



UNIVERSIDAD ESTATAL PENINSULA DE SANTA ELENA

FACULTAD CIENCIAS DEL MAR

CARRERA DE BIOLOGÍA

**CARACTERIZACIÓN FISCOQUÍMICA Y BIOLÓGICA DEL ESTUARIO EL
REAL-CHANDUY**

TRABAJO DE INTEGRACIÓN CURRICULAR

Previo a la obtención del título de:

BIÓLOGA

AUTOR:

AGUILERA SARASTI SHIRLEY DOMÉNICA

TUTOR:

Q. F. RAMÍREZ MUÑOZ MERY, Ph.D.

LA LIBERTAD – ECUADOR

2026

UNIVERSIDAD ESTATAL PENÍNSULA DE SANTA ELENA

FACULTAD CIENCIAS DEL MAR

CARRERA DE BIOLOGÍA

“CARACTERIZACIÓN FÍSICOQUÍMICA Y BIOLÓGICA DEL

ESTUARIO EL REAL – CHANDUY”

TRABAJO DE INTEGRACIÓN CURRICULAR

Previa a la obtención del Título de:

BIÓLOGO

AUTOR:

AGUILERA SARASTI SHIRLEY DOMÉNICA

TUTOR:

Q. F. RAMÍREZ MUÑOZ MERY, Ph.D.

LA LIBERTAD – ECUADO

DECLARACIÓN DEL DOCENTE TUTOR

En mi calidad de Docente Tutor del Trabajo de Integración Curricular, **“CARACTERIZACIÓN FÍSICOQUÍMICA Y BIOLÓGICA DEL ESTUARIO EL REAL - CHANDUY”**, elaborado por **SHIRLEY DOMÉNICA AGUILERA SARASTI**, estudiante de la Carrera de Biología, Facultad de Ciencias del Mar de la Universidad Península de Santa Elena, previo a la obtención del título de Bióloga, me permito declarar que luego de haber dirigido su desarrollo y estructura final del trabajo, este cumple y se ajusta a los estándares académicos, razón por la cual, apruebo en todas sus partes, encontrándose apto para la evaluación del docente especialista.

Atentamente

A handwritten signature in blue ink, reading "Mery Rosario Ramirez", is written over a horizontal line. The signature is stylized with loops and a long horizontal stroke extending to the right.

Q.F. MERY ROSARIO RAMÍREZ MUÑOZ, Ph.D.

DOCENTE TUTOR

C.I. 0907694186

DECLARACIÓN DEL DOCENTE DE ÁREA

En mi calidad de Docente Especialista, del Trabajo de Integración Curricular “**CARACTERIZACIÓN FÍSICOQUÍMICA Y BIOLÓGICA DEL ESTUARIO EL REAL – CHANDUY**”, elaborado por **SHIRLEY DOMÉNICA AGUILERA SARASTI**, estudiante de la Carrera de Biología, Facultad de Ciencias del Mar de la Universidad Península de Santa Elena, previo a la obtención del título de Biólogo, me permito declarar que luego de haber evaluado el desarrollo y estructura final del trabajo, éste cumple y se ajusta a los estándares académicos, razón por la cual, declaro que se encuentra apto para su sustentación.

Atentamente



Ing. Gregoria Natividad Arteaga Figueroa MSc.

DOCENTE DE ÁREA

C.I. 0905937686

DEDICATORIA

A mi madre, Paola Sarasti, fuente inagotable de amor, fortaleza y sabiduría. Gracias por ser mi guía en cada paso, por creer en mí incluso cuando dudaba, y por enseñarme con tu ejemplo que la constancia y el esfuerzo son el camino hacia los sueños. Tu apoyo incondicional y tu fe en mis capacidades han sido la luz que me acompañó durante todo este proceso. A mi hermano, Giacomo Aguilera, por ser una luz en mi vida, por recordarme siempre el valor de la familia. Gracias por tu apoyo, por tus palabras llenas de ánimo y por acompañarme con admiración en este camino. Eres una de mis más grandes motivaciones para seguir creciendo y alcanzar cada meta. A mi padre, Paúl Aguilera, por su dedicación, consejos y ejemplo de responsabilidad. Gracias por enseñarme a mantenerme firme ante los desafíos y por apoyarme en cada etapa de mi vida. Este logro es el reflejo del amor, los valores y el esfuerzo que me inculcaron, con todo mi cariño y gratitud, les dedico este triunfo, porque sin ustedes nada de esto habría sido posible.

Y a la familia Morán Silvestre, por abrirme su corazón y ofrecerme su apoyo incondicional. Por estar presentes con su afecto, comprensión y generosidad, convirtiéndose en un pilar fundamental en mi proceso de formación. Su presencia marcó mi vida con gratitud, cariño y una profunda sensación de hogar.

Aguilera Sarasti Shirley Doménica

AGRADECIMIENTO

Expreso mi más sincero agradecimiento:

A la Universidad Estatal Península de Santa Elena, por ser la base de mi formación profesional y por ofrecerme las herramientas, el conocimiento y los valores necesarios para alcanzar mis metas académicas.

A la Q.F. Mery Ramírez, PhD, por su guía constante, compromiso y dedicación durante el desarrollo de esta tesis; su experiencia, exigencia y apoyo incondicional fueron pilares fundamentales para mantener mi motivación y culminar con éxito esta etapa.

Extiendo también mi gratitud al Centro Nacional de Acuicultura e Investigaciones Marinas (CENAIM) por brindarme la oportunidad de realizar mis análisis en sus instalaciones, proporcionándome un ambiente de aprendizaje enriquecedor y de gran valor científico. De manera especial, a la Msc. Yessenia Pozo, por su acompañamiento, asesoría técnica, disposición, y conocimientos fueron esenciales para el desarrollo y la culminación satisfactoria de esta investigación.

TRIBUNAL DE GRADO

Trabajo de Integración Curricular presentado por **SHIRLEY DOMENICA AGUILERA SARASTI** como requisito parcial para la obtención del grado de Biólogo de la Carrera de Biología, Facultad de Ciencias del Mar de la Universidad Estatal Península de Santa Elena.

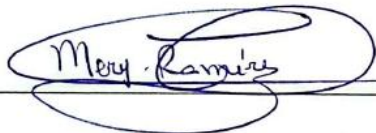
Trabajo de Integración Curricular **APROBADO** el: 11/12/2025



Ing. Jimmy Villón Moreno MSc.
DIRECTOR DE CARRERA
PRESIDENTE DEL TRIBUNAL



Ing. Gregoria Arteaga Figueroa, MSc.
PROFESOR DE ÁREA
MIEMBRO DEL TRIBUNAL



Quim. Mery Ramírez Muñoz, Ph.D.
DOCENTE TUTOR
MIEMBRO DEL TRIBUNAL



Blgo. Richard Duque Marín, Mgtr.
DOCENTE GUÍA DE LA UIC II
MIEMBRO DEL TRIBUNAL



Lic. Pascual Roca Silvestre, Mgtr.
SECRETARIO/A DEL TRIBUNAL

DECLARACIÓN EXPRESA

La responsabilidad por los datos, ideas, investigaciones y resultados en el Trabajo de Integración Curricular denominado: “CARACTERIZACIÓN FÍSICOQUÍMICA Y BIOLÓGICA DEL ESTUARIO EL REAL-CHANDUY”, me corresponden exclusivamente, y el patrimonio intelectual de la misma compartido con la Universidad Estatal Península de Santa Elena.

Atentamente



AGUILERA SARASTI SHIRLEY DOMÉNICA

C.I.: 1723283857

ÍNDICE GENERAL

ABREVIATURAS	13
RESUMEN.....	15
1. INTRODUCCIÓN.....	1
1. PROBLEMÁTICA	4
2. JUSTIFICACIÓN.....	6
3. OBJETIVOS	8
3.1. OBJETIVO GENERAL.....	8
3.2. OBJETIVOS ESPECIFICOS.....	8
4. HIPÓTESIS	9
5. MARCO TEÓRICO.....	10
5.1. Importancia ecológica de los estuarios como ecosistemas naturales...10	
5.2. Estuario El Real – Chanduy	11
5.3. Biodiversidad clave de los estuarios	13
5.4. Calidad del agua y calidad ambiental en ecosistemas acuáticos.....14	
5.5. Parámetros fisicoquímicos como componentes esenciales	15
5.6. Influencia de la salinidad en la biodiversidad	17
5.7. Relación entre temperatura y productividad primaria.....18	
5.8. Identificación de fitoplancton y zooplancton como bioindicadores19	
5.9. Impacto de nutrientes en la calidad del agua	22
5.10. Vulnerabilidad y amenazas de los estuarios	25
5.11. Marco legal y regulaciones ambientales aplicadas a la conservación de estuarios.....27	
6. MARCO METODOLÓGICO.....	30
6.1. Área de estudio.....	30
6.2. Diseño metodológico	31
6.3. Tipo de investigación	32
6.4. Registro de parámetros ambientales.....	33
6.5. Monitoreo red de arrastre horizontal para plancton	36
6.6. Cuantificación de abundancia e identificación planctónica.....	37

6.6.1.	Análisis microscópico fitoplancton	37
6.6.2.	Análisis microscópico zooplancton	40
6.7.	Análisis químicos	43
6.7.1.	Clorofila a.....	43
6.8.	Iones químicos.....	46
6.8.1.	Nitrato.....	46
6.8.2.	Nitrito	48
6.8.3.	Fosfato	50
6.8.4.	Amonio.....	52
6.9.	Herramientas estadísticas	54
6.9.1.	Estadística descriptiva	54
6.9.2.	Pruebas de normalidad y homogeneidad	55
6.9.3.	Correlación entre variables (Spearman)	58
6.9.4.	Índices de diversidad	59
7.	ANÁLISIS E INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS	60
7.1.	Parámetros ambientales	60
7.1.1.	Estadística descriptiva	60
7.1.2.	Estado fisicoquímico del estuario basado en el análisis estadístico multigrupo	61
7.1.3.	pH.....	61
7.1.4.	Conductividad eléctrica	63
7.1.5.	Oxígeno disuelto.....	65
7.1.6.	Salinidad	66
7.1.7.	Turbidez.....	68
7.1.8.	Temperatura.....	70
7.2.	Iones químicos.....	71
7.2.1.	Estadística descriptiva	71
7.2.2.	Estado de nutrientes del estuario basado en el análisis estadístico multigrupo	72
7.2.3.	Nitrito	73
7.2.4.	Nitrato	75

7.2.5.	Fosfato	77
7.2.6.	Amonio	79
7.2.7.	Clorofila-a.....	81
7.3.	Identificación de abundancia y composición biológica.....	83
7.3.1.	Fitoplancton	83
7.3.2.	Zooplancton	90
7.4.	Correlación de parámetros fisicoquímicos y biológicos	99
7.5.	Comparación entre parámetros fisicoquímicos y biológicos del estuario y los criterios normativos vigentes.	102
8.	DISCUSIÓN.....	105
8.1.	Calidad fisicoquímica del agua.....	105
8.2.	Nutrientes y Clorofila – a.....	106
8.3.	Acumulación de nitrato y proliferación fitoplanctónica en condiciones de baja renovación hídrica	106
8.4.	Fitoplancton y zooplancton como bioindicadores.....	107
8.5.	Comparación regional y relevancia ecológica	108
9.	CONCLUSIONES	109
10.	RECOMENDACIONES	110
11.	BIBLIOGRAFÍA	111
12.	ANEXOS	123

ÍNDICE DE FIGURA

<i>Figura 1</i> Flujo de energía en un sistema estuarino	11
<i>Figura 2</i> Estuario El Real – Chanudy zona de investigación.....	13
<i>Figura 3</i> Mapa del área de estudio con la delimitación de las estaciones.....	31
<i>Figura 4</i> Toma de parámetros de manera in situ con multiparámetros	34
<i>Figura 5</i> Medición de turbidez mediante nefelómetro HANNA HI93703.....	35
<i>Figura 6</i> Medición de oxígeno de manera in situ con equipo DO9100.....	36
<i>Figura 7</i> Monitoreo con rred de arrastre horizontal para plancton	37
<i>Figura 8</i> Distribución, mediana y dispersión de pH	62
<i>Figura 9</i> Variación temporal de pH de cada estación.....	63
<i>Figura 10</i> Distribución, mediana y dispersión de conductividad eléctrica.....	64
<i>Figura 11</i> Variación temporal de conductividad eléctrica de cada estación.....	64
<i>Figura 12</i> Distribución, mediana y dispersión de oxígeno disuelto	65
<i>Figura 13</i> Variación temporal de oxígeno disuelto de cada estación	66
<i>Figura 14</i> Distribución, mediana y dispersión de salinidad	67
<i>Figura 15</i> Variación temporal de salinidad de cada estación.....	68
<i>Figura 16</i> Distribución, mediana y dispersión de turbidez	69
<i>Figura 17</i> Variación temporal de turbidez de cada estación	69
<i>Figura 18</i> Distribución, mediana y dispersión de temperatura.....	70
<i>Figura 19</i> Variación temporal de temperatura de cada estación.....	71
<i>Figura 20</i> Correlación de Spearman entre los parámetros ambientales	¡Error!
Marcador no definido.	
<i>Figura 21</i> Distribución, mediana y dispersión de los valores de nitrito	74
<i>Figura 22</i> Variación temporal de nitrito en las tres estaciones de monitoreo	75
<i>Figura 23</i> Distribución, mediana y dispersión de los valores de nitrato	76
<i>Figura 24</i> Variación temporal de nitrato en las tres estaciones de monitoreo	77
<i>Figura 25</i> Distribución, mediana y dispersión de los valores de fosfato	78
<i>Figura 26</i> Variación temporal de fosfato en las tres estaciones de monitoreo	79
<i>Figura 27</i> Distribución, mediana y dispersión de los valores de amonio	80

Figura 28 Variación temporal de amonio en las tres estaciones de monitoreo	81
Figura 29 Distribución, mediana y dispersión de los valores de clorofila-a.....	82
Figura 30 Variación temporal de clorofila-a en las tres estaciones de monitoreo	82
Figura 31 Porcentaje de abundancia de especies fitoplanctónicas en la estación M1, comparandotres estaciones de muestreo	84
Figura 32 Porcentaje de abundancia de especies fitoplanctónicas en la estación M2, comparandotres estaciones de muestreo	85
Figura 33 Porcentaje de abundancia de especies fitoplanctónicas en la estación M3, comparandotres estaciones de muestreo	86
Figura 34 Porcentaje de abundancia de especies fitoplanctónicas en la estación M4, comparandotres estaciones de muestreo	87
Figura 35 Porcentaje de abundancia de especies fitoplanctónicas en la estación M5, comparandotres estaciones de muestreo	88
Figura 36 Porcentaje de abundancia de especies fitoplanctónicas en la estación M6, comparandotres estaciones de muestreo	89
Figura 37 Porcentaje de abundancia de especies de zooplancton en la estación M1, comparandotres estaciones de muestreo	91
Figura 38 Porcentaje de abundancia de especies de zooplancton en la estación M2, comparandotres estaciones de muestreo	93
Figura 39 Porcentaje de abundancia de especies de zooplancton en la estación M3, comparandotres estaciones de muestreo	94
Figura 40 Porcentaje de abundancia de especies de zooplancton en la estación M4, comparandotres estaciones de muestreo	96
Figura 41 Porcentaje de abundancia de especies de zooplancton en la estación M5, comparandotres estaciones de muestreo	97
Figura 42 Porcentaje de abundancia de especies de zooplancton en la estación M6, comparandotres estaciones de muestreo	98
Figura 43 Correlación de parámetros fisicoquímicos y biológicos	102

ÍNDICES DE TABLA

<i>Tabla 1 Rangos ideales en literatura científica y normativa ambiental ecuatoriana</i>	16
<i>Tabla 2 Rangos de clorofila-a para determinar eutroficación</i>	19
<i>Tabla 3 índices de diversidad para fitoplancton y zooplancton</i>	21
<i>Tabla 4 Rangos óptimos de niveles de nutrientes en estuarios</i>	23
<i>Tabla 5 Parámetros ambientales del agua del estuario El Real – Chanduy durante el período de estudio</i>	123
<i>Tabla 6 Resultados de análisis de varianza (ANOVA/Welch) aplicado a los parámetros ambientales entre las tres estaciones</i>	123
<i>Tabla 7 Matriz de correlación de Spearman entre los parámetros</i>	124
<i>Tabla 8 Variables químicas del agua del estuario El Real – Chnaudy durante el período de estudio</i>	124
<i>Tabla 9 Resultados de análisis de varianza (ANOVA/Welch) aplicado a las variables químicas entre las tres estaciones</i>	125
<i>Tabla 10 Identificación de fitoplancton</i>	125
<i>Tabla 11 Comparativa de índices de diversidad de fitoplancton por monitoreo</i>	130
<i>Tabla 12 índices de diversidad Fitoplancton general por estación</i>	130
<i>Tabla 13 Identificación de zooplancton</i>	131
<i>Tabla 14 Comparativa índices de diversidad zooplancton por monitoreo</i>	133

ABREVIATURAS

(NO₂⁻): Nitrito

(NO₃⁻): Nitrato

(NO₃⁻): Amonio

(PO₄³⁻): Fosfato

T°: Temperatura

SAL: Salinidad

OD: Oxígeno disuelto

EC: Conductividad eléctrica

pH: Potencial hidrógeno

CV: Coeficiente de variación

E1: Estación 1

E2: Estación 2

E3: Estación 3

M1: Monitoreo 1

M2: Monitoreo 2

M3: Monitoreo 3

M4: Monitoreo 4

M5: Monitoreo 5

M6: Monitoreo 6

Indet.: Indeterminado

Cel: Célula

RESUMEN

El presente estudio analizó integralmente las condiciones fisicoquímicas y biológicas del estuario El Real – Chanduy (Santa Elena, Ecuador) para evaluar su calidad ambiental y detectar procesos de eutrofización. Se realizaron seis monitoreos quincenales en tres estaciones, registrando parámetros fisicoquímicos, nutrientes y la composición planctónica. Se aplicaron análisis estadísticos: ANOVA/Welch para parámetros fisicoquímicos, correlación de Spearman para identificar relaciones entre variables e índices ecológicos (Shannon, Simpson, Margalef) para evaluar la estructura planctónica. Los resultados mostraron que, aunque la mayoría de los parámetros fisicoquímicos se mantuvieron dentro de rangos normativos (pH: 8,23–9,40; temperatura: 23,6–29,8 °C; salinidad: 8,9–14,5 ppm; oxígeno disuelto: 8,5–15,5 mg/L), se registraron valores elevados de turbidez (hasta 70 NTU) y nitrato (hasta 79,1 mg/L), indicadores de procesos tempranos de eutrofización. La biomasa fitoplanctónica (clorofila-a: 81–197,4 µg/L) reflejó alta productividad, característica de ecosistemas eutróficos. La estructura biológica evidenció baja diversidad y dominancia de especies oportunistas, lo que confirma condiciones de estrés ambiental. En conjunto, el estuario El Real no presenta condiciones fisicoquímicas y biológicas que permitan definir una buena calidad ambiental, por lo que requiere monitoreo continuo y medidas de manejo para prevenir su deterioro.

Palabras clave: estuario, calidad de agua, eutrofización, biológico.

1. INTRODUCCIÓN

Los estuarios surgen como ecosistemas estratégicos por sus características únicas. Al mezclar aguas dulces de origen continental con aguas salinas marinas, los estuarios crean gradientes variables de salinidad, nutrientes y otros factores fisicoquímicos que favorecen una alta productividad y biodiversidad (Bridgestock, 2024). Estos espacios son esenciales para el equilibrio ecológico y el desarrollo socioeconómico de las comunidades costeras, puesto que actúan como zonas de crianza de numerosas especies, áreas de amortiguamiento frente a fenómenos naturales y escenarios para actividades humanas como la pesca, el turismo y la acuicultura (Mahaedja, y otros, 2021) Estas características hacen de los estuarios un componente esencial en la planificación ambiental de regiones costeras como Santa Elena.

En la provincia de Santa Elena, Ecuador, el estuario El Real se considera un ecosistema natural definido por la presencia de diversas variables fisicoquímicas que favorecen una alta productividad biológica. Esta área, que comprende manglares, estuarios y marismas, es crucial para la biodiversidad acuática, ya que sirve como zona de reproducción y cría para numerosas especies de peces y aves marinas. (Pesantez, 2025).

Este entorno natural es susceptible a problemas ambientales que podrían alterar su equilibrio. Por ende, es fundamental comprender el estado de este estuario y establecer una línea base. El presente estudio explica cómo son los ecosistemas costeros de la zona, lo que podrá contribuir en la toma de decisiones sobre su gestión y cuidado.

Las concentraciones de nutrientes como nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), fosfato (PO_4^{3-}) y amonio (NH_4^+) influyen directamente en la reproducción del fitoplancton (principalmente diatomeas) y el zooplancton (copépodos, rotíferos, larvas de crustáceos). Cuyos organismos son considerados bioindicadores en calidad del agua y ecosistemas, ya que, en un nivel trófico superior, son un alimento básico para otros animales (González & Torres, 2023).

El presente estudio busca caracterizar integralmente los parámetros fisicoquímicos y biológicos del estuario El Real, con especial atención a la dinámica del fitoplancton y zooplancton, elementos clave para evaluar la calidad ambiental. Se plantea como hipótesis: El estuario El Real no presenta condiciones fisicoquímicas y biológicas que permiten definir una buena calidad ambiental.

La pregunta problema que guía esta investigación es: ¿Cuál es el nivel de calidad ambiental del estuario El Real al considerar sus parámetros fisicoquímicos y biológicos?

Para ello, se empleará una metodología de muestreos periódicos in situ de variables fisicoquímicas mediante equipos multiparámetros, análisis espectrofotométricos para la cuantificación de nutrientes y la identificación taxonómica del fitoplancton y zooplancton mediante técnicas de muestreo con redes de arrastre y observación microscópica (Martínez , López , & Herrera, 2022)

La importancia de este estudio radica en proporcionar una caracterización integral de las condiciones fisicoquímicas del agua y de la composición del plancton en el estuario El Real-Chanduy, generando información base que contribuirá a la prevención, manejo y conservación ambiental. Esta información será de utilidad para instituciones públicas, comunidades locales y futuros investigadores, fortaleciendo la gestión sostenible de los recursos naturales en la región (Ramírez & Cedeño, 2021)

1. PROBLEMÁTICA

Los estuarios, como zonas donde confluyen los ecosistemas marinos y continentales, son ambientes altamente productivos pero vulnerables. Durante las últimas décadas, han sido afectados por procesos de eutrofización debido al aumento de nutrientes provenientes de actividades humanas como la agricultura, acuicultura, industria y urbanización (Ormaza, 2024) (Díaz-Ferguson, 2024). Estos aportes generan un crecimiento descontrolado de organismos fotosintéticos, especialmente fitoplancton y macroalgas, lo que altera la calidad del agua y provoca desequilibrios ecológicos como hipoxia y pérdida de biodiversidad (Rivas, 2024).

El estuario El Real es un ecosistema natural donde las fluctuaciones de salinidad, nutrientes y otros factores fisicoquímicos contribuyen al mantenimiento de la biodiversidad. Sirve como zona de desove y refugio natural para numerosos organismos acuáticos. Sin embargo, aún se carece de investigación sobre la calidad del agua y la composición biológica del mismo. (Alvarenga & Herrera, Calidad de agua marina para la sostenibilidad de Golfos de zonas tropicales, 2025).

El desconocimiento sobre la concentración de nutrientes (NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} , NH_4^+), oxígeno disuelto, turbidez, biomasa de fitoplancton (clorofila-a) y

estructura del zooplancton dificulta la evaluación de su calidad ambiental. Esto impide identificar procesos de eutrofización que podrían estar afectando la estructura biológica del ecosistema (Marín, 2022).

Por esta razón, es clave realizar un estudio ambiental integral del Estuario El Real para conocer sus condiciones actuales. Este estudio proporciona información acerca de la cantidad de nutrientes presentes y el impacto que pueden presentar en el ecosistema, prever posibles daños en el mismo y en las comunidades humanas que dependen de él. Por tal motivo, la pregunta a plantear es: ¿Cuál es el nivel de calidad ambiental del estuario El Real al considerar sus parámetros fisicoquímicos y biológicos?

2. JUSTIFICACIÓN

Diagnosticar la calidad ambiental de un ecosistema es esencial para evaluar su estado ecológico, detectar impactos derivados de actividades humanas y garantizar la continuidad de sus funciones naturales. Esto permite identificar contaminantes, variaciones en parámetros fisicoquímicos y alteraciones en la biodiversidad. Los estuarios, por su condición de zonas de transición entre ambientes marinos y continentales, poseen una alta productividad y biodiversidad, favorecida por sus variaciones ecológicas que sirven como hábitat y zona de crianza para numerosas especies acuáticas (Díaz-Ferguson, 2024).

Para comprender el estuario El Real, es necesario estudiar su ambiente y detectar posibles eventos de eutrofización. Poseer información actualizada de la salinidad, temperatura, pH, oxígeno, turbidez y de nutrientes como nitrito, nitrato, fosfato y amonio es útil para determinar la condición del ambiente. Integrando el análisis de la composición y cantidad de fitoplancton y zooplancton con datos de clorofila a (que indica la biomasa de fitoplancton) se conseguirá una visión más clara del estado nutricional del ecosistema (García, Sánchez, & López, 2024) (Chilton, y otros, 2021).

En este sentido, en el contexto costero de la provincia de Santa Elena, se espera aprovechar el conocimiento de este estudio y desarrollar información relevante para las instituciones públicas, las comunidades locales y los futuros

investigadores. Cuyo objetivo es analizar el estado actual del estuario de El Real para contribuir significativamente a la prevención, gestión y protección ambiental. El estuario se beneficiaría de varios servicios ecosistémicos como la pesca artesanal y la protección costera (Alvarenga & Herrera, 2025).

3. OBJETIVOS

3.1. OBJETIVO GENERAL

Caracterizar la calidad ambiental del estuario El Real - Chanduy mediante el análisis de parámetros fisicoquímicos y biológicos, definiendo su estado ambiental.

3.2. OBJETIVOS ESPECIFICOS

- Determinar parámetros fisicoquímicos y nutrientes (NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} , NH_4^+ , clorofila a) en diferentes sitios del estuario, mediante técnicas estandarizadas.
- Identificar la abundancia y composición de zooplancton y fitoplancton, mediante monitoreo de red de arrastre y observación microscópica.
- Relacionar la calidad ambiental del estuario con parámetros fisicoquímicos y biológicos, contrastándolos con estándares normativos nacionales e internacionales

4. HIPÓTESIS

H₁: El estuario El Real no presenta condiciones fisicoquímicas y biológicas que permiten definir una buena calidad ambiental.

5. MARCO TEÓRICO

5.1. Importancia ecológica de los estuarios como ecosistemas naturales

Los estuarios son ecosistemas costeros únicos donde el agua dulce de los ríos se encuentra con el agua salada del océano (NOAA, 2022). Esta combinación en ambientes dinámicos es ampliamente considerada entre las más fértiles en cualquier parte del mundo (Agencia de Protección Ambiental de EE. UU., 2025). Son ecológicamente significativos por la variedad de hábitats que albergan, incluidos manglares, marismas, praderas de pastos marinos y bancos de ostras, que sustentan a diversos organismos acuáticos y terrestres (U.S. Environmental Protection Agency (EPA), 2016).

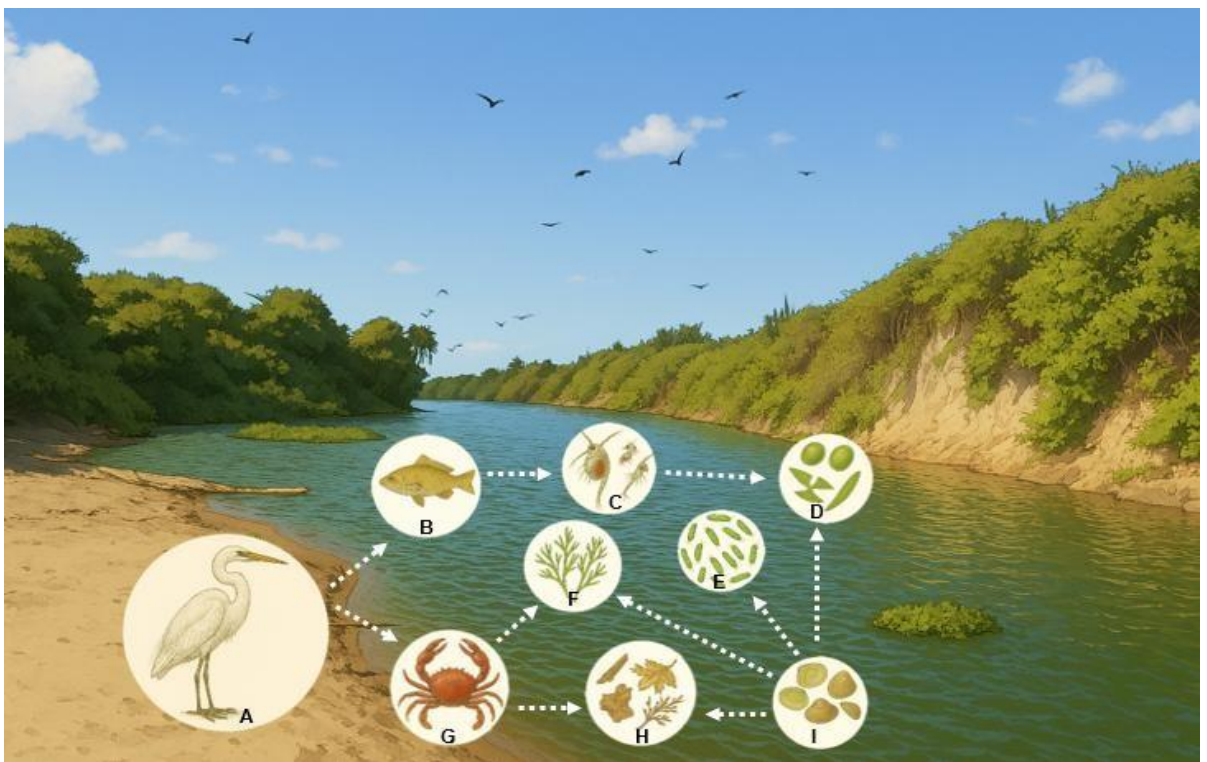
Estos ecosistemas cumplen diversas funciones ecológicas (**Figura 1**). Sirven como zonas de desove para peces y crustáceos (la mayoría de los cuales se explotan comercialmente) y, por lo tanto, también se les denomina “cunas marinas” (NOAA, 2022). Son hábitats importantes para las aves migratorias, que los utilizan como zonas de descanso y alimentación durante sus desplazamientos estacionales (Miller, 2012).

Los estuarios prestan servicios ecosistémicos vitales. Filtran contaminantes y sedimentos, mejoran la calidad del agua, protegen las zonas costeras de las

inundaciones y la erosión, y fomentan el bienestar humano mediante actividades recreativas como la pesca y la navegación (EcoExploratorio, 2022). La protección de los estuarios es fundamental para lograr un equilibrio entre el desarrollo económico y la sostenibilidad ecológica. (Díaz-Ferguson, 2024).

Figura 1

Flujo de energía de un ecosistema estuarino



Nota: El gráfico representa una cadena trófica A) Ave migratoria Egretta thula, B) Pez Dormitator latifrons, C) Zooplancton, D) Fitoplancton, G) Cangrejo rojo, H) Materia orgánica, I) Molluscos

5.2. Estuario El Real – Chanduy

El Estuario El Real, ubicado en la comuna El Real, parroquia Chanduy, provincia de Santa Elena, es una masa de agua salobre que desemboca en el océano

Pacífico (**Figura 2**). Su comportamiento hídrico varía significativamente según la estación del año, determinado por la interacción de factores continentales y marinos (Aguilera, 2025, manuscrito no publicado).

En la temporada seca, el flujo de agua de mar se detiene por completo y, por lo tanto, el nivel en el estuario disminuye gradualmente. Esta es la época del año en que el cuerpo de agua está relativamente más confinado, y la mayor parte de esta agua es dulce, proviene de escorrentías subterráneas o pozos. Esto altera la dinámica ecológica del sistema al reducir el movimiento de especies y la renovación del agua (Aguilera, 2025, manuscrito no publicado).

En contraste, el aumento del nivel de agua de mar durante la temporada de lluvias ayuda a reconectar las desembocaduras del estuario con el océano y permite aumentar considerablemente el volumen y la salinidad del agua. Este aumento de agua promueve la regeneración del ecosistema, mejora la calidad del agua y fomenta la actividad biológica, especialmente de organismos acuáticos que requieren una combinación de agua dulce y salada (Aguilera, 2025, manuscrito no publicado).

Figura 2

Estuario El Real – Chanduy, zona de investigación



5.3. Biodiversidad clave de los estuarios

La biodiversidad en los estuarios es extremadamente importante para el bienestar de los ecosistemas costeros. Diferentes organismos que están adaptados a diferentes condiciones (salinidad, temperatura, disponibilidad de nutrientes) viven en estos hábitats (Smyth, Laughinghouse, Reynolds, Camp, & Havens, 2023). Las interacciones entre elementos físicos y químicos facilitan la convivencia de especies que poseen diversas necesidades ecológicas, lo cual conduce a un aumento en la biodiversidad y en la riqueza funcional del ecosistema (U.S. Geological Survey, 2023).

La importancia de los estuarios radica en su biodiversidad; este es un aspecto clave que ayuda a regular su producción primaria, el ciclo de nutrientes, la estabilización de sedimentos y a proporcionar alimento a los sistemas (Carrasco, 2023). Las interacciones entre productores, consumidores y descomponedores proporcionan el soporte ecológico de energía constante, así como limitan la influencia de la naturaleza y las actividades humanas que interrumpen los procesos del ecosistema (EcoExploratorio, 2022).

5.4. Calidad del agua y calidad ambiental en ecosistemas acuáticos

La calidad del agua en los ecosistemas acuáticos es un indicador importante del estado ecológico y funcional de estos sistemas (Hernández, Gómez, & Pérez, 2020). La evaluación de la calidad del agua utiliza parámetros físicos, químicos y biológicos para determinar el alcance de los cambios ambientales y su capacidad para mantener los procesos ecológicos básicos (Prat, 2021). Estos parámetros incluyen la concentración de oxígeno disuelto, el contenido de nutrientes y la composición de los organismos acuáticos. (Naturales, 2020).

La calidad ambiental de los ecosistemas acuáticos está estrechamente relacionada con la calidad del agua ya que, tiene una influencia directa en la estructura y dinámica de las comunidades biológicas (Hernández, Gómez, & Pérez, 2020). Los ecosistemas acuáticos saludables muestran procesos ecológicos estables,

resiliencia a las perturbaciones y la capacidad de autorregularse frente a influencias externas (UNESCO, 2021). El deterioro de la calidad ambiental se manifiesta como eutrofización, pérdida de biodiversidad y alteración de los ciclos biogeoquímicos (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, 2022)

5.5. Parámetros fisicoquímicos como componentes esenciales

Los parámetros fisicoquímicos son esenciales para la caracterización del agua en los sistemas ecológicos y para adquirir información vital sobre la calidad del agua y el soporte vital (Samboni, Pérez, & Rodríguez, 2021). Tales mediciones pueden usarse para describir los cuerpos de agua en cuanto a composición, comportamiento y capacidad como anfitriones de importantes procesos ecológicos.

Algunos de ellos son el pH, la temperatura, la conductividad eléctrica, el oxígeno disuelto, la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), los sólidos totales, la salinidad, así como nutrientes como el nitrógeno y el fósforo (Samboni, Pérez, & Rodríguez, 2021). Estos indicadores son críticos para evaluar la calidad y sostenibilidad de las comunidades acuáticas. (Samboni, Pérez, & Rodríguez, 2021).

Estos factores afectan directamente cómo se organizan y funcionan las comunidades biológicas, así como la producción primaria, el acceso a los nutrientes y la estabilidad de los ciclos biogeoquímicos (Voledo, 2020). También, es clave su

monitoreo para detectar contaminación, eutrofización y otros cambios causados por el ser humano que podrían desestabilizar el ecosistema.

En Ecuador, la normativa ambiental vigente establece estándares específicos para evaluar cuerpos de agua salobre, como los estuarios (**ver Tabla 1**). El Acuerdo Ministerial MAATE-MAATE-2025-0045-A reafirma los compromisos nacionales con la conservación de la naturaleza, incluyendo la implementación de medidas de restauración, prevención y regulación para contrarrestar las actividades que podrían alterar los ciclos naturales (Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica., 2025) (C-Total Consultoría Ambiental. , 2025).

Tabla 1

Rangos ideales basados en literatura científica y normativa ambiental ecuatoriana (Instituto del agua Ecuador, 2024; MAATE, 2025).

PARÁMETRO	RANGO IDEAL	APLICACIÓN ECOLÓGICA
Temperatura	$\leq 30 \text{ }^{\circ}\text{C}$	La temperatura influye en la actividad biológica y la solubilidad de gases. Valores $\leq 30 \text{ }^{\circ}\text{C}$ son considerados adecuados para evitar estrés térmico en organismos acuáticos (morell-bayard et al., 2015).
Conductividad eléctrica	$\leq 2000 \text{ } \mu\text{s/cm}$	La conductividad refleja la concentración de sales disueltas. Rangos $\leq 2000 \text{ } \mu\text{s/cm}$ indican condiciones saludables en cuerpos de agua salobre (solís-castro et al., 2018).

PARÁMETRO	RANGO IDEAL	APLICACIÓN ECOLÓGICA
Ph	6.5 – 8.5	El ph determina la acidez o alcalinidad del agua. Valores entre 6.5 y 8.5 garantizan estabilidad química y biológica (instituto del agua, s.f.).
Salinidad	0.5 – 30 ups	La salinidad regula la distribución de especies. Valores entre 0.5 y 30 ups definen cuerpos de agua salobre (morcelle del valle & deorsola, 2017).
Turbidez	≤ 5 ntu	La turbidez elevada reduce la penetración de luz. Valores ≤ 5 ntu son ideales para mantener la productividad primaria (universidad mayor de san andrés, s.f.).
Oxígeno disuelto	≥ 5 mg/l	El oxígeno disuelto es esencial para la respiración de organismos acuáticos. Valores ≥ 5 mg/l previenen condiciones anóxicas (instituto del agua, s.f.).

5.6. Influencia de la salinidad en la biodiversidad

En los estuarios, la salinidad es clave para la vida, pues afecta la ubicación, cantidad y mezcla de seres vivos. Estos lugares donde se une el agua dulce de los ríos con el agua salada del mar tienen cambios en la salinidad que modifican las especies del lugar (Smyth, Laughinghouse, Reynolds, Camp, & Havens, 2023).

Investigaciones recientes indican que el aumento de la salinidad (causado, sobre todo, por el cambio climático y la suciedad en el mar) puede dañar el hábitat de animales sensibles como las ostras, peces juveniles y los pastos marinos. Estos cambios pueden afectar su reproducción, crecimiento y forma de sobrevivir (Love, Smith, & Thompson, 2022). Por lo tanto, la salinidad no solo afecta a los organismos acuáticos, sino que también muestra lo que está ocurriendo en el medio ambiente.

5.7. Relación entre temperatura y productividad primaria

La temperatura es un factor físico clave que influye en la productividad primaria de los ecosistemas acuáticos. Afecta directamente la tasa metabólica de los organismos fotosintéticos, como el fitoplancton, que son responsables de la producción de materia orgánica mediante la fotosíntesis (Kuffo, Piguave, Mendoza, Bazurto, & Macías, 2024).

La variación térmica también condiciona la concentración de clorofila-a, pigmento esencial para la fotosíntesis y principal indicador de productividad primaria en ambientes acuáticos. En ecosistemas estuarinos, donde las condiciones ambientales son altamente dinámicas, se ha observado que un incremento moderado de la temperatura puede favorecer la proliferación fitoplanctónica, reflejada en mayores niveles de clorofila-a. Sin embargo, cuando se supera el umbral térmico

óptimo, el estrés ambiental reduce la eficiencia fotosintética y, por ende, la productividad del sistema (Viñoles, 2024) (Montaño, Variabilidad estacional de la clorofila-a en el Pacífico ecuatorial, 2019)(**Tabla 2**).

Tabla 2

Rangos de clorofila-a para determinar eutrofización

ESTADO TRÓFICO	RANGO DE CLOROFILA-A	INTERPRETACIÓN ECOLÓGICA
Oligotrófico	< 2 µg/L	Baja productividad, buena calidad de agua
Mesotrófico	2 – 10 µg/L	Productividad moderada
Eutrófico	> 10 µg/L	Alta productividad, riesgo de floraciones algales

Nota: Tabla con valores en base a normativas internacionales: DINACEA 2022, APHA 2017, Ministerio del ambiente de Uruguay y protocolo de determinación de clorofila-a de Argentina

5.8. Identificación de fitoplancton y zooplancton como bioindicadores

El fitoplancton y el zooplancton son muy sensibles a cualquier cambio en el agua, de modo que actúan para indicar qué tan bien está un ecosistema acuático (Escobar , Terneus, & Yáñez , 2013). Si están ahí, en qué cantidad y qué tipos hay, nos dice cómo está el lugar.

También se determinó en 2020 que ciertos grupos, como los euglenofitos y clorofitos, tienen una alta propensión a reproducirse ya que la cantidad de sistemas

cargados con materia orgánica se correlaciona directamente con la eutrofización. Además, la estructura del zooplancton en el ecosistema acuático puede ayudar a revelar cambios tróficos en la disponibilidad de nutrientes y la calidad del agua (Roque & Salazar, 2021) (Zaroni, 2020) (Domínguez & Giorgi, 2020).

La incorporación del fitoplancton y el zooplancton en programas de monitoreo ambiental como bioindicadores es un factor crucial. Su sensibilidad a los cambios fisicoquímicos los convierte en un buen indicador para determinar alteraciones en el equilibrio ecológico de los sistemas acuáticos (Gómez, Domínguez, Rodríguez, & Fernández, 2013)

El fitoplancton, por su rápida respuesta a variaciones en la disponibilidad de nutrientes, luz y temperatura, es utilizado para detectar procesos de eutrofización, contaminación orgánica y presencia de compuestos tóxicos (Soto, 2017). Su composición y abundancia pueden indicar el grado de alteración del ecosistema, así como la presión antrópica ejercida sobre el cuerpo de agua (UNESCO, 2012).

El zooplancton, particularmente los rotíferos y copépodos, por otro lado, se considera indicadores confiables del estado trófico del sistema. Su estructura poblacional y diversidad están fuertemente asociadas con la calidad del agua y, por lo tanto, son útiles para diferenciar ambientes oligotróficos, mesotróficos y eutróficos (Perbiche, 2013).

Para obtener información precisa sobre la composición taxonómica y la abundancia relativa de estos grupos, se utilizan técnicas de muestreo estandarizadas, como redes de plancton y cámaras de conteo (Invemar, 2022). Los datos obtenidos a con estos métodos son esenciales para el desarrollo de índices multimétricos de calidad ecológica que integran variables biológicas y fisicoquímicas, proporcionando así una visión más completa del estado del ecosistema (Invemar, 2022) (**ver Tabla 3**).

Tabla 3

Índices de diversidad para fitoplancton y zooplancton

INDICADOR	RANGO PARA BUENA CALIDAD AMBIENTAL	ÍNDICE ESTADÍSTICO	APLICACIÓN ECOLÓGICA
- Fitoplancton - zooplancton	> 15 especies	Índice de Shannon-Wiener (H')	Alta diversidad indica buen estado ecológico.
	D < 0.2	Índice de Simpson (D)	Baja dominancia refleja equilibrio ecológico.
	> 5 géneros	Índice de Margalef (d)	Mayor riqueza refleja baja presión antrópica.

Nota: Tabla referencial en base a: Directiva Marco del Agua (2000/60/CE); UNE-EN 15204:2007; UNE-EN 14996:2007; M-FIT-2013 (España); Orden ARM/2656/2008 (España); UNESCO (2012), Eurofins Environment Testing Spain (2025).

5.9. Impacto de nutrientes en la calidad del agua

Los nutrientes como el nitrógeno y el fósforo son esenciales para el crecimiento de los organismos acuáticos. Sin embargo, si los niveles superan los niveles naturales, se pueden desencadenar procesos de eutrofización, un proceso que degrada significativamente la calidad del agua en los estuarios y causa una pérdida de biodiversidad (Laughinghouse, Smyth, Havens, & Frazer, 2022).

Las principales causas de la sobrecarga de nutrientes en estos ecosistemas son la escorrentía agrícola, las aguas residuales domésticas y las aguas residuales industriales. Estos aportes alteran el equilibrio ecológico de los estuarios, hábitats inherentemente sensibles y dinámicos (Rivas, 2024). Por ejemplo, se ha observado una fluctuación estacional en la concentración de nutrientes en el sistema lagunar de Agiabampo, en Sonora, lo que afecta parámetros importantes como el oxígeno disuelto, la clorofila a, el pH y la salinidad.

Entre los nutrientes más importantes se encuentran el nitrito (NO_2^-), el nitrato (NO_3^-), el fosfato (PO_4^{3-}) y el amonio (NH_4^+). Estos compuestos se consideran clave para evaluar la calidad del agua, ya que sus concentraciones están directamente relacionadas con las actividades humanas y el reciclaje de la materia orgánica. (Zúñiga, 2020).

La interacción de estos nutrientes con factores como la temperatura y la disponibilidad de luz puede acelerar los procesos de eutrofización, favoreciendo la aparición de floraciones algales nocivas y alteraciones en la estructura de las comunidades biológicas (Lebrato, 2021). En este contexto, organismos internacionales como la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA) han advertido que la contaminación por nutrientes representa uno de los problemas ambientales más extendidos y costosos, afectando ríos, lagos, bahías y estuarios (U.S. Environmental Protection Agency, 2025). El exceso de nitrógeno y fósforo estimula el crecimiento descontrolado de algas, reduce el oxígeno disponible y genera condiciones anóxicas que comprometen la vida acuática (**ver Tabla 4**).

Tabla 4

Rangos óptimos de niveles de nutrientes en estuarios.

NUTRIENTE	RANGO PERMITIDO (MG/L)	APLICACIÓN ECOLÓGICA EN ESTUARIOS
NITRITO (NO₂⁻)	< 0.1	Altamente tóxico para peces y otros organismos acuáticos. Su presencia indica procesos de nitrificación incompletos o contaminación por aguas residuales (Chuquimboques Marrero et al., 2019).
NITRATO (NO₃⁻)	< 10	En concentraciones elevadas puede causar eutrofización, disminuyendo el oxígeno disuelto y afectando la biodiversidad (Chuquimboques Marrero et al., 2019).
AMONIO (NH₄⁺)	< 0.5	Puede transformarse en amoníaco (NH ₃) en condiciones de pH alto, siendo altamente tóxico. Indica contaminación orgánica reciente

FOSFATO (PO₄³⁻)	< 0.1	(Chuquimboques Marrero et al., 2019). Su exceso provoca floraciones algales nocivas y eutrofización, afectando la transparencia del agua y el oxígeno disuelto (Chuquimboques Marrero et al., 2019).
--	-------	---

Nota: Rango en base a las normativas nacionales e internacionales: NOM-127-SSA1-2021 (México), CONAGUA (México), Directiva Marco del Agua (DMA) – Unión Europea, Real Decreto 817/2015 (España), Norma Técnica Ambiental del Ecuador (CIP), USEPA (EE.UU.) – Clean Water Act, Sección 401 y 304(a) ISO 15923-1:2025 / ISO 11352 / ISO 8199, FAOLEX / Codex Alimentarius (FAO/OMS), NOM-179-SSA1-2020 (México), NTON 03-004 (Nicaragua)

En Europa, el Ministerio para la Transición Ecológica (MITECO) ha documentado que la contaminación por nitratos, derivados principalmente de fertilizantes y residuos animales, es una de las causas más frecuentes de eutrofización en cuerpos de agua superficiales. Este proceso puede desencadenar floraciones de cianobacterias que liberan toxinas, modifican la coloración del agua y deterioran su calidad para el consumo humano y el uso recreativo (Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica., 2025).

En En Latinoamérica, las actividades humanas han aumentado la cantidad de nutrientes que llegan a los estuarios. La agricultura intensiva, las aguas residuales y el agua que corre de las ciudades son las principales causas. Esto ha perjudicado la

biodiversidad, la calidad del agua y los servicios que los ecosistemas ofrecen en las costas, sobre todo por la eutrofización (Díaz-Ferguson, 2024). En países como México, Colombia y Perú, se ha visto que el exceso de fósforo y nitrógeno daña la función de los estuarios como filtros naturales (Universidad Técnica de Manabí, 2023).

Desde 2023 hasta 2025, el Estero el Salado en Guayaquil, Ecuador, experimentó una hipereutrofización. Esto fue resultado de la sobreacumulación de nutrientes principalmente por escorrentía agrícola, aguas residuales domésticas e industriales, así como la baja renovación de agua debido al limitado flujo de agua del río (Ormaza, 2024). Investigaciones fisicoquímicas en varios sitios a lo largo del estuario indican altas concentraciones de fosfato ($>57 \mu\text{M}$) y amonio ($>250 \mu\text{M}$) por encima de las leyes ambientales ecuatorianas (Pizarro & Sarmiento, 2022). Como resultado, los resultados del Índice TRIX revelan que el sistema está seriamente comprometido, destacando la urgencia de la introducción de programas de restauración efectivos y un monitoreo ambiental estricto y gestión integrada para preservar las funciones ecológicas de estos importantes ecosistemas (Grijalva, Mejía, Alcívar, Ruiz, & Carpio, 2022).

5.10. Vulnerabilidad y amenazas de los estuarios

Dado que los estuarios se encuentran en la zona de transición entre los ambientes continentales y marinos, son ecosistemas extremadamente sensibles que

están expuestos a diversas tensiones naturales y antropogénicas. (Díaz-Ferguson, 2024). El cambio climático, el aumento del nivel del mar, las alteraciones de las condiciones hidrológicas y la expansión de las ciudades hacia las zonas costeras han exacerbado esta vulnerabilidad (Restore America's Estuaries, s.f.).

Una de las amenazas más relevantes que enfrentan los estuarios es la eutrofización, proceso provocado por el exceso de nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo, que ingresan al sistema a través de escorrentías agrícolas, aguas residuales y descargas industriales (Laughinghouse, Smyth, Havens, & Frazer, 2022). Este fenómeno genera proliferaciones algales nocivas, disminución del oxígeno disuelto y pérdida de biodiversidad, comprometiendo la funcionalidad ecológica del ecosistema (Smyth, Laughinghouse, Reynolds, Camp, & Havens, 2023)

A su vez, los estuarios se ven afectados por fenómenos climáticos severos, incluyendo huracanes, inundaciones y sequías prolongadas, que modifican de manera drástica factores fundamentales como la salinidad, la temperatura y la cantidad de sedimentos. Estas alteraciones pueden provocar desequilibrios ecológicos duraderos y disminuir la capacidad del sistema para recuperarse (Programa del Estuario de la Bahía de San Juan, 2020).

5.11. Marco legal y regulaciones ambientales aplicadas a la conservación de estuarios

Las pautas y regulaciones en el ámbito ambiental son de suma importancia para asegurar la preservación, la recuperación y la explotación sostenible de los ecosistemas estuarinos. Debido a su gran productividad y delicadeza ecológica, estos ecosistemas necesitan la creación de legislación en la regulación de la calidad de agua, el uso de la tierra, la conservación de hábitats, y la gestión de los riesgos ambientales (Restore America's Estuaries, 2025).

En Estados Unidos, la Agencia de Protección Ambiental (EPA) impulsa la elaboración de Planes de Manejo Estuarino, que incluyen directrices para la restauración de hábitats, el control de contaminantes, la modernización de infraestructuras y la adaptación al cambio climático. Estos planes se actualizan periódicamente para responder a nuevas amenazas y fortalecer la gobernanza ambiental (Programa del Estuario de la Bahía de San Juan, 2024).

La Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho de los Usos No Navegacionales de los Cursos de Agua Internacionales propone ideas clave como el uso justo del agua, evitar daños y hablar sobre proyectos que afecten el agua que comparten varios países. Su aplicación en estuarios depende de la situación política, pero sus directrices son importantes para la gestión de las cuencas (Gwynn, 2023).

Las normas ISO para medir la calidad del agua dan criterios para medir con precisión aspectos físicos, químicos y microbiológicos, lo cual es clave para saber cómo está la salud ambiental de los estuarios. Normas como la ISO 8199 (análisis microbiológicos), ISO 7027-1 (turbidez) o ISO 17294-2 (elementos por espectrometría de masas) ayudan a fijar parámetros que se pueden comparar y en los que se puede confiar para vigilar las condiciones del medio ambiente (International Organization for Standardization , 2025).

En Ecuador, el Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica (MAATE) regula la calidad del agua mediante la Norma de Calidad Ambiental y de Descarga de Efluentes: Recurso Agua, que define parámetros fisicoquímicos y biológicos para cuerpos de agua salobre como los estuarios. Esta normativa establece límites permisibles de contaminantes, salinidad y concentración de cloruros para aguas bajo influencia marina. El Acuerdo Ministerial N° 97 y el Código Orgánico Ambiental refuerzan la obligación de conservar los recursos hídricos, proteger la biodiversidad y garantizar el derecho a un ambiente sano, siendo pilares para el diseño de estrategias de manejo sostenible (Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica, 2015)

La caracterización fisicoquímica y biológica del estuario El Real - Chanduy se alinea con los principios de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS), especialmente el ODS 6 (Agua limpia y saneamiento) y el ODS 14 (Vida submarina).

La medición de parámetros de salinidad, temperatura, concentración de nutrientes y composición biológica se utiliza para evaluar la condición ecológica de los cuerpos de agua y generar políticas alternativas para mantener su estado saludable. Tales análisis son muy importantes para alcanzar el Objetivo 6.3 de mejorar la calidad del agua reduciendo la contaminación (UN-Water, 2024) y el Objetivo 14.1 que busca prevenir la contaminación marina desde fuentes terrestres (United Nations, 2025). De esta manera, el estudio contribuye al monitoreo ambiental y a la formulación de políticas públicas que promuevan la conservación de los ecosistemas estuarinos, en concordancia con los compromisos internacionales asumidos por Ecuador en el marco de la Agenda 2030.

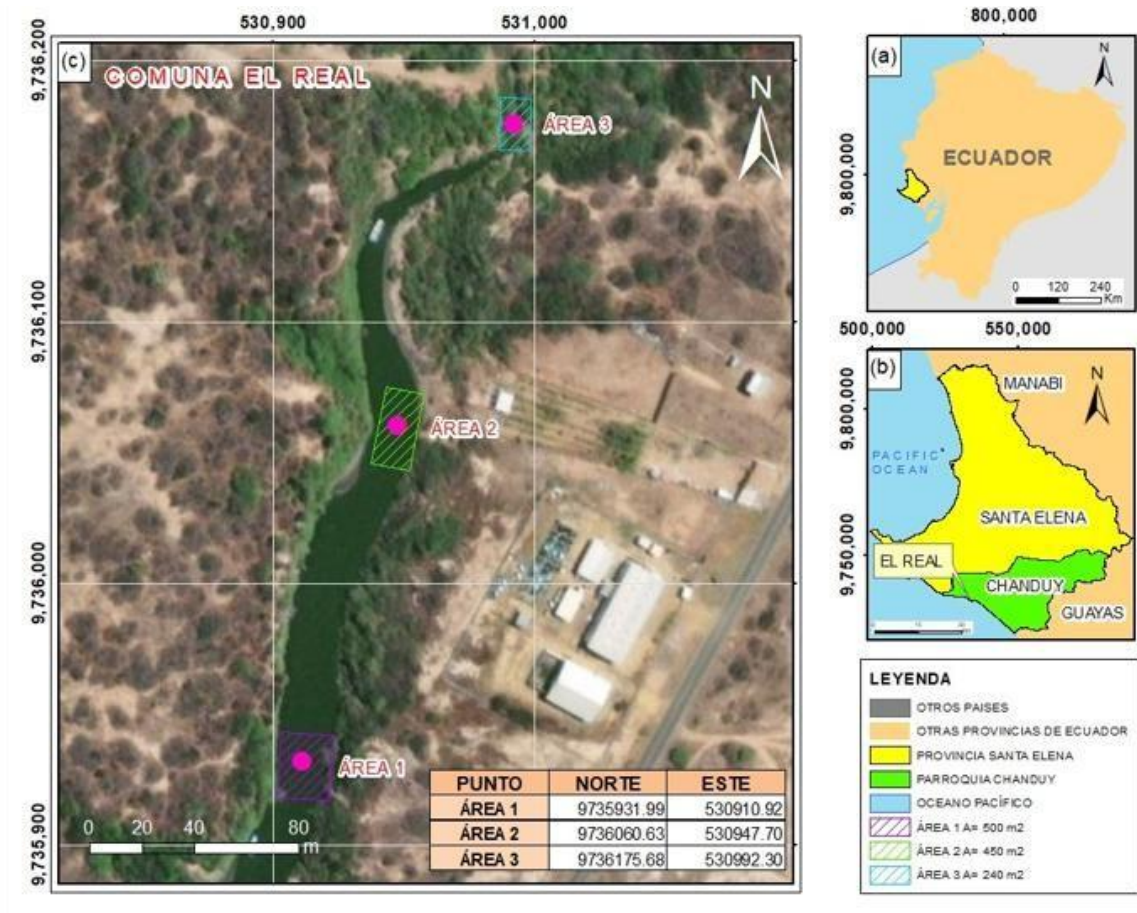
6. MARCO METODOLÓGICO

6.1. Área de estudio

La investigación se desarrolló en el estuario El Real, ubicado en la parroquia Chanduy, cantón Santa Elena, provincia de Santa Elena, Ecuador. Este ecosistema presenta una extensión lineal de aproximadamente 540,78m. El área abarcada para la investigación fue definida con una extensión de 345m. Para su ubicación precisa se emplearon coordenadas UTM (Zona 17 Sur), siendo E1: X=530910.92 e Y=9735391.99; E2: X=530947.70 e Y=9736060.63; E3: X=530992.32 e Y=9736715.65. El área fue segmentada en tres estaciones de muestreo, separadas por 135 metros entre sí, las dimensiones de las estaciones 1 y 2 con 25m de largo x 20m de ancho con un área de 500 m² y estación 3 con una dimensión de 25m de largo x 12m de ancho con un área de 300 m² (**Figura 3**), la variación de las dimensiones por estación se deben a las características físicas del estuario, como el caudal del agua y la morfología del cauce, que condicionaron la delimitación de áreas representativas para el muestreo.

Figura 3

Mapa del área de estudio con la delimitación de las estaciones



6.2. Diseño metodológico

La duración del estudio fue de 3 meses con monitoreos realizados cada 15 días. Durante este período de tiempo, se recolectaron un total de 90 muestras de agua, incluyendo 3 muestras químicas y 2 biológicas para cada zona en cada monitoreo, produciendo 15 muestras en cada monitoreo. Se determinaron nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), fosfato (PO_4^{3-}), amonio (NH_4^+), y clorofila-a a partir de los análisis químicos, y se identificaron y cuantificaron fitoplancton y zooplancton en los análisis biológicos. También se midieron parámetros fisicoquímicos como oxígeno disuelto

(OD), pH, salinidad (SAL), conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), temperatura (T°) y turbidez.

6.3. Tipo de investigación

Este trabajo se realizó aplicando dos tipos de investigación: en primer lugar, la descriptiva, que comprendió el análisis y la interpretación de los parámetros fisicoquímicos (NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} , NH_4^+ , clorofila a) y biológicos (fitoplancton y zooplancton) en distintos puntos del estuario El Real - Chanduy, con el fin de caracterizar su calidad ambiental. Este tipo de investigación permite establecer la estructura y comportamiento de los fenómenos observados sin manipular las variables, proporcionando una visión detallada del ecosistema (Arias, 2006) (Ochoa & Yunkor, 2020).

Al mismo tiempo, se realizó un estudio para ver cómo se relacionan las características del estuario y su calidad ambiental, comparándola con los estándares nacionales e internacionales. Este método busca medir qué tanto se conectan las variables, sin implicar que exista una relación causal. Para esto se usan estadísticas como los coeficientes de correlación (Osada & Salvador, 2021).

Sobre la data, se unió información cuantitativa (datos numéricos para análisis estadísticos) con información cualitativa (observación directa de organismos que indican el estado del ecosistema).

6.4. Registro de parámetros ambientales

Se registraron parámetros de temperatura, salinidad y pH mediante un equipo multiparámetro portátil (7 en 1 YY-1070), colocando los sensores directamente en la columna de agua durante aproximadamente 30 segundos (**Figura 4**). Este procedimiento permite obtener lecturas rápidas y confiables *in situ*, con compensación automática de temperatura (ATC), lo que mejora la precisión de los datos (Rosas, 2024). La temperatura influye en la solubilidad del oxígeno y en los procesos metabólicos de los organismos acuáticos (U.S. Geological Survey, 2023). La salinidad afecta la distribución de especies y su capacidad de osmorregulación (Londoño, Giraldo, & Gutiérrez, 2020), mientras que el pH determina la acidez o alcalinidad del medio, lo que puede alterar la disponibilidad de nutrientes y la toxicidad del agua (Paredes & Cuartas, 2020).

Figura 4

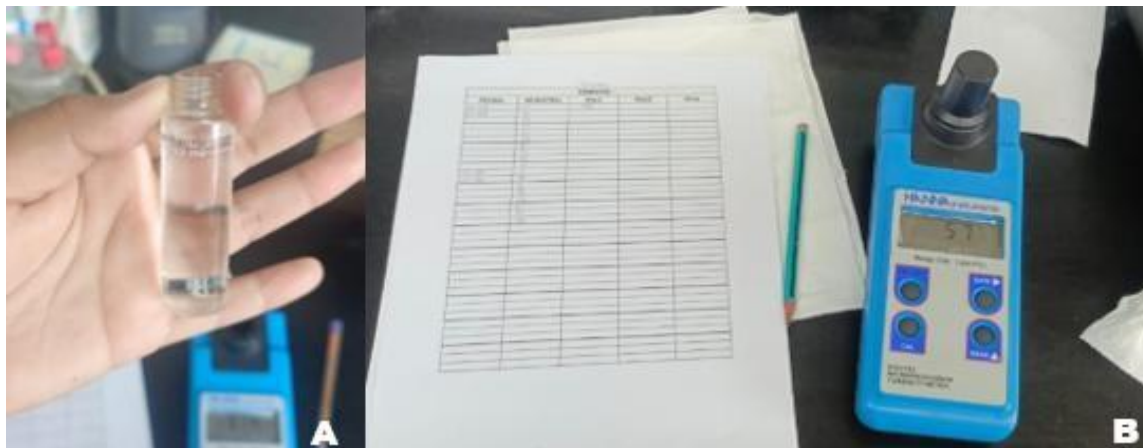
Toma de parámetros de manera in situ con multiparámetro portátil (7 en 1 YY-1070)



La turbidez fue medida mediante un nefelómetro HANNA HI93703, siguiendo el método nefelométrico basado en la norma ISO 7027. Se colocaron 10 mL de muestra en una cubeta limpia y seca, evitando la formación de burbujas. La parte externa de la cubeta fue limpiada con un paño suave y, si era necesario, con aceite de silicona para eliminar imperfecciones del vidrio. La muestra se dejó reposar unos segundos antes de introducir la cubeta en el equipo. Una vez fijada en el compartimento de lectura, se presionó el botón “READ” para obtener el valor de turbidez en unidades nefelométricas (NTU) (**Figura 5**), indicador clave de la cantidad de partículas suspendidas en el agua y de posibles fuentes de contaminación (Hanna Instruments, 2021).

Figura 5

Medición de turbidez mediante nefelómetro HANNA HI93703



Nota: Fotografía A) Colocación de 10mL de muestra en la cubeta, fotografía B) Lectura de turbidez en NTU

Para medir el oxígeno disuelto (OD), se utilizó el equipo DO9100, que tiene un sensor electroquímico polarográfico. Antes de medir, se preparó el sensor llenando su tapa con electrolito hasta las tres cuartas partes, verificando que el anillo de sellado estuviera bien colocado. Luego, se enroscó la tapa para que el electrolito tocara los electrodos de plata y oro. Para calibrar el equipo, se realizó un ajuste en aire a 100% de saturación presionando durante cinco segundos el botón “CAL”. Posteriormente, la sonda fue sumergida en la columna de agua durante aproximadamente cinco minutos para permitir que el sensor estabilizara su lectura (Figura 6). El dispositivo ofreció como resultado las concentraciones de OD expresadas en mg/L junto a la temperatura del agua. Este parámetro es fundamental para evaluar la capacidad del agua para sustentar vida acuática; una reducción en sus niveles puede ser indicativa de fenómenos como eutrofización o contaminación (Wizsensor, 2024) (Hanna Instruments España, 2024).

Figura 6

Medición de oxígeno de manera in situ con equipo DO9100



6.5. Monitoreo red de arrastre horizontal para plancton

Para la recolección de fitoplancton y zooplancton se empleó una red tipo estándar de plancton con malla de 60 μm , 1 m de largo y boca circular de 0.3m de diámetro. Se realizaron arrastres horizontales superficiales durante 5 minutos por zona y por muestra, a una velocidad constante de 2 nudos (Vera, 2007). Al finalizar cada arrastre, el contenido concentrado del colector fue enjuagado cuidadosamente y se transfirió 500mL de muestras en recipientes estériles (Amaya, 2022) (**Figura 7**). Las muestras fueron preservadas en una solución de formaldehído (CH_2O) 10% neutralizado con tetraborato de sodio hasta llegar a un pH entre 7,5 y 8.0 (Altamirano, 2022), colocando 4mL de la solución por cada 100ml de muestra.

Figura 7

Monitoreo con red de arrastre horizontal para plancton



Nota: La Fotografía muestra la metodología empleada A) Arrastre horizontal con red de 60 μm ; B) Red colocada de manera superficial para arrastre; C) Recolección de muestras en recipientes estériles.

6.6. Cuantificación de abundancia e identificación planctónica

6.6.1. Análisis microscópico fitoplancton

Para el análisis cuantitativo y taxonómico del fitoplancton, las muestras fueron filtradas con un tamiz de 200 μm para eliminar el exceso de sedimentos y zooplancton presente, se aplicó la metodología propuesta por (Utermöhl, 1958) y (Semina, 1971) Las muestras fueron sedimentadas y estandarizadas en un volumen de 80 mL. Posteriormente, se agitaron, se extrajo una alícuota que se colocó en la

cámara de Sedgewick-Rafter, se sedimentó por 15 minutos, y se procedió al conteo e identificación taxonómica (Andersen & Thronsen, 2004)

Para el conteo, se usó un microscopio binocular Jiangnan BM1000. Para las especies abundantes y muy pequeñas, como Chlorophyta (*Chlorella*, *Ankistrodesmus*, *Monoraphidium*), Cyanophyta (*Pseudoanabaena*) y diatomeas pennadas (*Nitzschia*, *Navicula*), se contaron dos cuadros completos. Si las especies eran más grandes y no tan comunes, como *Pleurosigma*, *Nitzschia longissima*, *Entomoneis* y dinoflagelados, se revisaron dos líneas (50 cuadros cada una). También se tomaron nota de las especies que no se habían visto antes, identificadas con un aumento de 200X.

Para la estimación de la densidad celular (cel/m³), se aplicó el siguiente coeficiente de conversión:

$$N = \frac{(N)(V2)}{(N)(V3)}$$

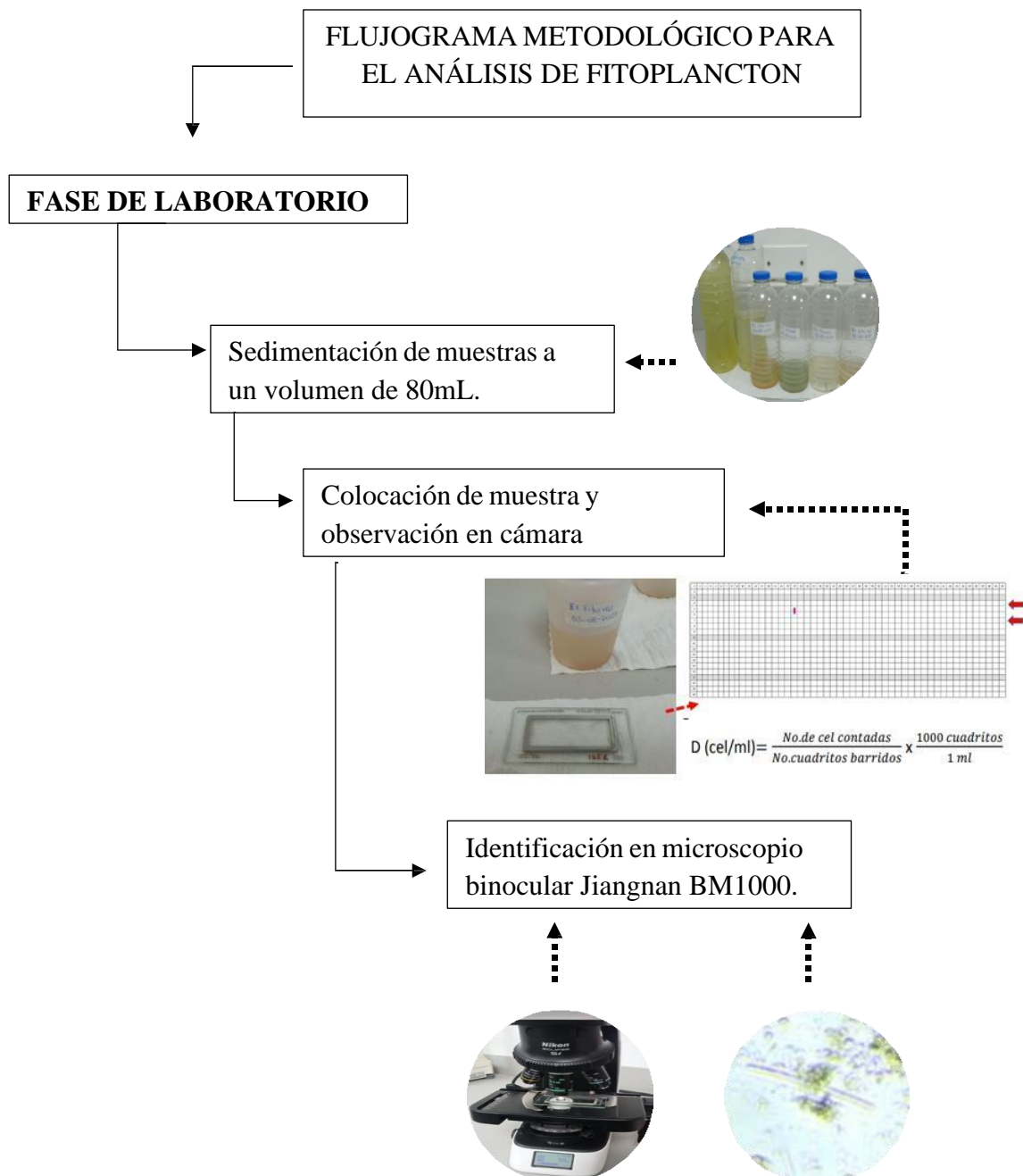
N = Número de células contadas

V2 = Volumen de agua filtrada (0.05 m³)

V = Volumen filtrado en el cubilete o frasco (mL)

V= Alícuota de 0.5 mL contabilizada en la cámara de Sedgewick-Rafter

Para la identificación taxonómica fueron (Almazán, y otros, 2016), (Andersen & Thronsen, 2004), (Jiménez, 1983), (Guapi, y otros, 2022) (Tomas, Identifying Marine Phytoplankton, 1997), (Tomas, Torres, Espinoza, Mora , & Molina, 2024)



6.6.2. Análisis microscópico zooplancton

Las muestras fueron filtradas con un tamiz de 600 μm para eliminar el exceso de residuos y sedimentos, se las homogenizó en un recipiente de 200mL y se aplicó la metodología de (Boltovskoy, 1981), empleando el separador de Folsom para fraccionar la muestra de zooplancton en alícuotas de 50mL, las submuestras fueron analizadas en una cámara de Bogorov, bajo un estereomicroscopio de luz lo que permitió cuantificación (Woelfl, 2018), aplicando las siguientes fórmulas:

$V_f = \text{el área de la red} \times \text{Distancia en metros de recorrido} \times \text{Eficacia de filtración.}$

A) Área de la superficie de la red

$$\pi (r^2)$$

r: radio boca red cónica simple.

π : 3.1416.

B) Distancia de recorrido

$$V = e/t$$

V: velocidad

e: espacio o recorrido

t: tiempo

C) Abundancia del zooplancton

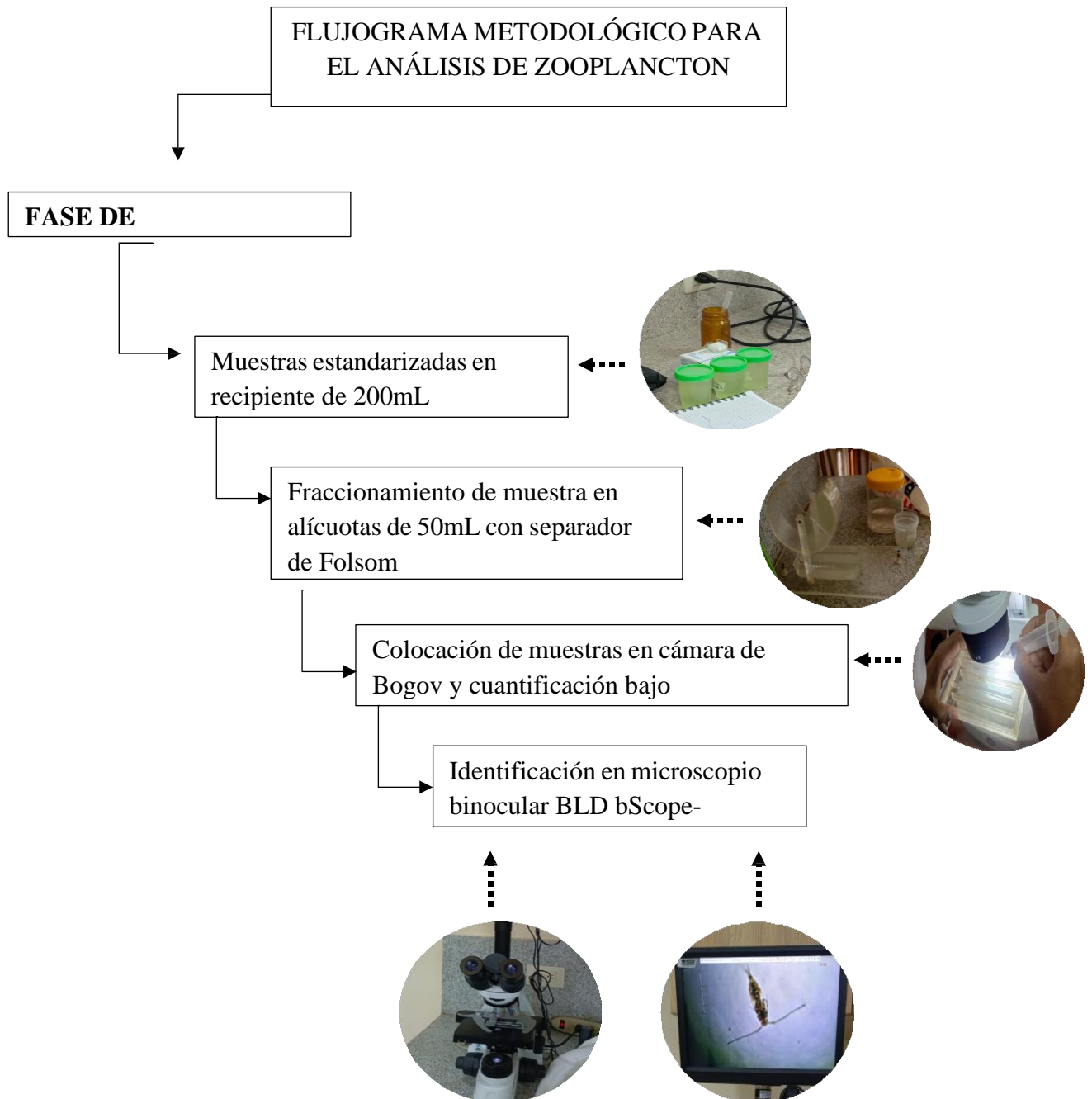
$$N = \frac{n(100)}{Vf}$$

N: representa a 100 *ind*/100m³

n: es el número de organismos en la muestra

vf: Volumen de agua filtrada

La identificación de los organismos se la realizó en un microscopio binocular BLD bScope-Euromex (10×, 20× y 40×), aislando previamente al organismo en una placa portaobjeto y empleando guías taxonómicas y claves especializadas, en referencia a las *Actas Oceanográficas del Pacífico* elaboradas por el INOCAR, con identificación hasta nivel de género.



6.7. Análisis químicos

Los análisis químicos fueron realizados en las instalaciones de CENAIM – ESPO, área de laboratorio de Análisis Ambiental Químico.

6.7.1. Clorofila a

Se recolectaron 300 mL de muestra de agua superficial a una profundidad aproximada de 25 cm desde la lámina superficial, utilizando una botella Ámbar en posición horizontal (International Organization for Standardization, 2014). Esta técnica permitió obtener una muestra representativa del fitoplancton activo, evitando la remoción de sedimentos del fondo y posibles alteraciones en los pigmentos fotosintéticos. Estas muestras fueron transportadas al laboratorio en condiciones de refrigeración para evitar su degradación. Cada muestra se filtró con una bomba de vacío utilizando un filtro de fibra de vidrio de (47 mm, 75g/m² Sartorius stedim). El material retenido en el filtro se colocó en un tubo de ensayo con 10 mL de acetona 5:1 para la extracción de pigmentos.

Según la metodología estandarizada CENAIM, la mezcla homogenizada se cubrió con papel aluminio y se almacenó en refrigeración a 4°C durante 24 horas. Transcurrido este periodo, las muestras fueron colocadas a baño maría (Lab-line) por 3 minutos a 65°C, se dejó reposar por 15, posteriormente, se colocó la muestra en

una probeta graduadas, se observó el volumen de la muestras y se tomó una alícuota de 3 mL del extracto en una cubeta para ser analizada en un espectrofotómetro (HACH DR 3900), luego de obtener la absorbancia 1 se colocó 100µl ácido hídrico (HCl) 1% obteniendo absorbancia 2 aplicando las lecturas 665nm longitudes de onda correspondientes para la determinación de clorofila a, aplicándose la siguiente fórmula:

$$\text{Chl} = [(\text{Abs1}-\text{Abs2})\times 29](\text{volumen medido}/\text{volumen filtrado})$$

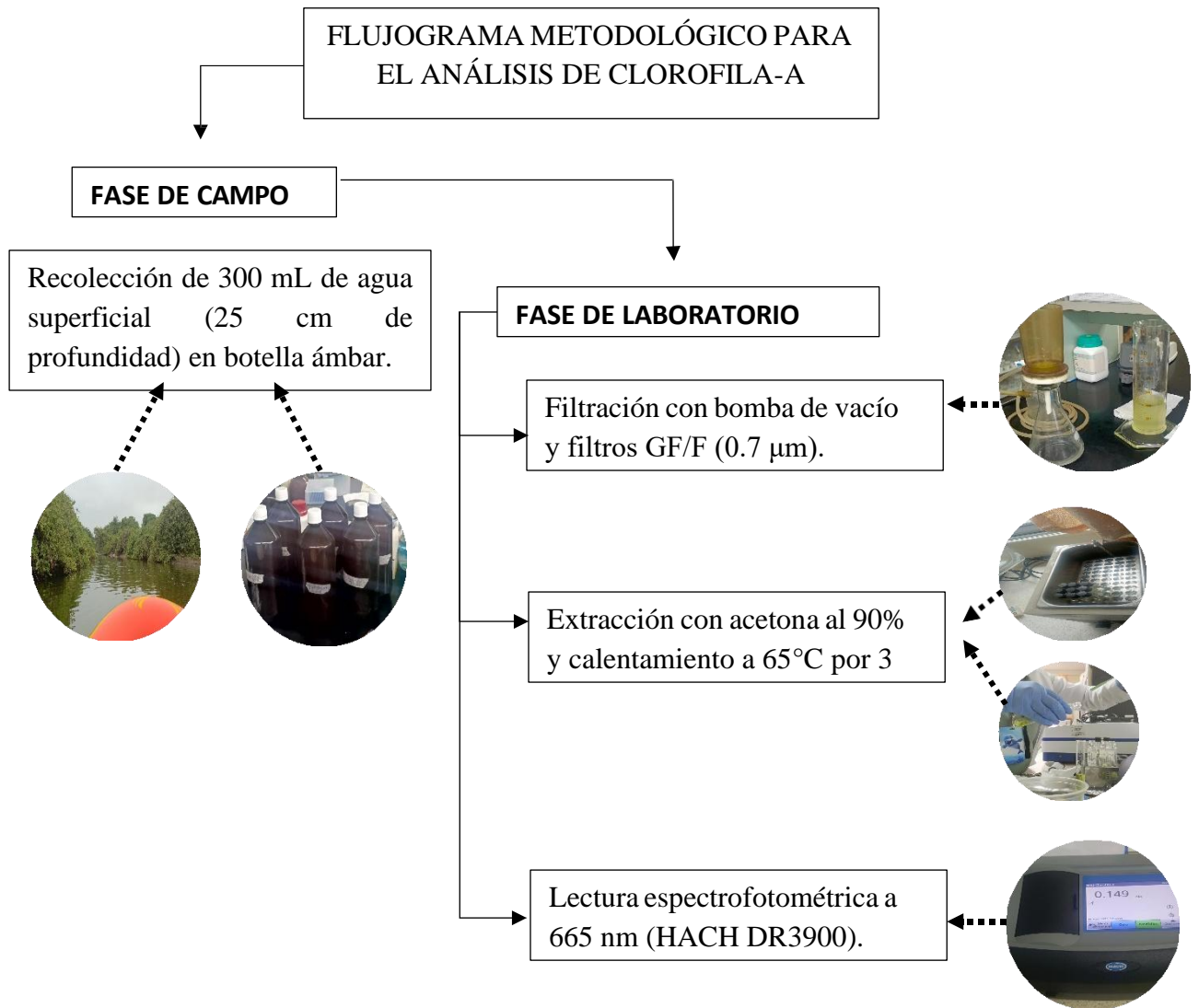
Abs1: absorbancia antes de la acidificación.

Abs2: absorbancia después de la acidificación.

Vm: volumen del extracto medido (mL).

Vf: volumen de agua filtrado (L).

L: longitud de la celda (1 cm)



6.8. Iones químicos

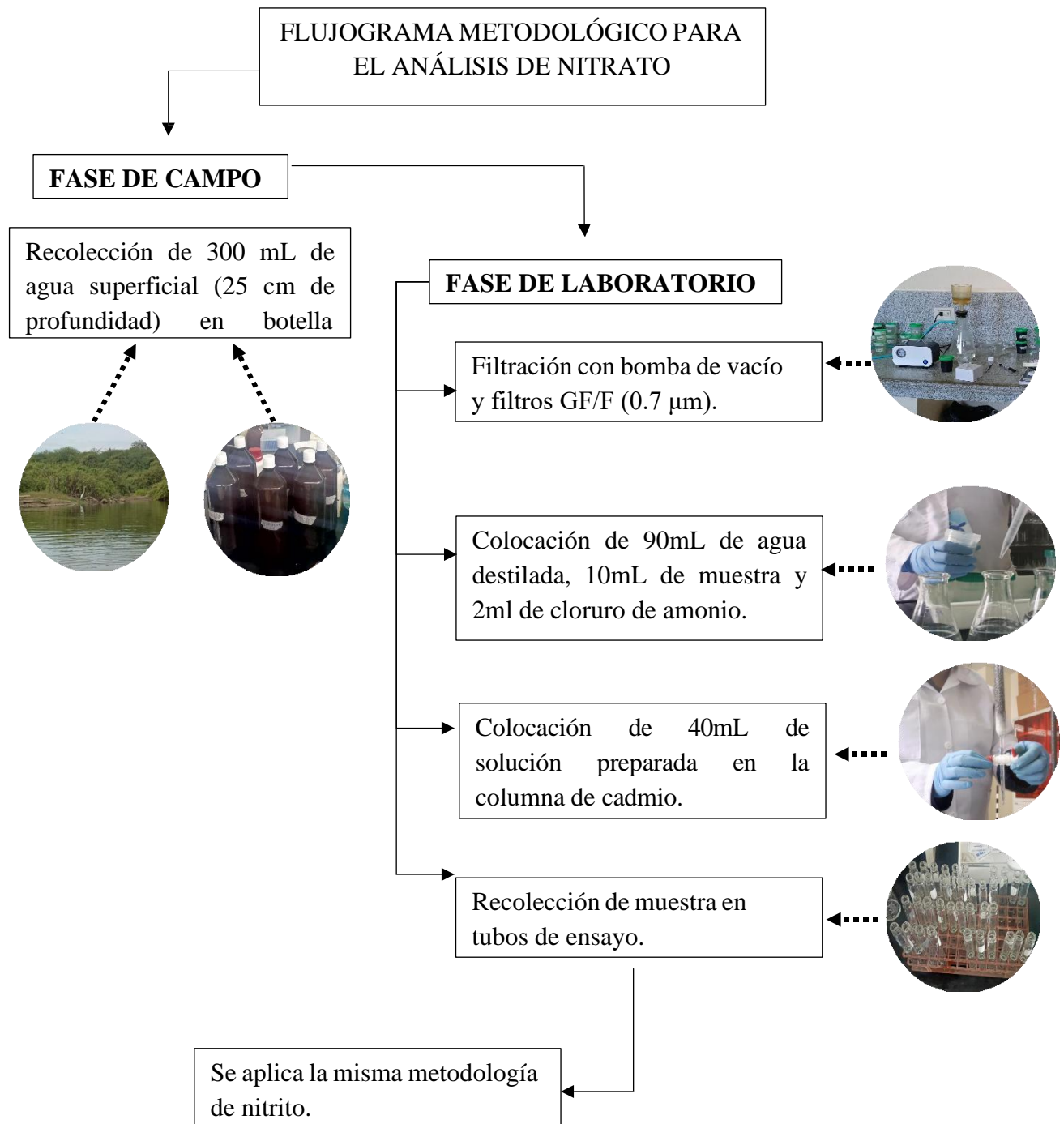
Se recolectaron 300 mL de muestra de agua superficial a una profundidad aproximada de 25 cm desde la lámina superficial, utilizando una botella Ámbar en posición horizontal (ISO 5667-6, 2014). Se sustrajo 10mL de cada muestra que fue previamente filtrada con bomba al vacío.

6.8.1. Nitrato

Se convirtió el ion nitrato en nitrito. En un matraz aforado se colocaron 90mL de agua destilada, 10mL de la muestra y 2mL de cloruro de amonio, se tomó 40mL de la solución preparada y se la coloca a través de una columna de decantación de cadmio, se repite este procedimiento 2 veces para recolectar el resultado en un tubo de ensayo, finalmente se procedió a emplear la metodología de nitrito (CENAIM, 2025, s.p.).

La fórmula para nitrato en base a la curva de calibración obtenida previamente es:

$$\text{NO}_3^- = [(\text{Abs-Blanco}) \times \text{Factor} \times 0,014] \times 100$$



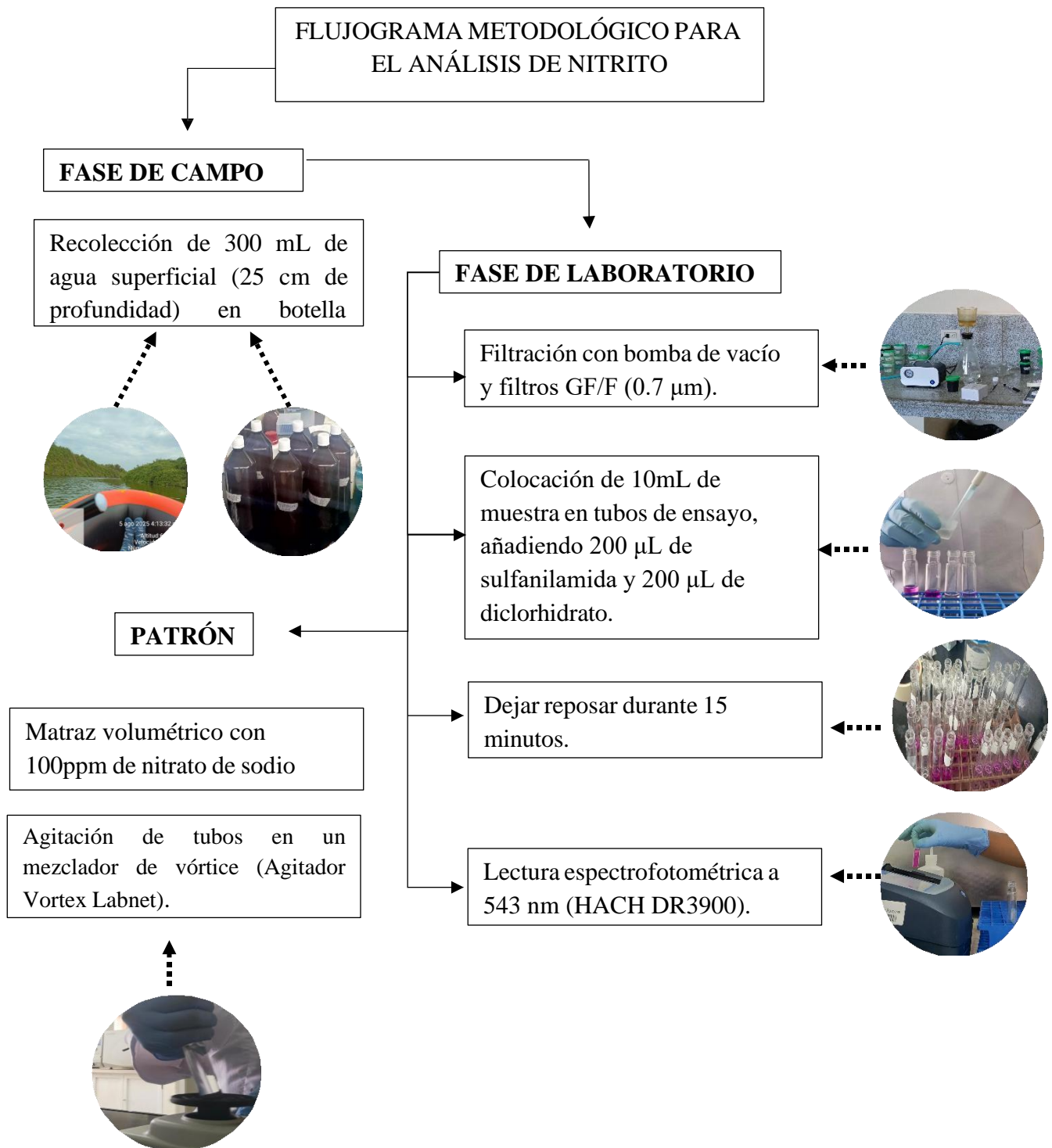
6.8.2. Nitrito

Para el análisis, se colocaron 10 mL de muestra en tubos de ensayo, añadiendo 200 µL de sulfanilamida y 200 µL de diclorhidrato. Los tubos se agitaron en un mezclador de vórtice (Agitador Vortex Labnet) y con reposo de 15 minutos. Posteriormente, se realizó la lectura en el espectrofotómetro HACH DR 3900 a una longitud de onda de 543 nm (CENAIM, 2025, s.p.).

Elaboración del patrón:

Se colocaron 80 mL de agua desionizada en un matraz volumétrico, se añadieron 100 ppm de nitrato de sodio y se completó el volumen con agua destilada hasta la marca del matraz. El matraz se selló con Parafilm y se agitó hasta homogenizar la solución. Del patrón preparado, se tomaron 10 mL y se colocaron en dos tubos de ensayo, añadiendo la misma cantidad de sulfanilamida (200 µL) y diclorhidrato (200 µL) que en las muestras (CENAIM, 2025). Después del reposo, se realizó la lectura en el espectrofotómetro y se aplicó la fórmula en base a la curva de calibración obtenida previamente:

$$\text{NO}^{2-} = \frac{[(Abs + 0,0512) - Blanco]}{2,9235}$$



6.8.3. Fosfato

Se colocaron 10 L de muestra en tubos de ensayo, añadiendo 100 µL de tetractivo combinado. Los tubos se agitaron en un mezclador de vórtice (Agitador Vortex Labnet) y y con reposo de 15 minutos. Posteriormente, se realizó la lectura en el espectrofotómetro HACH DR 3900 a una longitud de onda de 885 nm (CENAIM, 2025, s.p.).

Elaboración del patrón

Se colocaron 80 mL de agua desionizada en un matraz volumétrico, se añadieron 100 ppm de fósforo dibásico y se completó el volumen con agua destilada hasta la marca del matraz. El matraz se selló con Parafilm y se agitó hasta homogenizar la solución. Del patrón preparado, se tomaron 10 mL y se colocaron en dos tubos de ensayo, añadiendo la misma cantidad de reactivo combinado (100 µL) que en las muestras (CENAIM, 2025). Después del reposo, se realizó la lectura en el espectrofotómetro y se aplicó la fórmula en base a la curva de calibración obtenida previamente:

$$\text{PO}_4^{3-} = \frac{[(Abs - Blanco) + 0,0041]}{0,5728}$$



6.8.4. Amonio

Se colocaron 10 mL de muestra en tubos de ensayo y se adicionaron 10 mL de agua Milli-Q. Luego se agregaron 400 µL de fenol 10%, agitando en un mezclador de vórtice (Agitador Vortex Labnet), seguido de 400 µL de nitroprusiato, repitiendo la agitación, y finalmente 1 mL de reactivo oxidante. Los tubos se taparon y se colocaron en la estufa a 30 °C por 3 horas para el desarrollo del color. Posteriormente, se realizó la lectura en el espectrofotómetro HACH DR 3900 a una longitud de onda de 640 nm.

Elaboración del patrón

Se siguió el mismo procedimiento, utilizando una solución preparada con 100 ppm de sulfato de amonio en agua desionizada, completando el volumen en un matraz volumétrico, sellando con Parafilm y agitando hasta homogenizar. Del patrón se tomaron 10 mL y se procesaron igual que las muestras.

Se realizó la lectura en el espectrofotómetro y se aplicó la fórmula en base a la curva de calibración obtenida previamente:

$$NH_4^+ = \frac{(Abs - 0,001)}{0,9945}$$



6.9. Herramientas estadísticas

Se emplearon métodos estadísticos que permitieron evaluar la variabilidad espacial y temporal de los parámetros fisicoquímicos, químicos y biológicos, así como sus relaciones internas.

6.9.1. Estadística descriptiva

Se utilizó para resumir el comportamiento general de los parámetros fisicoquímicos y químicos del estuario, ya que permitió conocer tendencias y variabilidad sin inferir causalidad. Esta técnica se relacionó directamente con el objetivo de caracterización ambiental, porque describió cómo variaron el pH, la salinidad, la temperatura, el oxígeno disuelto, los nutrientes y la clorofila-a en el sistema. Los resultados otorgaron medias, rangos, desviaciones estándar y coeficientes de variación que evidenciaron si el estuario se mantuvo estable o presentó fluctuaciones importantes (Zar, 1999).

A) Media:

$$\bar{x} = \frac{\sum xi}{n}$$

B) Desviación estándar:

$$s = \sqrt{\frac{\sum (xi - \bar{x})^2}{n - 1}}$$

C) Coeficiente de variación (CV):

$$CV (\%) = \frac{s}{\bar{x}} \times 100$$

6.9.2. Pruebas de normalidad y homogeneidad

Se aplicaron para verificar si los datos cumplían los supuestos estadísticos requeridos, lo que permitió seleccionar correctamente entre pruebas paramétricas y no paramétricas. Estas pruebas se relacionaron con el análisis comparativo entre estaciones, asegurando la validez de las conclusiones. Los resultados indicaron si las variables ambientales y químicas seguían una distribución normal y si las varianzas eran homogéneas, definiendo el uso posterior de ANOVA o Kruskal-Wallis.

6.9.2.1. Análisis de normalidad Shapiro-Wilk

Se aplicó la prueba de Shapiro-Wilk para evaluar la normalidad de los datos antes de realizar análisis estadísticos paramétricos. Esta prueba se utilizó porque permitió determinar si las variables fisicoquímicas y biológicas seguían una distribución normal, lo cual es un supuesto fundamental para aplicar ANOVA clásico y la correlación de Pearson. El nivel de significancia adoptado fue $\alpha = 0,05$, considerando que si $p > 0,05$ los datos se ajustaban a la normalidad (Shapiro & Wilk, 1965).

A) Shapiro-Wilk

$$W = \frac{(\sum_{i=1}^n a_i x_{(i)})^2}{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}$$

$x_{(i)}$ = valores ordenados de la muestra

a_i = coeficientes calculados a partir de la media y varianza esperada

\bar{x} = media de la muestra

6.9.2.2. Análisis de homogeneidad Levene

Se aplicó la prueba de Levene para evaluar la homogeneidad de varianzas entre los grupos antes de realizar el análisis de varianza (ANOVA). Esta prueba se utilizó porque permitió verificar si las varianzas de los parámetros fisicoquímicos y químicos eran iguales entre las estaciones de muestreo, lo cual es un supuesto fundamental para aplicar ANOVA clásico (Levene, 1960). El procedimiento consistió en calcular la desviación absoluta de cada valor respecto a la media del grupo y luego realizar un análisis de varianza sobre estas desviaciones.

A) Levene

$$W = \frac{(N - k)}{(k - 1)} \cdot \frac{\sum_{i=1}^k n_i (Z_i - Z)^2}{\sum_{i=1}^k \sum_{j=1}^{n_i} (Z_{ij} - Z_i)^2}$$

K = número de grupos

n_i = tamaño del grupo i

N = número total de observaciones

6.9.2.3. Análisis de varianza paramétrico ANOVA / Welch

Se empleó el análisis de varianza (ANOVA) de una vía y con corrección de Welch para comparar las medias de los parámetros fisicoquímicos entre las estaciones de muestreo, con el fin de identificar diferencias significativas en la calidad del agua. Esta prueba se vinculó con la evaluación de la variabilidad espacial del estuario, aspecto clave para la caracterización ambiental. Los resultados mostraron valores de F y p que confirmaron diferencias significativas y no significativas.

A) ANOVA

$$F = \frac{MS_{entre}}{MS_{dentro}} = \frac{SS_{entre}/(k - 1)}{SS_{dentro}/(N - K)}$$

SS = suma de cuadrados

MS = media de cuadrados

K = número de grupos

N = número total de observaciones

6.9.2.4. Prueba no paramétrica Kruskal-Wallis

Se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para analizar los índices de diversidad y abundancia planctónica, debido a que los datos no cumplieron los supuestos de normalidad. Esta prueba se relacionó con la comparación de la estructura biológica entre estaciones, determinando si existieron variaciones

significativas en la composición del fitoplancton y zooplancton (Sokal & Rohlf, 2012).

A) Kruskal-Wallis

$$H = \frac{12}{N(N+1)} \sum \frac{R_j^2}{n_j} - 3(N+1)$$

R_j = suma de rangos del grupo j

n_j = tamaño del grupo j

N = total de observaciones

6.9.3. Correlación entre variables (Spearman)

Se utilizó el coeficiente de correlación de Spearman para evaluar la relación entre parámetros fisicoquímicos, nutrientes y abundancia biológica, dado que los datos no presentaron normalidad. Esta prueba se relacionó con el análisis de interacciones ecológicas en el estuario, permitiendo comprender cómo factores como la salinidad y el oxígeno disuelto influyeron en la productividad primaria.

A) Correlación de Spearman

$$r_s = 1 - \frac{6\sum d_i^2}{n(n^2 - 1)}$$

d_i = diferencia entre rangos de cada par

n = número de pares

6.9.4. Índices de diversidad

Se calcularon índices de diversidad (Shannon-Wiener, Simpson y Margalef) para evaluar la estructura comunitaria del fitoplancton y zooplancton como indicadores de calidad ambiental (Ludwing & Reynolds, 1988). Estos índices se relacionaron con el objetivo de determinar el estado ecológico del estuario, identificando si existió alta diversidad (indicador de buen estado) o dominancia de pocas especies (indicador de eutrofización).

A) Shannon-Wiener (H')

$$H' = -\sum p_i \ln(p_i)$$

B) Simpson (1-D)

$$D = \sum p_i^2 \text{ y } 1 - D$$

C) Margalef (d)

$$d = \frac{S - 1}{\ln(N)}$$

P_i = proporción de individuos de la especie i

S = número de especies

N = número total de individuos

7. ANÁLISIS E INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS

7.1. Parámetros ambientales

7.1.1. Estadística descriptiva

Los análisis estadísticos descriptivos permitieron determinar los rangos y las tendencias generales de cada variable medida durante el periodo de estudio (**ver Anexo Tabla 1**). Este tipo de análisis es fundamental en los estudios ambientales, ya que proporciona una visión general inicial del comportamiento de los parámetros fisicoquímicos (Zar, 1999). El pH osciló entre 8,23 y 9,40, con una media de $8,73 \pm 0,33$, lo que indicó un ambiente ligeramente alcalino y estable. La salinidad varió de 8,9 a 14,5 ppm ($10,95 \pm 1,81$ ppm), lo que sugirió una mezcla parcial de agua de mar y agua dulce. La conductividad eléctrica (CE) osciló entre 18,6 y 24,5 mS/cm ($19,51 \pm 2,61$ mS/cm) y se correlacionó directamente con la salinidad. El contenido de oxígeno disuelto (OD) osciló entre 8,5 y 15,5 mg/L ($12,39 \pm 2,30$ mg/L), lo que indicó buenas condiciones de oxigenación. La turbidez presentó el rango más amplio (23,8–1370 NTU; $40,67 \pm 13,35$ NTU), mientras que la temperatura se mantuvo estable entre 23,6 y 29,8 °C ($26,4 \pm 0,47$ °C).

7.1.2. Estado fisicoquímico del estuario basado en el análisis estadístico multigrupo

El análisis de varianza y las pruebas no paramétricas indicaron que ninguno de los parámetros fisicoquímicos evaluados presentó diferencias significativas entre las estaciones ($p > 0,05$) (ver Anexo 2 Tabla 6). Esto evidenció que el estuario mantuvo condiciones ambientales uniformes en cuanto a pH, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto, salinidad, turbidez y temperatura. La homogeneidad observada reflejó estabilidad en la acidez, mineralización del agua, disponibilidad de oxígeno, concentración de sales, transparencia y régimen térmico. Esta uniformidad ambiental sugirió que los organismos presentes, como fitoplancton y zooplancton, experimentaron condiciones similares en todo el sistema, por lo que su distribución y abundancia no estuvieron determinadas por variaciones espaciales en estos parámetros.

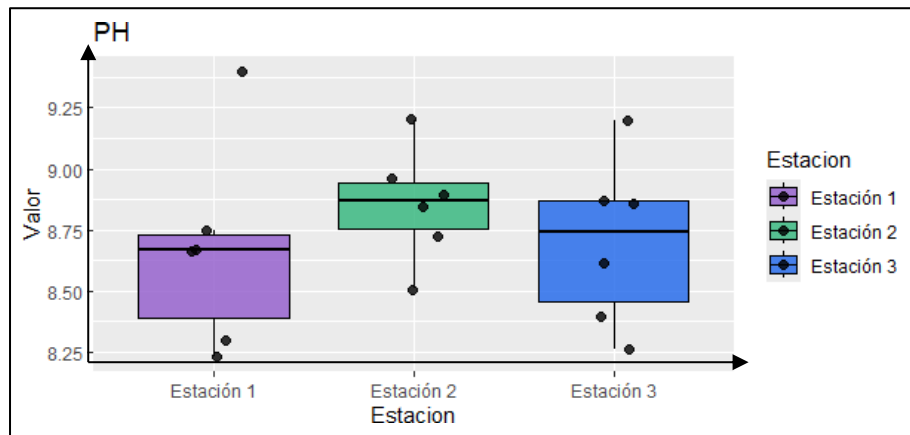
7.1.3. pH

Los valores de pH no fueron similares en las tres estaciones de monitoreo. Los valores en la Estación 1 oscilaron entre 8.23 y 9.4 con un valor promedio alrededor de 8.7, indicando más dispersión que en otras estaciones. El pH en la Estación 2 fluctuó más y menos, estando entre 8.51 y 9.2 y la mediana casi cerrando en 8.9, lo que indicó un agua más homogénea. La Estación 3 tuvo valores entre 8.26

y 9.2 con una mediana de aproximadamente 8.8, lo que correspondió a diferencias intermedias de estas dos ubicaciones. **(Figura 8).**

Figura 8

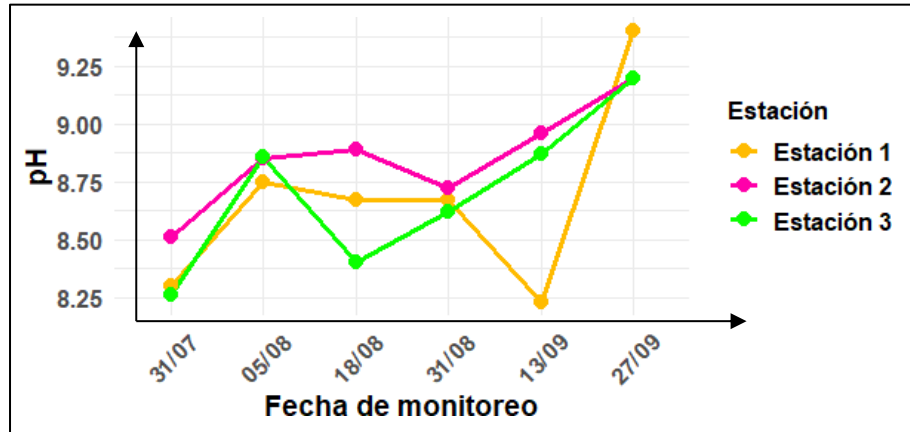
Distribución, mediana y dispersión de pH.



El análisis del pH a lo largo del tiempo en las tres estaciones mostró un aumento que culminó a finales de septiembre. La Estación 2 presentó un nivel de pH alto y constante, en contraste con la Estación 1, que mostró fluctuaciones, incluyendo una caída a mediados de septiembre seguida de un notable aumento hacia el final del período. Por su parte, la Estación 3 demostró mayor estabilidad, con un incremento gradual hasta la medición final **(Figura 9).**

Figura 9

Variación temporal de pH de cada estación.

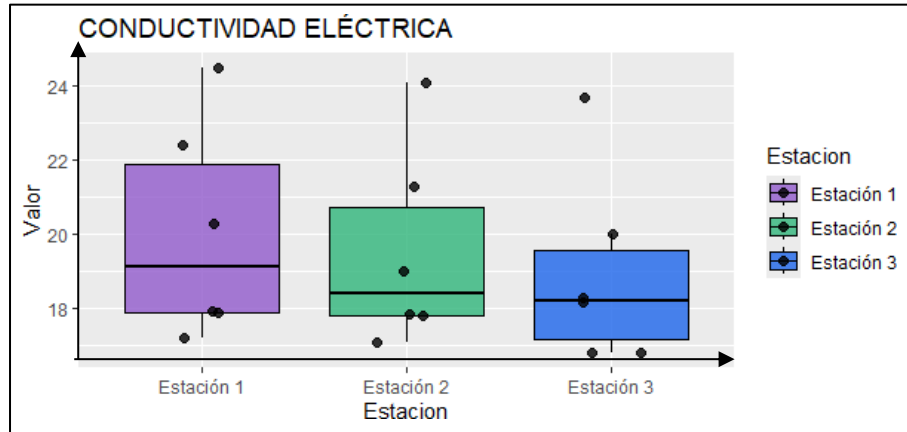


7.1.4. Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica varió notablemente entre estaciones. La Estación 1 tuvo los valores más altos y dispersos, entre 17.23 y 24.5 $\mu\text{S}/\text{cm}$, con una mediana de unos 19.5 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Esto apunta a que había más iones disueltos y más dispersión en esta zona que en las otras. La Estación 2 anduvo entre 17.09 y 24.1 $\mu\text{S}/\text{cm}$, con una mediana de 18.5 $\mu\text{S}/\text{cm}$, mostrando menos cambios y valores medios. En la Estación 3, los valores estuvieron entre 16.8 y 23.7 $\mu\text{S}/\text{cm}$, con una mediana de 18 $\mu\text{S}/\text{cm}$, lo que sugirió condiciones más estables y parecidas (**Figura 10**).

Figura 10

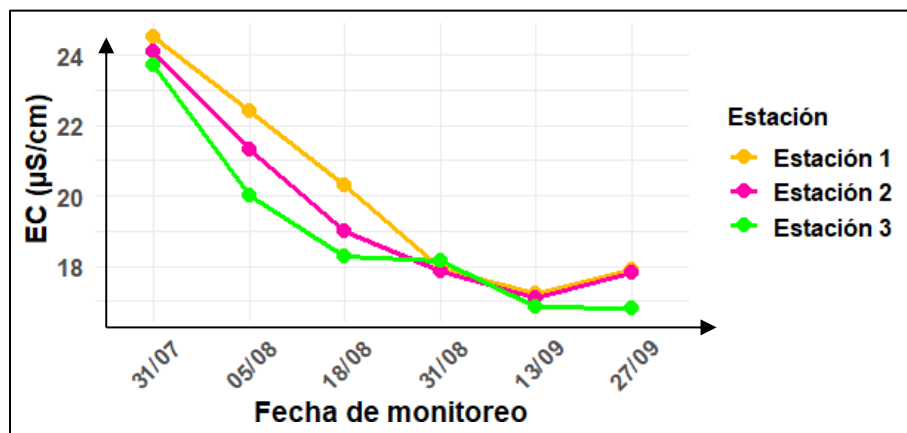
Distribución, mediana y dispersión de EC.



El análisis temporal mostró una disminución progresiva de la conductividad eléctrica en todas las estaciones desde finales de julio hasta septiembre. Esta disminución fue más pronunciada en la estación 1 donde los valores fueron más altos al inicio y convergieron con los de las demás estaciones hacia el final del período. Las estaciones 2 y 3 siguieron una tendencia similar y alcanzaron valores comparables y estables al final del período de medición (**Figura 11**).

Figura 11

Variación temporal de EC de cada estación.



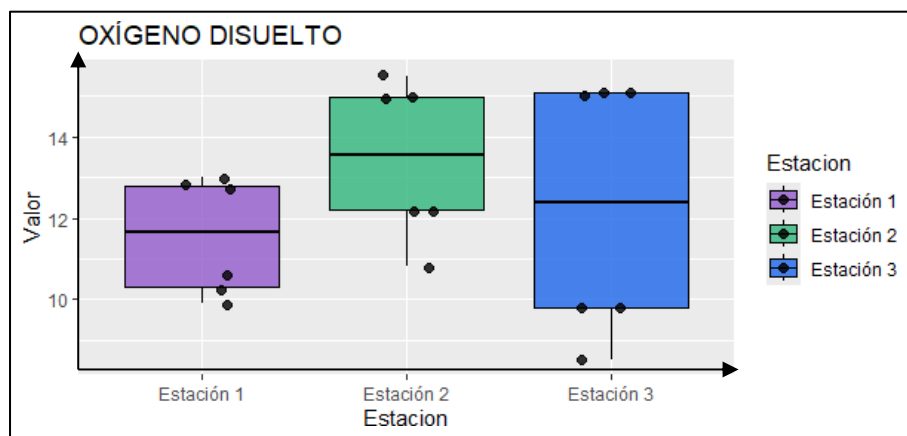
En conjunto, los hallazgos indicaron que la conductividad eléctrica disminuyó a medida que pasó el tiempo, lo cual estuvo vinculado al incremento de agua dulce. La estación 1 exhibió la mayor cantidad de sales disueltas, mientras que la estación 3 presentó las condiciones más estables y una salinidad inferior.

7.1.5. Oxígeno disuelto

Se observó diferentes cantidades de oxígeno disuelto (OD). En la estación 1, en particular, todas las mediciones estuvieron entre 9.9 y 13 mg/L (11.5 mg/L de promedio). En la estación 2, se registraron valores significativamente más altos, variando entre 10.8 y 15.5 mg/L, y promediando alrededor de 13.5 mg/L, lo que reflejó una mayor presencia de O₂. En la estación 3, las mediciones fueron de 8.5 a 15.1 mg/L, con una mediana de casi 12 mg/L. **(Figura 12).**

Figura 12

Distribución, mediana y dispersión de oxígeno disuelto.

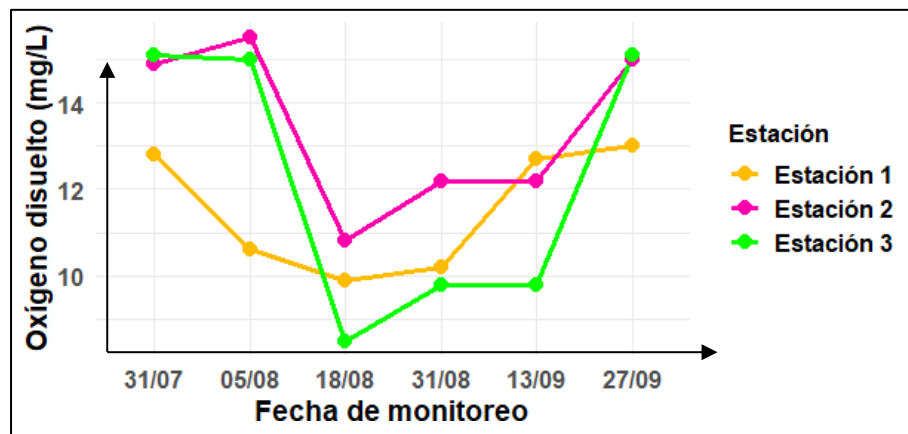


A mediados de agosto, el oxígeno disuelto bajó en todas las estaciones, pero aumentó nuevamente a finales de septiembre. Esto se notó más en la estación 3,

donde los números alcanzaron niveles muy bajos en agosto. La estación 2 se mantuvo alta y estable, mientras que la estación 1 fue incrementando paulatinamente después de bajar al principio. (Figura 13).

Figura 13

Variación temporal de oxígeno disuelto de cada estación.



En resumen, el oxígeno disuelto varió, pero se mantuvo alto en el estuario. Es posible que esto haya mostrado un buen intercambio de gases y abundante fotosíntesis. Los cambios en el tiempo y el lugar indicaron que variables físicas, biológicas y climáticas que actuaron conjuntamente para aumentar el oxígeno en el agua.

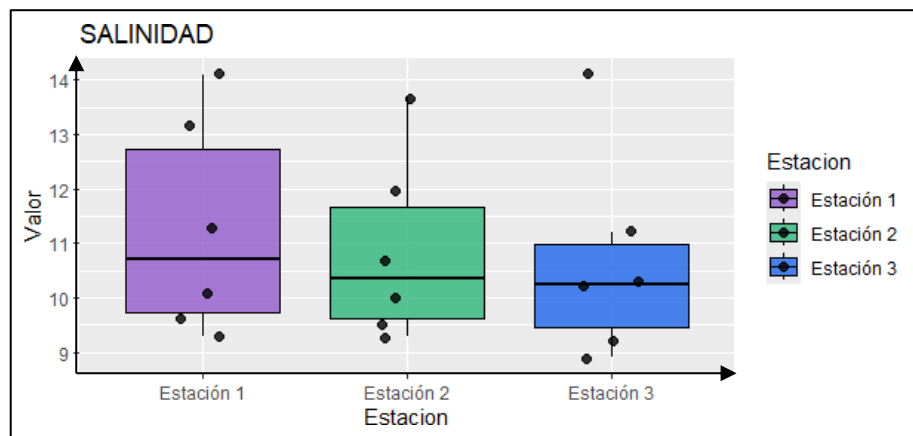
7.1.6. Salinidad

Las mediciones de salinidad variaron según el lugar y el momento. La Estación 1 tuvo los niveles más altos y dispersos, entre 9.3 y 14.1 ppm, con una mediana de 11 ppm, lo que sugirió una fuerte influencia del agua salada. La Estación

2 mostró valores entre 9.3 y 13.7 ppm, con una mediana de 10.5 ppm, indicando una variabilidad moderada. En la Estación 3, los valores fluctuaron entre 8.9 y 14.1 ppm, con una mediana de 10 ppm, lo que implicó una menor variación y mayor estabilidad (Figura 14).

Figura 14

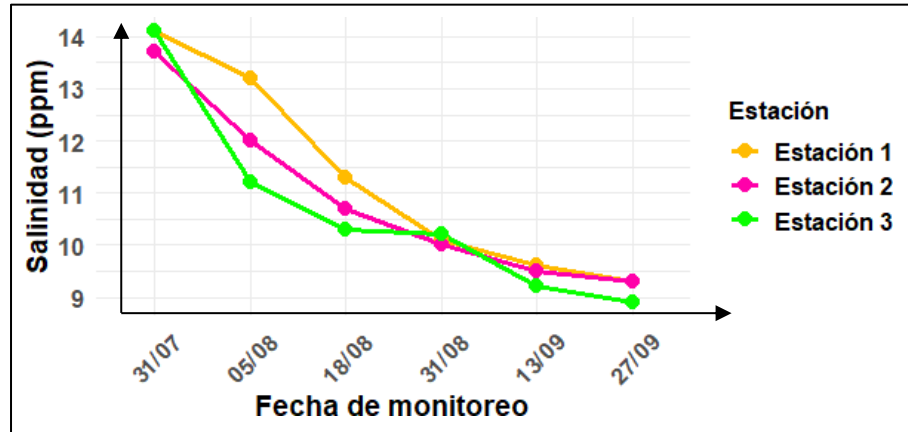
Distribución, mediana y dispersión de salinidad.



El análisis temporal mostró que, en todas las estaciones, la salinidad bajó secuencialmente desde fines de julio hasta septiembre. En la Estación 1 fue más notorio, al inicio tuvo los valores más altos y terminó estabilizándose cerca de 10 ppm. Las estaciones 2 y 3 tuvieron un comportamiento parecido, con niveles de salinidad que bajaron y se mantuvieron así hasta terminar el período de estudio (Figura 15).

Figura 15

Variación temporal de salinidad de cada estación.

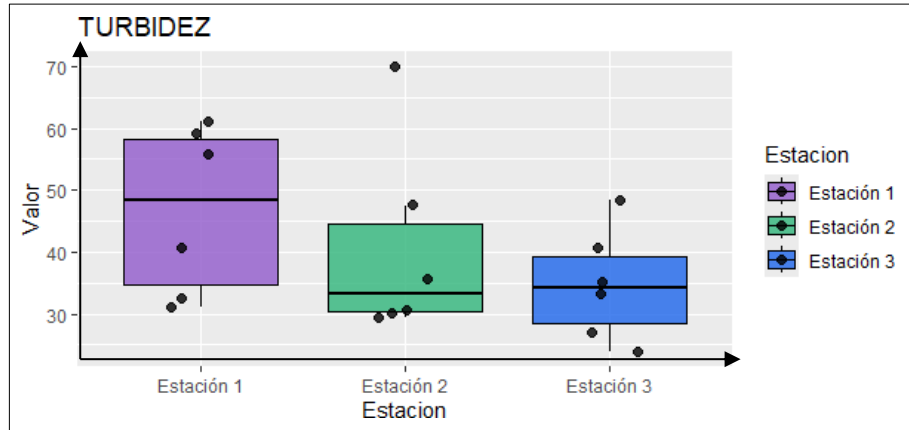


7.1.7. Turbidez

Los niveles de turbidez en las tres estaciones donde se realizó el monitoreo mostraron cambios tanto en el espacio como en el tiempo. La primera estación tuvo los niveles más altos y variados entre sí; estos fluctuaron entre 31.18 y 61 NTU con una mediana cercana a los 50 NTU. Esto significó que en esta estación se presentó mayor cantidad de partículas suspendidas y variaban mucho dentro del mismo rango. En la segunda estación, la turbidez tuvo una mediana cerca de los 35 NTU pero con menos variación; aunque hubo un pico que llegó a los 70 NTU (que es el máximo para este conjunto) (**Figura 16**), lo cual indicó un momento con más sólidos presentes. Por otro lado, la tercera estación mostró los números más bajos y constantes entre 23,81 y 48,45 NTU teniendo una mediana cerca de 30; concluyendo que el agua estaba más estable comparada a las otras dos estaciones.

Figura 16

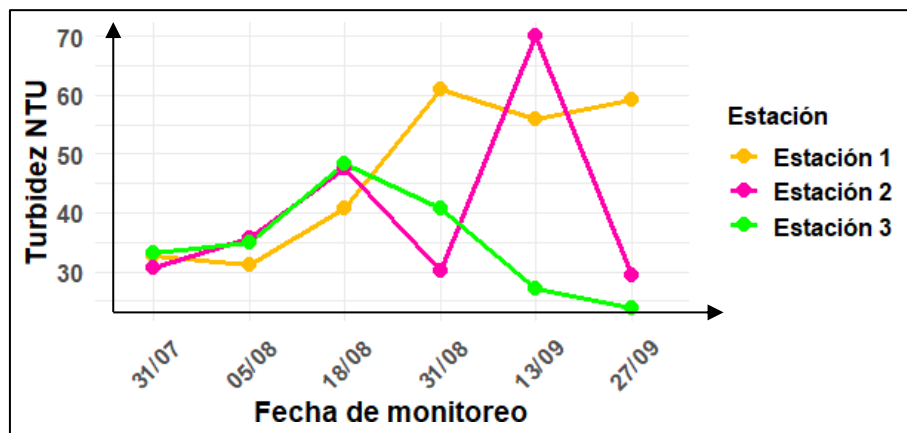
Distribución, mediana y dispersión de turbidez.



El análisis temporal reveló un aumento constante de la turbidez en todas las estaciones hasta mediados de agosto, seguido de fluctuaciones significativas en septiembre. Durante este periodo, la Estación 1 mostró valores consistentemente altos, la Estación 2 alcanzó su máximo y la Estación 3 mostró un descenso posterior, demostrando ser así la zona con menor fluctuación (**Figura 17**).

Figura 17

Variación temporal de turbidez de cada estación



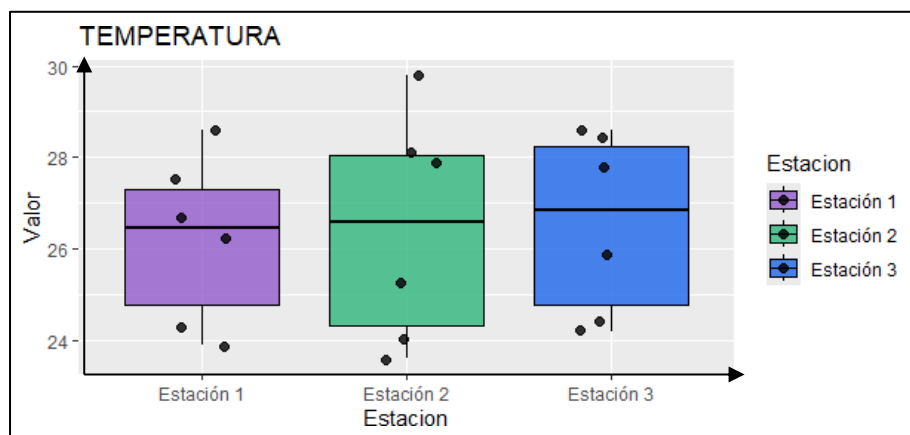
En general, los datos revelaron que la turbidez varió drásticamente a lo largo del estuario, según la zona. Esto apunta a que las áreas más expuestas a factores externos tuvieron más partículas en suspensión. A diferencia de las zonas más internas que mostraron valores de turbidez más constantes.

7.1.8. Temperatura

En la estación 1, las temperaturas fueron de 23,9 a 28,6 °C con una mediana de cerca de 26,5 °C. Esto mostró que las condiciones fueron estables y hubo una variabilidad moderada. La estación 2 tuvo los valores más altos entre 23,6 y 29,8 °C con una mediana de alrededor de 27 °C. La estación 3 mostró un rango de temperatura entre 24,2 y 28,6 °C con una mediana igual a la de la estación 2, lo que sugirió temperaturas promedio relativamente homogéneas, aunque algo más bajas.

Figura 18

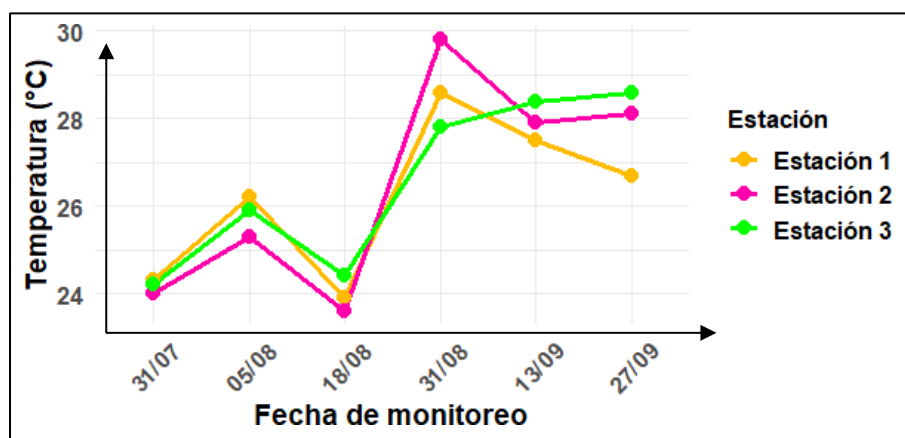
Distribución, mediana y dispersión de temperatura.



La temperatura subió progresivamente desde fines de julio hasta fines de agosto, con los días más calurosos alrededor del 31 de agosto. Después, descendió ligeramente en septiembre (**Figura 19**). Esto sugirió que el clima influyó, con más sol y sin presencia de lluvia en la estación seca.

Figura 19

Variación temporal de temperatura de cada estación



7.2. Iones químicos

7.2.1. Estadística descriptiva

Este análisis permitió identificar los rangos de variación y las tendencias generales de cada parámetro medido durante el periodo de estudio. El nitrito presentó valores entre 0,02 y 0,31 mg/L, con una media de $0,129 \pm 0,092$ mg/L, mostrando una variabilidad alta ($CV = 70,98 \%$) y concentraciones generalmente bajas, lo que indicó procesos de nitrificación activos y baja acumulación de nitritos. El nitrato registró el rango más amplio (0,1–79,1 mg/L; $27,99 \pm 29,75$ mg/L), con una

variabilidad muy alta (CV = 106,29 %), reflejando aportes irregulares de nutrientes, posiblemente asociados a descargas continentales y procesos de oxidación del amonio. El fosfato se mantuvo entre 0,005 y 0,035 mg/L ($0,017 \pm 0,007$ mg/L), con baja variabilidad (CV = 45,35 %), indicando concentraciones limitadas que pudieron restringir la productividad primaria. El amonio presentó valores entre 0,02 y 0,44 mg/L ($0,127 \pm 0,130$ mg/L), con alta variabilidad (CV = 103,01 %), lo que sugirió fluctuaciones en la descomposición de materia orgánica y aportes puntuales. Finalmente, la clorofila a osciló entre 81 y 197,4 $\mu\text{g/L}$ ($125,32 \pm 33,03$ $\mu\text{g/L}$), con baja variabilidad (CV = 26,35 %), evidenciando una alta biomasa fitoplanctónica y condiciones favorables para la productividad en el estuario.

7.2.2. Estado de nutrientes del estuario basado en el análisis estadístico multigrupo

Los resultados evidenciaron que las concentraciones de nitrito, nitrato, fosfato, amonio y clorofila-a no presentaron diferencias significativas entre estaciones ($p > 0,05$) (ver **Anexo 5 Tabla 9**), lo que indicó una disponibilidad relativamente uniforme de nutrientes y biomasa fitoplanctónica en todo el estuario. La estabilidad observada en nitrito y fosfato, respaldada por el cumplimiento de los supuestos de normalidad y homogeneidad, sugirió que los procesos de regeneración, oxidación y asimilación ocurrieron de manera similar en todo el sistema. En cuanto a nitrato y amonio, aunque no cumplieron normalidad y fueron analizados mediante la prueba de Kruskal-Wallis, la ausencia de diferencias espaciales indicó que las

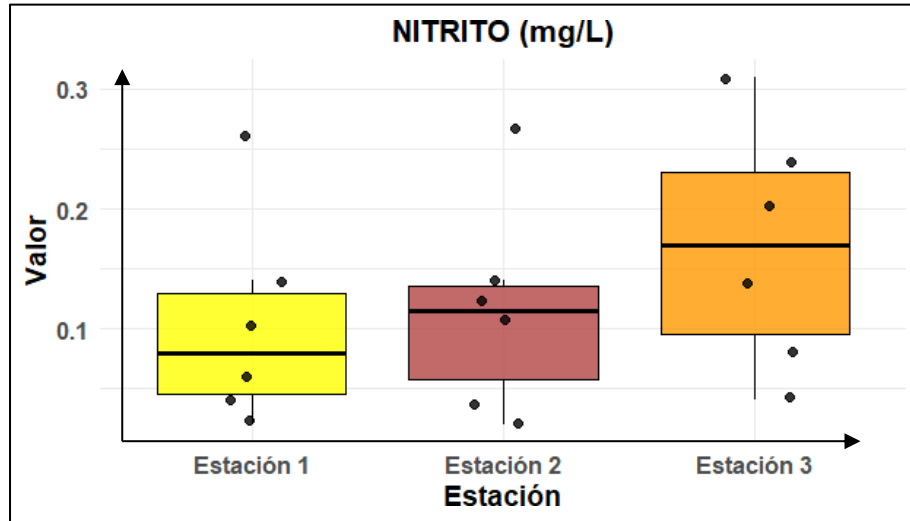
fuentes de aporte como descargas continentales, remineralización o intercambio mareal se distribuyeron homogéneamente. Finalmente, la clorofila-a, pese a encontrarse próxima al umbral de significancia, tampoco evidenció variaciones marcadas, lo que sugirió que la productividad primaria del estuario se mantuvo estable entre estaciones.

7.2.3. Nitrito

Los valores de nitrito (mg/L) mostraron variaciones espaciales y temporales entre las tres estaciones de muestreo. En términos espaciales, la Estación 3 presentó los valores más elevados y dispersos, con una mediana cercana a 0,18 mg/L, reflejando mayor acumulación de compuestos nitrogenados posiblemente asociada a procesos de oxidación del amonio o aportes externos. La Estación 1 registró concentraciones intermedias, con una mediana alrededor de 0,08 mg/L, mientras que la Estación 2 mostró los valores más homogéneos y ligeramente superiores a los de la Estación 1, con una mediana de aproximadamente 0,11 mg/L (**Figura 21**).

Figura 20

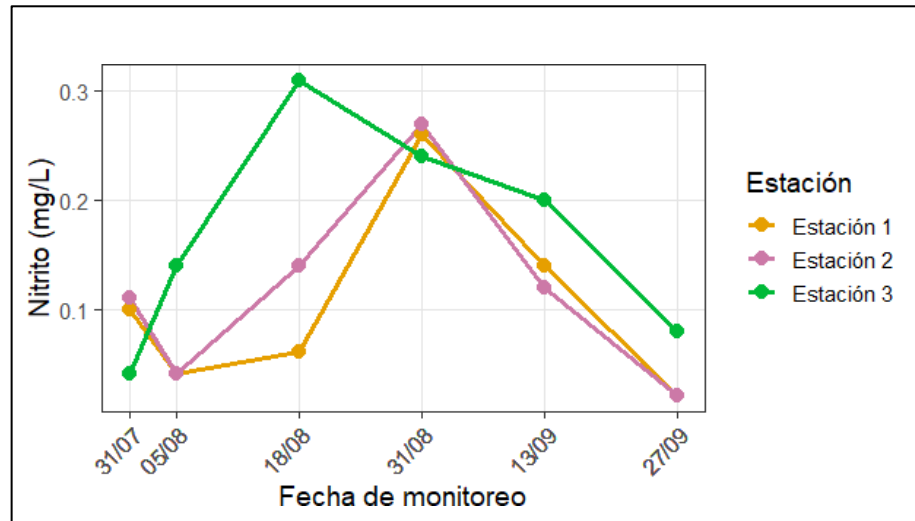
Distribución, mediana y dispersión de los valores de nitrato por estación.



Al revisar los datos a lo largo del tiempo, se notó que los niveles de nitrato tuvieron un incremento importante desde finales de julio hasta finales de agosto. Durante septiembre, bajaron paulatinamente en todas las estaciones (**Figura 22**). Este cambio estuvo ligado a la cantidad de oxígeno y materia orgánica presente. La Estación 3 mantuvo los valores más altos a lo largo del periodo, mientras que las Estaciones 1 y 2 mostraron tendencias paralelas, pero con concentraciones inferiores.

Figura 21

Variación temporal de nitrito en las tres estaciones de monitoreo.



En conjunto, los resultados indicaron que el comportamiento del nitrito respondió tanto a las condiciones locales de cada estación como a los cambios temporales del sistema, reflejando una mayor actividad biogeoquímica en la Estación 3 y una disminución general del compuesto hacia el final del monitoreo.

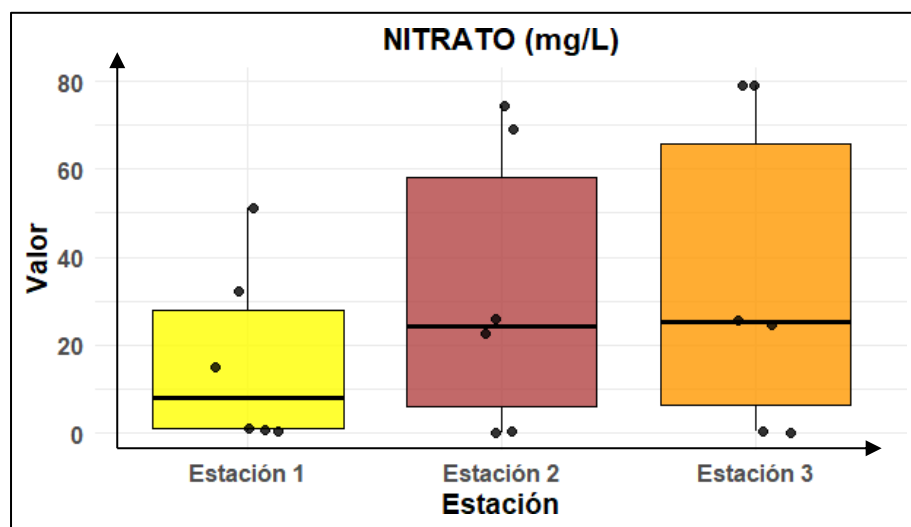
7.2.4. Nitrato

Los niveles de nitrato (mg/L) en la estación 3 presentaron las concentraciones más altas y variables, con un rango de 0 a 80 mg/L y una mediana de aproximadamente 30 mg/L. Esto sugirió que hay más nitrato acumulándose, posiblemente debido a la nitrificación o a la llegada de nutrientes externos. La estación 2 presentó similitud, con valores promedio y una mediana de unos 25 mg/L,

mostrando también la influencia de los nutrientes. Sin embargo, la estación 1 tuvo las concentraciones más bajas y menos cambios, entre 0 y 45 mg/L y una mediana de 10 mg/L, lo que indicó menos presencia de compuestos de nitrógeno (**Figura 23**).

Figura 22

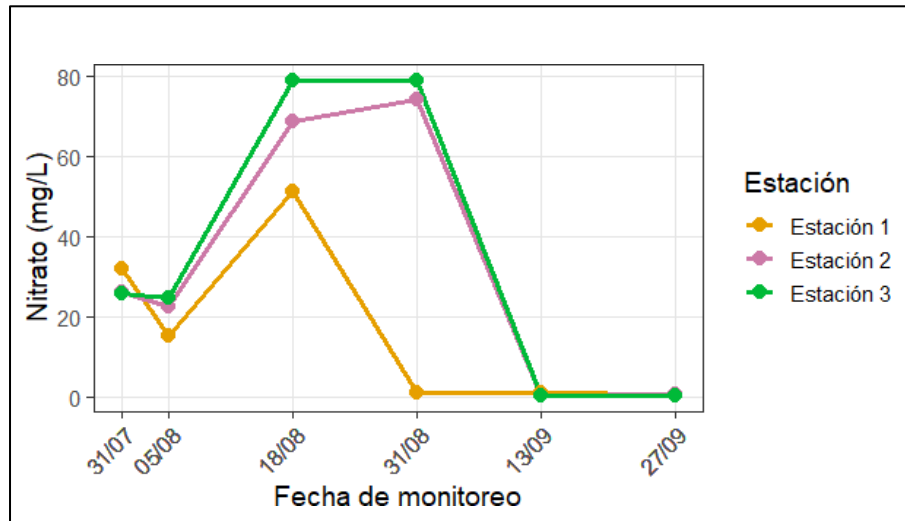
Distribución, mediana y dispersión de los valores de nitrato por estación.



El nitrato cambió constantemente. En todas las estaciones incrementó entre fines de julio y mediados de agosto, llegando a su punto más alto en la zona 3 con 80 mg/L y aproximadamente a 70 mg/L en la zona 2. La zona 1 tuvo un pico más bajo, llegando a 50 mg/L (ver Figura 24). Para fines de agosto, los niveles descendieron drásticamente a niveles cercanos a cero y se mantuvieron durante los monitoreos de septiembre.

Figura 23

Variación temporal de los valores de nitrato en cada estación.



En conjunto, los resultados mostraron que el nitrato se comportó de forma dinámica, con aumentos temporales que posiblemente se relacionaron con una mayor oxidación del amonio o a la llegada de factores externos, seguidos de una reducción que se debió al consumo biológico o a la dilución por la entrada de agua dulce. La estación 3 tuvo las concentraciones más altas y más cambios, mientras que la estación 1 fue la más estable y con menos nitrógeno.

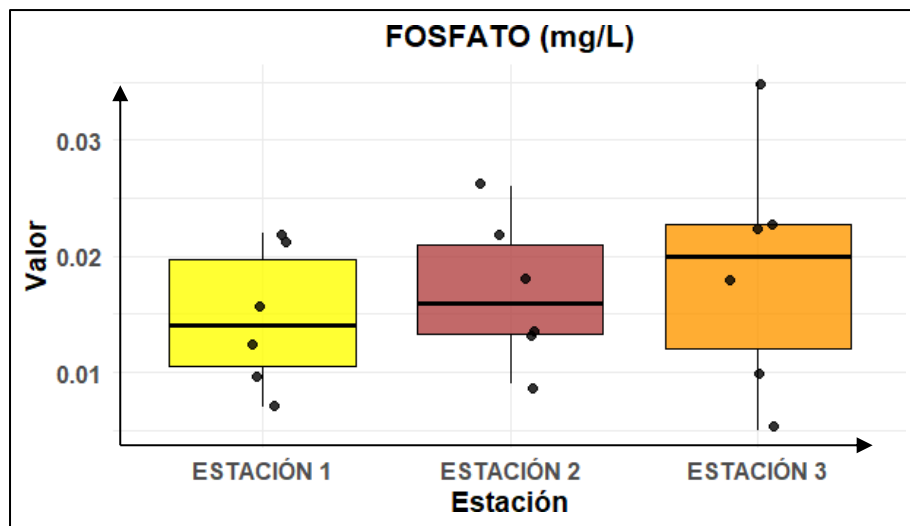
7.2.5. Fosfato

Los valores de fosfato (mg/L) mostraron diferencias espaciales y temporales entre las estaciones de monitoreo. En la Estación 3 se observaron las concentraciones más elevadas y dispersas, con un rango entre 0,005 y 0,035 mg/L y una mediana cercana a 0,02 mg/L, reflejando una mayor variabilidad y posibles aportes

diferenciales de fósforo al sistema. La Estación 2 presentó un rango de 0,007 a 0,028 mg/L, con una mediana de aproximadamente 0,017 mg/L, lo que indicó valores intermedios y una distribución más homogénea. En la Estación 1, los valores oscilaron entre 0,008 y 0,025 mg/L, con una mediana próxima a 0,015 mg/L, mostrando menor dispersión y concentraciones relativamente bajas (**Figura 25**).

Figura 24

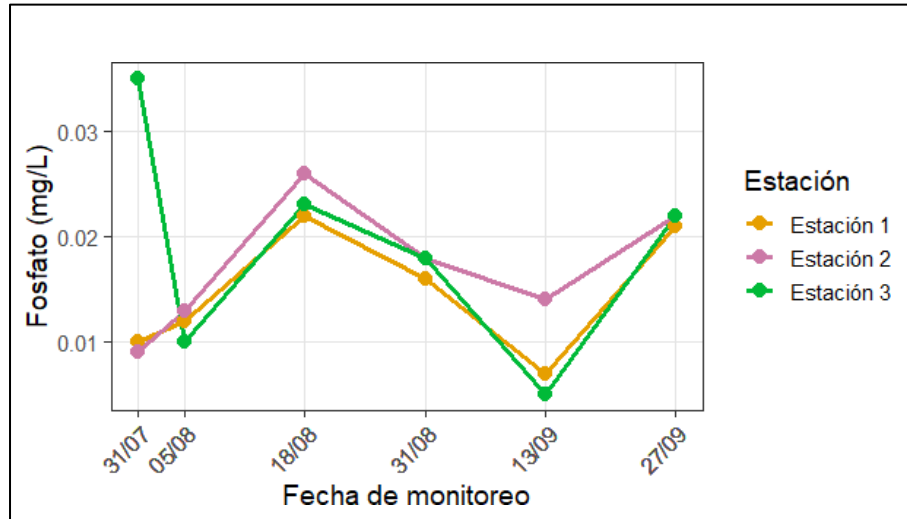
Distribución, mediana y dispersión de los valores de fosfato por estación.



El análisis del tiempo mostró cambios durante el estudio, con puntos altos de concentración en la segunda mitad de agosto y una baja notable a mediados de septiembre y leve aumento a final de mes (**Figura 26**). Las estaciones 2 y 3 tuvieron los valores más altos en los picos, sin embargo, la estación 1 incrementó gradualmente, aunque con un patrón parecido. Estos patrones indicaron que el tiempo influyó, potencialmente por la cantidad de materia orgánica y los procesos que introducen fósforo al sistema, como la mineralización o la escorrentía.

Figura 25

Variación temporal de los valores de fosfato en cada estación



En general, los resultados mostraron que el fosfato presentó poca variación en el espacio y en el tiempo, con concentraciones bajas en todas las estaciones. La estación 3 fue la más variable y con los valores más altos, mientras que la estación 1 fue la más estable y con menos fósforo disuelto.

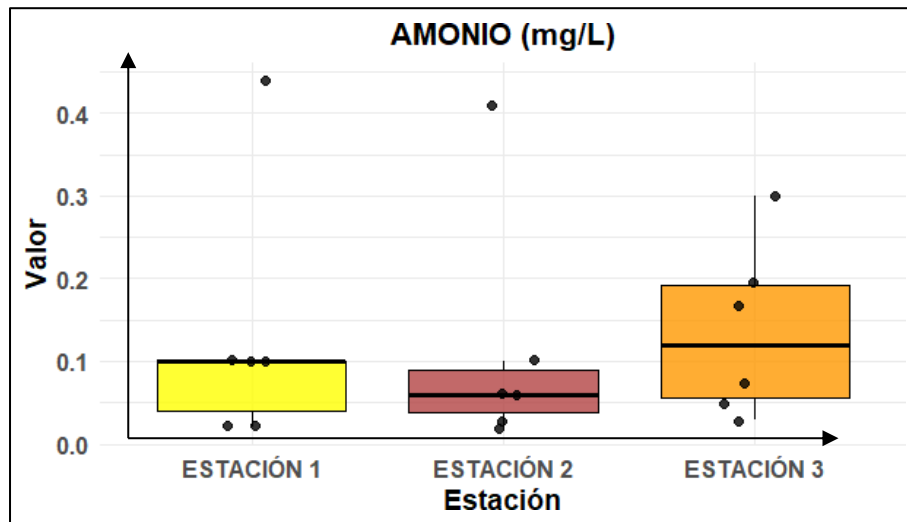
7.2.6. Amonio

En la estación 1, el amonio varió de 0.03 a 0.43 mg/L, con un valor central de 0.08 mg/L. Esto sugirió que hubo poca variación, pero sí algunos picos altos que pudieron venir de materia orgánica o descomposición fuerte. En la estación 2, los niveles fueron de 0.02 a 0.11 mg/L, con un punto medio de 0.06 mg/L, lo que indicó más estabilidad y menos amonio. La estación 3 fue la más variable, con rangos de 0.02 a

0.30 mg/L y un valor central de 0.10 mg/L, indicando que la cantidad de amonio cambió más (**Figura 27**).

Figura 26

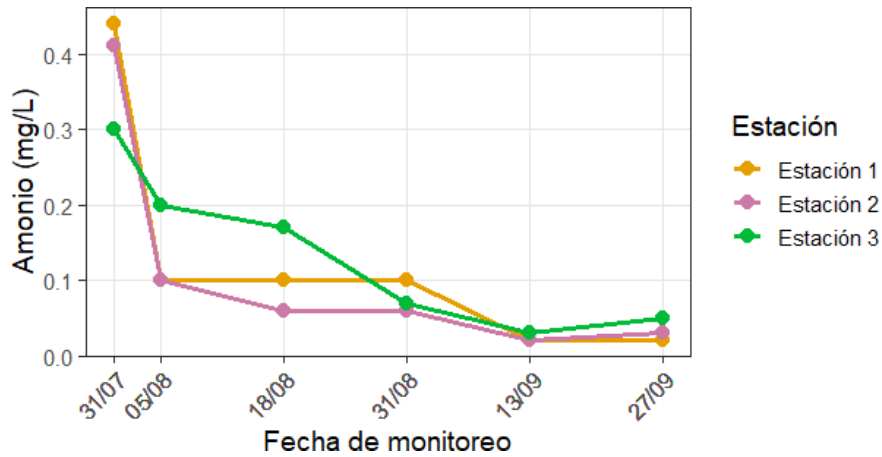
Distribución, mediana y dispersión de amonio en las estaciones de muestreo.



El análisis temporal reveló una bajada constante en las tres estaciones desde finales de julio hasta mediados de septiembre y un incremento menor al final. Esta bajada inicial pudo deberse a que entró menos nitrógeno o a que las plantas lo absorbieron más. La estación 1 tuvo los niveles más altos al principio, mientras que las estaciones 2 y 3 se mantuvieron más estables y parecidas hacia el final (**Figura 28**).

Figura 27

Variación temporal de amonio en las tres estaciones de monitoreo.

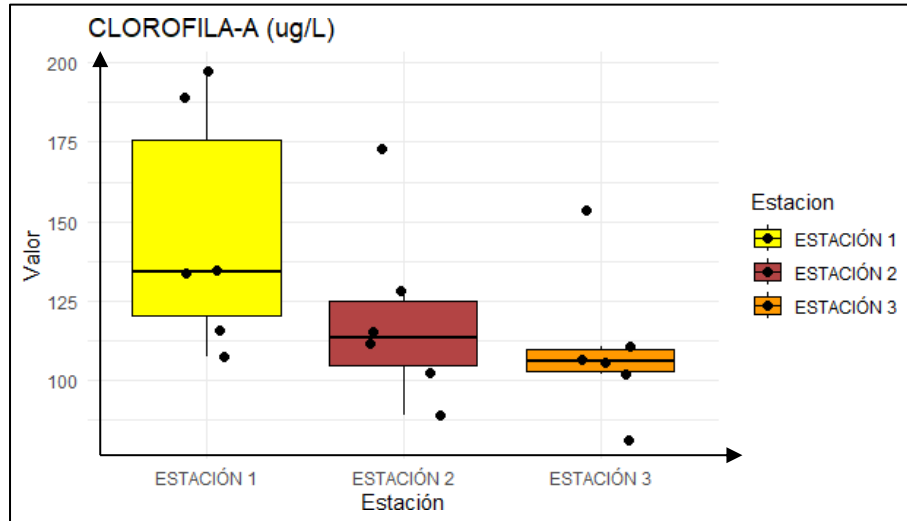


7.2.7. Clorofila-a

Los niveles de clorofila a cambiaron en los tres puntos de muestreo, tanto en lugar como con el paso del tiempo. La estación 1 mostró las concentraciones más altas y variables (120–200 $\mu\text{g/L}$, promedio de 140 $\mu\text{g/L}$), lo que indicó más fitoplancton y datos muy dispersos. En la estación 2, las concentraciones estuvieron entre 90 y 150 $\mu\text{g/L}$ (promedio de 115 $\mu\text{g/L}$), lo que sugirió una cantidad normal de fitoplancton. La estación 3 tuvo el rango más pequeño (85–155 $\mu\text{g/L}$) y un promedio de 105 $\mu\text{g/L}$, mostrando menos diferencia y una distribución más pareja (**Figura 29**).

Figura 28

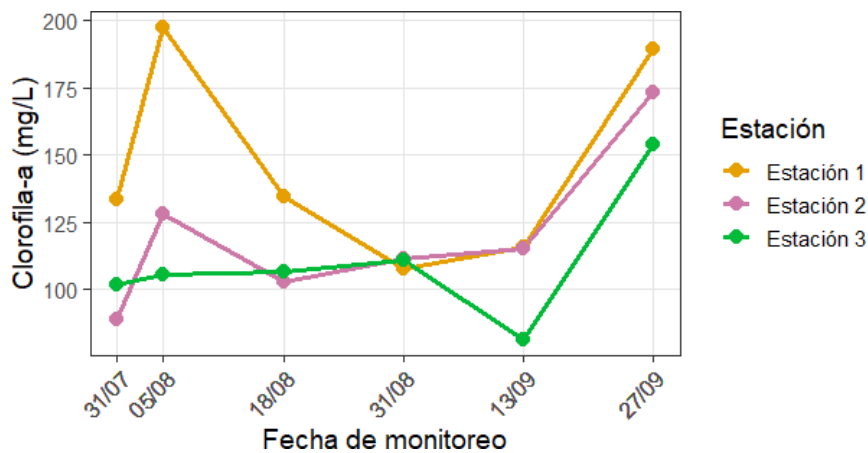
Distribución, mediana y dispersión de clorofila-a en las estaciones de muestreo.



El análisis del tiempo mostró que los niveles de clorofila a cambiaron mucho durante todo el tiempo de medición. En la estación 1, se notó un aumento a principios de agosto, llegando a lo más alto con 200 $\mu\text{g/L}$. Posteriormente descendió hasta mediados de septiembre y subió nuevamente al final. Las estaciones 2 y 3 mostraron semejanza, pero con valores más bajos y menos cambios (**Figura 29**).

Figura 29

Variación temporal de clorofila-a ($\mu\text{g/L}$) en las tres estaciones de monitoreo.



7.3. Identificación de abundancia y composición biológica

7.3.1. Fitoplancton

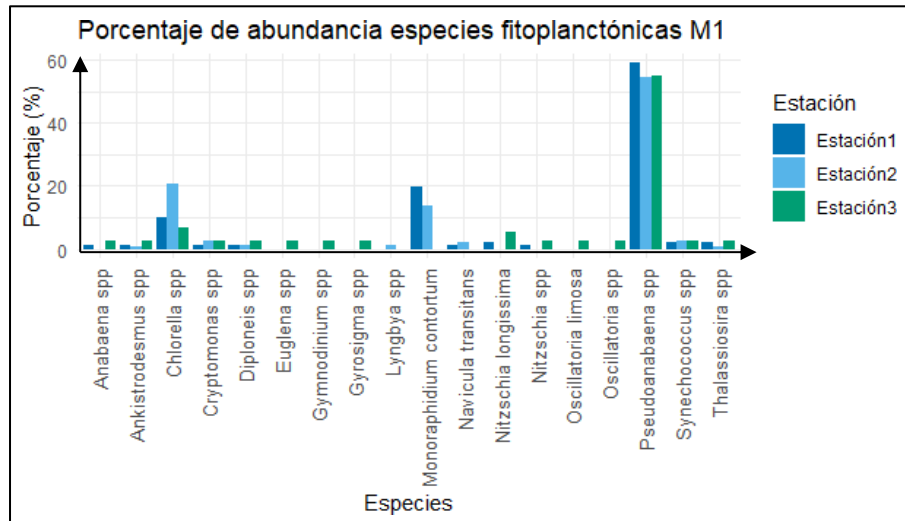
7.3.1.1. Monitoreo 1

En el primer análisis, se observó que la cantidad de tipos de especies cambiaba según la zona. La zona 3 tenía más tipos (15 especies) y la zona 2 menos (10 especies). La cantidad total de organismos fue mayor en la zona 2 (1,470,000), luego en la zona 1 (1,020,000) y finalmente en la zona 3 (365,000). Esta diferencia mostró que la zona 2 tuvo muchos más organismos que las otras, reflejado en su índice de dominancia ($D = 0.3587$).

El índice de Shannon (H') estuvo normal, entre 1.363 (zona 1) y 1.855 (zona 3), lo que indicó que la zona 3 tuvo la mayor variedad de especies. El índice de Simpson ($1-D$) también fue más alto en la zona 3 (0.6831), lo que confirmó que las especies estuvieron mejor repartidas. Aun así, la uniformidad fue baja en todas las zonas (menos de 0.43), lo que sugirió que unas pocas especies dominaban, sobre todo *Pseudoanabaena spp* (**Figura 30**).

Figura 30

Porcentaje de abundancia de especies fitoplanctónicas en la estación M1, comparando tres estaciones de muestreo

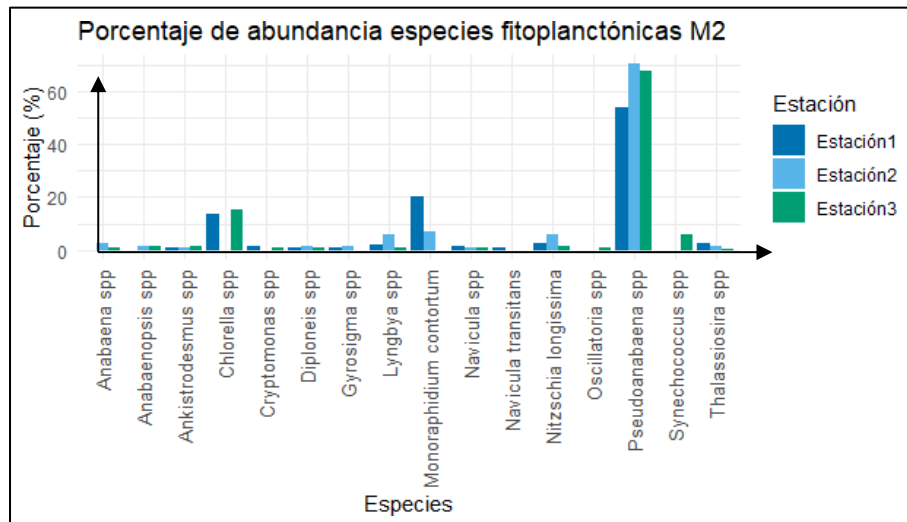


7.3.1.2. Monitoreo 2

Durante el segundo monitoreo, se observó que la diversidad de especies (Taxa_S) varió entre las estaciones. Alcanzó su valor máximo en la Estación 3 (14 especies) y el mínimo en la Estación 2 (9 especies). Sin embargo, el número total de individuos fue mayor en la Estación 1 (1 480 000 individuos), seguida de la Estación 3 (1 300 000) y, finalmente, la Estación 2 (710 000) (Figura 33). Esta diferencia en el número de individuos sugirió una clara dominancia de algunas especies, lo cual se reflejó en los valores de dominancia D. Estos fueron mayores en la Estación 2 (0,5136), lo que indicó una menor uniformidad en la distribución de los individuos (Figura 31).

Figura 31

Porcentaje de abundancia de especies fitoplanctónicas en la estación M1, comparando tres estaciones de muestreo



Con respecto a la diversidad, el índice de Shannon mostró valores relativamente bajos en todas las estaciones, variando entre 1.14 en la estación 2 y 1.525 en la estación 3. Estos valores, combinados con la uniformidad de Pielou (uniformes <0.4), indicaron que la comunidad fitoplanctónica estuvo dominada por pocas especies: principalmente *Pseudoanabaena spp*. Esto está en línea con estudios previos sobre sistemas estuarinos que informaron que las cianobacterias son dominantes cuando hay alta disponibilidad de nutrientes. (APHA, 2017).

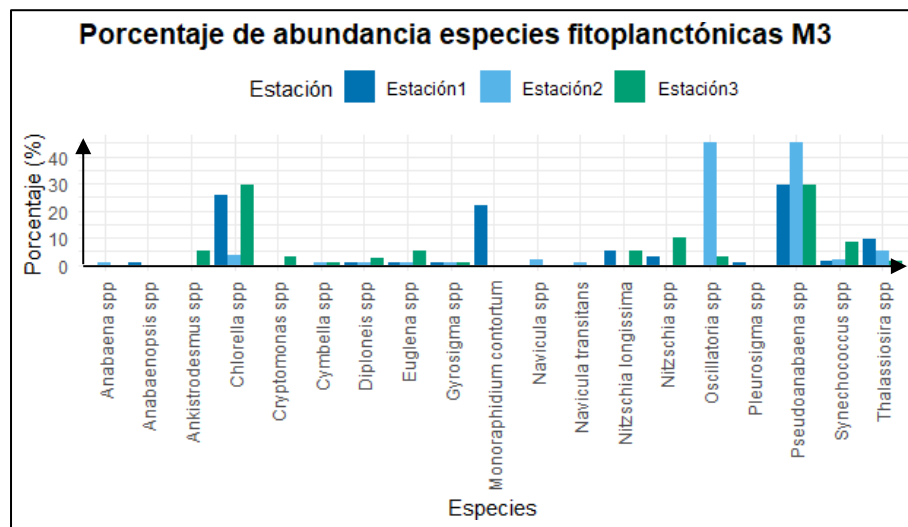
7.3.1.3. Monitoreo 3

En el tercer monitoreo, la diversidad de especies (Taxa_S) fue mayor en la Estación 3 (15 especies), seguida de la Estación 1 (12 especies) y la Estación 2 (10 especies). El número total de individuos mostró una diferencia significativa: la

Estación 2 registró el valor más alto (1.470.000 individuos), mientras que la Estación 3 tuvo el más bajo (365.000 individuos) (**Figura 32**).

Figura 32

Porcentaje de abundancia de especies fitoplanctónicas en la estación M1, comparando tres estaciones de muestreo



El índice de Shannon (H') reflejó una diversidad normal, con valores entre 1.363 (Estación 1) y 1.855 (Estación 3), siendo esta última la más diversa. El índice de Simpson (1-D) siguió el mismo patrón, con mayor equidad en la Estación 3 (0.6831) y menor en la Estación 2 (0.6413). La equidad (Evenness) fue baja en todas las estaciones (<0.43), lo que confirmó la dominancia de especies como *Pseudoanabaena spp.*

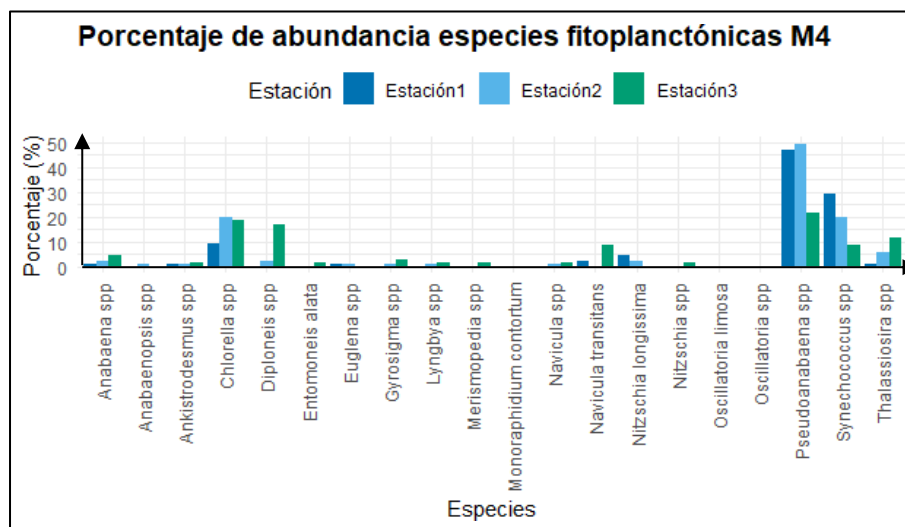
7.3.1.4. Monitoreo 4

En el cuarto monitoreo, la riqueza de especies (Taxa_S) fue mayor en la Estación 3 (16 especies), seguida por la Estación 2 (13 especies) y la Estación 1 (11 especies). La abundancia total presentó valores relativamente equilibrados: Estación

2 con 1,010,000 individuos, Estación 1 con 850,000 y Estación 3 con 700,000 (**Figura 33**). A pesar de estas diferencias en abundancia, la dominancia fue más baja en la Estación 3 ($D = 0.1278$), lo que indica una comunidad más equitativa.

Figura 33

Porcentaje de abundancia de especies fitoplanctónicas en la estación M1, comparando tres estaciones de muestreo



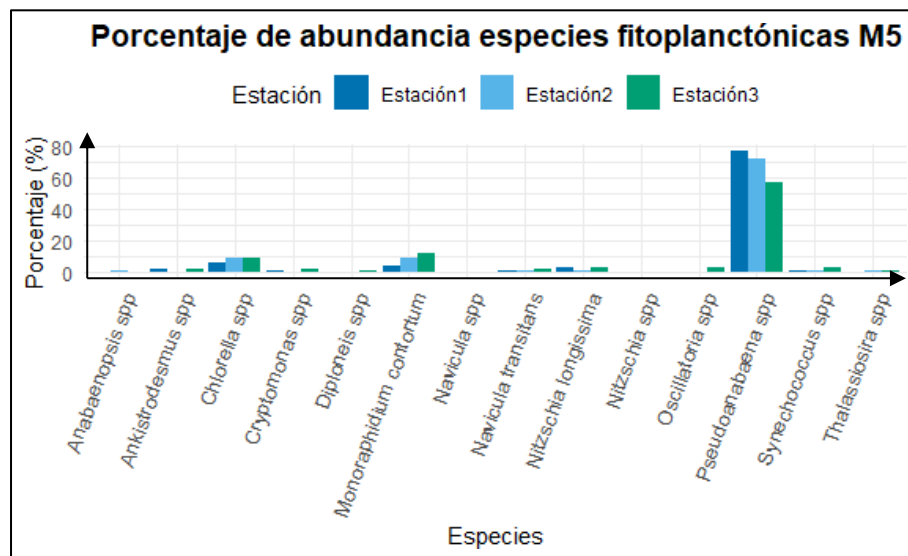
El índice de Shannon (H') subió bastante en la Estación 3 (2.302) si lo comparamos con las estaciones 1 (1.483) y 2 (1.655). Esto quiere decir que la Estación 3 tuvo mucha diversidad, algo que también se visualizó en su índice de Simpson (1-D), que fue alto (0.8728), y que mostró una estructura comunitaria más equilibrada. La uniformidad fue mayor en la Estación 3 (0.6244), mientras que en las otras estaciones fue menor (0.4024 en la Estación 2 y 0.4004 en la Estación 1).

7.3.1.5. Monitoreo 5

La riqueza de especies (Taxa_S) fue similar en el quinto monitoreo, con 10 especies en la Estación 1 y la Estación 2, y 12 especies en la Estación 3. En conjunto, la abundancia total fue mayor en la Estación 3 (1,570,000), seguida por la Estación 1 (1,170,000) y la Estación 2 (1,110,000) (**Figura 34**). La dominancia fue mayor en la Estación 1 ($D = 0.6008$) donde una o pocas especies dominaron la población.

Figura 34

Porcentaje de abundancia de especies fitoplanctónicas en la estación M5, comparando tres estaciones de muestreo



El índice de Shannon (H') fue bajo, de 0.9906 (Estación 1) a 1.549 (Estación 3), lo que significó menos diversidad que en datos anteriores. El índice de Simpson ($1-D$) mostró la misma tendencia, con el valor más alto (0.6403) en la Estación 3 y el valor más bajo (0.3992) en la Estación 1. La equidad se mantuvo baja en todas las

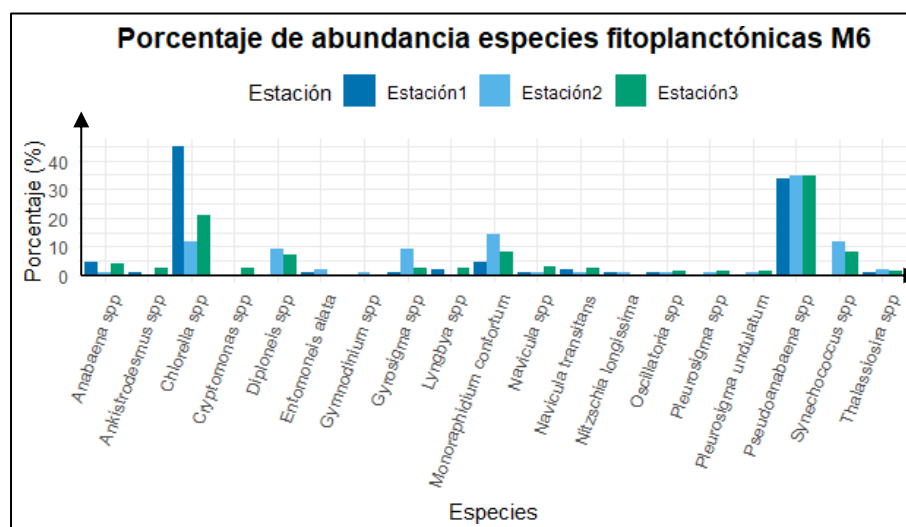
estaciones (inferior a 0.4 en las estaciones 1 y 2), lo que confirmó la elevada presencia de especies dominantes, sobre todo en la Estación 1.

7.3.1.6. Monitoreo 6

En el sexto control, la Estación 2 tuvo la mayor cantidad de tipos de especies (16), seguida de la Estación 3 (14) y la Estación 1 (13). La cantidad total de organismos fue parecida en las estaciones, entre 720,000 (Estación 3) y 890,000 (Estación 1) (**Figura 35**). La Estación 2 mostró la menor dominancia ($D = 0.1773$), lo que sugirió una comunidad más balanceada en comparación con las otras estaciones.

Figura 35

Porcentaje de abundancia de especies fitoplanctónicas en la estación M1, comparando tres estaciones de muestreo



El índice de Shannon (H') se registró en niveles elevados en todas las estaciones, siendo más pronunciado en la Estación 2 (2.121) y la Estación 3 (2.062).

La Estación 1 presentó un índice ligeramente inferior, con un valor de 1.528. De manera similar, el índice de Simpson (1-D) mostró mayor equidad en las estaciones 2 (0.8227) y 3 (0.8117). Además, la uniformidad fue más alta en la Estación 2 (0.5213) y la Estación 3 (0.5613), lo que sugirió una distribución más equilibrada de las especies.

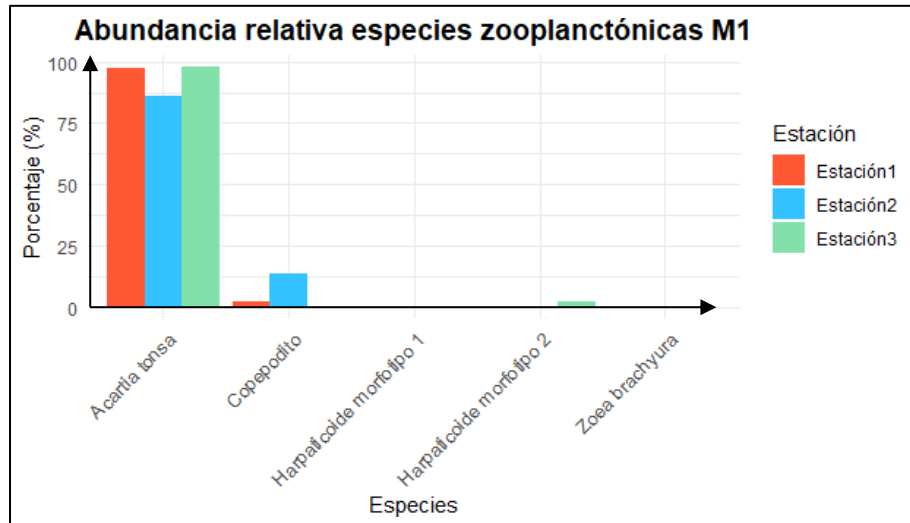
7.3.2. Zooplancton

7.3.2.1. Monitoreo 1

Durante el muestreo M1, la comunidad zooplanctónica del estuario presentó una marcada dominancia de *Acartia tonsa*, especie que representó entre el 86,07 % y el 97,85 % de la abundancia relativa en las tres estaciones, los copepodidos (estadios larvales de copépodos) mostraron una mayor proporción en la Estación 2 (13,83 %), mientras que en las estaciones 1 y 3 su abundancia fue baja. Los harpacticoides y las *zoeas brachyuras* estuvieron representados en porcentajes mínimos (<2 %), lo que indicó una baja diversidad taxonómica y una estructura comunitaria simplificada, dominada por pocos taxones tolerantes. En conjunto, estos resultados evidenciaron que la comunidad zooplanctónica del estuario durante el muestreo M1 estuvo fuertemente influenciada por *A. tonsa*, lo que sugirió un ecosistema con condiciones ambientales estables, pero con baja heterogeneidad biológica (**Figura 36**).

Figura 36

Porcentaje de abundancia de especies zooplanctónicas en la estación M1, comparando tres estaciones de muestreo



Durante el muestreo M1, los datos mostraron poca variedad de zooplancton, En la Estación 1, el índice de Shannon-Wiener (H') fue 0,1226 y la dominancia (D) llegó a 0,9522, lo que indicó que *Acartia tonsa* fue la especie que dominante. La equitatividad de Pielou ($J = 0,2826$) igual fue baja, mostrando baja distribución de especies.

En la Estación 2, la variedad de especies incrementó ($H' = 0,4093$) y la dominancia bajó ($D = 0.76$). Esto pudo indicar un mejor equilibrio en la comunidad, posiblemente por el aumento de copépodos y harpacticoides. La distribución también se hizo más equitativa ($J = 0.5019$).

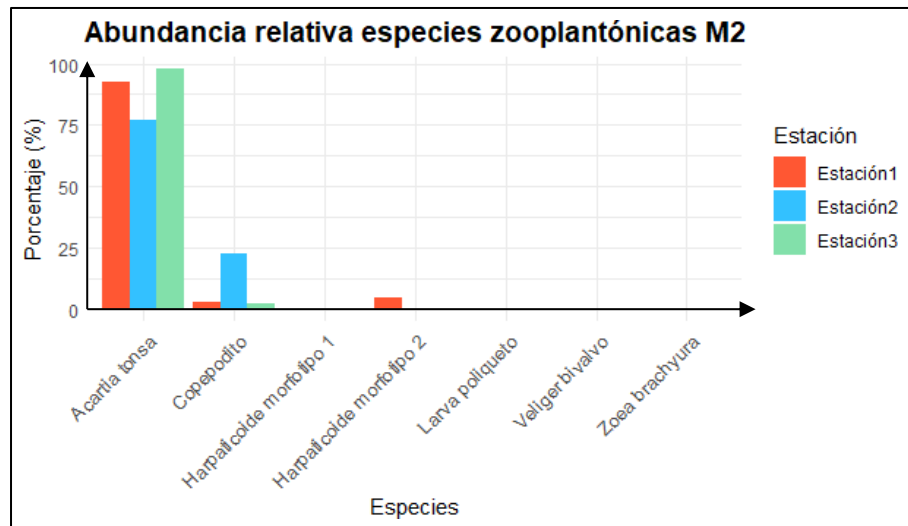
En cuanto a la Estación 3, los índices de Shannon y Simpson bajaron de nuevo ($H' = 0.1086$), pero la dominancia se mantuvo alta como en la Estación 1. Esto indicó una estructura simple donde solo predominó un tipo.

7.3.2.2. Monitoreo 2

Durante el muestreo M2, la comunidad zooplanctónica del estuario mostró nuevamente una fuerte dominancia de *Acartia tonsa*, con abundancias relativas que oscilaron entre 77,07 % y 97,77 %. En la Estación 1 y 3, *A. tonsa* concentró más del 90 % del total de individuos, mientras que en la Estación 2 su proporción fue menor debido a una mayor participación de copepódidos (22,89 %), lo que sugiere un posible incremento en el reclutamiento larvario o una etapa de reproducción activa en esa zona. Los harpacticoides, larvas poliquetas, velígeres de bivalvos y zoeas brachyuras se presentaron en porcentajes muy bajos (<5 %), evidenciando una baja representatividad de otros grupos dentro del zooplancton (**Figura 37**).

Figura 37

Porcentaje de abundancia de especies zooplanctónicas en la estación M2, comparando tres estaciones de muestreo



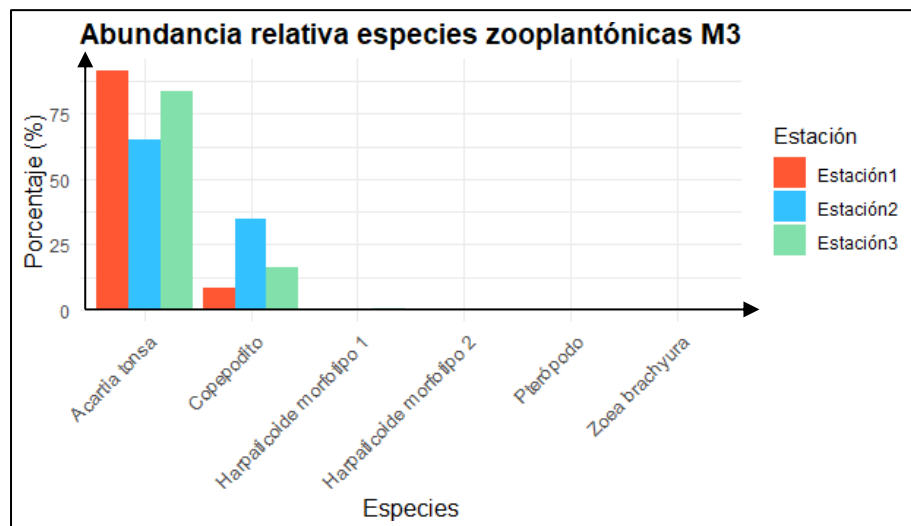
Los índices ecológicos reforzaron esta tendencia. En la Estación 1, el valor de Shannon-Wiener ($H' = 0,3111$) y la equitatividad de Pielou ($J = 0,273$) fueron bajos, mientras que la dominancia ($D = 0,8638$) fue alta, indicando un claro predominio de una sola especie. En la Estación 2 se observó la mayor diversidad ($H' = 0,542$) y la menor dominancia ($D = 0,6463$), la Estación 3 registró los valores más bajos de diversidad ($H' = 0,1076$) y alta dominancia ($D = 0,9564$), lo que evidenció una estructura comunitaria simplificada y fuertemente controlada por *A. tonsa*. En conjunto, el muestreo M2 mostró un patrón similar al observado en M1, caracterizado por una comunidad zooplanctónica poco diversa.

7.3.2.3. Monitoreo 3

Durante el muestreo M3, la comunidad zooplanctónica mantuvo la tendencia observada en los muestreos anteriores, con *Acartia tonsa* como la especie dominante en todas las estaciones, alcanzando abundancias relativas de 65,26 % a 91,37 %. Los copepódidos mostraron una mayor representatividad en la Estación 2 (34,52 %), la Estación 1 y 3, su participación fue menor (8,56 % y 16,17 %, respectivamente). Los harpacticoides, pterópodos y zoeas brachyuras se presentaron con valores muy bajos (<1 %) (Figura 38).

Figura 38

Porcentaje de abundancia de especies zooplanctónicas en la estación M3, comparando tres estaciones de muestreo



Los índices ecológicos confirmaron este patrón. En la Estación 1 se registró un valor de Shannon-Wiener ($H' = 0,2983$) y una dominancia ($D = 0,8422$), reflejando un predominio claro de *A. tonsa* y una baja equitatividad ($J = 0,3369$). En la Estación 2, la diversidad aumentó notablemente ($H' = 0,6604$) y la dominancia

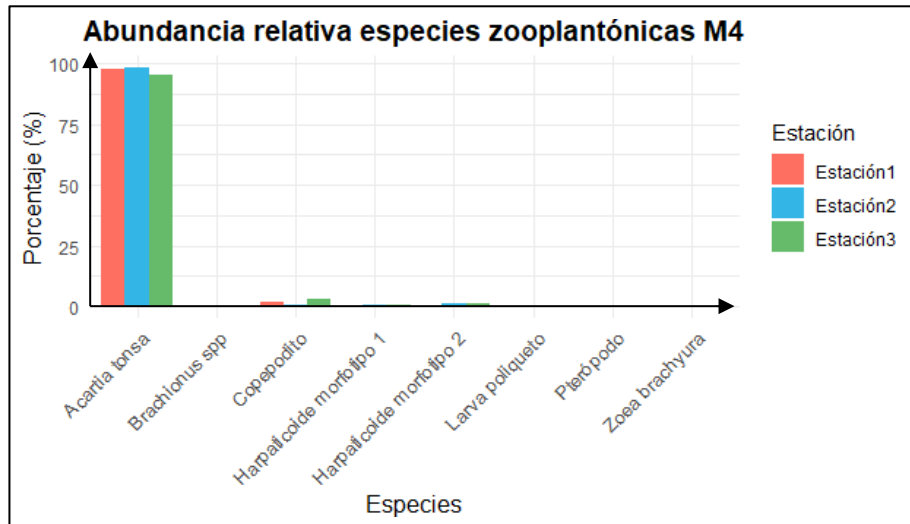
disminuyó ($D = 0,5451$), mostrando una comunidad más equilibrada debido a la mayor proporción de copepódidos. En la Estación 3, los valores de Shannon ($H' = 0,4657$) y Pielou ($J = 0,531$) indicaron una diversidad intermedia y una dominancia moderada ($D = 0,7229$).

7.3.2.4. Monitoreo 4

La comunidad zooplanctónica correspondiente al muestreo M4 presentó una marcada dominancia de *Acartia tonsa*, con valores de abundancia relativa de 97,87%, 98,29% y 95,21% en las estaciones 1, 2 y 3 respectivamente. Los copepoditos y los harpacticoides morfotipo 1 y 2 registraron abundancias muy reducidas, con valores inferiores al 3% en todas las estaciones, mientras que la presencia de otros organismos como *Brachionus spp.*, larvas de poliquetos, pterópodos y *zoea brachyura* fue ocasional y con aportes insignificantes en la estructura comunitaria (**Figura 39**).

Figura 39

Porcentaje de abundancia de especies zooplanctónicas en la estación M4, comparando tres estaciones de muestreo



En cuanto a los índices ecológicos, la Estación 2 presentó la mayor abundancia total con $453\,441 \text{ ind}\cdot 100 \text{ m}^{-3}$ y el valor más bajo de diversidad ($H' = 0,0418$), acompañado de una elevada dominancia ($D = 0,9662$), lo que indicó un ecosistema con fuerte monopolio de una sola especie. La Estación 3, a pesar de tener una menor densidad ($115\,902 \text{ ind}\cdot 100 \text{ m}^{-3}$), exhibió un ligero aumento en la equidad ($J' = 0,316$) y una dominancia levemente menor ($D = 0,9076$), lo que sugirió una comunidad un poco más equilibrada por la presencia de más taxones secundarios.

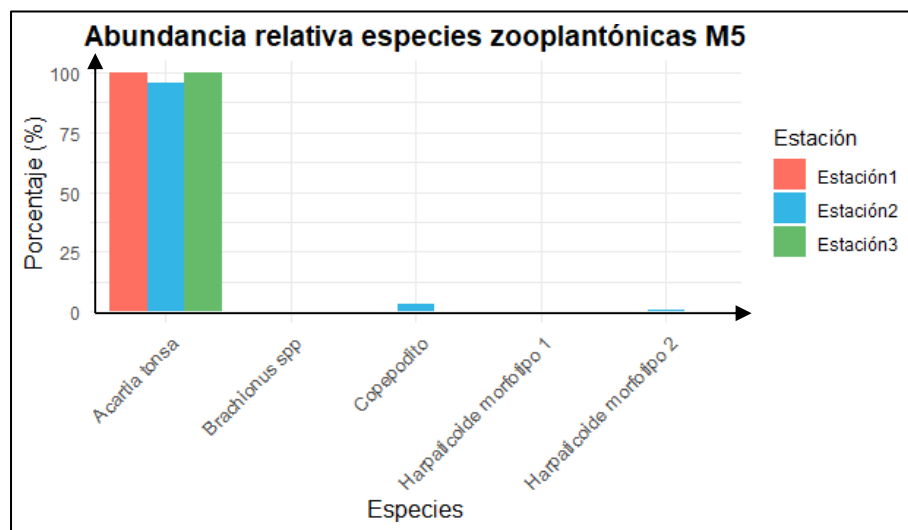
7.3.2.5. Monitoreo 5

Durante el muestreo M5, la comunidad zooplanctónica estuvo fuertemente dominada por *Acartia tonsa*, la cual alcanzó valores de abundancia relativa superiores al 95% en todas las estaciones de muestreo (99,8% en la Estación 1, 95,9%

en la Estación 2 y 99,9% en la Estación 3). Las demás especies registradas, como copepodidos nauplios, harpacticoides morfotipo 1 y 2, y *Brachionus spp*, presentaron porcentajes muy bajos, inferiores al 3% del total (**Figura 40**).

Figura 40

Porcentaje de abundancia de especies zooplanctónicas en la estación M5, comparando tres estaciones de muestreo



La diversidad de Shannon-Wiener varió entre 0,005 y 0,20, mientras que el índice de dominancia de Simpson se mantuvo cercano a 1, reflejando una marcada dominancia de una sola especie. Asimismo, la equidad de Pielou mostró valores bajos (<0,26), lo que confirmó una distribución desigual de los organismos dentro de la comunidad.

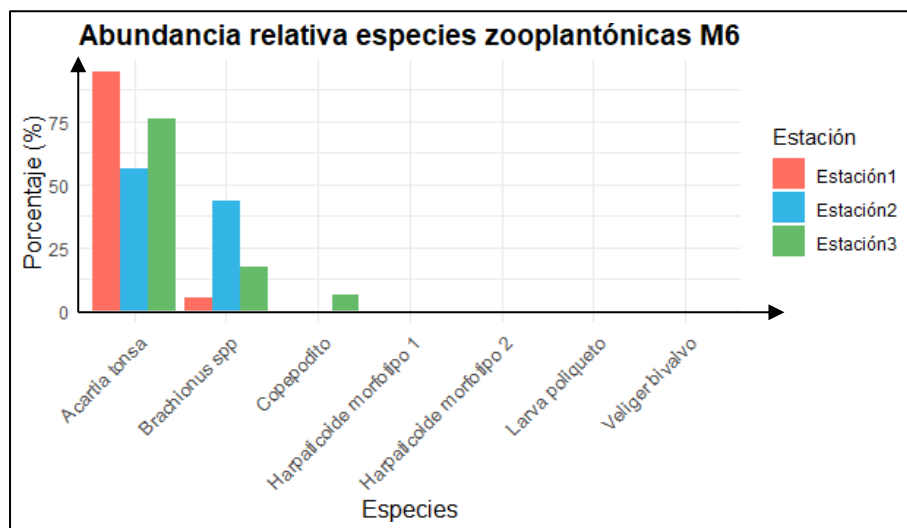
7.3.2.6. Monitoreo 6

Durante el monitoreo M6, la comunidad zooplanctónica estuvo dominada por *Acartia tonsa* en las tres estaciones, con porcentajes de abundancia relativa de 94,44

% en la Estación 1, 56,27 % en la Estación 2 y 75,80 % en la Estación 3. En menor proporción se registró la presencia de *Brachionus spp.*, con un 5,15 %, 43,33 % y 17,52 % respectivamente, lo que indicó una mayor contribución de rotíferos en la Estación 2. Los copepodos en estadio de *copepodito* alcanzaron valores bajos, representando menos del 7 % del total en cada estación. Los *harpacticoides* (morfortipos 1 y 2), larvas de poliquetos y *velíger bivalvo* estuvieron presentes en proporciones marginales (< 1 %), reflejando una menor diversidad y predominancia clara de *A. tonsa* (**Figura 41**).

Figura 41

Porcentaje de abundancia de especies zooplantónicas en la estación M6, comparando tres estaciones de muestreo



En referencia a los índices ecológicos, en la Estación 1 la diversidad fue baja ($H' = 0,23$) junto con una equidad de 0,10, lo que demostró la fuerte dominancia de una única especie. En la Estación 2, la diversidad fue mayor ($H' = 0,71$) y la equidad 0,49, aunque más equilibrada. La Estación 3 mostró unos valores intermedios ($H' =$

0,70; $J' = 0,39$), lo que indicó que, aunque había una dominancia de *A. tonsa*, hubo una mayor presencia de las especies secundarias.

7.4. Correlación de parámetros fisicoquímicos y biológicos

Según el análisis de evaluación realizado mediante el método de Spearman, se encontraron vínculos significativos entre los parámetros fisicoquímicos y biológicos del estuario El Real-Chanduy. En el mapa de calor, el rojo intenso (valores cercanos a 1) indicaron fuertes correlaciones positivas, el azul intenso (valores cercanos a -1) indica correlación negativa clara.

Se observó una correlación negativa fuerte entre el fitoplancton y el pH ($r = -1$). Esto indicó que, a medida que disminuye el pH, la abundancia de fitoplancton aumenta, lo que podría estar asociado a la liberación de nutrientes o a condiciones químicas favorables para su proliferación. De igual manera, el fitoplancton mostró correlaciones negativas con la salinidad, el oxígeno disuelto, la conductividad y la turbidez ($r = -0,5$ en todos los casos), lo que sugiere que este grupo se desarrolló mejor en aguas menos salinas, más claras y con menor carga iónica.

El pH estuvo fuertemente correlacionado de forma negativa con la temperatura ($r = -1$), lo que indicó que en condiciones de mayor temperatura el pH tendió a disminuir. También presentó correlaciones moderadas con la salinidad, la conductividad y la turbidez ($r = 0,5$), lo cual evidenció que estos parámetros

aumentaron conjuntamente, posiblemente debido a procesos de evaporación o concentración de sales.

La temperatura mostró correlaciones positivas altas con la salinidad, el oxígeno disuelto, la conductividad y la turbidez ($r = 1$ en todos los casos). Esto indicó que cuando la temperatura aumentó, también lo hicieron estos parámetros. En el caso del oxígeno disuelto, esta relación positiva puede estar asociada a producción biológica del sitio, más que a solubilidad del gas, que normalmente disminuye con la temperatura; por tanto, podría deberse a procesos fotosintéticos o a condiciones específicas del sistema estuarino.

La salinidad se relacionó de forma positiva fuerte con la conductividad ($r = 1$), lo que confirmó que ambos parámetros mostraron un comportamiento equivalente, ya que la salinidad implica directamente el incremento de iones en el agua. También se correlacionó positivamente con la turbidez, los compuestos nitrogenados y el fosfato ($r = 0,5$), lo que podría indicar que los aportes de materiales particulados y nutrientes estuvieron asociados al ingreso de masas de agua más salinas.

El oxígeno disuelto presentó correlaciones positivas con la conductividad, la salinidad y la turbidez ($r = 1$ o $r = 0,5$ según el caso). Aunque este patrón difiere de lo esperado en condiciones oceanográficas típicas, sugiere que los niveles de oxígeno en este sistema podrían estar determinados más por el metabolismo del fitoplancton.

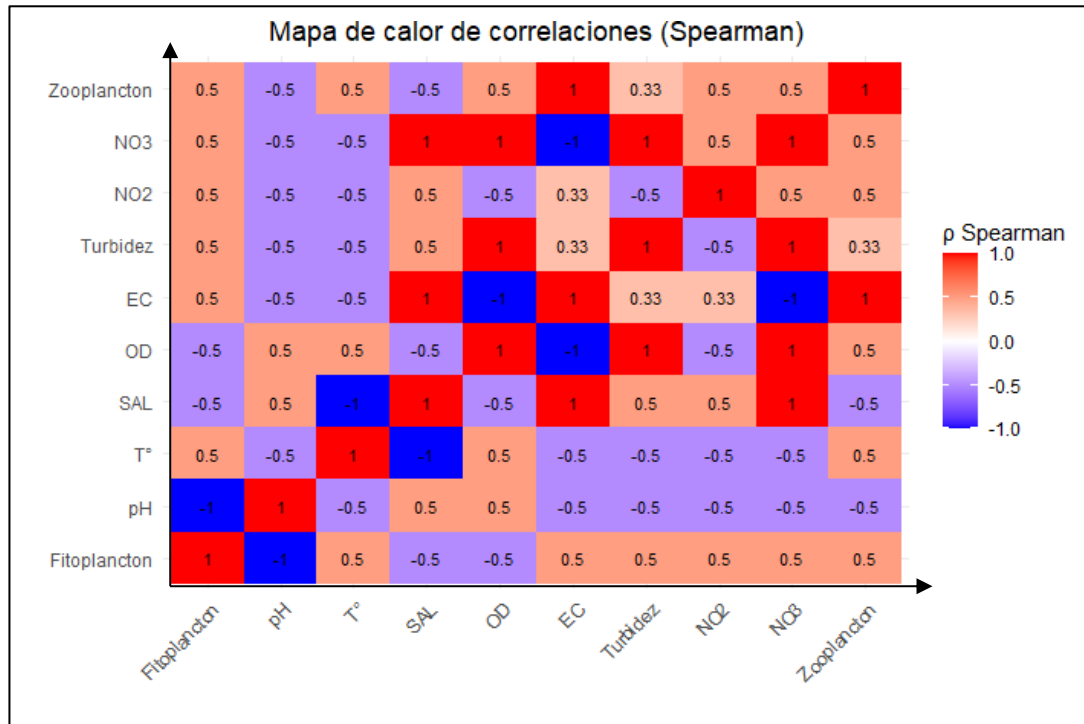
La conductividad mostró correlaciones positivas fuertes con la turbidez ($r = 1$) y moderadas con los compuestos nitrogenados y fosfatados ($r = 0,33$). Esto indicó que aguas con mayor concentración de sólidos disueltos también presentaron cierta presencia de nutrientes, lo que puede reflejar procesos de mezcla, escorrentía o aportes de origen antropogénico.

Los nutrientes nitrogenados (NO_2^- , NO_3^- y NH_4^+) mostraron correlaciones muy altas entre sí ($r = 1$ en la mayoría de los casos), lo cual sugirió que estos compuestos estuvieron integrados en un mismo ciclo biogeoquímico y respondieron simultáneamente a procesos de mineralización, oxidación y reducción. El fosfato también se correlacionó con ellos ($r = 0,33$), lo que refuerza la idea de una entrada común de nutrientes.

El crecimiento del fitoplancton se relacionó de manera negativa con la mayoría de los parámetros fisicoquímicos ($r = -0,5$), lo que indicó que este grupo fue más abundante en aguas menos salinas, menos turbias y con menor carga iónica. Por el contrario, el zooplancton mostró correlaciones positivas con el fitoplancton ($r = 0,5$) y con la temperatura ($r = 0,5$), lo que sugiere que estas comunidades se desarrollaron en paralelo, dependiendo del alimento disponible y de condiciones térmicas adecuadas (**Figura 42**).

Figura 42

Correlación de parámetros fisicoquímicos y biológicos.



7.5. Comparación entre parámetros fisicoquímicos y biológicos del estuario y los criterios normativos vigentes.

Se analizaron los valores obtenidos de pH, temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, turbidez, conductividad eléctrica, así como nutrientes (NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-}) y clorofila-a, comparándolos con los rangos ideales descritos en el marco teórico (Tablas 1, 2 y 4).

Los niveles de pH variaron de 8.23 a 9.40, superior del rango aceptable (6.5–8.5) según las normas ambientales de Ecuador. Esto apuntó a condiciones ligeramente alcalinas. La temperatura osciló entre 23.6 y 29.8 °C, lo normal para ecosistemas tropicales, aunque más de 28 °C podría estresar a algunas especies sensibles. La salinidad estuvo entre 8.9 y 14.5 ppm, lo que indicó una mezcla de agua dulce y salada típica de estuarios. Estos valores se encontraron dentro del rango esperado para agua salobre, si bien la disminución progresiva observada pudo estar relacionada con la menor influencia marina durante la estación seca.

Los niveles de oxígeno disuelto fluctuaron entre 8,5 y 15,5 mg/L, lo que excedió el mínimo requerido de más de 5 mg/L, indicando así una adecuada oxigenación y actividad fotosintética. La turbidez mostró variaciones de 23,8 a 70 NTU, sobrepasando en ciertos casos el umbral recomendado de menos de 50 NTU. Esto podría tener un impacto en la penetración de luz y en la producción primaria. En cuanto a la conductividad eléctrica, esta osciló entre 18,6 y 24,5 mS/cm y se correlacionó positivamente con la salinidad, lo que confirmó la existencia de iones disueltos dentro del sistema.

Respecto a los nutrientes, el nitrito (NO_2^-) presentó valores entre 0,02 y 0,31 mg/L, dentro del rango permitido (<1 mg/L), mientras que el nitrato (NO_3^-) alcanzó hasta 79,1 mg/L, superando el límite ideal (<50 mg/L), lo que sugirió posibles procesos de eutrofización. El fosfato (PO_4^{3-}) se mantuvo entre 0,005 y 0,035 mg/L,

dentro del rango óptimo ($<0,1$ mg/L), y el amonio (NH_4^+) entre 0,02 y 0,44 mg/L, también dentro de los límites permisibles (<1 mg/L).

La clorofila-a presentó valores entre 81 y 197,4 $\mu\text{g/L}$, lo que indicó una alta biomasa fitoplanctónica. Según la Tabla 2, valores superiores a 100 $\mu\text{g/L}$ se asocian con estados eutróficos, lo que sugirió una elevada productividad primaria y posible sobrecarga de nutrientes.

Las condiciones físicas y químicas del estuario de El Real fueron, en este sentido, favorables para los ecosistemas, pero la turbidez y los nitratos también sugirieron la posibilidad de eutrofización, como sugirieron los datos. La comparación con los niveles ideales mostró que el sistema tuvo una calidad ambiental aceptable, pero necesita ser monitoreado de cerca y se deben tomar medidas para prevenir el deterioro ambiental.

8. DISCUSIÓN

8.1. Calidad fisicoquímica del agua

Los valores de pH registrados en el estuario El Real – Chanduy (8,23–9,40) indican un ambiente alcalino, ligeramente superior al rango óptimo (6.5–8.5) establecido por la normativa ecuatoriana (Ministerio del Ambiente, 2025). Esta condición ha sido observada en otros cuerpos de agua tropicales como la laguna Colta en Chimborazo, Ecuador, donde se reportaron valores entre 8,36 y 9,20, asociados a procesos de fotosíntesis intensa y baja renovación hídrica (García, Sánchez, & López, 2024). La temperatura (23,6–29,8 °C) se mantuvo dentro del rango aceptable para ecosistemas tropicales, aunque valores cercanos a 30 °C pueden inducir estrés térmico en especies sensibles, como se ha documentado en Bahía Magdalena, México (Kuffo, Piguave, Mendoza, Bazurto, & Macías, 2024). La salinidad, que va de 8.9 a 14.5 ppm, indica que hay una mezcla de agua dulce y salada, algo común en los estuarios. Esto es parecido a lo que pasa en el estuario del río Chone, donde los cambios en la salinidad dependen de las mareas y de lo que desechan las camaronerías (Ormaza, 2024). El oxígeno disuelto, que está entre 8.5 y 15.5 mg/L, es mucho más de lo mínimo requerido (≥ 5 mg/L), lo que dice que hay suficiente oxígeno; esto se parece a lo que se vio en los Manglares de Churute en la época de lluvias (Pesantez, 2025). Sin embargo, la turbidez (23,8–70 NTU) excedió los límites recomendados, lo que podría limitar la penetración de luz y afectar la fotosíntesis, fenómeno también reportado en el Estero Salado de Guayaquil, donde se ha evidenciado una tendencia hacia la eutrofización y anoxia (Pizarro & Sarmiento, 2022).

8.2. Nutrientes y Clorofila – a

Los niveles de nitrato (hasta 79,1 mg/L) superan el límite ideal (<10 mg/L), lo que sugiere procesos de eutrofización similares a los observados en el Estero Salado de Guayaquil, donde se ha reportado un estado hipertrófico con concentraciones elevadas de nitrógeno y fósforo (Grijalva, Mejía, Alcívar, Ruiz, & Carpio, 2022). El fosfato (0,005–0,035 mg/L) y el amonio (0,02–0,44 mg/L) se mantuvieron dentro de los rangos permisibles, aunque con alta variabilidad, lo que podría indicar aportes puntuales de materia orgánica, como se ha documentado en la laguna de Yahuarcocha (Lebrato, 2021). La clorofila-a (81–197,4 µg/L) indica una alta biomasa fitoplanctónica, propia de sistemas eutróficos. En Bahía Magdalena, se ha establecido que valores superiores a 100 µg/L están asociados a sobrecarga de nutrientes y riesgo de floraciones algales nocivas (Montaño, 2019). Estos resultados reflejan una productividad primaria elevada, pero también una vulnerabilidad ecológica ante el exceso de nutrientes, como lo advierte la EPA en su análisis sobre los retos de los estuarios (U.S. Environmental Protection Agency (EPA), 2016).

8.3. Acumulación de nitrato y proliferación fitoplanctónica en condiciones de baja renovación hídrica

El nitrato constituye una fuente clave de nitrógeno para el fitoplancton, favoreciendo la síntesis de clorofila y el incremento de la biomasa fotosintética (Laughinghouse, Smyth, Havens, & Frazer, 2022). Cuando las concentraciones de

nitrate se elevan, la respuesta del fitoplancton es rápida, generando un aumento significativo en la productividad primaria y, en consecuencia, mayores niveles de clorofila-a (Montaño, 2019).

En el estuario El Real, este fenómeno se intensifica durante la temporada seca, cuando la ausencia de intercambio con el océano limita la renovación hídrica y concentra los nutrientes en el sistema. La falta de movimiento y la escasa dilución crean condiciones favorables para la acumulación de nitrógeno, lo que potencia el crecimiento fitoplanctónico y aumenta el riesgo de eutrofización (Ormaza, 2024). Estudios en otros estuarios tropicales, como el Estero Salado y Bahía Magdalena, confirman que la combinación de altos nutrientes y baja circulación hídrica durante periodos secos es un factor determinante en la proliferación de cianobacterias y floraciones algales nocivas (Grijalva, y otros, 2019).

8.4. Fitoplancton y zooplancton como bioindicadores.

El fitoplancton estuvo dominado por *Pseudoanabaena spp.*, una cianobacteria que tolera ambientes eutróficos. Esta especie se ha identificado como un bioindicador de mala calidad del agua en la laguna Yarinacocha, Perú, donde su abundancia se correlaciona con altas concentraciones de materia orgánica y nutrientes (Roque & Salazar, 2021). El zooplancton, dominado por *Acartia tonsa*, predijo identidad, poca diversidad y homogeneidad, lo que sugiere la existencia de condiciones ambientales estables, aunque con una baja diversidad o heterogeneidad biológica. Como se ha

visto en Brasil, la respuesta de la composición del zooplancton al cambio ambiental y las acciones humanas también es rápida (Perbiche, 2013). La presencia de rotíferos como *Brachionus spp.* y otros en las estaciones del estuario El Real sugiere la posible influencia de aguas muy contaminadas orgánicamente, como también se ha visto en el Chicama, Perú (Domínguez & Giorgi, 2020).

8.5. Comparación regional y relevancia ecológica

El estuario El Real tiene características similares a otros ecosistemas tropicales en Ecuador y América Latina. Por ejemplo, una alta producción primaria, muchas cianobacterias, variaciones en la salinidad y los nutrientes, y un riesgo de eutrofización por actividades humanas. Estudios del estuario del río Guayas y el Estero Salado muestran que los cambios de estación (seca/lluviosa) tienen un papel importante en las condiciones del agua, cambiando la salinidad, la turbidez, los nutrientes y el oxígeno disuelto (Ormaza, 2024). Los datos científicos sugieren que estos ecosistemas necesitan ser vigilados de cerca y gestionados de manera flexible para prevenir daños ecológicos. Es importante poner en marcha planes de conservación, recuperación y manejo unificado, como los que sugieren la EPA y el Programa Nacional de Estuarios, para asegurar que los estuarios puedan soportar el cambio climático y las acciones de las personas (U.S. Environmental Protection Agency (EPA), 2016).

9. CONCLUSIONES

El análisis integral de los parámetros fisicoquímicos del estuario El Real–Chanduy presenta alteraciones que comprometen su calidad ambiental. Aunque algunos parámetros como oxígeno disuelto y salinidad se mantuvieron dentro de rangos aceptables, se identificaron valores fuera de norma en pH, turbidez y nitratos, lo que indica procesos de eutrofización.

La estructura biológica del estuario evidencia una comunidad planctónica con baja diversidad y predominio de especies oportunistas, lo que confirma un ecosistema sometido a condiciones de estrés ambiental. Esta composición refleja la pérdida de heterogeneidad trófica y la simplificación de las redes alimentarias, aspectos que reducen la capacidad del sistema para sostener procesos ecológicos equilibrados y lo convierten en un indicador claro de deterioro ambiental.

La relación entre las condiciones fisicoquímicas y la estructura biológica demuestra que la acumulación de nutrientes y la limitada renovación hídrica reducen la resiliencia del ecosistema. En consecuencia, el estuario El Real no cumple con los criterios para definir una buena calidad ambiental y requiere acciones inmediatas de manejo y control.

10. RECOMENDACIONES

Se sugiere realizar un estudio enfocado en la vegetación de los estuarios, especialmente en lo que respecta a los manglares, las macroalgas y las halófitas. Estas especies desempeñan funciones ecológicas significativas al ayudar a estabilizar sedimentos y filtrar contaminantes; además, son indicadores del estado de salud del entorno. Es fundamental documentar su cobertura espacial, condición y diversidad para poder evaluar el impacto de factores como la salinidad, la turbidez del agua o niveles de contaminación.

El estuario El Real - Chanduy está lleno de vida, desde pequeños peces y cangrejos hasta aves que viajan largas distancias. Se aconseja investigar más, tomando muestras de peces, invertebrados del lecho acuático y aves, ya que estos animales son los primeros en reaccionar en caso de que se presente una alteración en la calidad del agua o hay cambios en su entorno.

Se recomienda llevar a cabo el estudio en la temporada de lluvias porque es cuando el estuario El Real Chanduy cambia más a nivel ecológico. En esta época, el agua del mar vuelve a entrar, sube el nivel del agua y cosas importantes como la salinidad, la claridad del agua, el oxígeno y los nutrientes cambian. Estos cambios pueden afectar significativamente la composición del fitoplancton y el zooplancton, así como la distribución de las especies acuáticas.

11. BIBLIOGRAFÍA

- Almazán, A., Aké, J., García, E., Sánchez, Y., Escobar, S., & Valadez, F. (2016). *Catálogo de microalgas de Bahía de Todos Santos, Baja California*. México: CICESE.
- Altamirano, E. (2022). *Diversidad y abundancia de fitoplancton en cuatro estaciones fijas en la zona Suroeste del Golfo de Guayaquil en el período*. Obtenido de <https://repositorio.upse.edu.ec/server/api/core/bitstreams/04f62e2a-e328-4d3b-a5ea-6a82e7308d33/content>
- Alvarenga, D., & Herrera, C. (2025). Calidad de agua marina para la sostenibilidad de Golfos de zonas tropicales. *Revista Agua*.
- Alvarenga, D., & Herrera, C. (2025). Calidad de agua marina para la sostenibilidad de Golfos de zonas tropicales. *Revista Agua*.
- Amaya, L. (2022). *Evaluación de distribución y abundancia del suborden Tintinnidae (Protozoa, Ciliata)*. Obtenido de <https://repositorio.upse.edu.ec/server/api/core/bitstreams/ab6078b3-8912-4dfd-afd2-6c9f76d40377/content>
- Andersen, P., & Throndsen, J. (2004). Estimating cell numbers. En *Manual on Harmful Marine Microalgae*. UNESCO Publishing.
- Arias, F. (2006). *Introducción a la metodología científica* (Vol. 6). Caracas, Venezuela: Editorial Episteme.

Boltovskoy, D. (1981). *Atlas del zooplancton del Atlántico sudoccidental y métodos de trabajo con el zooplancton marino*. Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP).

Bridgestock, L. (2024). Estuaries: Ecological importance and biodiversity. *Marine Ecology Journal*, 45–59.

Carrasco, J. (2023). *Funciones ecológicas de la biodiversidad estuarina*. Obtenido de <https://observatorioecosistemas.org/biodiversidad-estuarina>

Chilton, D., Hamilton, D., Nagelkerken, I., Cook, P., Hipsey, M., Reid, R., . . . Brookes, J. (2021). Environmental flow requirements of estuaries: Providing resilience to current and future climate and direct anthropogenic changes. *Frontiers in Environmental Science*.

Concepto.de. (2025). *Investigación correlacional: definición, tipos y ejemplos*. Obtenido de <https://concepto.de/investigacion-correlacional> (este es el enlace habitual del sitio)

C-Total Consultoría Ambiental. . (2025). *Evaluación de impactos y gestión ambiental en ecosistemas costeros*. .

Day , J., Crump, B., Kemp, W., & Yáñez, A. (2013). *Estuarine ecology* . Hoboken, NJ: Wiley-Blackwell.

Díaz-Ferguson, E. e. (2024). *Recomendaciones para la conservación de los estuarios y restauración de los manglares de Centroamérica y Sudamérica*.

Montevideo, Uruguay: Instituto Interamericano para la Investigación del Cambio Global.

Domínguez, I., & Giorgi, A. (2020). La bioindicación en el monitoreo y evaluación de los sistemas fluviales de la Argentina . En *Bases para el análisis de la integridad ecológica* (págs. 1-16).

Domínguez, M., & Giorgi, A. (2020). Zooplancton como indicador de calidad ambiental en sistemas acuáticos. . *Revista de Ecología Acuática*, 12(2), 45–58.

EcoExploratorio. (2022). *Servicios ecosistémicos de los estuarios*. Obtenido de <https://ecoexploratorio.org/estuarios-servicios-ecosistemicos>

Escobar , M., Terneus, E., & Yáñez , P. (2013). *El plancton como bioindicador de la calidad del agua en zonas agrícolas andinas: análisis de caso*. Obtenido de https://www.researchgate.net/publication/295105482_Plancton_como_bioindicador_de_la_calidad_del_agua_en_zonas_agricolas_andinas_analisis_de_caso.

García, I., Sánchez, J., & López, M. (2024). Evaluating the effectiveness of biotic indices for long-term ecological quality assessment in a heavily polluted estuary. *Environmental Monitoring and Assessment*.

Gómez, N., Domínguez, E., Rodríguez, C., & Fernández, H. (2013). Los indicadores biológicos. *CONICET*.

- González, L., & Torres, M. (2023). Indicadores biológicos en ecosistemas acuáticos costeros. *Revista de Ciencias Marinas*, 33-47.
- Grijalva, A., Mejía, A., Alcívar, M., Ruiz, G., & Carpio, C. (2022). La calidad del agua y la eutrofización en la zona estuarina del Estero Salado en Guayaquil, Ecuador. *Centro de Investigación y Desarrollo*.
- Grijalva, A., Salcedo, M., Sánchez, A., Mendoza, J., Barba, E., & Álvarez, N. (2019). Variación intra-anual de la clorofila-a y nutrientes en un sistema río-llanura de inundación hidráulicamente perturbado en la cuenca del río Grijalva. *Hidrobiológica*, 29(3), 163-170.
- Guapi, K., Tipanta, J., Jarre, E., Ontaneda, D., Arévalo, A., & Astroga, D. (2022). *Atlas de microalgas y cianobacterias en embalses Sucus y Mogotes*. Quito: Pontificia Universidad Católica del Ecuador.
- Gwynn, J. (2023). *Convention on the Law of the Non-Navigational Uses of International Watercourses*. Obtenido de https://legal.un.org/ilc/texts/instruments/english/conventions/8_3_1997.pdf
- Hanna Instruments. (2021). Cómo realizar la medida con el Turbidímetro HI93703.
- Hanna Instruments España. (2024). *Medición del oxígeno disuelto*. Obtenido de <https://www.hannainst.es/blog/83/medicion-del-oxigeno-disuelto>
- Hernández, L., Gómez, R., & Pérez, M. (2020). Calidad del agua en ecosistemas acuáticos: parámetros y evaluación. *Revista de Ecología Aplicada*.

International Organization for Standardization . (2025). *ISO 8199:2018, ISO 7027-1:2016, ISO 17294-2:2023 – Water Quality Standards*. Obtenido de ISO: <https://www.iso.org>

International Organization for Standardization. (2014). *ISO 5667-6:2014. Water quality — Sampling — Part 6: Guidance on sampling of rivers and streams*. ISO.

Jiménez, R. (1983). Diatomeas y dinoflagelados del fitoplancton del Golfo de Guayaquil. *Acta Oceanográfica del Pacífico (INOCAR)*, 193-282.

Kuffo, G., Piguave, J., Mendoza, J., Bazurto, R., & Macías, J. (2024). Efectos de la luz y la temperatura en la fotosíntesis y la productividad primaria en ecosistemas marinos. *G-ner@ndo*, 388-417.

Laughinghouse, D., Smyth, A., Havens, K., & Frazer, T. (2022). Rethinking the Role of Nitrogen and Phosphorus in Eutrophication of Aquatic Ecosystems. *ResearchGate*.

Lebrato, M. (2021). *Estudio del comportamiento de los nutrientes nitrógeno y fósforo en el estuario del Guadalquivir: causas y consecuencias*.

Londoño, A., Giraldo, G., & Gutiérrez, A. (2020). *Métodos analíticos para la evaluación de la calidad fisicoquímica del agua*. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia.

Love, J., Smith, R., & Thompson, K. (2022). Effects of salinity increase on marine habitats under climate change scenarios. *Journal of Marine Science*, 12–28.

- Ludwing , J., & Reynolds, J. (1988). En *Statistical ecology: A primer on methods and computing*. Wiley-Interscience.
- Mahaedja, B., Tobias, V., Khanna, S., Mitchell, L., Lehman, P., & Sommer, T. (2021). Resistance and resilience of pelagic and littoral fishes to drought in the San Francisco Estuary. *Ecological Applications*.
- Marín, J. (2022). Evaluación de riesgo ecológico por elementos potencialmente tóxicos en sedimentos costeros de un estuario tropical hipereutrófico. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*.
- Martínez , R., López , D., & Herrera, S. (2022). écnicas de muestreo y análisis de plancton en ecosistemas estuarinos. *Ciencia y Ambiente*, 112–125.
- Miller, A. (2012). *Estuarios y aves migratorias: importancia ecológica*. Obtenido de Bird Conservation International: <https://www.birdconservation.org/estuarios-aves-migratorias>
- Ministerio del Ambiente, A. y. (2025). *Norma de Calidad Ambiental y de Descarga de Efluentes: Recurso Agua*.
- Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica. (2015). *Norma de Calidad Ambiental y de Descarga de Efluentes: Recurso Agua (Acuerdo Ministerial N° 97)*. Quito, Ecuador: MAATE.
- Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica. (2025). *Normativa ambiental para cuerpos de agua salobre. Gobierno de Ecuador*.
- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. (2022).

- Montaño , J. (2019). Clorofila-a como indicador de eutrofización en sistemas costeros. . *Boletín de Ciencias Marinas*, 27(1), 67–80.
- Montaño, J. (2019). Clorofila-a como indicador de eutrofización en sistemas costeros. . *Boletín de Ciencias Marinas*, 27(1), 67–80.
- Montaño, J. (2019). *Variabilidad estacional de la clorofila-a en el Pacífico ecuatorial*. Obtenido de <https://actaoceanografica.inocar.mil.ec/index.php/raop/article/view/10>
- Naturales, S. d. (2020). *Calidad del agua y biota acuática*. .
- NOAA. (2022). *State Climate Summaries for the United States 2022*. National Oceanic and Atmospheric Administration. Obtenido de National Oceanic and Atmospheric Administration: <https://statesummaries.ncics.org/citations/>
- Ochoa, J., & Yunkor, Y. (2020). *El estudio descriptivo en la investigación científica*. Obtenido de Universidad Autónoma del Perú: <https://core.ac.uk/download/pdf/386791232.pdf>
- Ormaza, F. (2024). Incremento del deterioro de la calidad del agua del Estero Salado de Guayaquil. *Continental Shelf Research*.
- Osada, J., & Salvador, J. (2021). Estudios “descriptivos correlacionales”: ¿término correcto? *Revista Médica de Chile*, 149(9), 1383-1384.
- Paredes, S., & Cuartas, M. (2020). *Calidad de Agua: Medición de Turbidez, pH y O₂*. Riohacha: Universidad de La Guajira.

- Perbiche, G. (2013). Zooplankton as indicators of environmental change in tropical estuaries. . *Hydrobiologia*, 702(1), 1–14.
- Pesantez, G. (2025). *Estudio del estado actual de la biodiversidad marina, en relación con la pesca comercial en el cantón Salinas, provincia de Santa Elena*. Obtenido de <https://repositorio.upse.edu.ec/items/98345c27-cd81-4809-ab29-554e4813bf96>
- Pizarro , M., & Sarmiento, J. (2022). Parámetros fisicoquímicos en cuerpos de agua costeros. *Revista Técnica Ambiental del Ecuador*, 33-47.
- Prat, N. (2021). *Indicadores ecológicos en sistemas acuáticos*. . Obtenido de <https://observatorioecosistemas.org/indicadores-ecologicos>
- Programa del Estuario de la Bahía de San Juan. (2020). *Diagnóstico de vulnerabilidad de la cuenca y el sistema del estuario de la bahía de San Juan ante el impacto de huracanes*. San Juan, Puerto Rico.
- Programa del Estuario de la Bahía de San Juan. (2024). *Plan Integral de Manejo y Conservación del Estuario de la Bahía de San Juan (CCMP)*. San Juan, Puerto Rico.
- Ramírez , P., & Cedeño, A. (2021). Gestión ambiental participativa en zonas costeras del Ecuador. *Revista de Desarrollo Sostenible*, 89-101.
- Restore America’s Estuaries. (2025). *Restore America’s Estuaries Climate Action Plan*. Obtenido de U.S. Climate Resilience Toolkit:

<https://toolkit.climate.gov/case-study/restore-america%E2%80%99s-estuaries-climate-action-plan>

Restore America's Estuaries. (s.f.). *U.S. Climate Resilience Toolkit*. Obtenido de Restore America's Estuaries Climate Action Plan: <https://toolkit.climate.gov/case-study/restore-america%E2%80%99s-estuaries-climate-action-plan>

Rivas, A. (2024). Evaluación espacio-temporal del estado trófico en el sistema lagunar de Agiabampo, Sonora. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*.

Roque, A., & Salazar, J. (2021). *El zooplancton como indicador de eutrofización en una laguna costera, Laguna de Rocha - Uruguay*. . Obtenido de <https://hdl.handle.net/20.500.12008/47975>.

Roque, J., & Salazar, M. (2021). Fitoplancton como bioindicador en lagunas tropicales. *Revista Peruana de Ecología*, 16(2), 77–90.

Rosas, I. (2024). *¿Cómo podemos medir la calidad y salud de un cuerpo de agua?* . Obtenido de Divulgación Científica ENES Mérida: <https://blog.enesmerida.unam.mx/como-podemos-medir-la-calidad-y-salud-de-un-cuerpo-de-agua/>

Samboni, N., Pérez, J., & Rodríguez, L. (2021). *Parámetros fisicoquímicos en ecosistemas acuáticos*. . Obtenido de <https://observatorioambiental.org/fisicoquimicos>

- Semina, H. (1971). Methods for quantitative phytoplankton studies. En *Phytoplankton Manual*. UNESCO.
- Smyth, A., Laughinghouse, H., Reynolds, L., Camp, E., & Havens, K. (2023). *Effects on Salinity in Florida Estuaries and Responses of Oysters, Seagrasses, and Other Animal and Plant Life*. Gainesville, Florida, EE. UU.: UF/IFAS Extension.
- Sokal, & Rohlf. (2012). En *Biometry: The principles and practice of statistics in biological research (4ª ed.)*. W. H. Freeman.
- Tomas, C. (1997). *Identifying Marine Phytoplankton*. San Diego: Academic Press.
- Tomas, C., Torres, G., Espinoza, M., Mora , & Molina, M. (2024). Caracterización de dinoflagelados en un sector de producción de camarón en el Golfo de Guayaquil-Ecuador, como un paso inicial a la toma de medidas fitosanitarias. *Revista de Acuicultura* 159, 49-54.
- U.S. Environmental Protection Agency (EPA). (2016). *Estuaries and their importance*. Obtenido de <https://www.epa.gov>
- U.S. Environmental Protection Agency. (2025). *What is Acid Rain?*. Obtenido de <https://www.epa.gov/acidrain/what-acid-rain>
- U.S. Geological Survey. (2023). *Water Science School: Water Measurements*. Obtenido de USGS: <https://water.usgs.gov/gotita/characteristics.html>
- UNESCO. (2021). *Indicadores de calidad ambiental y resiliencia ecológica*.

United Nations. (2025). *Goal 14: Life Below Water – SDG 14 Targets and Indicators*.

Obtenido de UN Sustainable Development Goals:

<https://sdgs.un.org/goals/goal14>

UN-Water. (2024). *Progress on Ambient Water Quality – SDG 6 Update*. Geneva,

Switzerland: United Nations.

Utermöhl, H. (1958). Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-

Methodik. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte*

Limnologie.

Vera, E. (2007). *Distribución, abundancia y fitoplancton* . Obtenido de

[https://repositorio.upse.edu.ec/server/api/core/bitstreams/24c729f5-62a1-](https://repositorio.upse.edu.ec/server/api/core/bitstreams/24c729f5-62a1-405e-8ef8-db815937a5d7/content)

[405e-8ef8-db815937a5d7/content](https://repositorio.upse.edu.ec/server/api/core/bitstreams/24c729f5-62a1-405e-8ef8-db815937a5d7/content)

Viñoles, R. (2024). *Análisis de clorofila a en ecosistemas acuáticos: marinos,*

estuarinos y dulceacuícolas. Instituto Público de Investigación de

Acuicultura y Pesca.

Voledo, C. (2020). *Dinámica de ciclos biogeoquímicos en ecosistemas acuáticos*.

Instituto de Investigaciones Ambientales. Obtenido de

<https://www.investigacionesambientales.org/ciclos-biogeoquimicos>

Wizsensor. (2024). *Oxígeno disuelto (OD) en agua y cómo medirlo*. Obtenido de

Wizsensor: [https://wizsensor.com/es/dissolved-oxygen-sensor-water-](https://wizsensor.com/es/dissolved-oxygen-sensor-water-quality-monitoring/)

[quality-monitoring/](https://wizsensor.com/es/dissolved-oxygen-sensor-water-quality-monitoring/)

Woelfl, S. (2018). Zooplankton sampling and analysis: Methods and applications in aquatic ecology. En *Zooplankton of the South Atlantic Ocean*. Springer.

Zar, J. (1999). Biostatistical analysis . *Upper Saddle River*.

Zaroni, M. (2020). *Zooplâncton como bioindicador da qualidade ambiental em dois estuários brasileiros: um levantamento bibliográfico*.

Zúñiga, M. (2020). ndicadores de nutrientes y calidad del agua en ecosistemas acuáticos. Instituto de Investigación Ambiental. .

12. ANEXOS

Anexo 1 Tabla 5

Parámetros ambientales del agua del estuario El Real – Chanduy durante el periodo de estudio. Se presentan los valores mínimos, máximos, promedios y desviaciones estándar de cada variable analizada.

Parámetro	N	Mínimo	Máximo	Media	Desviación estándar	CV (%)
pH	18	8,23	9,4	8,73	0,33	3,8
EC (mS/cm)	18	18,6	24,5	19,51	2,61	13,4
OD (mg/L)	18	8,5	15,5	12,39	2,30	18,6
SAL (ppm)	18	8,9	14,5	10,95	1,81	16,6
Turbidez (NTU)	18	23,8	70	40,67	13,35	32,8
T° (°C)	18	23,6	29,8	26,4	0,47	7,6

Anexo 2 Tabla 6

Resultados de las pruebas de normalidad (Shapiro-Wilk) y homogeneidad de varianzas (Levene) para los parámetros fisicoquímicos, indicando la prueba estadística aplicada (ANOVA, ANOVA de Welch o Kruskal-Wallis) según el cumplimiento de supuestos. Se muestran los valores del estadístico F/H y los niveles de significancia (p).

Parámetro	Prueba aplicada	F/H	p (same)	p (Levene)	p (Shapiro-Wilk)
pH	ANOVA	0,5085	0,6114	0,5943	0,6476
EC (mS/cm)	Kruskal-Wallis	0,6667	0,7165	0,8694	0,0094
OD (mg/L)	ANOVA/Welch	1,725	0,2306	6,15E-05	0,0651
SAL (ppm)	Kruskal-Wallis	0,3889	0,823	0,8663	0,0198
Turbidez (NTU)	ANOVA	1,258	0,3125	0,2687	0,0627
T° (°C)	ANOVA	0,0431	0,9579	0,3298	0,1058

Anexo 3 Tabla 7

Matriz de correlación de Spearman entre los parámetros

	pH	EC	OD	SAL	Turbidez	T°
pH		0.029017	0.53227	0.0063241	0.59178	0.12156
EC	-0.51423		0.56373	3.386E-11	0.95139	0.00015119
OD	0.15759	0.14581		0.61626	0.22329	0.8146
SAL	-0.6175	0.96954	0.12675		0.96108	0.0002823
Turbidez	-0.13554	-0.01548	-0.30197	0.01239		0.49385
T°	0.37837	-0.77646	<u>0.059493</u>	-0.7562	-0.17243	

Anexo 4 Tabla 8

Variables químicas del agua del estuario El Real – Chanduy durante el periodo de estudio. Se presentan los valores mínimos, máximos, promedios y desviaciones estándar de cada variable analizada.

Parámetro	N	Mínimo	Máximo	Media	Desviación Estándar	CV (%)
Nitrito (mg/L)	18	0.02	0.31	0.129	0.092	70.98
Nitrato (mg/L)	18	0.1	79.1	27.99	29.75	106.29
Fosfato (mg/L)	18	0.005	0.035	0.017	0.007	45.35
Amonio (mg/L)	18	0.02	0.44	0.127	0.130	103.01
Clorofila a (µg/L)	18	81	197.4	125.32	33.03	26.35

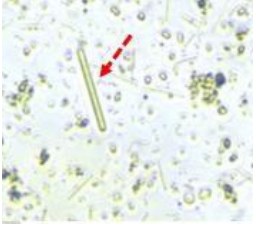
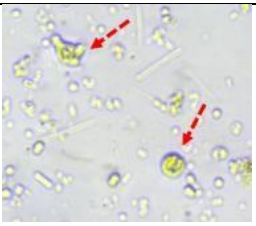
Anexo 5 Tabla 9

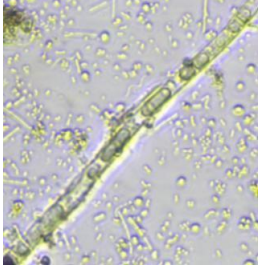
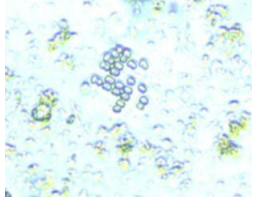

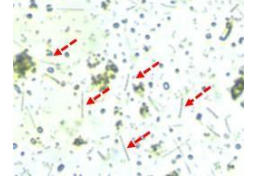

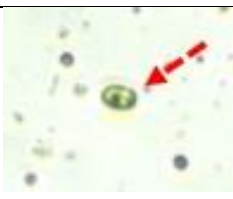
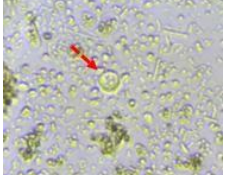
Resultados de las pruebas de normalidad (Shapiro-Wilk) y homogeneidad de varianzas (Levene) para los parámetros fisicoquímicos, indicando la prueba estadística aplicada (ANOVA, ANOVA de Welch o Kruskal-Wallis) según el cumplimiento de supuestos. Se muestran los valores del estadístico F/H y los niveles de significancia (p).

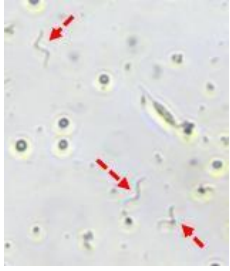

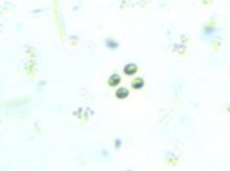
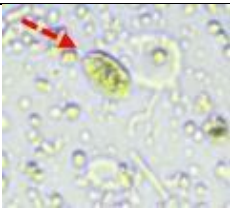
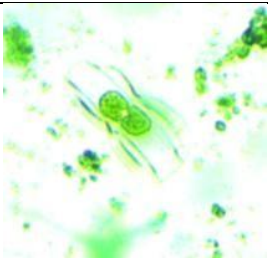
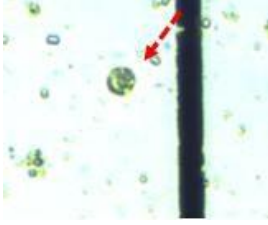
Parámetro	Prueba aplicada	F/H	p (same)	P (Levene)	P (Shapiro-Wilk)
Nitrito	ANOVA	0,8201	0,4592	0,7631	0,9046
Nitrato	Kruskal-Wallis	0,1871	0,9107	0,2777	0,0031
Fosfato	ANOVA	0,4184	0,6656	0,4305	0,6155
Amonio	Kruskal-Wallis	0,617	0,7308	0,9458	0,0006
Clorofila-a	Kruskal-Wallis	5,298	0,07071	0,2826	0,0288

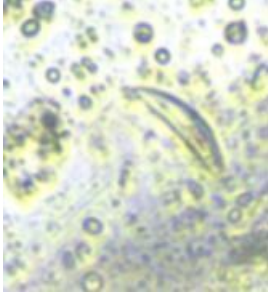

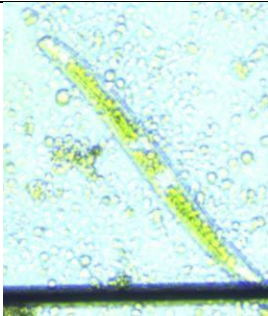
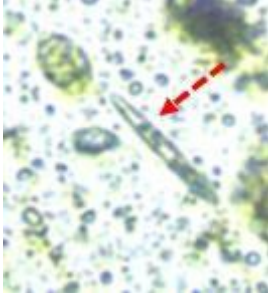
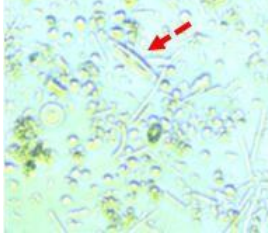
Anexo 6 Tabla 10

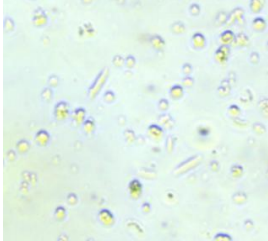
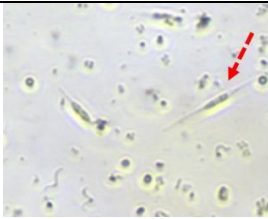

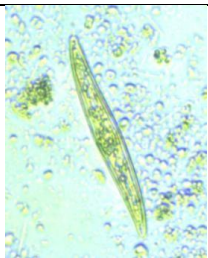
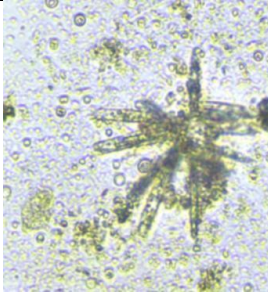
Identificación fitoplancton

Phylum	Orden	Género	Especie	Fotografía
Cyanobacteria	Nostocales	Anabaena	<i>Anabaena spp</i>	
		Anabaenopsis	<i>Anabaenopsis spp</i>	

Phylum	Orden	Género	Especie	Fotografía
	Oscillatoriales	Lyngbya	<i>Lyngbya spp</i>	
		Merismopedia	<i>Merismopedia spp</i>	
		Oscillatoria	<i>Oscillatoria spp</i>	
		Pseudoanabaena	<i>Pseudoanabaena spp</i>	
	Synechococcales	Synechococcus	<i>Synechococcus spp</i>	
Cryptophyta	Cryptomonadales	Cryptomonas	<i>Cryptomonas spp</i>	
Chlorophyta	Chlorellales	Chlorella	<i>Chlorella spp</i>	

Phylum	Orden	Género	Especie	Fotografía
	Sphaeropleales	Monoraphidium	<i>Monoraphidium contortum</i>	
		Ankistrodesmus	<i>Ankistrodesmus spp</i>	
	Chlorococcales	Tetrastrum	<i>Tetrastrum spp</i>	
Euglenophyta	Euglenales	Euglena	<i>Euglena spp</i>	
Heterokontophyta	Naviculales	Entomoneis	<i>Entomoneis alata</i>	
	Thalassiosirales	Thalassiosira	<i>Thalassiosira spp</i>	

Phylum	Orden	Género	Especie	Fotografía
	Cymbellales	Cymbella	<i>Cymbella spp</i>	
	Naviculales	Diploneis	<i>Diploneis spp</i>	
		Gyrosigma	<i>Gyrosigma spp</i>	
		Navicula	<i>Navicula transitans</i>	
			<i>Navicula spp</i>	

Phylum	Orden	Género	Especie	Fotografía
	Bacillariales	Nitzschia	<i>Nitzschia spp</i>	
			<i>Nitzschia longissima</i>	
	Naviculales	Pleurosigma	<i>Pleurosigma spp</i>	
			<i>Pleurosigma angulatum</i>	
	Thalassionematales	Thalassionema	<i>Thalassionema nitzschoides</i>	
	Myzozoa	Gymnodiniales	Gymnodinium	<i>Gymnodinium spp</i>

Anexo 7 Tabla 11*Comparativa de índices de diversidad de fitoplancton por monitoreo.*



Monitoreo	Estación	Taxa_S	Individuos	Shannon_H	Simpson_1D	Dominance_D	Pielou_J
1	1	12.0	1020000.0	1.363	0.604	0.396	0.325
1	2	10.0	1470000.0	1.387	0.641	0.359	0.4
1	3	15.0	365000.0	1.855	0.683	0.317	0.426
2	1	11.0	1480000.0	1.418	0.646	0.354	0.375
2	2	9.0	710000.0	1.14	0.486	0.514	0.347
2	3	14.0	1300000.0	1.525	0.632	0.368	0.328
3	1	11.0	1350000.0	1.735	0.782	0.218	0.301
3	2	11.0	1100000.0	1.497	0.683	0.317	0.33
3	3	12.0	1190000.0	1.93	0.801	0.199	0.47
4	1	11.0	850000.0	1.483	0.68	0.32	0.4
4	2	13.0	1010000.0	1.655	0.699	0.301	0.521
4	3	16.0	700000.0	2.302	0.872	0.128	0.561
5	1	10.0	1170000.0	0.991	0.399	0.601	0.45
5	2	10.0	1110000.0	1.086	0.463	0.537	0.502
5	3	12.0	1570000.0	1.549	0.64	0.36	0.698
6	1	13.0	890000.0	1.528	0.678	0.322	0.464
6	2	16.0	865000.0	2.121	0.823	0.177	0.644
6	3	14.0	720000.0	2.062	0.812	0.188	0.626





Anexo 8 Tabla 12*Índices de diversidad Fitoplancton general por estación*

Índices	Estación 1	Estación 2	Estación 3
Riqueza de especies (Taxa_S)	20	21	24
Abundancia total (Individuals)	9,046,000	7,525,000	5,845,000
Dominancia (D)	0.236	0.265	0.239
Diversidad de Simpson (1-D)	0.764	0.735	0.761
Diversidad de Shannon (H')	1.779	1.785	2.030
Equidad (J')	0.594	0.586	0.639
Shapiro–Wilk W	0.506	0.460	0.447

Anexo 9 Tabla 13

Identificación zooplancton

Phylum	Orden	Especie	Fotografía
Arthropoda	Indet.	<i>Copepodito</i>	
Arthropoda	Decapoda	<i>Zoea brachyura</i>	
Arthropoda	Calanoida	<i>Acartia tonsa</i>	
Mollusca	Bivalvia (veliger)	<i>Véliger bivalvia.</i>	

Phylum	Orden	Especie	Fotografía
Rotifera	Ploima	<i>Brachionus spp.</i>	
Arthropoda	<i>Harpacticoida</i>	Harpacticoida morfotipo 2	
Annelida	<i>Polychaeta</i>	Larva trocophoro	
Mollusca	<i>Pteropoda</i>	Indet.	

Anexo 10 Tabla 14

Comparativa índices de diversidad zooplancton por monitoreo

Monitoreo	Estación	Taxa_S	Individuos	Shannon H	Simpson_1 D	Dominance D	Pielou J
1	1	4	244066	0,1226	0,04784	0,9522	0,2826
1	2	3	176536	0,4093	0,24	0,76	0,5019
1	3	4	141368	0,1086	0,04211	0,9579	0,2787
2	1	5	49293	0,3111	0,1362	0,8638	0,273
2	2	5	69822	0,542	0,1362	0,6463	0,3439
2	3	3	528913	0,1076	0,1362	0,9564	0,3712
3	1	4	90606	0,2983	0,1578	0,8422	0,3369
3	2	3	19429	0,6604	0,4549	0,5451	0,4896
3	3	3	46516	0,4657	0,2771	0,7229	0,531
4	1	6	76990	0,1109	0,04184	0,9582	0,1862
4	2	5	453441	0,1037	0,03383	0,9662	0,2218
4	3	4	115902	0,2343	0,09243	0,9076	0,316
5	1	4	299460	0,01581	0,003915	0,9961	0,254
5	2	5	237336	0,2011	0,07927	0,9207	0,2445
5	3	4	480461	0,005754	0,001223	0,9988	0,2514
6	1	6	121115	0,2341	0,1054	0,8946	0,2106
6	2	5	23577	0,7114	0,4956	0,5044	0,4074
6	3	5	153733	0,7002	0,3904	0,6096	0,4028

Anexo 11 Tabla 15

Índices de diversidad Fitoplancton general por estación

Índices	Estación 1	Estación 2	Estación 3
Riqueza de especies (Taxa_S)	9	9	6
Abundancia total (Individuals)	881,530	1,256,025	1,466,893
Dominancia (D)	0.941	0.901	0.913
Diversidad de Simpson (1-D)	0.058	0.099	0.087
Diversidad de Shannon (H')	0.163	0.230	0.225
Equidad (J')	0.074	0.105	0.126
Shapiro–Wilk W	0.404	0.417	0.518

Anexo 12 Tabla 16

Datos fisicoquímicos recopilados durante todo el estudio

Fecha	Estación	pH	EC	OD	SAL	Turbidez	T°	Nitrito	Nitrato	Fosfato	Amonio	Clorofila- a
18/7/2025	1	8,3	24,5	12,8	14,1	32,63	24,3	0,1	32,1	0,01	0,44	133,5
18/7/2025	2	8,51	24,1	14,9	13,7	30,68	24	0,11	26	0,009	0,41	88,8
18/7/2025	3	8,26	23,7	15,1	14,5	33,14	24,2	0,04	25,6	0,035	0,3	101,7
5/8/2025	1	8,75	22,4	10,6	13,2	31,18	26,2	0,04	15,1	0,012	0,1	197,4
5/8/2025	2	8,85	21,3	15,5	12	35,74	25,3	0,04	22,6	0,013	0,1	128,1
5/8/2025	3	8,67	20	15	11,2	35,04	25,9	0,14	24,7	0,01	0,2	105,5
18/8/2025	1	8,67	20,3	9,9	11,3	40,68	23,9	0,06	51,2	0,022	0,1	134,5
18/8/2025	2	8,89	19	10,8	10,7	47,52	23,6	0,14	69	0,026	0,06	102,6
18/8/2025	3	8,4	18,29	8,5	10,3	48,45	24,4	0,31	79,1	0,023	0,17	106,6
31/8/2025	1	8,67	17,94	10,2	10,1	61	28,6	0,26	1,1	0,016	0,1	107,3
31/8/2025	2	8,72	17,84	12,2	10	30,12	29,8	0,27	74,5	0,018	0,06	111,3
31/8/2025	3	8,62	18,16	9,8	10,2	40,75	27,8	0,24	79	0,018	0,07	110,7
13/9/2025	1	8,23	17,23	12,7	9,6	55,85	27,5	0,14	0,8	0,007	0,02	115,6
13/9/2025	2	8,96	17,09	12,2	9,5	70	27,9	0,12	0,1	0,014	0,02	115,3
13/9/2025	3	8,87	16,83	9,8	9,2	27,01	28,4	0,2	0,3	0,005	0,03	81
27/9/2025	1	9,4	17,89	13	9,3	59,11	26,7	0,02	0,5	0,021	0,02	189,1
27/9/2025	2	9,2	17,83	15	9,3	29,34	28,1	0,02	0,4	0,022	0,03	172,9
27/9/2025	3	9,2	16,8	15,1	8,9	23,81	28,6	0,08	0,2	0,022	0,05	153,8

Anexo 13 Tabla 17

Abundancia y composición de fitoplancton recopilados durante todo el estudio

mes	julio	julio	julio	agosto	agosto	agosto	agosto	agosto	agosto	agosto	agosto	agosto	septiemb e	septiemb e	septiemb e	septiemb e	septiemb e	septiemb e
dia	18	18	18	5	5	5	18	18	18	31	31	31	13	13	13	27	27	27
Estación	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
especies	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
Anabaena spp	10000	0	10000	0	20000	10000	10000	10000	10000	10000	20000	30000	0	0	0	40000	10000	30000
Anabaenopsis spp	0	0	0	0	10000	20000	0	0	0	0	10000	0	10000	20000	0	0	0	0
Lyngbya spp	0	20000	0	30000	40000	10000	0	0	0	0	40000	10000	0	0	0	20000	0	20000
Merisopomedia spp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10000	0	0	0	0	0	0
Oscillatoria spp	0	0	10000	0	10000	10000	0	0	0	0	10000	10000	10000	0	0	10000	10000	10000
Oscillatoria limosa	0	0	10000	0	0	0	0	0	0	0	0	10000	0	0	0	0	0	0
Pseudoanabaena spp	60000	80000	20000	80000	50000	75000	50000	50000	50000	40000	50000	15000	900000	800000	900000	300000	300000	250000
Synechococcus spp	20000	40000	10000	0	0	80000	0	0	0	10000	20000	0	0	20000	60000	0	60000	60000
Cryptomonas spp	10000	40000	10000	20000	0	10000	30000	30000	30000	0	0	0	20000	0	40000	10000	0	20000
Chlorella spp	10000	30000	25000	20000	0	20000	70000	70000	70000	80000	20000	60000	80000	100000	150000	400000	100000	150000
Monoraphidium contortum	20000	20000	0	30000	0	10000	35000	35000	35000	25000	10000	10000	50000	100000	200000	40000	125000	60000
Ankistrodesmus spp	10000	10000	10000	10000	0	20000	0	0	0	10000	0	10000	30000	10000	40000	0	10000	10000
Euglena spp	0	0	10000	0	0	0	10000	10000	10000	10000	10000	0	0	0	0	0	0	0
Entomoneis alata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10000	0	0	0	10000	0	0
Thalassiosira spp	20000	10000	10000	40000	70000	40000	60000	60000	60000	10000	60000	80000	10000	10000	40000	10000	20000	10000
Cymbella spp	0	0	0	0	0	0	10000	10000	10000	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diploneis spp	10000	20000	10000	0	10000	10000	30000	30000	30000	0	10000	12000	0	0	20000	0	80000	50000
Gyrosigma spp	0	0	10000	10000	10000	0	0	0	0	0	10000	20000	0	0	0	10000	30000	0
Navicula transitans	10000	30000	0	10000	0	20000	10000	10000	10000	20000	0	60000	20000	20000	40000	20000	10000	20000
Navicula spp	0	0	0	20000	0	0	20000	20000	20000	10000	0	10000	0	10000	10000	0	10000	0
Nitzschia spp	10000	0	10000	0	0	0	0	0	0	0	0	10000	0	0	10000	0	0	0
Nitzschia longissima	20000	0	20000	40000	40000	20000	0	0	0	40000	20000	0	40000	20000	60000	10000	70000	20000
Pleurosigma spp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10000	10000	0
Pleurosigma undulatum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10000	10000
Gymnodinium spp	0	0	10000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10000	0

Anexo 14 Tabla 18

Abundancia y composición de zooplancton recopilados durante todo el estudio

	FECHA: 18/07/2025			FECHA: 05/08/2025			FECHA: 18/08/2025			FECHA:31/08/2025			FECHA:13/09/2025			FECHA: 27/09/2025		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
<i>Acartia tonsa</i>	238093	151951	138329	45742	53811	517113	82788	12680	38826	75347	445677	110348	298873	227613	480167	114383	13267	116531
Copepodito	5449	24417	105	1309	15981	11737	7755	6707	7523	1500	2305	3563	377	7126	42	73	52	10165
<i>Harpaticoide morfotipo 1</i>	0	168	42	21	0	0	0	0	167	0	1257	629	0	83	0	31	0	0
<i>Harpaticoide morfotipo 2</i>	503	0	2892	2200	10	63	42	21	0	113	4192	1362	168	2095	126	215	31	42
<i>Pterópodo</i>	0	0	0	0	0	0	21	0	0	10	10	0	0	0	0	0	0	0
<i>Zoea brachyura</i>	21	0	0	21	0	0	0	21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Larva poliqueto	0	0	0	0	10	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	10	0
<i>Brachionus spp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	42	419	126	6235	10217	26932
<i>Veliger bivalvo</i>	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	178	0	63

Anexo 15 Figura 43

Arrastre superficial zooplancton



Anexo 16 Figura 44

Registro de parámetros ambientales



Anexo 17 Figura 45

Recolección de fitoplancton



Anexo 18 Figura 46

Filtrado de muestras



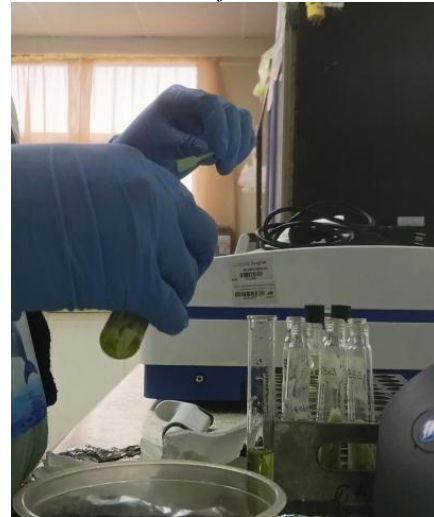
Anexo 19 Figura 47

Análisis de nitrato en espectrofotómetro



Anexo 20 Figura 49

Extracción de clorofila-a



Anexo 21 Figura 50

Identificación de zooplancton en microscopio



Anexo 22 Figura 48


Conteo de zooplancton en cámara de Bogorov



REESCRITURA 5

7%

Textos sospechosos



2% Similitudes

- 0 % similitudes entre comillas
- 0 % entre las fuentes mencionadas

5% Idiomas no reconocidos (ignorado)



5% Textos potencialmente generados por la IA

<p>Nombre del documento: REESCRITURA 5.docx</p> <p>ID del documento: d095632ba44af8f65631226d242b664e0fa715c7</p> <p>Tamaño del documento original: 122,44 kB</p>	<p>Depositante: MERY ROSARIO RAMIREZ MUÑOZ</p> <p>Fecha de depósito: 12/11/2025</p> <p>Tipo de carga: interface</p> <p>fecha de fin de análisis: 12/11/2025</p>	<p>Número de palabras: 13.868</p> <p>Número de caracteres: 88.675</p>
--	---	---


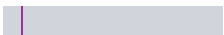

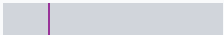
Ubicación de las similitudes en el documento:



Fuente principal detectada

N°	Descripciones	Similitudes	Ubicaciones	Datos adicionales
1	 PROPUESTA UIC AGUILERA SHIRLEY.docx PROPUESTA UIC AGUILER... #c927ca <small>Viene de de mi grupo</small>	2%		📄 Palabras idénticas: 2% (222 palabras)

Fuentes con similitudes fortuitas

N°	Descripciones	Similitudes	Ubicaciones	Datos adicionales
1	 renovables.blog ¿Cómo contribuyen los manglares al equilibrio del ciclo del agu... <small>https://renovables.blog/agua/como-contribuyen-los-manglares-al-equilibrio-del-ciclo-del-agua/</small>	< 1%		📄 Palabras idénticas: < 1% (14 palabras)
2	 es.wikipedia.org Planta de tratamiento de líquidos cloacales - Wikipedia, la enci... <small>https://es.wikipedia.org/wiki/Planta_de_tratamiento_de_liquidos_cloacales</small>	< 1%		📄 Palabras idénticas: < 1% (11 palabras)
3	 localhost Balance de masa de fósforo en camaronerías y su impacto sobre los e... <small>http://localhost:8080/xmlui/bitstream/reduq/23612/3/TESIS J FULVIA SOLORZANO REYES 1_M...</small>	< 1%		📄 Palabras idénticas: < 1% (10 palabras)
4	 hdl.handle.net Modelamiento geofísico 2d en un área de la vereda Los Arrayan... <small>http://hdl.handle.net/11349/21232</small>	< 1%		📄 Palabras idénticas: < 1% (10 palabras)

Guayaquil, 19 de octubre del 2025

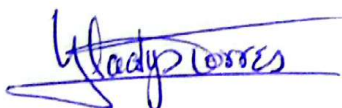
La suscrita **Blga Gladys Torres Chuquimarca Ph.D.** en calidad de Investigador-científico en fitoplancton-microalgas nocivas y estudios ambientales, a petición de la señorita estudiante Shirley Domenica Aguilera Sarasti.

CERTIFICA:

Que la señorita **Shirley Domenica Aguilera Sarasti** con C.I. **1723283857**, en calidad de estudiante en integración curricular II de la carrera de Biología, Facultad Ciencias del Mar de la Universidad Estatal Península de Santa Elena (UPSE), realizó un periodo de investigación en el análisis de muestras de fitoplancton desde el 5 al 18 de octubre/2025, información que corresponde a una de las componentes biológicas del título de su investigación "**Caracterización físicoquímica y biológica del Estuario El Real – Chanduy**".

Para la **validación de las especies del fitoplancton** colectadas con red de 50u, notándose escasas especies, se solicitó 3 muestras de agua de los 3 sitios de muestreo (no redes), para validar se procedió a concentrar la muestra a un volumen total 80 ml, evidenciando la dominancia de especies muy pequeñas que corresponden a Chlorophytas, Cyanophytas y algunas diatomeas pennadas. En los métodos de muestreo (cuali y cuantitativo), se estandarizó el volumen de muestra y se aplicó el mismo método de conteo utilizando la cámara de sedimentación de Sedgewick Rafter según lo indicado en Andersen y Thronsen (2004). Los textos especializados para la identificación taxonómica fueron Almazán_Becerril et al., (2016), Andersen y Thronsen (2004), Jiménez (1983), Kimberli-Guapi et al., (2022), Tomas, (1997), Torres et al., (2024).

Por lo que doy fe y testimonio que de lo antes indicado a solicitud de la interesada.



.....
Gladys Torres Chuquimarca Ph.D.

Investigador en servicios especializados de plancton.

Contactos



593 990450643

gtorresch24@gmail.com

Para quien corresponda:



El suscrito, **Eufredo Carlos Andrade Ruiz, Biólogo M.Sc.**, con especialización en Oceanografía Biológica, en mi calidad de Investigador Oceanográfico especialista en Cnidarios y Plancton, **CERTIFICA:**



Que la señorita **Aguilera Sarasti Shirley Doménica**, portadora de la cédula de identidad N° **1723283857**, desarrolló su período de investigación desde el **31 de julio hasta el 06 de noviembre de 2025**, en el marco del proyecto de Trabajo de Titulación titulado “**Caracterización Fisicoquímica y Biológica del Estuario El Real-Chanduy**”, proyecto que fue formalmente acogido por la referida graduanda.



A solicitud de la señorita **Aguilera Sarasti**, el suscrito aceptó colaborar en las funciones de **Asesor de Investigación**, con el fin específico de validar la determinación taxonómica a nivel de taxas en el estudio.



Como parte de dicho asesoramiento, y de manera voluntaria, se procedió a la **validación y corroboración taxonómica** de las taxas zooplanctónicas identificadas presencialmente por el graduando. Como resultado de este proceso, se confirmó la presencia de **ocho (8) taxas zooplanctónicas** en las zonas marino-costeras de Chanduy, lugar objeto del estudio.



Por lo expuesto, se **da fe y testimonio** de la veracidad de lo declarado, en atención a la solicitud del interesado.



Atentamente,



Firmado electrónicamente por:
**EUFREDO CARLOS
ANDRADE RUIZ**

Validar únicamente con FirmaEC



Blgo. Eufredo Carlos Andrade Ruiz, M.Sc.

Especialista en Oceanografía Biológica

Investigador Oceanográfico – Especialista en Cnidarios y Plancton

Docente

E-mail: ceandrade@upse.edu.ec

Telf: 0985553663

El Centro Nacional de Acuicultura e Investigaciones Marinas

CERTIFICA:

Que la señorita **Shirley Doménica Aguilera Sarasti**, con C.I. 172328385-7, estudiante de la carrera de Biología de la **Universidad Estatal Península de Santa Elena UPSE** realizó el proceso de Análisis físicos-químicos de muestras de agua en el CENAIM, en el marco de su trabajo de titulación con el tema: "Caracterización fisicoquímica y biológica del Estuario El Real - Chanduy" por el período comprendido del 27 de julio al 06 de noviembre de 2025 en el Laboratorio de Análisis Ambiental Químico, bajo la supervisión de la MSc. Yessenia Pozo - Analista de Laboratorio de Investigación.

Se extiende el presente certificado en honor a la verdad y se autoriza a portadora hacer uso de este documento como estime conveniente.

San Pedro, Manglaralto 11 de noviembre de 2025.

Atentamente,


Stanislaus Sonnenholzner, PhD.
DIRECTOR
CENAIM - ESPOL

Copia. Archivo

