitios, considerados prioritarios de investigación por su alta riqueza y biodiversidad de flora y fauna detectada. La presunción de sesgo de información presentada hace referencia a que muchos de los estudios enfocados en corales hermatípicos han sido desarrollados en los sitios magnificados, mas no en todo el perfil costero a pesar de que, aunque la capa de fondo marino no se encuentra disponible para modelar, se tiene información de los fondos rocosos que pueden ser utilizados como sustrato adecuado para la viabilidad de coral duro y existe la posibilidad de encontrarlos en dicho sitio.

### 7.1.2 Ocurrencias de Especies Determinadas por Variables

Los análisis iniciales para entender la relación entre las ocurrencias de especies y las variables dependerán de la cantidad de registros de especies y la disponibilidad y complejidad de dichas variables.

La batimetría es un componente principal al momento de determinar la presencia de las especies, por lo que se presenta una relación de las ocurrencias con la clasificación de profundidad de la variable.



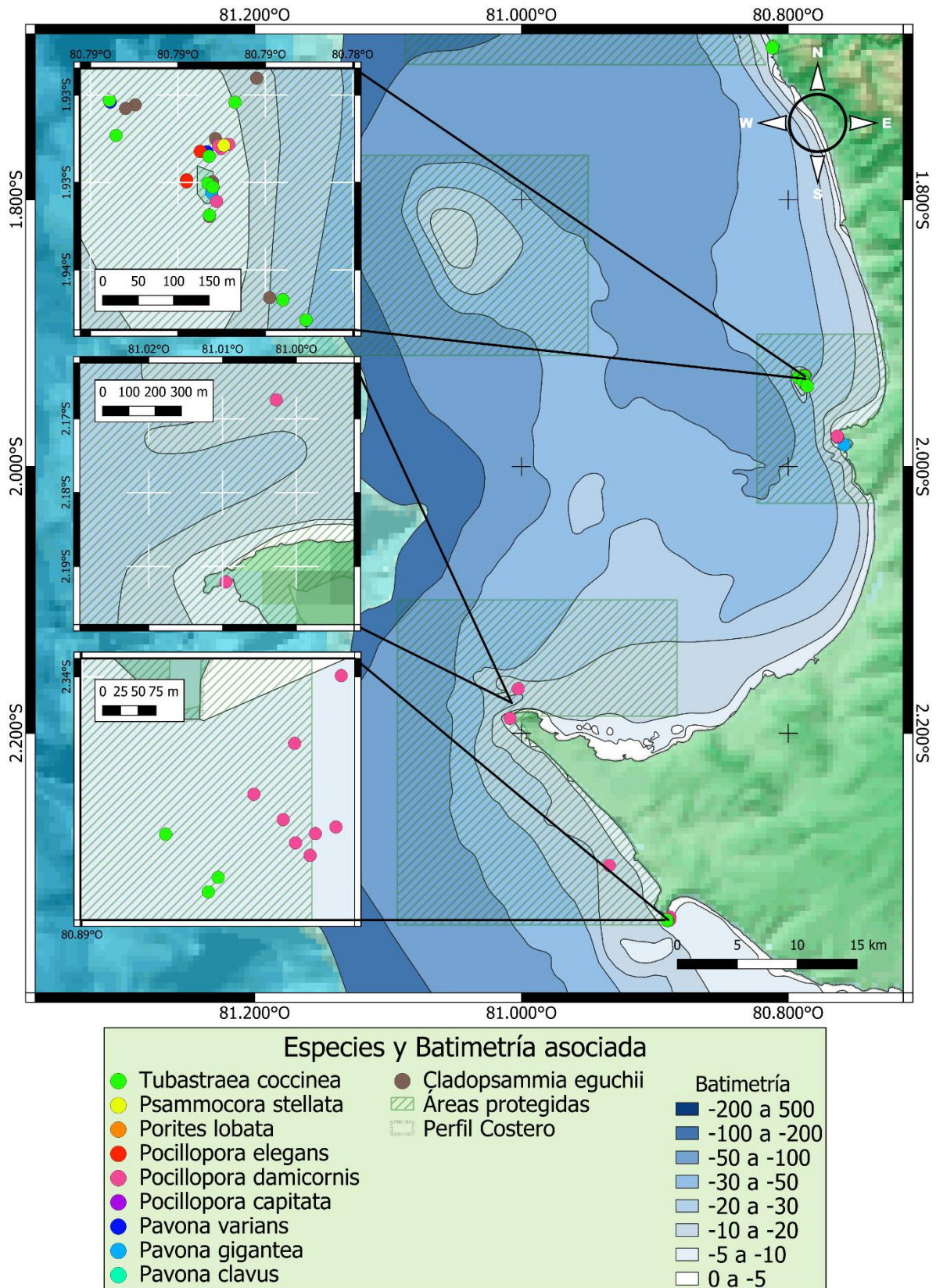
**Figura 12.** Aportación de información de ocurrencias en función a las especies identificadas y la batimetría

A primera vista se puede notar en la figura 12 que *P. damicornis* posee 23 ocurrencias disgregadas en las categorías de profundidad entre 0-5, 5-10 y 10-20 m (19, 1 y 3 respectivamente) 1/3 de todas las ocurrencias reportadas. Esto indica que la especie podría tener una fuerte relación de dependencia a la superficialidad de la fijación de sus pólipos pero que también se puede adaptar a profundidades 4 veces mayor a la preferencial. *T. coccinea* muestra que sus preferencias de fijación se establecen entre las profundidades de 0-5 y 5-10 m (6 y 6

ocurrencias) pero que puede habitar desde un rango intermareal hasta los 20 m de profundidad (2 y 2 ocurrencias). Un caso diferente ocurre al analizar las ocurrencias de *C. eguchii* que tiene 7, 2 y 4 ocupando rangos de profundidades entre 0-5, 5-10 y 10-20 respectivamente donde no es muy claro aseverar las preferencias de fijación de los pólipos para esta especie y que podrían estar sujetos a falta de datos más que de una ausencia confirmada.

Al inspeccionar las 8 diferentes especies y sus preferencias se puede notar que en mayor o menor medida (*P. damicornis* con 19 y *P. stellata* con 1) todas presentan predilección por la profundidad comprendida entre los 0 y 5 m, sin mencionar que *P. stellata*, *P. elegans*, *P. varians* y *P. gigantea* solo presentan ocurrencias dentro de este rango (1, 7, 2 y 2 respectivamente). *P. lobata* y *P. clavus* no presentaron ocurrencias dentro de la provincia, razón de la exclusión del gráfico y análisis.

El representar estos datos con la variable Batimetría en los SIG nos permite visualizar en que rangos puede estar comprendida la distribución potencial de las especies ocupantes de cada capa batimétrica, pero si estos análisis no son adecuados o más bien superficiales, pueden sobreestimar o subestimar las primeras nociones de preferencias ecológicas de las especies.



**Figura 13.** Representación geográfica de información de ocurrencias en función a las especies identificadas y la batimetría, donde las zonas de expansión son; A) Islote “El Pelado”, B) Puntilla REMACOPSE y C) Ancón

Al igual que en la figura 11, la figura 13, la representación de ocurrencias de las especies puede estar sesgada por la disponibilidad de la información de cada una, con esto no se quiere quitar valor a la distribución actual de cada una, sino indicar que las capas batimétricas con el mismo rango de profundidad podrían tener la misma probabilidad de albergar su presencia ya que solo se analiza una variable y es muy fácil indicar el rango adecuado para cada una.

En primera instancia la zona expandida A “El Pelado”, abarca con ocurrencias de 8 diferentes especies, que en mayor proporción se encuentran entre el rango 0-5 m de profundidad lo que concuerda con los datos presentados para contribución de bases de datos por ocurrencias. Este pequeño islote indica almacenar esta diversidad debido a su rápido cambio de profundidades en una zona tan relativamente pequeña (menos de 150m) y al esfuerzo de monitoreo de varias instituciones y proyectos privados, pero que podría estar influenciada por el turismo y las actividades de recreación. En contraste las zonas amplificadas B y C solo consiguen documentar 2 especies; *P. damicornis* y *T. coccinea* (*P. damicornis* solo para B) con la menor proporción de ocurrencias (2 y 11 respectivamente). *P. damicornis* es la única especie que permanece fuera de las zonas de protección ambiental (SNAP), con 3 ocurrencias, y según la capa de batimetría podría extenderse tan hasta el sur como las otras variables ambientales se lo permitan ya que se encuentra en su capa predilecta de fijación de pólipos.

## **7.2 Variables Ambientales**

Para identificar las variables ambientales que tienen un impacto significativo en la predicción del modelamiento de distribución potencial de corales utilizando datos globales de acceso abierto, es esencial abordar el análisis desde dos enfoques distintos pero complementarios: 1) Análisis de Correlación de Pearson para discernir entre las variables oceanográficas que presentan una alta correlación positiva o negativa y 2) Análisis de las variables oceanográficas por Jack-Knife para determinar los porcentajes de contribución y dependencia de cada variable en el modelo.

### *7.2.1 Análisis de Correlación de Pearson (ACP)*

Debido a la semejanza gráfica en conjunto entre los ACP de las variables oceanográficas se realiza un resumen estadístico de los resultados arrojados por cada análisis individual, indicando las variables que cumplen con los criterios metodológicos establecidos, sin antes exponer que aquellas consideradas correlacionadas, con un valor mayor a 0.8 y menor a -0.8, fueron eliminadas para el posterior análisis (Tabla 8). Además, se destacan las tendencias preferenciales en términos de cantidad y propiedad de las variables.

	Especies								Total
	<i>C. eguchii</i>	<i>P. gigantea</i>	<i>P. capitata</i>	<i>P. clavus</i>	<i>P. damicornis</i>	<i>P. lobata</i>	<i>P. stellata</i>	<i>T. coccinea</i>	
Bath									0
Chlmax		C	C		C	C	C		5
Chlmin	C			C		C		C	4
NO3max	C	C	C	C		C	C		6
NO3min	C	C	C	C		C		C	6
Ph	C	C	C	C	C	C	C		7
PO3max	C				C	C	C		4
PO3min	C	C			C	C	C		5
PPmax	C	C	C	C	C	C	C	C	8
PPmin	C	C	C		C	C	C	C	7
Sal		C	C	C					3
SiO4max			C	C	C		C		4
SiO4min		C							1
Tempmax		C			C		C	C	4
Tempmin				C					1
PAR	C		C	C	C				4
Total	9	10	9	9	9	9	9	5	

**Tabla 8.** Resumen de variables correlacionadas presentes en los ACP de las 8 especies prospecto a modelamiento. Donde cada “C” es una significancia de correlación entre las variables analizadas para cada especie.

Se encontró que las variables que no se correlacionan en ACP para las ocho especies de corales escleractínidos son la Batimetría “Bath”, Silicato mínimo “SiO4min” y Temperatura mínima “Tempmin” (0, 1 y 1 respectivamente), estas muestran escenarios casi ideales en los que no hay ninguna relación lineal entre ellas y las restantes o solo existe 1. y que el Ph, Productividad Primaria máxima y mínima “PPmax” y PPmin” (7, 8 y 7 respectivamente) fueron aquellas que mayormente se correlacionaron con las otras variables sujetas al ACP.

A su vez se encontró una media de 9 variables con correlación encontradas en cada escenario, esto demostrado por 6 especies sujetas al ACP, con una máxima de 10 y una mínima de 5 (*P. gigantea*. y *T. coccinea* respectivamente). Producto de los rangos máximos y mínimos de este resultado, se puede apreciar que el gráfico de *P. gigantea* (Anexo 5) se muestra en relación con la media de gráficos con una colorimetría más ajustada, es decir con valores más cercanos al 0 que con extremos diferenciables. Y por otro lado *T. coccinea* (Anexo 11) muestra un gráfico donde una parte significativa de datos está directamente correlacionada en base a su colorimetría por lo que se eliminaron solamente aquellos extremos con valores mayores de 0.9 y menores de -0.9. Esto nos puede mostrar que la especie está predilecta a una gran cantidad de variaciones ambientales, es decir que por su ecología de dispersión podría colonizar rápidamente los ambientes cambiantes y aprovechar nichos ecológicos que permanentemente varían. Las gráficas de ACP por especie se encuentran disponibles en Anexos (Anexo 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10 y 11).

### 7.2.2 Análisis de Jack-knife

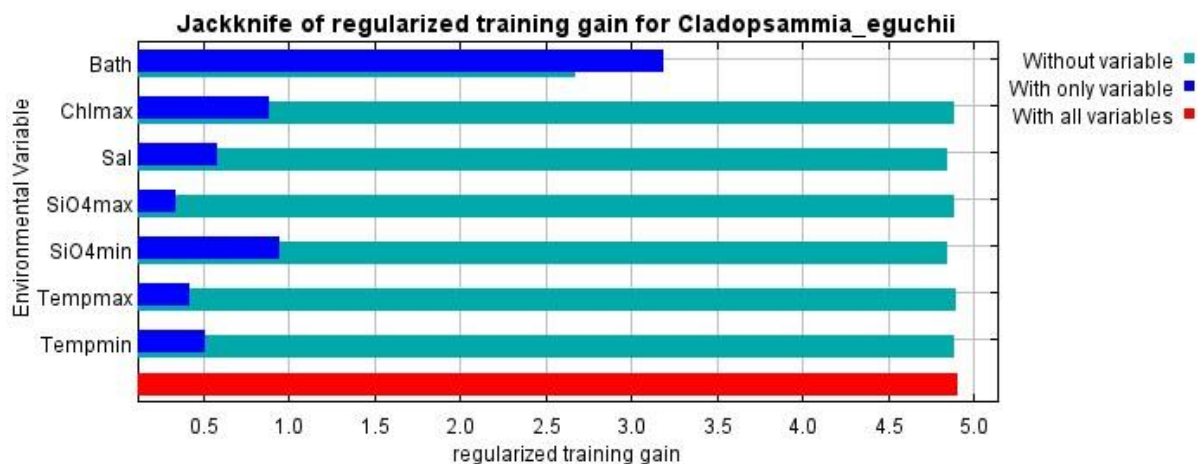
Las gráficas de variables significativas generadas por el análisis Jack-Knife muestran la contribución específica de cada variable al modelo (Azul), donde evalúa la importancia de cada variable de manera independiente y aislada para medir su impacto en el rendimiento del modelo y (Celeste) la aportación conjunta sin utilizar esa variable manteniendo todas las demás

variables ambientales en su valor promedio de muestra para determinar la dependencia real del modelo hacia las demás variables a través del Área Bajo la Curva “AUC” (Figura 9).

Este análisis produce una tabla detallada de porcentajes de contribución e importancia de permutación, la cual presenta cómo cada variable influye en las predicciones del modelo, tanto en términos generales (Porcentaje de contribución) como en su dependencia específica ante la variable evaluada (Importancia de permutación).

Se indica también que los gráficos de análisis de Jack-Knife mostrados a continuación, son en su totalidad promedios de las ejecuciones replicadas y que al pie de cada grafico se indicará la metodología aplicada, los ajustes realizados y la especie modelada.

*Cladopsammia eguchii*



**Figura 14.** Resultados de la prueba Jack-Knife de contribución de las variables para *C. eguchii*

La figura 14 de variables significativas generadas por el análisis Jack-Knife muestran dos tipos de aportaciones de cada variable al modelo. La primera es la contribución específica, representada en azul, que evalúa la importancia de cada variable de manera independiente y aislada para medir su impacto en el rendimiento del modelo, siendo Bath la variable de mayor importancia y SiO4max la menor. La segunda es la contribución conjunta, representada en celeste, que muestra la aportación del modelo sin utilizar esa variable específica, manteniendo

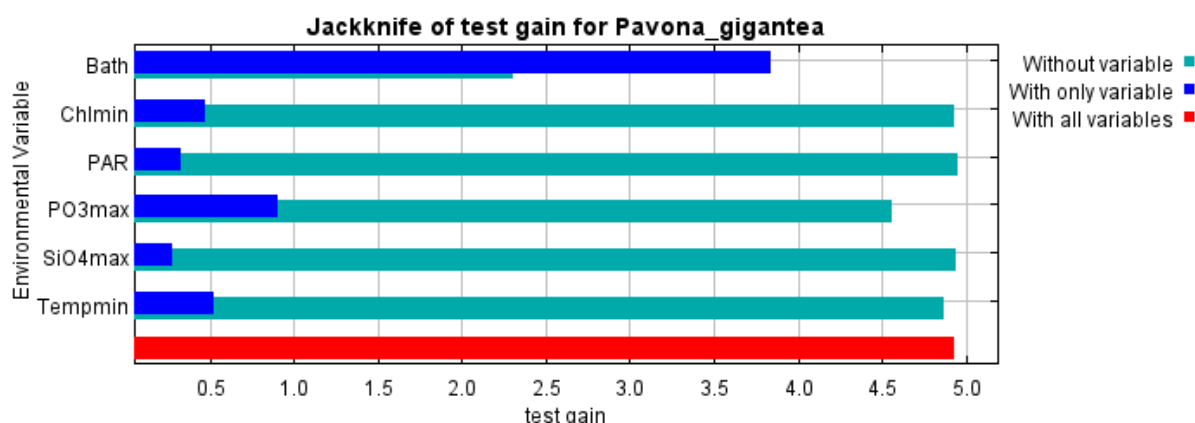
todas las demás variables ambientales en su valor promedio de muestra, donde la ausencia de Bath causa el debilitamiento del modelo.

<b>Variable Oceanográfica</b>	<b>Porcentaje De Contribución</b>	<b>Importancia de Permutación</b>
<i>Bath</i>	70.9	84.1
<i>Sio4min</i>	22.3	5.8
<i>Tempmin</i>	2.7	0.6
<i>Sal</i>	1.8	2.7
<i>Chlmax</i>	1.4	1.2
<i>SiO4max</i>	0.7	5.6
<i>Tempmax</i>	0.2	1

**Tabla 9.** Porcentaje de contribución e Importancia de permutación de las variables para el modelo de *C. eguchii*

La tabla detallada de porcentajes de contribución e importancia de permutación para *C. eguchii* (tabla 9), presenta cómo cada variable influye en las predicciones del modelo, tanto en términos generales como en su dependencia específica ante la variable evaluada, donde, si se considera la variable Bath, se puede observar que su aportación general es del 70,9% siendo la más alta y su dependencia específica del modelo es del 84.1%, siendo la menor detectada como promedio para esta variable en específico. Se observa que Tempmax es la variable más despreciable para la construcción del modelo con 0,2 % de contribución general y 1% de dependencia específica. Se hicieron 10 réplicas con el método “Crossvalidate” usando el 10% de sus datos para el proceso de validación, teniendo como resultado 19 ocurrencias de entrenamiento y 3 de validación.

*Pavona gigantea*



**Figura 15.** Resultados de la prueba Jack-Knife de contribución de las variables para *P. gigantea*

La figura 15, que presenta las variables significativas generadas por el análisis Jack-Knife, indica dos tipos de aportaciones de cada variable al modelo. Primero, está la contribución específica, mostrada en azul, que evalúa la importancia de cada variable de manera independiente y aislada para determinar su impacto en el rendimiento del modelo. En este caso, Bath es la variable que tiene la mayor importancia. Segundo, está la contribución conjunta, representada en celeste, que indica la aportación del modelo sin incluir esa variable específica, manteniendo todas las demás variables ambientales en su valor promedio. En este escenario, la ausencia de Bath debilita el modelo.

Variable Oceanográfica	Porcentaje de contribución	Importancia de permutación
<i>Bath</i>	78.7	96
<i>PO3max</i>	11.6	3.3
<i>Tempmin</i>	9	0.7
<i>SiO4max</i>	0.4	0
<i>PAR</i>	0.3	0
<i>Chlmin</i>	0.1	0

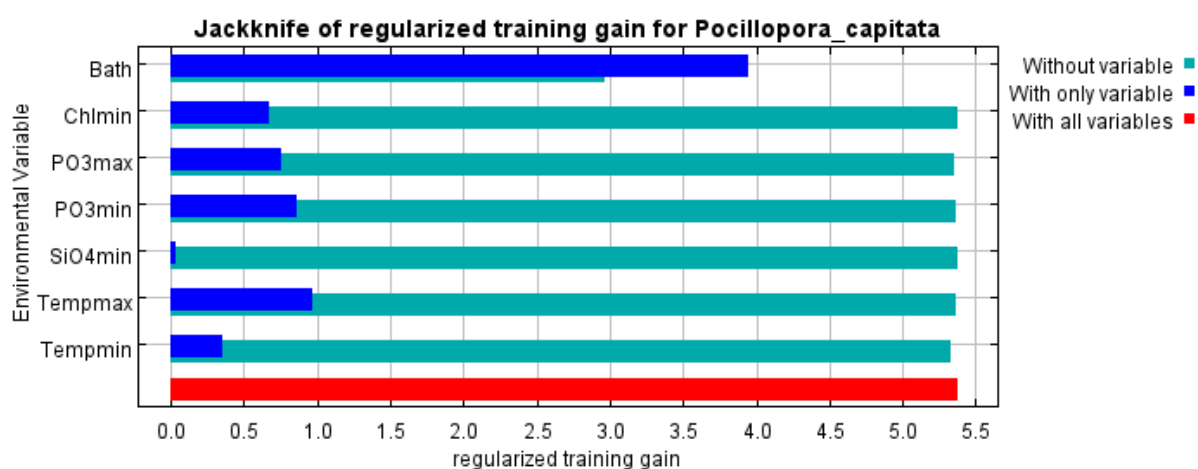
**Tabla 10.** Porcentaje de contribución e Importancia de permutación de las variables para el modelo de *P. gigantea*

La tabla detallada de porcentajes de contribución e importancia de permutación para *P. gigantea* (tabla 10) muestra cómo cada variable influye en las predicciones del modelo, tanto en términos generales como en su dependencia específica ante la variable evaluada. Si se considera la variable Bath, su contribución general es del 78,7%, siendo la más alta, y su dependencia

específica del modelo es del 96%. Por otro lado, se observa que Chlmin es la variable menos significativa para la construcción del modelo, con un 0,2% de contribución general y 0% de dependencia específica.

Se hicieron 10 réplicas con el método “Bootstrapping” usando el 33.3% de sus datos para el proceso de validación, teniendo como resultado 40 ocurrencias de entrenamiento y 15 de validación.

*Pocillopora capitata*



**Figura 16.** Resultados de la prueba Jack-Knife de contribución de las variables para *P. capitata*

La figura 16 muestra las variables significativas generadas mediante el análisis Jack-Knife, destacando dos tipos de contribuciones de cada variable al modelo. Primero, la contribución específica, representada en azul, evalúa la importancia de cada variable de manera independiente y aislada, midiendo su impacto en el rendimiento del modelo. En este análisis, la variable Bath tiene la aportación más destacada, seguida por PO3max y Tempmax. Segundo, la contribución conjunta, mostrada en celeste, refleja el aporte del modelo sin incluir la variable específica, manteniendo las demás variables ambientales en su valor promedio. En este contexto, la ausencia de Bath debilita el modelo de manera más significativa, seguida por la falta de PO3max y Tempmax.

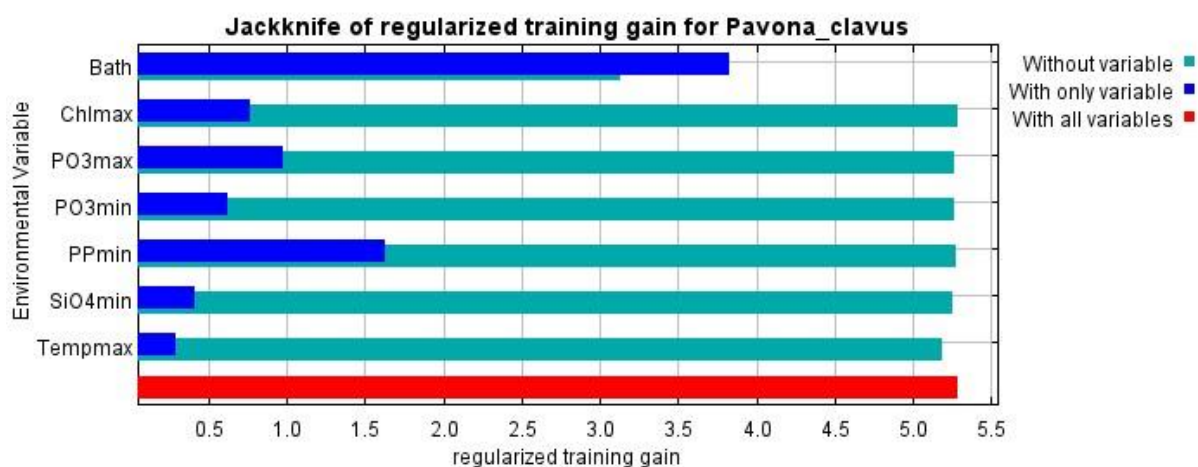
Variable Oceanográfica	Porcentaje de contribución	Importancia de permutación
<i>Bath</i>	75.8	97.9
<i>PO3min</i>	9.4	0.2
<i>Tempmax</i>	6	0
<i>Tempmin</i>	4.8	0.4
<i>PO3max</i>	4	1.4
<i>Chlmin</i>	0	0
<i>SiO4min</i>	0	0

**Tabla 11.** Porcentaje de contribución e Importancia de permutación de las variables para el modelo de *P. capitata*

La tabla detallada de porcentajes de contribución e importancia de permutación para *P. capitata* (tabla 11) identifica cómo cada variable influye en las predicciones del modelo, tanto en términos generales como en su dependencia específica respecto a la variable evaluada. Para la variable con mayor importancia general, Bath, su aporte es del 75.8%, y su dependencia específica del modelo es del 97.9%. Por otro lado, SiO4min y Chlmin son las variables menos significativas para la construcción del modelo, con un 0% de contribución general y 0% de dependencia específica, siendo el único caso con la presencia de 2 variables consideradas que no contribuyeron para la construcción del modelo final.

Se hicieron 10 réplicas con el método “Crossvalidate” usando el 10% de sus datos para el proceso de validación, teniendo como resultado 22 ocurrencias de entrenamiento y 3 de validación.

### *Pavona clavus*



**Figura 17.** Resultados de la prueba Jack-Knife de contribución de las variables para *P. clavus*

La figura 17 ilustra las variables significativas obtenidas a través del análisis Jack-Knife, resaltando dos tipos de aportaciones de cada variable al modelo. Primero, la aportación específica, indicada en azul, evalúa la relevancia de cada variable de manera independiente y aislada, midiendo su impacto en el rendimiento del modelo. En este análisis, la variable Bath muestra la mayor aportación. Segundo, la aportación conjunta, mostrada en celeste, representa la contribución del modelo sin considerar la variable específica, manteniendo las demás variables ambientales en sus valores promedio. En este escenario, la exclusión de Bath debilita el modelo de manera más notable.

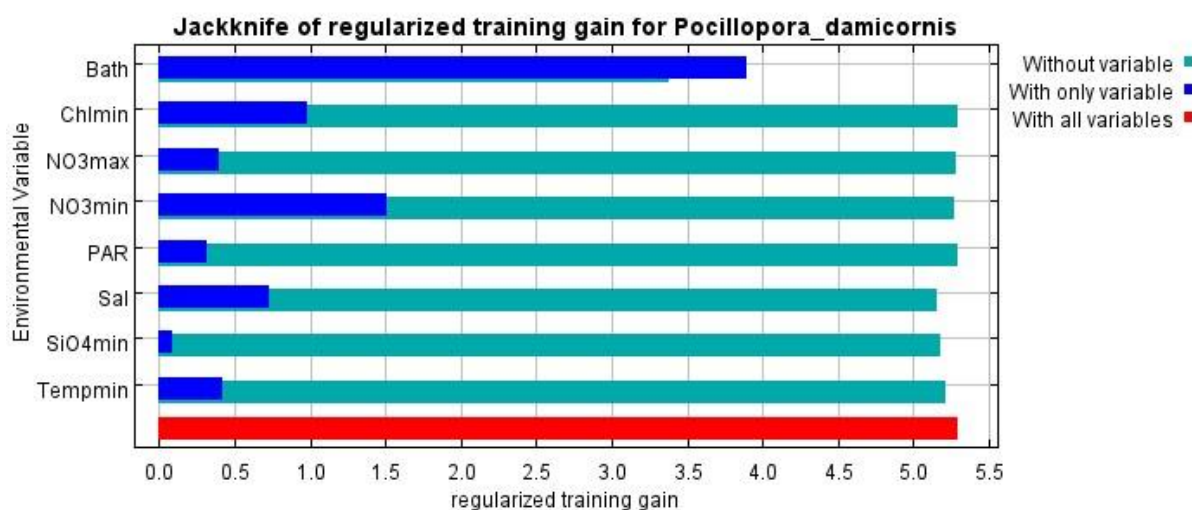
<b>Variable Oceanográfica</b>	<b>Porcentaje de contribución</b>	<b>Importancia de permutación</b>
<i>Bath</i>	75	99.2
<i>PO3min</i>	13	0.3
<i>Tempmax</i>	8.6	0.3
<i>PO3max</i>	1.6	0.1
<i>SiO4min</i>	1.1	0
<i>PPmin</i>	0.6	0.1
<i>Chlmax</i>	0.1	0

**Tabla 12.** Porcentaje de contribución e Importancia de permutación de las variables para el modelo de *P. clavus*

La tabla 12 presenta un análisis detallado de los porcentajes de contribución e importancia de permutación para *P. clavus*, mostrando cómo cada variable influye en las predicciones del modelo, tanto en términos generales como en su dependencia específica respecto a la variable evaluada. En primer lugar, la variable con mayor importancia es Bath, con un aporte del 75% y una dependencia específica del modelo de 99.2%, siendo este el escenario con la mayor dependencia detectada. En contraste, Chlmax es la variable menos significativa para la construcción del modelo, con una contribución general de 0.1% y una dependencia específica de 0%.

Se hicieron 10 réplicas con el método “Crossvalidate” usando el 10% de sus datos para el proceso de validación, teniendo como resultado 24 ocurrencias de entrenamiento y 3 de validación.

*Pocillopora damicornis*



**Figura 18.** Resultados de la prueba Jack-Knife de contribución de las variables para *P. damicornis*

La figura 18 muestra las variables significativas generadas mediante el análisis Jack-Knife, destacando dos tipos de aportaciones de cada variable al modelo. En primer lugar, la contribución específica, representada en azul, evalúa la importancia de cada variable de manera independiente y aislada, midiendo su impacto en el rendimiento del modelo. En este análisis, la variable Bath tiene el aporte más destacado. En segundo lugar, la contribución conjunta, indicada en celeste, refleja la contribución del modelo sin incluir la variable específica, manteniendo las demás variables ambientales en sus valores promedio. En este escenario, la exclusión de Bath debilita el modelo de manera más significativa.

Variable Oceanográfica	Porcentaje de contribución	Importancia de permutación
<i>Bath</i>	73.9	98.7
SiO4min	8.4	0.2
Tempmin	7.6	0.1
Sal	5.3	0.8
NO3min	4.4	0.2
NO3max	0.3	0
Chlmin	0.1	0

**Tabla 13.** Porcentaje de contribución e Importancia de permutación de las variables para el modelo de *P. damicornis*

La Tabla 13 detalla los porcentajes de contribución e importancia de permutación para *P. damicornis*, destacando la influencia de cada variable en las predicciones del modelo. La

variable más influyente es Bath, con un aporte general del 73.9% y una alta dependencia específica del modelo del 98.7%. Por el contrario, Chlmin muestra la menor relevancia en la construcción del modelo, con una contribución general del 0.1% y una dependencia específica del 0%.

Se hicieron 10 réplicas con el método “Crossvalidate” usando el 10% de sus datos para el proceso de validación, teniendo como resultado 24 ocurrencias de entrenamiento y 3 de validación.

*Porites lobata*



**Figura 19.** Resultados de la prueba Jack-Knife de contribución de las variables para *P. lobata*

La figura 19 representa las variables significativas generadas mediante el análisis Jack-Knife, indicando dos tipos de aportaciones de cada variable al modelo. A primera vista, la contribución específica, representada en azul, evalúa la importancia de cada variable de manera independiente y aislada, midiendo su impacto en el rendimiento del modelo. En este escenario, la variable Bath tiene la mayor contribución específica del modelo. En segundo lugar, la contribución conjunta, indicada en celeste, refleja la aportación del modelo sin incluir la variable específica, manteniendo las demás variables ambientales en sus valores promedio. Así mismo, al excluir a Bath del modelo, este lo debilita de manera significativa.

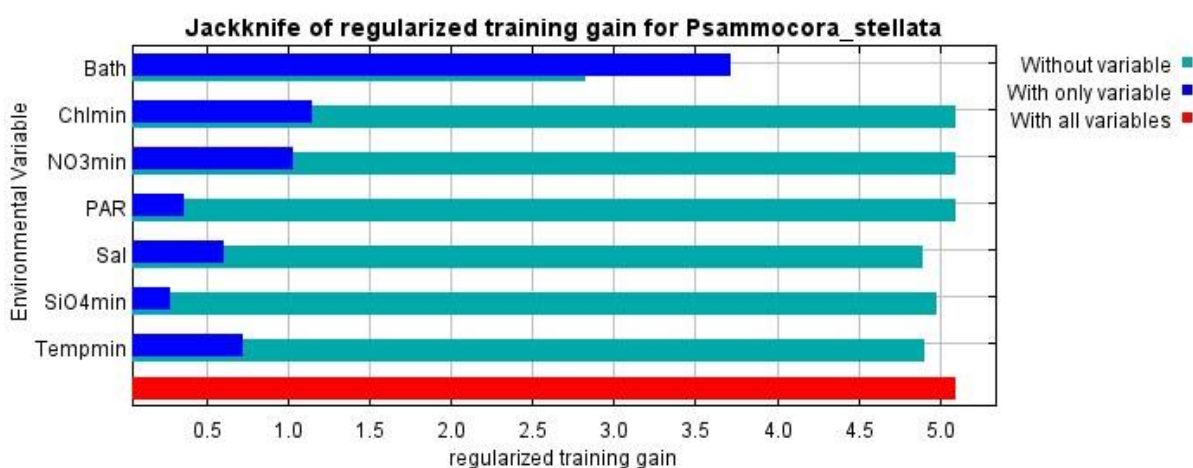
Variable Oceanográfica	Porcentaje de contribución	Importancia de permutación
Bath	74.2	97.6
Sal	10	1.7
Tempmin	8.8	0.1
SiO4max	3.9	0.3
SiO4min	2.1	0.1
Tempmax	0.7	0.2
PAR	0.3	0

**Tabla 14.** Porcentaje de contribución e Importancia de permutación de las variables para el modelo de *P. lobata*

La Tabla 14 muestra los porcentajes de contribución e importancia de permutación para *P. lobata*, destacando la influencia de cada variable en las predicciones del modelo. La variable más influyente es Bath, con un aporte general del 74.2% y una alta dependencia específica del modelo del 97.6%. Por el contrario, PAR muestra la menor relevancia en la construcción del modelo, con una contribución general del 0.3% y una dependencia específica del 0%.

Se hicieron 10 réplicas con el método “Bootstrapping” usando el 33.3% de sus datos para el proceso de validación, teniendo como resultado 31 ocurrencias de entrenamiento y 10 de validación.

#### *Psammocora stellata*



**Figura 20.** Resultados de la prueba Jack-Knife de contribución de las variables para *P. stellata*

La figura 20 representa las variables significativas generadas mediante el análisis Jack-Knife, indicando dos tipos de aportaciones de cada variable al modelo. A primera vista, la contribución específica, representada en azul, evalúa la importancia de cada variable de manera

independiente y aislada, midiendo su impacto en el rendimiento del modelo. En este escenario, la variable Bath tiene la mayor importancia para el modelo. En segundo lugar, la contribución conjunta, indicada en celeste, refleja la aportación del modelo sin incluir la variable específica, manteniendo las demás variables ambientales en sus valores promedio. Así mismo, al excluir a Bath del modelo, este lo debilita de manera significativa.

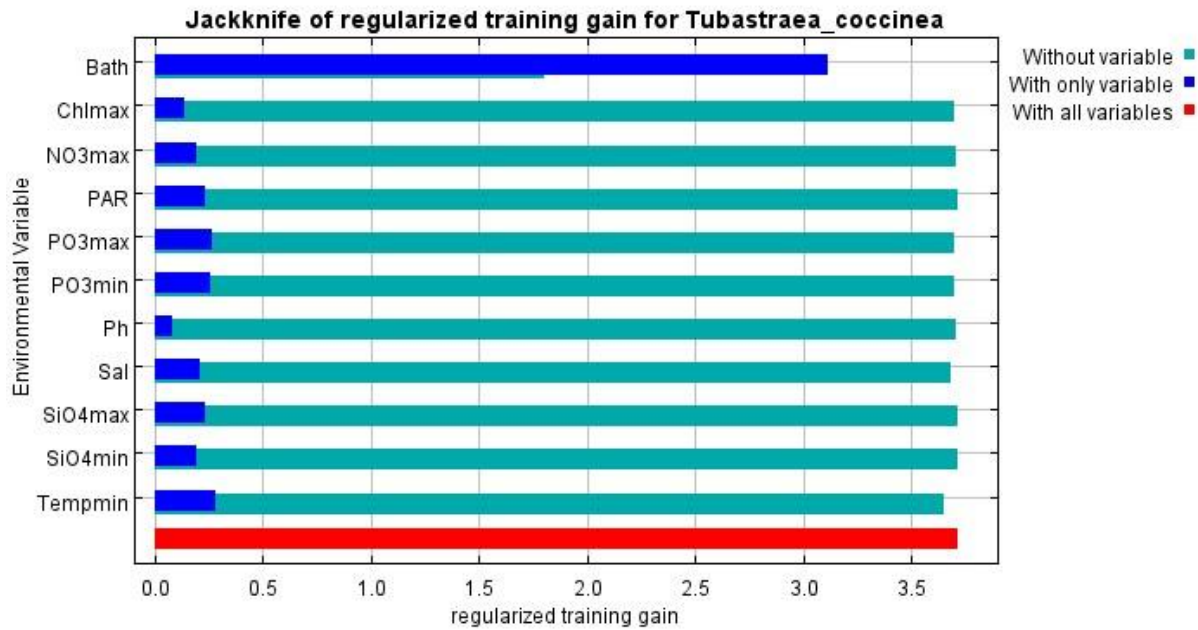
<b>Variable Oceanográfica</b>	<b>Porcentaje de contribución</b>	<b>Importancia de permutación</b>
<i>Bath</i>	76.7	95.2
<i>SiO4min</i>	10.6	0.2
<i>Tempmin</i>	6.5	3.2
<i>Sal</i>	5.6	1.4
<i>PAR</i>	0.3	0
<i>NO3min</i>	0.3	0
<i>Chlmin</i>	0.1	0

**Tabla 15.** Porcentaje de contribución e Importancia de permutación de las variables para el modelo de *P. stellata*

La Tabla 15 muestra los porcentajes de contribución e importancia de permutación para *P. lobata*, destacando la influencia de cada variable en las predicciones del modelo. La variable más influyente es Bath, con una aportación general del 76.7% y una alta dependencia específica del modelo del 95.2%. Por el contrario, Chlmin muestra la menor relevancia en la construcción del modelo, con una contribución general del 0.1% y una dependencia específica del 0%.

Se hicieron 10 réplicas con el método “Croosvalidate” usando el 10% de sus datos para el proceso de validación, teniendo como resultado 25 ocurrencias de entrenamiento y 3 de validación.

*Tubastraea coccinea*



**Figura 21.** Resultados de la prueba Jack-Knife de contribución de las variables para *T. coccinea*

La figura 21 muestra las variables significativas generadas mediante el análisis Jack-Knife, indicando dos tipos de aportaciones de cada variable al modelo. A primera vista, la contribución específica, representada en azul, evalúa la importancia de cada variable de manera independiente y aislada, midiendo su impacto en el rendimiento del modelo. En este escenario, la variable Bath tiene la contribución específica predominante del modelo, pareciendo contribuir aislada de las demás variables. En segundo lugar, la contribución conjunta, indicada en celeste, refleja el aporte del modelo sin incluir la variable específica, manteniendo las demás variables ambientales en sus valores promedio. Así mismo, al excluir a Bath del modelo, este lo debilita de manera significativa.

<b>Variable Oceanográfica</b>	<b>Porcentaje de contribución</b>	<b>Importancia de permutación</b>
<i>Bath</i>	82.1	95
<i>Tempmin</i>	9.9	2.9
<i>Sal</i>	2	0.6
<i>pH</i>	1.9	0.2
<i>PO3max</i>	1.4	0.4
<i>PO3min</i>	1	0.5
<i>PAR</i>	0.6	0
<i>Chlmax</i>	0.5	0.2
<i>SiO4max</i>	0.4	0.1
<i>NO3max</i>	0.2	0.2
<i>SiO4min</i>	0.1	0

**Tabla 16.** Porcentaje de contribución e Importancia de permutación de las variables para el modelo de *T. coccinea*

La Tabla 16 muestra los porcentajes de contribución e importancia de permutación para *P. lobata*, destacando la influencia de cada variable en las predicciones del modelo. La variable más influyente es Bath, con una aportación general del 82.1% y una alta dependencia específica del modelo del 95%. Por el contrario, SiO4min muestra la menor relevancia en la construcción del modelo, con una contribución general del 0.1% y una dependencia específica del 0%.

Se hicieron 10 réplicas con el método “Bootstrapping” usando el 33.3% de sus datos para el proceso de validación, teniendo como resultado 99 ocurrencias de entrenamiento y 32 de validación.

Los resultados arrojados por las gráficas de Jack-Knife nos muestra la importancia de cada variable por especies en función de la contribución de la variable y la importancia de la permutación, estas gráficas tienen en común cantidades y cualidades de las variables, por lo que para facilitar su análisis se resumen en la tabla 17.

Analizando las tablas de porcentajes de aportación conjunto a las gráficas se puede notar superficialmente que la variable oceanográfica con mayor ganancia cuando se utiliza de forma aislada (Azul) es Bath, que por lo tanto parece tener la información más útil por sí sola. La variable ambiental que más disminuye la ganancia cuando se omite (Celeste) es Bath, que por lo tanto parece tener la mayor información que no está presente en las otras variables (Figuras 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20 y 21). Teniendo en replicas, valores máximos de 82.1, una media de

75.9 y mínimos de 70.9 (Tablas 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15 y 16). Por otro lado, la variable con menor ganancia difícilmente se puede evidenciar, por lo que se requiere revisar la tabla 17 para dilucidar esta información.

A su vez mencionando los análisis con relación a los métodos de construcción se añade que aquellos realizados con el método Bootstrapping utilizaron también la opción de “Ramdon Seed”, opción que es crucial para asegurar la reproducibilidad y consistencia de los resultados en el modelado de nichos ecológicos. Cuando se ejecuta un modelo en Maxent, se realizan varios procesos aleatorios, como la partición de los datos en conjuntos de entrenamiento y prueba (Crossvalidate), y la selección de puntos de fondo (Bootstrapping).

	Especies								Total
	<i>C. eguchii</i>	<i>P. gigantea</i>	<i>P. capitata</i>	<i>P. clavus</i>	<i>P. damicornis</i>	<i>P. lobata</i>	<i>P. stellata</i>	<i>T. coccinea</i>	
Bath	70.9/84.1	78.7/96	75.8/97.9	75/99.2	73.9/98.7	74.2/97.6	76.7/95.2	82.1/95	607.3/763.7
Chlmax	1.4/1.2			0.1/0				0.5/0.2	2/1.4
Chlmin		0.1/0	0/0		0.1/0		0.1/0		0.3/0
NO3max					0.3/0			0.2/0.2	0.5/0.2
NO3min					4.4/0.2		0.3/0		4.7/0.2
Ph								1.9/0.2	1.9/0.2
PO3max		11.6/3.3	4/1.4	1.6/0.3				1.4/0.4	18.6/5.4
PO3min			9.4/0.2	13/0.3				1/0.5	23.4/1
PPmax									0
PPmin				0.6/0.1					0.6/0.1
Sal	1.8/2.7				5.3/0.8	10/1.7	5.6/1.4	2/0.6	24.7/7.2
SiO4max	0.7/5.6	0.4/0				3.9/0.3		0.4/0.1	5.4/7.2
SiO4min	22.3/5.8		0/0	1.1/0	8.4/0.2	2.1/0.1	10.6/0.2	0.1/0	44.6/6.3
Tempmax	0.2/1		6/0	8.6/0.3		0.7/0.2			15.5/1.5
Tempmin	2.7/0.6	9/0.7	4.8/0.4		7.6/0.1	8.8/0.1	6.5/3.2	9.9/2.9	49.3/8
PAR		0.3/0				0.3/0	0.3/0	0.6/0	1.5/0
Total	7	6	7	7	7	7	7	11	

**Tabla 17.** Resumen del resultado de la prueba Jack-Knife de las 8 especies prospecto a modelamiento. Donde cada valor es una comparación entre contribución de la variable al modelo y la importancia de la permutación

La tabla resumida (Tabla 17) nos muestra las variables que mayor contribución aportan al modelo de forma aislada para las ocho especies de corales escleractínidos son la Batimetría “Bath”, Temperatura mínima “Tempmin” y Silicato mínimo “SiO4min” (607.3, 49.3 y 44.6 respectivamente) de forma general ya que, si damos valor a las proporciones, la batimetría desmedidamente aporta información útil por sí misma al modelo, pero cuando analizamos aquellas variables que tienen la mayor información que no está presente en las otras variables vemos que la Batimetría aumenta su valor comparativo mientras que la segunda y tercera disminuyen en un 75 % además que la tercera variable cambia a Silicato máximo compartiendo el mismo valor con Salinidad (8 para Tempmin y 7.2; 7.2 para SiO4max y Sal respectivamente). Mencionando las variables que en menor medida aportan a la construcción del modelo están Productividad Primaria mínima “PPmin”, Clorofila mínima “Chlmin” y Nitratos máximo “NO3max” (0, 0.3 y 0.5 respectivamente) pero que al ser analizadas por cantidad de información útil que no está presente en otras variables, la Radiación Fotosintéticamente Activa “PAR”, la Productividad Primaria máxima y la Productividad Primaria mínima no aportan información, con la excepción de la última que aporta 0.1% a la construcción del modelo. Por último, se encontró que la tendencia de utilizar 7 variables que conformen alrededor del 100 % de la construcción del mapa lo comparten 6 especies. Se considera que esta generalidad es causada por la rigurosidad de la eliminación de variables redundantes o correlacionadas en el Análisis de Correlación de Pearson (ACP), y que aquellas que no sean eliminadas por dicho análisis causará que este número disminuya cuando se apliquen demasiadas eliminaciones o aumente cuando no se apliquen. De todas formas, Jack-Knife utilizará la información útil de las variables para cada modelo independientemente del número que sean analizadas.

### **7.3 Modelos de Distribución Potencial**

Los modelos de distribución potencial de las especies coralinas se presentan de la siguiente forma: tres mapas de distribución. El mapa A (Islote “El Pelado”) contiene las condiciones máximas de

dispersión de cada especie utilizando los rangos extremos de su adaptabilidad. Por ejemplo, si una especie soporta una profundidad máxima de 40 m y una mínima de 0 m, el mapa A muestra la distribución que puede alcanzar si se considera este límite máximo de profundidad. Por otro lado, el mapa B (Puntilla REMACOPSE) muestra una media de estas condiciones representando un escenario intermedio de adaptabilidad y el mapa C (“Ancón”) indica la adaptabilidad mínima, es decir, se enfoca en los rangos mínimos adecuados de su distribución.

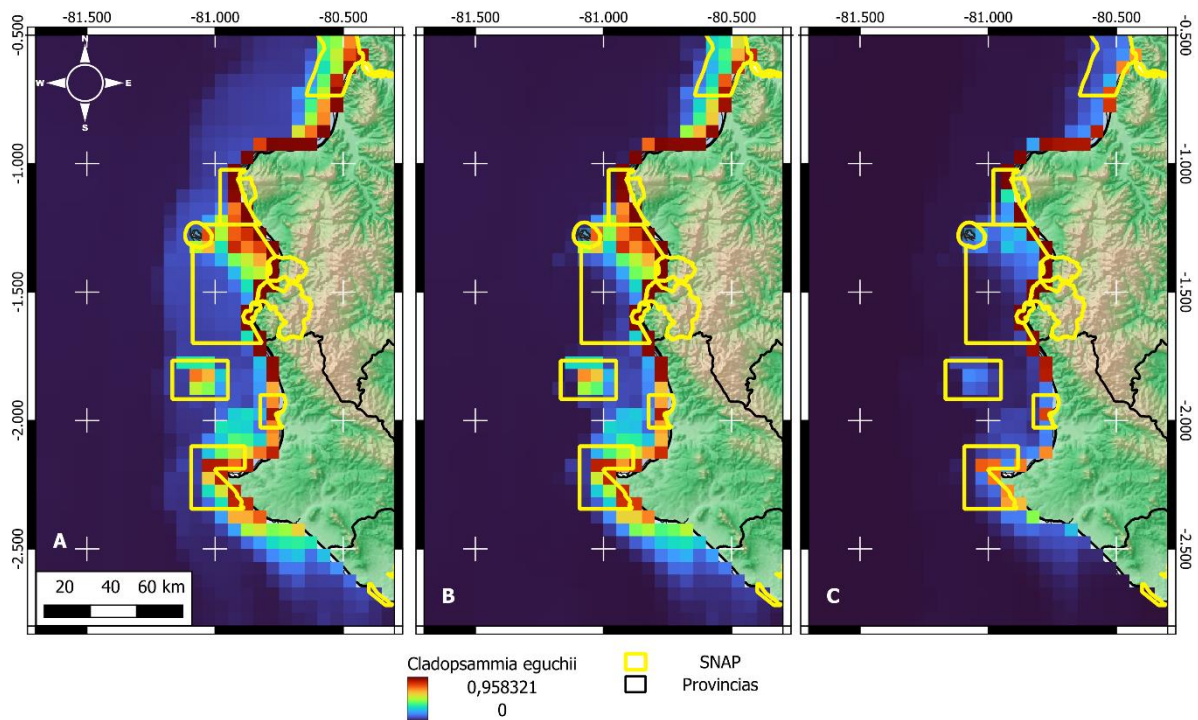
Para este propósito, se emplea un gradiente de colores que señala la probabilidad de condiciones idóneas. El color rojo denota una alta probabilidad de que las condiciones sean adecuadas para la especie y esta se encuentre ahí, mientras que el verde indica donde algunas condiciones típicas de los hábitats son adecuadas para la especie. Tonos más claros de azul sugieren una probabilidad baja de condiciones adecuadas y el azul intenso indicaría la ausencia de presencias y condiciones favorables para la supervivencia del organismo. Además, se presenta un gráfico por especie del valor del Área Bajo la Curva (AUC), que es el proceso de evaluación del modelamiento realizado utilizando las ocurrencias de entrenamiento y validación, junto con la desviación estándar producto de las repeticiones realizadas y una línea intermedia de color negro que representa una predicción aleatoria o al azar ( $AUC \leq 0.5$ ). El valor del AUC es un indicador clave de la precisión y fiabilidad del modelo, entre más cerca del 1 esté, su precisión y fiabilidad es más alto.

Así mismo se presentan las condiciones máximas de predicción, las ocurrencias de cada especie y la capa batimétrica para representar sus capacidades de adaptabilidad ante la variable más determinativa de presencia, donde la tercera está categorizada en rangos bien definidos de profundidad, desde los 500 m hasta 0 m en 8 limitaciones.

Después de la revisión y validación de las ocurrencias (Tabla 4), dos especies fueron excluidas del modelamiento basándose en la metodología citada:

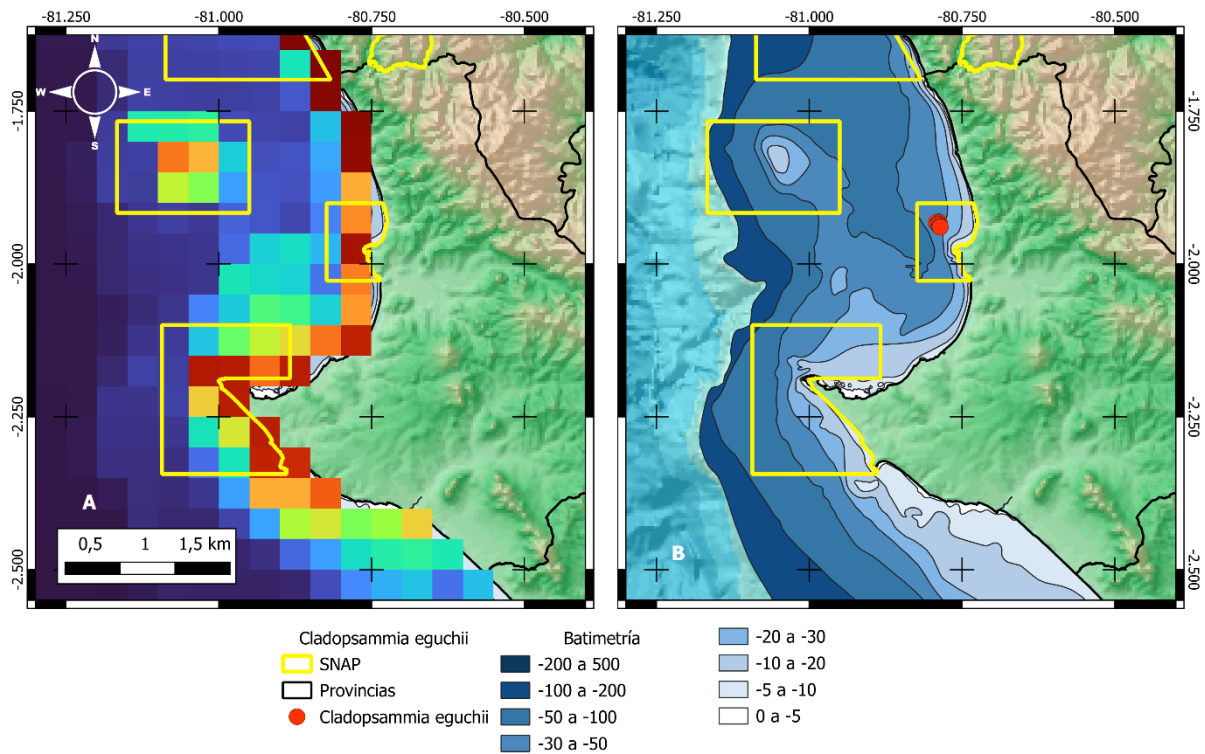
- *Pocillopora elegans*
- *Pavona varians*

### 7.3.1 *Cladopsammia eguchii*



**Figura 22.** Distribución potencial predicha por Maxent para *C. eguchii*

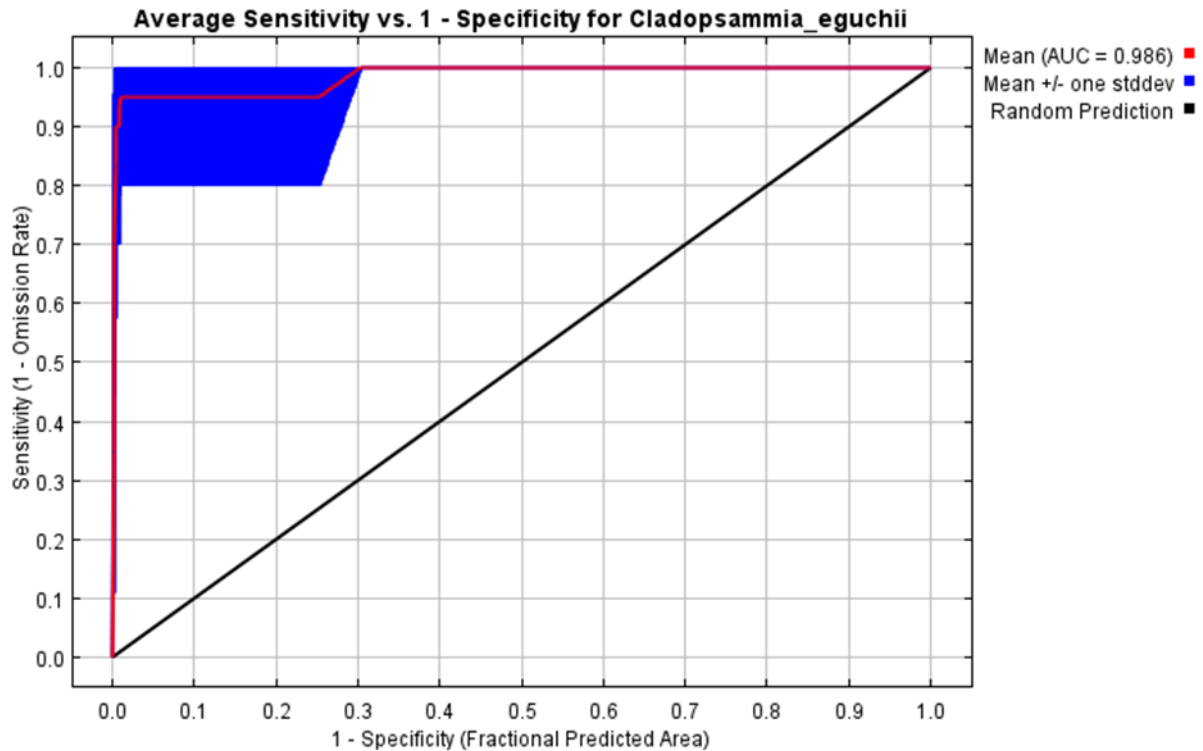
La predicción de la distribución para *C. eguchii* (Figura 22) nos muestra que en las condiciones máximas adecuadas (Mapa A), esta especie se puede encontrar desde el perfil costero cercano al centro de Manabí donde tiene una fuerte presencia ya que el valor cromático está cercano al 0,9, se mantiene alto al ingresar en el perfil costero de Santa Elena pero va disminuyendo mientras pasa por REMACOPSE, donde a pesar de presentar puntos cromáticos altos, son menos frecuentes, y decaen al llegar al final de esta área protegida, sin embargo, también presenta ciertos puntos altos en áreas no protegidas como entre la reserva El Pelado y la reserva Cantagallo – Machalilla. Cuando analizamos las condiciones medias y mínimas (Mapa B y C) notamos que difieren en sus rangos, es decir la distribución potencial de presencia cambia drásticamente. Al sur de la Reserva REMACOPSE se mantiene muy marcado la posibilidad de encontrar especímenes de *C. eguchii* para el escenario mínimo mientras que la media, predice que pueden encontrarse aún más al sur, pero en bajas probabilidades. De la misma forma ocurre al visualizar la Reserva Bajo – Copé.



**Figura 23.** Comparación entre la distribución de *C. eguchii* de acuerdo con la distribución potencial predicha por Maxent (A) con los registros georreferenciados (B).

Las ocurrencias de *C. eguchii* (Figura 23) se enfocan en la reserva El Pelado en la capa entre 0-5 m de profundidad (Figura 12), pero en base a la distribución potencial, estas presencias se podrían reproducir en muchas otras locaciones dentro y fuera de las reservas observables, esto quiere decir que en base a los pisos batimétricos la especie *C. eguchii* podría ser un candidato viable de reforestación si se toman en cuenta estos dos criterios; Distribución potencial y batimetría.

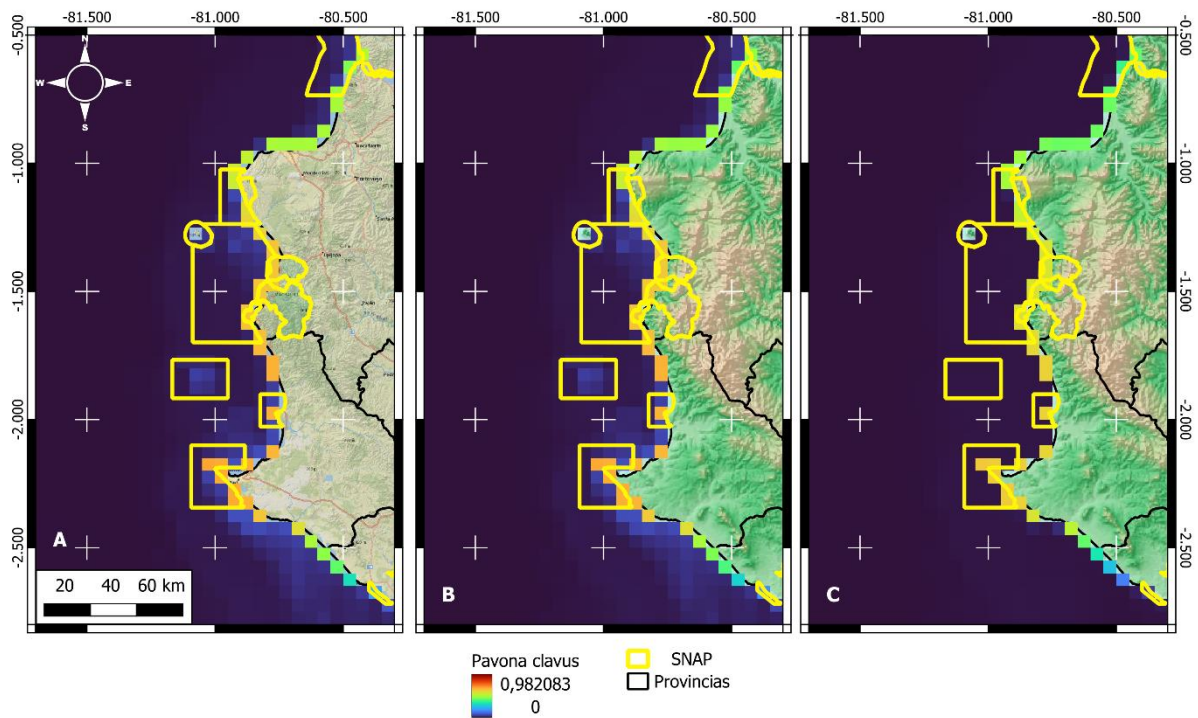
Los píxeles con un alto valor cromático también nos muestran que esta especie podría estar presente en la reserva Bajo – Copé, que de cierta forma indicaría que las condiciones oceanográficas de profundidad serían las adecuadas para el establecimiento de esta especie no solamente en el perfil costero, sino en cualquier piso batimétrico con esta característica que además posee los sistemas submareales adecuados para su fijación.



**Figura 24.** Valor del Área Bajo la Curva (AUC) para *C. eguchii*

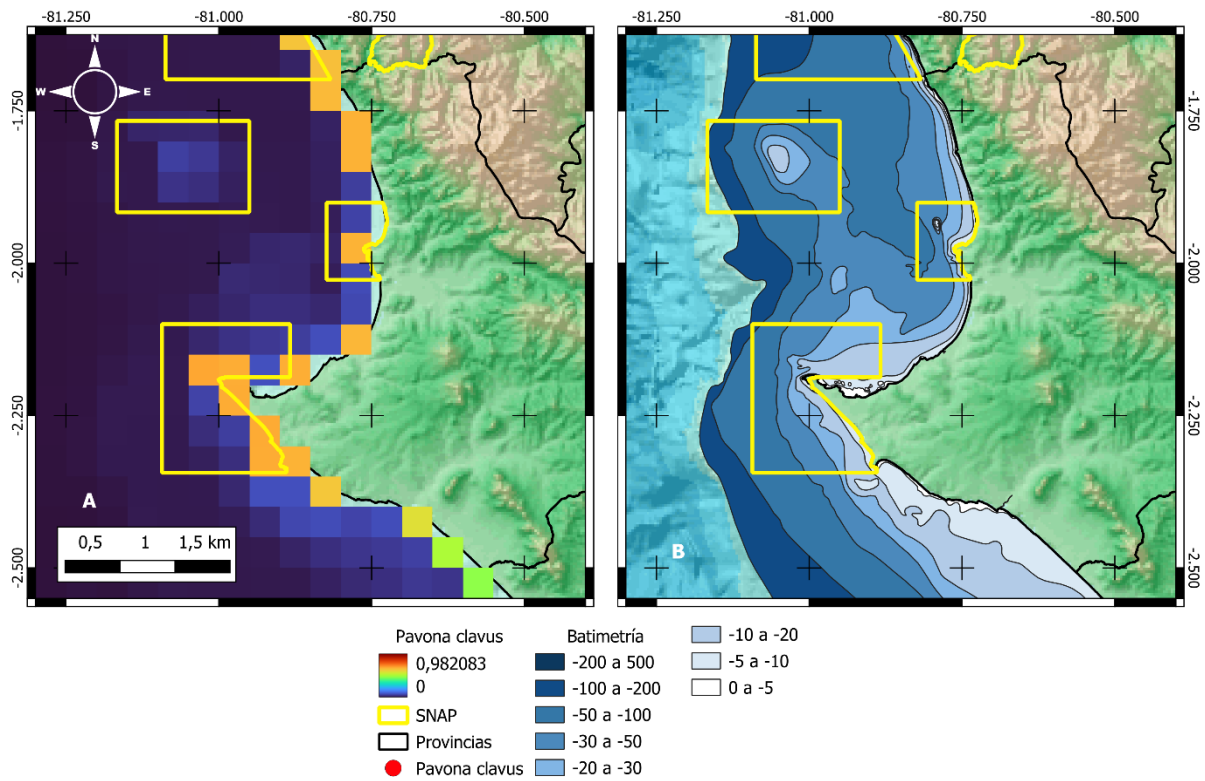
El valor de AUC de prueba para las ejecuciones repetidas para el modelo para *C. eguchii* (Figura 24) es de 0,986 y la desviación estándar es 0,038 que lo define como un muy buen modelo, ya que es muy cercano al valor máximo posible de 1. La desviación nos muestra que presentó una variación alta en comparación con los otros modelos, resultado posible de ser la especie con la cantidad mínima de ocurrencias usadas para el modelamiento con proceso de evaluación.

### 7.3.2 *Pavona clavus*



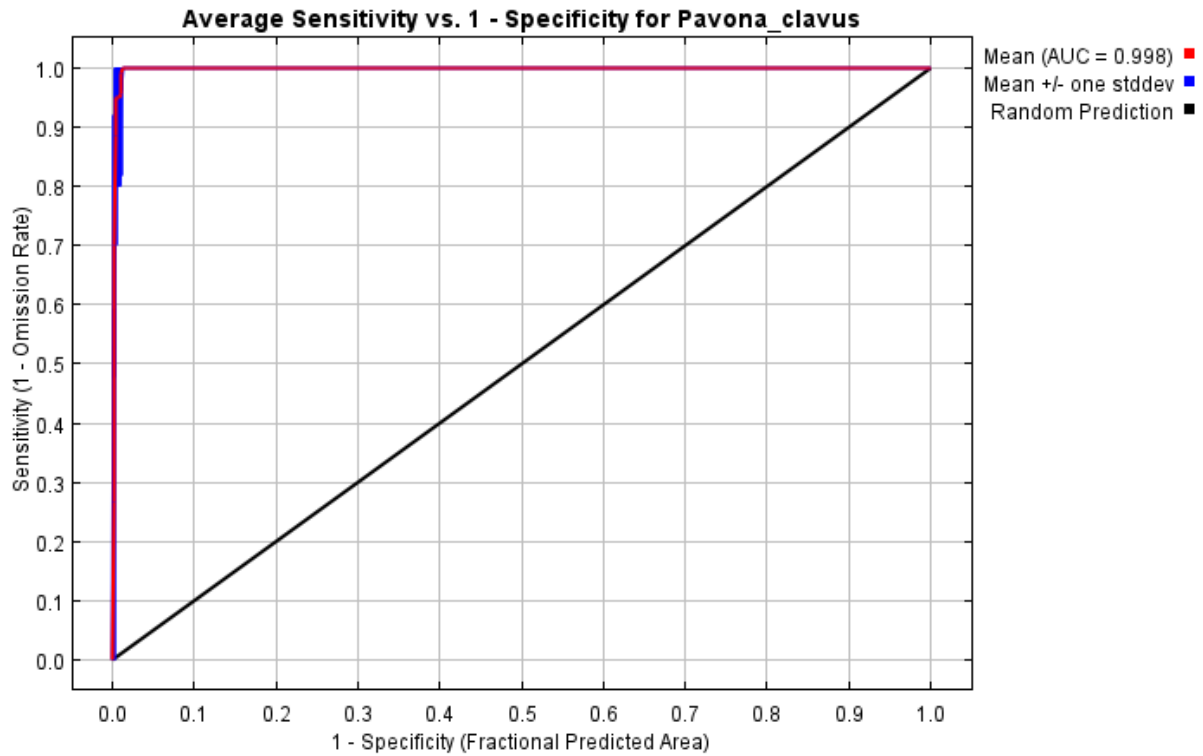
**Figura 25.** Distribución potencial predicha por Maxent para *P. clavus*

La predicción de la distribución para *P. clavus* (Figura 25) nos muestra que es una especie con mediana probabilidad de ocurrencia dentro de Santa Elena con alrededor del 0.7 en sus distribuciones más ecuatoriales y dentro de la reserva REMACOPSE. Aparentemente en los tres escenarios de condiciones no es alta en ningún punto, pero presenta predicciones más bajas en las condiciones mínimas (Mapa C) por ejemplo al sur de Chanduy, se nota una diferencia en probabilidades de presencia comparado con las condiciones altas y medias (mapa A y B respectivamente), esto debido a las posibles condiciones cambiantes de las variables oceanográficas, factores antropológicos presentes y la posible falta de estratos ecológicos adecuados para su fijación. Situación que se podría replicar en el interior de la provincia, entre la reserva El Pelado y REMACOPSE, donde se encuentran muy pocos fondos rocosos documentados y las intervenciones humanas están muy presentes (Anexo 3).



**Figura 26.** Comparación entre la distribución de *P. clavus* de acuerdo con la distribución potencial predicha por Maxent (A) con los registros georeferenciados (B).

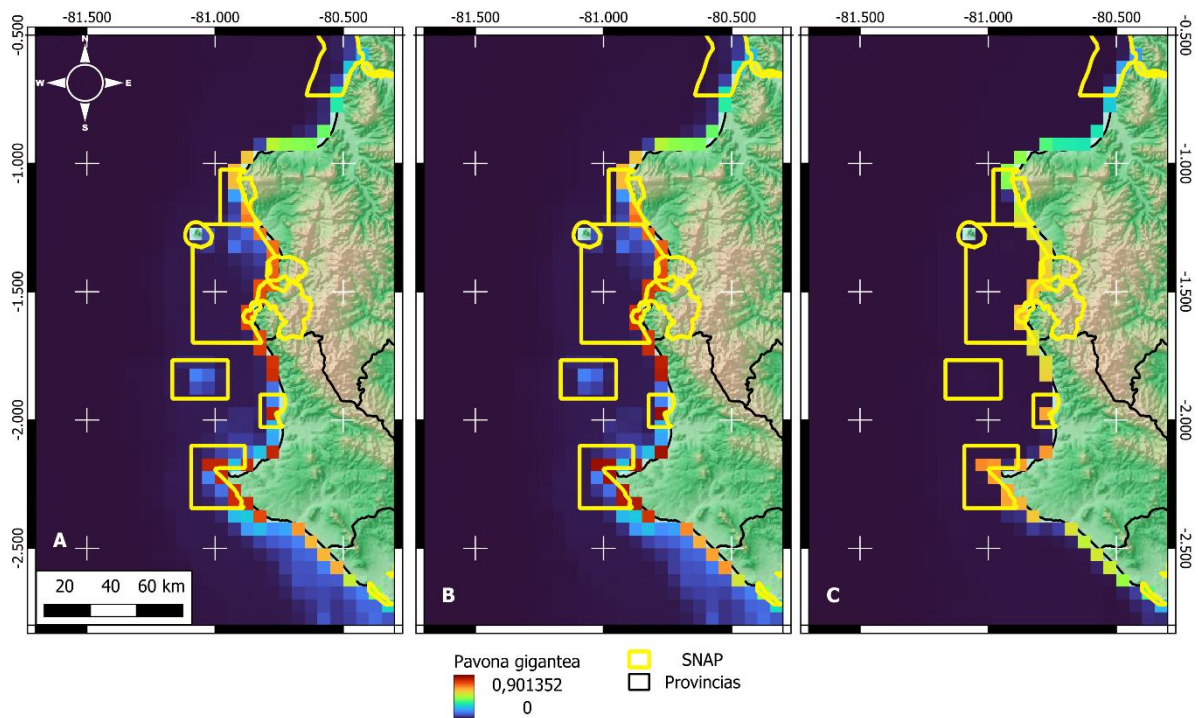
A pesar de existir ocurrencias datadas para la provincia de Santa Elena de *P. clavus* estas no pudieron ser utilizadas por el programa debido a la resolución de las capas ambientales por lo que la predicción en sus condiciones máximas es relativamente baja (Figura 26), sin embargo se indican las áreas con aparente semejanza ecológica predicha para esta especie, los requerimientos ambientales de *P. clavus* en cuanto a la batimetría refiere, podría indicar que precisa de cotas batimétricas entre 0 hasta 20 m de profundidad, pero que se deberían tener en cuenta también las otras variables contribuyentes a la construcción de este modelo de distribución (Tempmax y PO3min) (Tabla 12; Figura 17) para comprender adecuadamente sus necesidades y requerimientos ecológicos. *P. clavus* es un candidato secundario a restauración debido a estos criterios; la cantidad de ocurrencias para el Ecuador continental es limitado y la prioridad de conservación es de baja preocupación.



**Figura 27.** Valor del Área Bajo la Curva (AUC) para *P. clavus*

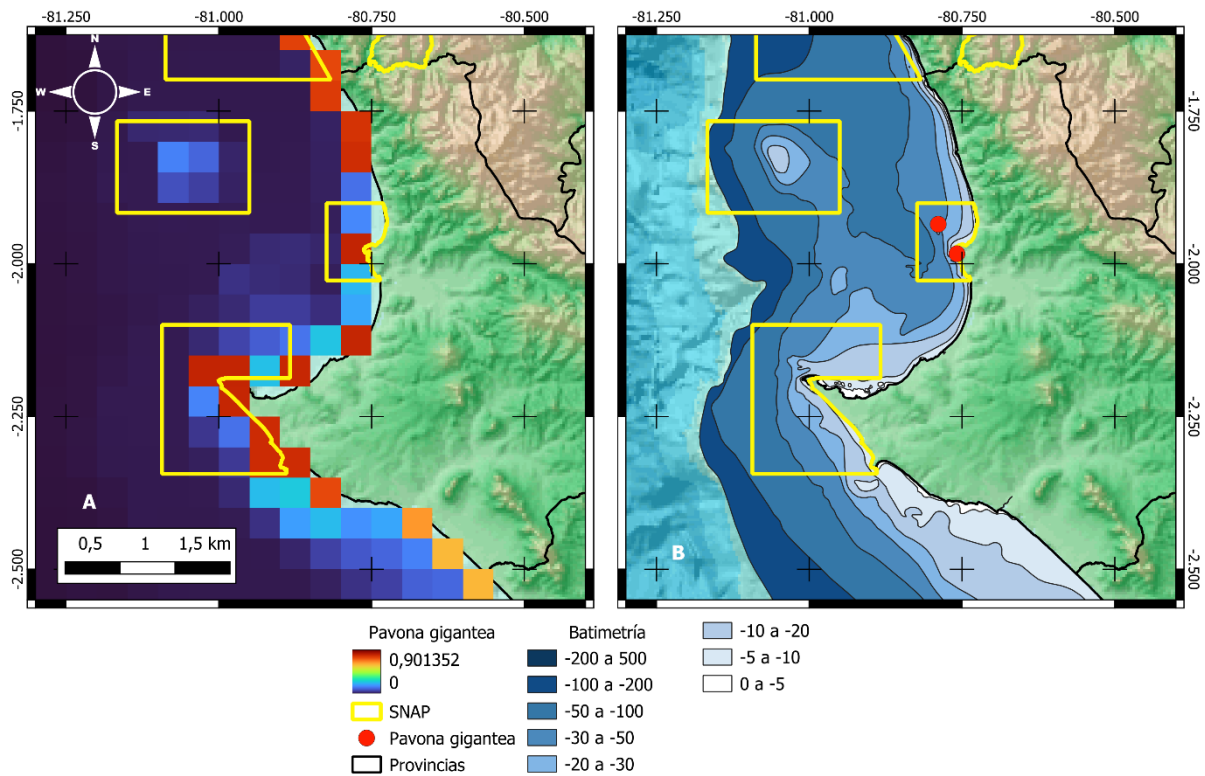
El valor de AUC de prueba para las ejecuciones repetidas para el modelo para *P. clavus* (Figura 27) es de 0,998 y la desviación estándar es 0,001 que lo define como un muy buen modelo, ya que es muy cercano al valor máximo posible de 1. La desviación estándar de las repeticiones es muy poca representativa.

### 7.3.3 *Pavona gigantea*



**Figura 28.** Distribución potencial predicha por Maxent para *P. gigantea*

La predicción de distribución para *P. gigantea* (Figura 28) nos muestra que las reservas con territorio terrestre para Santa Elena (REMACOPSE y El Pelado) consiguen tener concentraciones más altas de ocurrencias de la especie. El mapa B en comparación con el Mapa A, tiene una mayor representación de este fenómeno al presentar las variables oceanográficas como mayormente adecuadas en sus rangos medios que en sus condiciones máximas, esto se traduce a que la especie satisface sus necesidades ecológicas de mejor forma que en sus condiciones normales que en las máximas, mas no así en sus condiciones mínimas (mapa C) donde presenta un cambio drástico de probabilidad de ocurrencia. Estos cambios de presencia están íntimamente relacionados con las variables oceanográficas y sus rangos de información, porque nos indican bajo que escenarios climatológicos, una especie en teoría no puede continuar con sus procesos fisiológicos esenciales y en el caso de los corales duros, presentan afectaciones de integraciones a niveles estrechamente simbióticos.



**Figura 29.** Comparación entre la distribución de *P. gigantea* de acuerdo con la distribución potencial predicha por Maxent (A) con los registros georreferenciados (B).

Las ocurrencias de *P. gigantea* en Santa Elena (Figura 29) se concentran en la reserva El Pelado, y de acuerdo con la capa batimétrica podemos indicar que las preferencias de cotas de profundidad se encuentran entre los 0 y 20 m a lo largo del perfil costero, a pesar de que la figura 12 sugiere que su preferencia batimétrica está entre 0 y 5 m de profundidad. Esta característica no es un limitante para la potencial distribución de esta especie hacia otros pisos batimétricos ya que, aunque el resultado de las correlaciones en relación con las variables mencione que se tiene una predisposición a esta profundidad, es el único registro que la base de datos aporta, por lo que no se descarta que sea considerado como un sesgo informático por encima de una realidad biológica de la especie. Las ocurrencias de *P. gigantea* se predicen a su vez para áreas fuera de las zonas de protección ambiental donde en base a las condiciones normales (Mapa B; Figura 36) es altamente probable (0.9) que se encuentren presencias reales de la especie, por ejemplo, en Manglaralto, Monteverde y Ancón. *P. gigantea* es un candidato prioritario de restauración debido a la alta probabilidad de presencia de la especie en el perfil

costero no documentado y a la alinealidad ambiental de sus requerimientos y las presentes en las condiciones normales.

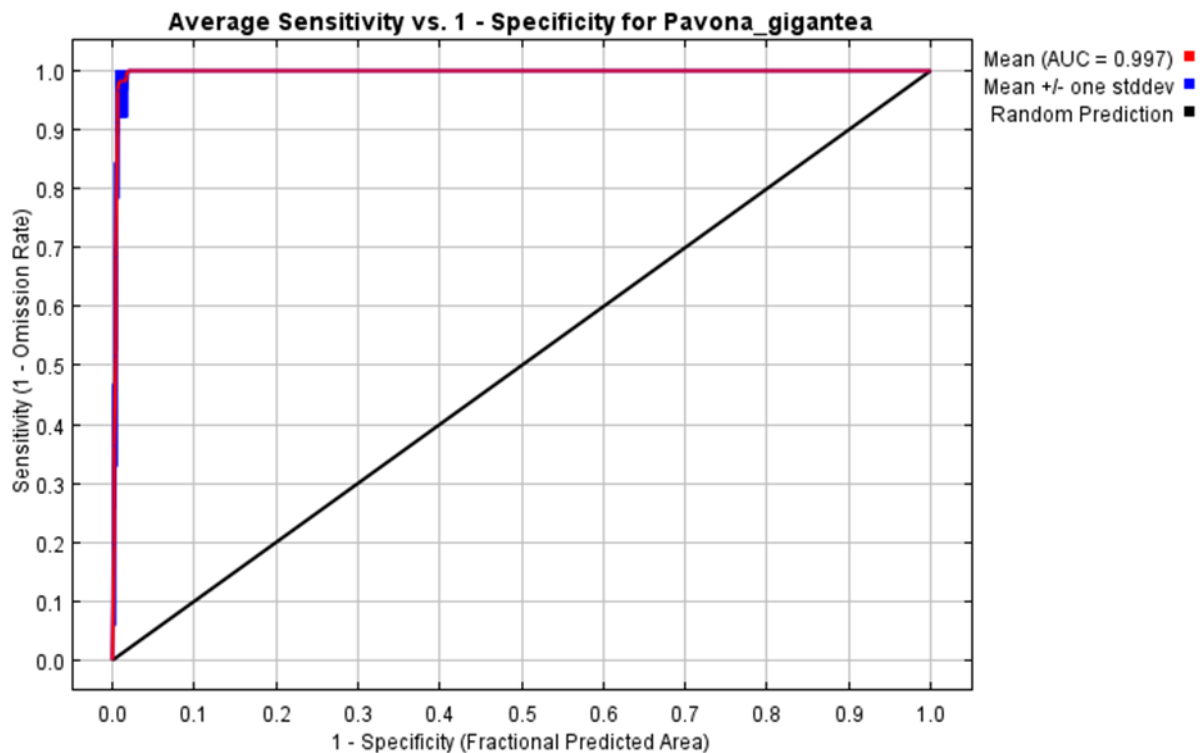


Figura 30. Valor del Área Bajo la Curva (AUC) para *P. gigantea*

El valor de AUC de prueba para las ejecuciones repetidas para el modelo para *Pavona gigantea* (Figura 30) es de 0,997 y la desviación estándar es 0,001 que lo define como un muy buen modelo, ya que es muy cercano al valor máximo posible de 1. La desviación estándar es visiblemente despreciable con relación al valor AUC.

### 7.3.4 *Pocillopora capitata*

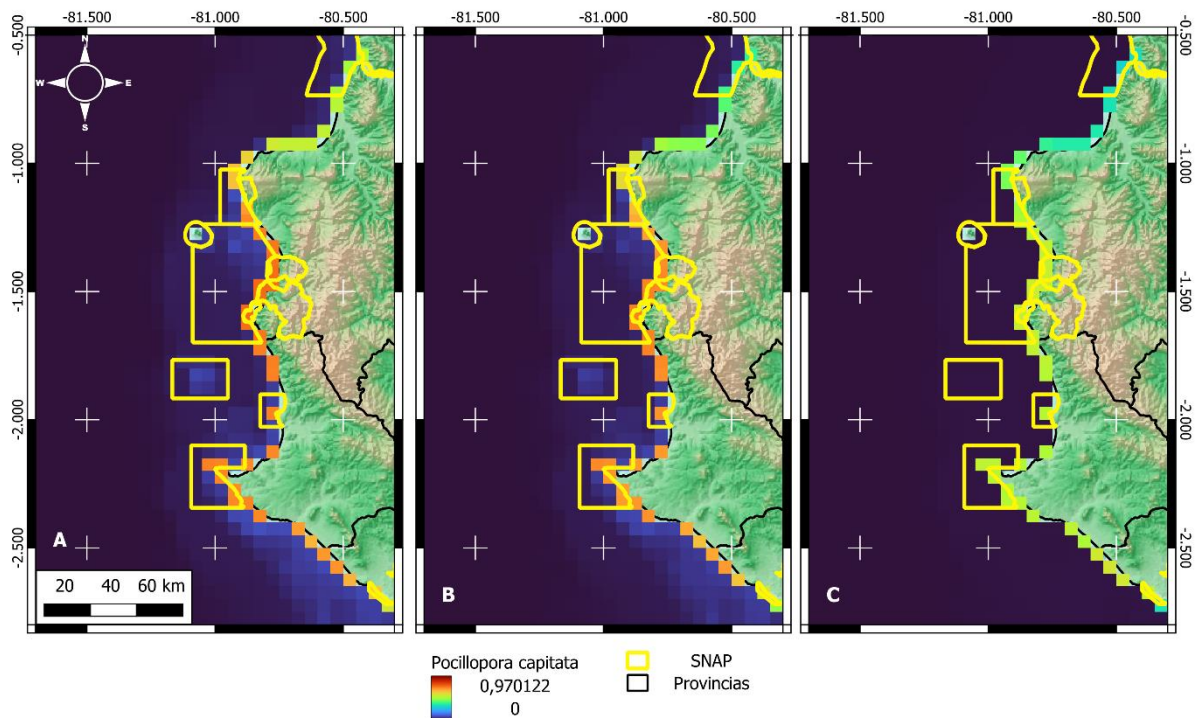
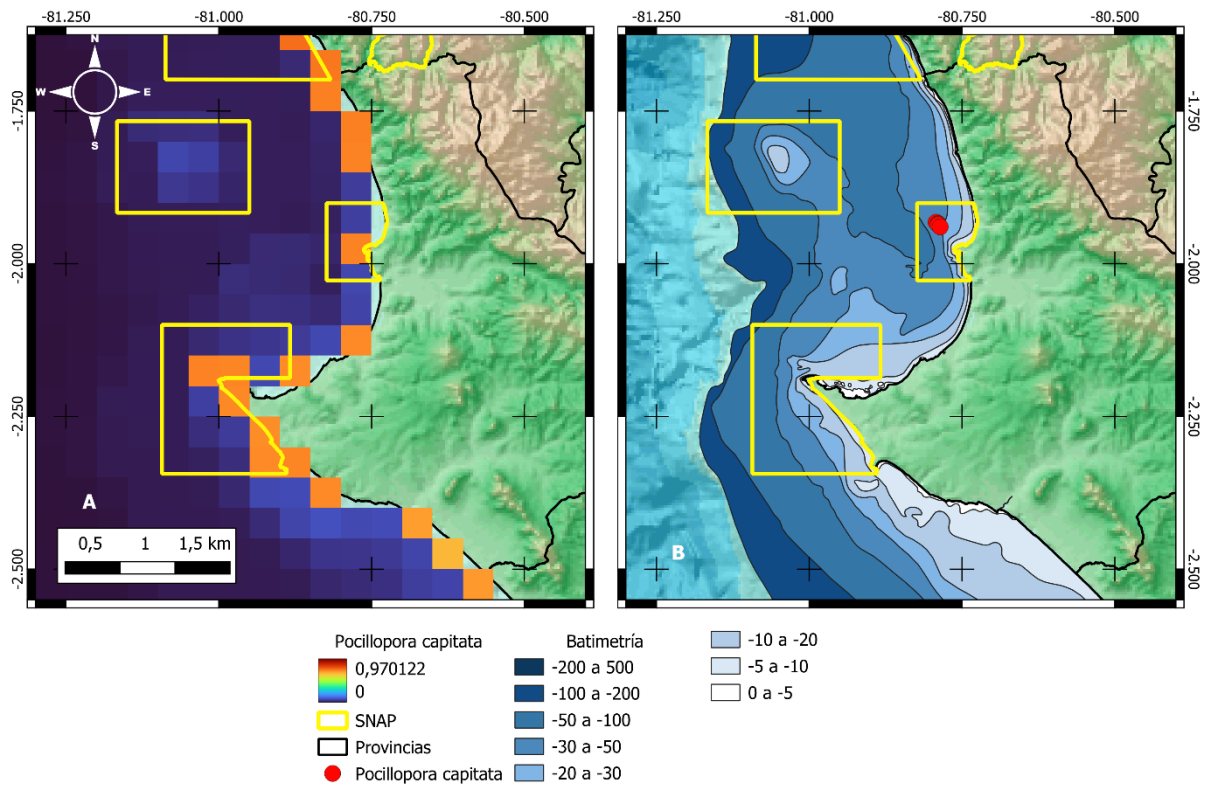


Figura 31. Distribución potencial predicha por Maxent para *P. capitata*

La predicción de distribución para *P. capitata* (Figura 31) nos muestra que las condiciones ambientales mínimas (mapa C) en comparación con las otras condiciones son las menos adecuadas para la distribución de la especie hablando en cuanto a requerimientos ecológicos. Las condiciones del mapa A y B son muy similares con la leve diferencia en los rangos de probabilidad mínimas al sur de Santa Elena y en la reserva Bajo – Copé, así como en la provincia de Manabí al interior entre Manta y Bahía de Caráquez pero que se alejan de la zona preferencial de *P. capitata*. Esta especie forma parte del género *Pocillopora* que congregan especies constructoras de arrecifes coralinos, con papeles cruciales en la formación de nuevos parches coralinos y por ende ecosistemas de refugio para almacenar la biodiversidad circulante. Es relevante observar que mayormente su distribución potencial normal (mapa B) se concentra a lo largo del perfil costero de Santa Elena sin distinguir áreas con asentamientos humanos cercanos que podrían afectar la lenta construcción de dichos parches o modificarlos geográficamente.



**Figura 32.** Comparación entre la distribución de *P. capitata* de acuerdo con la distribución potencial predicha por Maxent (A) con los registros georreferenciados (B).

Las ocurrencias de *P. capitata* en Santa Elena (Figura 32) se sitúan en la reserva El Pelado, con predilección a los pisos batimétricos entre 0 y 5 m hasta 5 y 10 m de profundidad según el resultado para correlaciones en relación con las variables (Tabla 12). Y que basándonos en la comparación entre la distribución potencial por Maxent y los registros georreferenciados, esta especie podría también encontrarse presente en zonas con mayor profundidad, como por ejemplo 500 m en paralelo hacia al Pacífico desde Punta Carnero, detalle solamente comprobable con la información de los pisos geomorfológicos de la zona. A su vez se destaca que las condiciones máximas de los modelos para esta especie predicen que su presencia es igual de probable en todo el perfil costero con imperceptibles variaciones en cada locación. *P. capitata* es un candidato secundario de restauración debido a su relativa adaptabilidad a los estratos geomorfológicos cercanos a los asentamientos humanos pero poca ocurrencia referenciada.

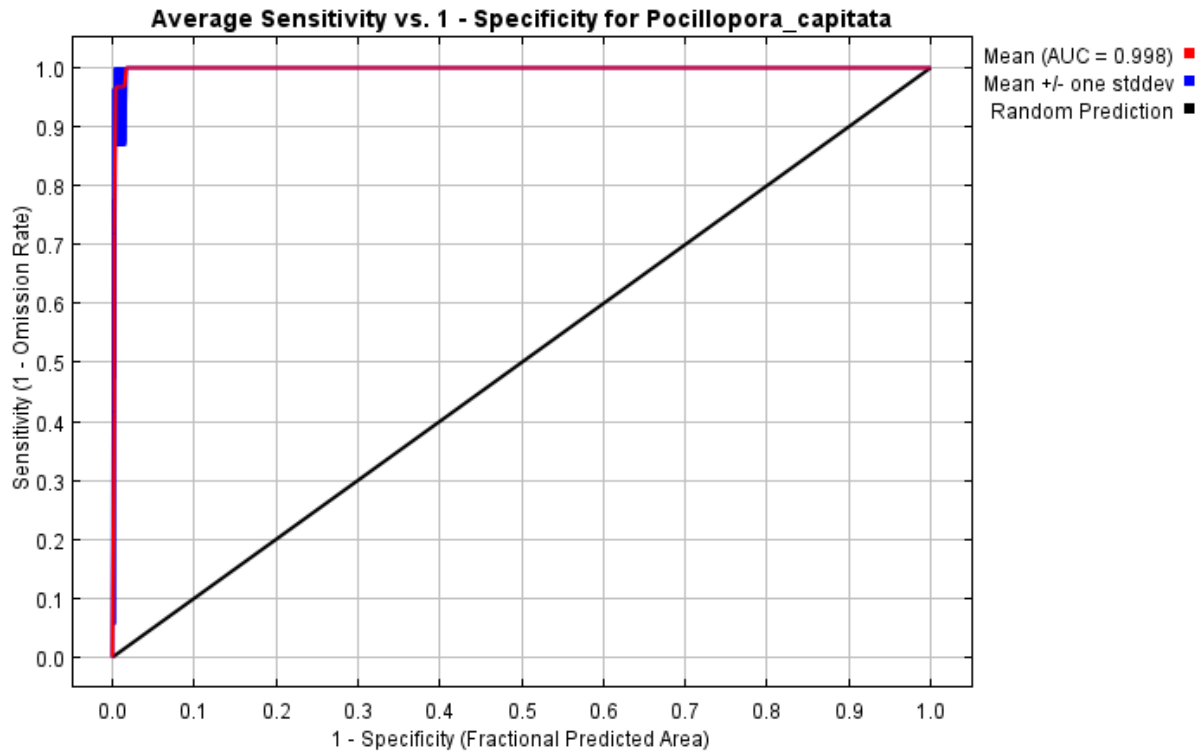
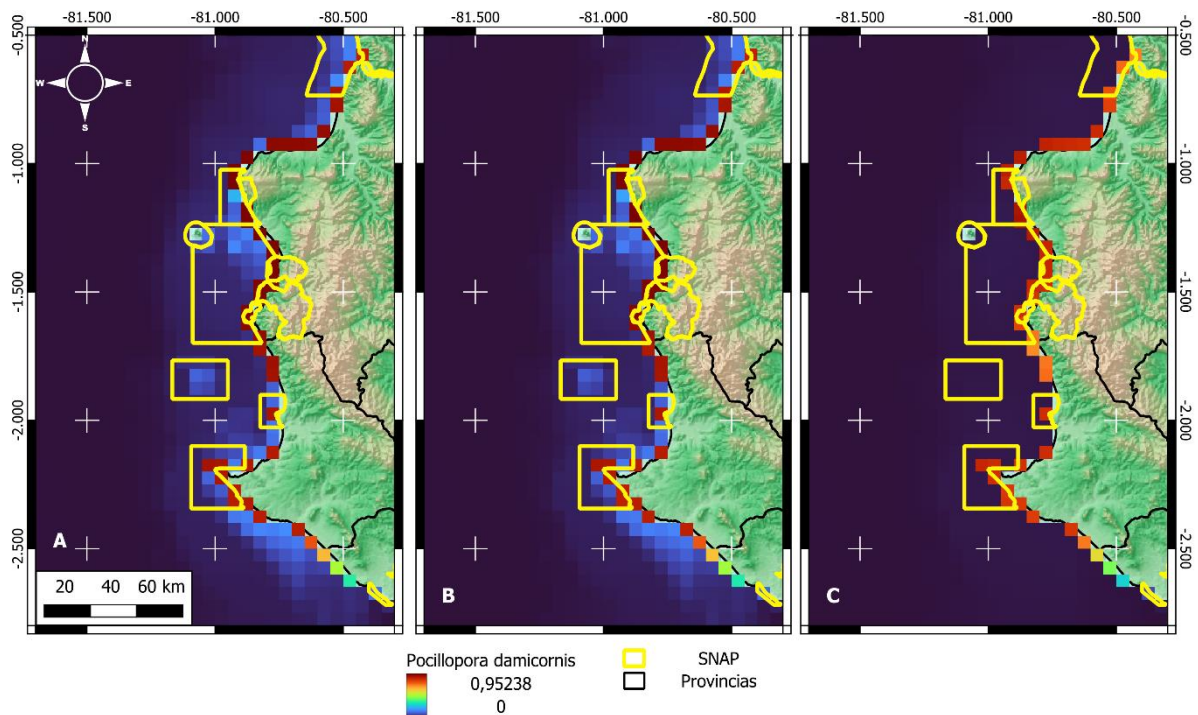


Figura 33. Valor del Área Bajo la Curva (AUC) para *P. capitata*

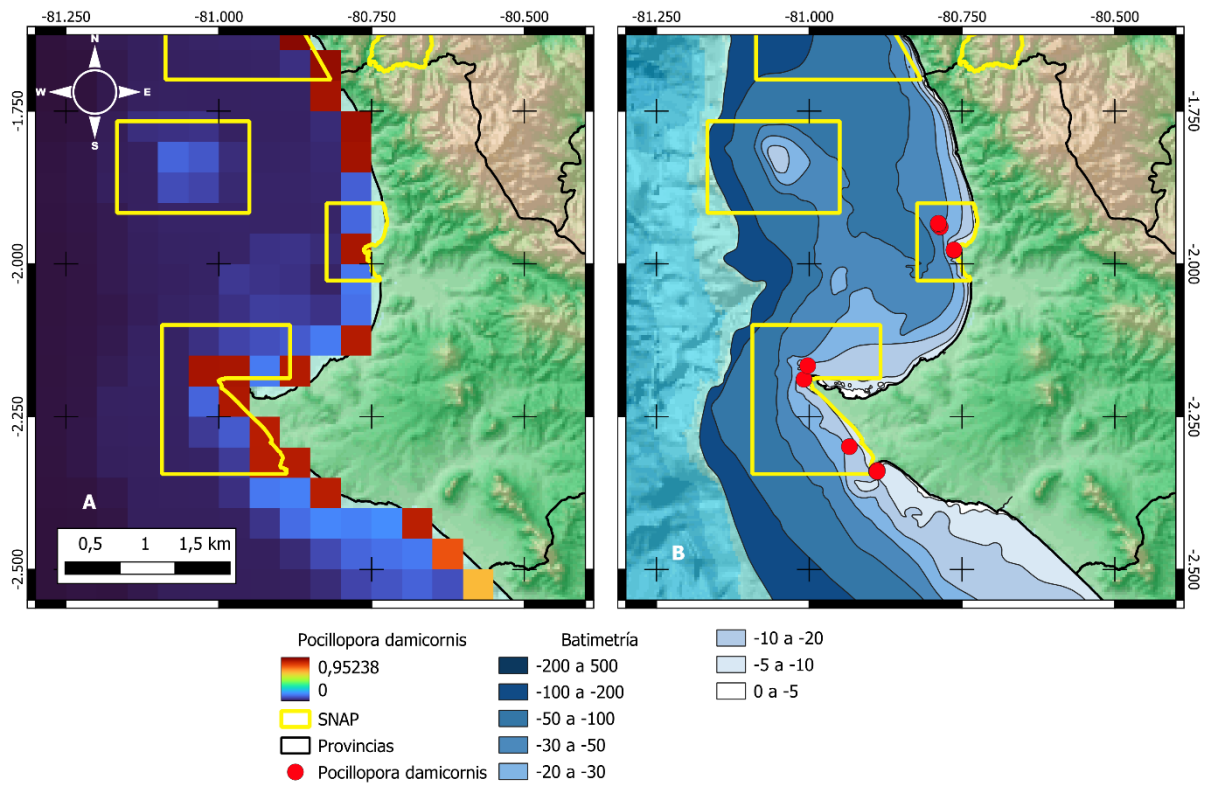
El valor de AUC de prueba para las ejecuciones repetidas para el modelo para *P. capitata* (Figura 33) es de 0,998 y la desviación estándar es 0,002 que lo define como un muy buen modelo, ya que es muy cercano al valor máximo posible de 1.

### 7.3.5 *Pocillopora damicornis*



**Figura 34.** Distribución potencial predicha por Maxent para *P. damicornis*

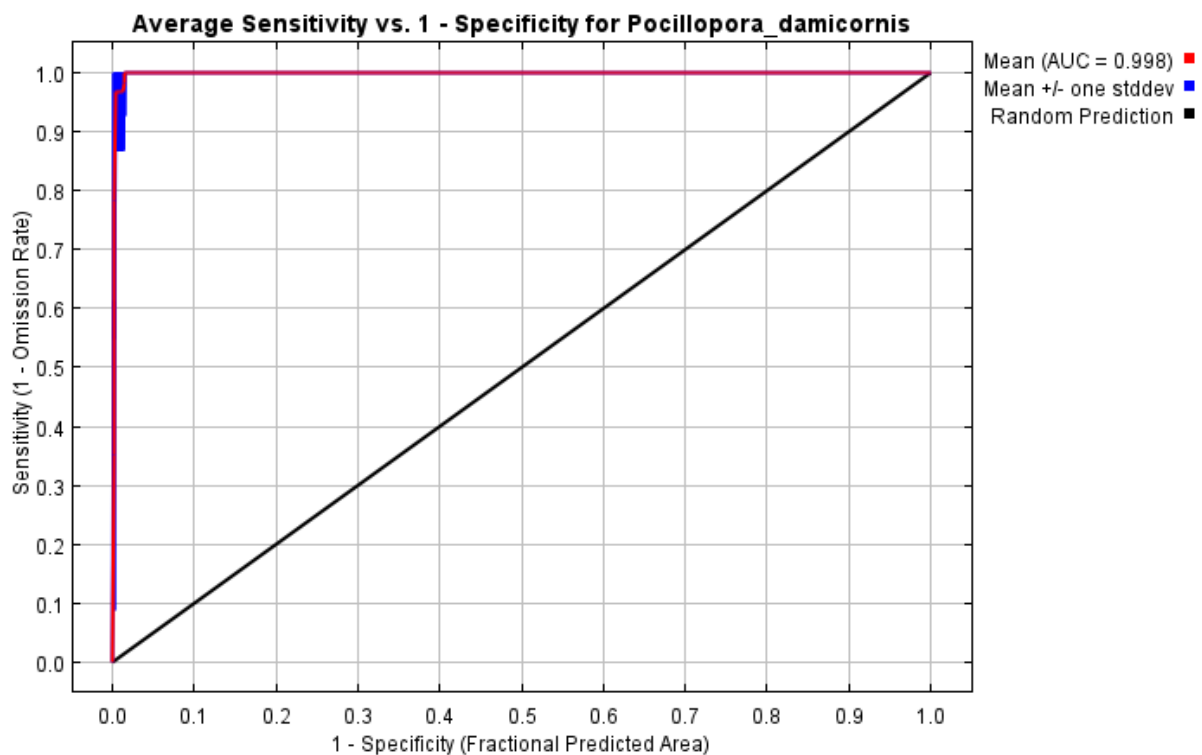
La predicción de distribución para *P. damicornis* (Figura 34) nos muestra que es una especie con alta probabilidad de presencia desde Bahía de Caráquez en Manabí hasta Ancón en Santa Elena con variaciones entre sus tres escenarios, más sin embargo las condiciones que destacan por la similitud de probabilidades son el mapa A y B, esto podría relacionarse con la capacidad de adaptación de *P. damicornis* a las variaciones ambientales en sus rangos máximos si la formación geomorfológico lo permitiese y al relativo rápido crecimiento y desarrollo que presenta el género *Pocillopora*. Analizando más detenidamente los escenarios podemos observar que en las condiciones mínimas, la especie presenta una disminución de las bajas probabilidades de distribución, esto quiere decir que cuando las condiciones no son normales o máximas como por ejemplo en eventos climatológicos relacionados al cambio climático, la especie parece limitar su dispersión, es decir busca rescatar la posición donde las condiciones aún permanecen normales.



**Figura 35.** Comparación entre la distribución de *P. damicornis* de acuerdo con la distribución potencial predicha por Maxent (A) con los registros georeferenciados (B).

Las ocurrencias de *P. damicornis* (Figura 35) se delimitan a las 2 reservas con espacio terrestre dentro de Santa Elena, pero cuando revisamos las predicciones de Maxent para la especie, podemos notar que se puede encontrar con altas probabilidades en muchas otras locaciones donde previamente no ha sido registrada. Bajo – Copé es un resultado interesante, no existe una predicción de ocurrencias dentro de esta reserva a pesar de tener una cota batimétrica relativamente adecuada para la dispersión de esta especie ya que según muestra la capa de profundidad (Mapa B) , comparten el rango entre 10 a 20 m, y aunque la distribución de esta especie no es preferencial para este rango oceanográfico, la Figura 34 nos indica que podría adaptarse a estas profundidades si las condiciones fuesen las adecuadas o si se intensificaran. Aun así se debe revisar nuevamente la figura 12 para notar que de las 23 ocurrencias totales de *P. damicornis* presentes en Santa Elena solamente 3 están en este rango, por lo que se indica que, si bien la especie podría ocupar esta zona geográfica, es raro encontrarla tan lejana a la zona costera y aún más cuando no existen ocurrencias que lo verifiquen. De todas formas, esta

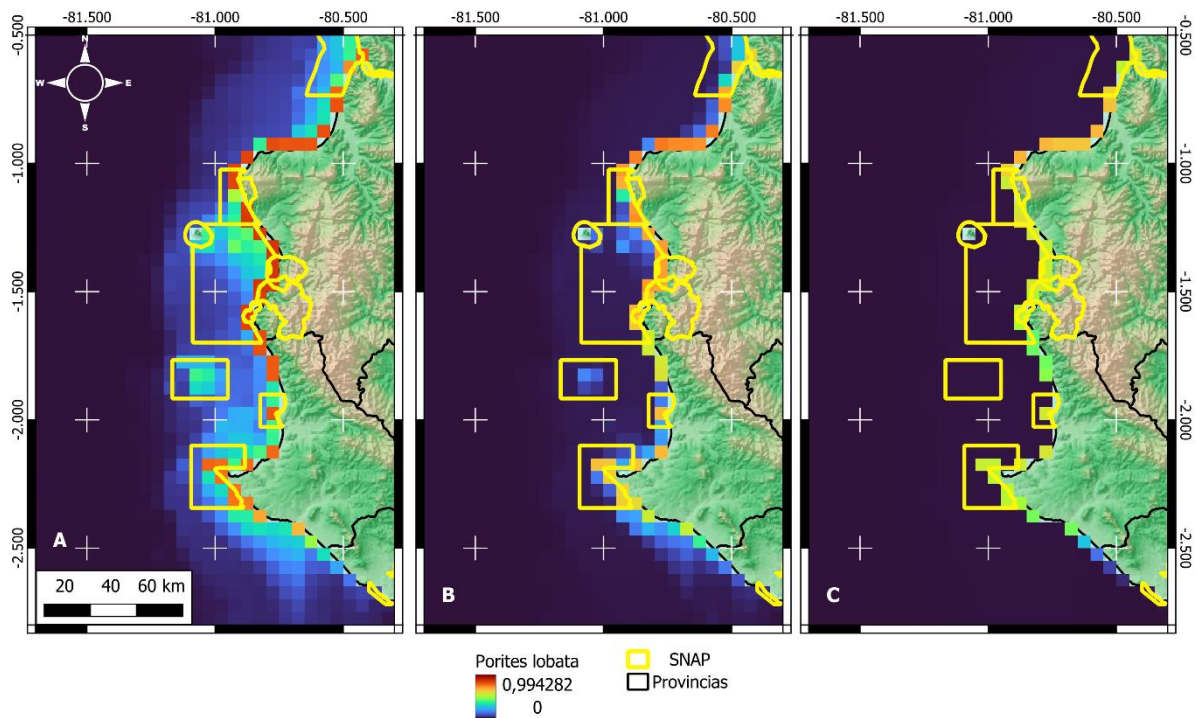
especie necesita indicar que una variable oceanográfica como la batimetría no es suficiente para comprender la verdadera causa de su presencia – ausencia en la zona costera, pero que al pertenecer al género *Pocillopora*, podría tener un impacto significativo en la construcción de los parches coralinos para Santa Elena. Por lo que es considerada como un candidato prioritario de reforestación ya que, según esos criterios, podría establecerse de manera exitosa en otros sitios sin distribución documentada, teniendo en cuenta la fisiología de su reproducción (hermafroditismo) y sus requerimientos ambientales.



**Figura 36.** Valor del Área Bajo la Curva (AUC) para *P. damicornis*

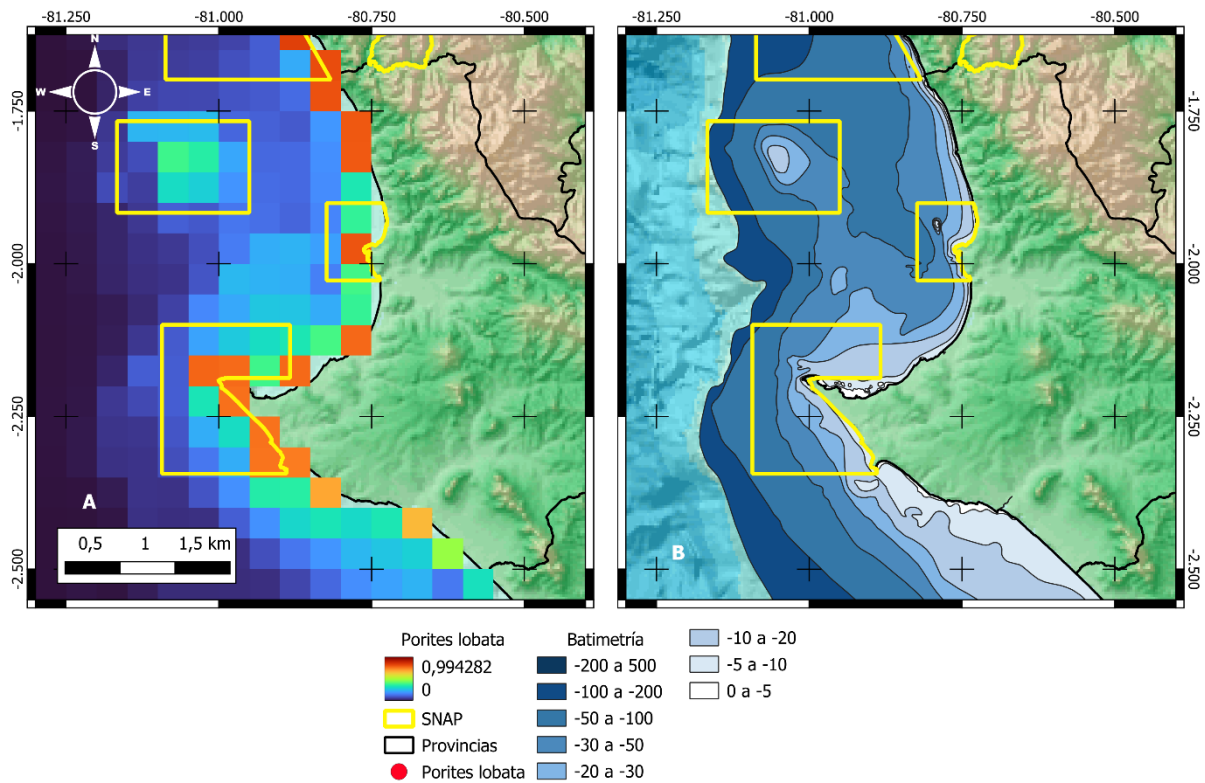
El valor de AUC de prueba para las ejecuciones repetidas para el modelo para *P. damicornis* (Figura 36) es de 0,998 y la desviación estándar es 0,001 que lo define como un muy buen modelo, ya que es muy cercano al valor máximo posible de 1.

### 7.3.6 *Porites lobata*



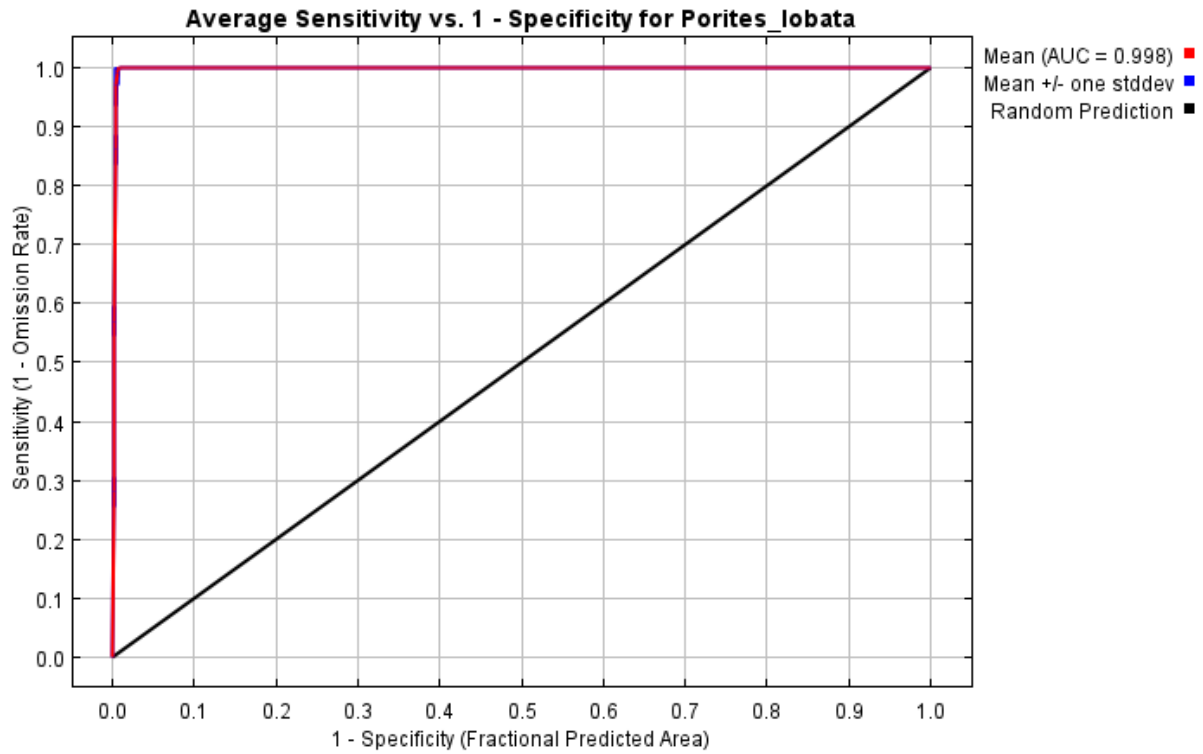
**Figura 37.** Distribución potencial predicha por Maxent para *P. lobata*

La predicción de distribución para *P. lobata* (Figura 37) nos muestra que los tres escenarios difieren mucho en sus proyecciones, es decir el mapa A, con las condiciones ambientales máximas, predice que la probabilidad de encontrar a la especie dentro de las áreas sujetas a protección ambiental es alta, pero que también fuera de ella se pueden encontrar locaciones con las mismas características por ejemplo en Manglaralto. Revisando el análisis de contribución de variables al modelo hecho por Jack-Knife, notamos que la batimetría, la salinidad y la temperatura mínima son los parámetros más influyentes en el establecimiento de esta especie, por lo que observar que la predicción para sus rangos máximos es la más oportuna para encontrar la especie en el medio, establece que las condiciones con escenarios de cambio climático podrían afectar de forma directa a su distribución. El mapa B y C nos muestra que la especie modelada en las condiciones normales y mínimas empieza a decaer en cuanto a probabilidades de ocurrencias reales, lo que refuerza la hipótesis de su afectación por escenarios de cambio climático.



**Figura 38.** Comparación entre la distribución de *P. lobata* de acuerdo con la distribución potencial predicha por Maxent (A) con los registros georreferenciados (B).

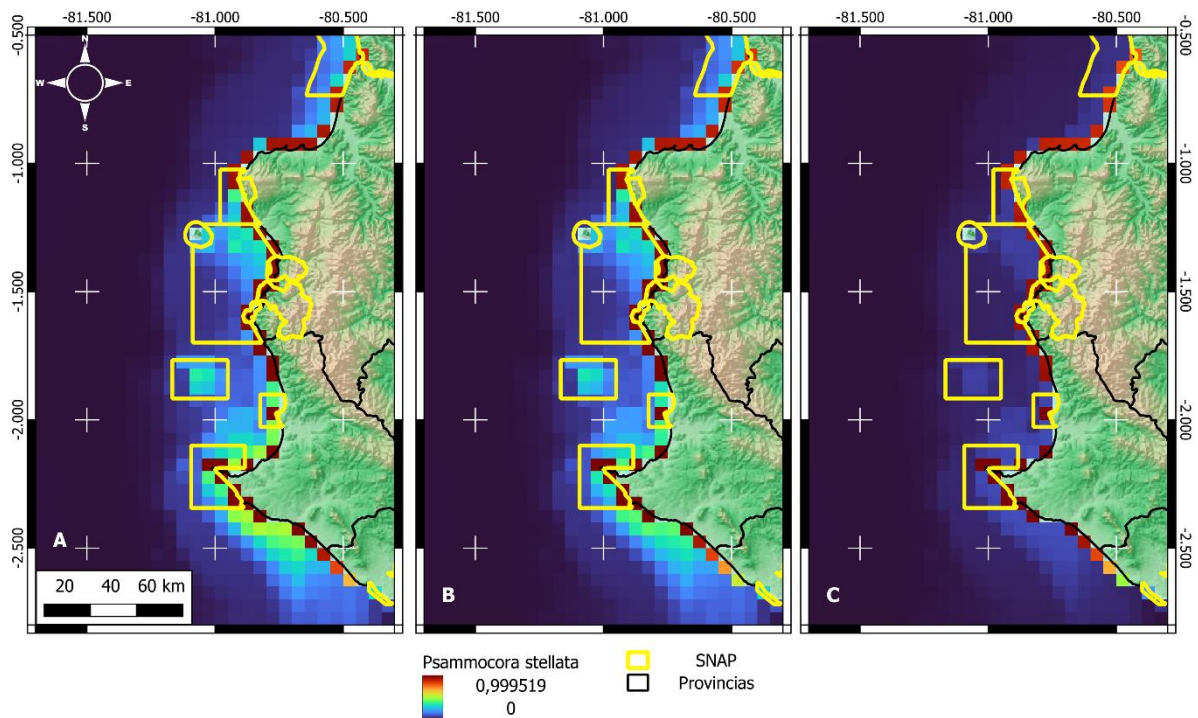
*P. lobata* no posee ocurrencias dentro del área geográfica de Santa Elena (Figura 38), tampoco a nivel continental, pero si a nivel insular (Islas Galápagos) donde está bien acoplada al ecosistema. Las ocurrencias probables de esta especie en las costas de Santa Elena son relativamente bajas ya que si se observa el escenario de condiciones máximas, este solo detalla ciertos puntos de ocurrencias altas, pero si se observan detenidamente el mapa B en comparativa con el mapa A, se pueden encontrar ciertos detalles importantes como la baja probabilidad de encontrarla en pisos batimétricos más profundos, entre 10 a 20 m así como entre 20 a 30 m de profundidad, situación que a diferencia del resto de especies, solo esta puede alcanzar



**Figura 39.** Valor del Área Bajo la Curva (AUC) para *P. lobata*

El valor de AUC de prueba para las ejecuciones repetidas para el modelo para *P. lobata* (Figura 39) es de 0,998 y la desviación estándar es 0,000 que lo define como un muy buen modelo, ya que es muy cercano al valor máximo posible de 1.

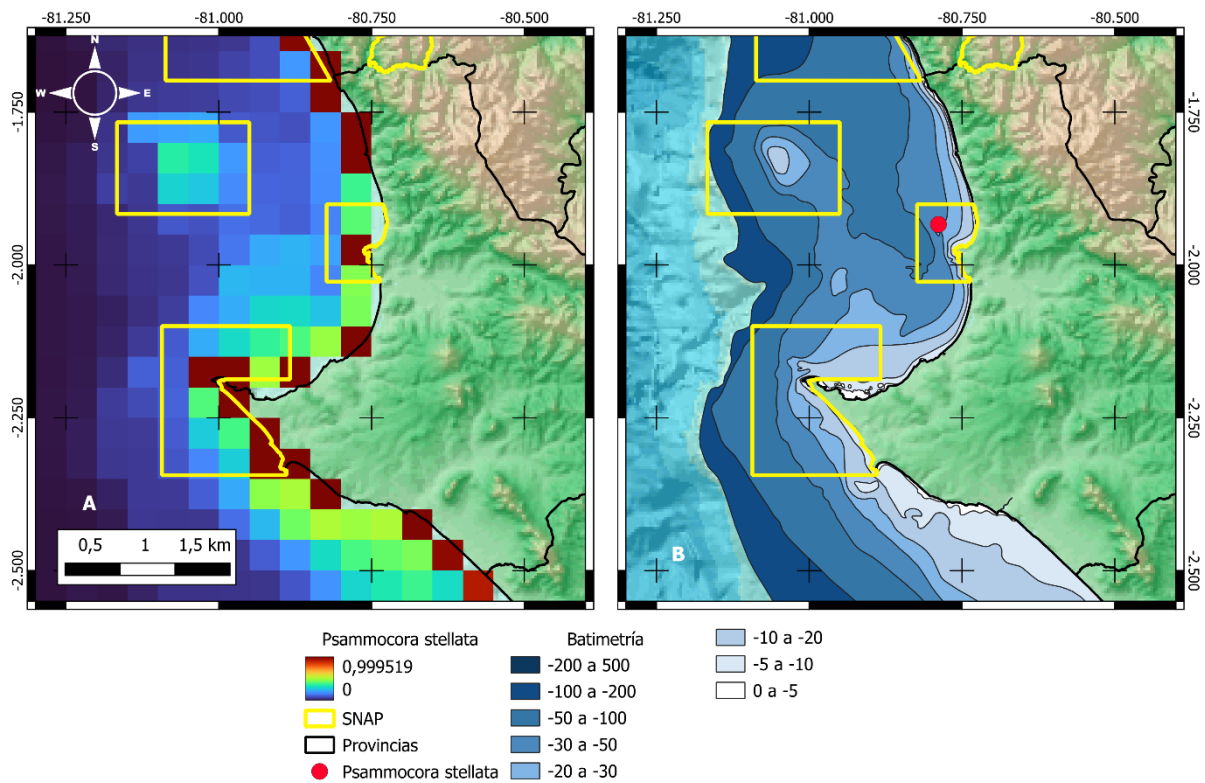
### 7.3.7 *Psammocora stellata*



**Figura 40.** Distribución potencial predicha por Maxent para *P. stellata*

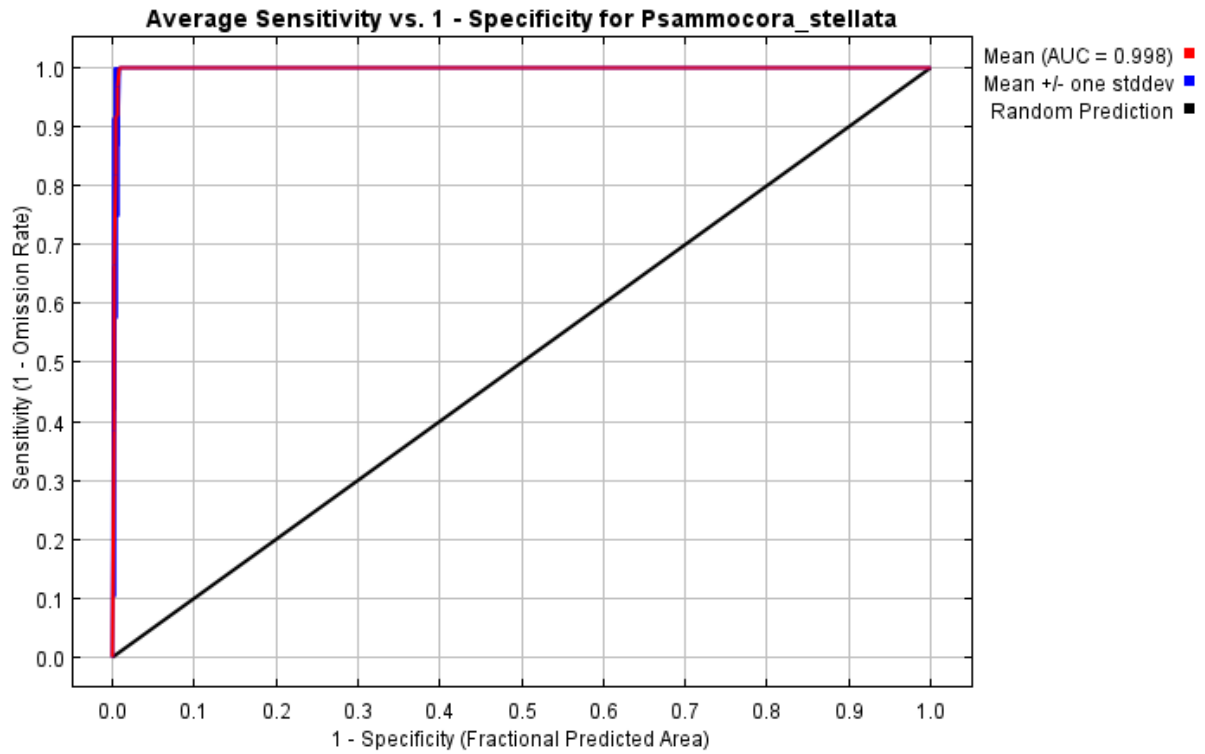
La predicción de distribución para *P. stellata* (Figura 40) nos muestra que las condiciones ambientales máximas, medias y mínimas tienen un impacto considerable en la distribución de la especie. Comenzando por el mapa A, podemos ver que los píxeles de muy alta ocurrencia (0.9) están muy ligados a la cercanía con el perfil costero pero que al alejarse de esta descienden alrededor de 0.5, este comportamiento indica que las condiciones ambientales son adecuadas con la excepción de que la variable con mayor contribución al modelo es la batimetría (Figura 20; Tabla 15), lo que se traduce a que si las cotas de profundidad fuesen las adecuadas, el perfil costero de Santa Elena es un sitio idóneo en base a sus requerimientos ambientales. Así también lo demuestran los mapas B y C donde a pesar de que, a mayor distancia en paralelo al perfil costero, disminuye la probabilidad de ocurrencias de la especie, esta no desciende en cuanto a magnitud de ocurrencias más allá de los primeros metros de profundidad. La reserva Bajo – Copé en cambio nos muestra que existe un límite en cuanto a la profundidad admitida de esta

especie, lo cual reafirma la premisa de inicial. Si se respetan las otras variables oceanográficas de la especie, la batimetría pasa a un segundo plano biológico.



**Figura 41.** Comparación entre la distribución de *P. stellata* de acuerdo con la distribución potencial predicha por Maxent (A) con los registros georeferenciados (B).

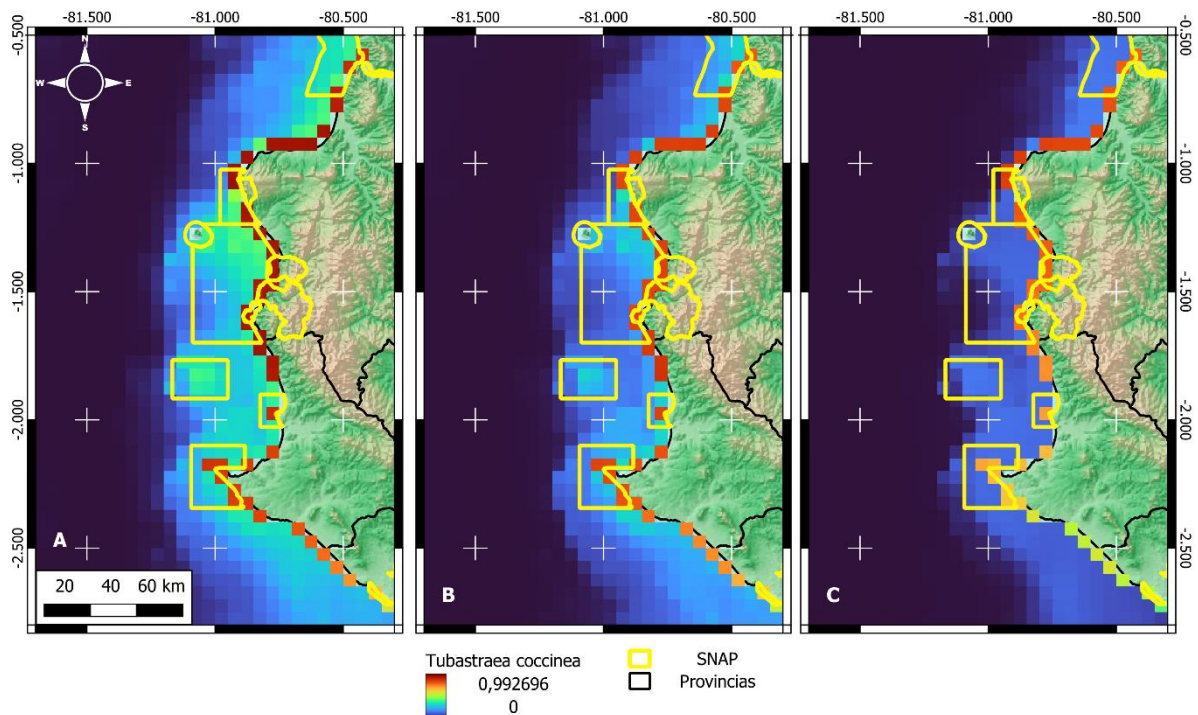
Las ocurrencias de *P. stellata* (Figura 41) nos muestra que la batimetría es un aspecto clave a considerar para la distribución de la especie. Esta característica se puede emular con pisos de profundidad flotantes cuando se habla de reforestación y restauración de los nichos ecológicos que crea la especie. El mapa A nos muestra que la tendencia de la especie está ligada a los primeros metros de profundidad, entre 0 a 20 m según el mapa B, y entre 0 a 5 según la figura 12 con ocurrencias comprobables. La reserva “El Pelado” es el único sitio donde se ha registrado esta especie, con apenas 1 ocurrencia, nos puede dar una idea de la abundancia poblacional de la especie y en base a su categoría de amenaza (VU) además de otros factores, como su lento desarrollo, esta especie es un candidato prioritario de conservación y restauración.



**Figura 42.** Valor del Área Bajo la Curva (AUC) para *P. stellata*

El valor de AUC de prueba para las ejecuciones repetidas para el modelo para *P. stellata* (Figura 42) es de 0,998 y la desviación estándar es 0,000 que lo define como un muy buen modelo, ya que es muy cercano al valor máximo posible de 1.

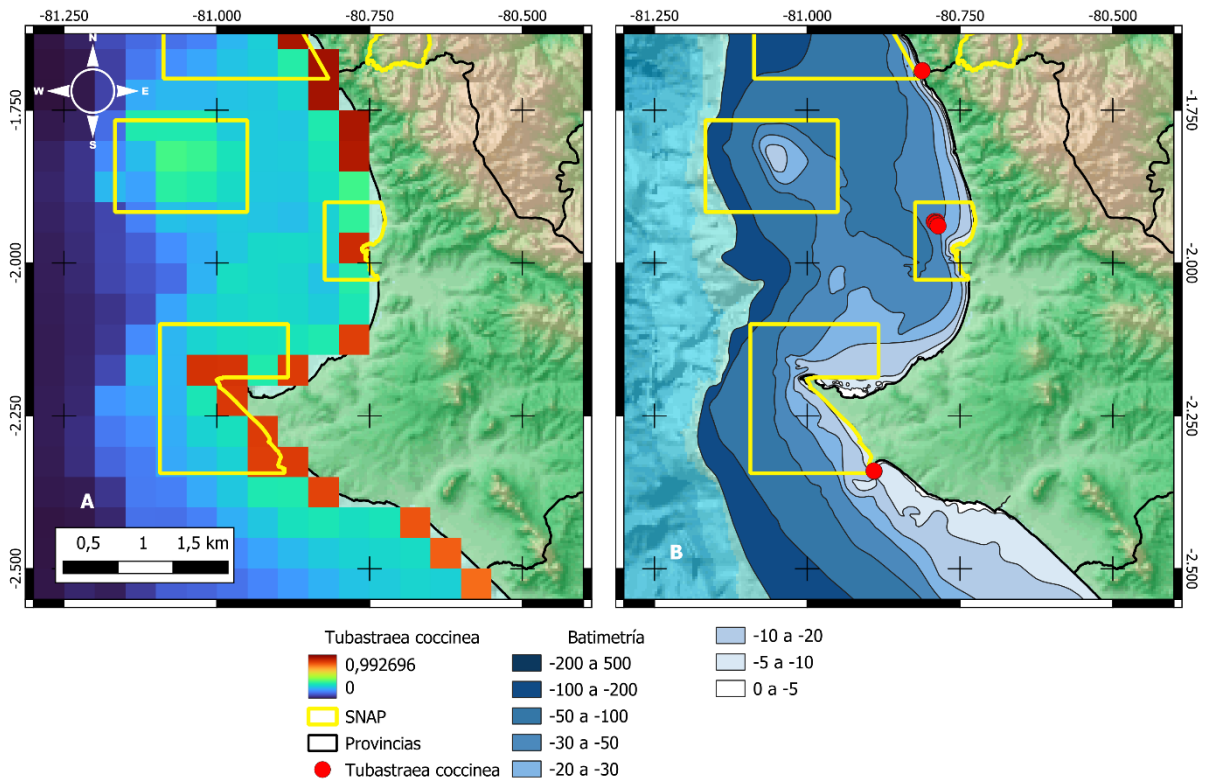
### 7.3.8 *Tubastraea coccinea*



**Figura 43.** Distribución potencial predicha por Maxent para *T. coccinea*

La predicción de distribución para *T. coccinea* (Figura 43) en la costa de Santa Elena es notoria en los mapas A y B, las condiciones ambientales que le permiten desarrollarse están intrínsecamente relacionadas por lo que las variaciones en estas deberían afectar su fijación. *T. coccinea* es la única especie invasora modelada por lo que conocer acerca de su fisiología ahermatípica es crucial para entender sus patrones de distribución. Esta especie presenta valores cercanos al 0.5 en gran parte de las zonas sujetas a protección ambiental, lo que representa un posible impacto ecológico de la especie hacia otras con menor capacidad de adaptabilidad que *T. coccinea*. En base a la información proporcionada por las ocurrencias de la especie (Figura 12), se puede determinar que muchas de las cotas batimétricas cercanas a la superficie tienden a ser preferentes para esta especie incluidos aquellas intermareales, característica única entre las especies modeladas, pero que al considerar las condiciones máximas de la misma se puede notar que posee una alta capacidad de fijación a los pisos batimétricos incluso varios centenares de metros en dirección paralela al perfil costero. La segunda variable que mayormente

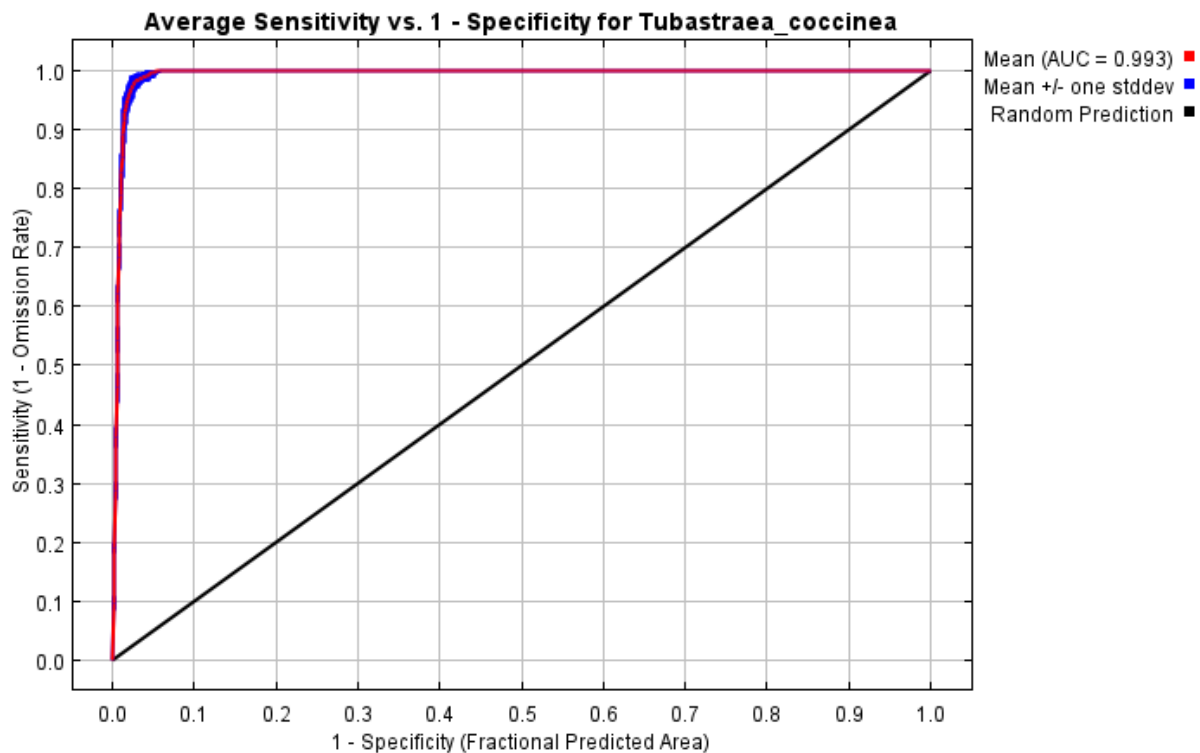
contribuye al modelo es la Temperatura mínima “Tempmin” (Tabla 16) nos indica que cuando las condiciones se muestran maximizadas (mapa A), la especie puede colonizar con mayor probabilidad aquellas zonas donde la variable se correlaciona con la batimetría, esto quiere decir que la temperatura fría del agua, principalmente las surgencias de aguas marinas actúan como indicadores de limitación de la especie, por ello la relación estrecha con la profundidad. Las reservas en Santa Elena donde su distribución es potencial son REMACOPSE, El Pelado y Bajo – Copé en menor medida. Así mismo las locaciones que no están sujetas a protección ambiental y son idóneas para su distribución son Manglaralto, Punta Blanca, Ballenita, Ancón y Chanduy si el sustrato oceánico lo permite.



**Figura 44.** Comparación entre la distribución de *T. coccinea* de acuerdo con la distribución potencial predicha por Maxent (A) con los registros georeferenciados (B).

Las ocurrencias para *T. coccinea* (Figura 44) nos indican que está localizada con presencias reales en las dos reservas con territorio terrestre de Santa Elena, y una al sur de la reserva Cantagallo – Machalilla cercana al perfil costero, colindando con La Rinconada en Santa Elena. *T. coccinea* según la tabla de relación de ocurrencias con la batimetría (Figura 12) presenta 16

georreferencias dispersas entre el intermareal, 0 – 5, 5 – 10 y 10 – 20 m (2, 6, 6 y 2 respectivamente) lo que nos da una idea rápida de las preferencias batimétricas de la especie, lo que concuerda con las presentadas en el mapa A, B y C anteriores (Figura 51). Finalmente, al tratarse de una especie invasora que rápidamente se puede adaptar y es independiente de las formaciones rocosas para fijación ya que no forma esqueletos calcáreos a diferencia de las especies hermatípicas, es una especie que amenaza la supervivencia de las especies nativas por complejas redes de interacciones como alimentación, fijación y rápidos periodos de reclutamiento y crecimiento. Por lo que los programas de conservación deberían aplicarse con especial énfasis a aquellas donde esta especie comparte distribuciones potenciales y reales.



**Figura 45.** Valor del Área Bajo la Curva (AUC) para *T. coccinea*

El valor de AUC de prueba para las ejecuciones repetidas para el modelo para *T. coccinea* (Figura 45) es de 0,993 y la desviación estándar es 0,001 que lo define como un muy buen modelo, ya que es muy cercano al valor máximo posible de 1.

#### 7.4 Evaluación de Modelos de Distribución Potencial

El producto de graficar valores de sensibilidad versus su especificidad, es decir cuantas presencias observadas coinciden con las predicciones del modelo, se representan con los valores del Área Bajo la Curva (AUC) y mide el desempeño que tiene el modelo al representar correctamente la presencia de una especie.

Los modelos predictivos de las especies se resumen a continuación, así como la desviación estándar de cada uno, producto de las repeticiones individuales del modelo por especie. Las ocurrencias usadas para entrenamientos y validación de modelos como el total de ocurrencias finales usadas se recopilan con el objetivo de relacionar su cantidad con el valor del AUC para cada uno.

Especie	AUC	Desviación estándar	Ocurrencias por entrenamiento / validación	Total ocurrencias por especies
<i>Cladopsammia eguchii</i>	0.986	0.038	19/03	22
<i>Pavona clavus</i>	0.998	0.001	24/03	27
<i>Pavona gigantea</i>	0.997	0.001	40/15	55
<i>Pocillopora capitata</i>	0.998	0.002	22/03	25
<i>Pocillopora damicornis</i>	0.998	0.001	24/03	27
<i>Porites lobata</i>	0.998	0	31/10	41
<i>Psammocora stellata</i>	0.998	0.001	25/03	28
<i>Tubastraea coccinea</i>	0.993	0.001	99/32	121
Promedio general	0.99575	0.005625	N/A	N/A

\* N/A No aplica

**Tabla 18.** Resumen de las evaluaciones de los modelamientos de nichos ecológicos.

Los resultados de los modelos tuvieron un rendimiento excelente en todos los casos (Tabla 18), con una media de 0.995 en general, pero sin duda influenciadas por *C. eguchii* con el AUC más bajo (con una diferencia mínima de 0.01 centésimas), la desviación estándar se mantiene en 0.005 como promedio general lo que demuestra que las variaciones sufridas en las repeticiones de cada modelo son mínimas.

Cuando se revisan las ocurrencias usadas para entrenamientos y aquellas usadas para la validación, en relación con el valor AUC y la desviación estándar se pueden encontrar ciertos

detalles como que al usarse entre 25 a 41 ocurrencias por especies, el valor AUC se acerca lo máximo posible al 1, pero cuando se utilizan más ocurrencias como en el caso de *T. coccinea*, el valor AUC disminuye, pero la desviación estándar no aumenta. En el caso de usar menos ocurrencias de 25 como en el caso de *C. eguchii* notamos que, así como el valor AUC disminuye 9 milésimas del AUC promedio, y 12 del AUC máximo, la desviación estándar es 8 veces mayor que el promedio y 38 veces mayor que la mínima.

En resumen, la evaluación de los modelos y el AUC alcanzado para cada uno es solo el análisis estadístico que avala que los modelos sean rigurosos y confiables.

## 8. DISCUSIÓN

### 8.1 Presencias

La mayoría de las investigaciones sobre el desarrollo de técnicas para modelar la distribución de especies se ha centrado en métodos basados en registros de presencia/ausencia o abundancia de especies. Sin embargo, los registros de muestreos sistemáticos que adecuadamente representen estos datos son escasos (Soberón y Peterson, 2005). Las técnicas de modelado que pueden trabajar con datos incompletos, específicamente datos de solo presencia son las más precisas para proyectar condiciones adecuadas con márgenes de error mínimos (Phillips et al., 2006). Para proporcionar información biogeográfica útil, los modelos de distribución basados en nichos utilizan datos ambientales para obtener resultados que no pueden derivarse únicamente de los datos de presencia originales (Pearson et al., 2007). Por ejemplo, en el caso de *P. clavus* y *P. lobata*, no se incluyen ocurrencias observables en sus mapas de predicciones por Maxent y ocurrencias georreferenciadas, pero el modelo indica que las condiciones ambientales son similares a las de los lugares conocidos por la presencia de la especie. Esto demuestra que dichas regiones de "sobrepredicción" del modelo tienen el potencial de identificar áreas de distribución adecuadas y de especies acompañantes sin registro.

### 8.2 Variables

La variable más importante analizada en este estudio es la batimetría y como las especies se relacionan con los diferentes rangos batimétricos. Se encontró que las especies dependientes en su gran mayoría también dependen del tipo de sustrato existente para formar parches coralinos per se, tal es el caso del género *Pocillopora*. Howell et al. (2011) utilizaron técnicas avanzadas de modelado como la máxima entropía para analizar la distribución potencial del coral de aguas profundas *Lophelia pertusa* en bancos localizados en Islandia, correlacionando sus registros de ocurrencia con variables como la batimetría, rugosidad e inclinación del terreno marino. Su estudio destacó que el tipo de sustrato emerge como el factor más crucial que define la

distribución de esta especie. Además, identificaron que la variabilidad de estos factores geográficos podría restringir significativamente la expansión de *Lophelia pertusa* en áreas aún no investigadas. Esta investigación subraya la importancia crítica de comprender detalladamente el sustrato para una predicción precisa de los nichos ecológicos del coral, un aspecto también discutido por Glynn et al. (2017).

Desde 1999, las especies de *Pocillopora* en el POT han estado desarrollándose en condiciones ambientales subóptimas (Kleypas et al., 2006). El aumento de la temperatura ha llevado a la aparición de condiciones más favorables para su desarrollo futuro, lo que potencialmente incrementará la probabilidad de su presencia (Stranges et al., 2019). Esta premisa se sustenta en la capacidad adaptativa observada en otros ecosistemas marinos, donde especies similares han mostrado una resiliencia sorprendente a incrementos moderados de temperatura. Información que puede ser apoyada por los resultados presentados en la Tabla 16, donde se aprecian aquellas especies dependientes de la temperatura como regulador de sus ocurrencias. La distribución actual de las especies del género *Pocillopora* en el Pacífico Oriental Tropical (POT) está estrechamente vinculada con la temperatura superficial del mar, corroborando estudios previos sobre biogeografía de corales arrecifales (Couce et al., 2013; Freeman et al., 2013; Riegl et al., 2019). Según un estudio en las Islas Galápagos, el archipiélago exhibe una división climática: las zonas más tropicales como Darwin y Wolf albergan corales grandes y vibrantes con reclutamiento frecuente, mientras que las islas del sur más frías sostienen colonias más pequeñas y jóvenes (en *Porites* y *Pocillopora*, pero no en *Pavona*), con menos reclutas y un desarrollo estructural del arrecife limitado.

La temperatura del agua impacta positivamente en el crecimiento y la calcificación de estos corales (Carricart-Ganivet et al., 2012; Manzello, 2010), así como en la viabilidad reproductiva (Couce et al., 2013). Factores adicionales como la saturación de aragonita promueven la calcificación y la cementación de la estructura arrecifal, correlacionándose con menores tasas

de bioerosión (Kleypas et al., 2006; Hoegh-Guldberg, 2010; Couce et al., 2013). Además, estudios recientes indican que otros factores como la salinidad y la disponibilidad de nutrientes también juegan un papel crucial en la salud y distribución de los corales (Stranges et al., 2019). A estas premisas se debe añadir que en este estudio se encontraron otras variables oceanográficas de interés que participan en la construcción de los nichos ecológicos de los arrecifes de coral; Fosfatos y Silicatos.

Un considerable número de organismos marinos, como los corales arrecifales y su fauna asociada, viven en proximidad a su límite superior de tolerancia térmica (Manzello et al., 2017). Por otro lado, para la mayoría de las especies del Pacífico (incluidas el género *Pocillopora*) en el estudio realizado por Melo-Merino (2013), se observó un incremento en la probabilidad de presencia al incrementar la temperatura (e.g. *Pavona gigantea*), lo que sugiere que estos corales no operan cerca de su umbral térmico crítico, y por ello no se ven afectados por este fenómeno y en consecuencia conservan su área, o se ven favorecidos con nuevas áreas bajo condiciones de calentamiento de la temperatura, hecho comprobado al analizar las distribuciones de Melo-Merino (2013) y Stranges et al., (2019) con las actuales del estudio. Por lo que es crucial considerar el impacto combinado de múltiples factores estresantes, como la acidificación del océano y la contaminación, que podrían alterar significativamente estos patrones de respuesta térmica y que no fueron considerados para su análisis en modelamiento.

Algunos corales arrecifales de Costa Rica y Panamá se desarrollan en aguas con concentraciones altas de nutrientes y relativamente frías a causa de fenómenos de surgencia (Couce et al., 2013), y se ha sugerido que pueden funcionar como refugios para especies de coral y su fauna asociada en el futuro, en especial durante años en que se presente el fenómeno de El Niño (Glynn et al., 2017; Smith et al., 2017). Pero que especies como *T. coccinea* puede utilizar para colonizar y magnificarse si las condiciones se mantienen (Batista et al., 2017),

característica descrita en este estudio (Figura 43). Propiedad que intervenido por las surgencias presentes en el POT deberían mantener controlada su dispersión.

### **8.3 Modelos de Distribución**

Desde el 2002, Bejer y colegas, basándose en un análisis de la riqueza de especies, identificaron áreas cruciales para la diversidad del género *Pocillopora* en las Américas, tanto en la actualidad como en el futuro. Estas áreas incluyen las costas que se extienden desde Panamá hasta Ecuador, así como los archipiélagos ecuatoriales (Riegl et al., 2019). Los arrecifes de estos países ya se reconocían como lugares de alta biodiversidad en el Pacífico Oriental Tropical (POT), especialmente para cnidarios y peces (Beltrán, K., 2007; Glynn et al., 2017). Además de estas regiones, los modelos también predijeron nuevos puntos de alta diversidad de corales arrecifales en áreas con alta productividad y aguas relativamente frías, como el archipiélago de las Galápagos, así como en áreas con baja salinidad, como la costa de Ecuador (Glynn et al., 2017). Stranges et al, (2019) modelaron grupos de pocilloporidos, pero encontraron inconsistencias, para algunas especies, por ejemplo, al igual que en las Islas Galápagos, el Ecuador continental, fueron identificados como sitios no idóneos para la presencia coralina de *P. damicornis* debido a la escasa información de ocurrencias registradas en las zonas, a pesar de que la presencia de varias especies en cada localidad era histórica y bien conocida (Glynn et al., 2017).

En cuanto a los modelos de distribución para los corales del POT de Melo-Merino (2013) y Stranges et al. (2019) concluyeron que se puede observar una expansión de su distribución espacial hacia la costa del Pacífico desde la península de Baja California, hacia la costa de Ecuador y las islas Galápagos, las cuales se consideraban marginales para el desarrollo de arrecifes, debido a que estos organismos presentaban atributos de su nicho ecológico que se veían beneficiados por posibles aumentos en la temperatura y acidificación (Kleypas, 2006). Situación que, a pesar de no cumplirse aún los años esperados para los escenarios (para 2050), ya se pueden encontrar dichas especies ocupando la distribución potencial esperada.

Las Islas Galápagos están influenciadas por varias corrientes superficiales que fluyen hacia el oeste y cambian estacionalmente en fuerza y posición (Glynn et al. 2017). Estas corrientes se conocen como la Corriente Cálida de Panamá y la Corriente de Humboldt, y se dirigen hacia el Pacífico central (Anexo 2). Durante los años neutrales de ENSO (El Niño-Oscilación del Sur), las islas del norte, Wenman y Darwin, suelen estar rodeadas de aguas más cálidas debido a la desviación hacia el suroeste de la Contracorriente Ecuatorial del Norte (NECC) y la Corriente Cálida de Panamá, que se extiende desde la Bahía de Panamá. Mientras que, las islas del sur y del centro están más influenciadas por la parte norte de la Corriente Marino-costera del Perú (Corriente de Humboldt), que lleva agua superficial desde las corrientes oceánicas y costeras del sureste de Perú. Las islas centrales, que están a 1-2° de latitud de las islas del norte, son aproximadamente 1-2 °C más frías durante el año (Banks et al., 2009). Estas islas centrales tienen una mayor cantidad de corales del género *Pavona spp.*, que sobreviven en un rango más amplio de temperaturas fluctuantes y frías, en comparación con los corales del género *Porites spp.*, que son más comunes en las islas del norte más cálidas (Banks et al. 2009; Riegl et al., 2019).

En este estudio, al analizar las distribuciones potenciales de ocho especies, se observa que la presencia de las corrientes marinas influyentes (como la Corriente de Humboldt) en sus áreas de distribución no es distinguible. Esto significa que las condiciones ambientales para las especies estudiadas han cambiado en los últimos años en comparación con estudios anteriores, mostrando una adaptación significativa en sus nichos ecológicos. Esta adaptación es resultado de complejas relaciones biológicas, fisiológicas y de interacción con el entorno, lo que ha llevado a encontrar especies en lugares que no eran óptimos hace 10 años, en un contexto de cambio climático proyectado para 2050.

Otro análisis interesante que está relacionado con las corrientes marinas es que las especies de pocilloporidos descritos para las zonas meridionales podrían estar siendo afectados por las condiciones oceanográficas cambiantes en su distribución, pues vemos que hace 11 años en el

pasado al iniciar los primeros modelamientos de escleractínidos tropicales, estos no se extendían más allá de la distribución conocida que era las Islas Galápagos y no el Ecuador continental (Melo-Merino, 2013). Algunos de estos géneros modelados (p.e. Pocillopóridos) poseen un alto potencial de dispersión que podría estar afectando los nichos ecológicos de especies nativas o endémicas de la Placa de Nazca y del monte submarino Salas y Gómez (Gálvez-Larach., 2009), donde coexisten 8 familias y 19 géneros de Antipatharia y Scleractinia.

Según los patrones de conectividad del modelo biofísico de Riegl et al. (2019), hay una notable diferenciación en la fauna de corales escleractínidos dentro de las islas Galápagos. Aunque muchas especies están presentes en todo el archipiélago y más allá del POT, no todas las especies se encuentran en todos los lugares (Glynn et al., 2017). Existe un marcado gradiente de riqueza de especies desde las islas occidentales hacia las meridionales y septentrionales (Cortés, J. y Jiménez, C. 2003; MAE, 2007; Stranges et al., 2019). Nos mencionan que el archipiélago sur está bien conectado, y que las islas del norte reciben algunas larvas del sur, lo que podría predecir similares patrones de riqueza en los islotes cercanos al perfil costero de Ecuador.

#### **8.4 Conservación**

En el ámbito de la conservación de estos ecosistemas, es fundamental identificar áreas que en el futuro podrían ser beneficiosas para los arrecifes de coral. Estas zonas podrían ser evaluadas para la creación de nuevas áreas marinas protegidas o zonas de reforestación, como es el caso de la costa occidental de la península de Baja California (Stranges et al., 2019). Al igual que el perfil costero interior de Santa Elena, donde se encuentran al menos seis especies documentadas con distribuciones potenciales (Melo-Merino, 2013; Stranges et al., 2019), la estabilidad de la recluta larvaria (Riegl et al., 2019) y el desarrollo en condiciones subóptimas le confiere una mayor tolerancia al estrés y a futuras perturbaciones (Stranges et al., 2019). Esto explica su capacidad para colonizar áreas afectadas por el cambio climático, tal como se documentó en este estudio respecto a condiciones oceanográficas muy variables (Tabla 17). No obstante, una mayor

probabilidad de presencia no garantiza una colonización exitosa, ya que la expansión de su área de distribución depende en gran medida de las interacciones bióticas y ecosistémicas (de Araújo et al., 2014). Los corales del género *Pocillopora* son conocidos por su alto potencial de dispersión, lo cual puede facilitar su movimiento a latitudes más altas, como ya se ha observado en Japón, Florida y las costas del sur de Ecuador (Yamano et al., 2011; Glynn et al., 2017), ubicaciones en los límites de su distribución actual.

Asimismo, el desplazamiento y la expansión del rango de distribución observado en especies como *Tubastraea coccinea* y *Pocillopora damicornis* debe ser visto como una aproximación. El desplazamiento de corales podría estar limitado por la capacidad de dispersión de las larvas (Carricart-Ganivet et al., 2012), la disponibilidad de sustrato adecuado (Reyes-Bonilla et al., 2013) y el posible impacto de las interacciones bióticas, que también podrían verse afectadas por cambios ambientales y, por lo tanto, influir en la distribución futura de las especies acompañantes (Stranges et al., 2019), lo cual generalmente no se considera en los modelos debido a su complejidad. Además, si la dispersión larval y el asentamiento tuvieran éxito, otros factores podrían limitar el desarrollo de nuevas comunidades coralinas, como las relaciones interespecíficas con la comunidad bentónica, los servicios ecosistémicos y las actividades humanas.

Sin embargo, Boström-Einarsson., et al. (2020) nos indican que la restauración efectiva debe de tener como objetivo llevar a la rehabilitación del sistema arrecifal tanto a una escala local como regional, pero que, hasta el momento la mayoría de las iniciativas son programas de restauración enfocados a esfuerzos dentro de una misma localidad a una escala de tiempo menor a dos años. Y que, por encima del financiamiento, uno de los retos es reconocer que los resultados pueden ser diferentes en respuesta a los mecanismos de aclimatación que los corales hayan desarrollado a los estresores tanto naturales como antropogénicos y sobre todo, independientes de la especie seleccionada (Martínez-Castillo et al., 2020).

## 9. CONCLUSIONES

En el perfil costero de la provincia de Santa Elena, Ecuador, se determinaron 92 ocurrencias de 8 especies de corales escleractínidos. Las especies *Pocillopora damicornis* y *Psammocora stellata* fueron las más y menos frecuentes, con 23 y 1 ocurrencias respectivamente, mientras que *Pocillopora elegans* y *Pavona varians* no fueron modeladas debido a la falta de ocurrencias suficientes. Este estudio predice una alta probabilidad de ocurrencia para estas 8 especies, destacando el impacto de factores ambientales como la batimetría en sus distribuciones.

Las variables que mayor contribución aportan a los modelos de distribución de forma aislada de estas especies son la Batimetría (Bath), Temperatura mínima (Tempmin) y Silicato mínimo (SiO4min), determinadas a través de los análisis Jack-knife de Maxent (607.3, 49.3 y 44.6 respectivamente). En contraste, las variables con menor aporte a la construcción de los modelos fueron la Productividad Primaria Mínima (PPmin), Clorofila mínima (Chlmin) y Nitratos máximo (NO3max), con contribuciones de 0, 0.3 y 0.5 respectivamente.

Los modelos de distribución generados a través de MaxEnt demostraron un poder predictivo significativamente superior a un modelo al azar, con valores de AUC promedios superiores a 0.995 para todas las especies, lo cual los clasifica como excelentes.

Este análisis sugiere que el cambio climático podría restringir a las especies adaptadas a vivir en estos ambientes a zonas más frías, modificando sus áreas de distribución actuales. La presencia futura de corales escleractínidos podría verse gravemente afectada, condicionada a los parches arrecifales con mejor adaptación y menor variabilidad en condiciones ambientales, lo que podría repercutir en los servicios ecosistémicos y causar impactos socioeconómicos en el perfil costero.

Los mapas de distribución potencial de especies en Santa Elena indican zonas convergentes con potenciales ocurrencias, estas zonas propuestas como prioritarias para conservar se encuentran actualmente con múltiples amenazas subsecuentes de la intervención antrópica y cambios

ambientales del cambio climático. Por tanto, es crucial estudiar estos impactos para identificar y delimitar las zonas más adecuadas para la reforestación y restauración de corales hermatípicos, para entonces proponer nuevas áreas de protección ambiental.

Las áreas protegidas que en términos generales ya proveen estos espacios son las reservas REMACOPSE y El Pelado, ambas se encuentran ubicadas en el perfil costero y dentro de las zonas predichas como potencial distribución por este estudio y otros. Se identificaron además cinco zonas en la provincia de Santa Elena que serían importantes para considerarlas en estudios futuros: Manglaralto, Punta Blanca, Ballenita, Ancón y Chanduy.

Las distribuciones de corales modeladas se consideran las más septentrionales para los corales del Pacífico Oriental Tropical, aun así, se han detectado cambios bastante notables en la distribución que algunas especies presentan ante las condiciones ambientales como la profundidad, temperatura y salinidad en comparación con otros modelos en pocilloporidos. Estos resultados se cree que están influenciadas por encontrar ejemplares al sur de la Reserva REMACOPSE que había actuado previamente como una frontera para la diversidad en función del choque de las corrientes marinas y la notable diferencia de parámetros oceanográficos.

En conclusión, la hipótesis de este estudio se confirma, ya que la tolerancia de los corales hermatípicos a diferentes factores ambientales determina su distribución geográfica. Por tanto, su nicho fundamental puede ser representado a partir de un modelo de distribución potencial basado en sus preferencias ambientales y georreferenciación. Destacando que, dependiendo de la especie, la importancia de las variables oceanográficas puede variar, afectando la distribución presente y futura de estos corales.

En conclusión, la hipótesis de este estudio se puede interpretar como afirmativa ya que la tolerancia de los corales hermatípicos a los diferentes factores ambientales en efecto determina su distribución en el espacio geográfico, por lo que su nicho fundamental puede ser representado a partir de un modelo de distribución potencial basado en sus preferencias

ambientales y georreferenciación, destacando que dependiendo de la especie, cada valor de importancia de las variables oceanográficas puede variar y en función a sus variaciones, la distribución presente y futura puede verse comprometida.

## 10. RECOMENDACIONES

Las aplicaciones de los modelos de distribución de especies son extensas y variadas. Destacan en el análisis de la riqueza y distribución de especies, habiendo sido empleados para una amplia gama de grupos taxonómicos, tales como angiospermas, endemismos vegetales, helechos, anfibios, hongos, himenópteros, primates, briófitos, reptiles, aves, insectos, peces y cetáceos. Estos modelos también se aplican a la distribución potencial de comunidades, hábitats amenazados y especies históricas, facilitando la identificación de refugios de flora antigua. Otras aplicaciones significativas incluyen la evaluación del riesgo de especies invasoras, la conservación de especies amenazadas, los efectos del cambio climático, la diversidad de especies, el diseño de reservas, estudios de conservación, filogeografía, biogeografía y la delimitación de regiones biogeográficas. Asimismo, permiten localizar áreas con posibles nuevas especies, detectar nuevas presencias de especies raras y planificar trabajos de campo. También son útiles para la reintroducción de especies amenazadas, la identificación de corredores óptimos para la distribución de especies, la conservación de especies raras y la delimitación de puntos calientes de biodiversidad. Además, pueden validar hipótesis evolutivas, analizar el impacto de actividades humanas en la distribución de especies, apoyar estudios taxonómicos, evaluar la distribución potencial de enfermedades infecciosas y realizar aproximaciones económicas para especies comerciales.

Los análisis específicos que se deben priorizar a posterior de esta investigación abarcan desde la evaluación de la distribución con diversos escenarios de cambio climático, la utilización de variables oceanográficas de alta resolución para una predicción más precisa, el desarrollo de capas categóricas de sistemas submareales para su manejo en sistemas de información geográfica e inferencias en la distribución de los arrecifes de coral, la modelización de nichos ecológicos para identificar las poblaciones que estén adaptadas a mayores variaciones climáticas, con el objetivo de detectar poblaciones con genes tolerantes al cambio climático y

reforestar las áreas idóneas con estos pólipos adaptados a condiciones extremas. Se recomienda modelar las principales especies que interactúan con los arrecifes de coral, incluyendo depredadores principales, simbioses, otros grupos taxonómicos y comunidades de arrecifes de coral, para comparar las posibles distribuciones entre grupos y sugerir áreas prioritarias de conservación que integren el mayor número de especies y representatividad taxonómica. Además, se recomienda incorporar la fragmentación del hábitat en el estudio para descartar como posibles zonas de presencia aquellas que están actualmente perturbadas o bajo fuertes presiones antrópicas

Los modelos presentados no consideran otros posibles efectos del aumento de la temperatura en los corales arrecifales, como el blanqueamiento coralino, el incremento de enfermedades, impactos en la reproducción y reclutamiento, la reducción de la calcificación, y el efecto sinérgico de otros factores de estrés como la acidificación oceánica y la contaminación, lo que podría aumentar la vulnerabilidad de las especies. Algunos géneros modelados, como los Pocilloporidos, con alto potencial de dispersión, podrían estar alterando los nichos ecológicos de especies nativas o endémicas de la Placa de Nazca y el monte submarino Salas y Gómez, donde hay ocho familias y diecinueve géneros de *Antipatharia* y *Scleractinia*. No se conoce su interacción ni su dispersión actual.

Además, los modelos no pueden simular las interacciones bióticas ni la capacidad de dispersión de las especies, lo que añade complejidad a las predicciones.

Finalmente, se sugiere extender esta investigación a una región de estudio que abarque otras provincias y países dentro de su distribución conocida. Esto permitiría evaluar los cambios en los patrones de distribución a nivel regional o continental, así como comparar los resultados con estudios previos para analizar las variaciones en su distribución a lo largo del tiempo y verificar la precisión de las aproximaciones utilizada.

## 11. BIBLIOGRAFÍA

- Agassiz, A. (1892). Reports on the dredging operations off the west coast of Central America to the Galápagos, to the west coast of Mexico, and in the Gulf of California, in charge of Alexander Agassiz, carried on by the U.S. Fish Commission Steamer "Albatross," Lieut. Commander Z.L. Tanner, U.S.N., Commanding. II. General sketch of the Expedition of the "Albatross," from February to May 1891. Bull. Mus. Comp. Zool., Harvard College 23(1): 1-89, 22 pls.
- Austin, M. (2007). Species distribution models and ecological theory: a critical assessment and some possible new approaches. *Ecological Modelling* 200:1-19.
- Baker, A. C., Glynn, P. W. y Riegl, B. (2008). Climate change and coral reef bleaching: An ecological assessment of long-term impacts, recovery trends and future outlook. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 80, 435–471. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.09.003>
- Ban, S. S., Graham, N. A. y Connolly, S. R. (2014). Evidence for multiple stressor interactions and effects on coral reefs. *Global Change Biology*, 20, 681–697. <https://doi.org/10.1111/gcb.12453>
- Banks, S.A., Vera, M., Chiriboga, Á. (2009). Characterizing the last remaining reefs: establishing reference points to assess long term change in Galápagos zooxanthellate coral communities. *Galapagos Res* 66:43–64
- Batista, D., Arruda, J., Messano, F., Altvater, L., Candella, R., Elias, L., de Messano, L., Apolinario, M., & Coutinho, R. (2017). Distribution of the invasive orange cup coral *Tubastraea coccinea* Lesson, 1829 in an upwelling area in the South Atlantic Ocean fifteen years after its first record. *Aquatic Invasions*, 12, 1-10. <https://doi.org/10.3391/ai.2017.12.1.03>
- Baums, I. B., Boulay, J. N., Polato, N. R. y Hellberg, M. E. (2012). No gene flow across the

- Eastern Pacific Barrier in the reefbuilding coral *Porites lobata*. *Molecular Ecology*, 21, 5418–5433. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294.2012.05733>.
- Beltrán, K. (2007). Análisis de vacíos y áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad en el Ecuador continental. Ministerio del Ambiente. [https://www.google.com/books/edition/An%C3%A1lisis\\_de\\_vac%C3%ADos\\_y\\_%C3%A1reas\\_prioritari/8cEd-pDBZsYC](https://www.google.com/books/edition/An%C3%A1lisis_de_vac%C3%ADos_y_%C3%A1reas_prioritari/8cEd-pDBZsYC) (Original work published by the University of California, digitized on October 3, 2019)
- Benito, B. M. (2009). Modelización de la distribución potencial de especies: métodos de proyección y estimación de incertidumbre. Universidad Autónoma de Madrid.
- Boria, R.A., Olson, L.E., Goodman, S.M., Anderson, R.P. (2014). Spatial filtering to reduce sampling bias can improve the performance of ecological niche models. *Ecological Modelling* 275:73–77.
- Boström-Einarsson, L., Babcock, R. C., Bayraktarov, E., Ceccarelli, D., Cook, N., Ferse, S. C., Hancock, B., Harrison, P., Hein, M., Shaver, E., Smith, A., Suggett, D., Stewart-Sinclair, P., Vardi, T., & McLeod, I. M. (2020) Coral restoration—A systematic review of current methods, successes, failures and future directions. *Plos One*, 15(1), e0226631. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0226631>
- Cámara Nacional de Pesquería. (2017). *Las flotas pesqueras de aguas distantes, oceanografía, las áreas de pesca, organizaciones y principios de su manejo. | CNP - Ecuador*. [Camaradepesqueria.ec](https://camaradepesqueria.ec). <https://camaradepesqueria.ec/las-flotas-pesqueras-aguas-distantes-oceanografia-las-areas-pesca-organizaciones-principios-manejo/#>
- Carpenter, K. E., Abrar, M., Aeby, G., Aronson, R. B., Banks, S., Bruckner, A. (2008). One-third of reef-building corals face elevated extinction risk from climate change and local impacts. *Science*, 321, 560–563. <https://doi.org/10.1126/science.1159196>
- Carricart-Ganivet, J. P., Cabanillas-Terán, N., Cruz-Ortega, I. y Blanchon, P. (2012).

- Sensitivity of calcification to thermal stress varies among genera of massive reef-building corals. *Plos One*, 7, e32859. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0032859>
- Cayuela, L & de la Cruz, M. (2022). *Análisis de datos ecológicos en R*. Mundiprensa. ISBN 10: 8484768333. Pp 356.
- Chen, P. Y., Chen, C. C., Chu, L. y McCarl, B. (2015). Evaluating the economic damage of climate change on global coral reefs. *Global Environmental Change*, 30, 12–20. <https://doi.org/10.3354/meps08775>.
- Cobos, M. & Peterson, A. (2023). Broad scale factors shaping the ecological niche and geographic distribution of *Spirodela polyrhiza*. *PLoS ONE* 18(5): e0276951. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0276951>.
- Combosch, D. J. y Vollmer, S. V. (2011). Population genetics of an ecosystem-defining reef coral *Pocillopora damicornis* in the Tropical Eastern Pacific. *Plos One*, 6, e21200. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0021200>
- Comeau, S., Carpenter, R. C., Lantz, C. A. y Edmunds, P. J. (2014). Ocean acidification accelerates dissolution of experimental coral reef communities. *Bio geosciences Discussions*, 11, 12323–12339. <https://doi.org/10.5194/bg-12-365-2015>
- Congedo, L. (2021). Semi-Automatic Classification Plugin: A Python tool for the download and processing of remote sensing images in QGIS. *Journal of Open-Source Software*, 6(64), 3172, <https://doi.org/10.21105/joss.03172>
- CONGOPE. (2018). *Santa Elena | Consorcio de Gobiernos Autónomos Provinciales del Ecuador*. CONGOPE. [http://www.congope.gob.ec/?page\\_id=5670](http://www.congope.gob.ec/?page_id=5670)
- Cortés, J. (2011) Eastern Tropical Pacific coral reefs. In: Hopley D (ed) *The encyclopedia of modern coral reefs: structure, form, and process*. Springer, Berlin, pp 351–358
- Cortés, J. et al. (2017). Marine Biodiversity of Eastern Tropical Pacific Coral Reefs. In: Glynn, P., Manzello, D., Enochs, I. (eds.) *Coral Reefs of the Eastern Tropical Pacific*. Coral

Reefs of the World, vol. 8. Springer, Dordrecht. [https://doi.org/10.1007/978-94-017-7499-4\\_7](https://doi.org/10.1007/978-94-017-7499-4_7)

- Cortés, J. y Jiménez, C. (2003) Corals and coral reefs of the Pacific of Costa Rica: history, research, and status. In: Cortés J (ed) Latin American coral reefs. Elsevier Science B.V, Amsterdam, pp 361–385
- Couce, E., Ridgwell, A. y Hendy, E. J. (2013). Future habitat suitability for coral reef ecosystems under global warming and ocean acidification. *Global Change Biology*, 19, 3592–3606. <https://doi.org/10.1111/gcb.12335>
- Crossland, C. (1927). Marine ecology and coral formations in the Panam~ region, the Galápagos and Marquesas Islands, and the Atoll of Napuka. The expedition to the South Pacific of the S.Y. St. George. *Trans. Roy. Soc. Edinburgh* 55(2): 531-554.
- Dambach, J. y Rödder, D. (2011). Applications and future challenges in marine species distribution modeling. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 21, 92– 100. <https://doi.org/10.1002/aqc.1160>
- Dana, T. (1975). Development of contemporary eastern Pacific coral reefs. *Mar Biol* 33:355–374
- Darwin, C. (1889). The structure and distribution of coral reefs. 3rd ed., Smith, Elder, & Co., London. 344 p.
- de Araújo, C. B., Marcondes-Machado, L. O. y Costa, G. C. (2014). The importance of biotic interactions in species distribution models: a test of the Eltonian noise hypothesis using parrots. *Journal of Biogeography*, 41, 513–523. <https://doi.org/10.1111/jbi.12234>
- Durham, J.W. (1966). Coelenterates, especially stony corals, from the Galápagos and Cocos Islands: 123-135. In: R.I. Bowman (ed.), *The Galápagos: Proceedings of the Galápagos International Scientific Project of 1964*. University of California Press, Berkeley.
- Edmunds, P., Riegl, B., (2020). Urgent need for coral demography in a world where corals are

- disappearing. *Marine Ecology Progress Series* 635, 233–242.  
<https://doi.org/10.3354/meps13205>
- Elith, J. (2000). Quantitative methods for modeling species habitat: comparative performance and an application to Australian plants. En S. Ferson y M. Burgman (Eds.), *Quantitative methods for conservation biology* (pp. 39–58). New York: Springer-Verlag.  
[https://doi.org/10.1007/0-387-22648-6\\_4](https://doi.org/10.1007/0-387-22648-6_4)
- Elith, J., Graham, C. H., Anderson, R. P., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., ... & Zimmermann, N. E. (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29(2), 129-151.
- Elton, C. (1927). *Animal ecology*. Sidgwick & Jackson.
- Eyre, B., Andersson, A., Cyronak, J. (2014). Benthic coral reef calcium carbonate dissolution in an acidifying ocean. *NatClim Chang* 4: 969–976
- Feingold, J.S. (1995). Effects of elevated water temperature on coral bleaching and survival during El Niño disturbance events. Ph.D. disserts., Univ. Miami. 236 p.
- Fiedler, P. C. y Lavín, M. F. (2017). Oceanographic conditions of the Eastern tropical Pacific. En P. W. Glynn, D. P. Manzello y I. C. Enochs (Eds.), *Coral reefs of the Eastern tropical Pacific: persistence and loss in a dynamic environment* (pp. 59–83). Dordrecht: Springer. [https://doi.org/10.1007/978-94-017-7499-4\\_3](https://doi.org/10.1007/978-94-017-7499-4_3)
- Field, A., Miles, J., Field, Z., (2012). *Discovering Statistics using R*. Sage Publications.
- Figuerola, J. (2015). Contribución al conocimiento de la Fauna de Octocorales (Octocorallia: Gorgoniidae) en el Arrecife Rocoso del Islote los Ahorcados, Manabí-Ecuador. Universidad Laica Eloy Alfaro de Manabí
- Freeman, L. A. (2015). Robust performance of marginal Pacific coral reef habitats in future climate scenarios. *Plos One*, 10, e0128875  
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0128875>.

- Freeman, L. A., Kleypas, J. A. y Miller, A. J. (2013). Coral reef habitat response to climate change scenarios. *Plos One*, 8, e82404. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0082404>
- Fuentes-Montejo, C., Gaitán, C. & García, P. (2016). Traslape de nicho de jaguar (*Panthera onca*) y puma (*Puma concolor*) en Mesoamérica: diferencias ambientales. *Mesoamérica*. Volumen 20(1) Pp: 1-17. Disponible en: [https://www.researchgate.net/publication/318732396\\_Traslape\\_de\\_nicho\\_de\\_jaguar\\_Panthera\\_onca\\_y\\_puma\\_Puma\\_concolor\\_en\\_Mesoamerica\\_diferencias\\_ambientales](https://www.researchgate.net/publication/318732396_Traslape_de_nicho_de_jaguar_Panthera_onca_y_puma_Puma_concolor_en_Mesoamerica_diferencias_ambientales)
- Gálvez-Larach, M. (2009). Montes submarinos de Nazca y Salas y Gómez: una revisión para el manejo y conservación. In: P. Arana, J.A.A. Pérez & P.R. Pezzuto (eds.). Deep-sea fisheries off Latin America. *Lat. Am. J. Aquat. Sci.*, 37: 479-500.
- GBIF (2024). GBIF Occurrence Download <https://doi.org/10.15468/dl.rp4cfr>
- Glynn, P. W. y Ault, J. S. (2000). A biogeographic analysis and review of the far eastern Pacific coral reef region. *Coral Reefs*, 19, 1–23. <https://doi.org/10.1007/s003380050220>
- Glynn, P. W., Mones, A. B., Podestá, G. P., Colbert, A. y Colgan, M. W. (2017). El Niño-Southern Oscillation: effects on Eastern Pacific coral reefs and associated biota. En P. W. Glynn, D. P. Manzello y I. C. Enochs (Eds.), *Coral reefs of the Eastern tropical Pacific: persistence and loss in a dynamic environment* (pp. 251–290). Dordrecht: Springer. [https://doi.org/10.1007/978-94-017-7499-4\\_8](https://doi.org/10.1007/978-94-017-7499-4_8)
- Glynn, P.W. & G.M. Wellington. (1983). *Corals and coral reefs of the Galápagos' Islands*. University of California Press, Berkeley. 330 p.
- Glynn, P.W. (2017). History of Eastern Pacific Coral Reef Research. In: Glynn, P., Manzello, D., Enochs, I. (eds) *Coral Reefs of the Eastern Tropical Pacific*. *Coral Reefs of the World*, vol 8. Springer, Dordrecht. [https://doi.org/10.1007/978-94-017-7499-4\\_1](https://doi.org/10.1007/978-94-017-7499-4_1)
- Glynn, P.W. et al. (2017). Eastern Pacific Coral Reef Provinces, Coral Community Structure and Composition: An Overview. In: Glynn, P., Manzello, D., Enochs, I. (eds) *Coral*

- Reefs of the Eastern Tropical Pacific. *Coral Reefs of the World*, vol 8. Springer, Dordrecht. [https://doi.org/10.1007/978-94-017-7499-4\\_5](https://doi.org/10.1007/978-94-017-7499-4_5)
- Gormley, K. S. G., Porter, J. S., Bell, M. C., Hull, A. D. y Sanderson, W. G. (2013). Predictive habitat modelling as a tool to assess the change in distribution and extent of an OSPAR priority habitat under an increased ocean temperature scenario: consequences for marine protected area networks and management. *Plos One*, 8, e68263. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0068263>
- Graham, C.H., Elith, J., Hijmans, R.J., Guisan, A., Townsend Peterson, A., Loiselle, B.A. and (2008), The influence of spatial errors in species occurrence data used in distribution models. *Journal of Applied Ecology*, 45: 239-247. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01408>.
- Grinnell, J. (1917). The niche-relationships of the California thrasher. *The Auk*, 34(4), 427-433.
- He Y, Zhao L, Liu S, Zhao X, Wang Y and Jiang X (2022) Delineation of estuarine ecological corridors using the MaxEnt model to protect marine fishery biodiversity. *Front. Mar. Sci.* 9:966621. Doi: 10.3389/fmars.2022.966621
- Hernández P.A., Graham C.H., Master L.L., Albert D.L. (2006). The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography* 29(5): 773–785. DOI: 10.1111/j.0906-7590.2006.04700.
- Hijmans, R.J., Cameron, E., Parra, J.L., Jones, P.G., Jarvis, A., (2005). Very high-resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climatol.* 25, 1965–1978.
- Hoegh-Guldberg O, Mumby PJ, Hooten AJ, Steneck RS and others. (2007). Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. *Science* 318: 1737–1742
- Hoegh-Guldberg, O. (2010). Coral reef ecosystems and anthropogenic climate change. *Regional Environmental Change*, 11, Pp: 215 – 227. <https://doi.org/10.1007/s10113->

0100189-2

- Howell, K.L., R. Holt, I. Pulido-Endrino & H. Stewart. (2011). When the species is also a habitat: comparing the predictively modeled distributions of *Lophelia pertusa* and the reef habitat it forms. *Biological conservation* 144: 2656- 2665.
- Hughes, T. P., Anderson, K. D., Connolly, S. R., Heron, S. F., Kerry, J. T., Lough, J. M. (2018). Spatial and temporal patterns of mass bleaching of corals in the Anthropocene. *Science*, 359, 80–83. <https://doi.org/10.1126/science.aan8048>
- Hutchinson, G. E. (1957). Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*, 22(0), 415-427.
- Hutchinson, G. E. (1978). *An introduction to population ecology*. Yale University Press.
- Jet Propulsion Laboratory - NASA. (2023). Datos climatológicos y topográficos de Santa Elena, (Ecuador) - Weather Spark. Weatherspark.com. <https://es.weatherspark.com/y/18289/Clima-promedio-en-Santa-Elena-Ecuador-durante-todo-el-a%C3%B1o#Sections-Sources>
- Jokiel, P. L. (2015). Predicting the impact of ocean acidification on coral reefs: evaluating the assumptions involved. *ICES Journal of Marine Science*, 73, 550–557. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsv091>.
- Kleypas, J., Feely, R., Fabry, V., Langdon, C., Sabine, C. y Robbins, L. (2006). *Impacts of ocean acidification on coral reefs and other marine calcifiers: a guide for future research*. St. Petersburg: NSF/ NOAA/ U.S. Geological Survey.
- Kramer-Schadt, S., Niedballa, J., Pilgrim, J.D., Schroder, B., Lindenborn, J., Reinfelder, V., Stillfried, M., Heckmann, I., Scharf, A.K., Augeri, D.M., Cheyne, S.M., Hearn, A.J., Ross, J., Macdonald, D.W., Mathai, J., Eaton, J., Marshall, A.J., Semiadi, G., Rustam, R., Bernard, H., Alfred, R., Samejima, H., Duckworth, J.W., Breitenmoser-Wuersten, C., Belant, J.L., Hofer, H., Wilting, A., 2013. The importance of correcting for sampling

- bias in maxent species distribution models. *Divers. Distrib.* 19, 1366–1379.  
<https://doi.org/10.1111/ddi.12096>.
- Liddick, D. (2014). The dimensions of a transnational crime problem: the case of iuu fishing. *Trends in Organized Crime*, 17(4), 290–312. <https://doi.org/10.1007/s12117-014-9228-6>
- Llorente-Bousquets, J. (2001). “Introducción A La Biogeografía En Latinoamérica: Teorías, Conceptos, Métodos Y Aplicaciones”. Facultad de Ciencias, UNAM. México. Edición 1. ISBN-968-36-9463-2. Disponible en: <https://www.libros.unam.mx/digital/v8/40.pdf>
- Logan, C.A., Dunne, J.P., Ryan, J.S. et al. (2021). “Quantifying global potential for coral evolutionary response to climate change”. *Nature Climate Change*. 11, 537–542  
<https://doi.org/10.1038/s41558-021-01037-2>
- Machuca-Quito, M.A., & Vélez-Peña, J.J. (2021). “Análisis del nicho ecológico del Cóndor Andino (*Vultur gryphus*) en los Andes Sur del Ecuador”. Trabajo de graduación previo a la obtención del título de: BIÓLOGO CON MENCIÓN EN ECOLOGÍA Y GESTIÓN. Universidad del Azuay, Facultad de Ciencia y Tecnología, Escuela de Biología, Ecología y Gestión. Disponible en: <https://space.uazuay.edu.ec/bitstream/datos/11110/1/16648.pdf>.
- MAE (Ministerio del Ambiente del Ecuador) (2007). Actualización del Diagnóstico del Parque Nacional Machalilla: elementos prioritarios de la diversidad biológica y cultural. Proyecto GEF: Ecuador Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP-GEF), Quito, Ecuador
- Magris, R. A., & Déstro, G. F. G. (2010). Predictive modeling of suitable habitats for threatened marine invertebrates and implications for conservation assessment in Brazil. *Brazilian*

Journal of Oceanography, 58(spe4), 57–68.

Manzello, D. P. (2010). Coral growth with thermal stress and ocean acidification: Lessons from the eastern tropical Pacific. *Coral Reefs*, 29, 749–758. <https://doi.org/10.1007/s00338-010-0623-4>

Manzello, D. P., Eakin, C. M. y Glynn, P. W. (2017). Effects of global warming and ocean acidification on carbonate budgets of Eastern Pacific coral reefs. *Coral reefs of the Eastern Tropical Pacific: persistence and loss in a dynamic environment* (pp. 517–533). Dordrecht: Springer. [https://doi.org/10.1007/978-94-017-7499-4\\_18](https://doi.org/10.1007/978-94-017-7499-4_18)

Marshall, C. E., Glegg, G. A., & Howell, K. L. (2014). Species distribution modelling to support marine conservation planning: The next steps. *Marine Policy*, 45, 330-332. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2013.09.003>

Martínez-Castillo, V., Rodríguez-Troncoso, A. P., Santiago Valentín, J. D., & Cupul-Magaña, A. L. (2020) The influence of urban pressures on coral physiology on marginal coral reefs of the Mexican Pacific. *Coral Reefs*, 39, 625–937. <https://doi.org/10.1007/s00338-020-01957-z>.

Martínez-Meyer, E., (2014) “Introducción al Modelado de Nichos Ecológicos y Distribuciones de Especies”. Cátedra de pregrado. Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México. Disponible en: [https://www.recibio.net/wp-content/uploads/2014/01/Intro-Modelado-de-nichos\\_EMM.pdf](https://www.recibio.net/wp-content/uploads/2014/01/Intro-Modelado-de-nichos_EMM.pdf)

Mateo, R. G., Felicísimo, Á. M., & Muñoz, J. (2011). Modelos de distribución de especies: una revisión sintética. *Revista Chilena de Historia Natural*, 84(2), 217-240.

May, F. A., & Méndez Rodríguez, A. (2018). Filogenia y modelado de nicho ecológico del Delfín del Río Amazonas o Boto *Inia geoffrensi*. *GAU*, 1(1), 1–10. Recuperado a partir de <https://revistas.ulatina.ac.cr/index.php/gaudeamus/article/view/203>

Medellín-Maldonado, F., Cabral-Tena, R., López-Pérez, A., Calderón-Aguilera, L.E.,

- Norzagaray-López, C., Chapa-Balcorta, C., Zepeta-Vilchis, R., & Harris, C. (2016). Calcificación de las principales especies de corales constructoras de arrecifes en la costa del Pacífico del sur de México. *Ciencias marinas*, 42(3), 209-225. <https://doi.org/10.7773/cm.v42i3.2650>
- Melo-Merino, S. (2013). "Cambios potenciales en la distribución de corales arrecifales (Scleractinia) del Pacífico oriental y Atlántico occidental: como consecuencia del cambio climático". (Tesis de Maestría). Universidad Nacional Autónoma de México, México. Recuperado de <https://repositorio.unam.m/contenidos/85422>
- Ministerio del Ambiente del Ecuador (2014). Plan de Manejo de la Reserva Marina El Pelado. Quito, Ecuador: 85p.
- Ministerio del Ambiente de Ecuador (2014b). Reserva de Producción de Fauna Marino Costera Puntilla de Santa Elena. Geografía. Guía Informativa de Áreas Naturales Protegidas del Ecuador 14, p 82-85
- Moberg, F., & Folke, C. (1999). Ecological goods and services of coral reef ecosystems. *Ecological economics*, 29(2), 215-233.
- Mota-Vargas C, Rojas-Soto O., (2012). The importance of defining the geographic distribution of species for conservation: The case of the Bearded Wood-Partridge. *Journal for Nature Conservation* 20:10–17.
- Mota-Vargas, C. Encarnación-Luévano, A. Ortega-Andrade, H. Prieto-Torres, DA. Peña-Peniche, A. & Rojas-Soto, R. (2019). Una breve introducción a los modelos de nicho ecológico. En: Moreno CE (Ed) *La biodiversidad en un mundo cambiante: Fundamentos teóricos y metodológicos para su estudio*. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo/Liberme, Ciudad de México, pp. 39-63.
- Naciones Unidas. (2017). "Los efectos del cambio climático y los cambios atmosféricos conexos en los océanos". Resumen Técnico De La Primera Evaluación Integrada Del

Medio Marino A Escala Mundial. Naciones Unidas, New York. eISBN 978-92-1-361388-7. Disponible en:

[https://www.un.org/regularprocess/sites/www.un.org.regularprocess/files/17-05753\\_s-impacts-of-climate-change.pdf](https://www.un.org/regularprocess/sites/www.un.org.regularprocess/files/17-05753_s-impacts-of-climate-change.pdf)

Najera-Medellin, J. y Mora-Covarrubias, A. (2019). “Distribución biogeográfica potencial del género *Hippocampus*, Rafinesque 1810 (Actinopterygii: Syngnathiformes) en costas mexicanas”. Revista Ciencias Marinas y Costeras. Vol. 11 (1). DOI: <http://d.doi.org/10.15359/revmar.11-1.4>

Okuda, T., Trejos, R., Valencia, M., y Rodriguez, A. (1983). Variación estacional de la Posición del Frente Ecuatorial y su Efecto sobre la Fertilidad de las Aguas Superficiales Ecuatorianas. Acta Oceanográfica del Pacífico, INOCAR, 2(1).

Palumbi, S. R., Barshis, D. J., Traylor-Knowles, N., & Bay, R. A. (2014). Mechanisms of reef coral resistance to future climate change. Science, 344(6186), 895–898. doi:10.1126/science.1251336

Pandolfi, J. M. (2015). Incorporating uncertainty in predicting the future response of coral reefs to climate change. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 46, 281–303. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-120213-091811>

Pearson, R. G., Raxworthy, C. J., Nakamura, M. y Peterson, A. T. (2007). Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. Journal of Biogeography, 34, 102–117. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01594.x>

Peterson, A. T., & Soberón, J. (2012). Modeling ecological niches and predicting geographic distributions: a test of six presence-only methods. Revista Mexicana de Biodiversidad, 83, 281-290.

Peterson, A. T., Soberón, J., Pearson, R. G., Anderson, R. P., Martínez-Meyer, E., Nakamura,

- M., & Araújo, M. B. (2011). *Ecological niches and geographic distributions* (Vol. 49). Princeton University Press.
- Phillips, S. J., Dudík, M., & Schapire, R. E. (2024). Maxent software for modelling species niches and distributions (Version 3.4.1) [Computer software]. Retrieved from [http://biodiversityinformatics.amnh.org/open\\_source/maent/](http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maent/).
- Phillips, S.J., Anderson, R.P., Dudík, M., Schapire, R.E., Blair, M.E., (2017). Opening the black box: an open-source release of maxent. *Ecography*. (Cop.) 40, 887–893. <https://doi.org/10.1111/ecog.03049>.
- Phillips, S.J., R.P. Anderson & R.E. Schapire. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distribution. *Ecological modeling* 190: 231-259
- Ponce, B. (2017). Caracterización de arrecifes rocosos de la costa del Pacífico de Ecuador usando la metodología Reef Check. Proyecto especial de graduación presentado como requisito parcial para optar al título de Ingeniera en Ambiente y Desarrollo en el Grado Académico de Licenciatura. Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano.
- Pourtalés, L.F. de. (1875). Corals at the Galápagos Islands. *Amer. J. Sci. Arts*, ser.3, 10: 282-283.
- Qiao, H., Soberón, J., & Peterson, A. T. (2015). No silver bullets in correlative ecological niche modelling: insights from testing among many potential algorithms for niche estimation. *Methods in Ecology and Evolution*, 6(10), 1126-1136.
- Raven, P. H., G. B. Johnson, K. A. Mason, J. B. Losos, y S. R. Singer. (2014). "Population demography and dynamics" En *Biology*, 1168-1171. 10a ed., AP ed. New York, NY: McGraw-Hill.
- Reina-Zambrano, J. (2015). "Diversidad y abundancia de corales en la zona submareal de la punta de Anconcito de la Reserva de Producción Faunística Marino Costera Puntilla de Santa Elena (REMACOPSE), durante el periodo diciembre 2014 – abril 2015".

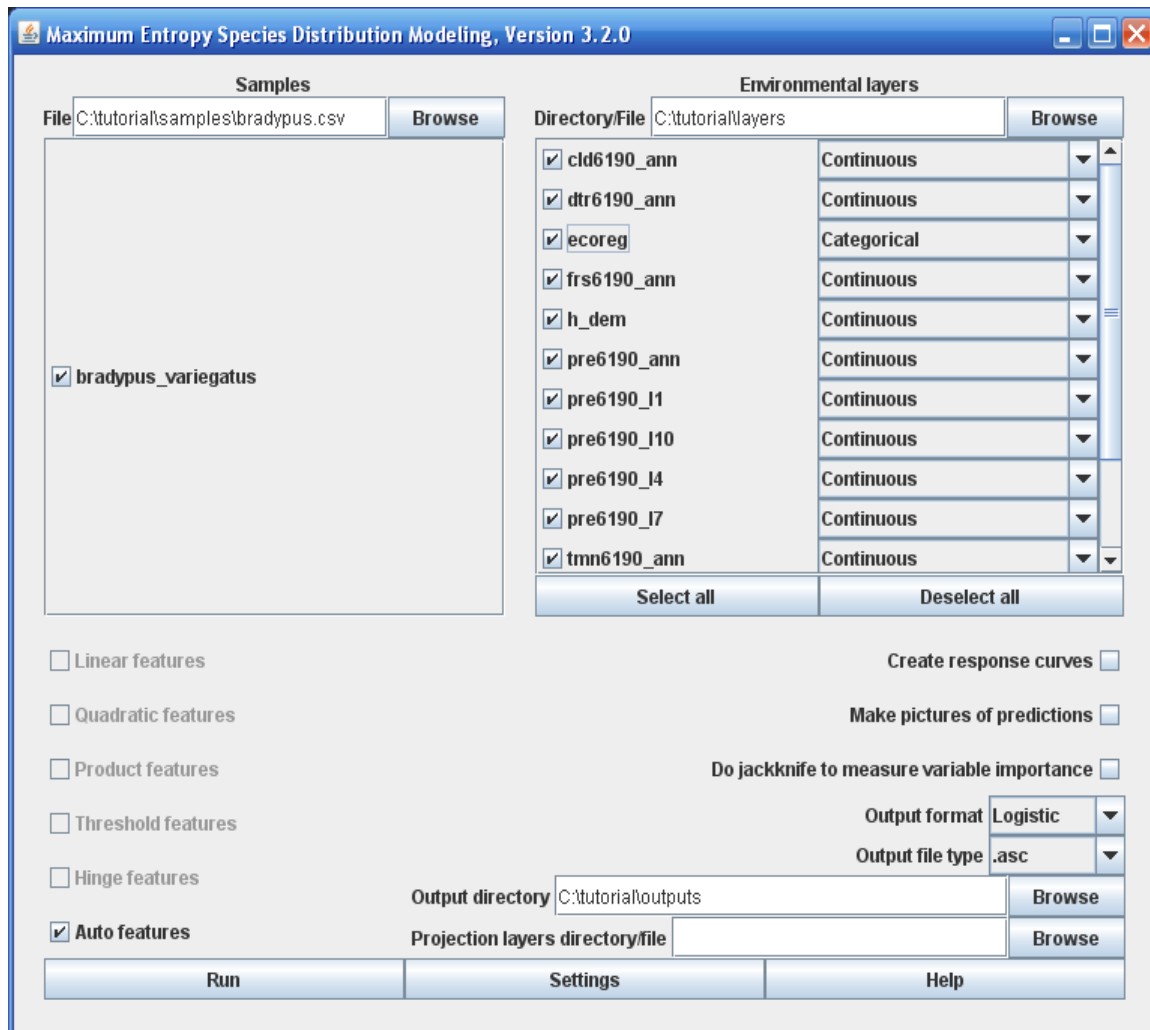
- Universidad Estatal Península de Santa Elena. Tesis de Grado. Disponible en:  
<https://repositorio.upse.edu.ec/bitstream/46000/2052/1/UPSE-TBM-2015-001.pdf>
- Reyes-Bonilla, H., Martínez-Torres, M., Melo-Merino, S. y Petatán-Ramírez, D. (2013). First record of an azooxanthellate reef-building coral (Scleractinia) at Sinaloa, Mexico (Eastern Gulf of California). *CICIMAR Oceánides*, 28, 61–66.
- Reyes-Franco, J. & Coronel-Conforme, P. (2023). “Evaluación submareal de los bajos “El Acuario” y “Rabo del Viejo” de la Reserva Marina “El Pelado”, Provincia de Santa Elena, 2023”. Universidad Estatal Península De Santa Elena. Trabajo De Integración Curricular. Disponible en:  
<https://Repositorio.Upse.Edu.Ec/Bitstream/46000/10147/1/Upse-Tbi-2023-0045.Pdf>
- Riegl, B., Johnston, M., Glynn, P., Keith, I., Rivera, F., Vera-Zambrano, M., Banks, S., Feingold, J., & Glynn, P. (2019). Some environmental and biological determinants of coral richness, resilience and reef building in Galápagos (Ecuador). *Scientific Reports*, 9, Article 46607. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-46607-9>
- Rodriguez Cabezas, C., Mejía Salazar, M., & Quintana, C. (2022). Distribución potencial de *Tremarctos ornatus* (oso andino) en relación al cambio de uso de suelo de su hábitat en las estribaciones orientales del Ecuador. *Revista Ecuatoriana De Medicina Y Ciencias Biológicas*, 43(2). <https://doi.org/10.26807/remcb.v43i2.937>
- Salinas-De-León, P., Martí-Puig, P., Buglass, S., Arnés-Urgellés, C., Rastoin-Laplane, E., Creemers, M., Cairns, S., Fisher, C., O’Hara, T., Ott, B., Raineault, N.A., Reisswig, H., Rouse, G., Rowley, S., Shank, T.M., Suarez, J., Watling, L., Wicksten, M.K., Marsh, L., (2020). Characterization of deep-sea benthic invertebrate megafauna of the Galapagos Islands. *Scientific Reports* 10. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-70744-1>
- Santiago-Valentín, J. D., Rodríguez-Troncoso, A. P., Bautista-Guerrero, E., López-Pérez, A., & Cupul-Magaña, A. L. (2019). Settlement ecology of scleractinian corals of the

- Northeastern Tropical Pacific. Coral Reefs. doi:10.1007/s00338-019-01872-y
- Secretaría Técnica del Mar (SETEMAR), Ecuador, (2015). Informe Científico Final de los Estudios de Caracterización del Mar Territorial Continental del Ecuador, Bases para lograr la Zonificación Marina: 1967p.
- Sharifian, S., Mortazavi, M.S. & Mohebbi-Nozar, S.L. (2022). Modeling Present Distribution Commercial Fish and Shrimps Using MaxEnt. *Wetlands* 42, 39 <https://doi.org/10.1007/s13157-022-01554-6>
- Sillero, N., Arenas-Castro, S., Enriquez-Urzelai, U., Gomes Vale, C., Sousa-Guedes, D., Martínez-Freiría, F., Real, R., & Barbosa, A. M. (2021). Want to model a species niche? A step-by-step guideline on correlative ecological niche modelling. *Ecological Modelling*, 456, 109671. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2021.109671>
- Smith T. B., Maté J. L. y Gyory J. (2017) Thermal refuges and refugia for stony corals in the eastern Tropical Pacific. En P. W. Glynn, D. P. Manzello y I. C. Enochs (Eds.), *Coral reefs of the Eastern Tropical Pacific: persistence and loss in a dynamic environment* (pp. 501–515). Dordrecht: Springer. [https://doi.org/10.1007/978-94-017-7499-4\\_17](https://doi.org/10.1007/978-94-017-7499-4_17)
- Smith, J. N., N. Kelly, and I. W. Renner. (2021). Validation of presence-only models for conservation planning and the application to whales in a multiple-use marine park. *Ecological Applications* 31(1): e02214. 10.1002/eap.2214
- Smith, S. V., Kimmerer, W., & Laws, E. (2014). Eutrophication of freshwater and marine ecosystems. *Limnology and Oceanography*, 39(2), 386-391
- Soberón, J., & Nakamura, M. (2009). Niches and distributional areas: concepts, methods, and assumptions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(Supplement 2), 19644-19650.
- Soberon, J., & Peterson, A. T. (2005). Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics*, 2, 1-10.

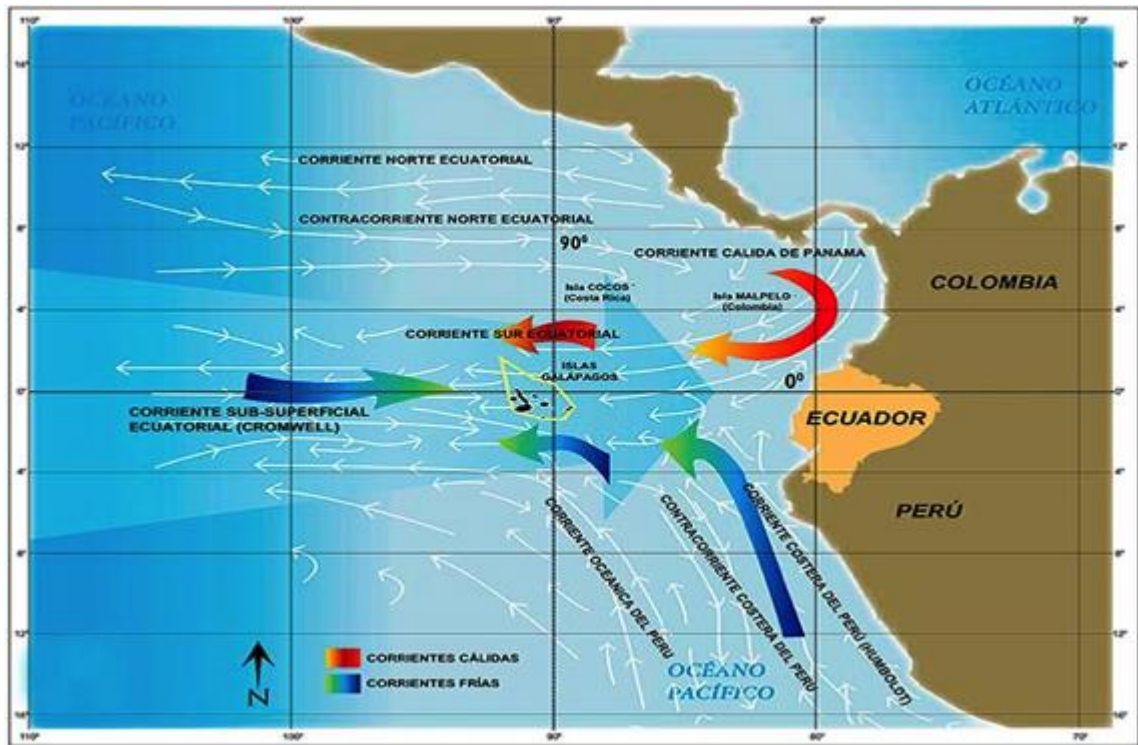
- Soberon, J., Peterson, A. T., Lira, A. y Barve, N. (2014). Nichos y Áreas de Distribución. Recuperado el 07 de mayo de 2024, desde [Nichos y Áreas de Distribución - Datos de Ocurrencias y Ausencias \(google.com\)](#)
- Speers, A. E., Besedin, E. Y., Palardy, J. E., & Moore, C. (2016). Impacts of climate change and ocean acidification on coral reef fisheries: An integrated ecological–economic model. *Ecological Economics*, 128, 33–43. Doi: 10.1016/j.ecolecon.2016.04.01
- Steiner, S. Lavorato, A. Rodríguez, J. (2018). A manual on documenting benthic invertebrate communities from rocky environments in the marine reserve El Pelado, Santa Elena, Ecuador. Escuela Superior Politécnica del Litoral. 88 pp. Guayaquil, Ecuador.
- Štípková Z., Tsiftsis S., Kindlmann P. (2024). Is the GBIF appropriate for use as input in models of predicting species distributions? Study from the Czech Republic. *Nature Conservation Research* 9(1): 84–95. <https://d.doi.org/10.24189/ncr.2024.008>
- Stranges et al. (2019). Distribución potencial bajo escenarios de cambio climático de corales del género *Pocillopora* (Anthozoa: Scleractinia) en el Pacífico oriental tropical. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 90. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2019.90.2696>
- Terán, M., Campos, F., Clark, K., Ruiz, D., Guarderas, P., Jiménez, P., Denkinger, J., Ortiz, E., Suárez, C. (2004). Portafolio de Sitios Prioritarios para la Conservación dentro de la Unidad de Planificación Ecorregional Pacífico Ecuatorial: Componente Marino. The Nature Conservancy, Quito, Ecuador.
- Tyberghein, L., Verbruggen, H., Pauly, K., Troupin, C., Mineur, F., De Clerck, O., 2012. Bio-ORACLE: a global environmental dataset for marine species distribution modelling. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 21, 272–281. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00656>.
- Unión Europea. (2022). Informe Especial sobre La Pesca Ilegal: Acción de la UE contra la pesca ilegal. TRIBUNAL DE CUENTAS EUROPEO. ISBN 978-92-847-8662-6.
- van Proosdij, A.S.J., Sosef, M.S.M., Wieringa, J.J., Raes, N., 2016. Minimum required number

- of specimen records to develop accurate species distribution models. *Ecograph*. (Cop.) 39, 542–552. <https://doi.org/10.1111/ecog.01509>.
- Veron, J., Stafford-Smith, M., DeVantier, L., Turak, E. (2015). Overview of distribution patterns of zooxanthellate Scleractinia. *Front Mar Sci* 1:81. doi:10.3389/fmars.2014.00081
- Viteri Herrera, C. (2016). Modelamiento de nicho ecológico del Guacamayo Verde Mayor (*Ara ambiguus guayaquilensis* CHAPMAN, 1925): Implicaciones para su conservación. Disponible en: <http://repositorio.ug.edu.ec/handle/redug/31081>
- Wisn MS, Hijmans RJ, Li J, Peterson AT, Graham CH, Guisan A, NCEAS. (2008). Group Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Predicting Species Distributions Working. Diversity and Distribution* 14:763–773.
- Yamano, H., Sugihara, K. y Nomura, K. (2011). Rapid poleward range expansion of tropical reef corals in response to rising sea surface temperatures. *Geophysical Research Letters*, 38, L04601. <https://doi.org/10.1029/2010GL046474>

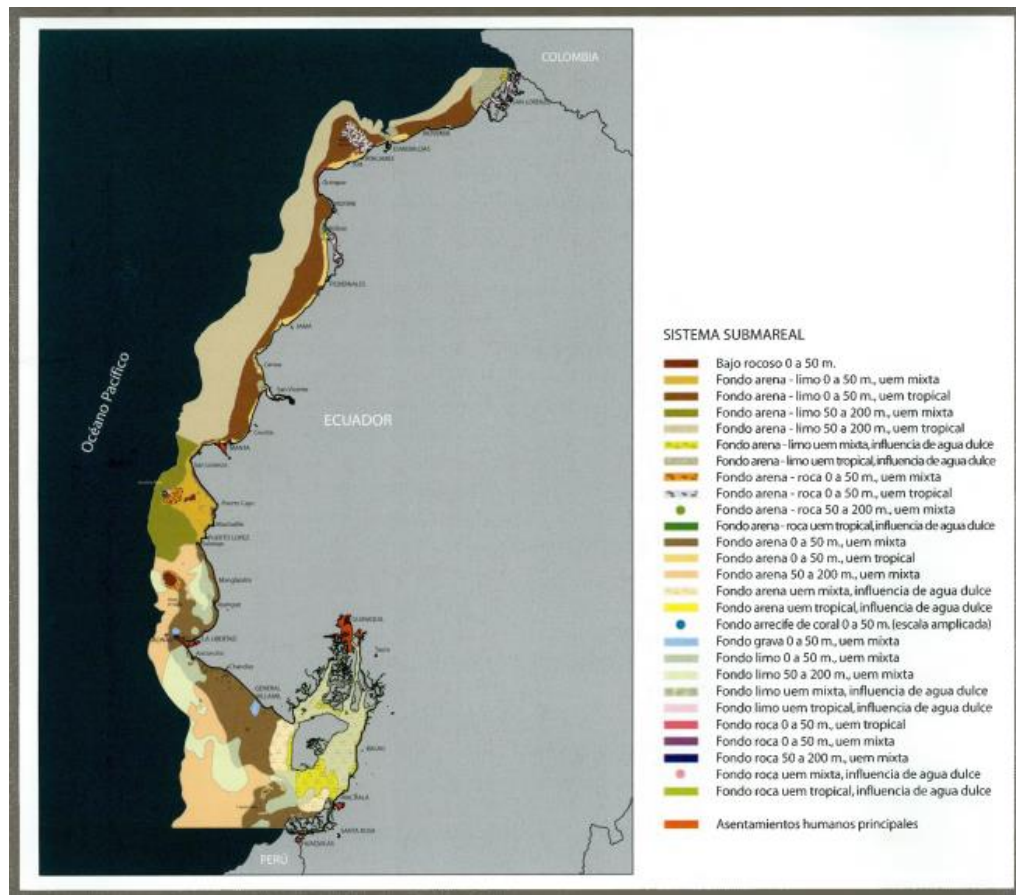
## 12. ANEXOS



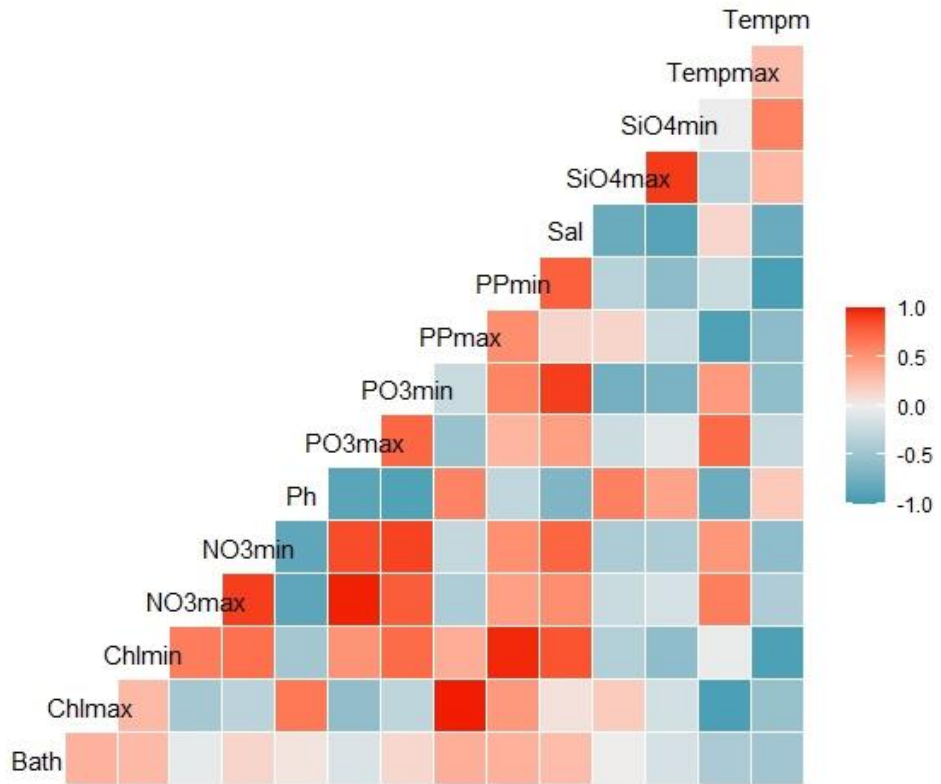
Anexo 1. Interfaz del software MaxEnt.  
Fuente: Phillips et al.,2024.



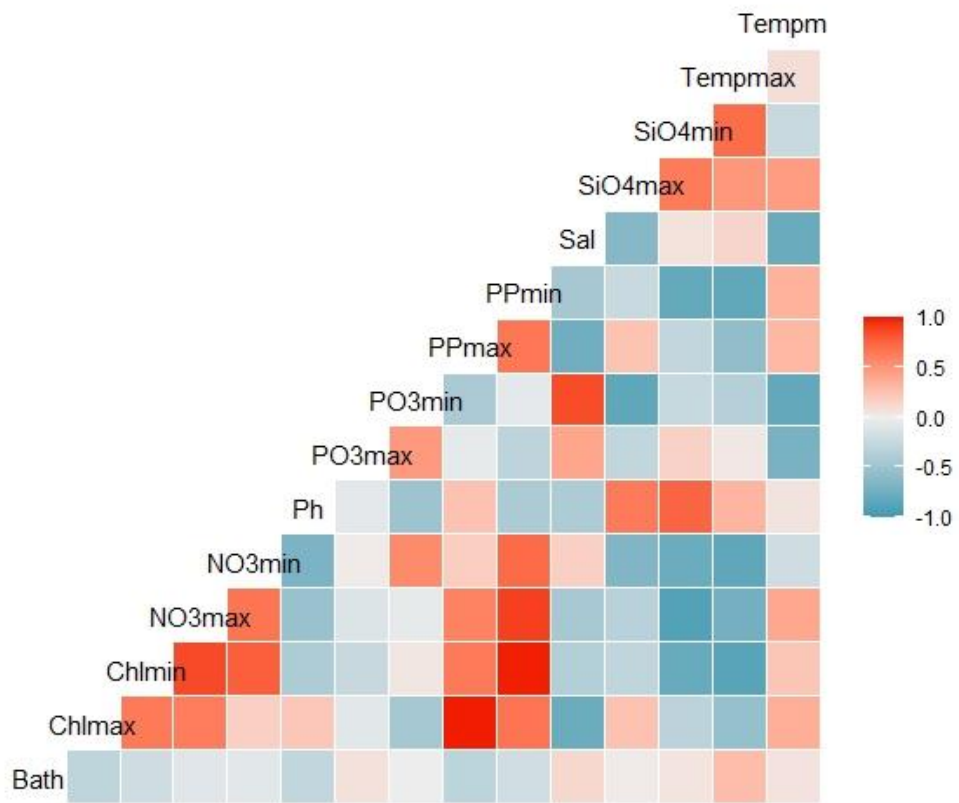
Anexo 2. Corrientes oceánicas que afectan a Ecuador y las Islas Galápagos. Fuente: Cámara Nacional de Pesquería (2017).



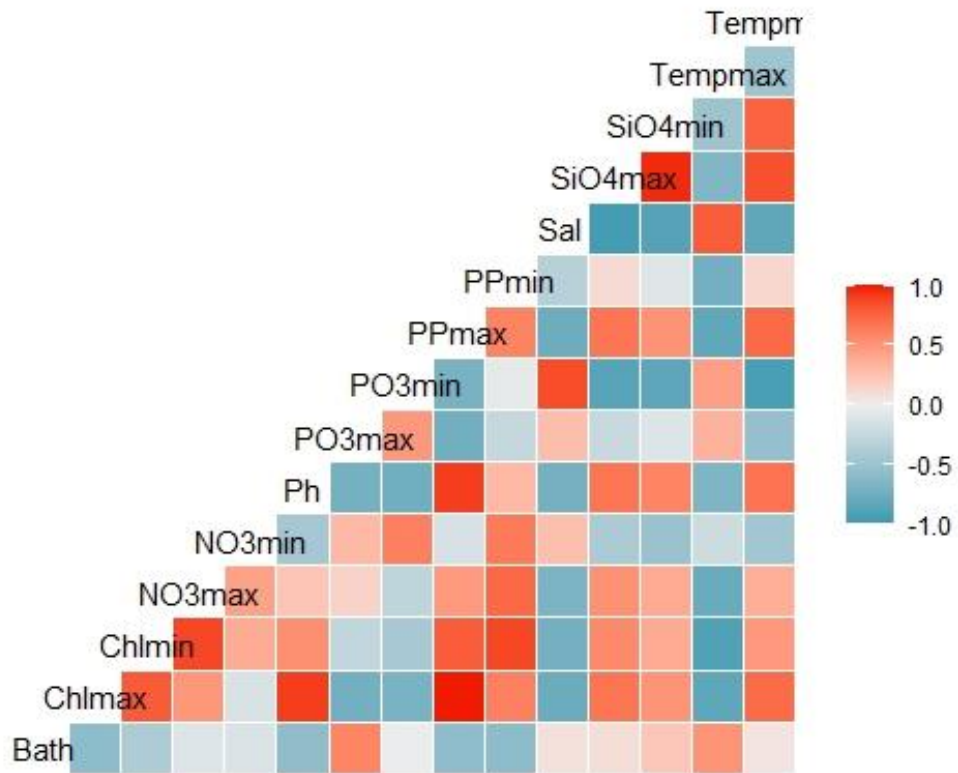
Anexo 3. Sistemas submareales de la costa continental del Ecuador. Fuente: Beltrán, K. (2007)



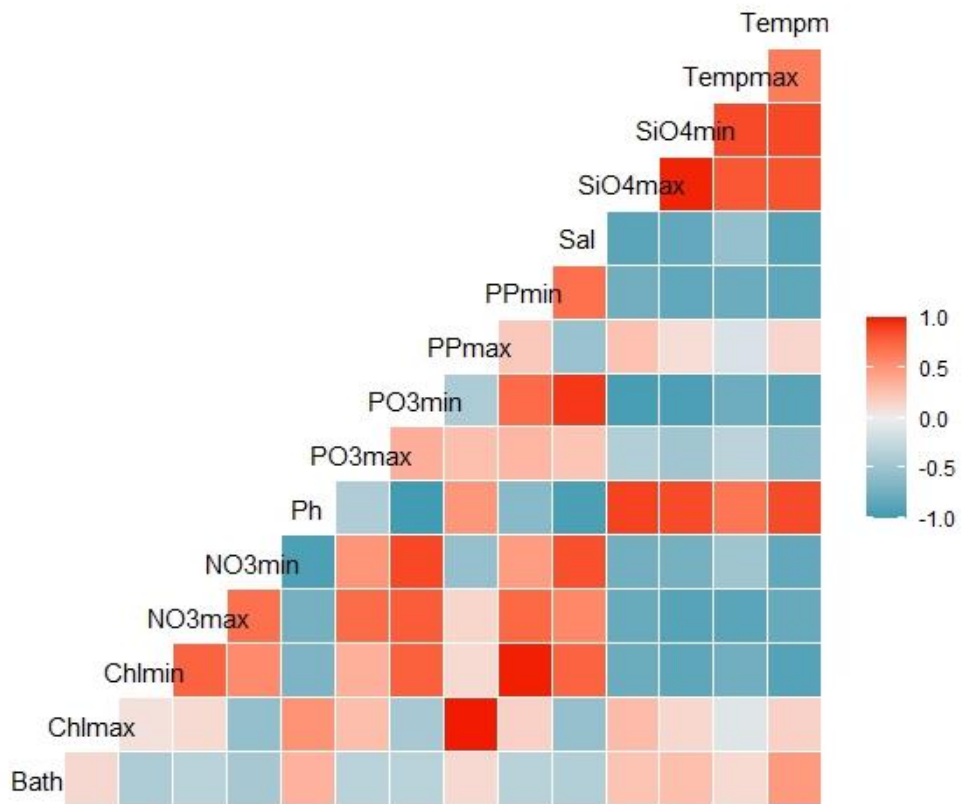
Anexo 4. ACP de las variables oceanográficas para *C. eguchii*



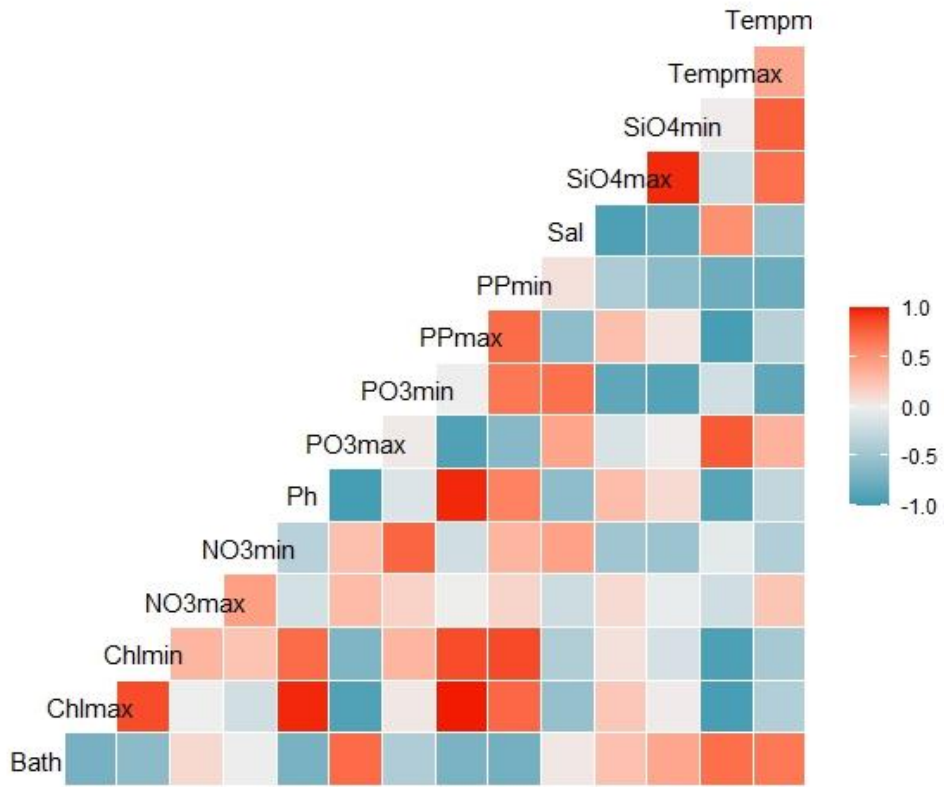
Anexo 5. ACP de las variables oceanográficas para *P. gigantea*



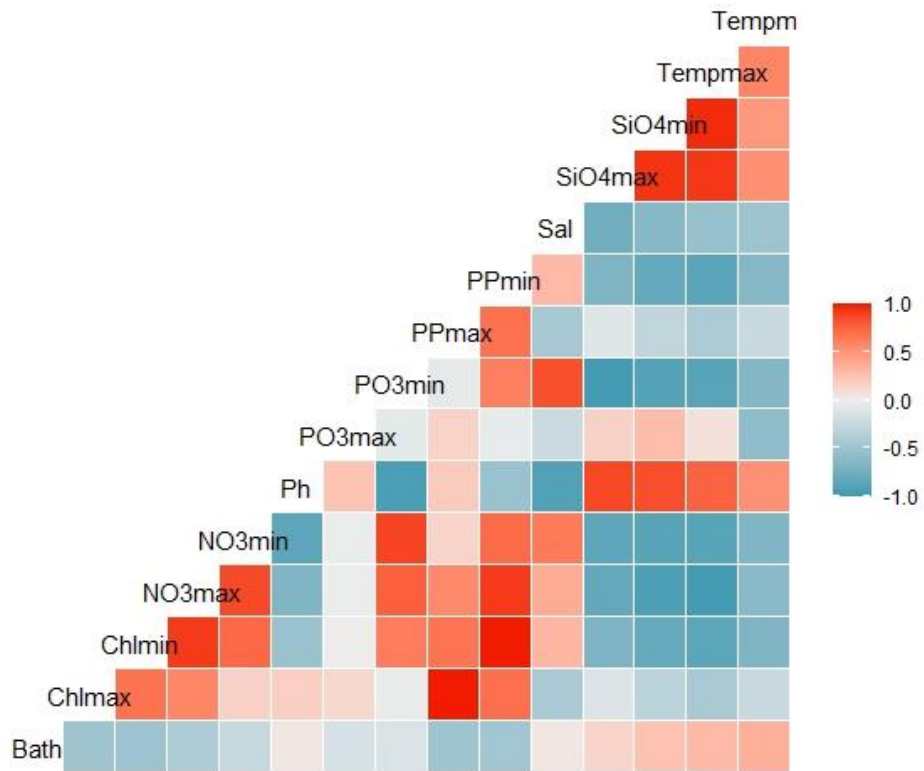
Anexo 6. ACP de las variables oceanográficas para *P. capitata*



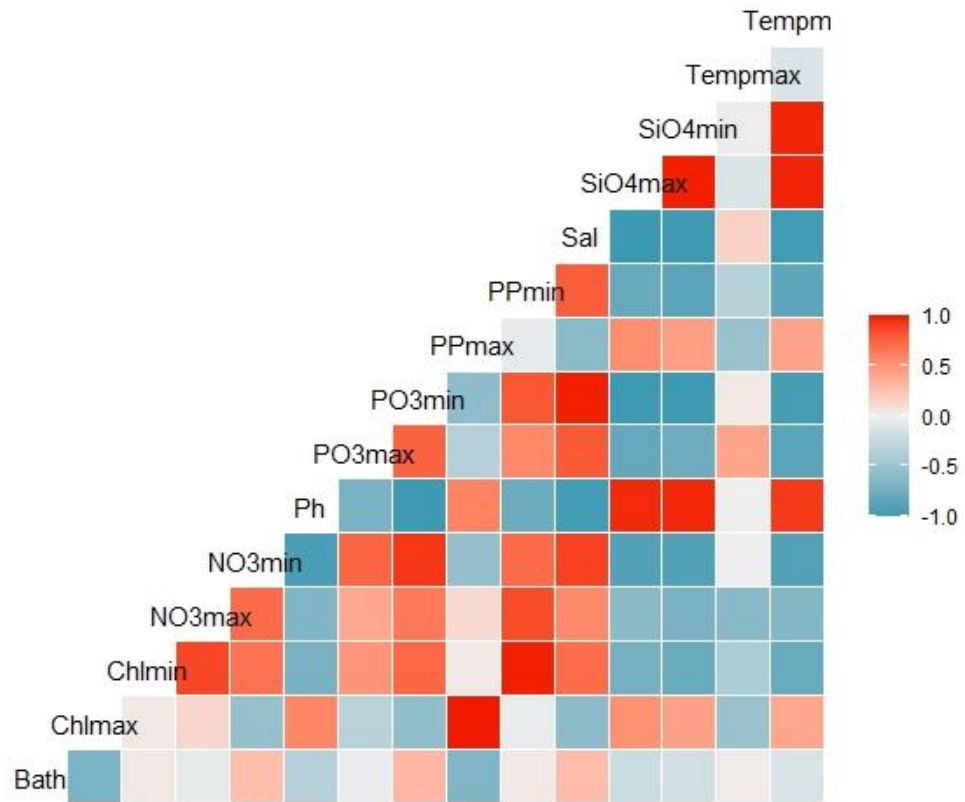
Anexo 7. ACP de las variables oceanográficas para *P. clavus*



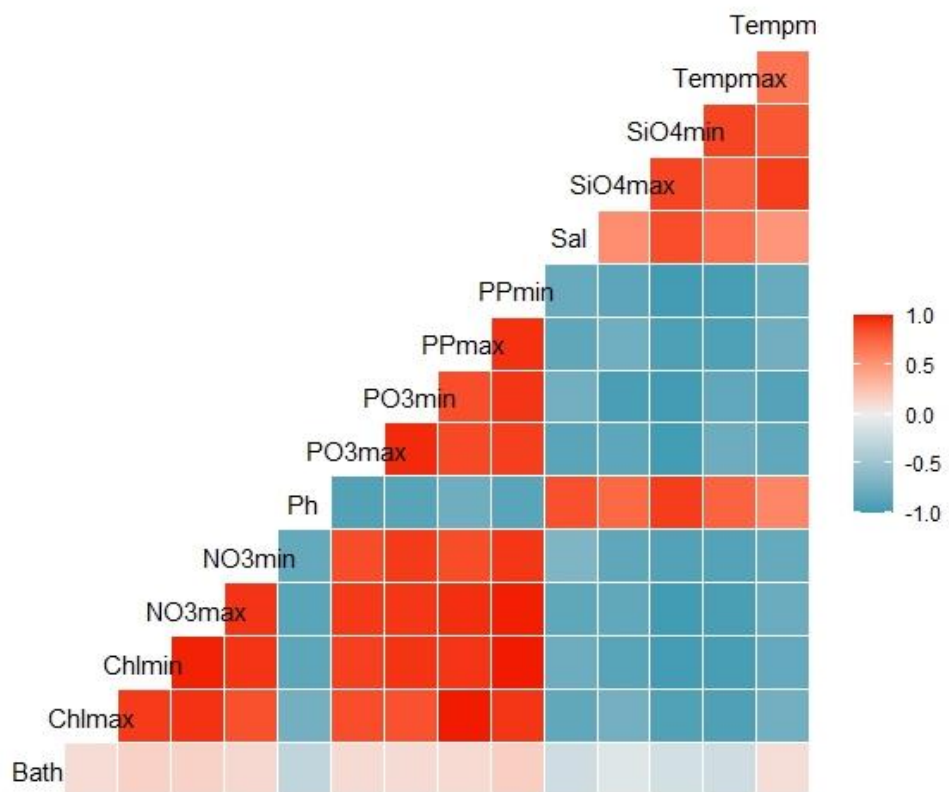
Anexo 8. ACP de las variables oceanográficas para *P. damicornis*



Anexo 9. ACP de las variables oceanográficas para *P. lobata*



Anexo 10. ACP de las variables oceanográficas para *P. stellata*



Anexo 11. ACP de las variables oceanográficas para *T. coccinea*