

**EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE AGUA EN EL EMBALSE EL GUÁJARO
PARA IDENTIFICAR ÁREAS ÓPTIMAS DE PRODUCCIÓN ACUÍCOLA,
MEDIANTE LA IMPLEMENTACIÓN DE UN SISTEMA DE INFORMACIÓN
GEOGRÁFICA**

ALFREDO JUNIOR DE LA HOZ SARMIENTO

JEFFREY ADRIÁN JIMENEZ SOÑETT

UNIVERSIDAD DE LA COSTA

DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL Y AMBIENTAL

INGENIERÍA AMBIENTAL

BARRANQUILLA 2017

**EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE AGUA EN EL EMBALSE EL GUÁJARO
PARA IDENTIFICAR ÁREAS ÓPTIMAS DE PRODUCCIÓN ACUÍCOLA,
MEDIANTE LA IMPLEMENTACIÓN DE UN SISTEMA DE INFORMACIÓN
GEOGRÁFICA**

ALFREDO JUNIOR DE LA HOZ SARMIENTO

JEFFREY ADRIÁN JIMENEZ SOÑETT

Trabajo de grado para obtener el título de Ingeniero Ambiental

ASESORES

MSc. Ana C. Torregroza Espinosa

Dr. Franklin M. Torres Bejarano



UNIVERSIDAD DE LA COSTA

DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL Y AMBIENTAL

INGENIERÍA AMBIENTAL

BARRANQUILLA 2017

Agradecimientos

Agradecemos a Dios por darnos las fuerzas cada día y permitirnos obtener este logro tan especial.

A nuestros directores de tesis, la Msc. Ana Carolina Espinosa Torregrosa y al Dr. Franklin Torres Bejarano, por su apoyo, confianza, paciencia, asesoría y comprensión durante el desarrollo de este trabajo. Gracias por regalarme su tiempo y conocimientos, ya que, a pesar de los muchos obstáculos, nunca nos dieron la espalda y nos apoyaron hasta el último momento. Para nosotros fue grato haber tenido la oportunidad de tenerlos como tutores en este proyecto, los consideramos grandes seres humanos y excelentes maestros.

A la Universidad de la Costa, por facilitarnos los instrumentos para el desarrollo de este proyecto.

A nuestros padres por todo sacrificio, paciencia, dedicación, y amor durante nuestro pregrado.

A nuestros familiares y amigos por su apoyo en los momentos más difíciles de nuestra carrera.

Alfredo Junior De La Hoz Sarmiento

Jeffrey Adrián Jimenez Soñett

Resumen

La pesca representa actualmente un sector importante en el suministro de alimento para consumo. Sin embargo, se prevé que la existencia de pescado disminuya en un futuro debido a la superación de los máximos rendimientos sostenible en las capturas. Por lo tanto, la acuicultura jugará un papel importante para abastecer la demanda. No obstante, garantizar el éxito y sostenibilidad de esta actividad implica como primer paso la selección de sitios adecuados, considerando condiciones favorables de calidad de agua para las especies evaluadas e incorporando dicha información en herramientas como los SIG capaces de zonificar áreas geográficamente. Por lo tanto, este estudio se llevó a cabo con el objetivo de determinar zonas adecuadas para la instalación de proyectos acuícolas en el embalse El Guájaro. El proceso de selección de sitios se realizó a través de un índice de idoneidad de hábitat (HSI) creado para las especies tilapia (*Oreochromis spp*), cachama (*Colossoma macropomum*), róbalo (*Centropomus undecimalis*) y sábalo (*Megalops atlanticus*). El HSI resultante se integró a un Sistema de Información Geográfica (SIG), permitiendo zonificar áreas con actitud acuícola en el embalse. Los resultados del HSI mostraron que 14% de áreas se ubicaron en clasificación de idoneidad adecuada, 85% de áreas representaron adecuación promedio y 1% de las áreas fueron catalogadas como poco favorables para la acuicultura de las especies evaluadas. No se encontraron áreas con idoneidad optima o inadecuada. Consecuentemente, se demuestra que la implementación de modelo HSI en un SIG es una herramienta eficiente, capaz de zonificar la idoneidad acuícola en un cuerpo de agua.

Palabras Claves: zonificación, sistemas de información geográfica, índice de Idoneidad de hábitat, acuicultura.

Abstract

Fisheries currently represent an important sector in the supply of food for consumption. However, the existence of fish is expected to decline in the future due to the achievement of maximum sustainable yields in catches. Therefore, aquaculture will play an important role in supplying demand. However, guaranteeing the success and sustainability of this activity implies as a first step the selection of suitable sites, considering favorable conditions of water quality for the evaluated species and incorporating this information into tools such as GIS capable of zoning areas geographically. Therefore, this study was carried out with the objective of determining suitable areas for the installation of aquaculture projects in the reservoir El Guájaro. The site selection process was carried out using a habitat suitability index (HSI) created for the species Tilapia (*Oreochromis spp*), cachama (*Colossoma macropomum*), bass (*Centropomus undecimalis*) and shad (*Megalops atlanticus*). The resulting HSI was integrated into a Geographic Information System (GIS), allowing the zoning of aquaculture areas in the reservoir. The HSI results showed that 14% of areas were classified as adequate suitability, 85% of areas represented average suitability and 1% of areas were classified as unfavorable for aquaculture of the evaluated species. No areas with optimal or inadequate suitability were found. Consequently, it is demonstrated that the implementation of HSI model in a GIS is an efficient tool, capable of zoning the aquaculture suitability in a body of water.

Keywords: zoning, Geographic Information Systems, Habitat Suitability Index, Aquaculture.

Tabla de Contenido

Resumen.....	iv
Abstract.....	v
Lista de Figuras.....	x
Lista de Tablas	xii
Lista de Ecuaciones.....	xiii
Lista de Anexos	xv
1. Introducción.....	1
1.1. Planteamiento del Problema	4
1.2. Justificación	7
1.3. Objetivos	9
1.3.1. Objetivo general.....	9
1.3.2. Objetivos específicos.	9
2. Marco Teórico.....	10
2.1. Aprovechamiento Acuícola en Embalses	10
2.2. Alimentación Natural en Acuicultura	11
2.2.1. Límites deseables de alimento natural en acuicultura.....	12
2.3. Parámetros Físicoquímicos de Calidad de Agua en Acuicultura	13
2.3.1. Límites deseables de los parámetros de calidad de agua en acuicultura.....	15
2.4. Batimetría y Velocidad del Agua en la Acuicultura	18

2.4.1.	Limites deseables de batimetría y velocidad en la acuicultura.	18
2.5.	Indicadores e Índices Ambientales de Calidad de Agua.....	20
2.5.1.	Índices de calidad de agua en acuicultura.	23
2.6.	Fundamentos de los Sistemas de Información Geográfica (SIG)	25
2.6.1.	Interpolación de datos y aplicaciones.	28
2.6.1.1.	Importancia de interpolar un Raster.	29
2.6.1.2.	Interpolar una superficie de concentración.	29
2.7.	Procesos de Interpolación.....	30
2.7.1.	Tipos de interpolación.....	30
2.7.1.1.	Kriging.	30
2.7.1.2.	IDW.....	31
2.7.1.3.	Vecino natural.	31
2.7.1.4.	Spline.....	31
2.7.1.5.	Spline con barreras.....	32
2.7.1.6.	De topo a ráster.	32
2.7.1.7.	Tendencia.	32
3.	Estado del Arte.....	33
4.	Diseño Metodológico.....	48
4.1.	Descripción de la Zona de Estudio	48
4.1.1.	Clima y estacionalidad en el embalse en El Guájaro.....	50
4.1.2.	Estado y antecedentes de la acuicultura en el embalse El Guájaro.....	51
4.2.	Campaña de Medición en la Zona de Estudio	56

4.3. Elaboración del Índice de Idoneidad de Hábitat (HSI)	58
4.3.1. Construcción del modelo HSI para especies tropicales en el embalse El Guájaro.	60
4.3.1.1. Fase 1: Establecer los objetivos del modelo.....	60
4.3.1.1.1. Paso 1. Definir los resultados ideales y aceptables del modelo.	60
4.3.1.1.2. Paso 2. Definir el área geográfica en la que el modelo es aplicable.	61
4.3.1.1.3. Paso 3. Definir la aplicabilidad temporal del modelo.	62
4.3.1.2. Fase 2: Identificar las variables del modelo.	62
4.3.1.3. Fase 3: Estructura del modelo.	66
4.3.1.3.1. Modelos de palabras.....	67
4.3.1.3.2. Los modelos mecanicistas.....	67
4.3.1.3.3. Índices de idoneidad de hábitat para las variables del modelo.	68
4.3.1.3.4. Agregación de los índices de idoneidad en índices de componentes.....	75
4.3.1.3.5. Agregación de los índices de componentes a un único índice de idoneidad de hábitat (HSI).....	78
4.3.1.4. Fase 4: Documentar el modelo.....	80
4.3.1.5. Fase 5: Verificación del modelo.....	81
5. Resultados de campañas de medición, componentes de idoneidad de hábitat, índice de idoneidad de hábitat y discusión	83
5.1. Resultados Parámetro Alimenticio	84
5.1.1. Clorofila a.	84
5.2. Resultado de Calidad de Agua	85
5.2.1. Temperatura.	85
5.2.2. Sólidos suspendidos totales (SST).....	86

5.2.3.	pH.....	87
5.2.4.	Salinidad.	88
5.2.5.	Oxígeno disuelto.	89
5.3.	Resultados de Cobertura	90
5.3.1.	Profundidad.....	90
5.3.2.	Velocidad.	91
5.4.	Resultados del Índice de Idoneidad de Hábitat (HSI)	92
5.5.	Verificación del HSI de Especies Tropicales en el Embalse EL Guájaro	97
6.	Conclusión	101
Anexos	103
Referencias	109

Lista de Figuras

FIGURA 1. FASES DEL PROCESO DE REPRESENTACIÓN DE LA REALIDAD EN EL S.I.G.....	26
FIGURA 2. FORMAS DE REPRESENTAR DATOS EN UN SIG	27
FIGURA 3. OBJETIVO ÚLTIMO DE LOS SISTEMAS DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICO	28
FIGURA 4. INTERPOLACIÓN DE DATOS	30
FIGURA 5. UBICACIÓN GEOGRÁFICA DE LA ZONA DE ESTUDIO.....	48
FIGURA 6. COMPUERTAS DE VILLA ROSA (FOTOGRAFÍA IZQUIERDA) Y COMPUERTAS EN EL LIMÓN (FOTOGRAFÍA DERECHA).....	49
FIGURA 7. ACTIVIDADES ACUÍCOLAS EN EL EMBALSE EL GUÁJARO.....	54
FIGURA 8. LOCALIZACIÓN GEOGRÁFICA DE PUNTOS DE MUESTREO	57
FIGURA 9. FASES DE CONSTRUCCIÓN DEL MODELO HSI.....	59
FIGURA 10. IDENTIFICACIÓN DE LAS VARIABLES DEL MODELO A TRAVÉS DE DEFINICIÓN DE COMPONENTES DEL HÁBITAT	65
FIGURA 11. IDENTIFICACIÓN DE LAS VARIABLES DEL MODELO A TRAVÉS DE DEFINICIÓN DE COMPONENTES DEL EMBALSE EL GUÁJARO	66
FIGURA 12. GRÁFICO ÍNDICE DE ADECUACIÓN DE LA OSTRA DEL PACÍFICO CRASSOSTREA GIGAS PARA LA TEMPERATURA DEL AGUA.....	68
FIGURA 13. ÍNDICE DE IDONEIDAD PARA LA VARIABLE CLOROFILA A (V_1)	70
FIGURA 14. ÍNDICE DE IDONEIDAD PARA LA VARIABLE TEMPERATURA (V_2).....	70
FIGURA 15. ÍNDICE DE IDONEIDAD PARA LA VARIABLE SOLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES (V_3).....	70
FIGURA 16. ÍNDICE DE IDONEIDAD PARA LA VARIABLE PH (V_4).....	71
FIGURA 17. ÍNDICE DE IDONEIDAD PARA LA VARIABLE SALINIDAD (V_5).....	71
FIGURA 18. ÍNDICE DE IDONEIDAD PARA LA VARIABLE OXÍGENO DISUELTO (V_6).....	71

FIGURA 19. ÍNDICE DE IDONEIDAD PARA LA VARIABLE PROFUNDIDAD (V ₇)	72
FIGURA 20. ÍNDICE DE IDONEIDAD PARA LA VARIABLE VELOCIDAD (V ₈).....	72
FIGURA 21. INTERFAZ PARA LA RECLASIFICACIÓN DE DATOS EN QGIS DESKTOP 2.14.15	75
FIGURA 22. CLASIFICACIÓN DE APTITUD ACUÍCOLA ADAPTADA AL MODELO HSI.....	80
FIGURA 23. RESULTADO DE CLOROFILA A	84
FIGURA 24. RESULTADO DE TEMPERATURA.....	85
FIGURA 25. RESULTADOS DE SOLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES (SST)	86
FIGURA 26. RESULTADO DE PH.....	87
FIGURA 27. RESULTADO DE SALINIDAD.....	88
FIGURA 28. RESULTADOS DE OXÍGENO DISUELTO	89
FIGURA 29. RESULTADOS DE PROFUNDIDAD.....	90
FIGURA 30. RESULTADOS DE VELOCIDAD.....	91
FIGURA 31. ÍNDICE DE IDONEIDAD DE HÁBITAT PARA TILAPIA, ROBALO, SÁBALO Y CACHAMA EN EL EMBALSE EL GUÁJARO.....	93
FIGURA 32. CORRELACIÓN ENTRE LA PRODUCCIÓN DE TILAPIA Y EL ÍNDICE DE ADECUACIÓN DE HÁBITAT (HSI) DE ESPECIES TROPICALES	99

Lista de Tablas

TABLA 1. CATEGORÍA TRÓFICA BASADO EN LA CLOROFILA A.....	12
TABLA 2. LIMITE DESEABLE DE CLOROFILA A PARA LA PRODUCCIÓN PRIMARIA ÓPTIMA EN EL CULTIVO DE TILAPIA (<i>Oreochromis spp</i>), CACHAMA (<i>Colossoma macropomum</i>), RÓBALO (<i>Centropomus undecimalis</i>) Y SÁBALO (<i>Megalops atlanticus</i>)	13
TABLA 3. EFECTO DEL PH EN LOS PECES DE ESTANQUE	16
TABLA 4. INFLUENCIA DE LAS CONCENTRACIONES DE OXÍGENO DISUELTO EN LAS ESPECIES ACUÍCOLAS DE ESTANQUE.....	16
TABLA 5. PARÁMETROS DE CALIDAD DE AGUA PARA EL CULTIVO DE TILAPIA (<i>Oreochromis spp</i>), CACHAMA (<i>Colossoma macropomum</i>), RÓBALO (<i>Centropomus undecimalis</i>) Y SÁBALO (<i>Megalops atlanticus</i>).....	17
TABLA 6. LIMITES BATIMÉTRICOS E HIDRODINÁMICO ACEPTABLES PARA EL CULTIVO DE TILAPIA (<i>Oreochromis spp</i>), CACHAMA (<i>Colossoma macropomum</i>), RÓBALO (<i>Centropomus undecimalis</i>) Y SÁBALO (<i>Megalops atlanticus</i>).....	19
TABLA 7. ÍNDICES DE CALIDAD DEL AGUA	22
TABLA 8. ÍNDICES DE CALIDAD DEL AGUA PARA ACUICULTURA	24
TABLA 9. NORMALIZACIÓN DE PARÁMETROS A ESCALA DE 0 A 1.....	74
TABLA 10. PASOS DE VERIFICACIÓN NECESARIA PARA LOS DIVERSOS NIVELES DE ACEPTACIÓN....	82
TABLA 11. COMPARACIÓN DE LOS VALORES ARROJADOS POR EL SIG, A TRAVÉS DEL CÁLCULO MANUAL DEL HSI Y SUS COMPONENTES	97
TABLA 12. PRODUCCIÓN DE TILAPIA (<i>Oreochromis spp</i>) EN EL EMBALSE EL GUÁJARO PARA EL 2015	98
TABLA 13. CORRELACIÓN LINEAL ENTRE DOS VARIABLES.....	99

Lista de Ecuaciones

ECUACIÓN 1. ÍNDICE DE CALIDAD DEL AGUA A TRAVÉS DE SUMATORIAS PROPUESTO POR BROWN, ET AL., 1970.....	22
ECUACIÓN 2. ÍNDICE DE CALIDAD DEL AGUA A TRAVÉS DE PONDERADAS PROPUESTO POR BROWN, ET AL., 1970.....	22
ECUACIÓN 3. ÍNDICE DE CALIDAD DEL AGUA PROPUESTO POR DINIUS, 1987	22
ECUACIÓN 4. ÍNDICE DE CALIDAD DEL AGUA PROPUESTO POR CUDE, 2001	22
ECUACIÓN 5. ÍNDICE DE CALIDAD DEL AGUA PROPUESTO POR AVVANAVAR & SHRIHARI, 2007 ..22	
ECUACIÓN 6. ÍNDICE DE CALIDAD DEL AGUA CON FINES ACUÍCOLAS PROPUESTO POR DOS SANTOS, ET AL., 2008.....	24
ECUACIÓN 7. ÍNDICE DE CALIDAD DEL AGUA DE LA ACUICULTURA PROPUESTO POR YUSSAC & PING, 2016.....	24
ECUACIÓN 8. COMPONTE LRSI CRECIMIENTO DEL MOLDEO HSI PARA OSTRAS (<i>CRASSOSTREA GIGAS</i>) PROPUESTO POR CHO, ET AL., 2012	24
ECUACIÓN 9. COMPONTE LRSI SUPERVIVENCIA DEL MOLDEO HSI PARA OSTRAS (<i>CRASSOSTREA GIGAS</i>) PROPUESTO POR CHO, ET AL., 2012	24
ECUACIÓN 10. COMPONTE LRSI QUÍMICA DEL AGUA DEL MOLDEO HSI PARA OSTRAS (<i>CRASSOSTREA GIGAS</i>) PROPUESTO POR CHO, ET AL., 2012	24
ECUACIÓN 11. ÍNDICE DE IDONEIDAD DE HÁBITAT (HSI) PARA OSTRAS (<i>CRASSOSTREA GIGAS</i>) PROPUESTO POR CHO, ET AL., 2012.....	24
ECUACIÓN 12. ÍNDICE DE IDONEIDAD DE HÁBITAT (HSI) PARA OSTRAS (<i>CRASSOSTREA GIGAS</i>) PROPUESTO POR CHO, ET AL., 2012.....	24

ECUACIÓN 13. COMPONTE COMIDA DEL MOLDEO HSI PARA TILAPIA (<i>OREOCHROMISSPP</i>), CACHAMA (<i>COLOSSOMAMACROPOMUM</i>), RÓBALO (<i>CENTROPOMUSUNDECIMALIS</i>) Y SÁBALO (<i>MEGALOPSATLANTICUS</i>)	77
ECUACIÓN 14. COMPONTE CALIDAD DEL AGUA DEL MOLDEO HSI PARA TILAPIA (<i>OREOCHROMISSPP</i>), CACHAMA (<i>COLOSSOMAMACROPOMUM</i>), RÓBALO (<i>CENTROPOMUSUNDECIMALIS</i>) Y SÁBALO (<i>MEGALOPSATLANTICUS</i>)	77
ECUACIÓN 15. COMPONTE COBERTURA DEL MOLDEO HSI PARA TILAPIA (<i>OREOCHROMISSPP</i>), CACHAMA (<i>COLOSSOMAMACROPOMUM</i>), RÓBALO (<i>CENTROPOMUSUNDECIMALIS</i>) Y SÁBALO (<i>MEGALOPSATLANTICUS</i>)	78
ECUACIÓN 16. ÍNDICE DE IDONEIDAD DE HÁBITAT HSI PARA TILAPIA (<i>OREOCHROMISSPP</i>), CACHAMA (<i>COLOSSOMAMACROPOMUM</i>), RÓBALO (<i>CENTROPOMUSUNDECIMALIS</i>) Y SÁBALO (<i>MEGALOPSATLANTICUS</i>)	79

Lista de Anexos

ANEXO 1. NORMALIZACIÓN DE CLOROFILA A.....	103
ANEXO 2. NORMALIZACIÓN DE TEMPERATURA	103
ANEXO 3. NORMALIZACIÓN DE SOLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES (SST).....	104
ANEXO 4. NORMALIZACIÓN DE PH.	104
ANEXO 5. NORMALIZACIÓN DE SALINIDAD	105
ANEXO 6. NORMALIZACIÓN DE OXÍGENO DISUELTO	105
ANEXO 7. NORMALIZACIÓN DE PROFUNDIDAD	106
ANEXO 8. NORMALIZACIÓN DE VELOCIDAD	106
ANEXO 9. RESULTADO COMPONENTE COMIDA (CF).....	107
ANEXO 10. RESULTADO COMPONENTE CALIDAD DEL AGUA (CWQ)	107
ANEXO 11. RESULTADO COMPONENTE COBERTURA (CC).....	108

1. Introducción

El agua es probablemente el recurso natural más importante del mundo, ya que sin ella la vida no podría existir. A diferencia de otras materias primas, el agua no tiene sustituto en muchas de sus aplicaciones (Tebbutt, 1994), una de estas aplicaciones es la acuicultura, esta ha existido por siglos y en la actualidad se practica en todos los países del mundo; por lo tanto, es necesario evaluar la calidad del agua utilizada para estos fines, de tal manera que se conserve el valioso recurso y que las técnicas de cultivos sean eficientes para abastecer el aumento del consumo de pescado per cápita (Tacon & Halwart, 2007).

El concepto de calidad del agua es usado para describir sus características físicas, químicas, y microbiológicas, su determinación depende del uso que se le dará; para el caso de la piscicultura, el manejo adecuado de los factores que intervienen en el proceso productivo, ayudan por ejemplo, a reducir el estado de estrés en el que se pueden encontrar los organismos en cultivo, disminuyendo así, la aparición de enfermedades y la mortalidad de los peces (CIAD, 2003).

Actualmente la acuicultura representa casi un tercio de la producción pesquera mundial. Los últimos datos de la FAO demuestran un incremento de esta actividad debido, según la misma organización, a un previsible desarrollo económico, el aumento de la población y los cambios de las costumbres alimentarias. En el futuro, está previsto que en la mayor parte de los países las existencias de pescado procedentes de la pesca marina puedan disminuir ya que se considera que las capturas han alcanzado el límite del rendimiento sostenible. Esto sitúa a la acuicultura y la pesca en aguas continentales en un lugar central para el abastecimiento futuro, tanto de pescado, como de productos pesqueros. Según las previsiones, la práctica de la acuicultura seguirá aumentando en todo el mundo (Consumer, 2002).

Por lo tanto, la aplicación de métodos para el cuidado y supervisión de estas prácticas por medio de una planificación territorial de selección de zonas adecuadas (Zonificación), será de vital importancia para el crecimiento y el desarrollo de la acuicultura. La zonificación de la Acuicultura para Colombia se enmarca dentro del Plan Nacional de Desarrollo de la Acuicultura Sostenible (PlaNDAS), el cual se formuló por el Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural (MADR) y la Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP), quienes, con el apoyo de la FAO y en conjunto con otras entidades y la comunidad de acuicultores del país, pretende promover el desarrollo sostenible y el crecimiento sistémico de la acuicultura colombiana, para incrementar la oferta y consumo de sus productos y potenciar las exportaciones (AUNAP, 2013). La zonificación acuícola, consiste en un sistema hídrico adecuado para la acuicultura, que incluya parte o la totalidad de un área acuática; desde la fuente del río hasta el estuario, un cuerpo de agua contenido (lago o represa), un área marina costera, o fuera de la costa que se haya designado para el desarrollo acuícola. Así, la selección del área espacial designada a partir de un sistema de información geográfica (SIG) para el desarrollo de la acuicultura y la cuidadosa selección de la ubicación espacial de las granjas o centros de cultivo son un primer paso esencial para garantizar el éxito y la sustentabilidad de la acuicultura (FAO, 2015).

La aplicación de sistemas de información geográfica (SIG), se ha convertido en una herramienta importante a nivel mundial para el desarrollo y la gestión de la acuicultura y la pesca. Son numerosos los proyectos de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), que utilizan la herramienta SIG para determinar la distribución de la pesca y la acuicultura, los sistemas de producción y las redes de transporte y el mercado, siendo toda esta información necesaria para evaluar la idoneidad de zonas con aptitud acuícola (AUNAP, 2013).

Así, en este estudio se determinaron zonas con potencial acuícola en el embalse El Guájaro a partir de un Sistema de Información Geográfica que permitió responder dónde se encuentran los diferentes grados de aptitud acuícola en el embalse a partir de ciertos requerimientos ambientales (parámetros) relacionado con la supervivencia y el crecimiento de los peces.

1.1. Planteamiento del Problema

Debido a la demanda creciente de alimento por el aumento exponencial de la población, ha surgido la necesidad de desarrollar actividades de producción que permitan abastecer a las personas (Malthus, 1798). Dentro de estas actividades se puede destacar la acuicultura, la cual consiste en la producción de organismos acuáticos bajo condiciones controladas por el hombre, llegando a convertirse en el sistema de producción de alimento más rápido del mundo (Larrahondo, 1993).

Con el fin de fortalecer la producción de alimento por medio de la acuicultura, se han utilizado diferentes ecosistemas naturales y artificiales que tengan las condiciones necesarias de calidad de agua para la instalación de cultivos acuícolas. Uno de los cuerpos de agua utilizado para estos propósitos y considerado como importante en del departamento del Atlántico es el embalse El Guájaro, que surge del resultado de la modificación de varias ciénagas por la realización de obras hidráulicas (CRA, 2013), y del cual dependen muchas familias por medio de la pesca, el uso del agua para actividades agrícolas y para el consumo humano. Sin embargo, los diversos impactos antropogénicos han provocado en el embalse una disminución considerable de espejo de agua (CRA, 2013), y la desaparición en las capturas de las especies que hasta el momento garantizaban la seguridad alimentaria de la población aledaña.

El mal manejo del embalse ha generado un elevado nivel de contaminación y una reducción en su espejo de agua; según la Corporación Autónoma Regional del Atlántico (CRA, 2013), el Embalse El Guájaro hasta el año 2004 contaba con un espejo de agua de 16 mil hectáreas, con una capacidad de almacenamiento de 400.000.000 m³ de agua, de los cuales 294 eran el embalse útil. Además, su longitud norte-sur tenía 22 kilómetros y su anchura máxima alcanzaba los 8 kilómetros. Esta capacidad se ha reducido paulatinamente cerca de 4 mil

hectáreas y casi todas sus rondas naturales (SEMANA, 2012). A pesar de la educación ambiental implementada a sus habitantes, las comunidades tienen la mala costumbre de echar las basuras a los arroyos, esos desechos caen al ecosistema hídrico con cada lluvia; a parte que la zona sigue teniendo problemas con el tratamiento de aguas residuales domiciliarias que contaminan el embalse. También actúan como fuente de contaminación, las descargas de aguas contaminadas por plaguicidas organoclorados y las aguas provenientes del Canal del Dique, llegando con un alto contenido de sólidos. En la zona llamada “Las Compuertas” de dicho embalse, al mantenerse cerrada altera la condición natural de este (Oyaga, 2013).

Adicionalmente, hoy en día este cuerpo de agua padece varios problemas que han contribuido a cambios en su dinámica hidrobiológica, entre los que se encuentran: la descarga de aguas servidas de los municipios y corregimientos circundantes, la deforestación de las laderas aledañas al embalse, el arrastre de sólidos provenientes de material triturado en las canteras (Oyaga, 2013).

Así mismo, la pesca se ha visto afectada, debido a distintas problemáticas que involucran: la baja calidad del agua del embalse, la interrupción del flujo del agua con el Canal del Dique causando impedimento físico para las migraciones, la disminución de la composición de especies y su abundancia por la introducción de especies exóticas, como la Tilapia (*Oreochromis niloticus*), el empleo de métodos inadecuados de pesca como el zangarreo utilizados comúnmente en la zonas bajas del Magdalena, la caza indiscriminada de especies al irrespetarse las tallas mínimas de captura y problemas de tipo social al enfrentarse pescadores que usan la atarraya con los que usan trasmallos, considerando la mayor estabilidad de captura del trasmallo en relación a la atarraya (Alvarado M. , 2016).

Por lo tanto, en busca de mejorar la situación actual referente al embalse El Guájaro y la necesidad de instalar cultivos acuícolas, resulta importante conocer los parámetros de calidad de agua y las zonas que presentan las mejores condiciones para el desarrollo de proyectos acuícolas. Por esta razón, en esta investigación se pretende evaluar los principales parámetros de calidad de agua tales como: temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y sólidos suspendidos (Saavedra, 2013), para identificar zonas en el embalse donde se presentan condiciones óptimas para la producción acuícola, construyendo o utilizando un índice ambiental, que agregué o fusioné un conjunto de parámetros representativos para la selección del sitio idóneo.

En este sentido, en la presente investigación se plantea el siguiente interrogante: ¿Cómo se pueden integrar parámetros de calidad del agua a un sistema de información geográfica con el objetivo de identificar zonas favorables para la producción acuícola en el embalse El Guájaro?

1.2. Justificación

La acuicultura o cultivo de peces surge de la necesidad de producción de alimento (proteína de buena calidad) que permita garantizar la seguridad alimentaria de la población, así como estrategia de mitigación del esfuerzo aplicado sobre las poblaciones naturales. Múltiples son las investigaciones que han surgido alrededor de esta disciplina, destacándose temáticas como: Importancia, requerimientos y cuidado de los diferentes sistemas de cultivos (González, 2017). Estos estudios exponen que los sistemas acuícolas abiertos (principalmente jaulas y corrales ubicados en ciénagas y embalses) se encuentran expuestos a variaciones en sus parámetros de calidad de agua, requiriendo un manejo que permita disminuir el riesgo de alteración de dichos parámetros capaces de afectar el desarrollo y comportamiento normal de los organismos de cultivo. Sin embargo, medidas proactivas como la ubicación adecuada de la instalación acuícola, elección de las especies a cultivar, sistemas de cultivo adecuados, planes de contingencia y sistemas de monitorización pueden reducir este riesgo (UICN, 2007).

No obstante, para una adecuada ejecución de estas medidas se deben considerar las condiciones del agua, debido a que es el soporte físico en el que se llevan a cabo las funciones vitales de los peces como: Alimentación, natación, cría, digestión y excreción (Bronmak & Hansson, 2015). La condición del agua viene determinada por la calidad de la misma, y esta a su vez por varios factores físico-químicos y biológicos, que deben ser idóneos para la producción de peces (Moses, 1983). Todas las especies de peces tienen límites tolerables de los parámetros de calidad del agua. Una fuerte caída o un aumento dentro de los límites tienen efectos adversos sobre sus funciones corporales y vitales (Davenport, 1993; Kiran, 2010).

El papel de varios factores como: Temperatura, turbidez, pH, alcalinidad, dureza, entre otros, no debe pasarse por alto para el mantenimiento de un medio ambiente acuático sano y

mejorar la producción de peces (Upadhyaya, 1964; Boyd, 1990). Por consiguiente, existe la necesidad de asegurar que estos factores ambientales se gestionan y regulan adecuadamente para garantizar la supervivencia y el crecimiento óptimo de los peces. Por lo tanto, considerando que cada parámetro de calidad de agua puede afectar de manera directa e indirecta la estabilidad del cultivo y el bienestar del animal, siendo indispensable mantener las condiciones ambientales del agua dentro de los límites de tolerancia de las especies cultivadas para lograr una buena producción, logrando una producción máxima cuando todos los factores que influyen sobre el desarrollo del organismo se acercan a su punto óptimo (Walker, 1994). Se hace necesario, la aplicabilidad de un modelo de índice de Idoneidad de hábitad en un SIG, que determine zonas óptimas en el Embalse El Guájaró, y permita apoyar el aseguramiento del crecimiento y la supervivencia de las especies cultivadas, manteniendo en gestión las condiciones ambientales óptimas dentro de los límites aceptables, y contribuyendo igualmente en el desarrollo socioeconómico de los habitantes a través de nuevos proyectos de producción de especies.

1.3.Objetivos

1.3.1. Objetivo general.

Determinar zonas óptimas para el aprovechamiento acuícola en el embalse El Guájaro, mediante la evaluación de parámetros de calidad del agua e implementación de un sistema de información geográfica.

1.3.2. Objetivos específicos.

- Evaluar los principales parámetros fisicoquímicos para la instalación de proyectos acuícolas en el embalse El Guájaro.
- Identificar áreas con mayor potencial y favorabilidad para proyectos acuícolas, mediante las características y niveles de concentración de los parámetros analizados.
- Generar en un sistema de información geográfica mapas de zonificación del embalse El Guájaro, que representen áreas con potencial acuícola, de acuerdo con las características de calidad del agua.

2. Marco Teórico

La calidad del agua no es un término absoluto, sino que es un concepto que tiene relación con el uso o actividad a que se destina: agua potable, uso industrial, recreación, riego, conservación de la vida acuática, etc (Stella, 2016).

En el cultivo de peces se menciona que el crecimiento de los mismos depende en gran parte de la calidad del agua; por lo que, para lograr una buena producción, es necesario mantener las condiciones fisicoquímicas del agua dentro de los límites de tolerancia para la especie a cultivar. En algunos estudios se reporta que la concentración de minerales influye principalmente en la calidad del agua y los peces se ven afectados a nivel de branquias reduciendo su capacidad respiratoria y metabólica, provocando lento crecimiento que se expresa en bajos rendimientos (Bautista & Ruiz, 2011).

2.1. Aprovechamiento Acuícola en Embalses

Los embalses son modificaciones significativas que el hombre realiza en un medio, puede ser el cambio brusco de un ecosistema terrestre a uno acuático, o el cambio de un ecosistema lotico a uno lentico. Los embalses son considerados ecosistemas intermedios entre ríos y lagos, con una tendencia general a eutrofizarse y contaminarse debido a procesos naturales y de origen antropogénico (Oyaga, 2013).

En Colombia, las principales finalidades de estos reservorios involucran la generación hidroeléctrica y el abastecimiento de agua. Esto ha influido que la experiencia en el manejo y desarrollo de programas de aprovechamiento pesquero en embalses sea escasa. Este hecho ha repercutido, en el aumento de los impactos negativos en estos cuerpos de agua generados por la actividad acuícola (Larrahondo, 1993).

Por otro lado, es importante mencionar que la acuicultura impacta en el medio ambiente a través de tres procesos: Consumo de recursos, proceso de transformación y generación del producto final (Buschmann, 2001). En cualquiera de estos casos, el aprovechamiento pesquero de los embalses ya sea como medida de mitigación de impactos negativos o como actividad dentro del concepto de aprovechamiento múltiple, se ha comenzado a plantear como una actividad de imprescindible ejecución para el desarrollo sostenible de los embalses (Larrahondo, 1993).

2.2. Alimentación Natural en Acuicultura

En sistemas de cultivo extensivos o semi-intensivos las dos fuentes alimentarias básicas para los organismos cultivados son la productividad primaria del fitoplancton y la materia orgánica adicionada al sistema vía fertilización química, orgánica o suplemento de alimento artificial, las cuales estimulan el crecimiento bacteriano y el establecimiento de una cadena trófica (Moriarty, 1997). Se ha enfatizado que la presencia de fitoplancton y zooplancton dentro de estanques de cultivo es benéfica y hasta fundamental para los organismos, debido a que aportan nutrientes esenciales como aminoácidos, ácidos grasos insaturados y otros elementos nutricios que no se encuentran o son escasos en el alimento artificial (Coman, Connolly, & Preston, 2003).

Un estudio realizado por James (1998), determinó que es posible medir la concentración de clorofila a y usarlo como un índice de abundancia de fitoplancton. La concentración de clorofila-a se utiliza para estimar en forma indirecta la biomasa de las comunidades fitoplanctónicas, debido a que es el principal pigmento fotosintético presente en las algas (Gregor & Marsalek, 2004). La clorofila-a también es un indicador del grado de contaminación de los

ecosistemas acuáticos y un importante índice del estado fisiológico del fitoplancton (Pinto, Von Sperling, & Moreira, 2001).

Canosa y Pinilla (2007) encontraron que la actividad bacteriana tiende a incrementarse con el estado trófico, sobre todo en aquellos cuerpos de agua con temperaturas altas, además evidenciaron que una disminución de las bacterias implicaba aumentos del fitoplancton.

Para ubicar una masa de agua en una de las categorías tróficas; Contreras, Castañeda y García (1994) han establecido una relación entre los estados tróficos y la clorofila a, dicha correspondencia se presenta a continuación en la tabla 1.

Tabla 1

Categoría trófica basado en la Clorofila a

Categorías	Clorofila a ($\mu\text{g/l}$)
Ultraoligotrófico	0,000 - 0,122
α Oligotrófico	0,123 – 0,340
β Oligotrófico	0,350 – 0,940
γ Oligotrófico	0,950 – 2,600
α mesotrófico	2,700 – 7,200
β mesotrófico	7,300 – 20,000
α eutrófico	21,000 – 55,000
β eutrófico	56,000 – 155,000
γ eutrófico	156,000 – 425,000
Hipereutrófico	> 426,000

Nota: Adaptado de “La clorofila a como base para un índice trófico en lagunas costeras mexicanas,” por F. Contreras, L. Castañeda, A. García, 1994, *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*.

2.2.1. Límites deseables de alimento natural en acuicultura.

Según Borja (2002) el estado oligotrófico (clorofila a entre 0,000 $\mu\text{g/L}$ - 2,699 $\mu\text{g/L}$) favorece o es benéfico para la acuicultura, el estado mesotrófico (clorofila a entre 2,700 $\mu\text{g/L}$ -

20,999 $\mu\text{g/L}$) es medio o regular y el estado eutrófico (clorofila a entre 21,000 $\mu\text{g/L}$ – 425,000 $\mu\text{g/L}$) es malo o perjudicial para el cultivo de peces. En la tabla 2 se agrupa esta información.

Tabla 2

*Limite deseable de Clorofila a para la producción primaria óptima en el cultivo de tilapia (*Oreochromis spp*), cachama (*Colossoma macropomum*), róbalo (*Centropomus undecimalis*) y sábalo (*Megalops atlanticus*)*

Parámetro	Óptimo	Estrés	Letal
Clorofila a (mg/m^3)	0,000 - 2,699	2,700 - 20,999	21,000 – 425,000

Nota: Adaptado de “Los impactos ambientales de la acuicultura y la sostenibilidad de esta actividad,” por A. Borja, 2002, *Instituto Español de Oceanografía*.

2.3. Parámetros Físicoquímicos de Calidad de Agua en Acuicultura

Algunos parámetros de calidad de agua que deben tenerse en cuenta para la instalación de proyectos acuícolas en el embalse El Guájaro son: Temperatura, pH, oxígeno disuelto, turbiedad, sólidos totales disueltos, nitratos, conductividad y salinidad (Boyd, 1990; Barrenechea, 2000).

Para el cual se establecen las siguientes definiciones y su importancia:

Temperatura: Se define como el grado de calor o frío en el cuerpo de un organismo vivo (Lucinda & Martin, 1999). Como los peces son animales de sangre fría, sus cambios de temperatura corporal dependen de la temperatura del medio ambiente que afectan a su metabolismo y fisiología, y en última instancia la producción. Es por lo anterior que se convierte en uno de los parámetros más difíciles de controlar.

pH: Este parámetro indica los niveles de iones hidrógeno, además es una medida de acidez o alcalinidad del agua (Boyd & Lichtkoppler, 1979). La alteración de la estabilidad del pH puede ocasionar estrés en las especies cultivadas, disminución en la tasa de crecimiento y en casos extremos mortalidades masivas.

Oxígeno disuelto: El oxígeno disuelto es la variable de calidad de agua más crítica en la acuicultura. Los acuicultores necesitan comprender a fondo los factores que afectan la concentración de oxígeno disuelto en el agua del estanque. También deben ser conscientes que la influencia de la concentración de oxígeno disueltos en las especies acuícolas afecta el crecimiento, supervivencia, distribución, comportamiento y fisiología de organismos acuáticos (Solis, 1988). La solubilidad del oxígeno disminuye con el aumento de factores como la temperatura, salinidad y con la disminución de la presión atmosférica. El agotamiento del oxígeno en el agua es limitante para la supervivencia de los peces ya que conduce a la mala alimentación de los peces, aumento del crecimiento reducido y enfermedades (Bhatnagar & Garg, 2000).

Turbiedad: Depende directamente de la cantidad y tamaño de las partículas suspendidas. Mediante la observación de la turbiedad se puede inferir la escasez de oxígeno y la disponibilidad de nutrientes. Un valor de turbiedad por fuera de los rangos establecidos podría ocasionar altas tasas de mortalidad (Bhatnagar, et al., 2004).

La turbidez es una medida de la penetración de la luz en el agua. Las condiciones de turbidez resultan de sólidos disueltos y en suspensión tales como arcilla y compuestos húmicos o microorganismos tales como fitoplancton (Boyd C. , 1996).

Sólidos totales suspendidos: Son una fuente importante de la demanda de oxígeno y la entrada de nutrientes en el agua, y puede afectar directamente a la salud de peces. En mayores cantidades este parámetro reduce el crecimiento de los peces, altera su movilidad e irrita las branquias dificultando el consumo del alimento (Blanco M. , 1995).

Salinidad: Se define como la concentración total de iones cargados eléctricamente. La salinidad es un factor importante que afecta la densidad y el crecimiento de la población de

organismos acuáticos (Jamabo, 2008). Sus unidades: UPS: Abreviación de unidades prácticas de salinidad, equivalentes a partes por mil (ppt). La salinidad en ups es adimensional o se refiere como (*psu practical salinity units*) o ups (Espino, Martinez, Martinez, & Pulido, 1999).

2.3.1. Límites deseables de los parámetros de calidad de agua en acuicultura.

Cada parámetro de calidad de agua dependiendo de la especie presenta ciertos rangos tolerables (Camacho, Luna, & Moreno, 2000). Para especies tropicales como tilapia (*Oreochromis spp*), cachama (*Colossoma macropomum*), róbalo (*Centropomus undecimalis*) y sábalo (*Megalops atlanticus*) los límites deseables para cada uno de los parámetros mencionados anteriormente son los siguientes:

Temperatura: El rango óptimo de temperatura se encuentra entre (28 – 32) °C (Bhatnagar, et al., 2004). Cuando disminuye a los 15 °C los peces dejan de comer y cuando desciende a menos de 12 °C no sobreviven mucho tiempo (Auxiliadora, 2006). Por encima de los 35 °C se convierte en letal para dichas especies.

pH: Los peces tienen un pH arterial promedio de 7.4, aunque rangos entre 7.0 y 8.5 son tolerables para las especies mencionadas. Un pH menor de 4.0 y mayor de 11.0 asegura la muerte (Ekubo & Abowei, 2011). El crecimiento y la reproducción pueden ser afectados entre pH 4 y 6 y pH 9 y 10 para algunos peces (Parker, 1995).

En la tabla 3 se describe los diferentes efectos en los peces en relación con los niveles de pH del estanque.

Tabla 3*Efecto del pH en los peces de estanque*

Efecto	pH
Punto de muerte acida	4
Sin reproducción	4 – 5
Crecimiento lento	5 – 6
Mejor crecimiento	6 – 9
Crecimiento lento	9 – 11
Punto de muerte alcalina	11

Nota: Adaptado de “Fundamentals of Aquacultural Engineering,” por T. Lawson, 1995, *Chapman and Hall*.

Oxígeno disuelto: Si la concentración de oxígeno disuelto permanece menor de 3 o 4 mg/L durante períodos prolongados, los peces dejan de alimentarse o crecer bien (Rouse, 1979). Para una óptima producción debe estar por encima de 5,0 mg/L. Sin embargo, altas concentraciones de oxígeno disuelto conducen a un estado de sobresaturación (Alikunhi, Ramachandra, & Chaudhuri, 1952). A continuación, se resume esta información en la tabla 4.

Tabla 4*Influencia de las concentraciones de oxígeno disuelto en las especies acuícolas de estanque*

Concentraciones de Oxígeno Disuelto	Efecto
Menos de 1 ó 2 mg/litro	Letal si la exposición dura más de unas pocas horas.
2-5 mg/litro	El crecimiento será lento si la exposición a bajo contenido de oxígeno disuelto es continua.
5 mg / litro de saturación	Mejor condición para un buen crecimiento.
Por encima de la saturación	Puede ser perjudicial si existen condiciones de sobresaturación en todo el volumen del estanque.

Nota: Adaptado de “Water quality for pond aquaculture,” por M. James, 1998, *International center for aquaculture and aquatic environments*.

Sólidos totales suspendidos: Para peces de aguas cálidas el límite permitido se encuentra entre 20 a 30 mg/L (Blanco M. , 1995). Valores menores de 20 mg/L no producen efectos perjudiciales y superiores a 85 mg/L se convierten en letales (Boyd, 1990). Este parámetro es específicamente afectado por el exceso de alimento suministrado durante el cultivo.

Salinidad: Los peces son sensibles a la concentración de sal, por lo cual han desarrollado un sistema que mantiene un equilibrio iónico constante en su torrente sanguíneo a través del movimiento de sales y agua a través de sus membranas branquiales. Los límites de salinidad varían según la especie a cultivar (Bhatnagar & Garg, 2000). Para especies tropicales como tilapia (*Oreochromis spp*), cachama (*Colossoma macropomum*), róbalo (*Centropomus undecimalis*) y sábalo (*Megalops atlanticus*) el límite recomendado es 2-3 ppt (Bhatnagar, et al., 2004), valores de 6 y 8 ppt los peces se estresan y mayores a 36 ppt se convierten en letales (FAO, 2010).

En la tabla 5 se resumen los rangos óptimos de los parámetros anteriormente mencionados, para las especies de tilapia (*Oreochromis spp*), cachama (*Colossoma macropomum*), róbalo (*Centropomus undecimalis*) y sábalo (*Megalops atlanticus*).

Tabla 5

Parámetros de calidad de agua para el cultivo de tilapia (Oreochromis spp), cachama (Colossoma macropomum), róbalo (Centropomus undecimalis) y sábalo (Megalops atlanticus)

Autor	Parámetro	Óptimo	Estrés	Letal
Bhatnagar, et al., 2004 & Auxiliadora, 2006	Temperatura (°C)	28 - 32	<15	<12 - >35
Blanco M. , 1995 & Boyd, 1990	SST (mg/l)	20-30	-	>80
Lawson, 1995	pH	7 - 8.5	4 - 6 9 - 10	<4 - >11
Bhatnagar, et al., 2004 & FAO, 2010	Salinidad (ppt)	2 - 3	6 - 8	>36
Rouse, 1979 & James, 1998	Oxígeno Disuelto (mg/l)	>5	<3 - 4	<1 - 2

2.4. Batimetría y Velocidad del Agua en la Acuicultura

Batimetría: Espino et al. (1999) definen a la batimetría como una medida de profundidad de los cuerpos de agua. Para sistemas de cultivo en jaulas flotantes deben estar ubicados en lugares donde la profundidad del agua es suficiente para maximizar el intercambio del agua y mantener así el fondo de las jaulas libres de sustratos (Perez, 2005).

Velocidad: Es la expresión del grado de variación de alguna de las características de un fenómeno en función del tiempo; por ejemplo: cambio de posición de una partícula de agua dentro del flujo en movimiento durante cierto intervalo de tiempo (Espino et al., 1999).

Es importante entender la hidrodinámica de un embalse, porque tanto la mezcla como los procesos de transporte y de calidad del agua dependen de las condiciones meteorológicas y de los caudales de entrada y salida al embalse (Fischer, List, Koh, Imberger, & Brooks, 1979). La corriente en la zona debe ser suficiente para evitar que las acumulaciones de desecho (heces y restos de comida) generen desoxigenación del agua. La corriente debe favorecer la dispersión, difusión y mezcla de los residuos, evitando para la actividad acuícola lugares muy cerrados o con poca renovación del agua (Borja, 2002).

2.4.1. Límites deseables de batimetría y velocidad en la acuicultura.

Profundidad: Independientemente de los parámetros de calidad de agua, para implementar estos sistemas de cultivo, se requiere tener en cuenta también la profundidad, ya que el sitio donde se instale el sistema debe tener una profundidad igual o superior a los 1,5 metros en la parte más honda, también deberá asegurarse de que la misma nunca sea inferior a 1 metro, incluso durante la estación seca (Auxiliadora, 2006). Si bien los peces pueden moverse en solo 60 a 70 centímetros de agua (Woinarovich, 2008).

Velocidad o corriente de agua: Es común que algunos peces habiten en aguas de poca corriente (lenticas) como la tilapia, por ejemplo, permaneciendo en zonas poco profundas y cercanas a las orillas (Funprover, 2008). Algunas especies de peces se desarrollan muy bien en aguas completamente quietas. Velocidades altas de corriente hacen que los peces tengan que gastar más energía, lo que disminuye la productividad; corrientes de 10 cm/s son muy lentas, entre 10 y 25 cm/s son mediadas, entre 50 y 100 son rápidas y mayores de 100 cm/s son muy rápidas (Roldán & John, 2008).

En la tabla 6 se resumen los rangos óptimos de los parámetros anteriormente mencionados, para las especies de Tilapia (*Oreochromis spp*), cachama (*Colossoma macropomum*), róbalo (*Centropomus undecimalis*) y sábalo (*Megalops atlanticus*).

Tabla 6

Limites batimétricos e hidrodinámico aceptables para el cultivo de tilapia (Oreochromis spp), cachama (Colossoma macropomum), róbalo (Centropomus undecimalis) y sábalo (Megalops atlanticus)

Autor	Parámetro	Óptimo	Estrés	Letal
Auxiliadora, 2006 & Woinarovich, 2008	Profundidad (m)	1 - 1.5	0.60 - 0.70	–
Roldán & John, 2008	Velocidad (m/s)	10 - 25	<10	50 - 100

2.5. Indicadores e Índices Ambientales de Calidad de Agua

Han existido numerosos intentos de integrar varios indicadores de calidad de agua en un único índice de calidad del agua (Ellis.D, 1989; Brown et al., 1970; Cude, 2001; Hallock, 2002). Para los no especialistas, los datos crudos de calidad del agua pueden presentar un reto de interpretación, por lo que los índices integrativos son especialmente útiles para comunicar información al público en general. Un índice de calidad del agua proporciona un número único que puede expresar el nivel relativo de deterioro de una determinada masa de agua y cómo ésta cambia con el tiempo.

Para auxiliar la comprensión de las tendencias temporales y espaciales de la calidad del agua y, por tanto, la toma de decisión sobre la gestión de la calidad de un recurso hídrico, se han desarrollado algunos índices de calidad. Estos índices permiten clasificar el agua, estudiar las variaciones estacionales, comparar entre diferentes cursos de agua y simplificar la divulgación de la información sobre la calidad de las aguas a los gestores y al público en general.

Según Landwehr (1974) un índice de calidad del agua (ICA) es una interpretación del promedio de mediciones realizadas en un muestreo, pero en una forma fácil de usar, la cual refleja la influencia de los componentes físicos, químicos y biológicos sobre la calidad del agua. Por su parte; Fernandez, Ramires y Solano (2008) consideran que un índice de calidad de agua consiste básicamente en una expresión simple de una combinación más o menos compleja de un número de parámetros que sirve como expresión de la calidad del agua. El índice puede ser representado por un número, un rango, una descripción verbal, un símbolo o, incluso, un color.

Horton (1965) y Liebman (1969) son los pioneros en el intento de generar una metodología unificada para el cálculo del ICA. Por su parte, Brown, McClelland, Deininger y Tozer (1970) desarrollaron un índice que posteriormente fue conocido como índice de calidad

del agua de la NSF, el cual incluye nueve parámetros; Prati, Pavanello y Pesarin (1971) presentan un trabajo con trece parámetros y Dinius (1987) realiza otro similar con once parámetros fisicoquímicos.

Varios tipos de métodos aritméticos han sido implementados. Algunos ejemplos incluyen suma aritmética no ponderada (Edet & Offiong, 2002); promedio aritmético ponderado (Brown et al., 1970); promedio geométrico ponderado (Dinius, 1987), promedio cuadrado armónico (Cude, 2001), mínimo operador (Smith, 1990); promedio ponderado modificado, que además es específico para sistemas estuarios (Richardson, 1997).

En la tabla 7 se reúnen algunos de los índices antes mencionados.

Tabla 7

Índices de Calidad del Agua

AUTOR	FORMULACIÓN	ESCALA	PARÁ
Brown, et al., 1970	$WQI = \sum_{i=1}^9 (Sub_i \times w_i) \quad \text{Ecuación 1}$	0 – 100	METROSOD, CF, NO ₃ , pH, PO ₄ , DBO ₅ , Temperatura, Turbiedad, ST
	$WQI = \prod_{i=1}^9 Sub_i^{w_i} \quad \text{Ecuación 2}$ <p>Dónde: Sub_i es el subíndice del parámetro <i>i</i>, w_i es el peso asignado al parámetro <i>i</i>, <i>n</i> es el número de parámetros. Para ambas formulaciones</p>		
Dinius, 1987	$IWQ = \prod_{i=1}^n I_i^{w_i} \quad \text{Ecuación 3}$ <p>Dónde: I_i es el subíndice del parámetro <i>i</i>, w_i es el peso asignado al parámetro <i>i</i>, <i>n</i> es el número de parámetros.</p>	0 – 100	OD, DBO ₅ , Alk, DT, Cl ⁻ , CE, pH, NO ₃ ⁻ , temperatura, color
Cude, 2001	$OWQI = \sqrt{\frac{n}{\sum_{i=1}^n \frac{1}{SI_i^2}}} \quad \text{Ecuación 4}$ <p>Dónde: SI_i es el subíndice del parámetro <i>i</i> y <i>n</i> es el número de parámetros.</p>	0 – 100	OD, CF, pH, NO ₃ ⁻ , PO ₄ , DBO ₅ , temperatura, ST
Avvannavar & Shrihari, 2007	$WQI = \frac{1}{\frac{1}{n_p} \sum_{i=1}^n \frac{1}{\phi_i}} \quad \text{Ecuación 5}$ <p>Dónde: Ø_i es elemento de la matriz de cada fila n_p es el número de parámetros</p>	0 – 100	pH, OD, DBO ₅ , Turbiedad, SDT y Coliformes

Nota: OD = Oxígeno Disuelto; CF = Coliformes Fecales; SDT = Sólidos Disueltos Totales; NO₃ = nitratos; PO₄ = fosfatos; CT = Coliformes Totales; DT = Dureza Total; SS = Sólidos Suspendidos; CE = Conductividad Eléctrica; Alk = Alcalinidad; Cl⁻ = Cloruros; ST = Sólidos Totales.

2.5.1. Índices de calidad de agua en acuicultura.

La mayoría de los Índices de Calidad de Agua (ICA) se han desarrollado para fines generales del agua, sin embargo, algunos estudios recientes crearon índices de calidad del agua para uso en la acuicultura.

Por ejemplo en su estudio Dos Santos, Moreira, Bisinoti, Nobre y Santos (2008) propusieron un índice para determinar la calidad del agua destinada a actividades de cultivo de peces a partir de tres parámetros: fósforo total (presente en la alimentación de peces), la turbidez (como resultado de nutrientes y amoníaco), y el oxígeno disuelto (que está relacionado con la materia orgánica biodegradable y la calidad del agua de pescado debido a que no pueden existir muchos tipos de organismos acuáticos en agua con bajas concentraciones de oxígeno).

De igual forma Yussac y Ping (2016) exponen el índice (AWQI) por sus siglas en ingles Aquaculture Water Quality Index, este puede utilizarse para determinar la idoneidad de un cuerpo de agua con fines de acuicultura, basándose en los tipos de peces que serán criados. Los parámetros que emplea este índice son: Oxígeno Disuelto (OD), amoníaco, pH y coliformes fecales.

Por su parte Cho, Lee, Hong, Kim y Kim (2012) propusieron la implementación de un índice de idoneidad de hábitat, para la selección de sitios idóneos a partir de seis parámetros de calidad de agua.

En la tabla 8 se reúnen algunos de los índices antes mencionados.

Tabla 8

Índices de Calidad del Agua para acuicultura

AUTOR	FORMULACIÓN	ESCALA	PARÁ
Dos Santos, et al., 2008	$WQI_{min} = \frac{CDO + CTub + CTotP}{3}$ <p>Dónde: CDO, CTurb y CTotP son los valores debido al oxígeno disuelto, la turbidez y el fósforo total después de normalizarlos en una escala de 0 a 100 respectivamente.</p>	0 – 100	OD, Turbiedad, P
Yussac & Ping, 2016	$AWQI = \sum_{i=1}^n w_i C_i$ <p>Donde: w_i es el peso medio para el parámetro i, y C_i es el subíndice estandarizado para el i-ésimo parámetro</p>	0 - 100	OD, Amoniac, pH, CT
	$LRSI_{crecimiento} = (v_1 \times v_2)^{0,5}$ <p>Ecuación 8</p>		
	$LRSI_{supervivencia} = (v_3 \times v_4)^{0,5}$ <p>Ecuación 9</p>		
	$LRSI_{química\ del\ agua} = (v_5 \times v_6)^{0,5}$ <p>Ecuación 10</p>		
	$HSI = [(LRSI_{crecimiento}) \times (LRSI_{supervivencia})]^{0,5}$ <p>Ecuación 11</p>		
Cho, et al., 2012	<p>Si (LRSI química del agua) $\geq 0,7$</p> $HSI = \{[(LRSI_{crecimiento}) \times (LRSI_{supervivencia})]^{0,5} \times (LRSI_{química\ del\ agua})\}^{0,5}$ <p>Ecuación 12</p> <p>Si (LRSI química del agua) $< 0,7$</p> <p>Dónde: V_1 = Temperatura; V_2 = Clorofila a; V_3 = Solidos suspendidos; V_4 = Hidrodinámica; V_5 = Salinidad; V_6 = OD; HSI=Índice de idoneidad de habitat.</p>	0 – 1	Temperatura, OD, Clorofila a, SS, Hidrodinámica, Salinidad

Nota: OD = Oxígeno Disuelto; P = Fosforo Total; CT = Coliformes Totales; SS = Sólidos Suspendidos.

De la revisión previamente presentada, se puede observar que existe una importante cantidad de índices de calidad del agua, cada uno con características particulares, pero que a su vez persiguen un mismo objetivo, evaluar la calidad del agua de una manera práctica, sencilla y que sea representativa de la zona de estudio en particular.

2.6. Fundamentos de los Sistemas de Información Geográfica (SIG)

Hoy en día se puede afirmar que hay casi tantas definiciones como autores que escriben sobre el mundo del SIG (Geographic Information System) en su acrónimo inglés (Gutierrez & Gould, 1994).

Algunas definiciones sobre SIG encontradas en la literatura son las siguientes:

Según Duecker, (1979) los SIG son un caso especial de sistema de información en el que la base de datos consiste en observaciones sobre elementos, actividades o sucesos distribuidos espacialmente, que se pueden definir en el espacio como puntos, líneas o áreas.

Por su parte Huxhold y Levinsohn, (1995) sugieren que un SIG es un conjunto de tecnología de información, datos y procedimientos para recolectar, almacenar, manipular, analizar, y presentar mapas e información descriptiva sobre elementos que pueden ser representados en mapas.

Así mismo, Star y Estes, (1990) proponen a los SIG como un sistema de información diseñado para trabajar con datos georreferenciados mediante coordenadas espaciales o geográficas. En otras palabras, un SIG es a la vez una base de datos con funcionalidades específicas para datos referenciados espacialmente y un conjunto de operaciones para trabajar con los datos.

Detallar lo que aporta y cómo entienden los distintos autores los Sistemas de Información Geográfica es tarea aquí fuera de lugar. No obstante, a modo de introducción, la propuesta por el NCGIA (National Center for Geographic Information and Analysis) de los Estados Unidos resulta útil y operativa: Un SIG es un sistema de información compuesto por hardware, software, modelización y datos geográficos diseñada para capturar, almacenar, manipular, analizar y desplegar en todas sus formas la información geográficamente referenciada con el fin de resolver problemas complejos de planificación y de gestión.

Este tipo particular de sistema de información se caracteriza por su capacidad de representar la realidad geográfica de la cual depende la mayoría de las actividades del hombre. Para la realización de esta tarea es necesario el desarrollo de varios procesos intelectuales que pueden separarse en fases (Comas & Ruiz, 1993). En la figura 1 se ilustran dichas fases.

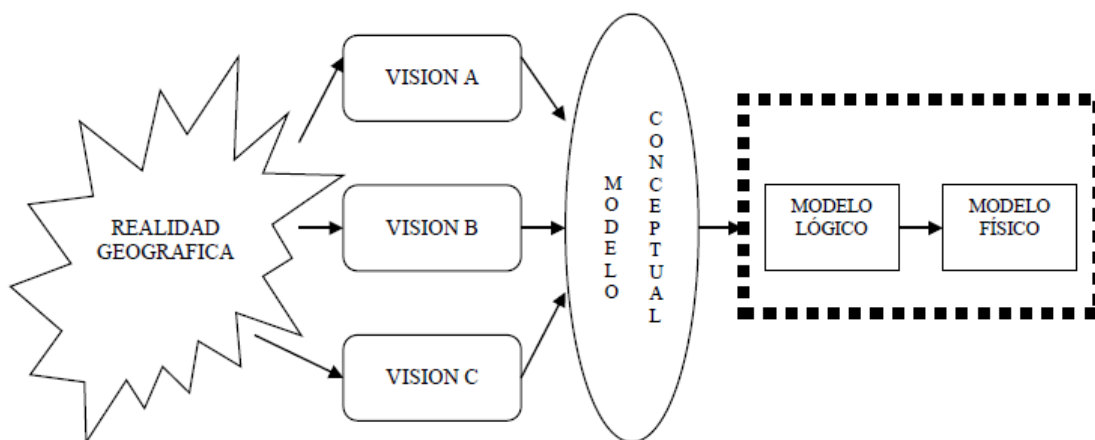


Figura 1. Fases del proceso de representación de la realidad en el SIG. Adaptado de “Curso Práctico de Sistema de Información Geográfica sobre Software Libre” por G. Dorado, M. García, L. Vargas, R. Arguelles & M. Rosado, 2017, *Miríada X*.

Los SIG almacenan la información geográfica (alfanumérica) en bases de datos, dicha información se encuentra asociada por un identificador común a los objetos gráficos de un mapa digital. Los datos SIG representan los objetos del mundo real (carreteras, el uso del suelo,

altitudes). Los objetos del mundo real se pueden dividir en dos abstracciones: Objetos discretos (una casa) y continuos (cantidad de lluvia caída, una elevación). Existen dos formas de almacenar los datos en un SIG: raster y vectorial (Langleruben, 2016). Estas representaciones se ilustran en la figura 2.

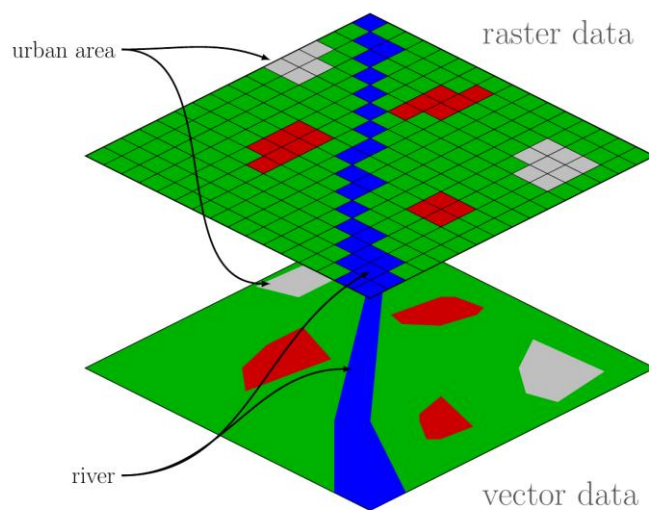


Figura 2. Formas de representar datos en un SIG. Adaptado de “Técnicas de recolección de información geográfica” por yamilivazquezmonzon, 2015.

Los SIG que se centran en el manejo de datos en formato vectorial son más populares en el mercado. No obstante, los SIG raster son muy utilizados en estudios que requieran la generación de capas continuas, necesarias en fenómenos no discretos; también en estudios medioambientales donde no se requiere una excesiva precisión espacial (contaminación atmosférica, distribución de temperaturas, localización de especies marinas, análisis geológicos, etc.) (Langleruben, 2016).

Por lo descrito los SIG han llegado a convertirse, de hecho, en una herramienta esencial para poder manipular con eficacia la información geográfica porque aumenta su accesibilidad, su exactitud y, en general, garantizan la eficacia de los resultados de las decisiones a tomar (Department of the environment, 1987).



Figura 3. Objetivo último de los Sistemas de Información Geográfica. Adaptado de “Curso Práctico de Sistema de Información Geográfica sobre Software Libre” por G. Dorado, M. García, L. Vargas, R. Arguelles & M. Rosado, 2017, *Miriada X*.

Es importante aclarar que la tecnología SIG funcionará correctamente como un sistema de geoprocesamiento solo si se cuenta con los datos, los procedimientos, el personal especializado y las aplicaciones como se ilustra en la figura 3 (Environmental Systems Research Institute, 1992).

2.6.1. Interpolación de datos y aplicaciones.

La interpolación predice valores para las celdas de un raster a partir de una cantidad limitada de puntos de datos de muestra. Puede utilizarse para prever valores desconocidos de cualquier dato de un punto geográfico, tales como: elevación, precipitaciones, concentraciones químicas y niveles de ruido (ESRI, 2017).

2.6.1.1. Importancia de interpolar un Raster.

La suposición que hace a una interpolación una opción viable es que los objetos distribuidos espacialmente estén correlacionados; es decir, las cosas que están cerca tienden a tener características similares. Por ejemplo, si llueve de un lado de la calle, se puede prever con un alto nivel de confianza que está lloviendo del otro lado de la calle. Tendría menos certeza sobre si está lloviendo en todo el pueblo, y menos aún acerca del estado del tiempo en el condado vecino.

Con esta analogía, resulta sencillo ver que los valores de los puntos cercanos a los puntos de muestra tienen más posibilidades de ser similares que los que están más alejados. Esta es la base de la interpolación. Un uso común de la interpolación de punto es crear una superficie de elevación a partir de un conjunto de mediciones de muestra. Geostatistical Analyst también proporciona un conjunto completo de métodos de interpolación.

2.6.1.2. Interpolar una superficie de concentración.

En el ejemplo ilustrado en la figura 4, se utilizaron herramientas de interpolación para estudiar la correlación de la concentración de ozono en las enfermedades pulmonares en California. En la imagen a la izquierda, se muestran las ubicaciones de las estaciones de monitoreo de ozono. En la imagen a la derecha, se observa la superficie interpolada, que suministra predicciones para cada ubicación de California. La superficie se calculó mediante el método kriging, aunque existen diversos métodos de interpolación (ESRI, 2016).

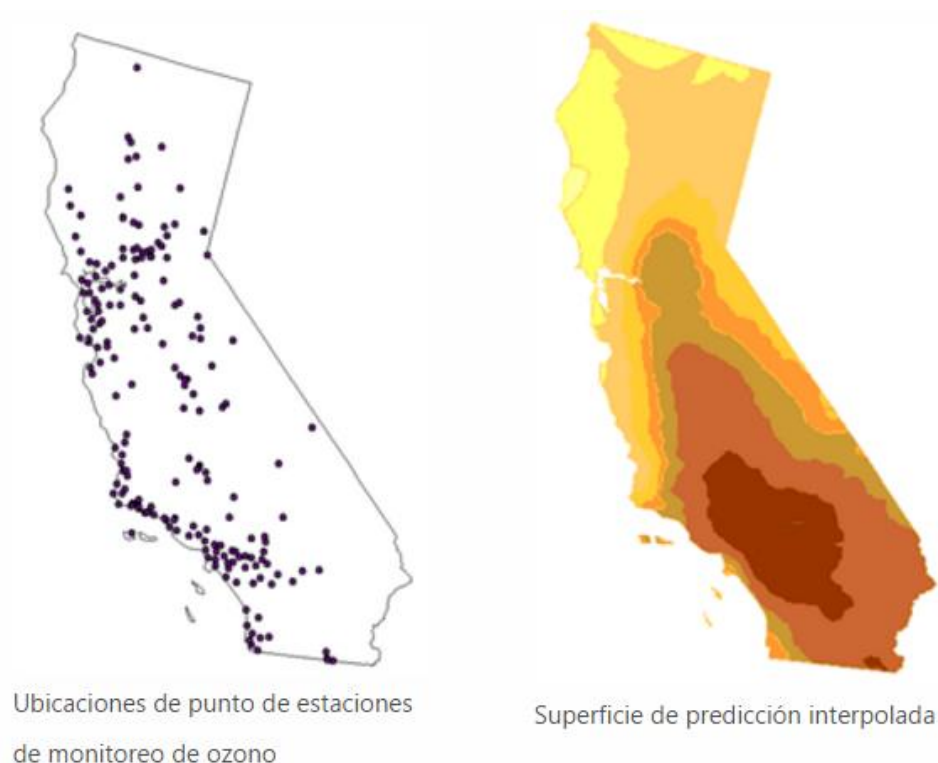


Figura 4. Interpolación de datos. Adaptado de “Comprender el análisis de interpolación” por ESRI, 2016.

2.7. Procesos de Interpolación

2.7.1. Tipos de interpolación.

2.7.1.1. Kriging.

Método Kriging, es un método analítico, donde la función de interpolación depende de la autocorrelación espacial de la variable, que se representa en variogramas. Utiliza datos tabulares y su posición geográfica para el cálculo de las interpolaciones. Utilizando el principio de la primera ley geográfica de Tobler, que dice que las unidades de análisis más próximas entre si son más similares que las unidades más lejanas, el kriging utiliza funciones matemáticas para añadir más peso en las posiciones más cercanas a los puntos de muestreo y menores pesos en posiciones más distantes, y así crear nuevos puntos interpolados basados en estas combinaciones lineales de

datos. Además, se está basado en optimizar funciones usando autocorrelación espacial (Ayuga, 2008).

2.7.1.2. IDW.

La herramienta IDW (Ponderación de distancia inversa) utiliza un método de interpolación que estima los valores de las celdas calculando promedios de los valores de los puntos de datos de muestra en la vecindad de cada celda de procesamiento. Cuanto más cerca está un punto del centro de la celda que se está estimando, más influencia o peso tendrá en el proceso de cálculo del promedio (ESRI, 2017). El método IDW es similar al Kriging ordinario, ya que da más peso a los valores cercanos a un punto, pero posee una menor complejidad del cálculo. El IDW utiliza un algoritmo simple basado en distancias (ESRI, 2001).

2.7.1.3. Vecino natural.

La interpolación de Vecino natural halla el subconjunto de muestras de entrada más cercano a un punto de consulta y aplica ponderaciones sobre ellas basándose en áreas proporcionales para interpolar un valor (Sibson, 1981). También se conoce como interpolación de Sibson o de "robo de área".

2.7.1.4. Spline.

La herramienta Spline utiliza un método de interpolación que estima valores usando una función matemática que minimiza la curvatura general de la superficie, lo que resulta en una superficie suave que pasa exactamente por los puntos de entrada (ESRI, 2017).

2.7.1.5. Spline con barreras.

La herramienta Spline con barreras utiliza un método similar a la técnica usada en la herramienta Spline, pero la principal diferencia es que esta herramienta distingue las discontinuidades codificadas tanto en las barreras de entrada y como en los datos del punto de entrada (ESRI, 2017).

2.7.1.6. De topo a ráster.

Las herramientas De topo a ráster y De topo a ráster por un archivo utilizan una técnica de interpolación diseñada específicamente para crear una superficie que representa con mayor precisión una superficie de drenaje natural y preserva mejor los cordones montañosos y las redes de arroyos de los datos de curvas de nivel de entrada (ESRI, 2017).

2.7.1.7. Tendencia.

Tendencia es una interpolación polinómica global que ajusta una superficie suave definida por una función matemática (polinómica) a los puntos de muestra de entrada. La superficie de tendencia cambia gradualmente y captura patrones de escala sin detallar en los datos (ESRI, 2017).

3. Estado del Arte

Recientemente, la selección de sitios adecuados para la actividad acuícola se ha considerado necesaria para el desarrollo sostenible de la industria de la acuicultura, para resolver el problema de las demandas competitivas presentes en los cuerpos de agua, para evitar indeseables cargas en el medio ambiente, garantizar la rentabilidad de las explotaciones y minimizar la competencia con el uso de otros recursos (Cho et al., 2012).

El factor esencial para la selección del sitio es la capacidad de comparar el potencial de la acuicultura en la extensión de agua, y localizar posibles lugares deseables mediante el cálculo de la física e idoneidad biológica (Brown J. , 1986).

Los SIG se han aplicado en diferentes industrias de la acuicultura, y en muchos han sido reportados.

La mayor parte de estos estudios se han centrado en el método de combinación lineal ponderada mediante la comparación del par (Hossain et al., 2008; Pérez et al., 2005; Radiarta et al., 2008; Salam et al., 2003).

En cuerpos de agua en zonas urbanas Hossain, Chowdhury, Das, Sharifuzzaman y Sultana (2008) han estudiado la identificación del sitio óptimo para el desarrollo de la acuicultura de carpa en Chittagong, Bangladesh. A través de técnicas de evaluación multi-criterio (MCE) y la implementación de SIG. La construcción del modelo de selección de los mejores sitios para el cultivo de la carpa fue estructurada en base a jerarquías. En esta todos los criterios considerados se rompen en grupos más pequeños (o sub-modelos). A la ruptura de una jerarquía en grupos, primero escogieron qué elementos agrupar en cada grupo. Esto lo hicieron de acuerdo con la similitud de los elementos con respecto a la función que realizan o la propiedad que comparten (Saaty, 1988). Por lo tanto, para este estudio, diferentes criterios fueron agrupados en tres sub-

modelos (calidad del agua, calidad del suelo, la infraestructura y los factores socioeconómicos), que se combinaron para generar una salida final, que muestra las zonas más adecuadas para el cultivo de la carpa. Debido a que todos los criterios fueron medidos a escalas diferentes, el análisis multicriterio requirió que los valores contenidos en las diversas capas temáticas se pudieran transformar a unidades comparables. Por tanto, los autores manipularon y reclasificaron los datos, a un sistema de coordenadas común. Optaron por un sistema de puntuación de 1 a 3, en donde 3 es el más adecuado y 1 no es adecuado para el desarrollo de la acuicultura urbana en Chittagong. Además, incluyeron un modelo de verificación que realiza una comparación entre UWBs (por sus siglas en inglés cuerpos de agua urbanos) las áreas pronosticadas por el modelo y lugares acuícolas existentes del sector. El propósito de verificación consistió en averiguar si las ubicaciones existentes UWBs emparejaron con los sitios de idoneidad o no. El estudio identificó que 487 UWBs ocupan 362 hectáreas, revelando 280 hectáreas (77%) son adecuadas, 36 hectáreas (10%) son moderadamente aptas y 46 hectáreas (13%) no son adecuadas o consistente con el campo Verificación. Un total de alrededor de 724 toneladas métricas de pescado podría producirse de estas UWBs cada año. Los resultados son alentadores para la extensión del cultivo de la carpa y diversificar actividades económicas en los habitantes de las ciudades.

En contextos costeros los métodos de combinación lineal ponderada se han aplicado en diversos estudios, también implementando una técnica MCE:

Por ejemplo, para el cultivo de peces marinos en jaulas en Tenerife, Islas Canarias (Perez, 2005). En este estudio se seleccionaron los sitios más adecuados para el cultivo de peces marinos en jaulas flotantes, basados en el uso de los SIG y modelos que relacionen la tecnología de la teledetección y los sistemas de posicionamiento global, para apoyar la gestión de las zonas costeras. En este estudio se identificaron 31 criterios que fueron inicialmente clasificados en dos

grandes grupos como: Factores y limitaciones. Estos criterios se subdividieron en ocho sub-modelos. Compuestos por siete sub-modelos que consta de sólo factores (playa, pesca, infraestructura, medio ambiente marino, calidad del agua, deportes náuticos y cuencas visuales) y un sub-modelo exclusivamente formado por restricciones. Los ocho sub-modelos fueron ensamblados para identificar las zonas más adecuadas para el cultivo en jaulas marinas en Tenerife, seguidamente los combinaron mediante un MCE. Debido a que los sistemas de jaulas flotantes se vuelven muy difíciles de instalar y gestionar a profundidades de agua de más de 50 m, el estudio se centró en las profundidades que fueran superiores a dicha profundidad. La calificación la realizaron de 1 (menos adecuado) a 8 (más adecuado). La salida del modelo generado se utilizó para crear mapas de acuerdo con la puntuación de la idoneidad, en donde las áreas con profundidades mayores de 50 m se puntuaron como 0. De los 285 km² de área disponible para la acuicultura en la zona para la ubicación de jaulas en regiones costeras con una profundidad de 50 m, 57 km² eran limitaciones (puntuación 0), por lo tanto, sólo 228 km² de área potencial se puede utilizar para instalar jaulas. Sólo 0.51 km² de áreas "muy adecuados" (Puntuación 8) y alrededor de 5,37 km² de "adecuado" (puntuación de 7), la mayoría de ellas se encuentra en el sureste de la isla. Este estudio identificó que 37 km² de área (suma las puntuaciones 6 a 8). Estos resultados pueden parecer inicialmente decepcionantes debido a las escasas zonas adecuadas identificadas. Sin embargo, para poner estos resultados en contexto, Tenerife es una pequeña y superpoblada isla, donde el turismo es la principal industria y fuente de ingresos y la población local depende en gran medida de la utilización del espacio costero.

Otro estudio en zona costera realizado por Radiarta, Saitoh y Miyazono (2008) implementó el método de combinación lineal en Funka Bay, Hokkaido para la identificación de sitios para la acuicultura de vieira japonesa (*Mizuhopecten yessoensis*). El estudio consistió en

identificar los sitios más adecuados para ubicar la vieira japonesa utilizando sistema de información geográfica (SIG) basados en los modelos de evaluación múltiple-criterio. En donde siete capas temáticas se agruparon en dos requisitos básicos para la acuicultura de vieira, uno es el aspecto biofísico (temperatura del mar, la clorofila, sedimentos en suspensión y la batimetría) y de social-infraestructural (distancia de la ciudad, distancia al muelle y distancia a las instalaciones en tierra). Para este estudio recogieron una variedad de imágenes para cada parámetro vía satélite y mediante tecnología de teledetección, combinaron todas estas imágenes, para crear un mapa compuesto. Este fue utilizado para generar valores medios de cada parámetro. Posteriormente, este mapa fue reclasificado de acuerdo con el puntaje de idoneidad que le correspondió a cada uno. A su vez, para el análisis de infraestructura social utilizaron ArcGIS análisis espacial para medir distancias de coacción social-infraestructural, y los reclasificaron de acuerdo con puntajes de idoneidad.

El área potencial total fue clasificada por Radiarta et al., (2008) en una escala del 1 (menos adecuado) a 8 (más adecuado). Como era de esperar, la mayoría de las áreas en la bahía de Funka Bay tenían puntuaciones altas de idoneidad. Alrededor del 88%, podría ser clasificado como adecuados para vieira, mientras que el 12% restante, fueron identificados como áreas de restricción. La clasificación de nivel de idoneidad mediante técnicas SIG dio lugar a estimaciones de que el 56% y el 32% del área potencial tenían alta puntuación (puntuación 7 y 8) y la puntuación media (puntuaciones de 4, 5 y 6), respectivamente, para el desarrollo del cultivo de vieira. Esto se debe a que, la mayoría de los parámetros de infraestructura (biofísico y socio-infraestructura) en el área de estudio son favorables para el desarrollo de la cultura de vieira. Este estudio es importante para demostrar que la tecnología de teledetección y los SIG, utilizados, son una poderosa herramienta para la toma de decisiones en cuanto a la selección de sitios. A medida

que se disponga de más datos, ya sea a partir de imágenes por satélite o las mediciones de campo, la utilidad de esta herramienta aumenta y proporciona una gama de funciones incorporadas en diversos componentes que se pueden adaptar para la selección óptima del sitio.

Para la acuicultura del camarón y el cangrejo en Bangladesh; Salam, Ross y Beveridge (2003) también utilizaron el método de combinación lineal ponderada a través de la comparación del par. En este estudio se observan los resultados de la aplicación de técnicas de teledetección y SIG para estimar el área de tierra disponible para diferentes tipos de desarrollo de la acuicultura en el suroeste de Bangladesh, especialmente la adecuación de áreas para la acuicultura en aguas salobres del cangrejo de fango (*Scylla serrata*) y el camarón tigre gigante (*Penaeus monodon*). Los modelos también fueron utilizados para estimar el potencial de producción y las características económicas del camarón y el cangrejo, además de examinar y evaluar los usos alternativos del suelo en la región de Khulna, al suroeste de Bangladesh. Por tanto, con el fin de determinar posibles sitios para camarones de agua salobre y cangrejo, fueron seleccionados y compilados 36 criterios ambientales y económicos. Los criterios eran de dos tipos: factores y limitaciones. Estos criterios seleccionados y anotados, en un proceso de toma de decisiones, fueron desarrollados en una serie de sub-modelos, en donde ciertos factores fueron agrupados lógicamente dentro de un modelo general. Una de las razones para el desarrollo de sub-modelos en un proceso de toma de decisiones tal como la evaluación multicriterio (MCE) es que se convierte en más manejable, si menos de 10 factores en un objetivo particular están siendo considerados simultáneamente (Ross, Mendoza, & Beveridge, 1998). Cuando el número de factores es mayor que 10, la lógica de la modelación para el MCE se hace difícil. Por tanto, los autores desarrollaron nueve sub-modelos (química del agua, disponibilidad del agua, uso del suelo, química del suelo, infraestructura, apoyo, entradas, factores de riesgo, manglar como

indicador). Estableciendo una ponderación de cada sub-modelo de acuerdo con la matriz de comparación por pares de Saaty. Los pesos obtenidos fueron finalmente utilizados en MCE para mostrar los sitios potenciales para la acuicultura de camarones y cangrejo.

Las calificaciones de idoneidad para cada criterio fueron establecidas de acuerdo con Aguilar (1996) y Kapetsky (1994), cada factor fue reclasificado en una escala de 1 a 4. En el módulo MCE final, una imagen de la restricción (ríos, caminos, bosques, etc.) fue incorporada para excluir estos sitios de la consideración. Dado que los pesos de los criterios primarios de los sub-modelos fueron diferentes para el camarón y el cangrejo, era obvio que los resultados espaciales no fueran iguales. Una comparación de los resultados para las dos especies reveló que la salinidad, la disponibilidad de agua y la infraestructura influyen fuertemente el resultado. Se encontró que, aproximadamente el 43% de la tierra se clasificó como muy adecuado para el camarón de agua salobre y la acuicultura de cangrejo, mientras que un 5%, 49% y 3% fueron clasificados como moderadamente, marginalmente e inadecuado, respectivamente. En esta investigación además se predijo que 198.673 hectáreas de tierra son adecuadas para el cultivo de camarón, y de estas 104.624 hectáreas ya están en funcionamiento en la zona. La discrepancia encontrada se atribuye al hecho que algunos de los lugares de la granja de camarón previstos y los reales no se han establecido utilizando cualquier aplicación sistemática de conocimiento científico, sino más bien sobre la disponibilidad de agua y la influencia de los piscicultores vecinos. Sitios adecuados para el cultivo de cangrejo no pudieron ser verificados ya que esta práctica de cultivo sólo se ha introducido recientemente a la zona como consecuencia del fuerte mercado internacional de cangrejo. Por otra parte, no existen áreas totalmente inadecuadas para cualquiera de las especies evaluadas, mientras que, algunas zonas del norte son sólo marginalmente aptas para ambas especies, debido a la falta de agua salina. Además, se

encontraron mayores áreas adecuadas para la acuicultura del cangrejo que para camarones, ya que el primero es más tolerante al estrés ambiental y requiere poco procesamiento antes su explotación. En este estudio, los mayores rendimientos financieros procedían del cultivo de camarones de agua dulce seguido de camarones de agua salobre y la acuicultura de cangrejo.

Como se ha visto en los casos anteriores la aplicación de la Evaluación Multi-Criterios (MCE) es crucial para la toma de decisiones de los sitios adecuados para la acuicultura, otros estudios que han implementado esta técnica son el cultivo de ostras de mangle (*Crassostrea rhizophorae*) en la Isla de Margarita, Venezuela realizado por Buitrago, Rada, Hernandez y Buitrago (2005); y las granjas de mejillón (*Perna canaliculus*) de Plenty Bay en Nueva Zelanda (Longdill, Healy, & Black, 2008). Estos se diferencian de los anteriormente descritos debido a que no utilizan el método de combinación lineal ponderada mediante la comparación del par.

En el primero de estos, Buitrago et al., (2005) reportan el desarrollo de una metodología de selección del sitio, utilizando SIG, para un proyecto de cultivo de ostra de mangle en la Isla de Margarita, Venezuela. En la selección de un sitio apropiado para la acuicultura, es esencial tener en cuenta los criterios que definen la idoneidad y los factores que la componen. Aquí veinte variables fueron agrupadas en cuatro criterios de la siguiente forma: ambientalmente intrínsecas (es decir, los aspectos relacionados principalmente con los requisitos de vida de ostras) que a su vez contenía 6 factores, ambientalmente extrínsecas (criterio que podrían no afectar la supervivencia de la ostra, pero que se consideran capaces de modificar el éxito de la acuicultura) en donde se contemplaban 7 factores, logístico que contenía cuatros factores y socioeconómicos que aglomeraba tres factores. El criterio de idoneidad final obtenido es claramente un complejo multivariante, con muchos aspectos y puntos de vista diferentes para tener en cuenta. Por lo tanto, los autores consideraron que un juez experto era el camino correcto para evaluar el peso

diferencial de cada factor. Pidieron a treinta y cinco expertos para evaluar los factores y anotar cada uno de acuerdo con su peso de idoneidad. Con los resultados obtenidos realizaron un mapa temático para cada factor, bajo la definición de categorías discretas (óptimo, bueno, aceptable, malo, y la limitación) para cada uno de los 20 factores, se basaron en la información existente y la experiencia personal del equipo de trabajo. Aquellos factores con niveles restrictivos, los usaron para construir una máscara restrictiva. Para combinar las variables entre polígonos de los diferentes mapas utilizaron el Multi-Criterios de Evaluación (MCE). En MCE, se hace un intento de combinar una serie de criterios, con un peso particular para cada uno, para lograr una única base de material compuesto para una decisión de acuerdo con un objetivo específico (Pérez, Ross, & Telfer, 2003). En este se añaden los vectores resultantes de los mapas temáticos del mismo criterio para obtener polígonos más pequeños, por lo que cada punto del área de estudio tuviera una calificación por cada criterio. Por último, la MCE fue utilizada para combinar polígonos del grupo de las puntuaciones más altas, creando polígonos más pequeños de igual óptima idoneidad. La suma de los cuatro grupos generó una salida final, mostrando los sitios óptimos para el cultivo de ostras. Las puntuaciones más altas se alcanzaron en 13 áreas que cubren 4.1 km², lugares que tienen las condiciones óptimas para el cultivo de ostras en la región. Las ubicaciones adicionales que cumplen de 75% a 70% de los criterios exigidos para una adecuada selección cubren 137 sitios que abarcan 37,5 km².

Para el segundo caso de estudio, en pro de apoyar el proceso de toma de decisiones en el manejo de la zona costera a través de la identificación de los lugares más adecuados para la AMA “Aquaculture Management Areas” (gestión de áreas para la acuicultura); Longdill, Healy y Black (2008) realizaron la zonificación dentro de la Bahía de Plenty, Nueva Zelanda para el mejillón (*Perna canaliculus*), utilizando modelos basados en SIG y tecnologías relacionadas

como la teledetección. Los sitios óptimos para un AMA sostenible se caracterizan por las condiciones que conducen a tasas de crecimiento relativamente mejoradas. Para ello utilizaron una técnica MCE en donde se combinan un conjunto de datos seleccionados de cada parámetro para que estos puedan ser comparables y tener unidades consistentes. El MCE correspondió a las funciones de idoneidad de los parámetros específicos (PSSFs), estas convierten los datos en bruto a puntuaciones estandarizadas de aptitud acuícola con referencia a cada parámetro. Típicamente, los puntajes de aptitud se definen en una escala arbitraria entre 0 y 1, donde 0 define un área de no apto, y 1, el más adecuado. Las funciones se asignan sobre la base de una combinación de específica de investigación aplicada por otros investigadores y la opinión de expertos. El enfoque algo subjetivo a PSSF y su asignación convierte efectivamente los datos cuantitativos iniciales a la de una naturaleza semi-cualitativa. El método es, sin embargo, esencial para permitir el examen y la comparación directa de diversos conjuntos de datos. Dentro de la región, las áreas en las que se puede lograr la máxima sostenibilidad suman 421 km² equivalente al 18% de la superficie total considerada, y las áreas referentes a las restricciones que representaban el 46%.

La zonificación de la acuicultura a través de SIG también se ha aplicado por Arnold et al., (2000) en cuerpos de aguas lagunares, para el cultivo de almeja dura (*Mercenaria spp*) en Florida, el objetivo principal de este estudio consistió en identificar zonas apropiadas para operaciones de acuicultura, el correcto manejo del cultivo de la almeja y la selección de sitios adecuados para cualquier producto que requiera crecer en el campo de la acuicultura en Charlotte Harbor, Florida. Donde las operaciones y cultivos con la almeja es la fase inicial de desarrollo para el estudio de la acuicultura. Disponen las bases necesarias para la cría y la comercialización de productos de la acuicultura, pero no la información necesaria para determinar las ubicaciones

apropiadas para las operaciones de acuicultura, por ende, se establecen modelos de información geográfica para determinar zonas óptimas en la laguna del Rio Indian en la costa central del este de Florida, donde la producción de almeja ha estado vigente por más de diez décadas. La metodología de este estudio ayudó a reconocer las necesidades de información aplicables a la identificación de sitios adecuados. Sin embargo, se tuvieron en cuenta varios criterios a la hora de determinar la idoneidad de un sitio para la acuicultura. Los parámetros analizados en el estudio fueron: Alcalinidad del agua, salinidad y oxígeno disuelto. Para la implementación en el SIG, se seleccionaron puntos de muestreos en la zona para determinar la distribución de la población de almeja natural e identificar densidades en los puntos seleccionados. El producto resultante consistió en un mapa compuesto del área de recolección de mariscos (SHA, por sus siglas en inglés), identificando los patrones de distribución, la ubicación de los canales navegables, zonas de recolección de moluscos y zonas no aptas para la acuicultura de almeja debido a presencia de algas, bajos niveles de oxígeno disuelto y baja salinidad que van en contra de la supervivencia de la almeja.

En otro estudio realizado por Crotoft et al., (2015) ha implementado los SIG, pero con otro enfoque, diferente al de la zonificación como es el caso de las Condiciones hidrogeológicas y potencial para la acuicultura en lagos de la región árida de Jorezm, Uzbekistán. Los objetivos de este estudio fueron examinar las características hidroecológicas (biológicos y físicos) y químicas en cuatro lagos (Eshanrabat (ESH), Khodjababa (KHO), Shur (Koshkopir) (SHK), y Tuyrek (TUY)). La investigación fue realizada con el fin de determinar si los lagos podrían mantener las poblaciones de peces sanos para la acuicultura. Las características se clasificaron como "óptima" (que tiene poco o ningún efecto sobre el crecimiento y el desarrollo), "tolerable" (correspondiente a la toxicidad crónica o sub-letal) y "letal" (correspondiente a la toxicidad

aguda). Para esto, se analizaron peces, la composición del zooplancton, y los parámetros físicos y químicos que podrían afectar a la salud de pescado y la productividad incluyendo: Temperatura, pH, salinidad, nitrógeno (N) y fósforo (P), y oxígeno disuelto (OD).

También se evaluaron las concentraciones de plaguicidas de SDDT y SHCH. SDDT es la suma de diclorodifeniltricloroetano (p, p'-DDT) y dos productos de degradación, diclorodifenildicloroetileno (p, p'-DDE) y diclorodifenildicloroetano (p, p'-DDD). SHCH es la suma de dos formas de hexachlorocyclohexan (g-HCH y-HCH). Ambos pesticidas fueron utilizados históricamente en grandes cantidades para la agricultura en Jorezm y por esto concentraciones altas se han documentado en los recursos hídricos de Uzbekistán. La problemática de abastecimiento se presenta tras desaparecer la pesca en el mar de Aral, que producía anualmente unas 20.000 toneladas de pescado debido a la desviación de sus grandes ríos tributarios, el Amu Darya y SyrDarya. El gobierno de la unión soviética para compensar la pérdida de producción de peces invirtió en un programa de desarrollo de la acuicultura en todo el país con éxito. Para promover la producción de policultivo de ciprínidos como la carpa común (*Cyprinus carpio*), carpa plateada (*Hypophthalmichthys molitrix*), carpa cabezona (*H. nobilis*) y la carpa herbívora (*Ctenopharyngodon idella*). Los resultados indican que tres lagos son probablemente muy adecuados para la cría de especies de peces, según las directrices de calidad del agua del Banco Mundial para la acuicultura. Sin embargo, el cuarto lago a menudo por presentar concentraciones de salinidad superiores a las óptimas para las especies de peces locales no calificó como adecuado. Cabe destacar que las concentraciones de pesticidas en el agua de los cuatro lagos estaban dentro de rangos tolerables para la acuicultura. Aunque las concentraciones SDDT en el agua fueron mayores que los límites óptimos, los resultados de los análisis químicos de los tejidos peces y dispositivos de membranas semipermeables indicaron que las

concentraciones SDDT en los lagos no se acumulan en los peces y no representa una amenaza para la salud humana. Mantener la calidad del lago, gestionar la tierra y el agua son medidas imprescindibles en el mantenimiento de las poblaciones de peces para el consumo humano.

Para definir los sitios adecuados para la acuicultura se han reportados estudios en los que se aplican índices tales como el índice de idoneidad de hábitat (HSI) para el proceso de toma de decisiones en la gestión de cuerpos de agua, elaborado por Cho et al., (2012) para granjas de Ostras (*Crassostrea gigas*) en Geoje-Hansan Bay y el realizado por Vincenzi, Caramori, Rossi y De Leo (2006) para la cría de almejas en la costa del Mediterráneo.

En el primer estudio se seleccionó el sitio adecuado para el cultivo de ostras mediante la aplicación de HSI (Índice de Idoneidad del Hábitat) para las ostras (*Crassostrea gigas*) en zonas de manejo pesqueros basados en SIG para promover la gestión de pesquería eficiente, proporcionando base científica para la toma de reordenamiento pesquero (Cho et al., 2012). HSI es un método que excluye juicio subjetivo o hipótesis no viables, los resultados que arroja tienen en cuenta una alta correlación con la productividad real de los cultivos de ostras. El HSI muestra el grado de la idoneidad basado en el crecimiento o la supervivencia de las especies. En este estudio el HSI varió de 0,0 a 1,0, en donde 1,0 representa hábitat óptimo y 0.0 representa hábitat totalmente inadecuado. HSI está linealmente relacionada con la capacidad de carga ecológica del hábitat basado en el uso de este por las especies, teniendo en cuenta la dependencia de la densidad de población. En 1986 el estudio de Brown informó que las diversas variables influyen en el crecimiento y la supervivencia de las ostras que se basan en el análisis de la estadística multivariante.

En su estudio Cho et al., (2012) se seleccionaron 6 variables (temperatura del agua, clorofila, sedimentos en suspensión, hidrodinámica, oxígeno disuelto y salinidad). Aquí se

diseñaron índice de idoneidad para las variables del hábitat. La interacción de las variables se explica por tres índices de vida requerida para idoneidad. En términos de cálculo HSI, la primera está basada en la interacción de la temperatura del agua y la fuente de alimento disponible, y esto repercute en el cambio del crecimiento de las ostras. Se utilizó la media geométrica para calcular la interacción de las variables. Que es igual a la media geométrica de la temperatura del agua y la fuente de alimento. El segundo índice de idoneidad se considera que influye con las variables para la supervivencia de las ostras. Estas variables incluyen sedimentos en suspensión y la hidrodinámica. La tercera es la química del agua, incluye variables relacionadas con la calidad del agua, tales como: Salinidad y OD. El HSI varió de 0,0 a 0,7 en Geoje-Hansan Bay. En cuanto a la distribución de HSI, en el centro de la bahía de Geoje mostró la mayor idoneidad, indicando que son lugares adecuados para los cultivos de ostras. En Hansan Bay, la idoneidad encontrada fue baja, lo que indica que no es un lugar adecuado para el cultivo de ostras en el sureste de Hwa. El área actual de los cultivos de ostras es 6.001.400 m², pero Geoje-Hansan Bay cuenta con un área potencial de 7.544.377 m² con 0.6 a 0.7 HSI. Si el efecto de la densidad de cría no se considera, todos los cultivos de ostras pueden reordenarse en esta zona con la más alta puntuación del HSI. De esta manera, HSI puede ser utilizado para establecer base científica para la reordenación de la acuicultura de las ostras.

El segundo caso de estudio realizado por Vincenzi et al., (2006) reporta la aplicación de un método rápido para la estimación del potencial de rendimiento de *T. philippinarum* en dos lagunas del Adriático-Italia al norte, con escasez de datos, implementando modelos de Sistema de información geográfica (SIG) para la distribución de las especies, identificando zonas óptimas para el cultivo de almejas, mediante la estimación del nivel de escases presente en el Adriático Norte de Caleri y Marinetta-Vallona, y de esa forma establecer un enfoque ecosistémico de la

Acuicultura (EAA). La aplicación de idoneidad del Hábitat (SH) o modelos de distribución de especies es considerada esencial en el proceso de toma de decisiones en el enfoque basado en el ecosistema global para la gestión de la acuicultura del río Po, donde los niveles de producción de almejas se mantuvieron bastante bajos. Según la investigación las variables ambientales más importantes para el establecimiento exitoso y abundancia relativa de *T. philippinarum* son: Salinidad, contenido de sólidos en suspensión, hidrodinámica (es decir, la corriente de agua) y oxígeno disuelto. Adicionalmente, emplearon las funciones específicas de los parámetros para evaluar la idoneidad del sitio dado. Para cada parámetro, la idoneidad fue expresada en términos de un índice de opciones, el cual oscila entre 0 (hábitat no adecuado) y 1 (hábitat más adecuado).

La calibración y la aplicación de un modelo simple de distribución de las especies fueron herramientas útiles para identificar objetivamente los lugares más adecuados para el cultivo. Por ende, fueron establecidos los siguientes componentes de modelos: El primer modelo de componente utiliza la regresión logística para identificar las áreas en las que se producen las almejas, mientras que el segundo componente utiliza una media geométrica ponderada de los valores de idoneidad para estimar el potencial de rendimiento anual (kg/m^2 al año); ambos modelos utilizan datos de rendimiento específico del sitio de Caleri y Marinetta-Vallona para estimar los pesos de la media geométrica mediante regresión lineal restringida y luego estimar la distribución espacial del rendimiento potencial en las dos lagunas. Los resultados mediante la anterior metodología mostraron que el modelo HSM (modelo de dos partes que combina un modelo logístico en la que la variable respuesta es la presencia o ausencia de *T. philippinarum*, y un modelo media geométrica ponderada para la estimación del rendimiento de almeja condicional de la presencia de *T. philippinarum*) proporciona una estimación del potencial de

rendimiento de alrededor de 24.700 T/año para la laguna de Caleri y de alrededor de 23.900 T/año para el laguna de Marinetta-Vallona.

4. Diseño Metodológico

4.1. Descripción de la Zona de Estudio

El embalse El Guájaro se encuentra definido como una ecorregión estratégica, es considerado el segundo embalse más importante por su extensión y productividad, dentro de los de su tipo en el país según la FAO (CRA, 2012). Fue construido entre los años 1964 y 1965, por el antiguo Instituto Colombiano para la Reforma Agraria (INCORA). El proyecto fue construido con doble propósito: El primero fue desecar una amplia zona cubierta por ciénagas para utilizar esos terrenos en la agricultura; el segundo, crear un embalse para captar agua para los Distritos de Riego (Manatí/ Candelaria, Santa Lucía y Repelón) que alimentan poblaciones aledañas (Ministerio del Medio Ambiente; Banco Interamericano de Desarrollo; CRA; CARDIQUE, 2002).

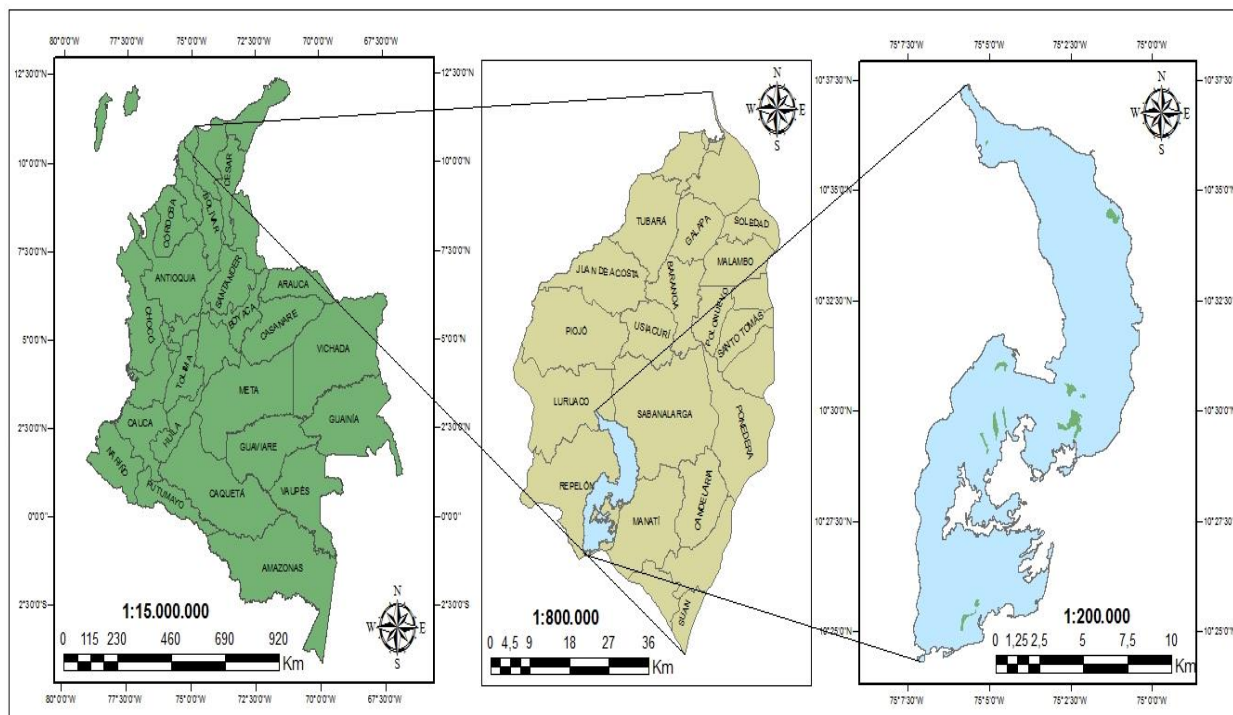


Figura 5. Ubicación geográfica de la zona de estudio. Elaborado en ArcGIS Por J. Jiménez & A. De la hoz, 2017.

El embalse se encuentra localizado $75^{\circ}00'-75^{\circ}08'W$ y $10^{\circ}25'-10^{\circ}38'N$ al sur del departamento del Atlántico, teniendo como área de influencia los municipios de Luruaco, Repelón, Manatí y Sabanalarga, tiene un área de 16.000 Ha, un volumen de 400 mm^3 y un caudal de $230 \text{ m}^3/\text{s}$ (Quintro, 2015). Además, está conformado por dos presas en tierra: la de Polonia, de 5 Km de longitud –cota de corona 6,20 m–, y la de Villa Rosa, de 5,5 Km de longitud –cota de corona 7,0 m–. En el extremo suroeste del embalse, en la abscisa K 30 del Canal del Dique, se encuentra el caño San Antonio, que desemboca en el Canal, donde se instalaron 6 compuertas verticales de $1,2 \times 1,6 \text{ m}$ con box-culvert de 20 m de longitud que atraviesa la presa. El caudal medio derivable por estas estructuras es de $15 \text{ m}^3/\text{s}$. En el sureste del embalse, en la abscisa K25 del Canal del Dique, se construyeron en El Limón 4 compuertas radiales de $3,5 \times 6,3 \text{ m}$ con capacidad entre $100 \text{ m}^3/\text{s}$ y $250 \text{ m}^3/\text{s}$, con las cuales se realiza el control de aportes de aguas del Canal y las descargas del embalse (Alvarado M. , 2001).



Figura 6. Compuertas de Villa Rosa (Fotografía Izquierda) y compuertas en El Limón (Fotografía Derecha). Adaptado de “Sur del Atlántico: una nueva oportunidad” por M. Alvarado, 2016, *Fundación Promigas*.

La formación del embalse se realizó al modificarse una gran área del plano inundable de la cuenca del río Magdalena, por medio de la construcción de un terraplén de 11 kilómetros de

longitud en los cauces de pequeñas ciénagas como Ahuyamal de 400 ha, Cocordo 140 ha, Cabildo 1,025 ha, Quintanilla 35 ha, Zarzal 110 ha, Playón de Hacha 420 ha, Cortadera 35 ha, Limipia 1,420 ha, Gallitos 225 ha, Puerco 190 ha, Manzanilla 40 ha, Verde 70 ha, Quemado 35 ha, y el Guájaro 4,780 ha, que en total sumaban 8,925 ha, y que en épocas de inundaciones daban lugar a unas 10,000 ha aprovechables para la pesca, cambiándose por un solo embalse, el Guájaro, con cerca de 16,000 hectáreas que tiene como función primordial el suministro de agua a toda la zona comprendida dentro del distrito de riego, actividad contradictoria en la mayoría de los casos con el desarrollo de la pesca (Quintro, 2015).

En sus inicios, el embalse tenía capacidad para almacenar unos 400 millones m³ de agua en un área total de 16.000 ha y con una profundidad promedio de 5 m; pero, por los aportes de sedimentos en el tiempo, la extensión de su espejo de agua se ha reducido a 13.000 ha, y su profundidad ha disminuido a 2 m aproximadamente (Gobernación del Atlántico; Conservación Internacional Colombia, 2009). En los últimos 13 años, el nivel ha variado. Alvarado (2016) reporta que, en el año 2010, se presenta el caso de la superación de la cota de corona de la presa de Polonia (6,2 m) y en varios años se ha superado el nivel máximo del embalse (5,0 m) y el mínimo ecológico para garantizar la vida de los peces (3,5 m).

4.1.1. Clima y estacionalidad en el embalse en El Guájaro.

El clima de la región es de tipo tropical cálido seco, con promedios anuales de temperatura de 27,8 °C hasta 28 °C, con pocas oscilaciones mensuales, siendo mayo y agosto los meses que presentan mayor temperatura y febrero el de los menores valores. En las zonas de influencia del embalse la humedad es altamente fluctuante, con valores que oscilan entre 62% y 91%, siendo Manatí la zona que presenta mayores valores anuales (81% y 85%) y Repelón los

menores (75%). La evaporación mensual es alta: varía entre 115,0 mm y 193,0 mm donde se presentan las mayores pérdidas en los primeros meses del año. El promedio de precipitación anual en la zona es de 1.200 mm, mostrando los máximos valores en el mes de octubre y los mínimos en el mes de febrero (Ministerio del Medio Ambiente et al., 2002). Esto demuestra el déficit hídrico del embalse y la necesidad de control del caudal que ingresa por medio del sistema del Canal del Dique.

4.1.2. Estado y antecedentes de la acuicultura en el embalse El Guájaro.

Actualmente debido a la alta contaminación por residuos sólidos y líquidos (ciudades, actividad minera, pesticidas agroindustriales de cultivos, industriales, domésticos y lixiviados), fenómenos naturales (El Niño y La Niña), problemas ambientales históricos no resueltos derivados de la deforestación, desecación de humedales, erosión y sedimentación, y una poca capacidad para sostener medidas de manejo y ordenamiento pesquero, en la cuenca del Magdalena y, específicamente, el embalse de El Guájaro en mucha menor proporción que en décadas anteriores, la producción de peces apenas mantiene difícilmente la producción para subsistencia local. Especies como el bocachico (*Prochilodus magdalenae*), el blanquillo (*Sorubim cuspicaudus*) y el bagre rayado (*Pseudoplatystoma magdalenatum*), que eran especies emblemáticas del río, el Canal del Dique y el embalse, actualmente son capturadas esporádicamente. En el embalse se pasó de capturar-consumir, en gran proporción, bocachico (*Prochilodus magdalenae*), bagre rayado (*Pseudoplatystoma magdalenatum*), barbul (*Pimelodus blochii*), pacora (*Plagioscion magdalenae*), cucharo o blaquillo (*Sorubim cuspicaudus*), capaz (*Pimelodus grosskopfii*), vizcaina (*Curimata mivartii*), cuatro ojos (*Leporinus muyscorum*), Coroncoro (*Pterogoplichthys undecimalis*), coroncoro-corrongo (*Panaque cochliodon*),

moncholo (*Hoplias malabaricus*), doncella (*Ageneiosus pardalis*), arenca (*Tryportheus magdalenae*), mayupa (*Sternopygus aequilabiatus*), mojarra amarilla (*Caquetaia kraussi*) y la especie introducida de tilapia (*Oreochromis niloticus*); a consumir las últimas seis especies e incorporarlas a la dieta de la población (Alvarado M. , 2016).

La tilapia (*Oreochromis niloticus*), que tiene las condiciones biológicas para desplazar especies nativas, se ha consolidado en los últimos años como dominante del ecosistema (Caraballo, 2009). Esta especie fue seleccionada por el ex Instituto Colombiano de Recursos Naturales Renovables y Naturales INDERENA para un plan de introducción de peces realizado en lagunas de la parte baja del río Magdalena. Las estaciones de acuicultura oficiales, como Repelón, en el embalse de El Guájaró ($10^{\circ}33'N - 75^{\circ}02'W$), a unos 60 km SW de lagunar de Pajarales (PC), servían para su distribución. Los conceptos ambientales en esos años respaldaron la propagación de la tilapia en sistemas naturales de agua dulce en Colombia (Alvarado & Gutiérrez, 2002).

Dado que no hay registro de los planes de difusión con esta especie en el ambiente de la laguna PC, se supone que las tilapias (*Oreochromis niloticus*) escaparon del embalse El Guájaró al río Magdalena, por compuertas que no controlan la transferencia de peces, donde se instalaron desde los años setenta y algunos ingresaron al PC con los ensayos de reapertura del canal Clarín en 1995 (Sánchez & Rueda, 1999). Más tarde, en 1996 y siempre a través de los canales de conexión, Las especies invadieron y se establecieron en las lagunas de PC de salinidad inferior, en lugar de en aguas salobres de CGSM. Los pescadores locales lo consideraron una bendición, ya que los desembarques de pescado aumentaron constantemente en esos años, y muchos consideraron este auge como un signo de restauración ambiental en la PC. Sin embargo, cuando la salinidad mensual de la PC subió por encima de 10 (junio-julio de 2000), se produjo un brote

de furunculosis grave que afectó sólo a las tilapias. Los comerciantes de pescado los rechazaron debido a su aspecto poco saludable y los precios bajaron. Después de agosto de 2000, la salinidad promedio en PC disminuyó por debajo de 10, y algunas tilapias infectadas se recuperaron; Sin embargo, muchos peces murieron y sobre todo su descendencia, causando un incremento indeterminado en la mortalidad natural de esta población (Blanco et al., 2007).

Actualmente la actividad pesquera se realiza durante unos trescientos días al año, y el número de pescadores activos se estima que puede oscilar entre 1.000 para el periodo de aguas altas (abril-noviembre) y 1.200 en el verano o época de mejor pesca, en la cual, pescadores de Soplaviento, Manatí y los que alternan esta actividad con la agricultura ingresan a pescar al embalse (Alvarado M. , 2016).

En la figura 7 se ilustran algunas ubicaciones en las que se lleva a cabo actividades acuícolas en el Embalse El Guájaro.



Figura 7. Actividades acuícolas en el embalse El Guájar. Elaborado en ArcGIS Por J. Jiménez & A. De la hoz, 2017.

Dentro de los problemas que se presentan en la pesquería está la interrupción del flujo con el Canal del Dique que causa impedimento físico para las migraciones, la disminución de la composición de especies y su abundancia por la introducción de especies exóticas, como la Tilapia (*Oreochromis niloticus*), y la eficiencia de las atarrayas ocasionan la disminución del recurso, toda vez que no se están respetando las tallas mínimas de captura de las especies que

aún y difícilmente se explotan, como por ejemplo la Arenca (*Tryportheus magdalенаe*), problemas de tipo social al enfrentarse pescadores que usan la atarraya con los que usan trasmallos, teniendo en cuenta la mayor estabilidad de captura del trasmallo en relación a la atarraya, por la poca renovación de especies migratorias, empleo de métodos inadecuados de pesca como el zangarreo más comunes de lo que se cree en la zonas bajas del Magdalena y finalmente y no menos grave la baja calidad del agua del embalse (Alvarado M. , 2016).

A pesar de las problemáticas mencionadas la Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP), se pronunció sobre algunas especies exóticas como la Trucha arco iris (*Oncorhynchus mykiss*), la Tilapia del Nilo (*Oreochromis niloticus*) y la Tilapia roja (*Oreochromis sp*) reconociendo, que si bien estas especies son exóticas, también es cierto que dado el tiempo transcurrido desde que las mismas fueron introducidas al país, estas especies se han convertido en un recurso pesquero para la cantidad de pescadores artesanales y acuicultores que hoy en día se benefician con su uso, razón por la cual la Aunap considera se deben reconocer como recursos pesqueros con el fin de realizar acciones de administración en torno a estos recursos y pueda trabajar de la mano con las entidades públicas, privadas y organizaciones de base de pescadores, a fin de establecer acciones de control y manejo. Así la Aunap mediante resolución 2287 de 2015 declara a la Trucha arco iris (*Oncorhynchus mykiss*), la Tilapia del Nilo (*Oreochromis niloticus*) y la Tilapia roja (*Oreochromis sp*) como especies de peses domesticadas. Permitiendo así la acuicultura de estas especies en el país, pero imponiendo ciertas regulaciones para el ejercicio correcto del cultivo de estas especies.

4.2. Campaña de Medición en la Zona de Estudio

Las campañas de muestreo se llevaron a cabo en los meses de febrero y septiembre de 2015, periodos que representan meses secos y lluviosos en la zona de influencia del embalse (Ministerio del Medio Ambiente et al., 2002). El proceso para la toma de muestras se llevó a cabo de forma puntual y en trayectos, apoyados con un GPS para determinar la posición en coordenadas de latitud y longitud de cada punto de muestreo.

Las muestras se tomaron estratégicamente en 17 puntos, cada uno de estos establecido a cierta distancia del anterior. En cada sitio seleccionado, se realizaron mediciones in situ de parámetros de calidad del agua tales como pH, temperatura, oxígeno disuelto y salinidad. Además, simultáneamente se recolectaron muestras de agua para el análisis posterior de Clorofila a y Sólidos Suspendidos Totales, preservadas a una temperatura de 4 °C y trasladadas al laboratorio del Centro de Investigación de Tecnologías Ambientales, CITA de la Universidad de la Costa (CUC). La preservación de las muestras y los análisis se realizaron de acuerdo con la metodología del Standard Methods 19th edition.

La figura 8 que se muestra a continuación permite visualizar los puntos de muestreos establecidos en el Embalse El Guájaro.

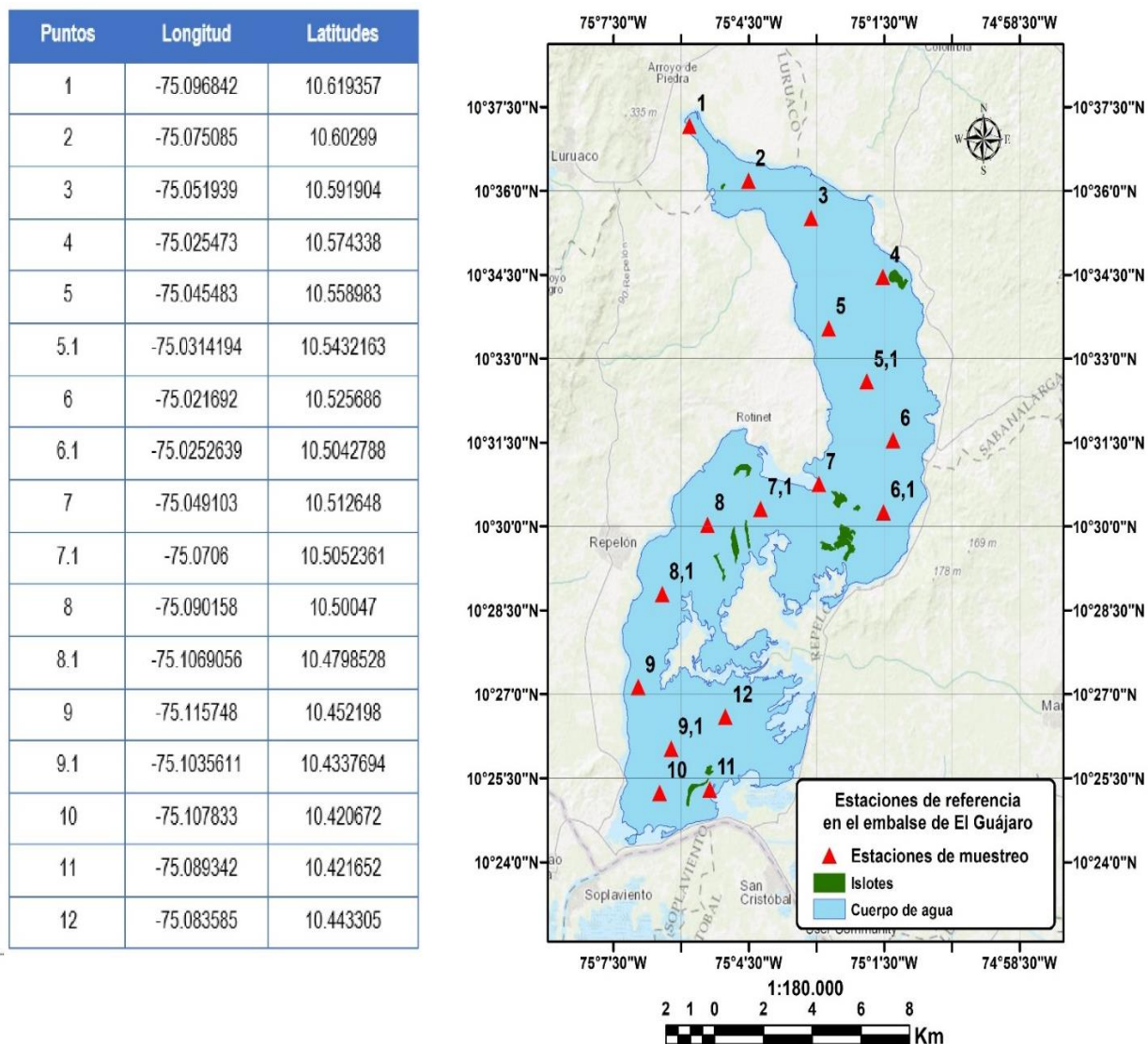


Figura 8. Localización geográfica de puntos de muestreo. Elaborado en ArcGIS Por J. Jiménez & A. De la hoz, 2017.

Los criterios o parámetros seleccionados fueron aquellos reportados en la literatura que influían en la supervivencia, el crecimiento o el desarrollo de la acuicultura de especies como tilapia (*Oreochromis spp*), cachama (*Colossoma macropomum*), róbalo (*Centropomus undecimalis*) y sábalo (*Megalops atlanticus*). El recorrido se ideó considerando las recomendaciones de los habitantes de la zona, para la correcta toma de muestras de agua y la prevención de accidentes durante el recorrido.

4.3. Elaboración del Índice de Idoneidad de Hábitat (HSI)

El índice de idoneidad de hábitat (HSI) fue desarrollado por el Servicio de Pesca y Vida Silvestre de los Estados Unidos a través de estudios sobre la interacción con el medio ambiente para aclarar las características cualitativas y cuantitativas de los hábitats que una especie puede usar (Thomasma & Drummer, 1991).

El HSI se define como un índice numérico que representa la capacidad de un determinado hábitat para apoyar una especie de pez o fauna seleccionados (Nevo & Garcia, 1996). Un índice, tal como se define por (Inhaber, 1976), es la relación entre un valor de interés dividida por un estándar de comparación. Para el HSI, el valor de interés es una estimación o medida de las condiciones del hábitat en el área de estudio, y el estándar de comparación es el hábitat en las condiciones óptimas para la misma especie de evaluación.

El HSI tiene un valor mínimo de 0 que representa hábitat totalmente inadecuado y un valor máximo de 1 que representa hábitat óptimo. Un modelo HSI produce un índice de 0 a 1 con la suposición de que existe una relación lineal directa entre el valor HSI y la capacidad de carga (United States Fish Wildlife Service, 1981).

Un modelo HSI puede estar en gráfica, palabra, o en formato matemático, y debe documentar claramente las reglas y los asuntos utilizados para calcular un HSI. La documentación en el desarrollo y uso de un modelo ayuda a establecer la credibilidad del modelo, optimiza las capacidades de toma de decisiones, y proporciona un registro base permanente para tales decisiones. Los estudios realizados por (Ellis, et al., 1979) confirmaron que el uso de documentación aumenta la capacidad de repetición en la determinación de los valores de HSI. Los modelos HSI se pueden construir a partir de la información básica como la

historia de vida de la especie evaluada o mediante la modificación de modelos de hábitat existentes.

El enfoque de la construcción de este modelo HSI consta de cinco fases que se producen en la secuencia básica indicada en la figura 9. El proceso de construcción del modelo debe ser considerado desde un punto de vista holístico, ya que las cinco fases no siempre representan pasos secuenciales, independientes de la construcción del modelo (United States Fish Wildlife Service, 1981).

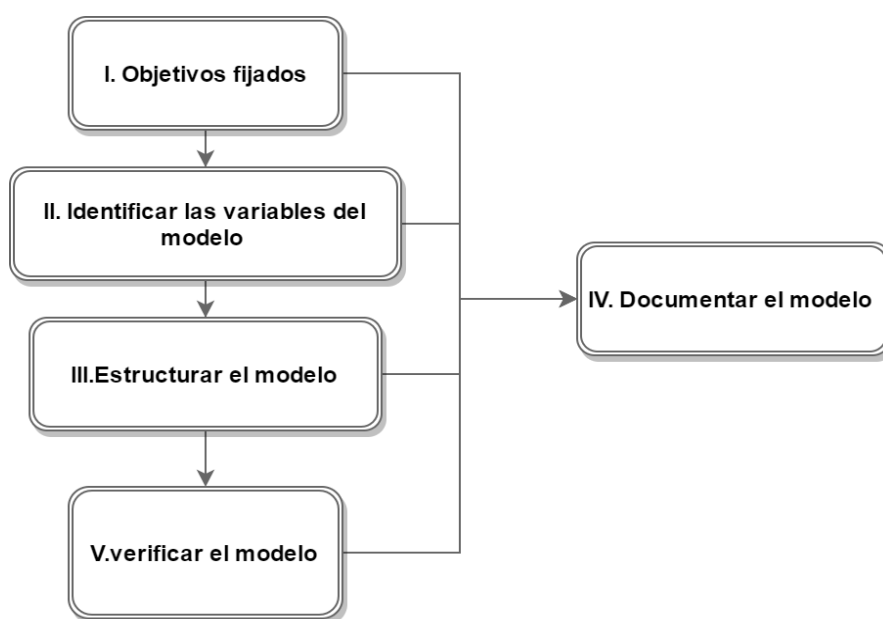


Figura 9. Fases de construcción del modelo HSI. Adaptado de “Standards for the Development of Habitat Suitability Index Models” por United States Fish Wildlife Service, 1981, *Division of Ecological Service*.

Se necesita crear un modelo HSI para cada especie de evaluación. Siendo una especie de evaluación una sola especie, un grupo de especies o gremio, una etapa de la vida, o un requisito de vida.

Se decidió crear un único modelo HSI para el grupo de especies: tilapia (*Oreochromis spp*), cachama (*Colossoma macropomum*), róbalo (*Centropomus undecimalis*) y sábalo (*Megalops atlanticus*). Por otro lado, si consideramos que una de las características que

comparten en común estos peces es el hecho de que habitan en climas tropicales, aprovecharemos esta conjetura para referirnos al grupo como especies tropicales.

4.3.1. Construcción del modelo HSI para especies tropicales en el embalse El Guájaró.

Para la construcción del modelo HSI de especies tropicales en el embalse EL Guájaró se siguieron los lineamientos expuestos por la United States Fish Wildlife Service (USFWS), por sus siglas en inglés. A continuación, se presenta la metodología seguida para la creación del modelo y paralelamente se describe brevemente lo establecido por la USFWS para cada fase de la construcción del modelo, con el fin de aclarar las decisiones tomadas.

4.3.1.1. Fase 1: Establecer los objetivos del modelo.

El primer paso de la creación de un modelo HSI involucra el establecimiento de sus objetivos. Establecer objetivos en este tipo de modelos consiste en lo siguiente: (1) Definir los resultados ideales y aceptables del modelo; (2) Definir el área geográfica a la que el modelo es aplicable; y (3) Definir la estación del año donde el modelo es aplicable.

4.3.1.1.1. Paso 1. Definir los resultados ideales y aceptables del modelo.

Primero que todo es necesario considerar que la salida de la aceptación define el nivel de fiabilidad que el modelo debe alcanzar, teniendo en cuenta la cantidad de tiempo, información y fondos disponibles. Es decir, la salida de aceptación define un nivel de fiabilidad en el que el modelo está listo para la aplicación.

Los siguientes son ejemplos de niveles aceptables propuestos por la United States Fish Wildlife Service de la salida del modelo:

1. Los resultados del modelo basados en los datos de la muestra parecen razonables al equipo de evaluación.
2. Los resultados del modelo basados en los datos de la muestra parecen razonables a una autoridad de especie.
3. Los resultados del modelo ocupan sitios de estudio en una forma similar a una autoridad de especie.
4. La salida del modelo se correlaciona con la capacidad de carga, medida por las estimaciones de población de la especie.

Por lo tanto, consideraremos aceptable el modelo HSI para especies tropicales en el embalse El Guájaro, si los resultados del modelo son razonables para el equipo de evaluación, además que la salida del modelo se encuentre en escala de 0 a 1.

4.3.1.1.2. Paso 2. Definir el área geográfica en la que el modelo es aplicable.

Una vez definida la salida de aceptación del modelo es necesario definir el área geográfica en la que aplicara. Lo anterior, se debe a que cada modelo de índice de idoneidad de hábitat es construido para ser aplicable a un área geográfica definida en la que se espera que los valores HSI produzcan resultados consistentemente fiables. El área geográfica de aplicabilidad del modelo debe estar claramente definida para cada especie o para toda la gama de estas. Además, la superficie de interés del modelo de aplicación debe estar referenciada en algunas unidades estándar, tales como las cuencas hidrográficas, las fronteras estatales o ecorregiones.

Por tanto, se definió que la ubicación geográfica para el modelo HSI de especies tropicales de esta investigación se encuentra al sur del departamento del atlántico en la ecorregión conocida como el embalse El Guájaró.

4.3.1.1.3. Paso 3. Definir la aplicabilidad temporal del modelo.

Luego de definir el área geográfica de aplicación del modelo, es necesario precisar la aplicabilidad temporal que tomará el mismo. Este paso es muy importante en la creación de un modelo HSI, ya que define la temporada del año para el que un modelo puede ser aplicable. Para esto, es fundamental la revisión en la literatura sobre el estado de residencia de una especie en un hábitat. A pesar de que una especie puede ser residente permanente en un área, un modelo puede ser desarrollado sólo para una parte de las veces en que la especie está presente en dicha área.

Debido a que Colombia se encuentra ubicada en latitudes tropicales, y lo frecuente en estas zonas es la alternancia de temporadas lluviosas y temporadas secas (IDEAM, 2005). Además, según Ministerio del Medio Ambiente et al., (2002) los meses de febrero y septiembre representan meses secos y lluviosos, respectivamente en el embalse El Guájaró, y en estos meses se realizaron las campañas de muestreo y caracterización, la aplicabilidad del modelo de especies tropicales será para todo el año.

4.3.1.2. Fase 2: Identificar las variables del modelo.

Una vez establecimos los objetivos del modelo fue necesario identificar las variables que se aplicarían para construir el HSI. Estas variables del hábitat son los componentes básicos del modelo, y deberán ser parámetros que al modificarse alteren la capacidad del hábitat para apoyar cierta especie de evaluación.

USFWS considera que las variables potenciales para una evaluación típica del hábitat incluyen física medible, química medible o biología de la especie en el hábitat. Además, establecen que un modelo HSI debe ser aplicable para evaluar tanto las condiciones presentes como las futuras del hábitat, considerando factores como tiempo y presupuesto disponible para el desarrollo del modelo y la recopilación de los datos.

La identificación de las variables del modelo sigue un enfoque generalizado propuesto por el Servicio de Pesca y Vida Silvestre de los Estados Unidos, que implica una revisión de la literatura sobre la especie, y la selección de variables que cumplen tres criterios: (1) la variable se relaciona con la capacidad del hábitat para apoyar la especie; (2) existe al menos una comprensión básica de la relación de la variable en el hábitat (por ejemplo, ¿Cuál es la mejor y peor condición para la variable y cómo interactúa la variable con otras variables?); y (3) la variable es practica medirla dentro de las limitaciones de la solicitud del modelo.

Por lo tanto, USFWS propone una técnica estructurada que puede simplificar la identificación de variables y facilitar el proceso de construcción del modelo y es el uso de diagramas de árbol. Los diagramas de árbol son útiles para obtener una comprensión de la relación entre dos o más variables. Se utilizan para separar hábitat en componentes menos complejos, que estén relacionados con un conjunto de variables medibles.

Se debe realizar el proceso de división en componentes según la cantidad y calidad de la información disponible sobre la historia de vida de la especie evaluada. El proceso de dividir el hábitat en componentes debe continuar hasta el punto en que cada componente se relaciona con las variables mesurables.

Según USFWS, hay por lo menos cuatro tipos de componentes utilizados para definir las variables del hábitat de una especie de evaluación: (1) hábitat estacional; (2) requisitos de la

vida; (3) etapas de la vida; y (4) tipos de cobertura. Se utilizan estos, ya que representan las características del hábitat que son biológicamente definible y, en cierto grado, su importancia para HSI es experimentalmente comprobable.

1. Hábitat estacional: Es el hábitat utilizado por la especie durante un período determinado de su ciclo de vida anual.
2. Requisitos de la vida: Incluyen alimentos, cobertura, calidad del agua, variables reproductivas o recursos especiales suministrados por un hábitat a una especie.
3. Etapas de la vida: Se utilizan típicamente para los modelos acuáticos e incluyen el huevo, las fases de larva, juvenil, y los estadios adultos de una especie.
4. Tipos de cobertura: Un tipo de cobertura es un área de tierra o agua con física, química y biología similar que cumplen una norma concreta de homogeneidad. Los tipos de cobertura sirven para dos propósitos principales en un modelo. Segregan las variables medibles en grupos que simplifican la recolección de datos de campo, y definen las relaciones espaciales entre los componentes del hábitat.

La figura 10 representa un ejemplo aportado por la United States Fish Wildlife Service (USFWS) para la identificación de las variables del modelo a través de definición de los componentes del hábitat.

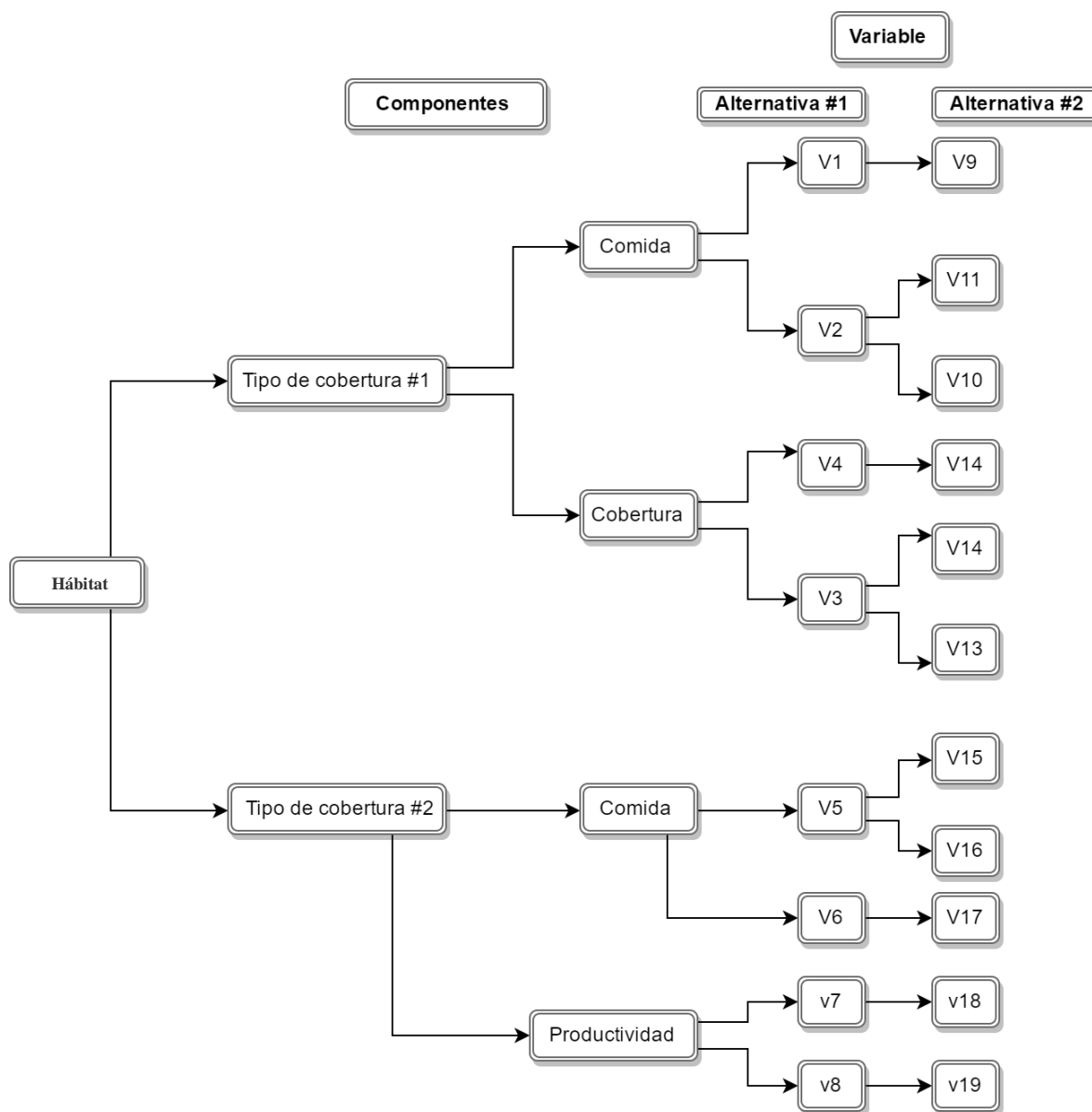


Figura 10. Identificación de las variables del modelo a través de definición de componentes del hábitat. Adaptado de “Standards for the Development of Habitat Suitability Index Models” por United States Fish Wildlife Service, 1981, *Division of Ecological Service*.

Considerando lo mencionado anteriormente, para definir las variables del modelo de esta investigación, se creó un diagrama de árbol dividiendo en componentes el embalse El Guájaró, posteriormente se identificaron las variables que se relacionaran con dichos componentes, e influyeran en la supervivencia o el crecimiento de las especies evaluadas. Es preciso aclarar que

se incluyeron solo aquellas variables que fueran factibles de medir en campañas de muestreo presentes y futuras. La figura 11 representa la identificación de las variables descritas.

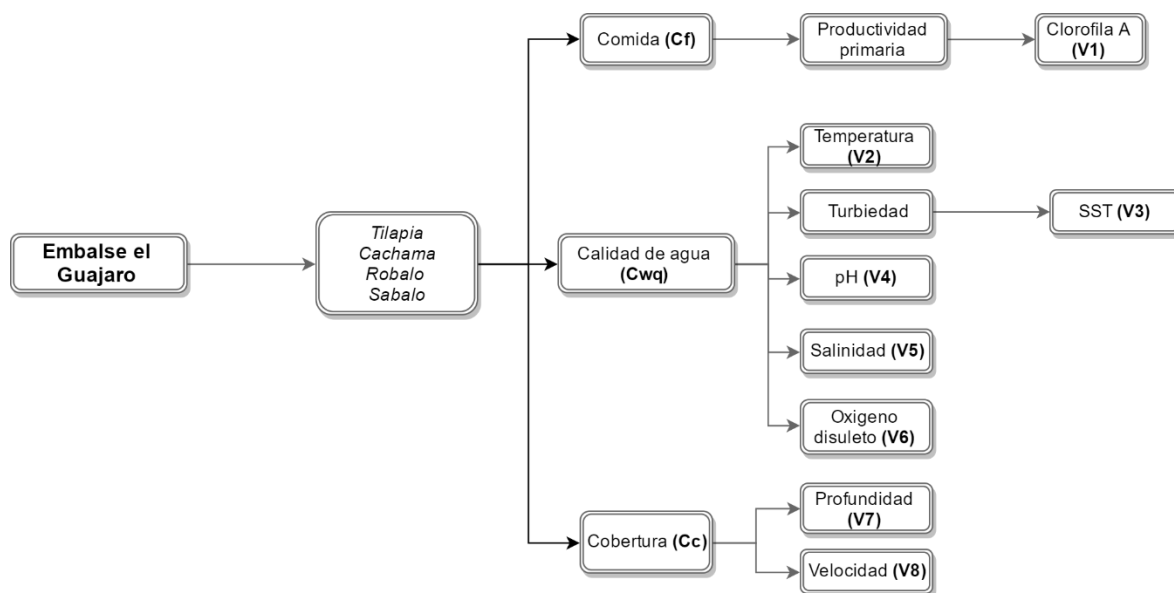


Figura 11. Identificación de las variables del modelo a través de definición de componentes del Embalse El Guájar. Elaborado en draw.io Por J. Jiménez & A. De la hoz, 2017.

4.3.1.3. Fase 3: Estructura del modelo.

Una vez se identificaron las variables del modelo, se prosiguió con la fase 3 de la construcción del HSI. En esta etapa combinamos los distintos parámetros identificados como importantes para el modelo. Para agrupar las variables fue necesario relacionarlas entre sí. Esta relación se puede expresar en forma gráfica, escrita, o a través de una ecuación matemática. El diagrama de árbol utilizado para la identificación de las variables es un ejemplo de relaciones gráficas.

Según USFWS diversos enfoques se pueden utilizar para establecer relaciones en la construcción de modelos. Entre los que podemos encontrar: (1) modelos de palabras; (2) modelos mecanicistas; (3) modelos de reconocimiento de patrones; (4) modelos de probabilidad bayesiana; y (5) modelos estadísticos multivariante.

Para agrupar las distintas variables consideradas importantes para las especies tropicales, se utilizaron los modelos de palabra y los modelos mecanicista de forma secuencial.

4.3.1.3.1. Modelos de palabras.

Inicialmente, se utilizó un modelo de palabras, construido mediante declaraciones en frase acerca de las variables y las relaciones establecidas en el diagrama de árbol de la figura 11. El resultado de este modelo se puede apreciar en las secciones 2.2.1, 2.3.1 y 2.4.1 de esta investigación, que muestra los límites deseables de los parámetros de calidad del agua, alimento y cobertura en la acuicultura de las especies tropicales en el embalse El Guájaro.

Las declaraciones se escribieron siguiendo un formato lógico encargado de representar la idoneidad de cada variable medible. Además, se describió la idoneidad de cada variable medible de forma general, y a través de algunas medidas que podría tomar la variable en el hábitat de evaluación. Según USFWS, es necesario realizar este proceso ya que al describir la idoneidad de una variable en un hábitat se establece una relación que representa la respuesta o los cambios que ocurren en la idoneidad de un hábitat debido a las distintas medidas que toma una variable.

4.3.1.3.2. Los modelos mecanicistas.

Luego de crear los modelos de palabras es necesario convertirlos en una ecuación matemática. Para esto el Servicio de Pesca y Vida Silvestre de los Estados Unidos propone la implementación de modelos mecanicistas. En este tipo de modelos se aprovecha las declaraciones de palabras realizadas sobre la idoneidad de una variable en un hábitat, y se traducen en expresiones matemáticas.

Para convertir un modelo de palabra en una ecuación matemática USFWS expone que se deben seguir tres pasos, el primero implica determinar un índice de idoneidad para cada variable,

el segundo consiste en agregar los índices de idoneidad en un índice de componentes y el último reside en agregar los índices de componentes en un índice de idoneidad de hábitat.

A continuación, se realizan cada uno de estos pasos.

4.3.1.3.3. Índices de idoneidad de hábitat para las variables del modelo.

Para la creación del índice de idoneidad fue necesario describir la idoneidad de una variable en un gráfico de índice de aptitud. USFWS considera que este tipo de gráficos presenta la relación entre las variables y el índice de aptitud. Un ejemplo de índice de aptitud se presenta en la figura 12.

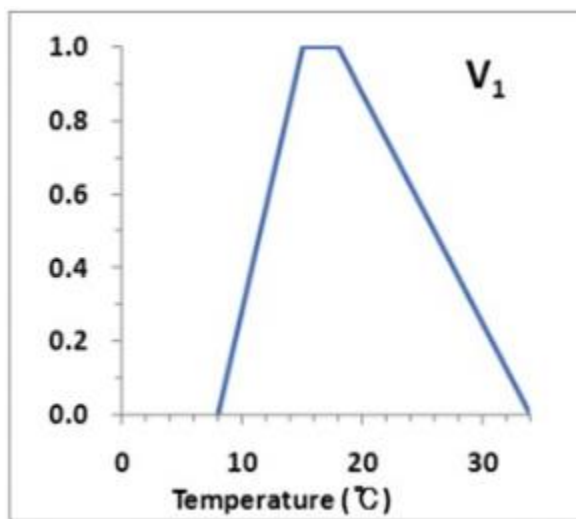


Figura 12. Gráfico índice de adecuación de la ostra del pacífico (*Crassostrea gigas*) para la temperatura del agua. Adaptado de “GIS-based suitable site selection using habitat suitability index for oyster farms in Geoje-Hansan Bay, Korea” por Y. Cho, W. Lee, S. Hong, H. Kim & J. Kim, 2012, *Ocean & Coastal Management*.

En un gráfico de índice de aptitud el eje horizontal se escala para diferentes medidas que puede tomar una variable. Así mismo, el eje vertical debe limitarse por 0 (Idoneidad inadecuada) en su parte inferior y por 1 (adecuación óptima o Idóneo) en su parte superior.

USFWS propone tres métodos que pueden ser usados para construir las gráficas de índice de idoneidad, estos métodos se describen a continuación:

1. El primer método implica el trazado de graficas de idoneidad mediante mediciones específicas de la variable en un hábitat, contra una medida observada de la abundancia de la especie. Una puntuación de 1 en la idoneidad se le asigna a la gama de mediciones de la variable correspondientes a la abundancia máxima observada. Este tipo de método está limitado, porque requiere realizar estudios para determinar la abundancia de las especies en los habitats evaluados, que en muchas ocasiones suelen ser independientes y llevados a cabo con diferentes condiciones experimentales.
2. El segundo método utiliza las declaraciones generales de la literatura sobre las condiciones de preferencia de una especie en un hábitat, para establecer las curvas de idoneidad.
3. El ultimo utiliza la opinión de un experto para definir los gráficos de idoneidad, que se restringe al no ser generalizado ya que las recomendaciones varían de experto en experto y pueden no ser comparables.

Por lo tanto, para la construcción HSI de las especies tropicales en el embalse El Guájaro, se utilizaron las declaraciones de palabras teniendo en cuenta los diferentes parámetros y límites de calidad del agua en la acuicultura, para la construcción de las curvas de idoneidad. A continuación, los gráficos índices de idoneidad creados para las 8 variables seleccionadas:

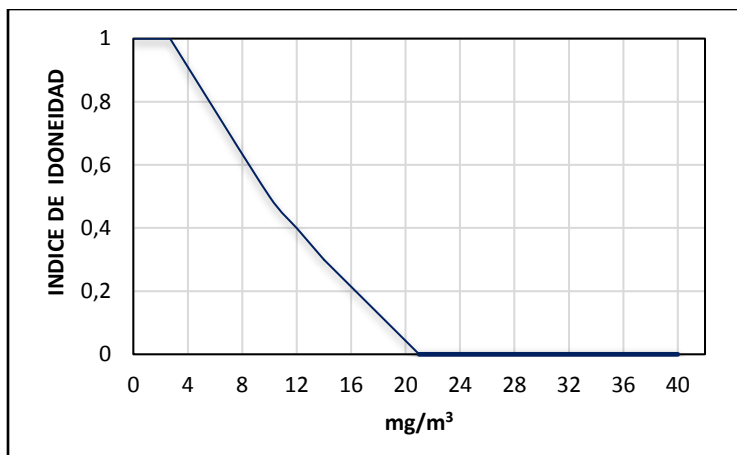


Figura 13. Índice de idoneidad para la variable clorofila a (V_1). Elaborado en Exel Por J. Jiménez & A. De la hoz, 2017.

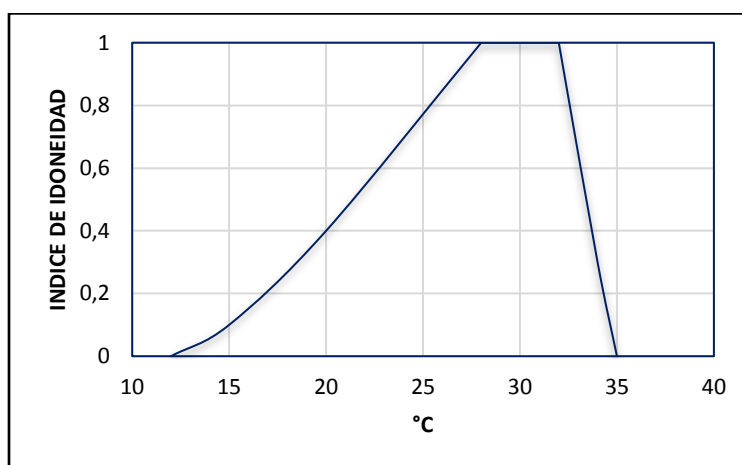


Figura 14. Índice de idoneidad para la variable temperatura (V_2). Elaborado en Exel Por J. Jiménez & A. De la hoz, 2017.

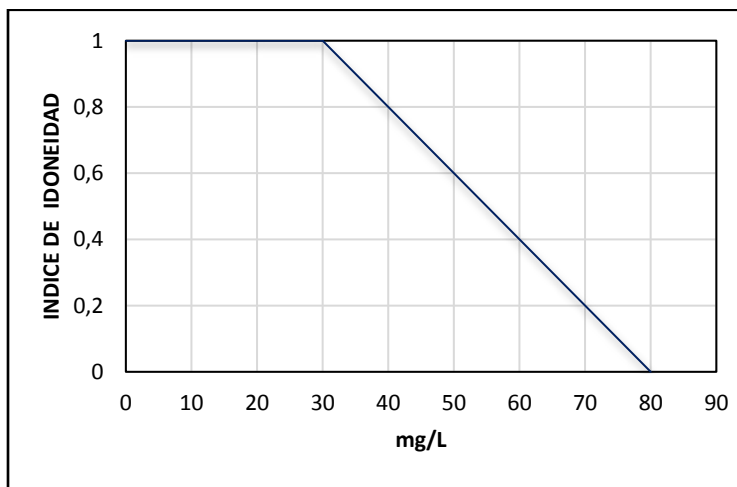


Figura 15. Índice de idoneidad para la variable solidos suspendidos totales (V_3). Elaborado en Exel Por J. Jiménez & A. De la hoz, 2017.

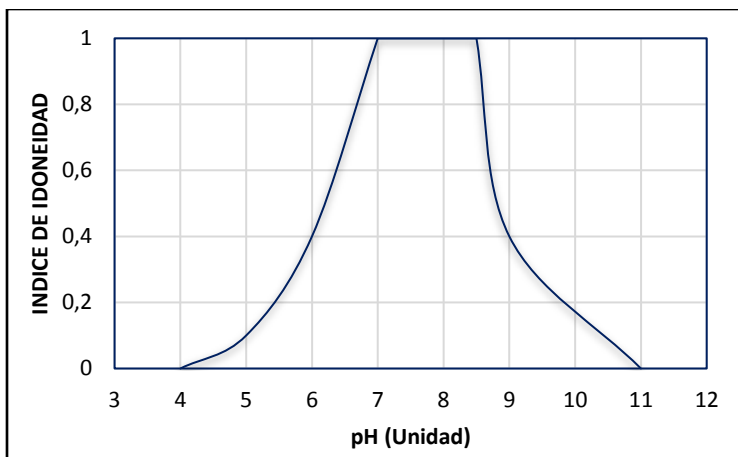


Figura 16. Índice de idoneidad para la variable pH (V_4). Elaborado en Exel Por J. Jiménez & A. De la hoz, 2017.

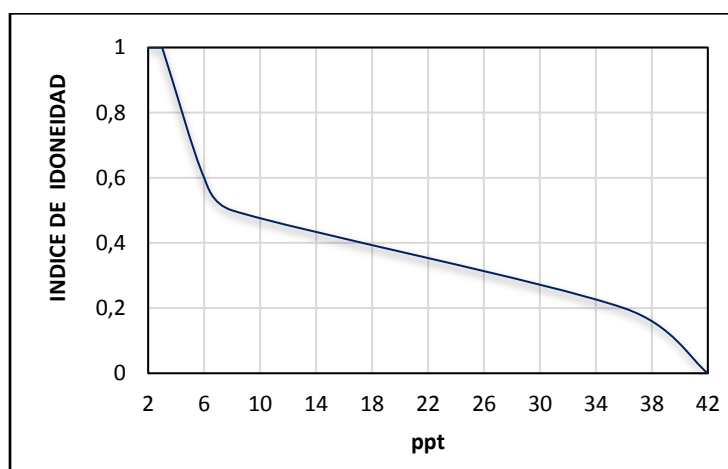


Figura 17. Índice de idoneidad para la variable salinidad (V_5). Elaborado en Exel Por J. Jiménez & A. De la hoz, 2017.

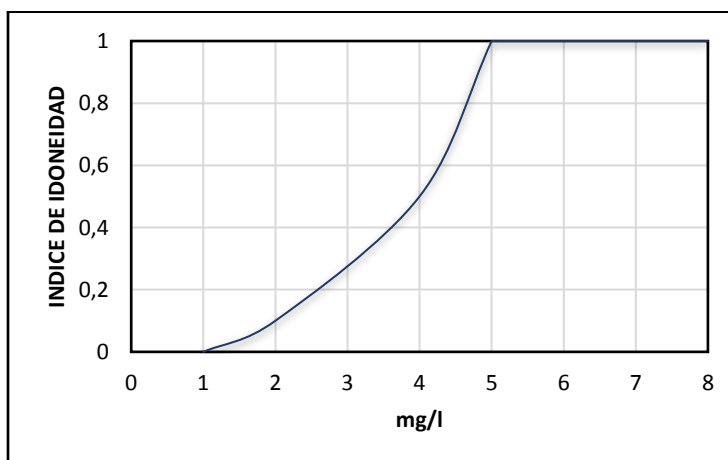


Figura 18. Índice de idoneidad para la variable oxígeno disuelto (V_6). Elaborado en Exel Por J. Jiménez & A. De la hoz, 2017.

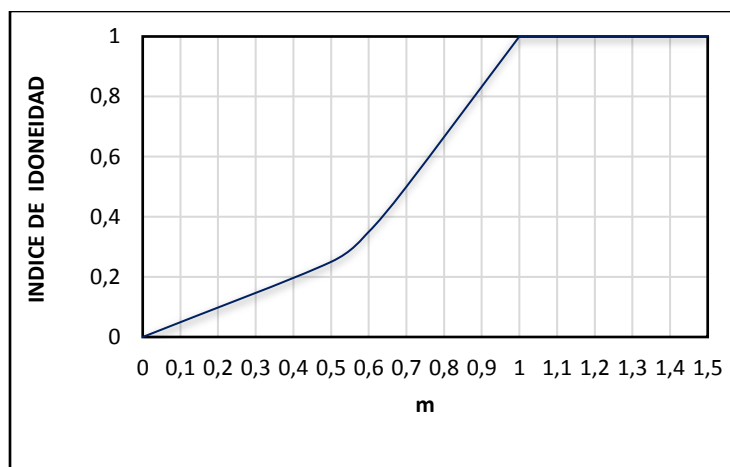


Figura 19. Índice de idoneidad para la variable profundidad (V_7). Elaborado en Excel Por J. Jiménez & A. De la hoz, 2017.

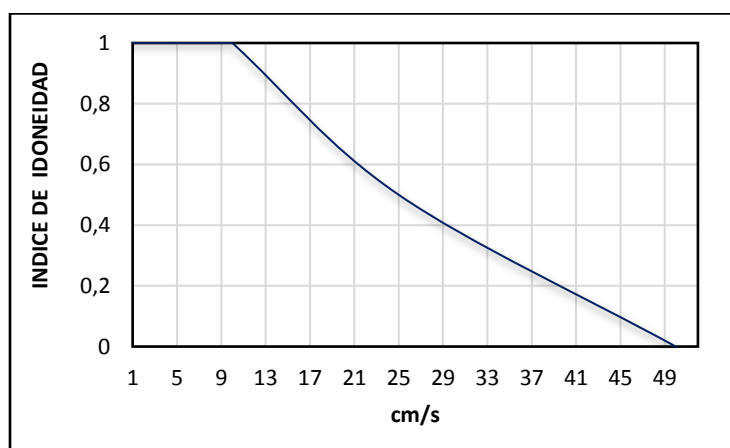


Figura 20. Índice de idoneidad para la variable velocidad (V_8). Elaborado en Excel Por J. Jiménez & A. De la hoz, 2017.

Una vez obtenidos los gráficos índices de idoneidad se puede apreciar una relación entre los valores que podría tomar una variable en el contexto evaluado y la respectiva puntuación de la idoneidad para cada uno de esos valores. Es importante en este punto aclarar que el proceso realizado para obtener dicha información es la interpolación, este proceso busca obtener puntuaciones de los valores de la idoneidad que no están expresadas explícitamente en la literatura. Así, por ejemplo, si deseáramos conocer que puntuación de idoneidad se obtiene para un valor de clorofila a de $2,8 \text{ mg/m}^3$ con la información resumida en la tabla 2 de la literatura concluiríamos que no se podría. Sin embargo, si ahora interpoláramos este mismo valor en la

curva de la figura 13 obtendríamos que el puntaje de la idoneidad es 0,9. Entonces, tenemos que el proceso de interpolación se utilizó para obtener todos los valores que no están expresados explícitamente en la literatura como bueno, malo o regular para las especies evaluada en el hábitat de estudio.

Por lo tanto, se realizó la interpolación de las puntuaciones de cada una de las curvas a intervalos de 0.1 iniciando desde 0 hasta terminar en 1. Además, paralelamente al proceso de interpolación se obtenía la unificación de los distintos parámetros evaluados en una única escala numérica, a dicho procedimiento se le conoce como normalización o reclasificación. Lo anterior se resume en la tabla 9:

Posteriormente se utilizaron los datos normalizados de cada variable evaluada, y se trasladaron a QGIS Desktop 2.14.15. Un ejemplo de este proceso se presenta en la figura 21.

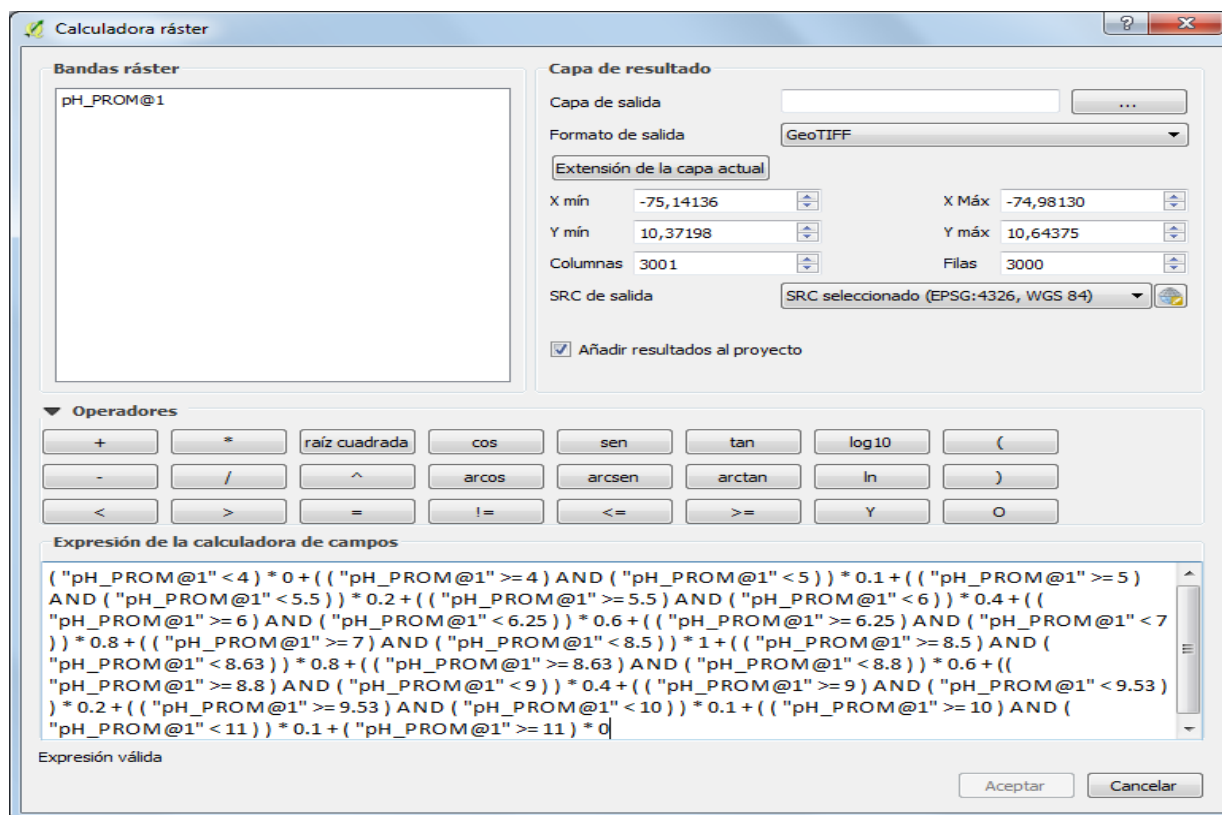


Figura 21. Interfaz para la reclasificación de datos. Elaborado en QGIS Desktop 2.14.15 Por J. Jiménez & A. De la hoz, 2017.

Luego de esto, se prosiguió con el proceso de reclasificación de datos en el Software, partiendo de los mapas interpolados de los parámetros en la zona de estudio, dichos mapas se pueden apreciar en la sección 5 de esta investigación.

4.3.1.3.4. Agregación de los índices de idoneidad en índices de componentes.

Una vez se crearon los índices de idoneidad de cada variable, fue necesario trasladarlos a un índice de componentes. Según USFWS los índices de componentes toman la información recopilada en los gráficos índices de idoneidad de cada variable, y los agregan todos en un único

índice de componentes, para realizar este proceso existen diferentes enfoques, tales como: (1) el factor limitante; (2) las relaciones acumulativas, (3) las relaciones compensatorias.

Para objetos de esta investigación se utilizaron las relaciones compensatorias, debido a que este tipo de enfoques emplean técnicas de agregación como: el promedio aritmético, el promedio aritmético ponderado, el promedio geométrico y el promedio geométrico ponderado; para agrupar cada una de las variables en componentes.

En esta investigación se establecieron tres componentes y estos fueron: el componente comida (Cf), el componente calidad del agua (Cwq) y el componente cobertura (Cc). Para el cálculo de estos componentes se utilizaron los parámetros expuestos en el diagrama de árbol de la figura 11, las relaciones para el cálculo de estas variables se presentan a continuación:

- El componente comida (Cf) se calculó a partir del parámetro Clorofila a (V_1).
- El componente calidad del agua (Cwq) se calculó a partir de los parámetros: Temperatura (V_2), Sólidos Suspendedos Totales (V_3), pH (V_4), Salinidad (V_5) y Oxígeno Disuelto (V_6).
- El componente cobertura (Cc) se calculó a partir de los parámetros: Profundidad (V_7) y Velocidad (V_8).

Para agrupar las variables en sus respectivos componentes se utilizó el promedio geométrico y el promedio geométrico ponderado para el Componente Cobertura (Cc) y el Componente Calidad del Agua (Cwq), respectivamente. Se utiliza el promedio geométrico para el cálculo del Componente Cobertura (Cc), debido a que es una técnica de agregación que no es sensible a valores extremos como el promedio aritmético. Además, es usualmente empleado cuando la relación compensatoria de una variable con respecto a otras se percibe como débil (Cho et al., 2012).

Por otro lado, para el cálculo del componente calidad del agua se emplea el promedio geométrico ponderado ya que en este componente el Oxígeno Disuelto (V_6) representa el parámetro de mayor importancia en la calidad del agua de las especies tropicales, debido a que es una medida crítica para la vida acuática (Kannel, Lee, Lee, Kanel, & Khan, 2007). En un contexto acuícola, el Oxígeno Disuelto afecta la tasa de crecimiento de los peces (McDaniel, et al., 2005). En consecuencia, se le asigna al Oxígeno Disuelto un peso de 2 y al resto de parámetros relacionados con el Componente Calidad del Agua (Cwq) se les atribuye un peso de 1.

A continuación, las ecuaciones resultantes:

$$Cf = V_1 \quad \text{Ecuación 13}$$

Donde Cf = es el Componente Comida; V_1 = es la clorofila a.

$$Cwq = \left(\prod_{i=1}^n V_i^{w_i} \right)^{\frac{1}{\sum w_i}} \quad \text{Ecuación 14}$$

Donde V_i = es la VI para $i^{\text{ésimo}}$ variable relacionada con el Componente Calidad del Agua; W_i = es el peso del $i^{\text{ésimo}}$ variable relacionada con el Componente Calidad del Agua; n = número de variable relacionada con el Componente Calidad del Agua; $i = 1, 2, \dots, \text{y } n$.

$$Cc = \sqrt[n]{\prod_{i=1}^n V_i}$$

Ecuación 15

Donde V_i = es la VI para $i^{\text{ésimo}}$ variable relacionada con el Componente Cobertura; n = número de variable relacionada con el Componente Cobertura; $i = 1$ y 2 .

Luego de establecer las ecuaciones, se agruparon los distintos parámetros en QGIS Desktop 2.14.15. creándose mapas temáticos de componentes a partir de la superposición de los parámetros normalizados relacionados con cada componente y sus respectivas expresiones matemáticas. Los resultados de estos mapas de agregaron como anexos a este documento.

4.3.1.3.5. Agregación de los índices de componentes a un único índice de idoneidad de hábitat (HSI).

Finalmente se tomaron los índices de componentes y se agregaron en un único índice de idoneidad de hábitat (HSI). La técnica de agregación utilizada fue la media aritmética ponderada, empleada usualmente cuando las variables no son igualmente importantes para la calidad del hábitat. Se decidió utilizar este método debido a que constantemente se suele suponer que todas las variables ambientales en el modelado HSI tienen los mismos pesos, debido a la falta de información sobre la importancia relativa de estas variables (Tian, Chen, Chen, Xu, & Dai, 2009). Lo que implica, que diferentes variables ambientales tienen los mismos impactos en la aptitud del hábitat. No obstante, algunos autores como (Zhang, et al., 2017) consideran que esto es poco realista y que se debe desarrollar un enfoque que pueda diferenciar el papel de cada variable ambiental en la construcción de modelos HSI.

Por consiguiente, se han desarrollado estudios explorando los impactos de la asignación de pesos para diferentes variables ambientales en los modelos HSI, basados en la importancia relativa de cada variable identificada a través de la revisión de la literatura o el conocimiento experto (Gong et al., 2012; Zohmann et al., 2013). En estos estudios han demostrado que diferentes esquemas de ponderación darían lugar a diferentes distribuciones espaciales de hábitats adecuados, por su parte (Gong, Chen, Gao, & Chen, 2012) determinaron en su estudio que la distribución de pesos 0.5, 0.25 y 0.25 para tres variables ambientales representa la mejor para predecir la abundancia acuícola, siempre que la variable que se le asigne el peso de 0,5 sea la de mayor importancia.

Por tanto, el cálculo del Índice de Idoneidad de Hábitat (HSI) para especies tropicales en el embalse El Guájaro a partir de componentes, utiliza la media ponderada seleccionando las distribuciones de pesos 0.5, 0.25 y 0.25 para el componente Calidad del Agua (Cqw), el Componente Comida (Cf) y el Componente Cobertura (Cc), respectivamente. Se realizó de esta forma, debido a que el componente Cálida del Agua (Cqw) agrupa los parámetros de mayor importancia relativa para la supervivencia y el crecimiento de las especies evaluadas. A continuación, la ecuación resultante:

$$HSI = \frac{1}{\sum_{i=1}^n W_i} \sum_{i=1}^n C_i W_i$$

Ecuación 16

Donde C_i = es la CI para $i^{\text{ésimo}}$ componente del hábitat; W_i = es el peso del $i^{\text{ésimo}}$ componente de hábitat; n = número de componentes de hábitat utilizados en el modelo; $i = 1, 2, \dots, y n$.

La ecuación del índice de Idoneidad de Hábitat (HSI), se utilizó para agrupar los distintos componentes en QGIS Desktop 2.14.15. El resultado fue un mapa calculado a partir de la superposición de mapas temáticos de componentes. La zonificación acuícola resultante para las especies tropicales en el embalse El Guájaro se puede apreciar en la sección 5.4 de esta investigación.

Como el resultado obtenido se representó en un mapa, y sabiendo que el propósito de un mapa es transmitir información al usuario que lo utiliza (ESRI, 2017). En esta investigación se creó una leyenda, con el fin de facilitar la interpretación del significado de las puntuaciones HSI en la actitud acuícola.

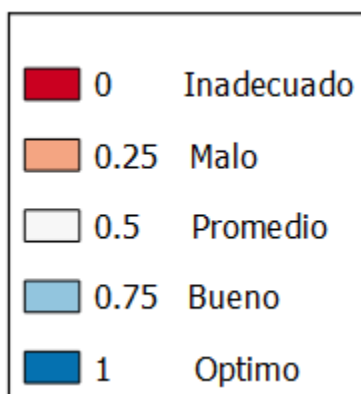


Figura 22. Clasificación de aptitud acuícola adaptada al modelo HSI. Elaborado en QGIS Desktop 2.14.15 Por J. Jiménez & A. De la hoz, 2017.

La leyenda se utilizó tanto en la representación del mapa HSI como en la de sus respectivos componentes y variables reclasificadas. La figura 22 presenta la leyenda resultante.

4.3.1.4. Fase 4: Documentar el modelo.

Según lo expresa el Servicio de Pesca y Vida Silvestre de los Estados Unidos, se debe realizar la documentación del modelo debido a que el usuario que lo utiliza debe: (1) entender el modelo, sus objetivos, sus supuestos biológicos básicos, y la base para su construcción; (2) se

debe saber qué esperar a partir del modelo. Además, se realiza el proceso de documentación del modelo con el fin de ayudar en la comprensión de como la especie de evaluación utiliza el hábitat, y cómo el modelo creado puede adaptarse a otras aplicaciones.

Por lo tanto, en esta fase, se relaciona la ubicación de la documentación del modelo HSI para las especies tropicales, su estructura y el conjunto completo de pasos necesarios para su construcción.

USFWS define que dos niveles de documentación tienen lugar simultáneamente en toda la construcción del modelo HSI. El primer nivel recopila la información relativa a los requisitos generales y específicos que un hábitat debería brindar a una especie evaluada. El segundo nivel de documentación describe los pasos utilizados para crear el modelo con el fin de justificar las decisiones tomadas, en este nivel además se debe describir las condiciones en las que el modelo es aplicable.

A continuación, se relaciona la ubicación de los distintos niveles de documentación utilizados en esta investigación. Para el primer nivel se incluyeron los requisitos del hábitat de las especies tropicales, y se describieron en las secciones 2.2.1, 2.3.1 y 2.4.1. Igualmente, para el segundo nivel de documentación se incorporaron los pasos utilizados para la creación del modelo HSI de especies tropicales en el embalse El Guájaro y fueron explicados en las secciones 4.3.1.1, 4.3.1.2 y 4.3.1.3.

4.3.1.5. Fase 5: Verificación del modelo.

El último paso en la construcción del modelo HSI para las especies tropicales en el embalse El Guájaro consistió en verificar sus resultados. Según USFWS la verificación del

modelo asegura que los resultados de su salida sean aceptables de acuerdo con el objetivo que fue creado. Además de que sirve como un proceso para el control de la calidad en el modelo.

El Servicio de Pesca y Vida Silvestre de los Estados Unidos expone que un modelo HSI puede ser verificado dependiendo del nivel de aceptación, a través de cuatro pasos. En estos pasos se incluyen:

1. La revisión por el autor.
2. El análisis con datos de la muestra.
3. La revisión por una autoridad de especie.
4. La prueba de datos en campo.

En la tabla 10 se presentan los pasos necesarios para la verificación del modelo de acuerdo el nivel de aceptación establecido.

Tabla 10

Pasos de verificación necesaria para los diversos niveles de aceptación

Nivel de aceptación	Pasos de verificación que han de aplicarse
El modelo parece razonable para el equipo de evaluación (Autor).	1, 2
El modelo parece razonable para una autoridad de especie.	1, 2, 3
El modelo se aplica en varios sitios y el HSI tiende a correlacionarse con la abundancia o escasas de especies.	1, 2, 3, 4

Debido a que el nivel de aceptación para el modelo HSI de especies tropicales en El Guájaró es que los resultados sean razonables para el equipo de evaluación. Se realizarán los pasos uno y dos de verificación. Los resultados y pasos de verificación del modelo se incluyeron en la sección 5.5.

5. Resultados de campañas de medición, componentes de idoneidad de hábitat, índice de idoneidad de hábitat y discusión

Los resultados obtenidos de los distintos parámetros evaluados en El Guájaro se interpolaron mediante el Software Arcgis 10.3 en el sistema de coordenadas geográficas World: WGS 1984. El método de interpolación utilizado fue el IDW (Ponderación de Distancia Inversa), facilitando la estimación de los distintos valores que tomaba cada parámetro en la extensión de sus mapas raster. Posteriormente se reclasificaron estos mapas en una escala de 0 a 1 mediante el software QGIS Desktop 2.14.15. Y se finalizó con la unificación de los distintos raster mediante la superposición de mapas reclasificados en QGIS Desktop 2.14.15.

Los resultados obtenidos se utilizaron para determinar el índice de idoneidad de hábitat (HSI) y a su vez las zonas con potencial acuícola en el embalse.

5.1. Resultados Parámetro Alimenticio

5.1.1. Clorofila a.

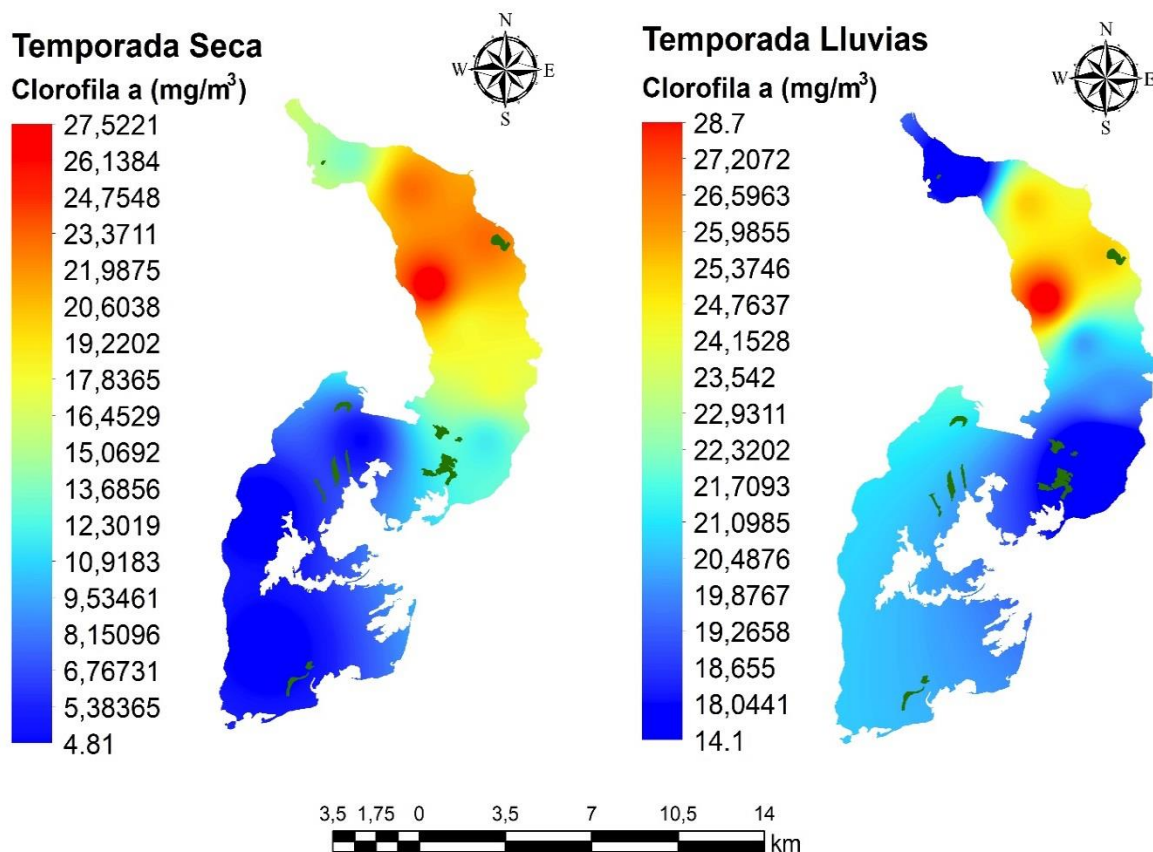


Figura 23. Resultado de clorofila a. Elaborado en ArcGIS Por J. Jiménez & A. De la hoz, 2017.

Según los resultados de las campañas de muestreo la concentración de clorofila a en temporada de sequía en el embalse el Guájaro, oscilo en intervalos de 4.81 mg/m³ a 27.52 mg/m³, siendo la zona norte del embalse, la que registra la mayor concentración de clorofila a. Así mismo para la temporada de lluvias, la concentración de clorofila a presento fluctuaciones a intervalos más estrechos arrojando valores entre 14.1 mg/m³ y 28.7 mg/m³. Al comparar las categorías mencionadas en la tabla 1 con los resultados obtenidos en la figura 23, se percibe que el embalse se encuentra comprendido en estado mesotrófico y eutrófico; presentándose esta

última condición trófica en mayor proporción que la primera. Según Borja (2002) la condición trófica es considerada perjudicial para el cultivo de peces.

5.2. Resultado de Calidad de Agua

5.2.1. Temperatura.

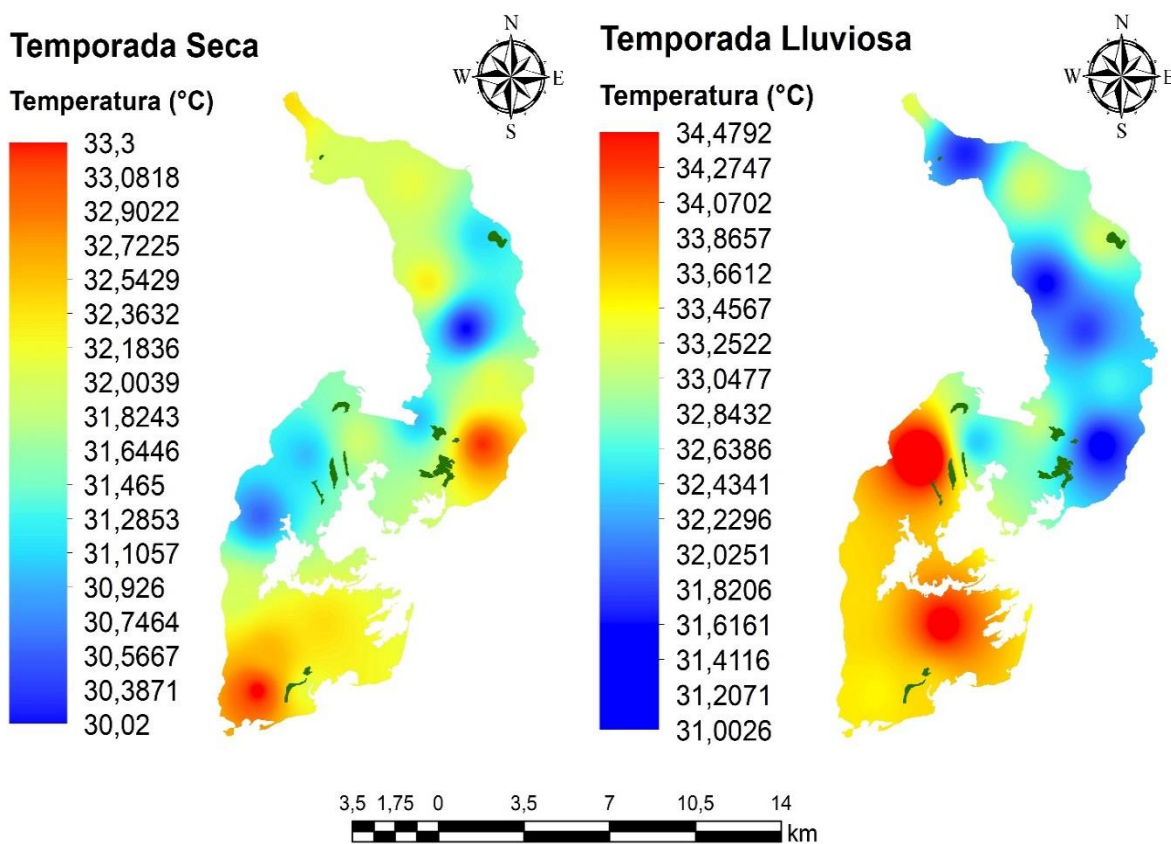


Figura 24. Resultado de temperatura. Elaborado en ArcGIS Por J. Jiménez & A. De la hoz, 2017.

En términos generales, se observa que la temperatura del embalse se mantuvo en un rango de (30,02 a 34,47) °C, siendo la zona sur, para las dos campañas de medición, la que reportó los valores más altos. No se aprecian cambios abruptos de la temperatura del agua en la superficie del Guájaro. Los cambios de temperatura pueden estar relacionados con factores climáticos como los vientos, la nubosidad, la radiación solar o precipitaciones.

5.2.2. Sólidos suspendidos totales (SST).

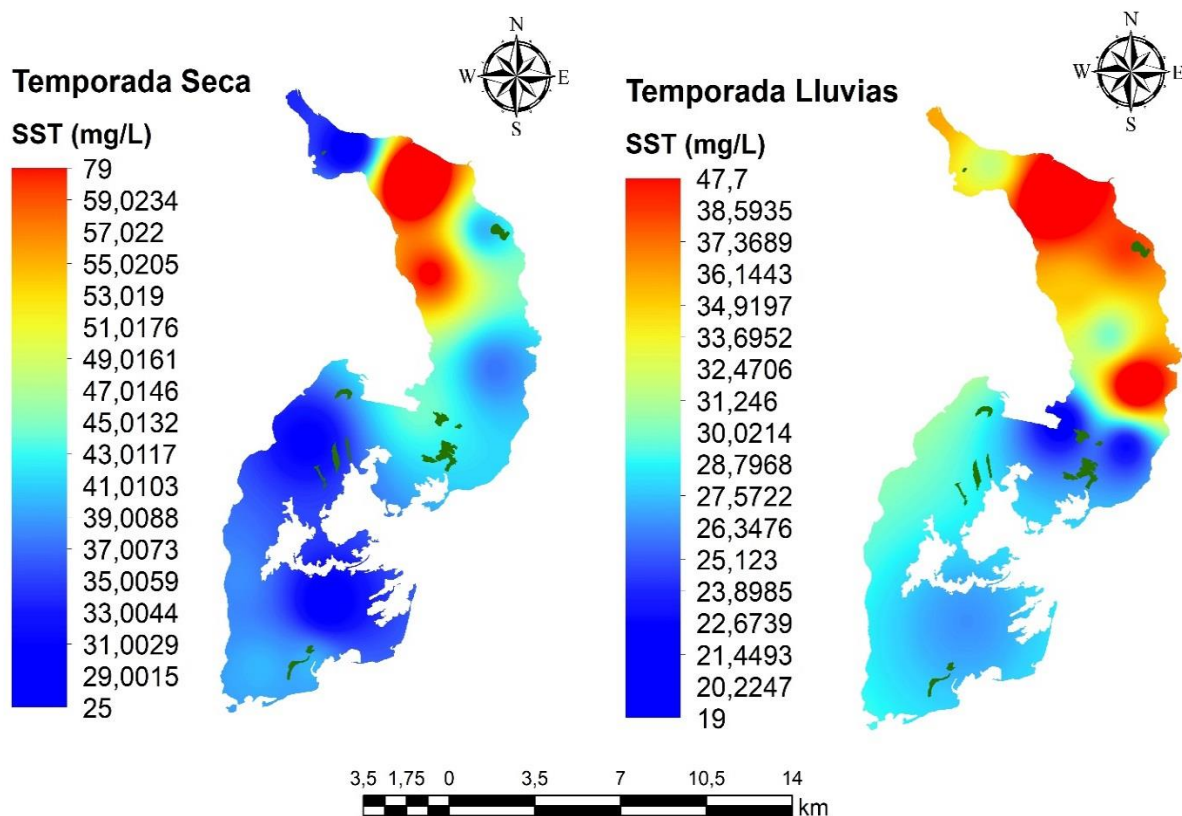


Figura 25. Resultados de sólidos suspendidos totales (SST). Elaborado en ArcGIS Por J. Jiménez & A. De la hoz, 2017.

Los resultados ilustrados en la figura 25 para ambas campañas de muestreo, presentan las mayores concentraciones de SST en la zona norte del embalse. Para la temporada seca en el sector norte la concentración de SST alcanza valores elevados por encima de los 70 mg/L, rango poco deseable para la actividad acuícola. Sin embargo, no se aprecian concentraciones consideradas como letales para la supervivencia de los peces en todo el embalse.

5.2.3. pH.

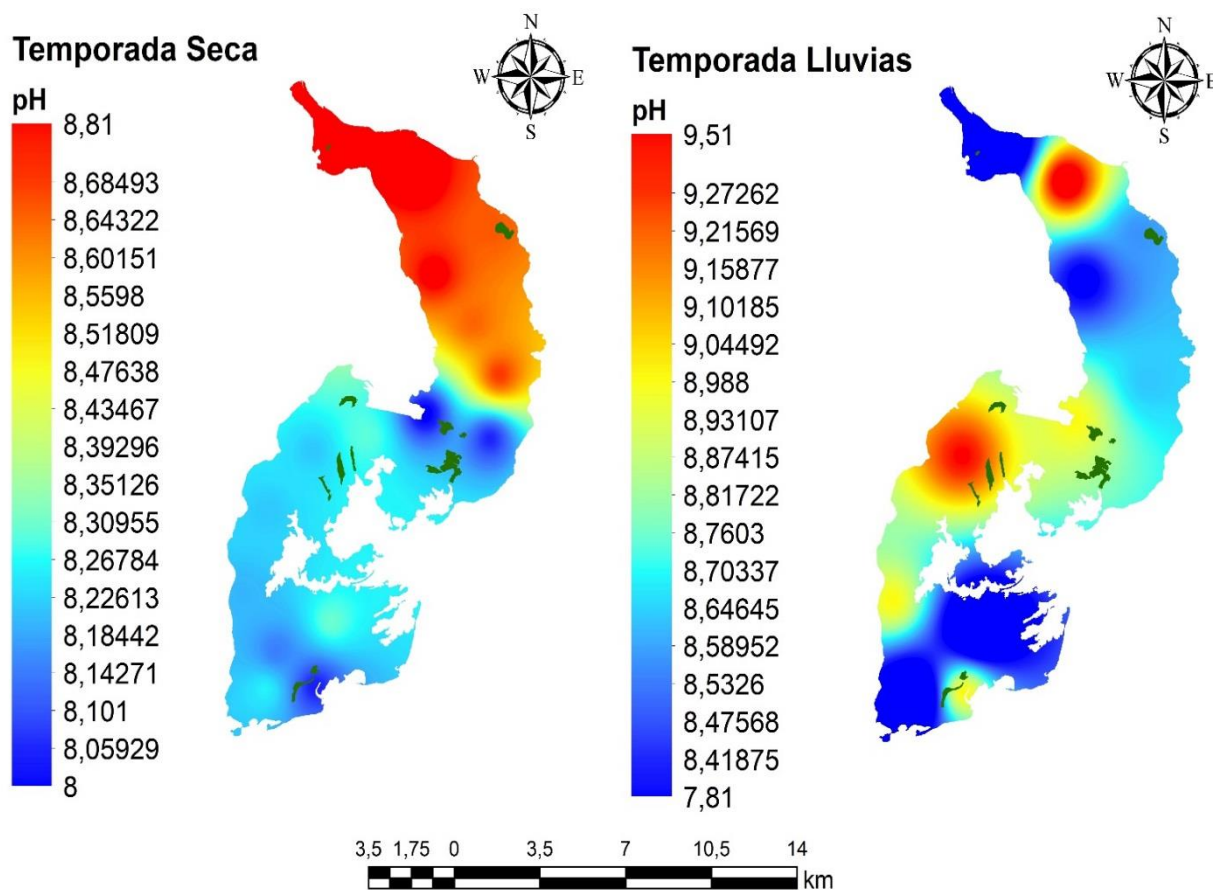


Figura 26. Resultado de pH. Elaborado en ArcGIS Por J. Jiménez & A. De la hoz, 2017.

En la figura 26, se aprecian los resultados obtenidos de pH para las diferentes temporadas. En su mayor proporción los niveles de PH en El Guajaro son favorables para la actividad acuícola. En la temporada de sequía se evidencian los valores óptimos para el crecimiento y la supervivencia de los peces, manteniéndose en un rango de 8 a 8.81; por otro lado, el periodo de lluvias registra niveles de pH entre los 7.81 a 9.51, siendo la zona norte y centro sur del embalse la que registra valores que pueden inhibir con el crecimiento de los peces. Es importante resaltar que no se encontraron niveles de pH considerados letales en las campañas realizadas.

5.2.4. Salinidad.

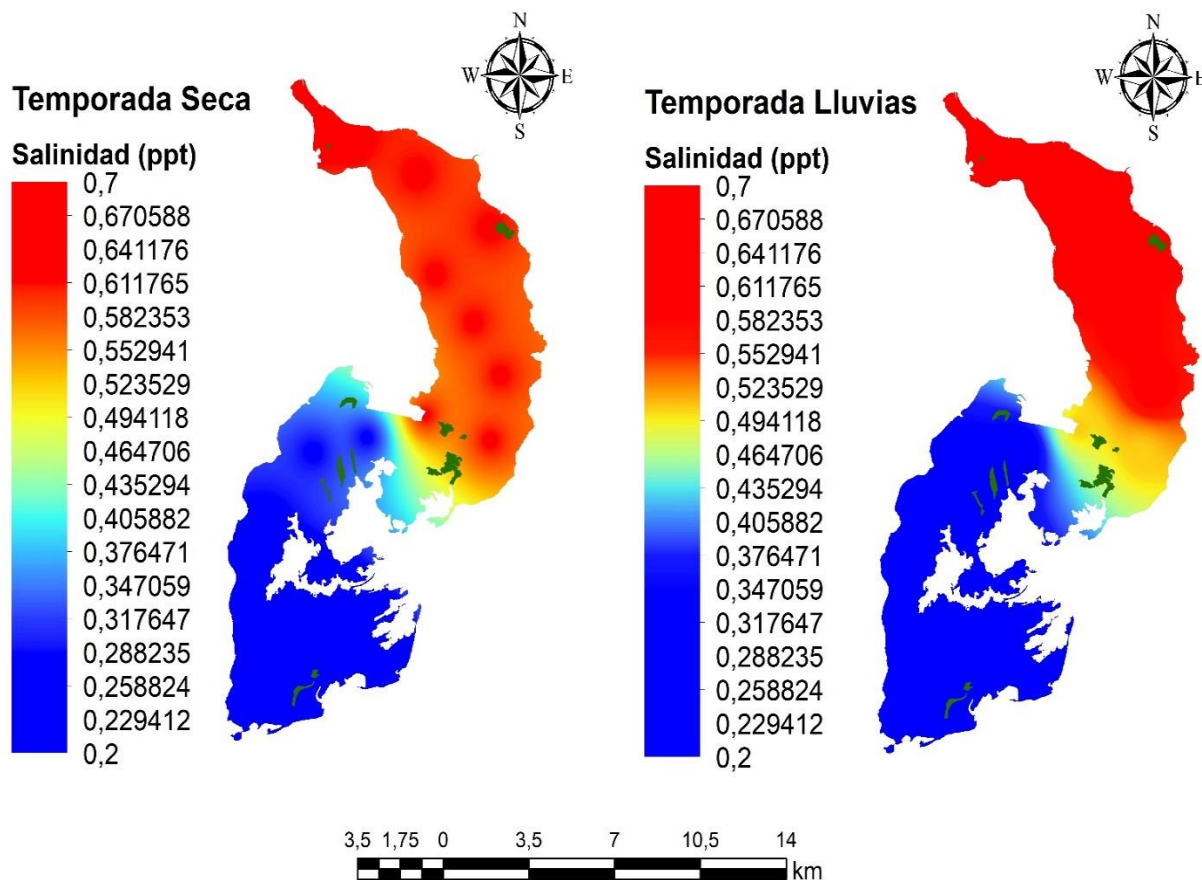


Figura 27. Resultado de salinidad. Elaborado en ArcGIS Por J. Jiménez & A. De la hoz, 2017.

El parámetro salinidad presentado en la figura 27, mostro un alto grado de homogeneidad para las dos temporadas, registrando concentraciones de salinidad entre 0.2 ppt y 0.7 ppt. No obstante, a pesar de que la concentración de dicho parámetro muestra una alta similitud en las dos campañas realizadas, estas varían levemente en todas las zonas del embalse el Guájaro. Los niveles de salinidad encontrados para las campañas realizadas son concentraciones óptimas para el cultivo. Esto se puede explicar debido a que, si bien los peces son sensibles a la concentración de sal, han logrado desarrollar un sistema que mantiene un equilibrio iónico constante en su

torrente sanguíneo a través del movimiento de sales y agua en sus membranas branquiales para adaptarse a entornos con bajos y altos niveles de salinidad (Bhatnagar & Garg, 2000).

5.2.5. Oxígeno disuelto.

Este parámetro representa la variable más importante de calidad del agua para el cultivo. Si hay déficit, se afecta el crecimiento y la conversión alimenticia de los peces y demás organismos acuáticos (Acuicultura, 2013). La concentración y disponibilidad de oxígeno disuelto son factores críticos para el cultivo de peces. Es uno de los aspectos más difíciles de entender, predecir y manejar y tiene mucho que ver con las mortandades, enfermedades, baja eficiencia en conversión de alimento y la calidad de agua (Auxiliadora, 2006).

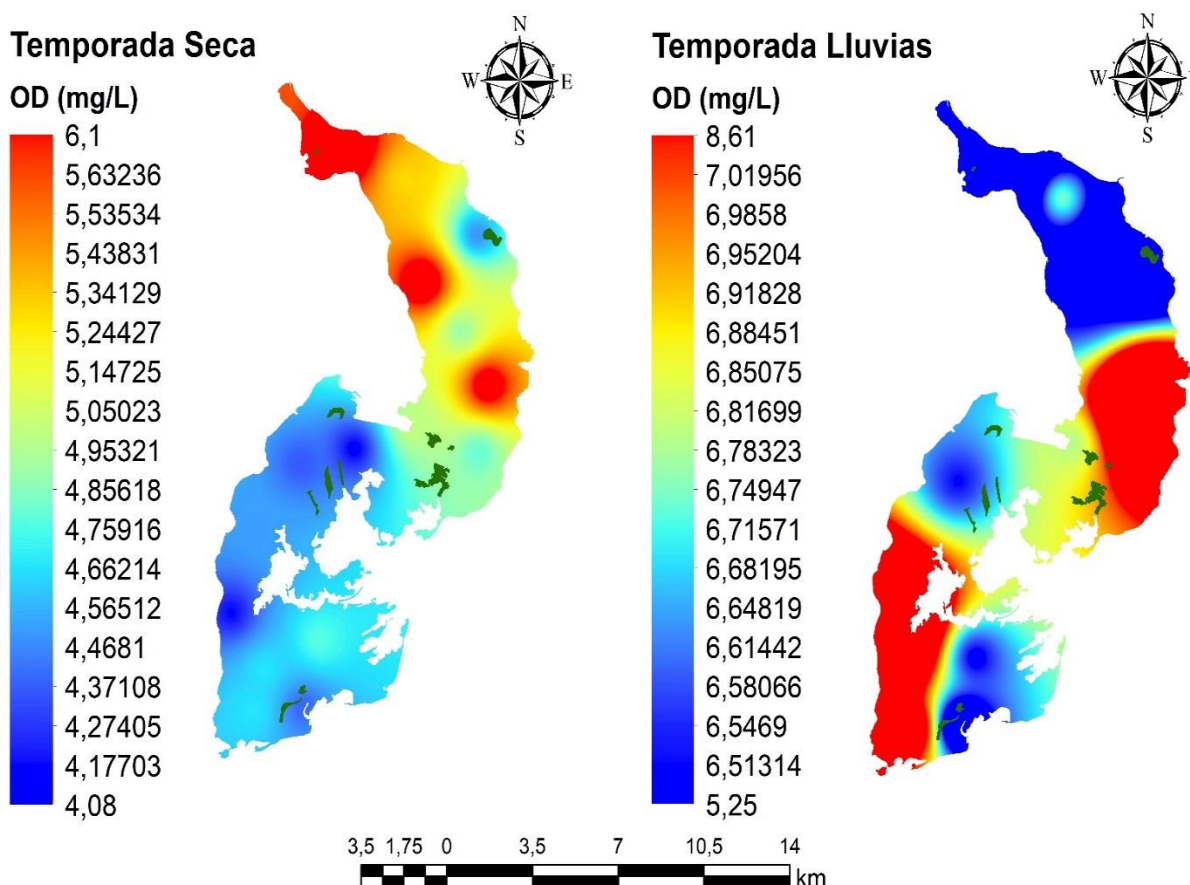


Figura 28. Resultados de oxígeno disuelto. Elaborado en ArcGIS Por J. Jiménez & A. De la hoz, 2017.

Los resultados encontrados de Oxígeno Disuelto en el embalse presentan distintos rangos de concentración según la temporada. Para el periodo de lluvias se registraron concentraciones de Oxígeno Disuelto, en rangos de (5.25 a 8.61) mg/L, siendo la zona sur y centro norte la que evidencio la mayor concentración; así mismo, la temporada de sequía, presento niveles entre (4.08 a 5.72) mg/L. Las concentraciones de Oxígeno Disuelto encontradas para las dos campañas de muestreo en la extensión de El Guájaro son adecuados para favorecer la supervivencia y la producción de las especies acuícolas en el embalse.

5.3. Resultados de Cobertura

5.3.1. Profundidad.

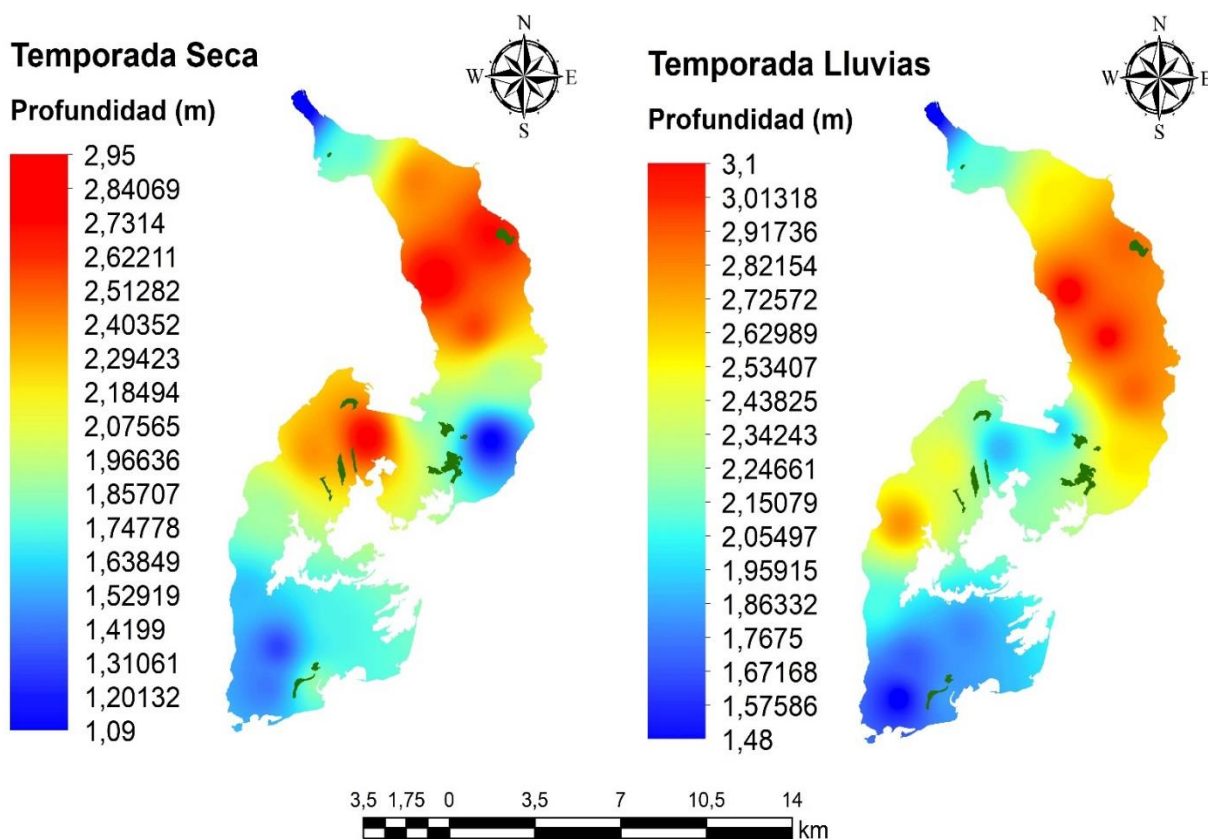


Figura 29. Resultados de profundidad. Adaptado de “La modelación hidrodinámica para la gestión hídrica del embalse del Guájaro” por F. Torres, J. Padilla, C. Rodríguez, H. Ramírez & R. Cantero, 2016, *Revista Internacional de Métodos Numéricos para Cálculo y Diseño en Ingeniería*.

En la figura 29 se ilustran los diferentes niveles de profundidad presentes en el embalse para las campañas realizadas. Los resultados se mantuvieron en intervalos entre (1.09 a 2.95) m y (1.48 a 3.1) m para los periodos secos y lluviosos, respectivamente. Las mayores profundidades se ubican al sector norte del embalse. Así mismo, Se aprecia que a lo largo y ancho del embalse no se percibieron profundidades menores 1 metro, representado así valores idóneos para instalar sistemas de cultivos.

5.3.2. Velocidad.

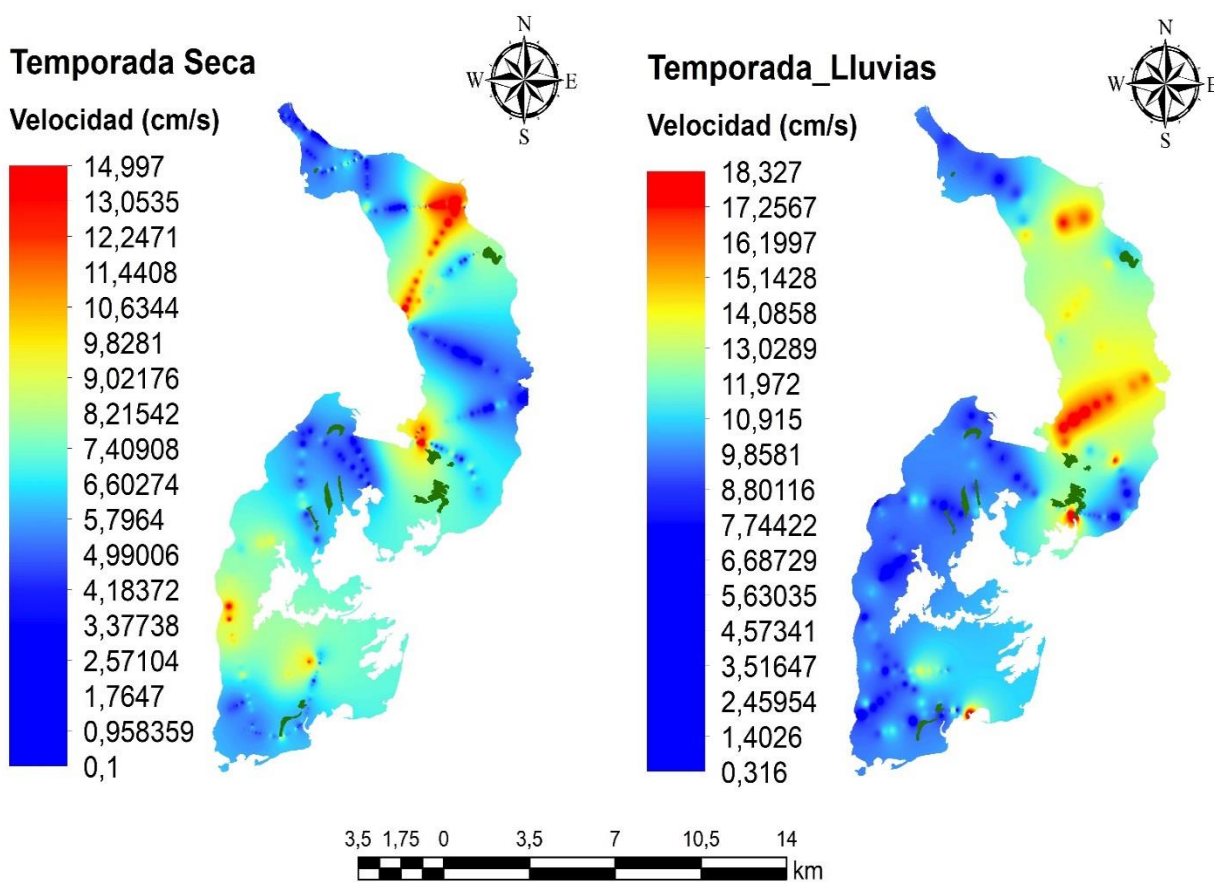


Figura 30. Resultados de velocidad. Adaptado de “La modelación hidrodinámica para la gestión hídrica del embalse del Guájaro” por F. Torres, J. Padilla, C. Rodríguez, H. Ramírez & R. Cantero, 2016, *Revista Internacional de Métodos Numéricos para Cálculo y Diseño en Ingeniería*.

La figura 30 ilustra que las velocidades en El Guájaro variaron en un rango de 0.1 y 18.3 cm/s. Las mediciones realizadas registraron que, para la temporada seca, la hidrodinámica del embalse vario en intervalos de 0.1 a 14.997 cm/s, así mismo para el periodo de lluvias se presentaron fluctuación entre 0.316 a 18.327 cm/s. Además, Se reportan, velocidades relativamente altas en las zonas norte y centro-norte. Con respecto a la zona sur del embalse, se nota una disminución en la hidrodinámica. El comportamiento exhibido por la velocidad del agua en el embalse es adecuado para la actividad física del pez, ya que a estas velocidades estos organismos no poseen mayor esfuerzo al desplazarse y no se fatigan por altas corrientes.

5.4. Resultados del Índice de Idoneidad de Hábitat (HSI)

En primer lugar, debemos mencionar que, para obtener un único mapa de zonificación acuícola con aplicabilidad anual, era necesaria la unificación de los resultados de las campañas de muestreos realizadas. Por lo tanto, utilizamos el promedio aritmético con la finalidad de obtener un único resultado que agrupara ambas campañas de caracterización.

Por otro lado, debemos recordar que el resultado del mapa de zonificación acuícola se obtuvo a partir de la agregación de los mapas índice de componentes en el SIG, a partir de la ecuación 16. A continuación el resultado obtenido:

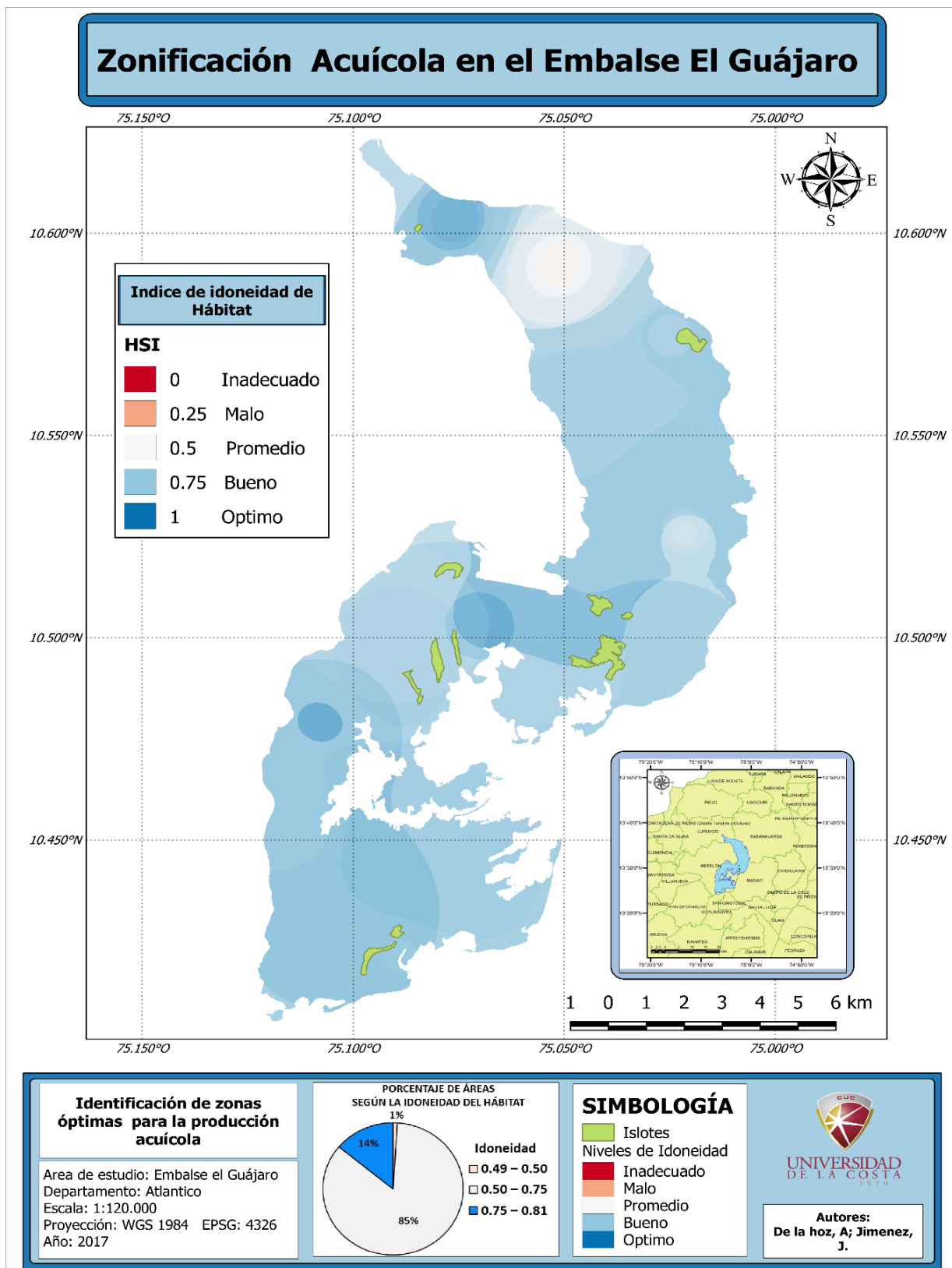


Figura 31. Índice de idoneidad de hábitat para tilapia, robalo, sábalo y cachama en el embalse El Guájaro. Elaborado en QGIS Desktop 2.14.15 Por J. Jiménez & A. De la hoz, 2017.

En primer lugar, es preciso considerar que los sitios potenciales para la acuicultura son aquellos que reúnen las características de calidad del agua y demás parámetros fisicoquímicos capaces de proporcionar la condición óptima para el crecimiento y la supervivencia de la biota bajo cultivo. En nuestro modelo los parámetros, Clorofila a, Temperatura, SST, pH, Salinidad, OD, Profundidad y velocidad. fueron los criterios utilizados para examinar estas características.

El modelo índice de idoneidad de hábitat (HSI) creado para las especies tilapia (*Oreochromis spp*), cachama (*Colossoma macropomum*), róbalo (*Centropomus undecimalis*) y sábalo (*Megalops atlanticus*) en el embalse El Guájaró osciló entre 0.49 y 0.814, con promedio de 0.652. En términos de distribución de los valores HSI, la zona sur del embalse limitada al suroeste con el municipio de Repelón y al sureste con el municipio de Manatí, registro el HSI más alto, fluctuando en intervalos de 0.71 a 0.814 con promedio de 0.762. Presentando así, zonas con clasificación de aptitud acuícola promedio y buenas. En el caso de la zona norte del embalse limitado al noroeste con el municipio de Repelón y al noreste con el municipio de Sabanalarga, registro el HSI más bajo, representando lugares con condiciones malas para el cultivo, sin embargo, es importante aclarar que esta condición no se presenta en su totalidad en este sector del embalse debido a que la fluctuación del HSI en esta zona fue mucho mayor que en la región sur, encontrándose áreas con puntuaciones HSI entre 0.49 a 0.8 con promedio de 0.645, la mayor proporción de áreas de estas zona se ubican en clasificaciones de aptitud acuícola buenas y promedio. Es decir, que según los resultados obtenidos y la escala de clasificación aplicada en El Guájaró no existen zonas óptimas para la acuicultura, pero además tampoco hay zonas inadecuadas para la ejecución de esta actividad.

Por otro lado, en un sentido general se aprecia una distribución heterogénea de los valores HSI en el embalse, esto conlleva que exista una distribución de condiciones buenas, promedio y

malas para la acuicultura en toda la extensión de El Guájaro. El mayor porcentaje de áreas encontradas en el embalse fueron identificadas con puntuaciones entre 0.5 y 0.75 (clasificación de idoneidad promedio) representando aproximadamente diecisiete veinteavos de su totalidad (85%). Por otro lado, no se identificaron áreas en la superficie del embalse con puntuaciones de 1 (Clasificación de idoneidad optima) o 0 (Clasificación de idoneidad inadecuada). Además, se encontró que aproximadamente tres veinteavos de área (14%) se identificaron con puntuaciones entre 0.75 y 0.814 (clasificación de idoneidad buena), y solo el (1%) de áreas restantes registraron puntuaciones entre 0.49 y 0.5 (clasificación idoneidad mala).

Es necesario resaltar que una de las características que influye negativamente en las pocas áreas adecuadas halladas para la actividad acuícola en El Guájaro es la eutrofización que presenta este cuerpo de agua en toda su extensión, recrudeciéndose en la zona norte del embalse. Al comparar los resultados obtenidos con otros estudios similares que aplican el HSI por ejemplo el realizado por (Zhang, et al., 2017) para el pepino de mar (*Apostichopus japonicus*), se aprecia que la actitud deficiente de una variable puede convertirse en un factor limitantes para el modelo HSI. Adicionalmente, si se confrontan los resultados con los registrados por Cho et al., (2012) en el modelo HSI de las ostras (*Crassostrea gigas*), se puede demostrar que, si un conjunto de parámetro seleccionados para el cálculo del modelo HSI no se segregan mayoritariamente en alguna de las clasificaciones de idoneidad consideradas como buenas o malas, el HSI resultante tendera a ubicarse en posiciones medias.

Así mismo es importante mencionar, que al obtener en su mayor proporción resultados promedio en la actitud acuícola, se deben refutar considerando el contexto de la zona de interés (Perez, 2005). En concreto para el caso del embalse El Guájaro que presenta distintas problemáticas ambientales derivadas de la contaminación de residuos sólidos, líquidos y la

descarga de aguas residuales, erosión, sedimentación, la poca capacidad de medidas de manejo y el hecho que la finalidad de la construcción de este embalse fuera la captación o abastecimiento de agua, ha influido en inhibir que en esta investigación se encontraran pocas áreas con condiciones adecuadas para la acuicultura.

5.5. Verificación del HSI de Especies Tropicales en el Embalse EL Guájaro

El primer paso de la verificación del modelo creado se basó en la comparación de los distintos valores que tomaron los componentes y el HSI, calculados manualmente a partir de las variables evaluadas en 17 puntos de El Guájaro, con los resultados que registro el Sistema de Información Geográfica del HSI y sus componentes en estos puntos. Este proceso se realizó con el fin de asegurarnos que el SIG arrojaba resultados coherentes con las ecuaciones planteadas para el índice de idoneidad del hábitat (HSI) y sus componentes. El proceso se representó en la tabla 11.

Tabla 11

Comparación de los valores arrojados por el SIG, a través del cálculo manual del HSI y sus compontes

UBICACIÓN GEOGRÁFICA		RESULTADO MANUAL				RESULTADOS EN EL SIG			
Longitud	Latitud	Cf	Cwq	Cc	HSI	Cf	Cwq	Cc	HSI
-75.0968	10.6193	0	0,7883	1	0,644	0	0,7883	1	0,644
-75.0750	10.6029	0,2	1	1	0,8	0,2	1	1	0,8
-75.0519	10.5919	0	0,4784	1	0,4892	0	0,4784	1	0,4892
-75.0254	10.5743	0	0,8617	1	0,6808	0	0,8617	1	0,681
-75.0454	10.5589	0	0,8848	1	0,6924	0	0,8848	1	0,6924
-75.0314	10.5432	0	0,9283	1	0,7141	0	0,9283	1	0,7141
-75.0216	10.5256	0	0,69	1	0,595	0	0,69	1	0,595
-75.0252	10.5042	0,2	0,7883	1	0,6941	0,2	0,7883	1	0,6941
-74.0491	10.5126	0,2	0,9283	1	0,7641	0,2	0,9283	1	0,7641
-75.0706	10.5052	0,4	0,8848	1	0,7924	0,4	0,8848	1	0,7924
-75.0901	10.5004	0,2	0,7514	1	0,6757	0,2	0,7514	1	0,6757
-75.1069	10.4798	0,4	0,9283	1	0,8141	0,4	0,9283	1	0,8141
-75.1157	10.4521	0,4	0,7595	1	0,7297	0,4	0,7595	1	0,7297
-75.1035	10.4337	0,4	0,7883	1	0,7441	0,4	0,7883	1	0,7441
-75.1078	10.4206	0,4	0,7883	1	0,7441	0,4	0,7883	1	0,7441
-75.0889	10.4216	0,4	0,7595	1	0,7297	0,4	0,7595	1	0,7297
-75.0835	10.4433	0,4	0,8181	1	0,759	0,4	0,8181	1	0,759

Se aprecia que los resultados arrojados por el SIG representan fielmente a la relación matemática establecida para el índice de idoneidad de hábitat y sus componentes.

El segundo paso de verificación implicó la selección de una muestra a partir de datos reales. El proceso se realizó con el fin de inspeccionar que el HSI se relacionaba linealmente con la abundancia de las especies evaluadas. Para este propósito se seleccionó a la especie tilapia (*Oreochromis spp*) debido a que se cultiva en el embalse El Guájaro, y a través de información facilitada por la CRA del Atlántico y resumida en la tabla 12, sobre la producción y localización de las asociaciones dedicadas al cultivo de tilapia vigentes hasta el 2015 se utilizó para crear la curva de regresión lineal.

Tabla 12

Producción de Tilapia (Oreochromis spp) en el embalse El Guájaro para el 2015

Nombre de la Asociación	Especie Cultivada	Coordenadas geográficas		Producción (Toneladas de Peces por mes)	Producción (Toneladas de peces por año)
		Latitud	Longitud		
APAJARO	Tilapia Roja	10°31'52"N	75°4'52.6"W	2	24
JÓVENES PROGRESISTAS DE ROTINET	Tilapia Roja	10°31'52"N	75°4'52"W	2	24
TILAPIAS DEL GUÁJARO S.A.S	Tilapia Roja	10°34'33.7"N	75°01'27.3"W	1,5	18
AGRO ATLÁNTIDAS S.A.S	Tilapia Roja	10°32'25"N	75°01'01.10"W	14	168

Curvas de regresión lineal se han utilizados en estudios como el realizado por Cho et al., (2012) para verificar la fiabilidad del modelo. Las curvas creadas se analizaron a través

coeficiente de correlación lineal de Pearson (r) y el coeficiente de determinación (r^2) con el fin de interpretar los resultados.

Se aporta la tabla 13 realizada por Javier, Nicolás y Jaime (2009) con el fin de mostrar en forma práctica la magnitud de r como indicador de correlación.

Tabla 13

Correlación lineal entre dos variables

Tipo y grado de correlación	Valores de r
Negativa perfecta	-1
Negativa fuerte	$-1 < r \leq -0.8$
Negativa moderada	$-0.8 < r < -0.5$
Negativa débil	$-0.5 \leq r < 0$
No existe	0
Positiva débil	$0 < r \leq 0.5$
Positiva moderada	$0.5 < r < 0.8$
Positiva fuerte	$0.8 < r < 1$
Positiva perfecta	1

Nota: Adaptado de “Estadística básica para estudiantes de ciencias,” por J. Gorgas, N. Cardiel, J. Zamorano, 2009, *Universidad Complutense*.

A continuación, se presenta la curva resultante:

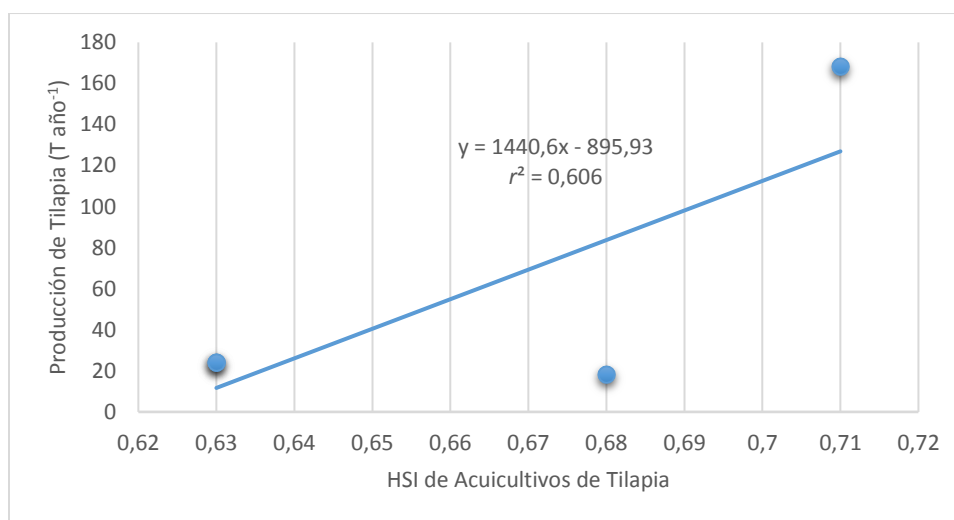


Figura 32. Correlación entre la producción de tilapia y el índice de adecuación de hábitat (HSI) de especies tropicales. Elaborado en Excel Por J. Jiménez & A. De la hoz, 2017.

Se observa que el coeficiente de determinación se iguala en un 61% a la producción de tilapia (*Oreochromis spp*) y el modelo HSI creado para especies tropicales, por otro lado, el coeficiente de correlación de Pearson (r) fue de 0,78 indicando que el modelo HSI creado alcanza una correlación positiva moderada con la abundancia de las especies estudiadas. Sin embargo, es importante mencionar que la relación puede aumentar si se toman más datos en campo, proceso que no fue posible debido a que no existen estudios sobre la abundancia de estas especies para este cuerpo de agua en el año 2015. Se que la correlación podría aumentar ya que las curvas de regresión lineal suelen ser más representativas con el aumento de datos de entrada.

6. Conclusión

En este trabajo se desarrolló un modelo de índice de idoneidad de hábitat (HSI) para las especies tilapia (*Oreochromis spp*), cachama (*Colossoma macropomum*), róbalo (*Centropomus undecimalis*) y sábalo (*Megalops atlanticus*) integrado a un Sistema de Información Geográfico con el fin de identificar zonas óptimas para el aprovechamiento acuícola del embalse El Guájaró.

El modelo HSI creado, demostró ser moderadamente eficiente para predecir la idoneidad del hábitat con base en el conocimiento de la historia de vida de una especie, y la definición de las condiciones adecuadas a través de componentes, capaces de apoyar el crecimiento y desarrollo de la especie evaluada. Además, comprobó ser un modelo que excluye juicios subjetivos o hipótesis no viables.

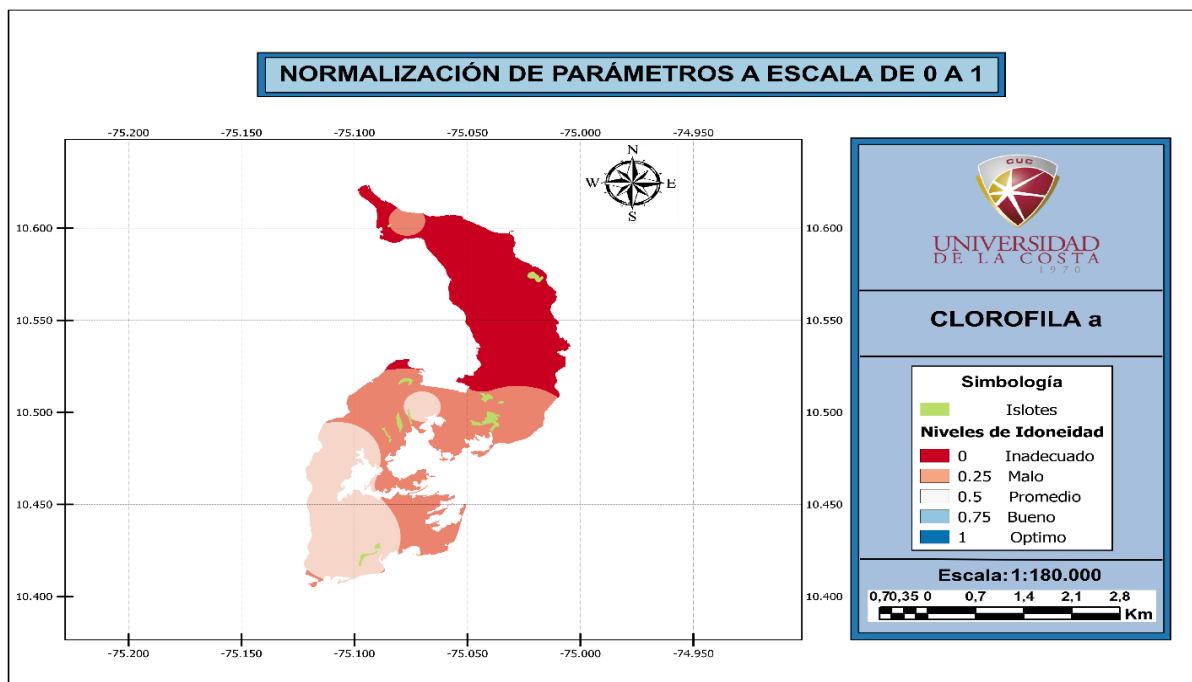
En este trabajo también se determina que los componentes criterios para la construcción de un modelo HSI para las especies tilapia (*Oreochromis spp*), cachama (*Colossoma macropomum*), róbalo (*Centropomus undecimalis*) y sábalo (*Megalops atlanticus*), se basa en las interacciones de distintos parámetros fisicoquímicos que afectan a la idoneidad del hábitat para apoyar a la especie evaluada. Entre los distintos parámetros con importancia relativa para las especies mencionadas se estableció que el Oxígeno Disuelto es la variable con mayor influencia para la supervivencia de la vida acuática. Por consiguiente, su ausencia o presencia repercutirá significativamente en la identificación de sitios idóneos para el cultivo, según el modelo HSI creado.

El resultado del modelo mostró que al centro norte del embalse El Guájaró se ubicaron los sitios menos idóneos para el cultivo. En contraste, se comprobó que la zona sur, centro sur y el extremo superior de la zona norte del embalse, son las áreas preferibles y consideradas convenientes para la acuicultura de las especies evaluadas. La zonificación representada en el

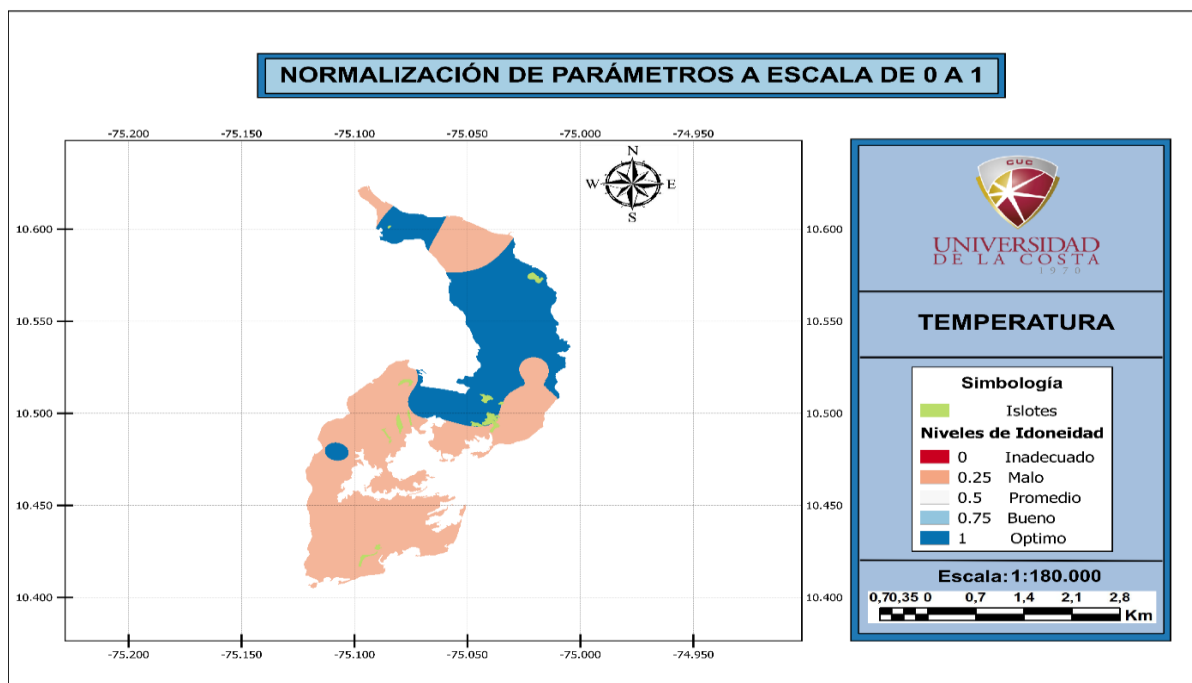
SIG para el embalse El Guájaro, evidenció una tendencia de actitud acuícola en términos generales promedio y buena. Se identificó, que el 1% de la superficie del embalse representan áreas poco adecuadas para el establecimiento de la actividad acuícola, el 85% de las áreas registraron actitud acuícola promedio y solo el 14% de áreas correspondieron a zonas con una idoneidad adecuada.

Finalmente, la implementación del modelo HSI creado, podría servir como referente en la gestión pesquera y la sostenibilidad de la acuicultura del embalse El Guájaro, mediante la selección del sitio idóneo sujeto a variables medioambientales.

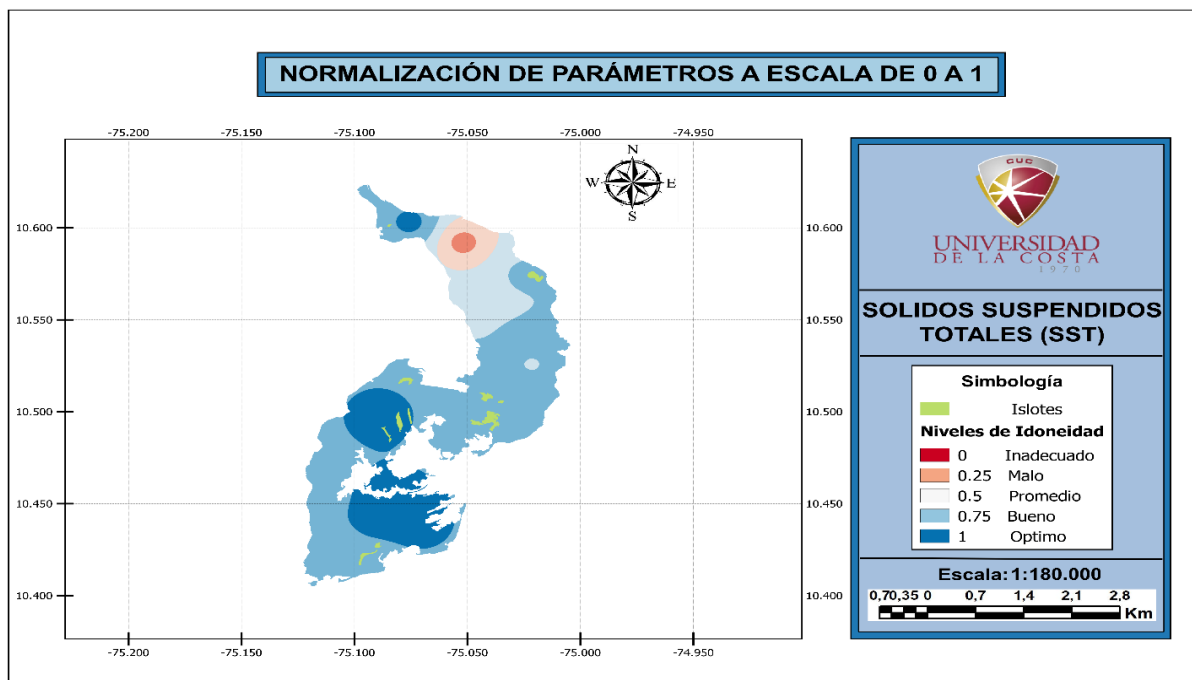
Anexos



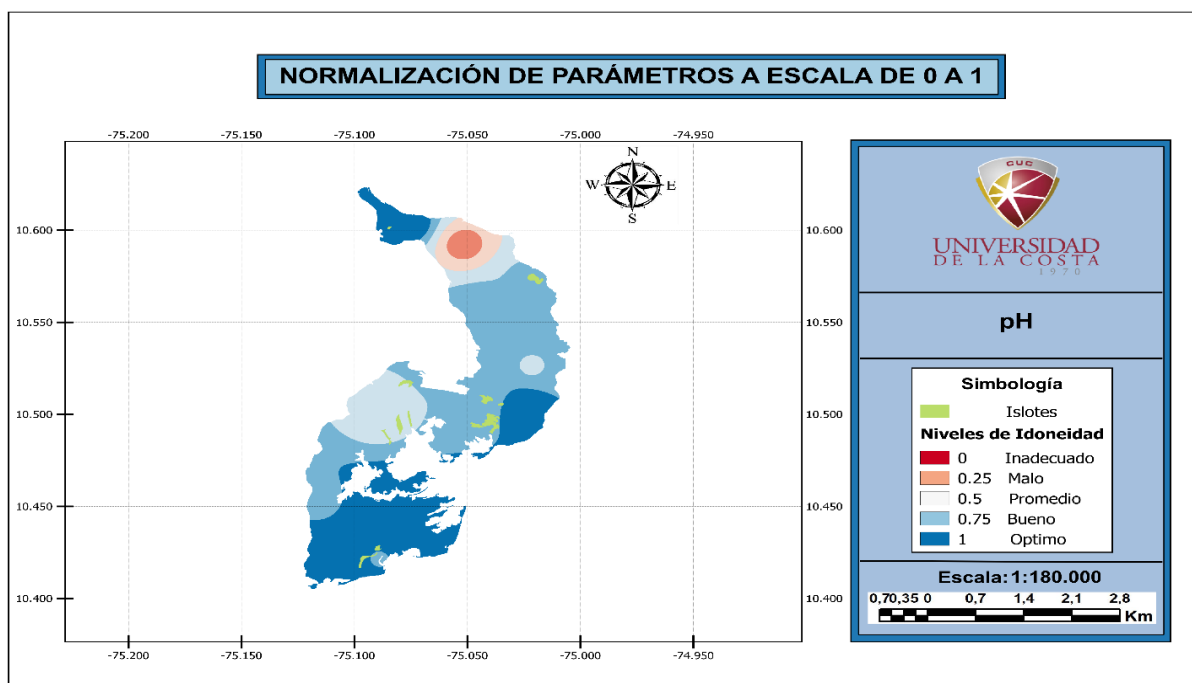
Anexo 1. Normalización de clorofila a. Elaborado en QGIS Desktop 2.14.15 Por J. Jiménez & A. De la hoz, 2017.



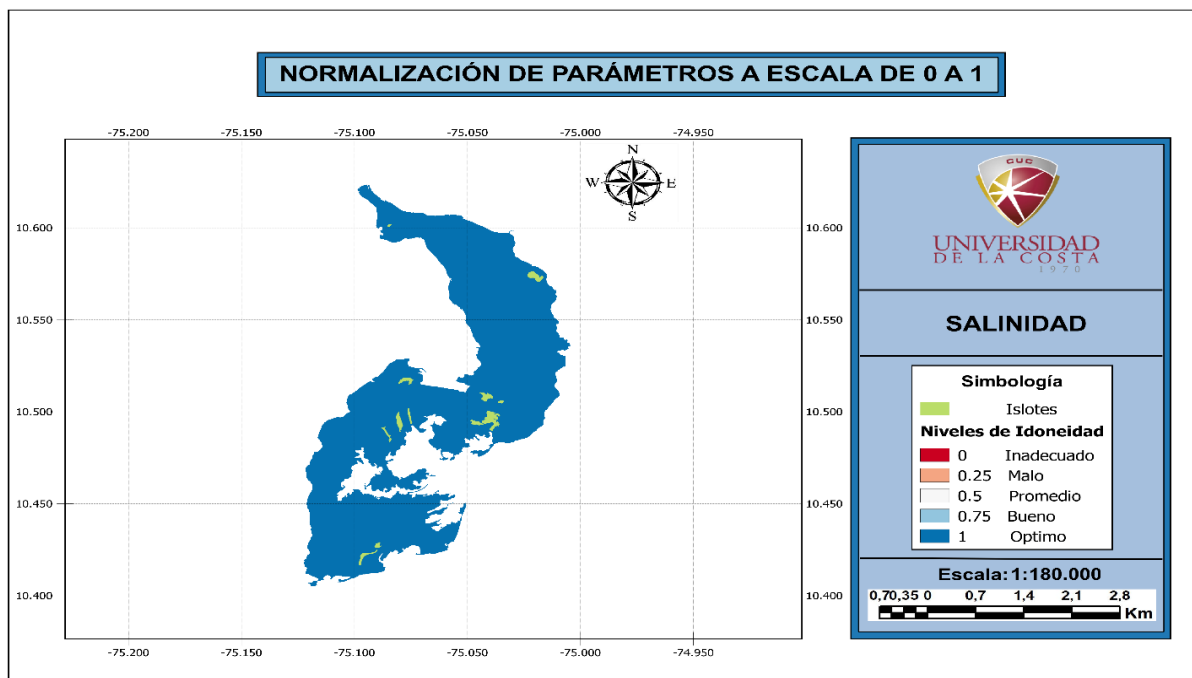
Anexo 2. Normalización de temperatura. Elaborado en QGIS Desktop 2.14.15 Por J. Jiménez & A. De la hoz, 2017.



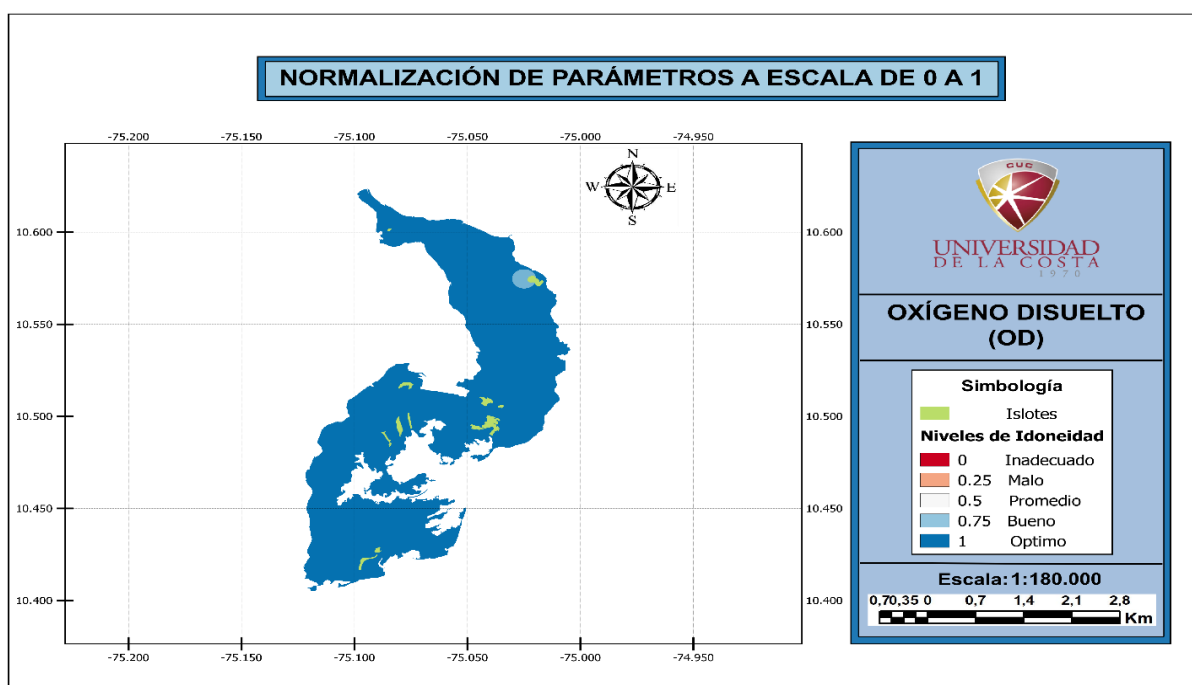
Anexo 3. Normalización de sólidos suspendidos totales (SST). Elaborado en QGIS Desktop 2.14.15 Por J. Jiménez & A. De la hoz, 2017.



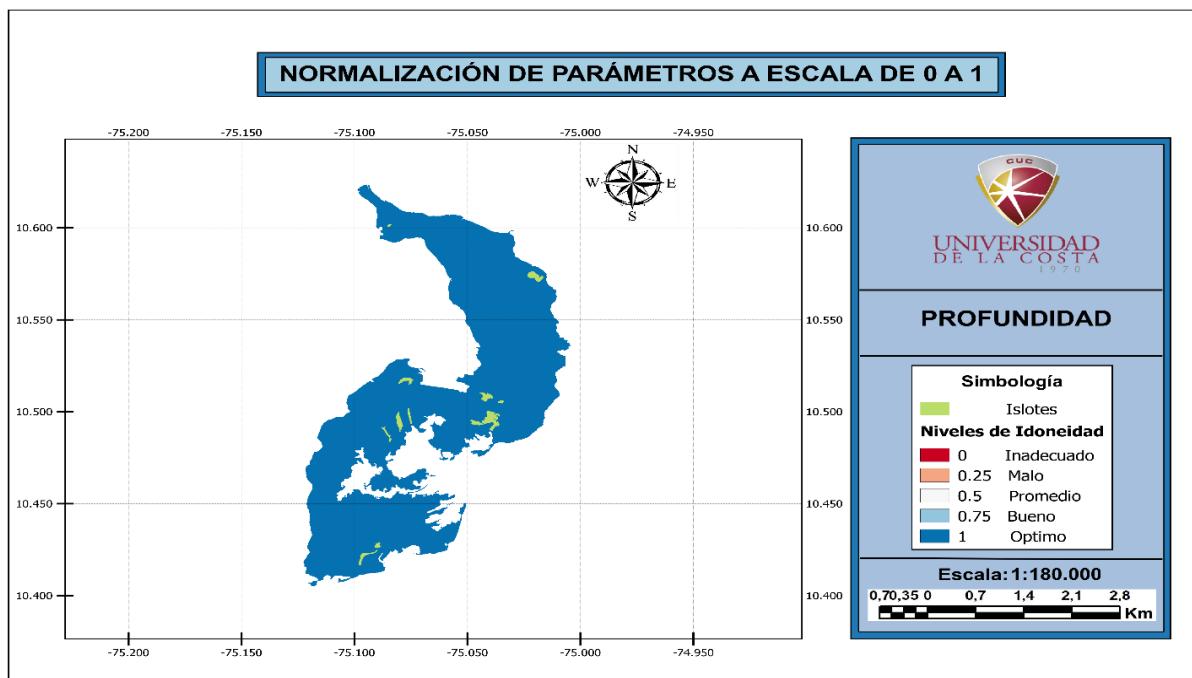
Anexo 4. Normalización de pH. Elaborado en QGIS Desktop 2.14.15 Por J. Jiménez & A. De la hoz, 2017.



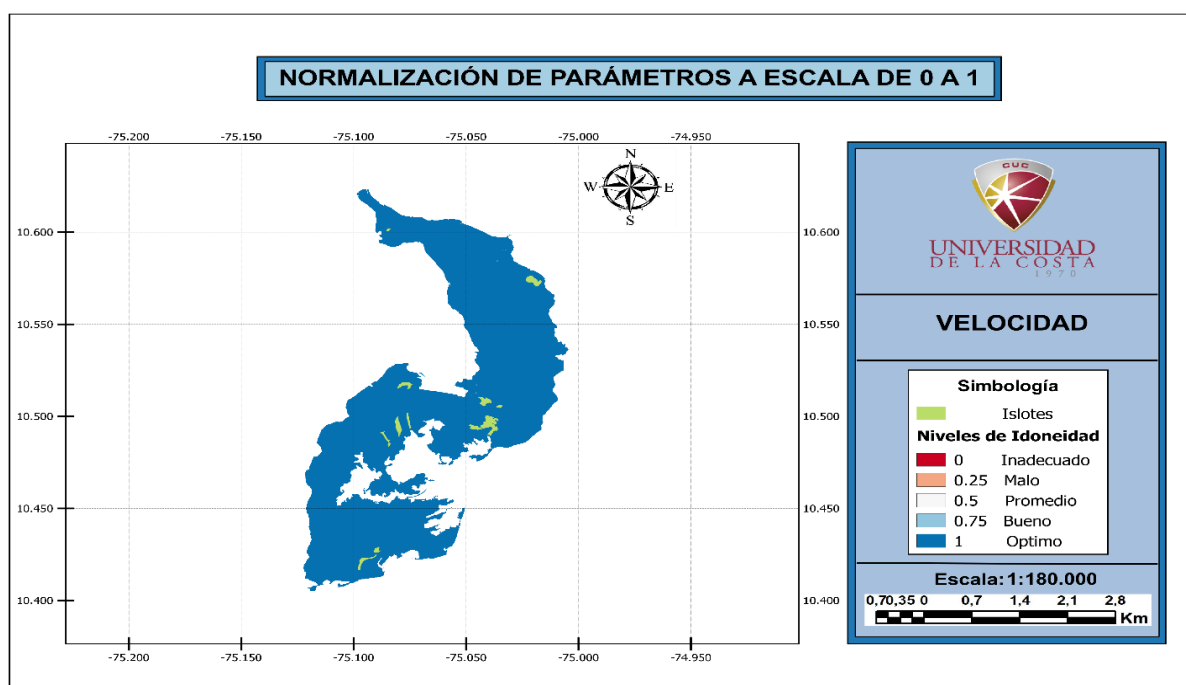
Anexo 5. Normalización de salinidad. Elaborado en QGIS Desktop 2.14.15 Por J. Jiménez & A. De la hoz, 2017.



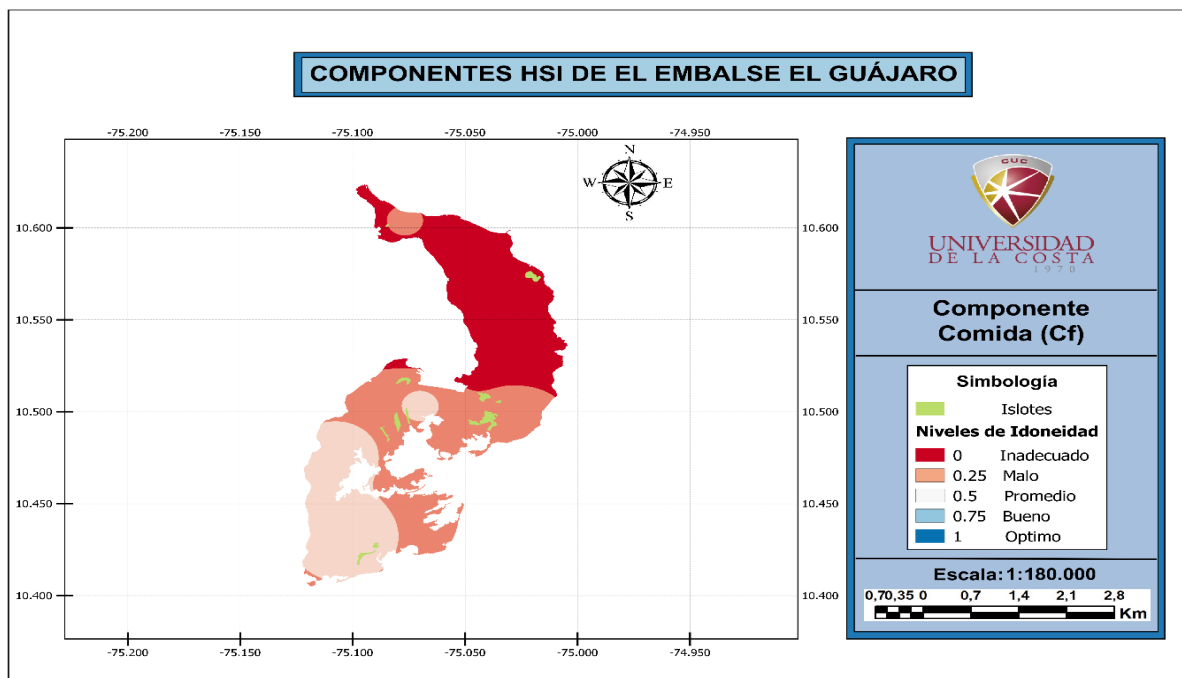
Anexo 6. Normalización de oxígeno disuelto. Elaborado en QGIS Desktop 2.14.15 Por J. Jiménez & A. De la hoz, 2017.



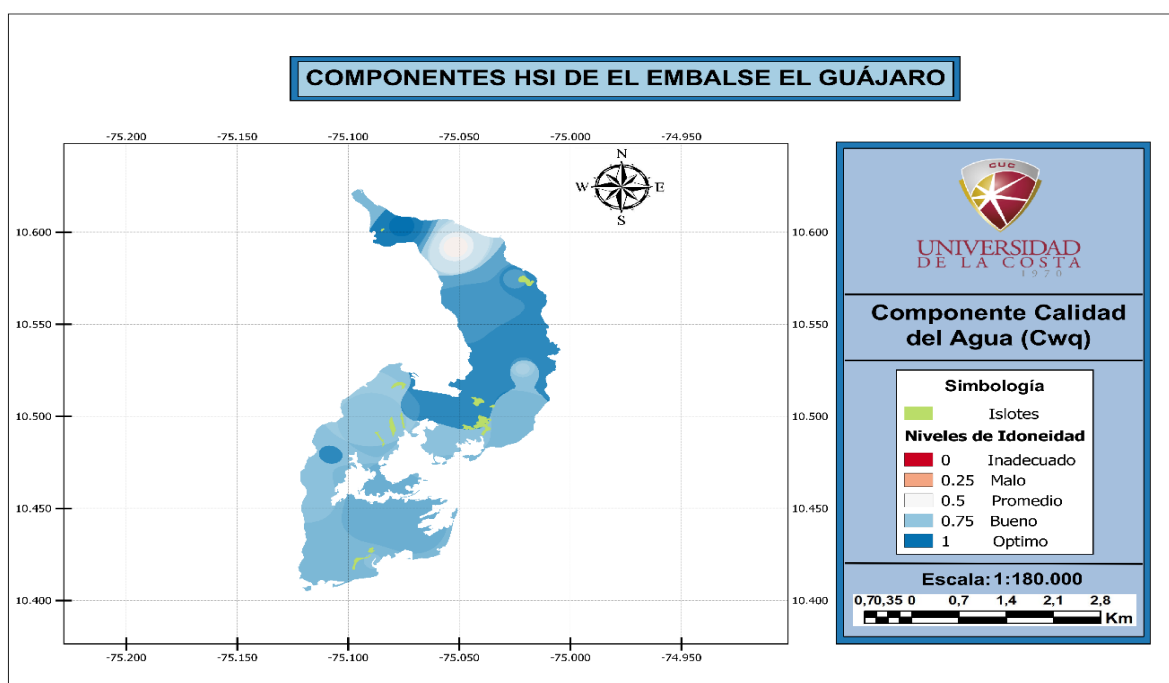
Anexo 7. Normalización de profundidad. Elaborado en QGIS Desktop 2.14.15 Por J. Jiménez & A. De la hoz, 2017.



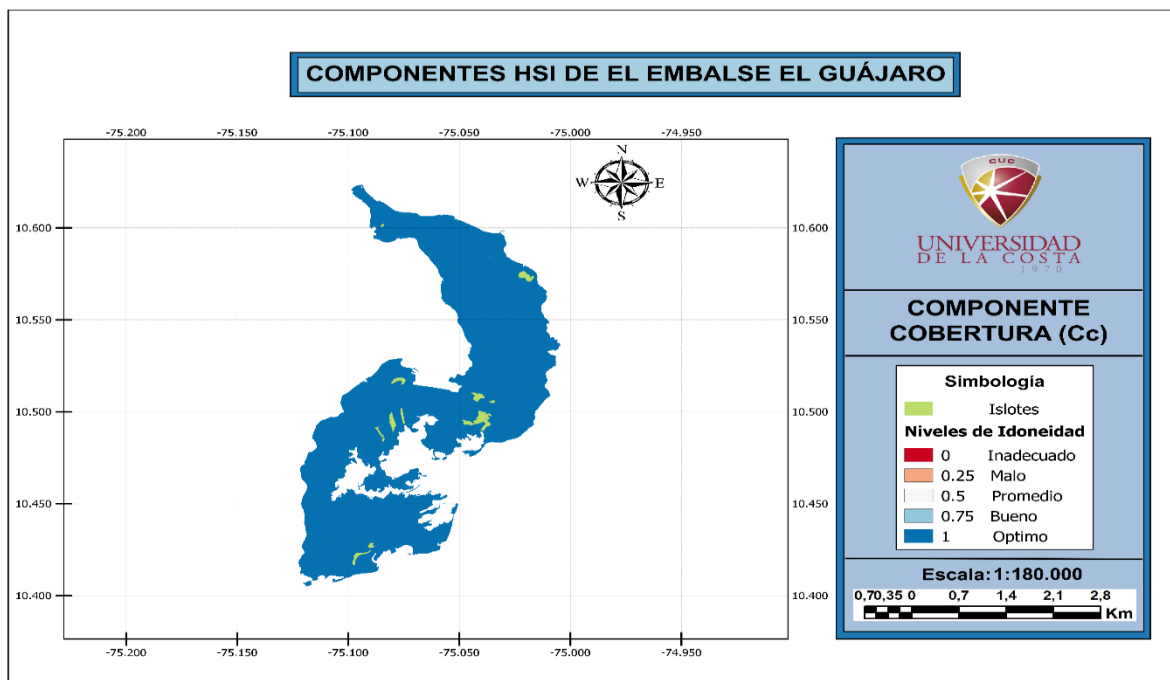
Anexo 8. Normalización de velocidad. Elaborado en QGIS Desktop 2.14.15 Por J. Jiménez & A. De la hoz, 2017.



Anexo 9. Resultado componente comida (Cf). Elaborado en QGIS Desktop 2.14.15 Por J. Jiménez & A. De la hoz, 2017.



Anexo 10. Resultado componente calidad del agua (Cwq). Elaborado en QGIS Desktop 2.14.15 Por J. Jiménez & A. De la hoz, 2017.



Anexo 11. Resultado componente cobertura (Cc). Elaborado en QGIS Desktop 2.14.15 Por J. Jiménez & A. De la hoz, 2017.

Referencias

- Acuicultura. (11 de Marzo de 2013). *Parametros Fisico quimicos*. Obtenido de Parametros Fisico quimicos: <http://consideraciones-acuicolas2.webnode.com.co/news/parametros-fisico-quimicos/>
- Aguilar, M. (1996). *Development and evaluation of GIS-based models for planning and management of coastal aquaculture. A case study in Sinaloa, México*. Scotland, UK: Institute of Aquaculture, University of Stirling.
- Alikunhi, K., Ramachandra, V., & Chaudhuri, H. (1952). Mortality of carp fry under supersaturation of dissolved oxygen in water. *Central inland fisheries research station*, 261-264.
- Alvarado, H., & Gutiérrez, F. (2002). *Especies hidrobiológicas introducidas y trasplantadas, y su distribución en Colombia*. Bogotá: Ministerio del Medio Ambiente-RAMSAR-Corporación Autónoma del Valle del Cauca.
- Alvarado, M. (2001). *Canal del Dique: Plan de restauración ambiental (1ª etapa)*. Barranquilla: Ediciones Uninorte.
- Alvarado, M. (2016). *Sur del Atlántico: una nueva oportunidad*. Barranquilla: Fundación Promigas.
- Arnold, W., White, M., Norris, H., & Berrigan, M. (2000). Hard clam (*Mercenaria* spp.) aquaculture in Florida, U.S.A.: geographic information system applications to lease site selection. *Elsevier*, 203-231.
- AUNAP. (2013). *Zonificación de la Acuicultura Nacional, P 4*. Bogota: AUNAP.
- Auxiliadora, M. (2006). *Manejo del cultivo de tilapia*. Nicaragua: CIDEA.

- Ayuga, T. (30 de Marzo de 2008). *Estimación e interpolación*. Obtenido de Estimación e interpolación: http://ocw.upm.es/proyectos-de-ingenieria/sistemas-de-informacion-geografica-tecnicas-cuantitativas-para-gestion-de-datos/contenidos/WEB/TEORIA/08estimacion_e_interpolacion.pdf
- Barrenechea, A. (16 de Octubre de 2000). *ingenieroambiental*. Obtenido de ingenieroambiental: <http://www.ingenieroambiental.com/4014/uno.pdf>
- Bautista, J., & Ruiz, J. (8 de Julio de 2011). *Calidad de agua para el cultivo de Tilapia*. Obtenido de Calidad de agua para el cultivo de Tilapia: <http://fuente.uan.edu.mx/publicaciones/03-08/2.pdf>
- Bhatnagar. (2004). *Water quality management in aquaculture, In: Course Manual of summerschool on development of sustainable aquaculture technology in fresh and saline waters*. Hisar (India), pp 203- 210.
- Bhatnagar, A., & Garg, S. (2000). Causative factors of fish mortality in still water fish ponds under sub-tropical conditions. *Aquaculture*, 91-96.
- Bhatnagar, A., & Garg, S. (2000). Causative factors of fish mortality in still water fish ponds under sub-tropical conditions. *Aquaculture*, 91-96.
- Bhatnagar, A., Jana, S., Garg, S., Patra, B., Singh, G., & Barman, U. (2004). Water quality management in aquaculture, In: Course Manual of summerschool on development of sustainable aquaculture technology in fresh and saline waters. *CCS Haryana Agricultural*, 203-210.
- Blanco, J., Narváez, J., & Vilorio, E. (2007). ENSO and the rise and fall of a tilapia fishery in northern Colombia. *Fisheries Research*, 100-108.
- Blanco, M. (1995). La trucha: Cría industrial. *Mundi prensa*, 15-350.

- Borja, A. (2002). Los impactos ambientales de la acuicultura y la sostenibilidad de esta actividad. *Instituto Español de Oceanografía*, 41-49.
- Boyd. (1990). *Water Quality in Ponds for Aquaculture*. Birmingham Publishing Company. Birmingham, Alabama: Auburn University.
- Boyd, C. (1996). Chlorination and water quality in aquaculture ponds. *World Aquaculture*, 41-45.
- Boyd, C., & Lichtkoppler, F. (1979). *Water Quality Management in Fish Ponds*. Alabama: 45-47.
- Bronmak, C., & Hansson, L. (2015). *The iology of lakes and ponds*. Oxford University Press, PP 285.
- Brown, J. (1986). *The influence of environmental factors upon the growth and survival of the Pacific Oyster, Crassostreagigas Thunberg*. Burnaby: Simon Fraser University.
- Brown, R., McClelland, N., Deininger, R., & Tozer, R. (1970). A water quality index: do we dare? *Water Sewage Works*, 339-343.
- Buitrago, J., Rada, M., Hernandez, H., & Buitrago, E. (2005). A single-use site selection technique, using GIS, for aquaculture planning: choosing locations for mangrove oyster raft culture in Margarita Island, Venezuela. *Springer Science+Business Media*, 544–556.
- Buschmann, A. (2001). *Impacto ambiental de la acuicultura el estado de la investigación en chile y el mundo*. Santiago: Terram Publicaciones.
- Camacho, B., Luna, R., & Moreno, R. (2000). *Guía para el cultivo de Tilapia*. Mexico.
- Canosa, A., & Pinilla, G. (2007). Relaciones entre las abundancias del bacterioplancton y del fitoplancton en tres ecosistemas lénticos de los Andes Colombianos. *Revista de Biología Tropical*, 135-146.

- Caraballo, P. (2009). Effect of tilapia *oreochromis niloticus* over the fisheries in El Guájaro reservoir Atlántico - Colombia. *Revista MVZ Cordoba*, 1796-1802.
- Cho, Y., Lee, W., Hong, S., Kim, H., & Kim, J. (2012). GIS-based suitable site selection using habitat suitability index for oyster farms in Geoje-Hansan Bay, Korea. *Ocean & Coastal Management*, 10-16.
- CIAD. (2003). *Manual de buenas prácticas de producción acuícola de trucha, para la inocuidad alimentaria*. Mexico: Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C.
- Coman, F., Connolly, R., & Preston, N. (2003). Zooplankton and epibenthic fauna in shrimp ponds: factors influencing assemblage dynamics. *Aquaculture Research*, 359–371.
- Comas, D., & Ruiz, E. (1993). *Fundamentos de los Sistemas de Información Geográfica*. Barcelona: Ariel.
- Consumer. (18 de Abril de 2002). *El desarrollo de la acuicultura en todo el mundo constituye una garantía de seguridad alimentaria*. Obtenido de <http://www.consumer.es/seguridad-alimentaria/2002/04/18/1657.php>
- Contreras, F., Castañeda, L., & García, A. (1994). La clorofila a como base para un índice trófico en lagunas costeras mexicanas. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, 55-66.
- CRA. (2012). *Sintesis Ambiental*. Barranquilla.
- CRA. (07 de Diciembre de 2013). *Plan de Accion - Sistema Ambiental*. Obtenido de <http://www.crautonomia.gov.co/documentos/Planes/2013/4%20Sintesis%20Ambiental.pdf>

- Crootof, A., Mullabaev, N., Saito, L., Atwell, L., Rosen, M., Bekchonova, M., . . . Fayzieva, D. (2015). Hydroecological condition and potential for aquaculture in lakes of the arid region of Khorezm, Uzbekistan. *Elsevier*, 37-46.
- Cude, C. (2001). Water Quality Index: A Tool for Evaluating Water. *Journal of the American Water Resources Association*, 125–137.
- Davenport, J., & Vahl, O. (1993). Responses of the Blennius pholis to fluctuating salinities. *Marine Ecology Progress Series*, 101-107.
- Department of the environment. (1987). *Handling Geographic Information, informe del Committee of Enquiry presidido por Lord Chorley*. Londres.
- Dinius, S. (1987). Design of an index of water quality. *Water Resources Bulletin*, 833-834.
- Dorado, G., García, M., Vargas, L., Arguelles, R., & Rosado, M. (15 de Junio de 2017). Curso Práctico de Sistema de Información Geográfica sobre Software Libre. *Fases del proceso de representación de la realidad en el SIG*. Madrid, Provincia de Madrid, España: Miríada X.
- Dos Santos, F., Moreira, A., Bisinoti, M., Nobre, S., & Santos, M. (2008). Water quality index as a simple indicator of aquaculture effects on aquatic bodies. *Ecological Indicators*, 476-484,.
- Duecker, K. (1979). Land Resource Information Systems: A Review of Fifteen Years Experience, *Geo-Processing*. 105-128.
- Edet, A., & Offiong, O. (2002). *Evaluation of water quality pollution indices for heavy metal contamination monitoring. A study case from Akpabuyo-Odukpani area, Lower Cross River Basin (southeastern Nigeria)*. Southeastern Nigeria: GeoJournal.

- Ekubo, A., & Abowei, J. (2011). Review of some water quality management principles in culture fisheries. *Research Journal of Applied Sciences*, 1342-1357.
- Ellis, D. (1989). *Environments at risk. Case histories of impact assessment.* . New York: Springer.
- Ellis, J., Burroughs, M., Armbruster, D., Hallet, D., Korte, P., & Baskett, T. (1979). Appraising four field methods of terrestrial habitat evaluation. *Trans. N. Am. Wildl. Nat. Resour. Conf*, 44: 369-379.
- Environmental Systems Research Institute. (1992). *Understanding GIS, the ARC/INFO method.* Redlands: Environmental Systems Research Institute.
- Espino, G., Martinez, C., Martinez, S., & Pulido, S. (1999). *Diccionario de hidrologia y ciencias afines.* Plaza y Valdes.
- ESRI. (2001, Enero 25). *Using ArcGIS Geostatistical Analyst - Interpolacion.* Retrieved from Using ArcGIS Geostatistical Analyst - Interpolacion: http://dusk2.geo.orst.edu/gis/geostat_analyst.pdf
- ESRI. (6 de Abril de 2016). *ArcMap.* Obtenido de ArcMap: <http://desktop.arcgis.com/es/arcmap/10.3/tools/spatial-analyst-toolbox/understanding-interpolation-analysis.htm>
- ESRI. (10 de Abril de 2017). *ArcGis.* Obtenido de ArcGis: <http://desktop.arcgis.com/es/arcmap/10.3/tools/3d-analyst-toolbox/comparing-interpolation-methods.htm>
- ESRI. (30 de Julio de 2017). *ArcGIS Pro.* Obtenido de ArcGIS Pro: <https://pro.arcgis.com/es/pro-app/tool-reference/spatial-analyst/comparing-interpolation-methods.htm>

ESRI. (6 de Julio de 2017). *ArcGIS Resources*. Obtenido de ArcGIS Resources:

<http://resources.arcgis.com/es/help/getting-started/articles/026n0000000t000000.htm>

FAO. (2010). *Peces nativos de agua dulce de America del sur de interes para la acuicultura:*

Una sinesis del estado de desarrollo tecnologico de su cultivo. provincia de Guayas:

FAO.

FAO. (2015). *Zonificación, selección de sitios y manejo de áreas acuícolas bajo el enfoque*

ecosistémico a la acuicultura. Roma: FAO.

Fernandez, N., Ramires, A., & Solano, F. (2008). *Indices fisicoquimicos de calidad del agua*.

Universidad Del Valle.

Fischer, H., List, J., Koh, C., Imberger, J., & Brooks, N. (1979). *MIXING in inland and Coastal*

Waters. San Diego: Academic Press.

Funprover. (2008). *Manual de Producción de Tilapia con Especificaciones de Calidad e*

Inocuidad. Obtenido de Manual de Producción de Tilapia con Especificaciones de

Calidad e Inocuidad:

<http://www.funprover.org/formatos/cursos/Manual%20Buenas%20Practicas%20Acuicolas.pdf>

Gobernación del Atlántico; Conservación Internacional Colombia. (2009). *Proyecto formulado*

para evaluación y aprobación de recursos del Fondo Nacional de Regalías (FNR) con asesoría y participación de CI-COLOMBIA.

Gong, C., Chen, X., Gao, F., & Chen, Y. (2012). Importance of weighting for multi-variable

habitat suitability index model: A case study of winter-spring cohort of *Ommastrephes*

bartramii in the Northwestern Pacific Ocean. *Journal of Ocean University of China*, 241–

248.

- González. (2017). *La sostenibilidad de la acuicultura en Canarias. Foro Acta Recursos Marinos Rias Gallegas* 9:99-108.
- Gregor, J., & Marsalek, B. (2004). Freshwater phytoplankton quantification by chlorophyll a: a comparative study of in vitro, in vivo and in situ methods. *Water Research*, 517-522.
- Gutierrez, P., & Gould, M. (1994). *SIG: Sistemas de Información Geográfica*. Madrid: Síntesis.
- Hallock, D. (2002). *A Water Quality Index for Ecology's Stream Monitoring Program*. Olympia.
- Horton, R. (1965). An Index Number System for Rating Water Quality. *Jr. of WPCF*, Vol. 37.
- Hossain, M., Chowdhury, S., Das, N., Sharifuzzaman, S., & Sultana, A. (2008). Integration of GIS and multicriteria decision analysis for urban aquaculture development in Bangladesh. *Elsevier*, 119-132.
- Huxhold, W., & Levinsohn, A. (1995). *Managing Geographic Information Systems Projects*. Oxford University Press.
- Inhaber, H. (1976). *Environmental Indices*. New York: John Wiley and Sons.
- Jamabo. (2008). *Ecology of Tympanotonus fuscatus (Linnaeus, 1758) in the Mangrove Swamps of the Upper Bonny River*. Nigeria.
- James, M. (1998). *Water quality for pond aquaculture*. Alabama: International center for aquaculture and aquatic environments.
- Javier, G., Nicolás, C., & Jaime, Z. (2009). *Estadística básica para estudiantes de ciencias*. España: Universidad Complutense.
- Kannel, P., Lee, S., Lee, Y., Kanel, S., & Khan, S. (2007). Application of water quality indices and dissolved oxygen as indicators for river water classification and urban impact assessment. *Environ Monit Assess*, 132(1-3):93-110.

- Kapetsky, J. (1994). *A strategic assessment of warm water fish farming potential in Africa*.
[FAO] CIFA Technical Paper, No. 27.
- Kiran, B. (2010). Physico-Chemical Characteristics of fish ponds of Bhadra Project at Karnataka.
RASAYAN Journal of Chemistry, 671-676.
- Landwehr, J. (1974). Water quality indices construction and analysis. *Environmental Health Science*, 281.
- Langleruben. (4 de Octubre de 2016). *Sistema de información geográfica./angleruben.wordpress*. Obtenido de <https://langleruben.wordpress.com/¿que-es-un-sig/>
- Larrahondo, M. (junio de 1993). *FAO*. Obtenido de FAO:
<http://www.fao.org/docrep/field/003/ab488s/AB488S04.htm#ch3>
- Lawson, T. (1995). *Fundamentals of Aquacultural Engineering*. New York: Chapman and Hall.
- Liebman, H. (1969). *Atlas of Water Quality: Methods and Practical Conditions*. Munich: R. Oldenbrough.
- Longdill, P., Healy, T., & Black, K. (2008). An integrated GIS approach for sustainable aquaculture management area site selection. *Elsevier*, 612-624.
- Lucinda, C., & Martin, N. (1999). *Oxford English Mini-Dictionary*. New York: Oxford University Press.
- Malthus, T. (1798). *Essay on the principle of population*. Londres. Retrieved from
<http://www.esp.org/books/malthus/population/malthus.pdf>
- McDaniel, N., Sugiura, S., Kehler, T., Fletcher, J., Coloso, R., Weis, P., . . . RP. (2005).
Dissolved oxygen and dietary phosphorus modulate utilization and effluent partitioning

of phosphorus in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) aquaculture. *Environ Pollut*, 138(2):350–357.

Ministerio del Medio Ambiente; Banco Interamericano de Desarrollo; CRA; CARDIQUE.

(2002). *Plan de manejo ambiental del complejo de ciénagas El Totumo, Guájaro y El Jobo en la ecorregión estratégica del Canal del Dique*. Atlántico: Corporación Regional Autónoma del Canal del Dique.

Moriarty, D. (1997). The role of microorganisms in aquaculture ponds. *Aquaculture*, 333-349.

Moses, B. (1983). Introduction to tropical Fisheries. In B. Moses, *Introduction to tropical Fisheries* (pp. 102-105). Ibadan University Press, UNESCO/ICSU.

National Center for Geographic Information and Analysis. (1988). Santa Barbara: University of California.

Nevo, A., & Garcia, L. (1996). Spatial optimization of wildlife habitat. *Ecological Modelling*, 271-281.

Oyaga, R. (2 de Marzo de 2013). Realidades Ambientales de los cuerpos de Agua del departamento del atlántico. *INGENIARE*, 43-62. Obtenido de www.unilibrebaq.edu.co: <http://www.unilibrebaq.edu.co/ojsinvestigacion/index.php/ingeniare/article/download/379/367>

Parker, R. (1995). *Aquaculture science*. Delmar Cengage.

Perez, O. T. (2005). Geographical information systems-based models for offshore floating marine fish cage aquaculture site selection in Tenerife, Canary Islands. *Aquaculture Research*, 949-961.

- Pérez, O., Ross, L., & Telfer, T. (2003). Water quality requirements for marine fish cage site selection in Tenerife (Canary Islands): predictive modelling and analysis using GIS. *Elsevier*, 52-68.
- Pinto, A., Von Sperling, E., & Moreira, R. (2001). Chlorophyll-a determination via continuous measurement of plankton fluorescence: methodology development. *Water Research*, 3977-3981.
- Prati, L., Pavanello, R., & Pesarin, F. (1971). Assessment of surface water quality by a single index of pollution. *Water Research*, 741-751.
- Quintro, E. (2015). *Determinar la capacidad de carga del embalse del Guájaro, como condición especial para decidir la viabilidad ambiental de cultivos intensivos de peces en jaulas y establecer las zonas donde se puede desarrollar esta actividad*. Unilibre.
- Radiarta, I., Saitoh, S., & Miyazono, A. (2008). GIS-based multi-criteria evaluation models for identifying suitable sites for Japanese scallop (*Mizuhopecten yessoensis*) aquaculture in Funka Bay, southwestern Hokkaido, Japan. *Elsevier*, 127-137.
- Richardson, A. (1997). Development of an Estuarine Water Quality Index (eWQI) for New South Wales. *University of Sydney*, 148pp.
- Roldán, G., & John, R. (2008). *Fundamentos de limnología neotropical*. Antioquia: Universidad de Antioquia.
- Ross, L., Mendoza, E., & Beveridge, M. (1998). The application of geographical information systems to site selection for coastal aquaculture: an example based on salmonid cage culture. *Aquaculture*, 165-178.
- Rouse, R. I. (1979). *Water quality mangement in pond fish culture*. Alabama: International Center for Aquaculture.

- Saaty, T. (1988). *The Analytic Hierarchy Process*. Beccles, Suffolk: Typesetters Ltd.
- Saavedra, M. (2013). *Introducción al cultivo de Tilapia. Coordinación de acuicultura, departamento de ciencias ambientales y agrarias, facultad de ciencia, tecnología y ambiente*. Managua, Nicaragua: Universidad Centroamericana.
- Salam, M., Ross, L., & Beveridge, C. (2003). A comparison of development opportunities for crab and shrimp aquaculture in southwestern Bangladesh, using GIS modelling. *Elsevier*, 477-494.
- Sánchez, C., & Rueda, M. (1999). Variación de la diversidad y abundancia de especies ícticas dominantes en el Delta del Río Magdalena, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 1067-1079.
- SEMANA. (7 de Mayo de 2012). *Perdida de hectareas en el embalse del guajaro y sus rondas naturales*. Obtenido de <http://www.semana.com/opinion/expertos/articulo/atlantico-embalse-del-guajaro-ha-perdido-mas-mil-hectareas-casi-todas-rondas-naturales/323076>
- Sibson, R. (1981). "A Brief Description of Natural Neighbor Interpolation," Chapter 2 in *Interpolating multivariate data*. In R. Sibson, "A Brief Description of Natural Neighbor Interpolation," Chapter 2 in *Interpolating multivariate data* (pp. pp. 21-36). New York: John Wiley & Sons. Retrieved from <http://desktop.arcgis.com/es/arcmap/10.3/tools/spatial-analyst-toolbox/how-natural-neighbor-works.htm>
- Smith, D. (1990). A better water quality indexing system for rivers and streams. *Water Research*, 1237-1244.
- Solis, N. (1988). The Biology and Culture of *Penaeus Monodon*, Department Papers. 3-36.

- Star, L., & Estes, J. (1990). *Geographic information systems: an introduction*. Englewood Cliffs: NJ: Prentice-Hall.
- Stella, K. (19 de Octubre de 2016). *IngenieroAmbiental*. Obtenido de IngenieroAmbiental: <http://www.ingenieroambiental.com/agua2.pdf>
- Tacon, A., & Halwart, M. (2007). *Cage aquaculture: a global overview*. Roma: Regional Reviews and Global Overview. FAO Fisheries Technical Paper. No. 498.
- Tebbutt. (1994). *Fundamentos de control de la calidad del agua*. Mexico: Limusa.
- Thomasma, L., & Drummer, T. P. (1991). Testing the Habitat Suitability Index Model for the Fisher. *Wildlife Society*, 291-297.
- Tian, S., Chen, X., Chen, Y., Xu, L., & Dai, X. (2009). Evaluating habitat suitability indices derived from CPUE and fishing effort data for *Ommatrephes bratramii* in the northwestern Pacific Ocean. *Fisheries Research*, 181-188.
- Torres, F., Padilla, J., Rodríguez, C., Ramírez, H., & Cantero, R. (2016). La modelación hidrodinámica para la gestión hídrica del embalse del Guájaro, Colombia. *Revista Internacional de Métodos Numéricos para Cálculo y Diseño en Ingeniería*, 163-172.
- UICN. (2007). *Guía para el Desarrollo Sostenible de la Acuicultura Mediterránea. Interacciones entre la Acuicultura y el Medio Ambiente*. Gland, Suiza Y Málaga, España. VI.
- United States Fish Wildlife Service. (1981). *Standards for the Development of Habitat Suitability Index Models*. Washington: Division of Ecological Service.
- Upadhyaya. (1964). Seminar on inland fisheries development in U.P. In Upadhyaya, *Seminar on inland fisheries development in U.P.* (pp. pp 127-135).

- Vincenzi, S., Caramori, G., Rossi, R., & De Leo, G. (2006). A GIS based habitat suitability model for commercial yield estimation of *Tapes philippinarum* in a Mediterranean coastal lagoon (Sacca di Goro, Italy). *Elsevier*, 90-104.
- Walker. (1994). *Pond Water Quality Management: A Farmer's Handbook*. Australia: Turtle Press Pty Ltd, Tas.
- Woinarovich, E. (12 de Mayo de 2008). *Documentos de la FAO: Departamento de Pesca*. Obtenido de Documentos de la FAO: Departamento de Pesca:
<http://www.fao.org/docrep/field/009/ag196s/ag196s01.htm>
- yamilivazquezmonzon. (7 de Julio de 2015). *Educación geográfica*. Obtenido de Educación geográfica: Técnicas de recolección de información geográfica:
<https://yamilivazquezmonzon.wordpress.com/author/yamilivazquezmonzon/>
- Yussac, R., & Ping, J. (2016). Aquaculture Water Quality Index: a low-cost index to accelerate aquaculture development in Indonesia. *Aquaculture International*, 295-312.
- Zhang, Z., Zhou, J., Song, J., Wang, Q., Liu, H., & Tang, X. (2017). Habitat suitability index model of the sea cucumber *Apostichopus japonicus* (Selenka): A case study of Shandong Peninsula, China. *Marine Pollution Bulletin*, 65-76.
- Zohmann, M., Pennerstorfer, J., & Nopp-Mayr, U. (2013). Modelling habitat suitability for alpine rock ptarmigan (*Lagopus muta helvetica*) combining object-based classification of IKONOS imagery and Habitat Suitability Index modelling. *Ecological Modelling*, 22-32.