



Universidad
Católica de
Valencia
San Vicente Mártir

TFG

TRABAJO FIN DE GRADO
GRADO EN
CIENCIAS DEL MAR

**Evaluación del estado trófico en tres zonas
costeras del Caribe y Pacífico colombiano en
2021**

Alumna: Krisly Marcela Toro Barragán

Tutor UCV: Ana Rodríguez

Tutores externos: Lizbeth Janet Vivas-Aguas; Cristian Camilo Ruiz y
Edgar Arteaga - INVEMAR

Curso académico: 2021/2022



Facultad de Veterinaria
y Ciencias Experimentales
Universidad Católica de Valencia
San Vicente Mártir

ÍNDICE

ÍNDICE DE TABLAS	IV
ÍNDICE DE FIGURAS	V
RESUMEN	VI
ABSTRACT	VII
1 INTRODUCCIÓN	1
2 OBJETIVOS	7
2.1 OBJETIVO GENERAL	7
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	7
3 MATERIALES Y MÉTODOS	8
3.1 IDENTIFICACIÓN Y PRESELECCIÓN DE ÍNDICES DE ESTADO TRÓFICO	8
3.1.1 <i>Índices preseleccionados</i>	11
3.1.1.2 <i>ÍNDICE DE EUTROFIZACIÓN POR NUTRIENTE (IE)</i>	12
3.2 ESTIMACIÓN DEL ESTADO TRÓFICO	17
3.2.1 <i>Área de estudio</i>	17
3.2.2 <i>Cálculo de índices</i>	21
3.3 RELACIÓN DE LOS PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS CON EL ESTADO TRÓFICO.....	22
3.4 ANÁLISIS DE LA INFLUENCIA DE LAS ACTIVIDADES ANTRÓPICAS CON EL ESTADO EUTRÓFICO	23
4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN	24
4.1 SELECCIÓN DE ÍNDICES DE ESTADO TRÓFICO	24
4.2 ESTIMACIÓN DEL ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO.....	24
4.2.1 <i>Departamento del Atlántico</i>	28
4.2.2 <i>Departamento de Sucre</i>	30
4.2.3 <i>Departamento de Nariño</i>	32
4.3 CORRELACIÓN ENTRE LOS ÍNDICES UTILIZADOS Y LOS PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS.....	34
4.4 ANÁLISIS DE LA INFLUENCIA DE LAS ACTIVIDADES ANTRÓPICAS CON EL ESTADO EUTRÓFICO	38
5 CONCLUSIONES	40
6 BIBLIOGRAFÍA	41

ÍNDICE DE TABLAS

Figura 1. Modelo conceptual de eutrofización. Las flechas indican las interacciones entre los diferentes subgrupos ecológicos. Tomado de Ferreira et al., 2011.	3
Figura 2. Metodología PRISMA aplicada para la identificación de los índices de estado trófico. Elaboración propia adaptado de Moher et al, 2009.	8
Figura 3. Ubicación de las estaciones de muestreo. Elaborado por Carlos Tavera, LABSIS-INVEMAR, 2022.	17
Figura 4. Mapa con las estaciones de muestreo y su resultado usando el índice TSI. Elaborado por Carlos Tavera, LABSIS-INVEMAR, 2022.	25
Figura 5. Mapa con las estaciones de muestreo y su resultado usando el índice TSI. Elaborado por Carlos Tavera, LABSIS-INVEMAR, 2022.	26
Figura 6. Estimación del estado trófico en las estaciones de los departamentos de Atlántico, Sucre y Nariño evaluadas con los índices TSI y TRIX.....	27
Figura 7. Índice TSI aplicado en el departamento Atlántico para cada una de las estaciones y tipo de agua.....	28
Figura 8. Índice TRIX aplicado en el departamento Atlántico para cada una de las estaciones y tipo de agua.....	28
Figura 9. Comparación de los dos índices en el Atlántico	30
Figura 10. Índice TSI aplicado en el departamento Sucre para cada una de las estaciones y tipo de agua.....	30
Figura 11. Índice TRIX aplicado en el departamento Sucre para cada una de las estaciones y tipo de agua.....	31
Figura 12. Comparación de los dos índices en Sucre.....	32
Figura 13. Índice TSI aplicado en el departamento Nariño para cada una de las estaciones y tipo de agua.....	32
Figura 14. Índice TRIX aplicado en el departamento Nariño para cada una de las estaciones y tipo de agua.....	33
Figura 15. Comparación de los dos índices en Nariño	33
Figura 16. Gráfica de regresión lineal para índice TSI y TRIX.....	34
Figura 20. Matriz de correlaciones para el índice TRIX con coeficiente de Spearman.....	35
Figura 18. Matriz de correlaciones para el índice TSI con coeficiente de Spearman.	36
Figura 21. Boxplot para las variables %SO, DIN, PT y Chla	37

ÍNDICE DE FIGURAS

Tabla 1. Índices preseleccionados y su aplicabilidad según el tipo de agua. Elaboración propia	9
Tabla 2. Matriz de índices preseleccionados cruzados con información de las variables disponibles para su aplicación. Elaboración propia.	10
Tabla 3. Clasificación del índice de estado trófico adaptado por Toledo (1985). Fuente: Mendoza et al., 2011.....	11
Tabla 4. Categoría índice de estado trófico (TRIX). Fuente: Vollenweider, 1992.....	13
Tabla 5. Estaciones de muestreo en el departamento del Atlántico	19
Tabla 6. Estaciones de muestreo en el departamento de Sucre.....	20
Tabla 7. Estaciones de muestreo en el departamento de Nariño	20
Tabla 8. Parámetros y métodos utilizados en la Unidad de Laboratorios de Calidad Ambiental Marina (LABCAM) del INVEMAR para el análisis de las variables medidas.	21
Tabla 9. Principales tensores antropogénicos relacionados con las condiciones inadecuadas y pésimas de calidad del agua marina y costera determinadas en los departamentos del Caribe y Pacífico colombiano. Los números representan la cantidad de sitios por departamento y el color de la celda la categoría de calidad según el índice. Amarillo (mesotrófico) y naranja (eutrófico).....	38

RESUMEN

La eutrofización se define como el enriquecimiento de las aguas por parte de nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo, condicionando la utilización de estos y ejerciendo grandes impactos ecológicos, sanitarios y económicos a escala regional, es por esto que evaluación de los estados tróficos asociados a parámetros físico-químicos, constituye una de las formas más empleadas en el estudio de la contaminación marina costera. Por ello, el objetivo de este Trabajo Final de Grado es evaluar el estado trófico de tres zonas costeras del Caribe y Pacífico colombiano en el año 2021, utilizando el Índice de Estado Trófico (TSI), el cuál implementa las variables clorofila a (Chl-a), transparencia (DS) y fósforo total (PT); y el Índice Trófico (TRIX), el cuál implementa las variables de nitrógeno inorgánico disuelto (DIN), Chl-a y PT. Según estos índices de estado trófico, los cuerpos de agua se clasifican en oligotrófico, mesotrófico o eutrófico. Los resultados mostraron que el estado eutrófico en cuerpos de agua costeros está influenciado por las actividades antrópicas cercanas, especialmente, por el vertimiento de aguas residuales urbanas y actividades de hotelería y turismo.

Palabras clave: *eutrofización, estado trófico, marina, calidad de agua, indicadores*

ABSTRACT

Eutrophication is defined as the enrichment of waters by nutrients, mainly nitrogen and phosphorus, conditioning their utilization and causing significant ecological, sanitary and economic impacts at regional scale, which is why the evaluation of trophic states associated to physical-chemical parameters is one of the most used forms in the study of coastal marine pollution. Therefore, the objective of this Final Degree Project is to evaluate the trophic state of three coastal areas of the Caribbean and Colombian Pacific in the year 2021, using the Trophic State Index (TSI) which implements the variables chlorophyll a (Chl-a), transparency (DS) and total phosphorus (PT) and the Trophic Index (TRIX) which implements the variables of dissolved inorganic nitrogen (DIN), Chl-a and PT. According to these trophic indices, water bodies are classified as oligotrophic, mesotrophic or eutrophic. The results showed that the eutrophic state in coastal water bodies is influenced by nearby anthropogenic activities, especially urban wastewater discharge and hotel and tourism activities.

Key words: *eutrophication, trophic index, marine, water quality parameters, indicators*

1 INTRODUCCIÓN

El ambiente litoral comprende aquellos espacios donde ocurre una compleja interacción entre los elementos y factores oceánicos y terrestres, condicionados por acciones atmosféricas, hidrogeomorfológicas, geológicas (IDEAM, 2010) y que a su vez se ven influenciados por las actividades antropogénicas. Según las Naciones Unidas (2017), el 38% de la población mundial vive a menos de 100 km de la costa, el 44% a menos de 150 km, el 50% a menos de 200 km y el 67% a menos de 400 km. Aproximadamente el 61% del total del producto interno bruto del mundo proviene del océano y de las zonas costeras situadas a menos de 100 km del litoral (UN Environment, 2018).

En las últimas décadas, los cambios naturales que presenta la zona costera se han visto acelerados e inducidos por las presiones de las actividades humanas, alterando la ecología y debilitando considerablemente la salud de los ecosistemas presentes en esta zona.

Estos cambios ambientales pueden cuantificarse en términos de reducción de la calidad del agua por eutrofización, presencia de sustancias tóxicas, cambios en los flujos de agua, mortalidad masiva de organismos, disminución de la pesca, desaparición de especies y destrucción de hábitats importantes como arrecifes coralinos y manglares. Además, los riesgos naturales a los que está expuesto el litoral como inundaciones y erosión, se ven agravados por el manejo inadecuado de las áreas costeras (Steer, et al., 1997).

En un principio, el término eutrofización se asoció a un proceso natural, siendo el resultado de las descargas normales de nutrientes, sedimentos y otros materiales alóctonos en los sistemas acuáticos (Ruiz, 2017). Actualmente, la Directiva 91/271 de la Comunidad Económica Europea (CEE) del Consejo de la Unión Europea en 1991 define eutrofización como “El aumento de nutrientes en el agua, especialmente de los compuestos de nitrógeno y/o fósforo, que provoca un crecimiento acelerado de algas y especies vegetales superiores, con el resultado de trastornos no deseados en el equilibrio entre organismos presentes en el agua y en la calidad de agua a la que afecta”.

Se denomina “eutrofización cultural” cuando el proceso depende, en mayor medida, de los factores contaminantes incorporados por las actividades humanas. Algunas de estas actividades son: la descarga de aguas residuales, domésticas e industriales, aporte de nitrógeno y fósforo por el uso excesivo de fertilizantes, deforestación, erosión de la capa fértil de suelos agrícolas y la presencia de gases ambientales (Quiróz, 2019).

En ecología se distingue entre sistemas acuáticos oligotróficos, mesotróficos, eutróficos e hipertróficos, en función de las cantidades relativas de los nutrientes fósforo, nitrógeno y compuestos de silicio disponibles (Jong, 2006).

El estado oligotrófico es cuando la concentración de materias nutritivas es baja y la oxigenación es buena en toda su profundidad al igual que la transparencia del agua. En cambio, el mesotrófico es una fase intermedia donde las materias nutritivas son de concentración media y los organismos acuáticos son más numerosos. Por otro lado, el eutrófico es cuando el medio es rico en nutrientes, lo que implica alta productividad y transparencia reducida; mientras que el hipertrófico es cuando ocurre el enriquecimiento de materias nutritivas en exceso y la concentración del oxígeno disuelto es muy baja (Quiróz, 2019). Se dice que dicho ambiente se encuentra forzado, bajo tensión o sometido a estrés (Moreno Franco, et al., 2010).

La sobreestimulación de la producción primaria se convierte en un factor de estrés local que aumenta el suministro de alimento y, posteriormente, puede aumentar la biomasa a niveles tróficos más altos (Li et al., 2019). Sin embargo, cuando el enriquecimiento de nutrientes excede la capacidad de los consumidores primarios para absorber la producción, los ecosistemas marinos pueden verse afectados y desestabilizados generando un conjunto de síntomas representativos con multitud de respuestas biogeoquímicas y biológicas que afectan la fisiología y el crecimiento de los organismos marinos, con efectos sobre la diversidad de especies y en ocasiones hasta pérdida de hábitat (Jessen, et al., 2015).

Por una parte, la eutrofización de los lagos ha sido desencadenada principalmente por los aportes antropogénicos masivos de fósforo inorgánico (fosfato). En los mares costeros, sin embargo, los ecosistemas son naturalmente abiertos, muestran fuertes gradientes continuos que se extienden desde los estuarios hasta alta mar. Sus elevadas salinidades no favorecen una eficiente fijación gaseosa del nitrógeno por parte de las cianobacterias, por lo que el papel controlador del nitrógeno puede prevalecer sobre el del fósforo (Ménèsquen & Lacroix, 2018).

El siguiente diagrama (Figura 1) muestra las causas y efectos directos e indirectos de la eutrofización en el ecosistema marino, la introducción de nutrientes derivados de la tierra, no sólo de nutrientes inorgánicos, como el nitrato y el fosfato, sino también de materia orgánica disuelta (DOM) y materia orgánica particulada (POM) tienen consecuencias directas sobre el aumento de biomasa, disminución de transparencia que a su vez afectan la fisiología y crecimiento de los organismos marinos y estructuras de las comunidades pelágicas y bentónicas, así como los efectos en cascada sobre el funcionamiento del ecosistema (Jessen, et al., 2015).

Los indicadores tempranos (de alerta) sirven como parámetros que son muy susceptibles a los cambios ambientales, en este caso la concentración de nutrientes, los cuales son capaces de mostrar un cambio emergente antes de que ese cambio influya en el sistema a una escala más amplia.

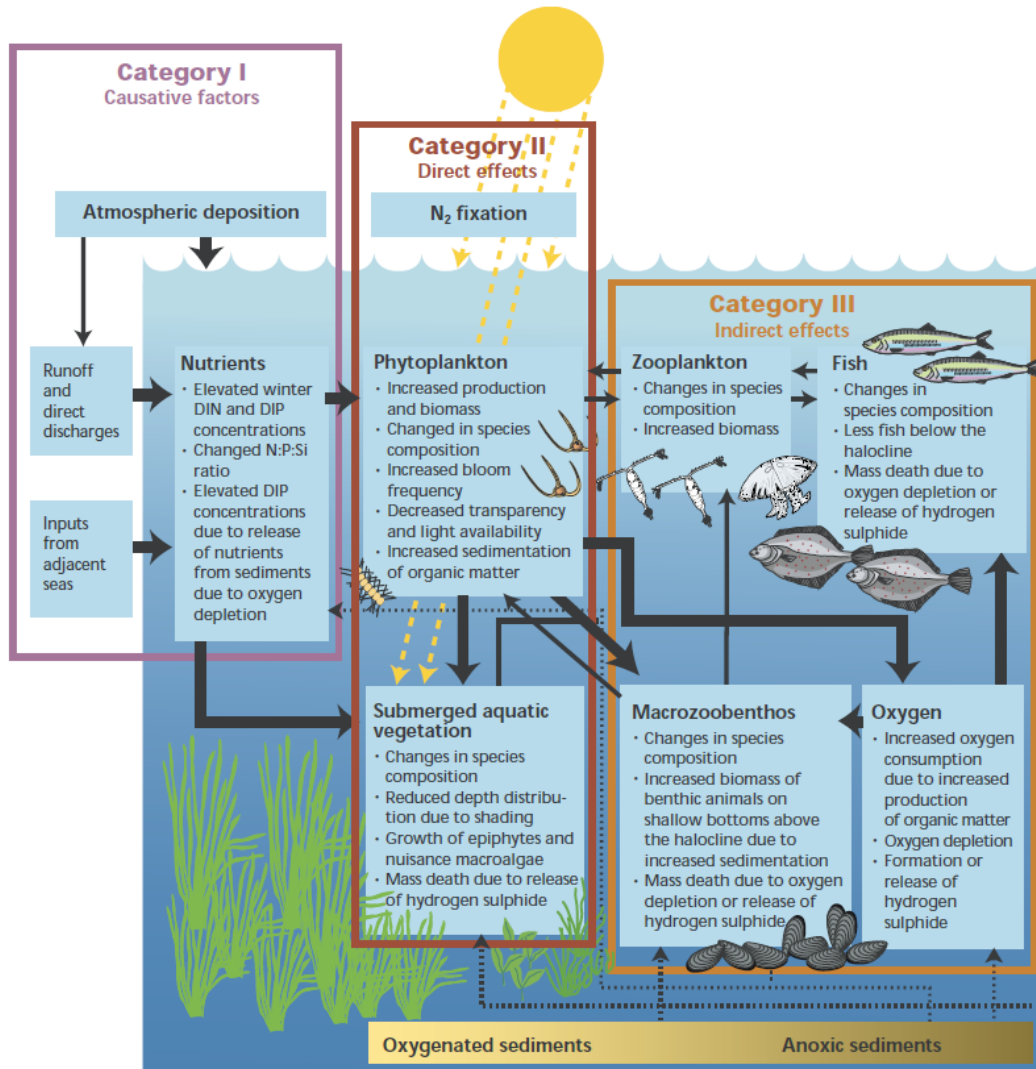


Figura 1. Modelo conceptual de eutrofización. Las flechas indican las interacciones entre los diferentes subgrupos ecológicos. Tomado de Ferreira et al., 2011.

La aparición de floraciones de algas e hipoxia en el agua pertenecen a los impactos más severos y su distribución e intensidad ha crecido drásticamente en las últimas décadas en zonas con un mayor aporte de nutrientes. Por lo tanto, estos eventos pueden proporcionar fuertes indicadores de la eutrofización directa en los ecosistemas marinos (Jessen, et al., 2015).

Las consecuencias directas son: incremento de las tasas de producción primaria y materia orgánica, disminución de la proliferación de algas, reducción de los índices de biodiversidad o pérdida de vegetación acuática sumergida, muerte de peces por el agotamiento de oxígeno, olores desagradables, reducción de la transparencia del agua que traerá consigo concentraciones altas de

clorofila a, presencia de algas nocivas (Ruiz, 2017) y formación de compuestos reducidos (como H₂S) en las aguas del fondo y los sedimentos (Camargo & Alonso, 2007); que afectan el uso social, comercial y recreativo de estos sistemas.

La hipoxia se describe como el efecto más grave del exceso de eutrofización, porque provoca importantes cambios geoquímicos y biológicos en los ecosistemas marinos. Las vías microbianas pueden dominar rápidamente la red alimentaria, reduciendo así la transferencia de energía hacia los niveles tróficos superiores (Diaz & Rosenberg, 2008). En caso de hipoxia prolongada, puede producirse la pérdida total de la fauna bentónica y pelágica, creando las denominadas zonas muertas, cuyo tamaño y distribución han aumentado drásticamente en las últimas décadas (Jessen, et al., 2015).

Para estimar el estado trófico de un ecosistema se han establecido diversas variables físico-químicas y biológicas como indicadores para determinar las concentraciones de oxígeno disuelto, nutrientes inorgánicos como nitrógeno y fósforo (Karydis, et al., 1983), clorofila-a (Carlson, 1977) y productividad primaria (Nixon, 1995).

En 1977, Carlson propone un Índice de Estado Trófico (TSI por sus siglas en inglés) que tiene en cuenta la transparencia usando disco Secchi, la concentración de fósforo total y clorofila a; el autor destaca la correlación entre las variables, ya que considera que en el medio marino el fósforo es el principal factor limitante del crecimiento algal. Asimismo, Toledo (1985) propuso la modificación del TSI de Carlson. Esta modificación tuvo como propósito darle aplicabilidad al índice de Carlson de sistemas acuáticos a climas cálidos tropicales (Mendoza et al., 2011).

Vollenweider (1998) propuso una definición de la eutrofización orientada a los efectos, incidiendo en sus manifestaciones más importantes como son la proliferación visible de microalgas, las natas producidas por estas y el aumento de la biomasa de los macrófitos bentónicos y flotantes; es así como hasta la fecha es posible encontrar diversos conceptos sobre eutrofización.

En el año 2000, la Comisión Europea (CE) adoptó la Directiva Marco sobre recursos hídricos como directriz básica para la introducción de criterios, índices y categorías de indicadores claros y unificados para la definición del estado de calidad del medio marino y la protección de su integridad física y biológica. Por primera vez, el "estado de calidad" se define como una integración entre el "estado químico" y el "estado ecológico", que todavía necesita una mayor descripción.

Los sistemas de indicadores incluyen la Evaluación del Estado Trófico Estuarino (ASSETS) (Bricker, et al., 2003), la Herramienta de Evaluación de la Eutrofización de la Comisión de Helsinki (HEAT) y Convenio para la Protección del Medio Marino del Atlántico Nordeste (OSPAR) combinan la presión (como la carga de nutrientes), el estado (como el contenido de nitrógeno, fósforo, oxígeno disuelto,

Chl-a, macroalgas y algas nocivas) y a su vez una respuesta, como la perspectiva de la presión futura de nutrientes, del ecosistema.

Dado que la eutrofización de las zonas costeras marinas es de importancia mundial, la interpretación de los datos disponibles se ve afectada por la falta de precisión a la hora de determinar "el grado de productividad" de las aguas evaluadas y dónde deben establecerse los límites entre las categorías tróficas, a pesar de que existen diferentes herramientas de evaluación.

Colombia es un país con 1'137.814 km² de área continental, que cuenta aproximadamente con 3.531 km de costa sobre el océano Pacífico y el mar Caribe, que le otorgan otros 892.102 km² de aguas jurisdiccionales, según el mapa Ecosistemas Continentales, Costeros y Marinos (IDEAM, 2007).

Desde el punto de vista hidrográfico, 99 ríos principales desembocan en las costas colombianas de los cuales 43 tributan en el mar Caribe y 56 en el océano Pacífico, siendo los principales aportes de aguas dulces en el Caribe el río Magdalena - Canal del Dique, el río Atrato y el río Sinú; En el Pacífico los ríos San Juan, Mira y Micay (IDEAM, 2014). Es importante tener en cuenta el grado de conectividad entre el medio marino y el litoral, ya que la gran parte de los cambios en los ecosistemas marinos están influenciados por actividades en tierra (OSPAR Commission , 2009).

En vista de que estas áreas han sufrido en gran medida presiones antropogénicas, se ven amenazadas por factores como el aumento de la población, actividades de turismo y ocio, escorrentía de nutrientes proveniente de la agricultura, ganadería, minería y el inadecuado manejo de estos vertidos. Sumado a esto, la ausencia de planificación urbana, deficiencia de sistemas de saneamiento básico en los municipios costeros, la expansión de la frontera agrícola, el desarrollo incontrolado de otras actividades productivas y los planes deficientes para atender contingencias como los derrames de petróleo crudo de forma intencional o accidental, favorecen la degradación de ecosistemas marinos y costeros y el deterioro de la calidad del agua, limitando los diferentes usos en la zona costera (INVEMAR, 2020). Estas influencias se manifiestan en problemas de escasez y contaminación del recurso hídrico, plasmando la necesidad de mantener la salud y sostenibilidad de los ecosistemas marinos y costeros.

La mayoría de investigaciones que se han realizado en Colombia en tema de eutrofización han sido en aguas continentales (embalses, lagos, ciénagas y ríos) y se ha publicado un estudio en aguas costeras, ubicada en la Bahía de Tumaco, Nariño por Bastidas, (2011). Además de esto, no hay ningún método estandarizado a nivel nacional (UN Environment, 2018) para evaluar la eutrofización en los cuerpos

de agua costeros del país, se cuentan con pocos datos disponibles para la realización del mismo, por lo que es necesario aplicar metodologías previamente estudiadas y de fácil estandarización.

En el 2018, desde el Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés” (INVEMAR), se han realizado ejercicios para proponer un índice teórico de estado trófico que permita evaluar las condiciones de eutrofización en el país y posteriormente han iniciado las labores de monitoreo enfocados a eutrofización con el fin de determinar el estado trófico en 12 departamentos de Colombia.

En base a investigaciones anteriores, este trabajo busca evaluar el estado trófico aplicando índices de estado trófico previamente calculados en los cuerpos de agua marinos costeros, teniendo en cuenta la información recolectada por parte de los diferentes sistemas de monitoreo, y así establecer la relación con las potenciales actividades antrópicas en las tres zonas escogidas del Caribe y Pacífico colombiano en el año 2021.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo general

El objetivo general del presente trabajo es evaluar el estado trófico de cuerpos de agua costeros y la relación con las potenciales actividades antrópicas en tres zonas del Caribe y Pacífico colombiano en el año 2021.

2.2 Objetivos específicos

1. Identificar y seleccionar índices de estado trófico aplicables a cuerpos de agua costeros.
2. Estimar el estado trófico de los cuerpos de agua costeros según los índices escogidos.
3. Establecer la relación de los parámetros físico-químicos con el estado trófico y las características de los cuerpos de agua costeros evaluados.
4. Analizar la influencia de las actividades antrópicas con el estado trófico estimado en los cuerpos de agua costeros evaluadas.

3 MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Identificación y preselección de índices de estado trófico

Para identificar los índices de eutrofización se realizó una búsqueda bibliográfica en las bases de datos Scopus, Web of Science, EBSCO y alternativamente en Google Scholar para aquellos artículos que no se encontraban de libre acceso. La búsqueda arrojó un total de 1730 artículos usando palabras clave como: *Eutrophication AND indicators AND (coastal or marine)*.

Como estrategia de búsqueda y selección se utilizó la metodología PRISMA (Moher, et al., 2009) la cual permite realizar una revisión sistemática y sintetizar la búsqueda, siguiendo los cuatro pasos mostrados en la Figura 2:

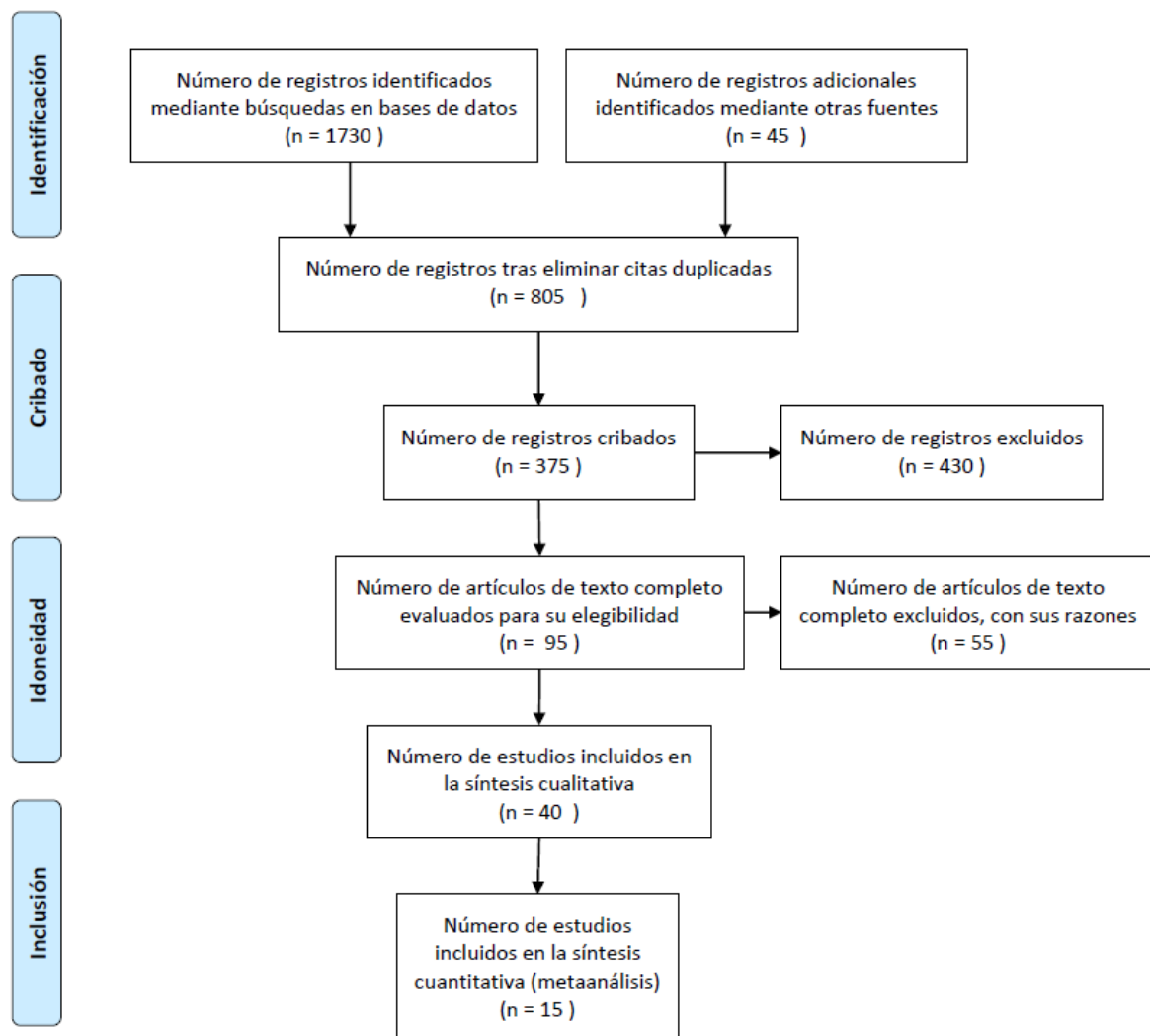


Figura 2. Metodología PRISMA aplicada para la identificación de los índices de estado trófico. Elaboración propia adaptado de Moher et al, 2009.

- i) En la identificación se incluyeron los registros encontrados en las bases de datos utilizadas además de aquellas adicionales consultadas en otras fuentes.
- ii) En el cribado se eliminaron las citas duplicadas que se encontraron en varias bases de datos, y a su vez se eligieron los artículos que en su resumen contenían información sobre el índice utilizado, su metodología y respectiva fórmula, con el fin de que se pudiera recolectar toda la información necesaria.

En la preselección de los índices se identificaron 18 índices para evaluar procesos de eutrofización, de los cuales se preseleccionaron 7 índices para revisar en detalle sus características relacionadas con tipos de agua y variables utilizadas. Las aplicaciones de los índices por tipo de agua mostraron que 3 se utilizan para aguas marinas, costeras y estuarinas, 2 para aguas marinas y costeras, 1 para aguas costeras y 1 para estuarios (Tabla 1). Los criterios utilizados para la selección de los indicadores fueron la pertinencia, representatividad, funcionalidad, disponibilidad, confiabilidad, utilidad, relevancia, credibilidad, oportunidad, coherencia, no redundancia, interpretabilidad, relación costo-eficiencia, de fácil comprensión e interpretación y que sea comparable en el tiempo y espacio, su aplicabilidad y accesibilidad, de acuerdo a las bases de datos existentes en Colombia (Vivas-Aguas, 2020).

Tabla 1. Índices preseleccionados y su aplicabilidad según el tipo de agua. Elaboración propia

Num.	Índice	Tipo de agua	Número de variables
1	Índice de Estado Trófico (TSI)	Aguas marinas, estuarinas y continentales	3
2	Índice de Eutrofización por nutriente (IE)	Aguas marinas, estuarinas y continentales	5
3	Índice del estado trófico (TRIX)	Aguas marinas, estuarinas y continentales	6
4	Convenio para la Protección del Medio Marino del Atlántico Nordeste (OSPAR)	Aguas marinas y costeras	16
5	Índice de Estado Trófico por el Instituto Francés para la Exploración del Mar (IFREMER)	Aguas costeras	8
6	Indicador Potencial de eutrofización costera (ICEP)	Estuarios (desembocaduras de ríos)	3
7	Índice de Calidad para Aguas Transicionales (TWQI)	Aguas marinas y costeras	7

- iii) En la idoneidad, se escogieron aquellos artículos que permitieran acceso al texto completo, teniendo en cuenta los criterios del cribado.
- iv) En la inclusión, se decidió qué estudios se incluían en la revisión, para lo cual se realizó una matriz cruzada con las variables y datos disponibles para el posterior cálculo de los índices preseleccionados (Tabla 2 **Error! Reference source not found.**). Los datos fueron proporcionados por el sistema de información del programa nacional de monitoreo de la calidad de las aguas superficiales de la Red de Vigilancia para la Conservación y Protección de las Aguas Marinas y Costeras de Colombia (REDCAM) en Colombia. El sistema es liderado por el INVEMAR en coordinación el Ministerio de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible (Minambiente) y la Red de Corporaciones Autónomas Regionales y de Desarrollo Sostenible (CAR).

Tabla 2. Matriz de índices preseleccionados cruzados con información de las variables disponibles para su aplicación. Elaboración propia.

Tipo de variable	Variable	Unidad de medida	Índices						
			IE	TSI	TRIX	TWQI	ICEP	OSPAR	IFREMER
Físico-químicas	Clorofila a	$\mu\text{g l}^{-1}$	X	X	X	X		X	X
	Ortofosfatos	$\mu\text{g l}^{-1}$		X	X				
	Fósforo inorgánico disuelto	$\mu\text{g l}^{-1}$							
	Fósforo reactivo soluble	$\mu\text{g l}^{-1}$	X		X				
	Fósforo total	$\mu\text{g l}^{-1}$		X	X	X	X	X	X
	Nitratos	mg l^{-1}	X						
	Nitritos	mg l^{-1}	X						
	Nitrógeno amoniacal	mg l^{-1}	X						
	Nitrógeno inorgánico disuelto	$\mu\text{g l}^{-1}$			X	X	X		X
	Oxígeno disuelto	mg l^{-1}				X			X
	pH	-							
	Saturación de oxígeno	%			X				
	Sílice reactivo soluble	$\mu\text{g l}^{-1}$					X		
	Temperatura	$^{\circ}\text{C}$							
	Transparencia	m		X					X

Biológicas	Cobertura de fanerógamas marinas	#vastagos/m ²				X		X	X
	Cobertura de macroalgas marinas	%				X		X	X
	Fitoplancton (abundancia)	cél/L						X	X
	Fitoplancton (diversidad)	spp/área						X	
	Fitoplancton (especies indicadoras)	-						X	
Microbiológicas	Coliformes totales	NMP/100 mL						X	
	Coliformes fecales	NMP/100 mL						X	

3.1.1 Índices preseleccionados

3.1.1.1 Índice de Estado Trófico (TSI)

Este índice fue propuesto por Carlson en 1977, conocido también como Índice de Estado Trófico- IET, en español. Se utiliza con mucha frecuencia para embalses y lagos, pero tras la modificación de Toledo et al., (1985) se ajusta su uso a estuarios de climas subtropicales y tropicales (Lopez Martinez & Madroñero Palacios, 2015). Se obtiene a través de la concentración de clorofila a (Chla), fósforo total (PT) y transparencia (DS). Este índice modificado utiliza las siguientes ecuaciones:

El índice de estado trófico adaptado por Toledo (1985) tiene un rango de variación entre 0 y 100 de oligotrófico a hipertrófico (

Tabla 3):

Tabla 3. Clasificación del índice de estado trófico adaptado por Toledo (1985). Fuente: Mendoza et al., 2011.

Estado trófico	Índice TSI
Oligotrófico	<45
Mesotrófico	45-55
Eutrófico	55-85
Hipertrófico	85-100

Limitaciones: Usado en aguas fluviales y estuarinas, además no utiliza variables biológicas.

3.1.1.2 Índice de eutrofización por nutriente (IE)

Karydis en 1983 propuso un índice que muestra la especificidad de cada nutriente: Nitratos (NO_2^-), Nitrito (NO_3^-), Amonio (NH_4^-), Nitrógeno Inorgánico Disuelto (DIN) = ($\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^- + \text{NH}_4^-$), Fósforo Reactivo Soluble y Silicato Reactivo Soluble. Este índice considera el aporte del nutriente en áreas distintas, es adimensional y se aplica en varios tipos de agua. Requiere al menos una variación espacial durante el periodo del estudio. Los autores argumentan que los resultados de la ecuación proporcionan una valoración continua de la calidad del agua:

$$IE = \frac{C}{C - \log X} + \log A$$

Ecuación 1. Índice de Eutrofización por nutriente (IE)

Donde:

IE: Índice de eutrofización por nutrientes de cada estación de muestreo, durante el período de estudio, compuesto por M muestreos.

A: Número de estaciones de muestreo durante el período de estudio.

C: Logaritmo de la concentración total del nutriente durante el periodo de estudio, es decir, es la suma de las concentraciones X_{ij} de nutriente obtenidas en cada una de las A_i estaciones durante los M_j muestreos.

X_i : Concentración total del nutriente en la estación A_i durante el período de estudio; es decir, es la suma de las concentraciones del nutriente obtenidas en la estación A_i durante los M_j muestreos.

Limitaciones: Los resultados arrojados por el índice para cada nutriente no permiten su comparación con otros índices tróficos que tienen ecuaciones de agregación con un único resultado final del estado trófico del agua. Otro aspecto limitante es que realiza la sumatoria de las concentraciones de las nutrientes obtenidas por estación durante los muestreos y no puede compararse con otros índices durante corto períodos de tiempo (días, meses).

3.1.1.3 Índice Trófico (TRIX)

El índice TRIX (Trophic Index; (Vollenweider, 1992) ha sido empleado ampliamente en el Mediterráneo. En su formulación, el TRIX considera la desviación entre las concentraciones de clorofila-a, nitrógeno disuelto, fósforo total y saturación de oxígeno obtenidas en la zona de estudio con respecto a los valores máximos registrados. Las desviaciones son ponderadas para cada variable y sumadas de manera que se obtiene un valor simple entre 0 y 10, siendo el menor el estado ultraoligotrófico y el mayor el estado hipertrófico. El TRIX tiene la ventaja de que no requiere definir

valores umbrales de las variables, sin embargo, presenta la desventaja de que todas las variables (nutrientes, clorofila-a y concentración de oxígeno) tienen el mismo peso en la ponderación del cálculo del estado trófico.

Las categorías de los índices se encuentran descritas en la Tabla 4:

Tabla 4. Categoría índice de estado trófico (TRIX). Fuente: Vollenweider, 1992.

Categoría	Índice TRIX
Ultraoligotrófico	$0 \leq \text{TRIX} \leq 4$
Oligotrófico	$4 \leq \text{TRIX} \leq 5$
Mesotrófico	$5 \leq \text{TRIX} \leq 6$
Eutrófico	$6 \leq \text{TRIX} \leq 8$
Hipertrófico	$8 \leq \text{TRIX} \leq 10$

3.1.1.4 Convenio para la Protección del Medio Marino del Atlántico Nordeste (OSPAR)

El procedimiento OSPAR consta de dos etapas: una inicial, para el cribado de las áreas marinas seleccionadas y una final para la evaluación del procedimiento. Sólo las áreas designadas como Área potencialmente problemática o Área problemática en el procedimiento de cribado requieren el segundo paso. En los otros grupos, las clasificaciones caen bajo "área de problema potencial" y "área de problema" que necesitan la aplicación de un procedimiento integral de evaluación integral (2008).

El método incluye cuatro componentes: i) Factores causales, ii) Efectos directos, iii) Efectos indirectos y iv) Otros posibles efectos del enriquecimiento de nutrientes.

Los nutrientes se utilizan para determinar los factores causales; la clorofila, el fitoplancton, las fanerógamas, las macroalgas y los microfitobentos se utilizan para evaluar los efectos directos; el oxígeno, los cambios en la composición de las especies o la muerte de zoobentos y/o peces se utilizan para determinar los efectos indirectos; y otros posibles efectos incluyen la presencia de toxinas. Los valores de los umbrales relacionados con la salinidad y/o específicos de la región se utilizan (excepto para la muerte de peces) para determinar las puntuaciones ("+" o "-"), donde "+" indica un área problemática en la que el indicador supera el umbral de calidad del agua aceptable.

La clasificación del estado se determina para cada categoría utilizando un enfoque de uno a uno, en el que, si un indicador dentro del componente indica un Área Problemática, toda la categoría recibe

una calificación de Área Problemática. La clasificación final del estado de eutrofización se determina a partir de las calificaciones de las cuatro categorías (Devlin, et al., 2011).

Limitaciones: Solo se ha usado en áreas muy específicas, requiere un buen número de mediciones continuas históricas no disponible en la base de datos actual. No hay ponderación diferencial entre los indicadores. OSPAR no establece umbrales para indicadores afectados, aunque inicialmente, esto estaba destinado a permitir flexibilidad y discreción al aplicarlo a una variedad de países, pero también conduce a la ambigüedad e incertidumbre en los resultados finales (Xiao, et al., 2007). Además de que no emplea formulas y realiza la clasificación de áreas respecto al grado de eutrofización como áreas sin problemas, áreas con problema potencial y áreas con problemas.

3.1.1.5 Índice de Estado Trófico por el Instituto Francés para la Exploración del Mar (IFREMER)

Se seleccionó un grupo de variables relevantes para caracterizar el estado y/o nivel de eutrofización representativo de la diversidad de ecosistemas (geomorfología, régimen hidráulico, fisicoquímico, ecología, uso) y los niveles de eutrofización encontrados en la costa mediterránea:

- El fitoplancton puede considerarse un indicador "objetivo" de eutrofización. Las floraciones o floraciones de fitoplancton están estrechamente relacionadas con las aportaciones de nitrógeno y fósforo. La clorofila es un indicador de la biomasa del fitoplancton.
- Las macrófitas también están en relación directa e indirecta con los aportes de nitrógeno y fósforo en el medio ambiente. La relación indirecta proviene del aumento de la turbidez vinculado al aumento de las densidades de fitoplancton. La proliferación de algas verdes es la relación directa sobre los aportes de nitrógeno de fósforo en las lagunas.
- El sedimento está indirectamente relacionado con los aportes de nitrógeno y fósforo porque constituye el "lugar de paso" de sustancias eutróficas en el ecosistema de la laguna.
- Situada aguas abajo de la producción primaria en la cadena trófica, la macrofauna bentónica está indirectamente relacionada con los aportes de nitrógeno y fósforo. El exceso de materia orgánica provoca una disminución del oxígeno disuelto en los sedimentos, lo que cambia las condiciones de vida de los animales.

Limitaciones: La herramienta fue diseñada para mantener un uso simple y accesible de manera rutinaria por parte de los administradores ambientales de lagunas. Sin embargo, sigue siendo necesario la interpretación de datos por expertos científicos de entornos de lagunas. Por otro lado, el crecimiento y diversidad de poblaciones de productores primarios (compartimentos macrófitas y

fitoplancton) no son el resultado únicamente de la eutrofización del medio ambiente y dependen de otros factores como la hidrodinámica de la laguna o la presencia de otros contaminantes (IFREMER, 2019).

3.1.1.6 Indicador Potencial de Eutrofización Costera (ICEP)

En 2007, Billen y Garnier proponen un indicador potencial de eutrofización costera, el cual se basa en que el desbalance de la relación molar entre nutrientes (N:P:Si, 16, 1, 20; propuesto por Redfield et al, en 1963), proveniente de ríos son uno de los principales problemas de eutrofización costera, como consecuencia de la nueva producción de algas no silíceas, sostenida por el exceso de nitrógeno y fósforo entregados por los ríos respecto al sílice disuelto, comparado con a los requisitos para el crecimiento de diatomeas.

Este índice maneja dos expresiones a emplear dependiendo de si el nitrógeno o el fósforo es el elemento limitante:

$$\text{ICEP} = [\text{NFlx}/(14 \cdot 16) - \text{SiFlx}/(8 \cdot 20)] \cdot 106 \cdot 12 \text{ if } \text{N/P} < 16 \text{ (N limitante)}$$

$$\text{ICEP} = [\text{Flx}/31 - \text{SiFlx}/(28 \cdot 20)] \cdot 106 \cdot 12 \text{ if } \text{N/P} > 16 \text{ (P limitante)}$$

Ecuación 2. Flujos específicos de nutrientes para el cálculo del ICEP

Donde PFlx, NFlx and SiFlx son respectivamente la media de los flujos específicos del nitrógeno total, el fósforo total y el silicio disuelto descargado en la desembocadura del río, expresado in $\text{kg P km}^{-2} \text{ día}^{-1}$, in $\text{kg N km}^{-2} \text{ día}^{-1}$ y $\text{kg Si km}^{-2} \text{ día}^{-1}$. Un valor negativo del ICEP indica que la sílice es presente en exceso sobre el nutriente limitante (entre nitrógeno y fósforo) lo que caracterizaría, por tanto, ausencia de problemas de eutrofización. Mientras que valores positivos indican un exceso de nitrógeno o fósforo sobre el potencial de crecimiento de diatomeas, por lo que condición para el desarrollo de algas no silíceas nocivas es favorecida, indicado problemas de eutrofización. Según se define, el ICEP no tiene en cuenta las condiciones particulares que determinan la respuesta de la zona costera en la que desemboca el río, sino que simplemente representa el impacto potencial de los flujos fluviales.

Limitaciones: Es un índice potencial y no de estado de las condiciones de eutrofización. Para el cálculo de cada flujo específico requiere conocer todas las características hidrodinámicas del cuerpo de agua, en este caso, solo ríos por lo que no se puede aplicar a aguas marinas.

3.1.1.7 Índice de Calidad para Aguas Transicionales (TWQI)

El índice de Calidad para Aguas Transicionales fue desarrollado a partir del índice de calidad del agua de la Fundación Nacional de Saneamiento de Estados Unidos por Giordani en 2019. Se trata de una herramienta sencilla que integra los principales factores causales (abióticos), elementos biológicos clave y oxígeno. Proporciona una evaluación completa del estado trófico de forma cuantitativa. Este índice multiparamétrico incluye seis variables principales: cobertura relativa de fanerógamas bentónicas y especies de macroalgas oportunistas, concentraciones de DO, fitoplancton, Chl-a, DIN y DIP (Giordani, et al., 2009).

Utiliza funciones no lineales para transformar cada variable en su valor de calidad, luego cada valor se multiplica por un factor de ponderación para tener en cuenta la contribución relativa de cada variable a la calidad global del agua. Finalmente, el valor del índice se calcula como la suma de los valores de calidad ponderados, que van de 0 (“peor” estado) a 100 (“mejor” estado).

Este índice ha sido utilizado en seis ecosistemas acuáticos de transición que difieren en cuanto a presiones antropogénicas y niveles de eutrofización, con conjuntos de datos entre 1989 y 2004: Sacca di Goro (Mar Adriático Norte, Italia), Laguna de Lesina (Mar Adriático Sur, Italia), Ría Formosa (Algarve, Sur de Portugal), Mar Menor (Murcia, Sur de España), Etang de Thau (Herault, Sur de Francia) y Golfo de Gera (Isla de Lesbos, Grecia) (Giordani, et al., 2009).

Limitaciones: Se sugiere utilizar el índice para el seguimiento de la calidad del agua en zonas costeras de transición poco profundas, donde la vegetación bentónica controla la productividad primaria y concluye con que índices basados únicamente en el fitoplancton como el TRIX, no es adecuado para este tipo de sistemas.

Con esta preselección se continuó con el proceso de priorización de los índices que fueran aplicables, teniendo en cuenta la disponibilidad de datos por variables, parámetros y las técnicas analíticas requeridas para determinarlos, además de los criterios anteriormente mencionados que deben de cumplir los índices de eutrofización. Se escogieron dos índices TSI y TRIX para la realización del siguiente ejercicio de la evaluación del estado trófico en tres zonas costeras de Colombia.

3.2 Estimación del estado trófico

3.2.1 Área de estudio

Para estimar el estado trófico de los cuerpos de agua costeros según los índices escogidos, se seleccionaron 48 estaciones ubicadas en los departamentos del Atlántico y Sucre en el Caribe y Nariño en el Pacífico colombiano (Figura 3), los cuales tenían disponibilidad de datos de las variables necesarias para la medición de los índices, de acuerdo al sistema de información de la REDCAM.

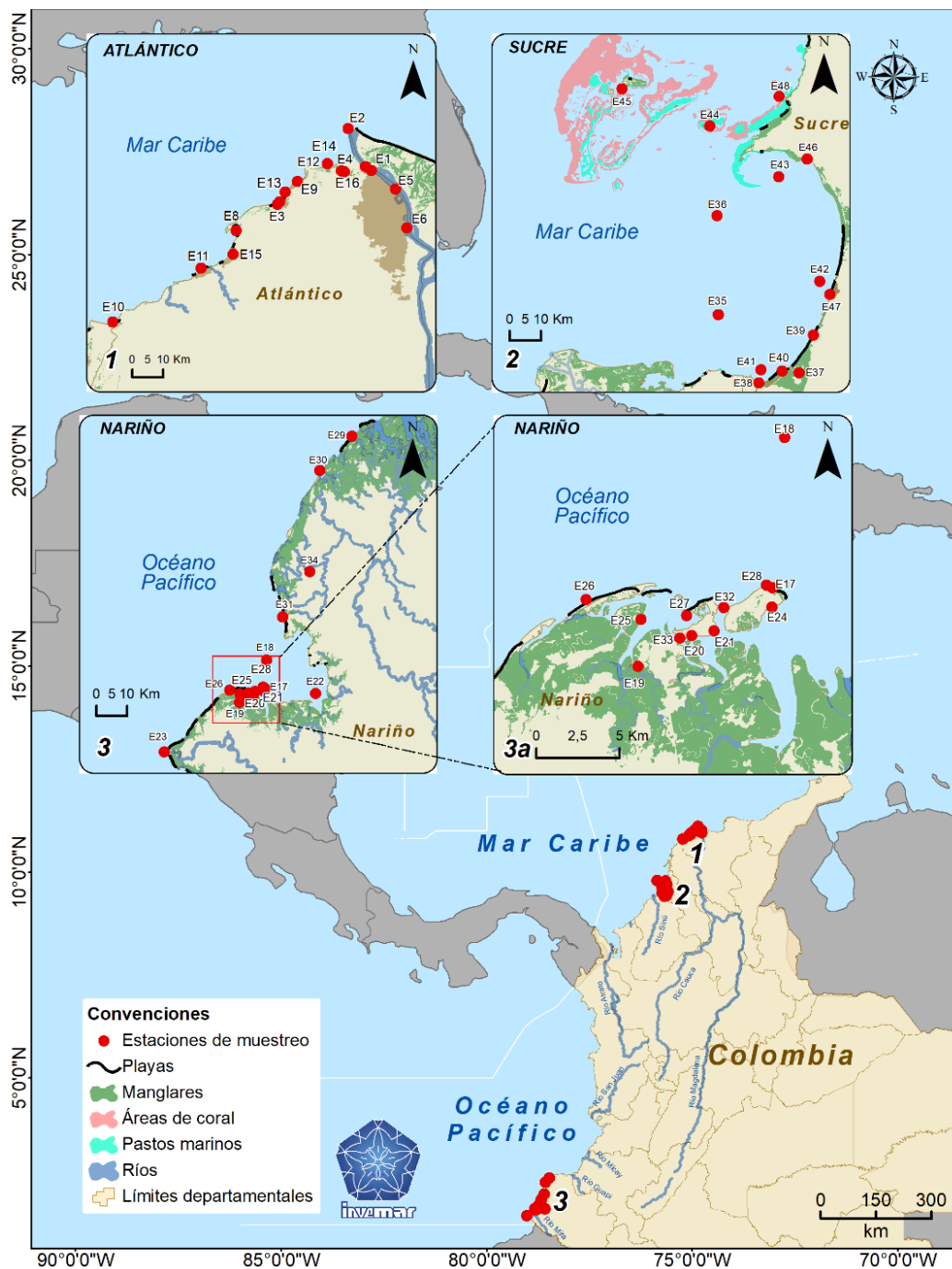


Figura 3. Ubicación de las estaciones de muestreo. Elaborado por Carlos Tavera, LABSIS-INVEMAR, 2022.

La zona costera colombiana se constituye en el principal eje de desarrollo económico del país, donde sobresalen las actividades portuarias, turísticas, pesqueras y minero-energéticas, especialmente en la región Caribe. Es importante destacar el aporte de los 12 departamentos costeros al Producto Interno Bruto (PIB) nacional, cuya participación durante el 2016-2020 se ha mantenido cercana al 41,3% en promedio (DANE, 2021).

La población residente en las zonas costeras e insulares para el año 2021 es cercana a los 6.573.642 habitantes, de los cuales cerca del 87,4% se encuentra en la región Caribe, principalmente en los centros urbanos de Barranquilla, Cartagena y Santa Marta; por su parte, los mayores núcleos urbanos del Pacífico colombiano son el Distrito de Buenaventura y el municipio de San Andrés de Tumaco (DANE, 2018).

La costa Caribe colombiana está localizada en la zona norecuatorial del mar Caribe suroccidental, limita al oeste con la frontera panameña, en la zona de Cabo Tiburón (18°4'N y 77°19'O), y en su extremo oriental con Venezuela en la zona de Castilletes (11°50'N y 71°18'O), con una extensión aproximada de 1600 km de costa (Steer, et al., 1997).

La cuenca del Pacífico colombiano tiene unos 80.000 km² de superficie, y se ubica en la región occidental de Colombia, siendo sus coordenadas geográficas extremas las siguientes: la hoya del río Juradó a 7°28' N y al sur la hoya del río Guáitara, afluente del río Patía a 0°14'N, al oriente el nacimiento del río San Juan a 75°51'O y en el occidente la desembocadura del río Mira en cabo Manglares a 79°02'O (Steer, et al., 1997).

La división político administrativa de la costa continental del Caribe colombiano está conformada por los departamentos de La Guajira, Magdalena, Atlántico, Bolívar, Sucre, Córdoba, Antioquia y Chocó que agrupan a su vez con 45 municipios. Por su parte, el litoral Pacífico está integrado por los departamentos de Chocó, Valle del Cauca, Cauca y Nariño, que agrupan 16 municipios costeros (Garay Tinoco, 2021).

El departamento de Sucre cuenta con una extensión territorial de 10.670 km² y una población de 962.457 habitantes en la última proyección población del Departamento Administrativo Nacional de Estadística (DANE). Basa su economía principalmente en la ganadería, hostelería y turismo y los servicios sociales. A febrero de 2022, el petróleo crudo representó el 97,9 % de las exportaciones del departamento (MINCIT, 2022).

El departamento de Atlántico cuenta con una extensión territorial de 3.386 km² con una población de 2'771.139 habitantes. Industrias como fabricación productos químicos (abonos, compuestos nitrogenados, plásticos, sustancias químicas medicinales) representan un 27,6% de la producción del

departamento en el año 2020, además de la elaboración de bebidas, industrias básicas de hierro y acero que representan el 75% de la producción total (MINCIT, 2022).

El departamento de Nariño cuenta con una extensión territorial de 33.268 km² con una población de 1'627.386 habitantes. Su economía gira en torno a los cultivos de café, la producción de panela y la ganadería. Tumaco es el municipio en donde se concentra la mayoría de sus principales actividades económicas las cuales son el cultivo de palma africana, la pesca y turismo. La producción industrial con mayor actividad la elaboración de productos lácteos, la elaboración de productos de café y procesamiento y conservación de carnes, pescado, crustáceos y moluscos con un total del 70% de la producción total del departamento en el año 2020. A febrero de 2022, el café representó el 59,9 % de las exportaciones del departamento (MINCIT, 2022).

En el departamento del Atlántico los datos fueron colectados en los meses de mayo y junio (Tabla 5), donde se registró una corta temporada de aumento de lluvias y una temperatura media de 29 °C (IDEAM, 2021).

Tabla 5. Estaciones de muestreo en el departamento del Atlántico

Tipo de agua	Nombre estación	Etiqueta estación	Fecha de muestreo
Agua fluvial	Aguas Abajo Base Naval (CRA - 17)	E1	09/06/2021
	Frente a Base Naval	E5	09/06/2021
	Frente a Dársena acueducto barranquilla	E6	09/06/2021
	Las Flores, abajo aguas residuales al Río Mag	E7	09/06/2021
Agua estuarina	Bocas de Ceniza (B)	E2	09/06/2021
	Ciénaga de Balboa	E3	10/05/2021
	Desem. Arroyo León- C. Mallorquín	E4	01/06/2021
	Rincón Hondo, Ciénaga- Pto Caiman	E15	01/06/2021
	Urb. La Playa, Centro C. Mallorquín	E16	01/06/2021
Agua marina	Playa Caño Dulce	E8	01/06/2021
	Playa Pradomar	E9	10/05/2021
	Playa Punta Astillero	E10	01/06/2021
	Playa Santa Veronica (2)	E11	10/05/2021
	Playas de Salgar	E12	10/05/2021
	Playas Puerto Colombia debajo del Muelle	E13	10/05/2021
	Punta Roca	E14	10/05/2021

En el departamento de Sucre los datos fueron colectados en el mes de mayo (Tabla 6), donde se registró una temperatura media de 26 °C. A partir de abril, las lluvias aumentan paulatinamente hasta alcanzar máximos en el periodo de julio a septiembre y luego disminuyen rápidamente hasta el mes de diciembre en el cual comienza la temporada seca (IDEAM, 2021).

Tabla 6. Estaciones de muestreo en el departamento de Sucre

Tipo de agua	Nombre estación	Etiqueta estación	Fecha de muestreo
Agua estuarina	Ciénaga La Caimanera	E37	05/05/2021
Agua marina	Boya Ecopetrol TLU1	E35	05/05/2021
	Centro Golfo de Morrosquillo	E36	05/05/2021
	Coveñas Coquerita	E38	05/05/2021
	Coveñas Puerto Viejo	E39	05/05/2021
	Coveñas Puntepedras	E40	05/05/2021
	Frente a Coveñas	E41	05/05/2021
	Frente a Tolú	E42	05/05/2021
	Golfo Frente Berrugas	E43	05/05/2021
	Isla Palma (I. San Berna)	E44	05/05/2021
	Islote (Santa Cruz de los Pescadores)	E45	05/05/2021
	Playa Berrugas	E46	05/05/2021
	Playa Tolú Hotel Montecarlo	E47	05/05/2021
Punta Rincón	E48	05/05/2021	

En el departamento de Nariño los datos fueron colectados en el mes de octubre (Tabla 7), donde se registró una temperatura promedio de 27 °C. La precipitación media anual es de 3.050 mm, está asociada a la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT) y se distribuye en un régimen monomodal que se extiende todo el año, siendo mayo el mes más lluvioso (IGAC, 2016).

Tabla 7. Estaciones de muestreo en el departamento de Nariño

Tipo de agua	Nombre estación	Etiqueta estación	Fecha de muestreo
Agua fluvial	Sala Honda Brazo Patia	E34	13/10/2021
Agua estuarina	Estación Emisario	E19	13/10/2021
	Estación Mobil Litoral	E20	12/10/2021
	Estación servicio Bavaria	E21	12/10/2021
	Frente a Rios	E22	13/10/2021

	Frente río Mira	E23	12/10/2021
	Isla Vaqueria	E25	12/10/2021
	Playa Sala Honda	E31	13/10/2021
	Puente el Pindo	E33	12/10/2021
Agua marina	Arco el Morro	E17	13/10/2021
	Bocana Ens. Tumaco	E18	13/10/2021
	Frente Sociedad Portuaria	E24	12/10/2021
	Playa Bocagrande	E26	12/10/2021
	Playa el Bajito	E27	12/10/2021
	Playa El Morro	E28	12/10/2021
	Playa Mosquera	E29	13/10/2021
	Playa Pasacaballos	E30	13/10/2021
	Puente el Morro	E32	12/10/2021

3.2.2 Cálculo de índices

Para el cálculo de los índices se utilizaron las concentraciones de las variables Nitratos (NO_2^-), Nitrito (NO_3^-), Amonio (NH_4^-), Nitrógeno Inorgánico Disuelto (DIN) = ($\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^- + \text{NH}_4^-$), Fósforo total (PT), Transparencia, Clorofila a (Chla) y saturación de oxígeno disuelto (%SO), que fueron analizadas siguiendo los métodos y procedimientos de la Unidad de Laboratorio de Calidad Ambiental Marina – LABCAM del INVEMAR (Tabla 8).

Tabla 8. Parámetros y métodos utilizados en la Unidad de Laboratorios de Calidad Ambiental Marina (LABCAM) del INVEMAR para el análisis de las variables medidas.

Tipo de variable	Nombre variable	Método	Unidades medida	Referencia
Físico-químicos	Salinidad	Electrométrico	g/L	APHA <i>et al.</i> , 2017 (N° 2520-B)
	pH	Potenciométrico	-	APHA <i>et al.</i> , 2017 (N° 4500-H B)
	Oxígeno disuelto	Membrana permeable	mg/L	APHA <i>et al.</i> , 2017 (N° 4500-O G)
	Temperatura	Electrométrico	°C	APHA <i>et al.</i> , 2017 (N° 2550 B)
	Transparencia	Disco Secchi	m	Garay <i>et al.</i> , 2003
	Amonio, Nitritos, Nitratos, Fosfatos	Espectrofotometría	µg/L	Strickland Y Parsons, 1972

	Fósforo total	Digestión con persulfato de potasio	µg/L	Strikland Y Parsons, 1972
	Clorofila a	Método tricromático por espectrofotometría	µg/L	APHA <i>et al.</i> , 2017 (N° 10200 H)

Posteriormente, se procedió a calcular el índice TSI usando la Ecuación 3 que integra los resultados de los subíndices de las variables TSI (Chla), TSI (PT) y TSI (DS):

$$TSI (DS) = 10\left(6 - \frac{0,64 + \ln(DS)}{\ln(2)}\right); \text{ donde TSI (DS) = Índice de Estado Trófico para la transparencia [m]}$$

$$TSI (Chla) = 10\left(6 - \frac{2,04 - 0,695 \cdot \ln(Chla)}{\ln(2)}\right); \text{ donde, TSI (Chla) = Índice de Estado Trófico para la clorofila-a } [\mu\text{g /L}]$$

$$TSI (PT) = 10\left(6 - \frac{\ln\left(\frac{80,32}{PT}\right)}{\ln(2)}\right); \text{ TSI (PT) = Índice de Estado Trófico para el fósforo total } [\mu\text{g /L}]$$

$$TSI \text{ promedio} = \frac{TSI(TP) + TSI(CA) + TSI(SD)}{3}$$

Ecuación 3. Índice de Estado Trófico (TSI)

El índice TRIX se calculó usando la Ecuación 4 y con base en ese resultado se obtiene el estado trófico

$$TRIX = \frac{\text{Log}((Cla) \times (\%OD) \times (DIN) \times (PT)) + 1,5}{1,2}$$

Ecuación 4. Índice TRIX

Donde:

Chla es la concentración de Clorofila-a [$\mu\text{g /L}$]

%OD es el valor absoluto de la Saturación de Oxígeno Disuelto (%)

DIN es la concentración de Nitrógeno Inorgánico Disuelto [$\mu\text{g /L}$]

PT es la concentración de Fosforo Total [$\mu\text{g /L}$]

Las constantes 1,5 y 1,2 se refieren a los coeficientes de escala de las variables que componen el índice.

3.3 Relación de los parámetros físico-químicos con el estado trófico

Se realizó un análisis de estadística descriptiva utilizando el software R Studio (RStudio Team, 2022) con el fin de determinar si los datos presentaban una distribución normal. Para comparar el comportamiento de los parámetros físico-químicos (clorofila a, nutrientes, saturación de oxígeno y

transparencia) y el estado trófico en las diferentes estaciones de muestreo, se utilizó el coeficiente de Spearman y se analizó la correlación entre estos parámetros y su respectivo índice.

Para establecer las características de los cuerpos de agua evaluados se revisó información secundaria de los ecosistemas marinos y costeros presentes en cada zona, el tipo de geomorfología y las actividades económicas.

3.4 Análisis de la influencia de las actividades antrópicas con el estado eutrófico

Para analizar la influencia de las actividades antrópicas con el estado trófico estimado en los cuerpos de agua costeros se construyó una matriz cruzada con los sitios que presentaron índices con estado “eutrofizado”, relacionando las actividades antrópicas presentes en los diferentes departamentos con este estado trófico. Los impactos causados por el ser humano se han validado de acuerdo a: actividades turísticas, asentamientos humanos, descarga de aguas residuales, actividades agrícolas y actividades productivas y portuarias.

4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Selección de índices de estado trófico

Teniendo en cuenta los criterios de selección: relevancia, aplicabilidad, costo-eficiencia, interpretabilidad y disponibilidad de datos; y lo que arrojó la metodología PRISMA, los indicadores teóricos que dieron viabilidad para ser operativos y aplicarlos en las áreas de estudio seleccionadas fueron el TRIX y el TSI.

4.2 Estimación del índice de estado trófico

La estimación del TSI osciló entre 32,30 y 84,6 con un promedio de $55,64 \pm 12,09$ mostrando cambios en los estados tróficos de las aguas marinas y costeras en las estaciones evaluadas en los departamentos de Atlántico, Sucre y Nariño en el año 2021. El 16,66% de las estaciones presentaron estado oligotrófico, el 33,33% presentaron estado mesotrófico y el 50% estado eutrófico (Figura 4).

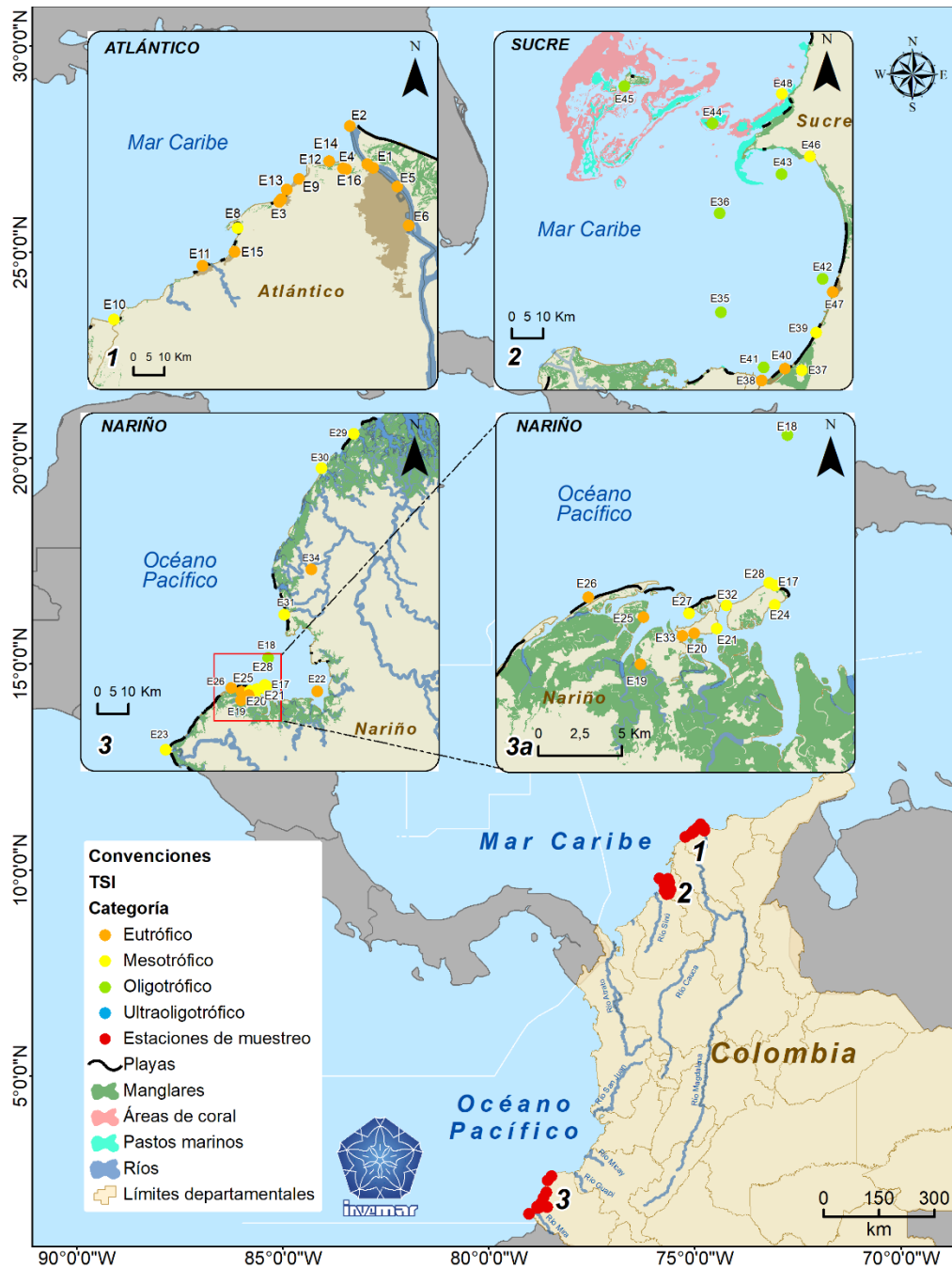


Figura 4. Mapa con las estaciones de muestreo y su resultado usando el índice TSI. Elaborado por Carlos Tavera, LABSIS-INVEMAR, 2022.

Los resultados del TRIX mostraron estaciones que oscilaron entre 3,57 y 7,77 con un promedio de $5,0 \pm 0,99$ mostrando cambios desde ultraoligotrófico hasta eutrófico en las 48 estaciones evaluadas en los 3 departamentos costeros. El 16,66% de las estaciones presentaron estado ultraoligotrófico, el 35,41% estado oligotrófico, el 31,25% estado mesotrófico y el 17,77% estado eutrófico (Figura 5).

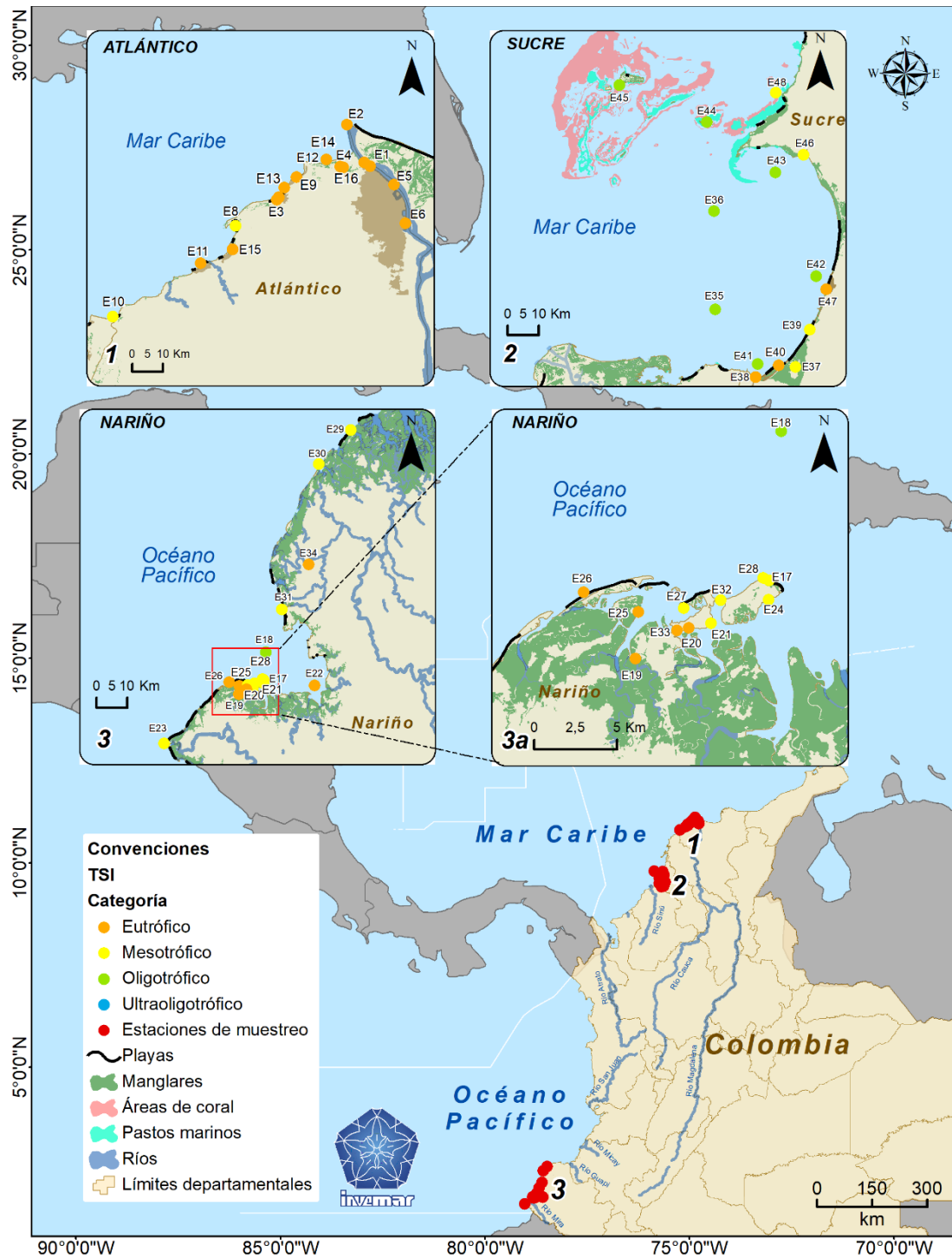


Figura 5. Mapa con las estaciones de muestreo y su resultado usando el índice TSI. Elaborado por Carlos Tavera, LABSIS-INVEMAR, 2022.

Entre los departamentos seleccionados, el departamento de Atlántico presentó las aguas más eutróficas, en comparación de Nariño y Sucre, mientras que Sucre en una mayor proporción presentó aguas oligotróficas (Figura 6).

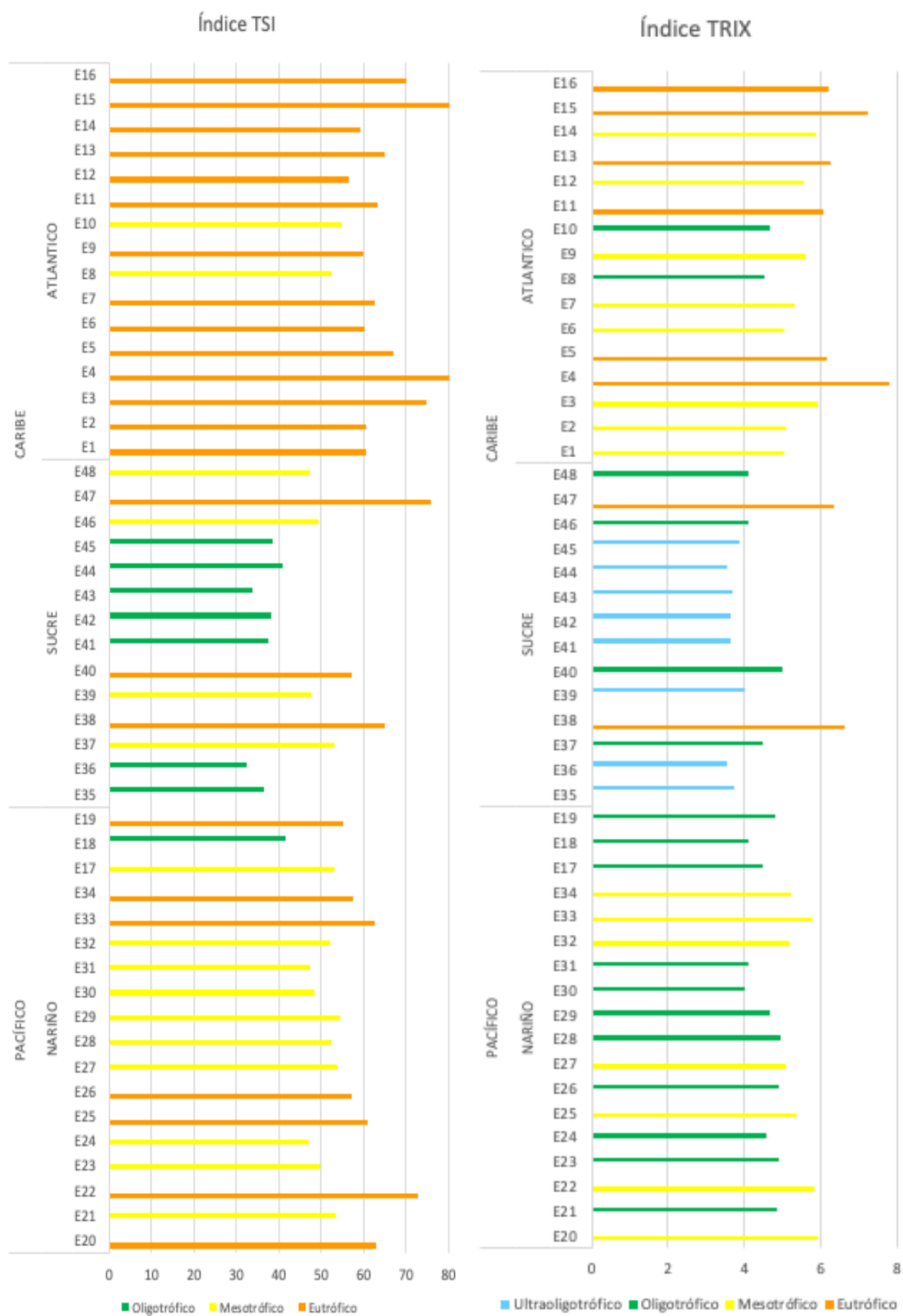


Figura 6. Estimación del estado trófico en las estaciones de los departamentos de Atlántico, Sucre y Nariño evaluadas con los índices TSI y TRIX

4.2.1 Departamento del Atlántico

Para el índice TSI, las dos únicas estaciones que no presentaron eutrofia fueron la E10 (Playa Punta Astillero) y E8 (Playa Caño Dulce), ambas de agua marina (Figura 7).

La estación que presenta mayor estado de eutrofización fue E4 (Desembocadura Arroyo León - Ciénaga Mallorquín), seguida de la estación E15 (Rincón Hondo, Ciénaga-Pto Caimán).

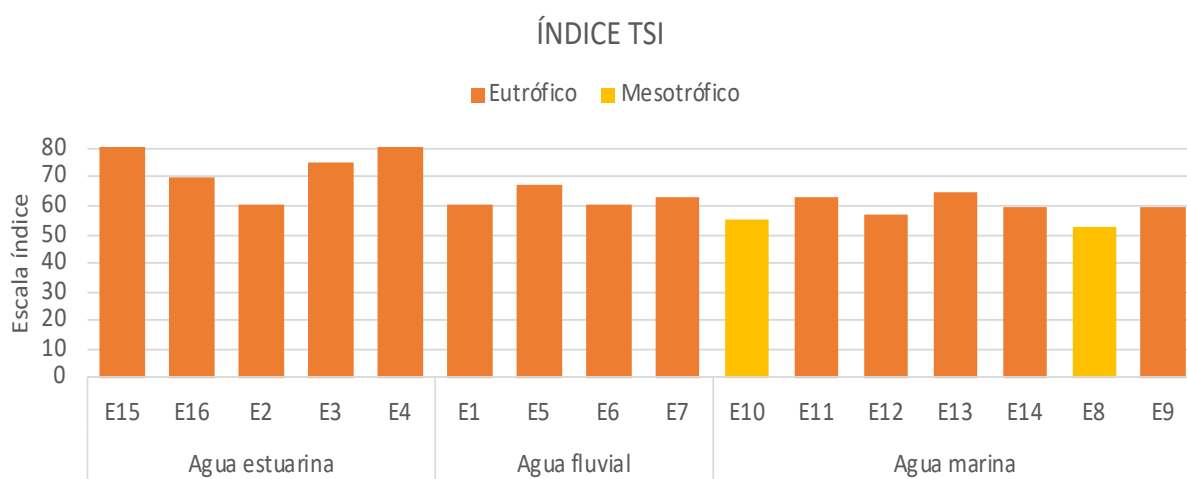


Figura 7. Índice TSI aplicado en el departamento Atlántico para cada una de las estaciones y tipo de agua

Para el índice TRIX, las estaciones con mayor estado de eutrofización coinciden con el índice TSI: E4 (Desembocadura Arroyo León - Ciénaga Mallorquín) y E15 (Rincón Hondo, Ciénaga-Pto Caimán). Por otra parte, este índice presenta menos estaciones eutrofizadas y 2 estaciones con estado oligotrófico.

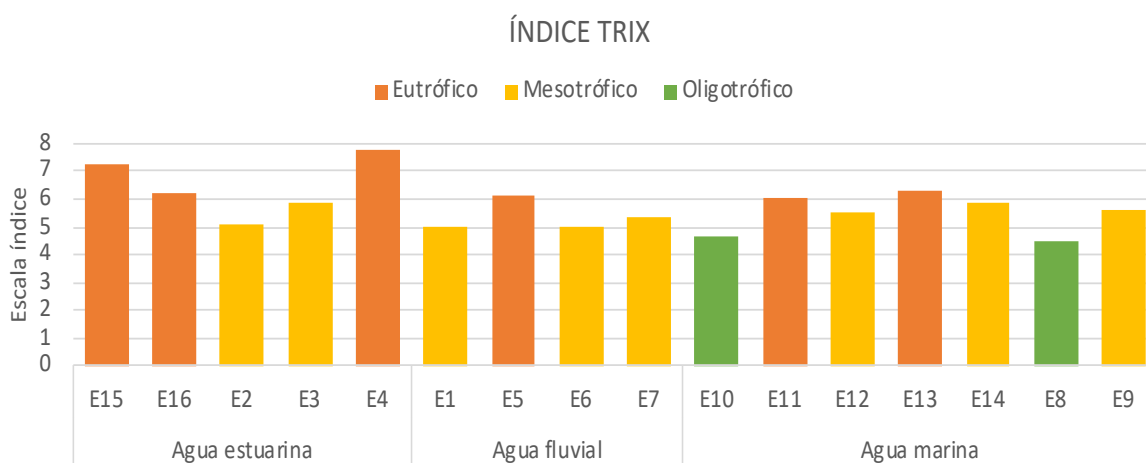


Figura 8. Índice TRIX aplicado en el departamento Atlántico para cada una de las estaciones y tipo de agua

La Ciénaga de Mallorquín es una laguna costera que hace parte de los 2.250 km² de la llanura aluvial septentrional inundable del Río Magdalena, este cuerpo de agua ha sufrido durante más de 30 años la contaminación de metales pesados provenientes del botadero a cielo abierto ubicado en las Flores. El vertimiento de aguas residuales por parte de los arroyos Grande y León, que se unen en la desembocadura, la interrupción de los flujos de aguas y consecuente represamiento, la ocupación por actividades urbanas, el incremento de obras urbanísticas que generan modificaciones en el vertimiento de las cuencas, la sedimentación, los sitios destinados al vertimiento de residuos sólidos y líquidos y la tala de manglares han hecho de este sitio un foco de preocupación ambiental (Berrocal Durán, et al., 2018).

La estación E15 (Rincón Hondo, Ciénaga- Pto Caiman) presenta eutrofia y un alto valor de Chl-a comparada con el resto de las variables, especialmente con la transparencia, que puede estar relacionado con las precipitaciones de la zona, ya que, en épocas de inundación o lluvias fuertes, muchos de los nutrientes recibidos por medio de las escorrentías continentales son depositados al mar o a áreas adyacentes inmediatamente, por lo que el tiempo de explotación de estos recursos por parte de los productores primarios, aunque puede ser explosivo, es muy corto- Esto puede causar cambios hasta de un 300% en los niveles de Chl-a (Blanco, et al., 2020). Al mismo tiempo que la baja transparencia representa turbidez en el medio lo cual favorece la eutrofización (Carlson, 1977).

Por otra parte, la estación E5 (Frente a Base Naval) que presentó eutrofia en ambos índices se observó que de igual manera existían altos niveles de DIN. El registro histórico indicó que el río Magdalena es la fuente de estos iones nitrato que influye mucho sobre las aguas estuarinas, pero poco en las marinas (INVEMAR, 2008). Uno de los factores puntuales de estos altos niveles está relacionado con vertidos industriales y municipales sin un tratamiento adecuado o procesos de escorrentía e infiltración en basureros (Camargo & Alonso, 2007).

En el departamento Atlántico, se puede observar que ambos índices siguen el mismo comportamiento, aunque el índice TSI tuvo un mayor número de estaciones que presentaron eutrofización y comparado con el índice TRIX coincidieron en 6 estaciones (Figura 9). Estas diferencias están marcadas por los altos valores de PT y DS calculados con los subíndices del TSI.

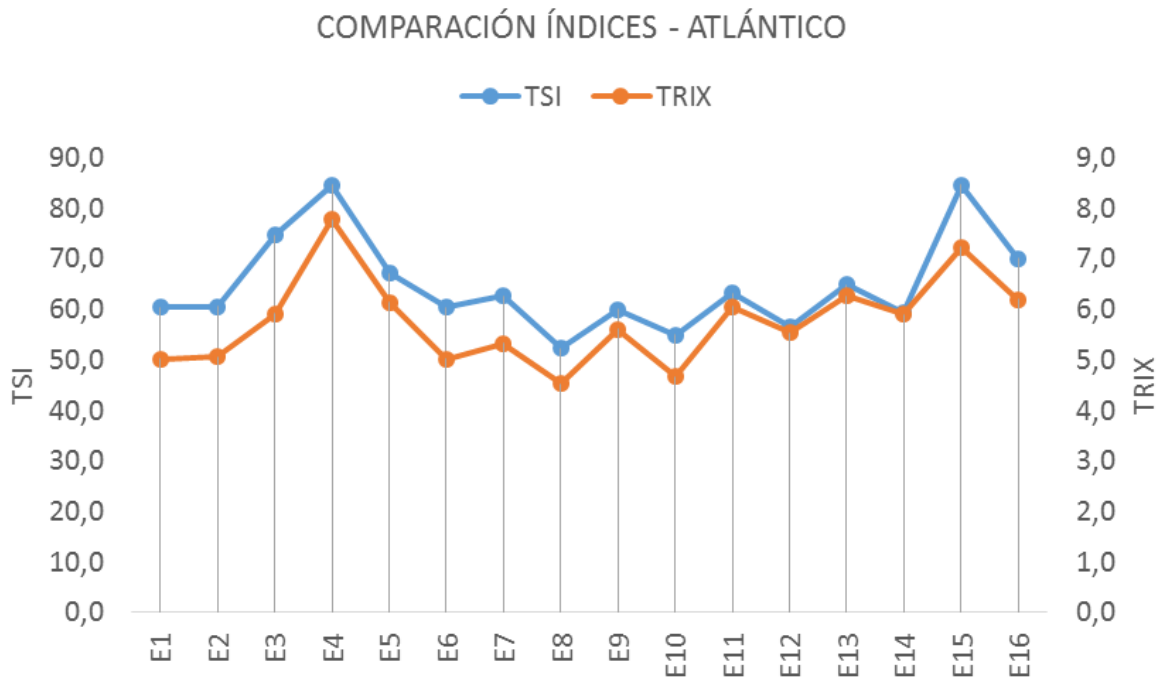


Figura 9. Comparación de los dos índices en el Atlántico

4.2.2 Departamento de Sucre

Para el índice TSI, el 50% de las estaciones en el departamento de Sucre presentó un estado oligotrófico (Figura 10), la mayoría de estos puntos de muestreo se encuentran más alejados del litoral, como: E43 (Golfo Morrosquillo), E44 (Isla Palma) y E45 Islote (Santa Cruz de los Pescadores). Estas estaciones se caracterizan por sus áreas de coral y cuentan con el 4,78 % de las praderas de pastos marinos del país, que se distribuyen de forma discontinua, donde *Thalassia testudinum* es la especie estructurante (Gómez-Cubillos, 2015).

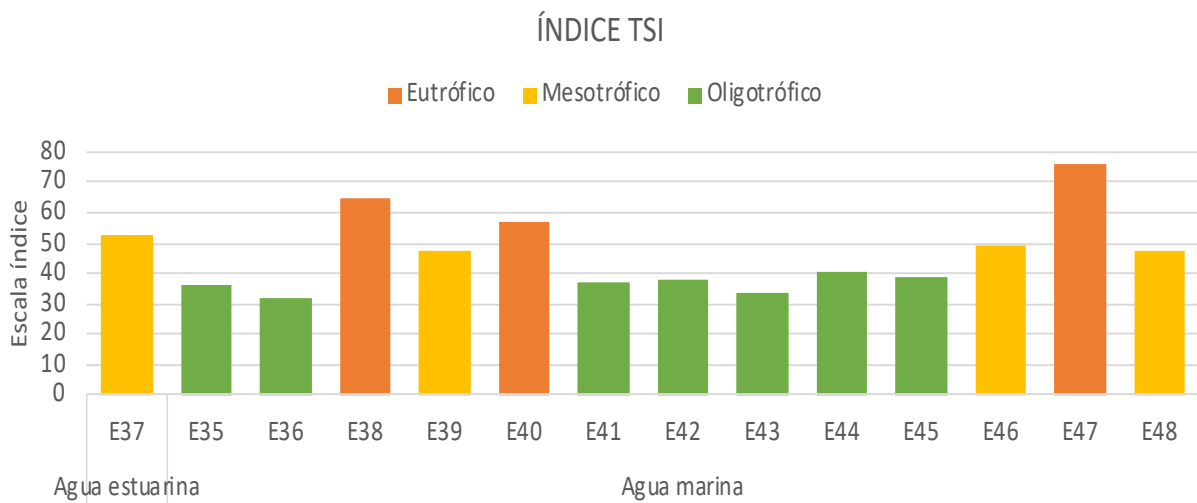


Figura 10. Índice TSI aplicado en el departamento Sucre para cada una de las estaciones y tipo de agua

La estación que presenta mayor grado de eutrofia es la E47 (Playa Tolú Hotel Montecarlo), municipio ubicado en el centro del golfo del Morrosquillo. Las aguas del golfo de Morrosquillo, tanto en el ecosistema marino como en el entorno del acuífero costero, están contaminadas respectivamente por vertimientos de materia orgánica residual, hidrocarburos y sedimentos (Montesino, 2014). El aporte de fósforo proviene de fertilizantes artificiales, actividades ganaderas y en particular los efluentes de los sistemas de tratamiento de las aguas residuales urbanas (Knobelsdorf, 2005).

Para el índice TRIX, dos estaciones presentaron eutrofización E38 (Coveñas Coquerita) y E47. Además, el 57% de estaciones presentó un estado ultraoligotrófico, todas correspondientes a agua marina (Figura 11), lo cual implica alta transparencia, aguas poco productivas y saturación de oxígeno cercana a 100% (Fiori, et al., 2016).

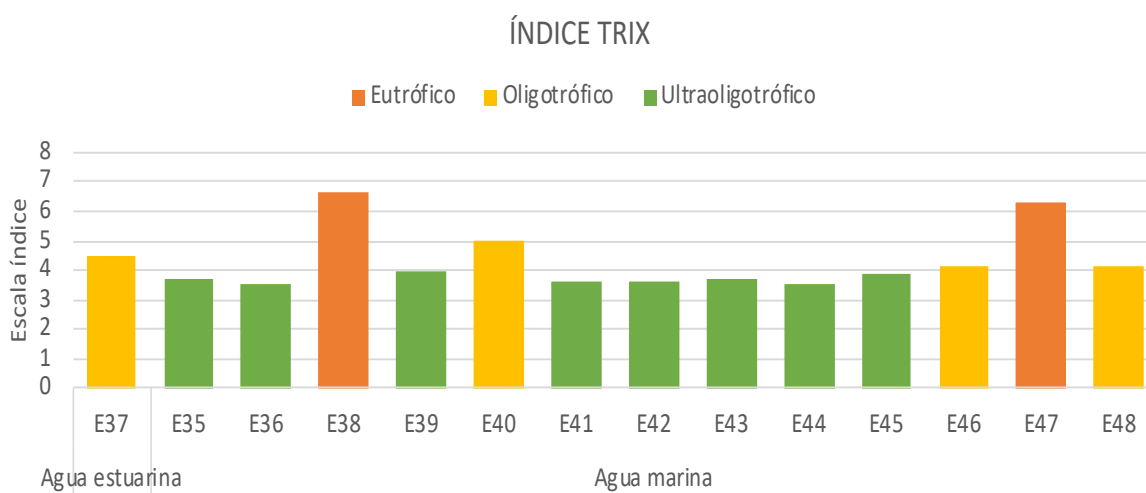


Figura 11. Índice TRIX aplicado en el departamento Sucre para cada una de las estaciones y tipo de agua

La estación E38 presentó altas concentraciones de DIN y Chl-a, las cuales coinciden con el estado de eutrofización. Esta estación se encuentra al lado de una descarga fluvial con influencia antropogénica, por lo que puede influenciar en la presencia de nutrientes además de que este aumento está asociado con el desarrollo, mantenimiento y proliferación de los productores primarios (fitoplancton, algas bentónicas, macrófitos) y por lo tanto, el aumento de la clorofila a (Camargo & Alonso, 2007).

Las estaciones E38 y E47 presentaron grado de eutrofización para ambos índices y 7 estaciones presentaron igualmente estado oligotrófico: E35 (Boya Ecopetrol TLU1), E36 (Centro Golfo Morrosquillo), E41 (Frente a Coveñas), E42 (Frente a Tolú), E43 (Golfo Frente Berrugas), E44 (Isla Palma), E45 (Islote; Figura 12).

COMPARACIÓN ÍNDICES - SUCRE

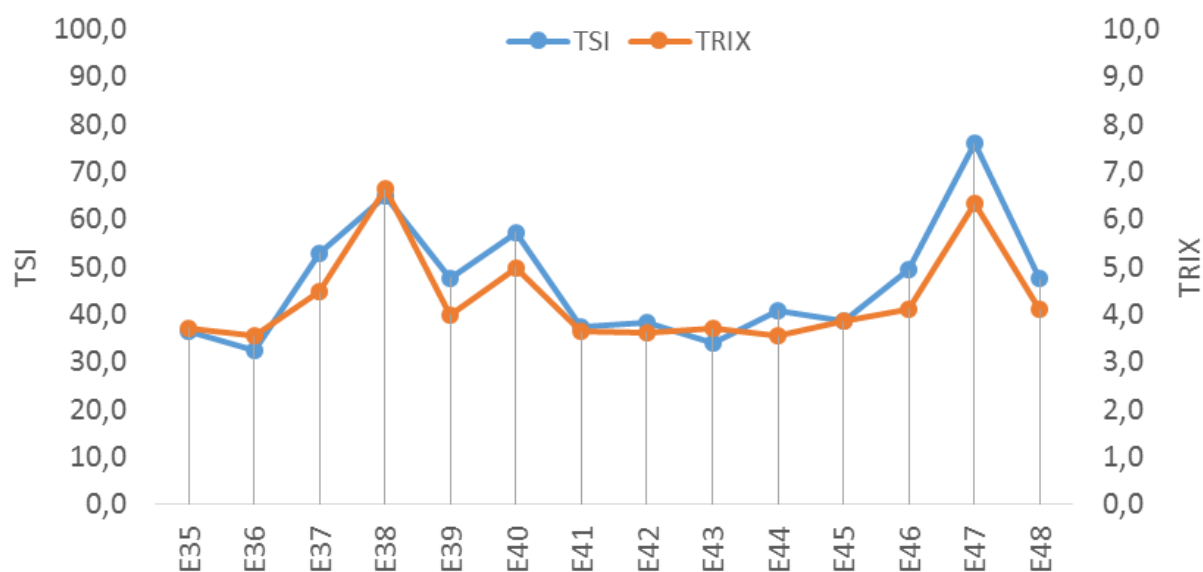


Figura 12. Comparación de los dos índices en Sucre

4.2.3 Departamento de Nariño

Para el índice TSI, el 39% de las estaciones presentaron eutrofización siendo la estación E22 (Frente a Ríos) de agua estuarina con el mayor grado de eutrofización donde además coincide con altas concentraciones de DIN y Chl-a, mientras que en agua marina fue la estación E26 (Playa Boca grande). La única estación que presentó estado oligotrófico fue E18 (Bocana Ensenada Tumaco; Figura 13).

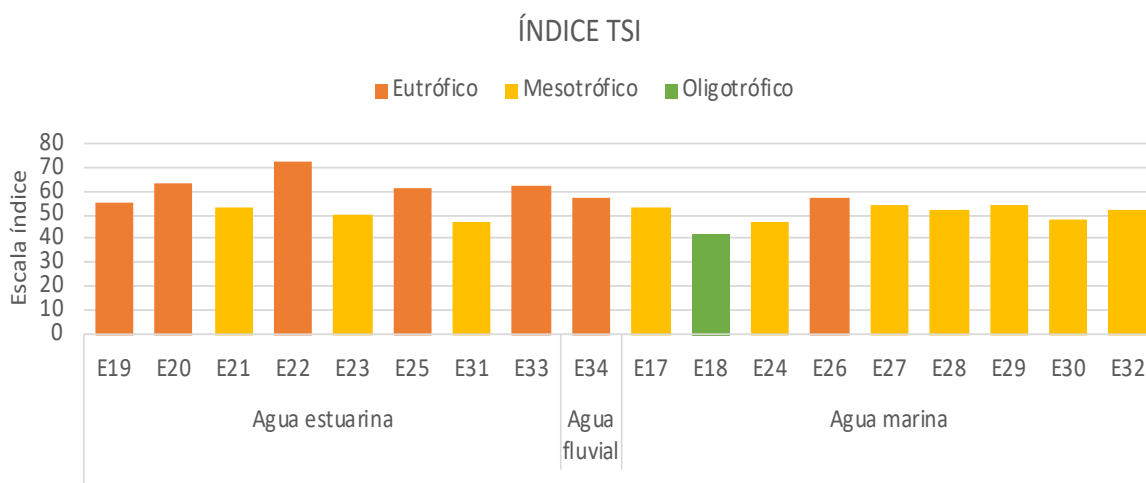


Figura 13. Índice TSI aplicado en el departamento Nariño para cada una de las estaciones y tipo de agua

Para el índice TRIX, ninguna estación presentó estado oligotrófico y 11 estaciones presentaron grado mesotrófico las cuales son aguas productivas, con baja transparencia e hipoxia presente (Fiori, et al., 2016).

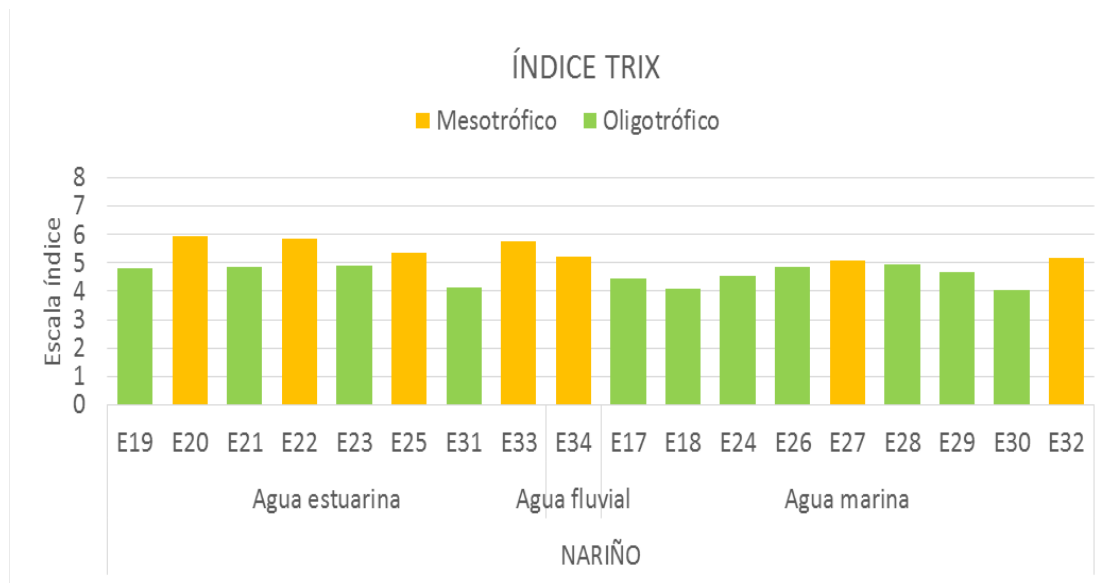


Figura 14. Índice TRIX aplicado en el departamento Nariño para cada una de las estaciones y tipo de agua

En el departamento de Nariño, se presentaron grandes variaciones entre el TRIX y el TSI, ya que el primero no arrojó resultados de eutrofia, mientras que el segundo presentó 6 estaciones (Figura 15).

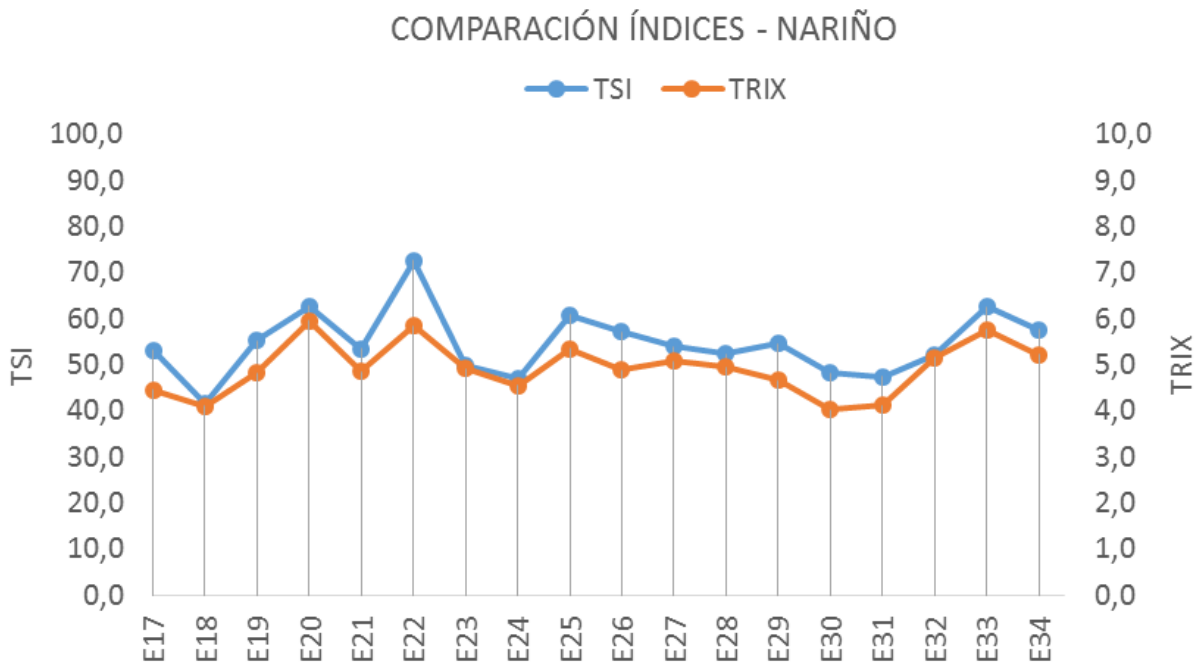


Figura 15. Comparación de los dos índices en Nariño

4.3 Correlación entre los índices utilizados y los parámetros físico-químicos

La correlación entre los índices TRIX y TSI arrojó un coeficiente de Spearman $\rho = 0.9404293$ que mostró una correlación fuerte (Figura 16; Martínez-Ortega et al., 2009) y mediante el test de Shapiro-Wilk no se observaron diferencias significativas entre ambos índices ($p = 0.01104$)

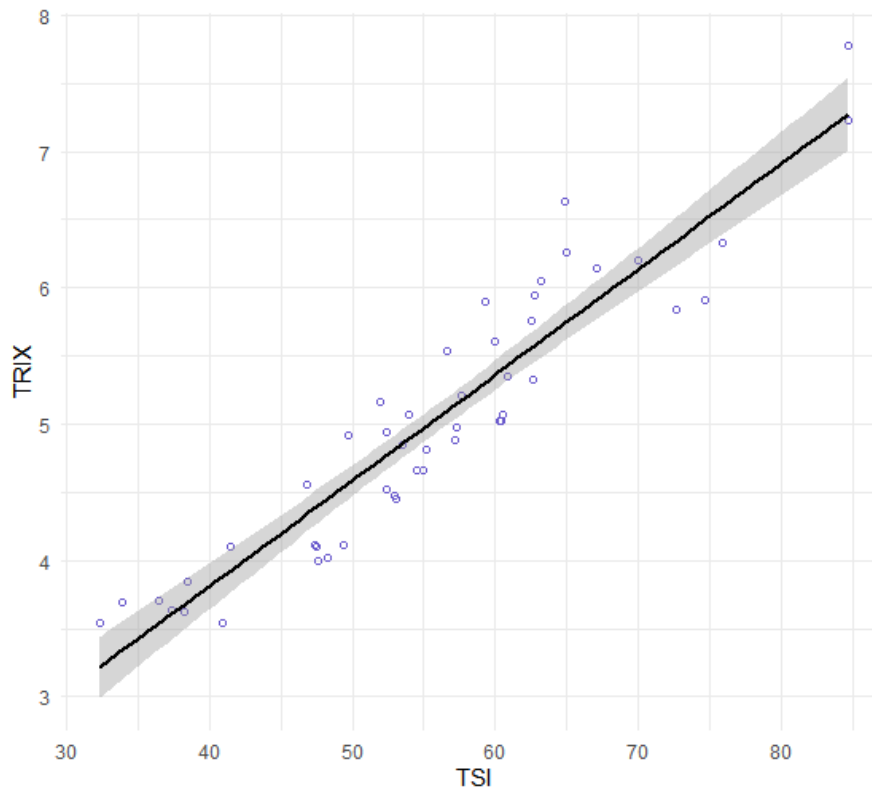


Figura 16. Gráfica de regresión lineal para índice TSI y TRIX

Para el TRIX no se observaron diferencias significativas en las estaciones de muestreo ($p = 0.0809$) y para el TSI tampoco se presentaron diferencias significativas en las estaciones de muestreo ($p = 0.2153$).

La matriz de correlación (Figura 17) representa las cinco variables utilizadas en el cálculo de los índices, TSI y TRIX. Esta matriz de correlaciones presenta color azul para aquellas ρ cercanas o igual 1, es decir con correlación fuerte y color rojo para aquellas ρ menores o iguales a 0, con una correlación débil.

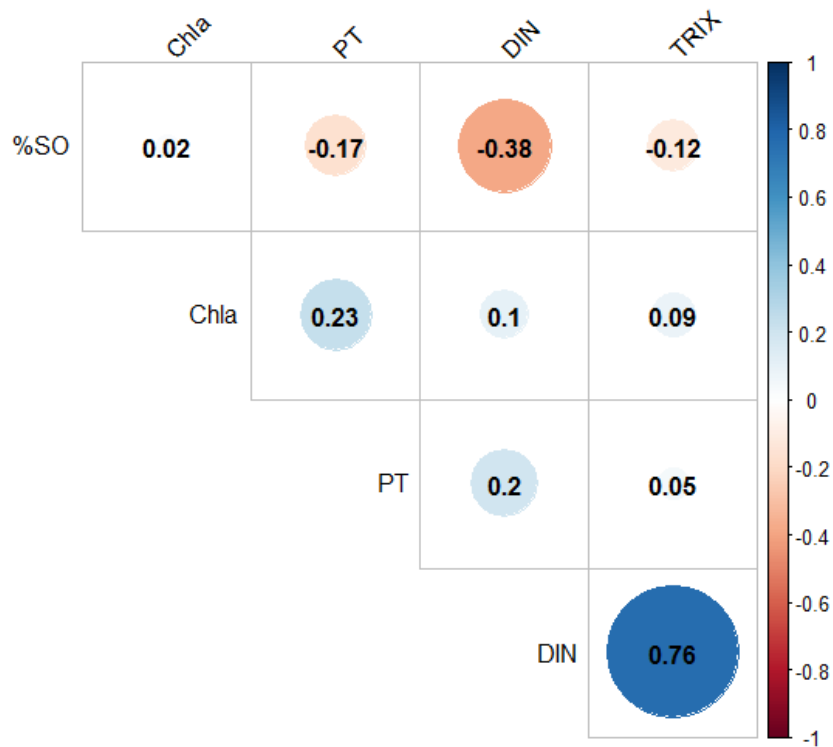


Figura 17. Matriz de correlaciones para el índice TRIX con coeficiente de Spearman.

Las variables que tienen una correlación más fuerte son TRIX y nitrógeno inorgánico disuelto (DIN) con $\rho = 0,76$. Además, se aprecia como el porcentaje de saturación de oxígeno disuelto tiene una correlación negativa $\rho = -0,38$ con la variable DIN, por lo que se podría decir que a medida que hay una mayor concentración de PT y DIN, el %SO disminuye significativamente. Como se puede observar, la correlación débil entre Chl-a y %SO $\rho = 0,02$ representa que a medida que hay un aumento en la concentración de Chl-a, que es un indicador de aumento de productividad primaria e implica un aumento de fitoplancton, causa una reducción en la transparencia del agua.

Para el TSI, se observa una correlación débil entre PT y transparencia, eso a que a mayor concentración de nutrientes, en este caso fósforo total que usa el índice TSI, la transparencia disminuye significativamente. Por otra parte, la variable clorofila a presentó una correlación media con el fósforo tota.

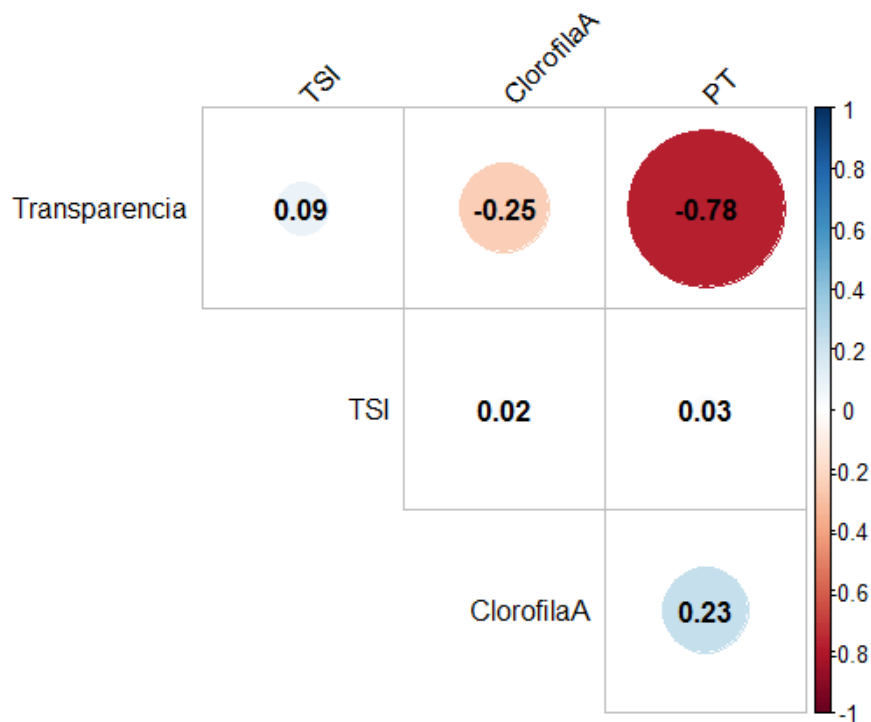


Figura 18. Matriz de correlaciones para el índice TSI con coeficiente de Spearman.

Los gráficos de caja (Boxplot) representan la distribución de cada variable para agua marina y agua estuarina (Figura 19). Estos diagramas permiten observar el rango de las medidas obtenidas, la mediana y los periféricos lejanos que son aquellas concentraciones que se salen de los valores típicos.

Se puede distinguir, en los 4 gráficos de caja que las aguas estuarinas son aquellas que representan una mayor variabilidad en cuanto a las concentraciones de cada variable a estudiar: % de saturación de oxígeno (satoxígeno), nitrógeno inorgánico disuelto (DIN), fósforo total (PT) y clorofila a (Chla).

Esta diferencia se debe a que las aguas estuarinas, por ser cuerpos de agua semi-cerrados tienden a conservar una alta concentración de nutrientes y dependiendo de su morfología pueden tener o no barreras que influyen en la mezcla con el medio marino además de los tiempos de residencia de los contaminantes, es por esto que son más susceptibles a actividades como descargas urbanas o efluentes cercanos al medio que pueden afectar el ecosistema.

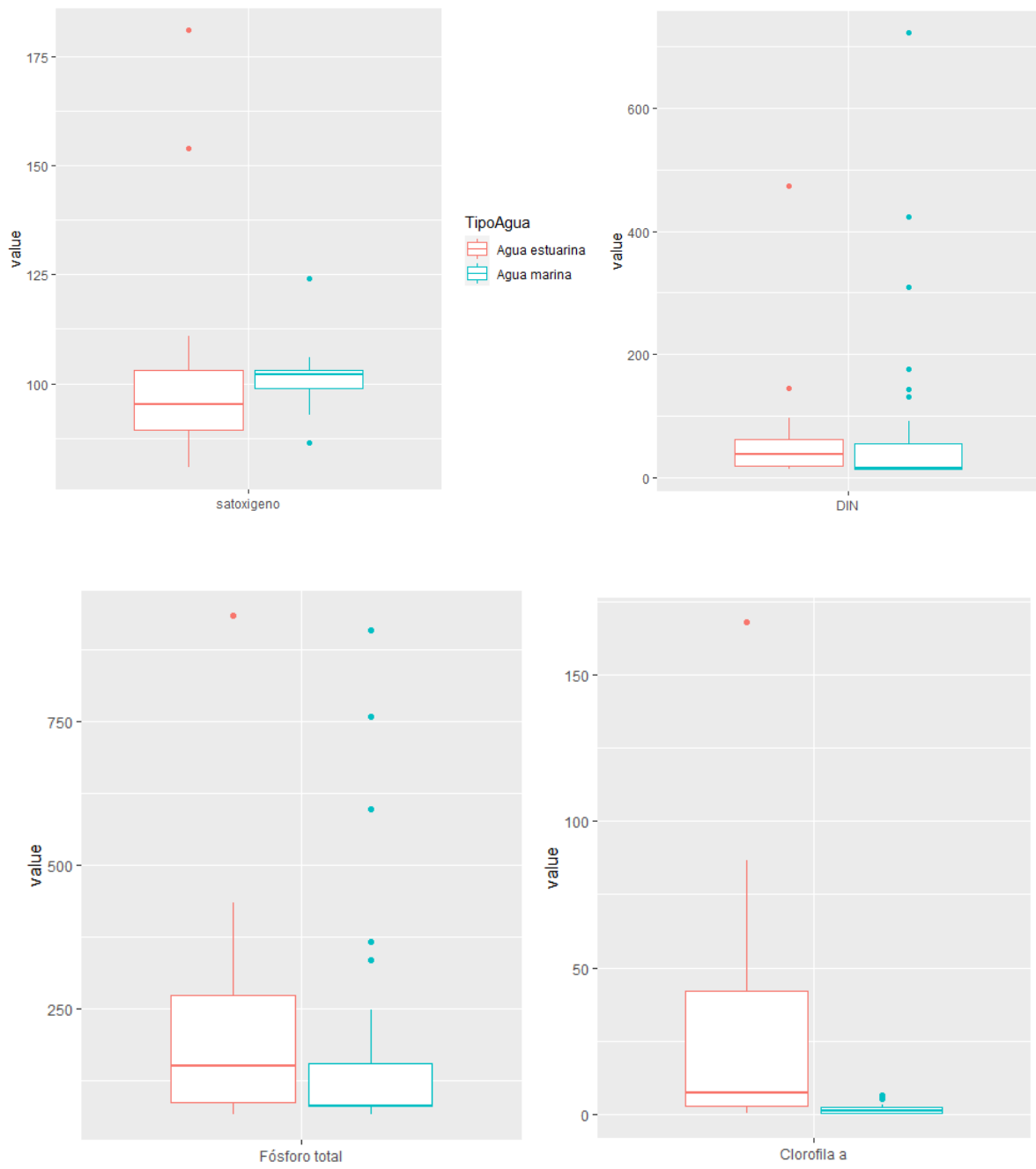


Figura 19. Boxplot para las variables %SO, DIN, PT y Chla

4.4 Análisis de la influencia de las actividades antrópicas con el estado eutrófico

Tabla 9. Principales tensores antropogénicos relacionados con las condiciones inadecuadas y pésimas de calidad del agua marina y costera determinadas en los departamentos del Caribe y Pacífico colombiano. Los números representan la cantidad de sitios por departamento y el color de la celda la categoría de calidad según el índice. Amarillo (mesotrófico) y naranja (eutrófico).

Departamento	Actividades turísticas	Asentamientos urbanos	Descarga aguas residuales	Actividades productivas, portuarias e Infraestructura
Atlántico	7	13	1	4
Sucre	3	3	1	-
Nariño	2	6	5	2

En el Atlántico se observa un gran aumento de asentamientos urbanos alrededor de la zona costera esta ampliación de la infraestructura urbana, rural y turística sin planeación podría influir en el estado trófico de los cuerpos de agua cercanos. Además, el deterioro y pérdida de los ecosistemas marinos y costeros en el Atlántico está relacionado con la construcción de carreteras y obras civiles como puertos, tajamares y murallas que han alterado profundamente la dinámica hídrica de la costa, el desarrollo de actividades pecuarias a gran escala, la extracción de recursos hidrobiológicos, maderables y mineros (materiales para construcción) y el vertimiento de hidrocarburos y sustancias químicas. Las principales amenazas en la zona costera son los eventos meteorológicos (vientos fuertes) y una alta exposición a la dinámica costera (fuertes procesos erosivos; (Gómez-Cubillos, 2015).

La calidad del agua marina y costera en el departamento de Sucre se encuentra influenciada por diversas actividades socioeconómicas como la ganadería intensiva, cultivos agrícolas, puertos de pesqueros, terminales marítimas petroleras y turismo que generan residuos sólidos y líquidos que dependiendo del tipo de disposición final son considerados fuentes de contaminación (MinAgricultura, 2016). En el departamento de Sucre, se observaron menos impactos relacionados con las actividades antrópicas comparados con los otros dos departamentos costeros, sin embargo el estado trófico de los cuerpos de agua costera se vio afectado por las actividades turísticas.

En el departamento de Nariño, ocurre una situación similar al Atlántico, donde el crecimiento no planificado del casco urbano de Tumaco y su zona rural ha tenido un impacto en estado trófico en la bahía de Tumaco. La Bahía de Tumaco, se caracteriza por captar numerosos ríos de corto curso pero caudaloso; así mismo recibe subproductos no valorizados del desarrollo de diversas actividades, tales como las portuarias, comerciales, industriales, entre otras (Bastidas, 2011).

Además, se ha reportado que el deterioro y pérdida de los ecosistemas marinos y costeros en Nariño está relacionada con la extracción intensiva de recursos hidrobiológicos, madereros y faunísticos para consumo local y comercio con Ecuador, las actividades industriales y portuarias, y la disposición inadecuada de residuos. Las principales amenazas identificadas se derivan del vertimiento recurrente de hidrocarburos y otras sustancias químicas, incluyendo el uso de herbicidas para la erradicación de cultivos ilícitos, la alta exposición a la dinámica costera, avalanchas, inundaciones y la alta actividad sísmica de la región (Gómez-Cubillos, 2015).

5 CONCLUSIONES

De los 7 índices preseleccionados, se han seleccionado el índice TSI y TRIX los cuales cumplen con los criterios establecidos para un buen indicador. Estos índices muestran niveles de estado trófico entre oligotrófico y eutrófico en los tres departamentos costeros evaluados, presentando el TSI mayoritariamente estados eutróficos y para el TRIX estados oligotróficos.

Entre los departamentos seleccionados, el departamento de Atlántico presenta las aguas más eutrofizadas, en comparación de Nariño y Sucre; mientras que Sucre en una mayor proporción presenta aguas oligotróficas.

Entre los índices TSI y TRIX, el que presenta una mayor sensibilidad a los cambios en las concentraciones es el índice TRIX, pues este tiene en cuenta ambas concentraciones de nutrientes (PT y DIN), además posee un estado trófico más que permite obtener una mayor discriminación al momento de calcularlo.

Entre los tipos de agua (marina, estuarina y fluvial) el estado eutrófico que tiene mayor proporción para el índice TSI en aguas estuarinas; mientras que en el índice TRIX, el estado mesotrófico tiene mayor proporción.

Los estados tróficos más altos en las estaciones evaluadas se aprecian mayormente influenciados por la presencia de asentamientos humanos, seguido de actividades turísticas, descargas de aguas residuales y actividades productivas y portuarias.

Recomendación

Para futuros estudios que permitan realizar una valoración completa de los siete índices identificados se requiere contar con los datos necesarios que incluyan variables biológicas como presencia de macroalgas y pastos marinos.

Estos resultados de caso piloto, pueden ser utilizados y compararlos teniendo en cuenta épocas climáticas, presencia de mareas en el Pacífico, temporada alta de turismo, entre otras características tanto del ecosistema como antrópicas que puedan influenciar en la variación de nutrientes de los cuerpos de agua costeros.

6 BIBLIOGRAFÍA

Bastidas, G., 2011. *Evaluación temporal del estado trófico y otros parámetros fisicoquímicos de la Bahía de Tumaco*, San Andrés de Tumaco: Boletín Científico CIOH No. 29.

Berrocal Durán, J. C. y otros, 2018. *Contaminación en la Ciénaga de Mallorquín: una perspectiva sociojurídica*, Barranquilla: Educación Socioambiental. Acción Presente.

Blanco, E., De la Parra, A., Garcia, C. & Villareal, E., 2020. *Análisis físico-químico y fitoplanctónico de la Ciénaga Puerto Caimán vertiente Caribe, Colombia*, Santa Marta: Intropica. Universidad del Magdalena.

Bricker, S., Ferreira, J. & Simas, T., 2003. An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status. *ELSEVIER Ecological Modelling*, pp. 39-60.

Camargo, J. & Alonso, A., 2007. *Contaminación por nitrógeno inorgánico en los ecosistemas acuáticos: Problemas medioambientales, criterios de calidad del agua e implicaciones del cambio climático*, Madrid: Asociación Española de Ecología Terrestre. Ecosistemas 16 (2).

Carlson, R., 1977. *A trophic state index for lakes*, Minneapolis: Limnological Research Center.

Devlin, M., Bricker, S. & Painting, S., 2011. *Comparison of five methods for assessing impacts of nutrient enrichment using estuarine case studies*, Townsville, Australia: Biogeochemistry.

Diaz, R. & Rosenberg, R., 2008. *Spreading Dead Zones and Consequences for Marine Ecosystems*, s.l.: Science 321.

Fiori, E. y otros, 2016. *Observed and simulated trophic index (TRIX) values for the Adriatic Sea basin*, Italy: Nat. Hazards Earth Syst. Sci., 16.

Garay Tinoco, J. A., 2021. Los espacios oceánicos y zonas costeras e insulares de Colombia. En: *INVEMAR. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia*. Santa Marta: Serie de Publicaciones Periódicas No.3, pp. 25-30.

Giordani, G., Zaldúa, J. & Viaroli, P., 2009. *Simple tools for assessing water quality and trophic status in transitional water ecosystems*, Parma, Italy: Ecological Indicators.

Gómez-Cubillos, C. L. L. L. P. A. R. D. R. D. B.-. C. D. G.-L. A. M. L. C. M. A. O. D. A. J. G. C. P. M. B. y. C. R., 2015. *Áreas de arrecifes de coral, pastos marinos, playas de arena y manglares con potencial de restauración en Colombia*, Santa Marta: Serie de Publicaciones Generales del Invemar No. 79

IDEAM, 2010. *Sistemas Morfogénicos del Territorio Colombiano*. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales., Bogotá, D.C.: s.n.

IDEAM, 2014. *Actualización del componente meteorológico del modelo institucional del IDEAM sobre el efecto climático de los fenómenos El Niño y La Niña en Colombia, como insumo para Atlas Climatológico*, Bogotá D.C.: s.n.

IDEAM, 2021. *Atlas Interactivo de Precipitación*, s.l.: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales.

IDEAM, I. I. I. I. S. e. I., 2007. *Ecosistemas continentales, costeros y marinos de Colombia*, s.l.: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales.

IGAC, 2016. *Instituto Geográfico Agustín Codazzi*. [En línea] Available at: <https://igac.gov.co/es/noticias/tumaco-uno-de-los-municipios-narinenses-en-los-que-renacera-la-paz>

INVERMAR, 2008. *Diagnóstico y Evaluación de la Calidad Ambiental Marina en el Caribe y Pacífico colombiano*, Santa Marta: Red de Vigilancia para la Conservación y Protección de las Aguas Marinas y Costeras de Colombia.

INVERMAR, 2020. *Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2019*, Santa Marta: Serie de Publicaciones Periódicas No. 3.

Jessen, C. y otros, 2015. *Marine Eutrophication*, Germany: Environmental Indicators.

Jong, F. d., 2006. *Marine Eutrophication in Perspective*. s.l.:Springer.

Karydis, M., Ignatiades, L. & Moschopoulou, N., 1983. *An index associated with nutrient eutrophication in the marine environment.*, s.l.: Estuarine, Coastal and Shelf Science 16.

Knobelsdorf, M., 2005. *Eliminación biológica de nutrientes en un ARU de baja carga orgánica mediante el proceso VIP*, Barcelona: Universidad Politécnica de Cataluña.

Lopez Martinez, M. L. & Madroñero Palacios, S. M., 2015. *Estado trófico de un lago tropical de alta montaña: caso laguna de la cocha*, Pasto, Colombia: Ciencia e Ingeniería Neogranadina.

Ménesguen, A. & Lacroix, G., 2018. *Modelling the marine eutrophication: A review*, Plouzané, France : Science of The Total Environment.

MINCIT, 2022. *Información: Perfiles económicos departamentales*, Bogotá: Ministerio de Comercio, Industria y Turismo. Gobierno Nacional.

Moher, D. y otros, 2009. *Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses*, s.l.: The PRISMA Statement. PLoS Med 6.

Montesino, O., 2014. *Vulnerabilidad a la Salinización y Perímetro de Protección de Pozos en el Acuífero Costero Morrosquillo, Municipio de Santiago de Tolú, Sucre, Colombia.*, Municipio de Santiago de Tolú, Sucre, Colombia.: Universidad de Sucre.

Moreno Franco, D. P., Quintero Manzano, J. & López Cuevas, A., 2010. *Métodos para identificar, diagnosticar y evaluar el grado de eutrofia*, México D.F.: s.n.

Nixon, S., 1995. *Coastal marine eutrophication: a definition, social causes and future concerns*, s.l.: Ophelia 41.

Oslo Paris Convention for the Protection of the North Sea (OSPAR), 2008. *Second OSPAR Integrated Report on the Eutrophication Status of the OSPAR Maritime Area*. [En línea] Available at: <http://www.ospar.org>

Quiróz, R. L., 2019. *Evaluación de los estados tróficos de la laguna principal del área de conservación regional albufera de medio mundo, Huaura-Lima.*, Huaura: s.n.

RStudio Team, 2022. *RStudio: Integrated Development Environment for R*, Boston, MA.: RStudio, PBC.

Ruiz, T. M., 2017. *Análisis comparativo de índices de eutrofización en lagunas costeras del estado de Sonora, México*, La Paz, Baja California Sur: s.n.

Steer, R. y otros, 1997. *Documento base para la elaboración de la "Política Nacional de Ordenamiento Integrado de las Zonas Costeras colombiana"*, s.l.: Documento de consultoría para el Ministerio del Medio Ambiente.

UN Environment, 2018. *Global Manual on Ocean Statistics: Towards a definition of indicator methodologies*, s.l.: s.n.

Vivas-Aguas, J., 2020. *Construcción de indicadores: Aspectos básicos a tener en cuenta. Curso REDCAM: Estandarización de las mediciones analíticas requeridas para la estimación del Índice de Calidad de Aguas Marinas y Costeras-ICAM*, Santa Marta: INVEMAR.

Vollenweider, R. A., 1992. *Coastal marine eutrophication: principles and control*, London: Marine Coastal Eutrophication .

Vollenweider, R., Giovanardi, F., Montanari, G. & Rinaldi, A., 1998. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics*, 9(3), pp. 235-357.

Xiao, Y. y otros, 2007. *Trophic assessment in Chinese coastal systems - Revive of methods and application to the Changjiang (Yangtze) Estuary and Jiaozhou Bay*, s.l.: Estuarines and coasts.