



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO
FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS
ESCUELA PROFESIONAL DE BIOLOGÍA



**CONTAMINACIÓN POR COLIFORMES Y CARACTERÍSTICAS
FISICOQUÍMICAS DE LA LAGUNA CONFINADA DEL
MALECÓN TURÍSTICO - BAHÍA INTERIOR DE PUNO**

TESIS

PRESENTADA POR:

Bach. DEYSI BRÍGIDA QUISPE RAMOS

PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE:

LICENCIADO EN BIOLOGÍA

PUNO – PERÚ

2022



DEDICATORIA

A Dios por darme la fuerza para seguir adelante y no amilanarme ante las dificultades.

A mis padres Antonio Quispe Fernández y Petronila Ramos de Quispe por haberme forjado como una persona de bien con sus enseñanzas, por sus sacrificios; muchos de mis logros se los debo a ustedes. Porque me motivaron constantemente para alcanzar mis anhelos, por brindarme fuerza, fe y esperanza, por su comprensión e infinita paciencia.



AGRADECIMIENTOS

- Gracias a Dios por guiarme al buen camino.
- Gracias a mis padres quienes han creído siempre en mí, dándome todo el apoyo y fomentando en mí el deseo de superación y de triunfo en la vida.
- Gracias a mis docentes por sus enseñanzas y entrega.
- Gracias a la familia Valdivia Hinojosa por su apoyo incondicional y por haber contribuido al cumplimiento de una de mis importantes metas.
- Agradezco al Instituto de Investigaciones en Ciencias Ambientales Salud y Biodiversidad – IICASB, de la UNA Puno por patrocinar mi investigación.
- Gracias al Profesor Alfredo Loza Del Carpio, Jefe del IICASB por su apoyo y asesoramiento estadístico de la tesis.
- Con gratitud al Mg. Dante Mamani Sairitupac por su asesoramiento.
- A la Srta. Margot Reyes Orihuela por su apoyo en el Laboratorio de Ecología Acuática de la UNA Puno.



ÍNDICE GENERAL

DEDICATORIA

AGRADECIMIENTOS

ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE DE FIGURAS

ÍNDICE DE ACRÓNIMOS

RESUMEN 10

ABSTRACT..... 11

CAPÍTULO I

INTRODUCCIÓN

1.1. OBJETIVO GENERAL 15

1.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS 15

CAPÍTULO II

REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. ANTECEDENTES..... 16

2.2. MARCO TEÓRICO 20

2.2.1 Contaminación del agua 20

2.2.2. Calidad del agua 24

2.2.3. Principales contaminantes del agua..... 26

2.2.4. La eutroficación de las aguas 28

2.2.5. Aguas residuales 29

2.2.6. Coliformes y otros microorganismos patógenos del agua..... 32

2.2.7. Uso de aguas recreativas 37

2.2.8. Parámetros fisicoquímicos de las aguas 39

2.2.9. Carga contaminante 49

2.2.10. Impactos de la carga contaminante..... 50



CAPÍTULO III

MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. ÁMBITO DE ESTUDIO	52
3.2. POBLACIÓN Y MUESTRA	53
3.3. DETERMINACIÓN DE PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS DE LA LAGUNA CONFINADA.....	53
3.4. CARACTERIZACIÓN DE COLIFORMES FECALES EN LA LAGUNA CONFINADA	59
3.5. ESTIMACIÓN DE LA CARGA CONTAMINANTE DE COLIFORMES FECALES Y PARÀMETROS FISICOQUÍMICOS EN LOS AFLUENTES DE LA LAGUNA CONFINADA	62

CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS DE LA LAGUNA CONFINADA	65
4.2. COLIFORMES EN LA LAGUNA CONFINADA	93
4.3. CARGA CONTAMINANTE DE COLIFORMES FECALES Y PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS EN LOS AFLUENTES DE LA LAGUNA CONFINADA.....	99
V. CONCLUSIONES.....	102
VI. RECOMENDACIONES	104
VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	105
ANEXOS.....	115

ÁREA: Ciencias Biomédicas

LÍNEA: Diagnóstico y Epidemiología

FECHA DE SUSTENTACIÓN: 09/02/ 2022



ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ciclo de contaminación de las aguas considerando las principales actividades humanas.	21
Figura 2. Los diferentes subgrupos de coliformes en un medio acuático (Wsdh, 2016) ...	36
Figura 3. Clasificación de partículas sólidas contenidas en un agua residual, según su diámetro (Silva, 2003).	43
Figura 4. Ámbito de estudio y disposición de lugares de evaluación.	52
Figura 5. Procedimiento de método de número más probable (NMP).....	61
Figura 6. Variaciones de la temperatura del agua en la laguna confinada del Malecón Ecoturístico Bahía de Los Incas, según meses y según puntos de muestreo, incluyendo sus valores promedio.....	69
Figura 7. Variaciones del oxígeno disuelto en la laguna confinada del Malecón Ecoturístico Bahía de Los Incas, según meses y según puntos de muestreo, incluyendo sus valores promedio.....	71
Figura 8. Variaciones del ph en la laguna confinada del Malecón Ecoturístico Bahía de Los Incas, según meses y según puntos de muestreo, incluyendo sus valores promedio.....	74
Figura 9. Variaciones de los sdt en la laguna confinada del Malecón Ecoturístico Bahía de Los Incas, según meses y según puntos de muestreo, incluyendo sus valores promedio..	77
Figura 10. Variaciones de los sst en la laguna confinada del Malecón Ecoturístico Bahía de Los Incas, según meses y según puntos de muestreo, incluyendo sus valores promedio..	79
Figura 11. Variaciones de los ss en la laguna confinada del Malecón Ecoturístico Bahía de Los Incas, según meses y según puntos de muestreo, incluyendo sus valores promedio..	82
Figura 12. Variaciones de la ce en la laguna confinada del Malecón Ecoturístico Bahía de Los Incas, según meses y según puntos de muestreo, incluyendo sus valores promedio..	83
Figura 13. Variaciones de la DBO5 en la laguna confinada del Malecón Ecoturístico Bahía de Los Incas, según meses y según puntos de muestreo, con sus valores promedio..	86
Figura 14. Variaciones de la dco en la laguna confinada del Malecón Ecoturístico Bahía	



de los incas, según meses y según puntos de muestreo, incluyendo sus valores promedio..	88
Figura 15. Variaciones del pt en la laguna confinada del malecón ecoturístico bahía de los incas, según meses y según puntos de muestreo, incluyendo sus valores promedio..	91
Figura 16. variaciones del nt en la laguna confinada del malecón ecoturístico bahía de los incas, según meses y según puntos de muestreo, incluyendo sus valores promedio..	92
Figura 17. Variaciones del número de coliformes totales en la laguna confinada del malecón ecoturístico bahía de los incas, según meses y según puntos de muestreo, incluyendo sus valores promedio.....	96
Figura 18. Valores promedio de coliformes fecales laguna confinada del malecón ecoturístico bahía de los incas, según meses y según puntos de muestreo.....	99



ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.	Composición típica de las aguas residuales domésticas (Metcalf – eddy, 1995). Todos los valores en mg/l, excepto sólidos sedimentables.	32
Tabla 2.	Parámetros fisicoquímicos de las aguas de los afluentes y la laguna confinada en el malecón ecoturístico Bahía de los Incas, Puno.	67
Tabla 3.	Consolidado de los anvas en DBCA de los parámetros fisicoquímicos de las aguas de los afluentes y la laguna confinada.	68
Tabla 4.	Estadísticos descriptivos de las bacterias coliformes de las aguas de la laguna confinada en el Malecón Ecoturístico Bahía de Los Incas, Puno.....	94
Tabla 5.	Consolidado de los ANVAS en DBCA de las bacterias coliformes de las aguas de la laguna confinada.	94
Tabla 6.	Estimación de la carga contaminante ingresante hacia la laguna confinada del Malecón Ecoturístico Bahía de Los Incas, Puno, según puntos de muestreo.....	101



ÍNDICE DE ACRÓNIMOS

APHA	: American Public Health Association
CE	: Conductividad Eléctrica
CMLT	: Comité Multisectorial para la Defensa del Lago Titicaca
DBO5	: Demanda biológica de oxígeno
DIGESA	: Dirección General de Salud Ambiental
DQO	: demanda química de oxígeno
ECAs	: estándares de calidad ambiental
FUNASA	: Fondo Nacional de Salud
MINAM	: Ministerio del Ambiente
NMP	: número más probable
NT	: Nitrógeno Total
OCDE	: Organización de Cooperación y Desarrollo Económico
OMS	: Organización Mundial de la Salud
PDU	: Plan de Desarrollo Urbano de Puno
pH:	: potencial de hidrogeniones
PNUMA	: Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente
PT	: Fosforo Total
SENASBA	: Servicio Nacional para las Sostenibilidad de los Servicios de Saneamiento Básico
WHO	: World Health Organization
WSDH	: Washington State Department Health
WWAP	: Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos



RESUMEN

En la presente investigación se estudia la calidad del agua de la laguna confinada del Malecón Ecoturístico Bahía de los Incas a través de datos obtenidos en los años 2019 y 2020, acreditando que la ciudad de Puno recibe permanentemente aguas residuales sin previo tratamiento, procedentes de barrios aledaños y este cuerpo de agua es utilizado con fines recreativos; según ello los objetivos de la investigación fueron: determinar las características fisicoquímicas y los indicadores de contaminación fecal (coliformes) de dichas aguas y la carga contaminante (fisicoquímicos y coliformes) que ingresa diariamente a la laguna. Se determinó mediante análisis de laboratorio parámetros fisicoquímicos como DBO5, DQO, sólidos disueltos y suspendidos totales, sólidos sedimentables, nitrógeno total, fósforo total y por evaluaciones *in situ* la temperatura, pH, oxígeno disuelto y conductividad mediante métodos electrométricos digitales. Por otra parte, los indicadores de contaminación: coliformes totales y fecales (termotolerantes) se determinaron mediante la prueba de tubos múltiples (NMP); y la carga contaminante relacionando los valores de los parámetros de NMP evaluados con el caudal del afluente. Los promedios de parámetros fisicoquímicos fueron: oxígeno disuelto 3.06 mg/l, DBO5 38.68 mg/l y DQO 107.01 mg/l, superando ampliamente estándares de calidad ambiental (ECAs) para uso recreativo; además un promedio de 6.35 mg/l de fósforo total refiere que se trata de un cuerpo de agua hipereutrófico; la temperatura, pH y conductividad promediaron 15 °C, 8.04 y 1473 μ S/cm respectivamente, superando la normatividad. El promedio de concentración total de coliformes fecales de las 36 muestras fue de 1.09×10^6 NMP/100 ml, mucho mayor de lo establecido en las ECAs (MINAM, 2017) que exige como máximo 1000 NMP/100 ml. Así mismo, el oxígeno disuelto, DBO5, DQO no presentaron diferencias significativas según los meses de muestreo ($P > 0.05$), pero los SS y SDT fueron superiores principalmente en la época lluviosa ($p < 0.05$), las concentraciones al interior de la laguna superaron a los afluentes en el caso de DBO5, DQO, PT y NT ($p < 0.05$) contrariamente sucede con SST y Ss los cuales se sedimentan rápidamente en el interior de la laguna: La carga contaminante más resaltante, incluyen sólidos disueltos totales con un ingreso de 71.57 kg/h, la DBO5 con 2.92 kg/h y nitrógeno total con 0.60 kg/h en promedio. La laguna confinada estudiada tiene altos niveles de contaminación fecal y no tiene aptitud para uso recreativo, constituyéndose un riesgo para la salud pública, contribuyendo además a una baja calidad paisajística y a la degradación del ecosistema. El presente estudio tuvo como fin, analizar la normativa respecto a las obligaciones y deberes que tienen la comunidad de Puno por la preservación y recuperación de las aguas de la Laguna Confinada - Bahía Interior de Puno, así como la salud y bienestar de la población.

Palabras clave: Aguas residuales, coliformes, parámetros fisicoquímicos, uso recreativo, Titicaca



ABSTRACT

In the present investigation the quality of the water is studied from the confined lagoon of the Ecotourism Malecón Bahía de los Incas through data obtained in the years 2019 and 2020, proving that the city of Puno permanently receives wastewater without previous treatment, originating from neighboring neighborhoods and this body of water is used for recreational purposes; Accordingly, the objectives of the investigation were: to determine the physicochemical characteristics and the indicators of fecal contamination (coliforms) of said waters and the pollutant load (physicochemical and coliforms) that enters the lagoon daily. Physicochemical parameters such as BOD5, COD, total dissolved and suspended solids, sedimentable solids, total nitrogen, total phosphorus were determined by laboratory analysis and by in situ evaluations the temperature, pH, dissolved oxygen and conductivity by means of digital electrometric methods. On the other hand, the contamination indicators: total and fecal coliforms (thermotolerant) were determined using the multiple tube test (MTT); and the pollutant load relating the values of the NMP parameters evaluated with the flow of the affluent. The averages of physicochemical parameters were: dissolved oxygen 3.06 mg / L, BOD5 38.68 mg / L and COD 107.01 mg / L, widely exceeding the Environmental quality standards (ECA) for recreational use; Furthermore, an average of 6.35 mg / L of total phosphorus refers to the fact that it is a hypereutrophic body of water; the temperature, pH and conductivity averaged 15°C, 8.04 and 1473uS/cm respectively, exceeding the normativity. The average total concentration of fecal coliforms of the 36 samples was 1.09×10^6 NMP/100ml. much higher than that established in the ECA (MINAM,2017) that requires a maximum of 1000NMP/100ml. Likewise, dissolved oxygen, BOD5, COD did not show significant differences according to the supling months ($P > 0.05$), but the SS and SDT were higher mainly in the rainy season ($P < 0.05$), the concentrations inside the lagoon exceeded the tributaries in the case of DBO5, COD, PT and NT ($P < 0.05$), contrary to what happens with SST and Ss, which settle rapidly inside the lagoon: The most outstanding pollutant load, includes dissolved solids with total income of 71.57 kg / h, the BOD5 with 2.92 kg / h and total nitrogen with 0.60 kg / h on average. The confined lagoon studied has high levels of fecal contamination and is not suitable for recreational use, constituting a risk to public health, contributing to a low landscape quality and to the degradation of the ecosystem. the present study aims analyze the regulations regarding the obligations and duties of the community puno for the preservation and recovery of the lagoon water confined inner bay of puno as well as health and population welfare.

Keywords: sewage water, coliforms, parameters physic-chemical, use recreational, Titicaca.



CAPÍTULO I

INTRODUCCIÓN

En el mundo se estima que más del 80% del total de aguas residuales se liberan al ambiente sin un adecuado tratamiento, en países pobres sólo el 8% de efluentes industriales y municipales se tratan en alguna medida (WWAP, 2017). En Perú el 70% de aguas residuales no reciben tratamiento alguno (Larios-Meñoet *al.* 2015). En la ciudad de Puno el 100% de aguas residuales generadas no se trata adecuadamente (Puma y Taype, 2017) y estas confluyen finalmente en el lago Titicaca y alrededores, un ecosistema del que dependemos para asegurar nuestra subsistencia, ya que de éste se obtiene agua potable para consumo humano, provee recursos hidrobiológicos y posibilita el uso turístico y recreativo, beneficiando económicamente a múltiples poblados del ámbito circunlacustre.

Los riesgos de las aguas residuales no tratadas, conllevan efectos negativos en la salud pública, en los ecosistemas y sus componentes, ya que traen consigo microorganismos patógenos como bacterias, hongos, virus, parásitos e inclusive disruptores endocrinos, contaminantes emergentes y metales pesados, afectando en general toda forma de vida del ecosistema receptor (WWAP, 2017) y sus impactos repercuten negativamente sobre la salud humana, sobre el ambiente y sobre la economía local (PNUMA, 2015). Se ha comprobado que enfermedades hidrotransmisibles como gastroenteritis, fiebre tifoidea, hepatitis A y cólera, son las principales causales de muerte en Latinoamérica, habiendo una directa relación entre mortalidad infantil, calidad del agua de consumo humano y cobertura de alcantarillado, ya que los infantes son altamente propensos a enfermedades gastrointestinales (Aurazo, 2004). Así, se considera que el 4%



de muertes en el mundo se relacionan con la higiene, la calidad del agua y saneamiento y en países en vías de desarrollo es aún mayor debido principalmente al mal manejo de aguas residuales y a las bajas coberturas en el alcantarillado y disposición final de las aguas en estos países (Rodríguez *et al.* 2016).

El uso de recursos hídricos con fines recreativos también genera problemas cuando estos no tienen una adecuada calidad y es necesario garantizar que no sean una fuente de riesgo para la salud de los usuarios. Los balnearios y otros similares tienen gran importancia social y económica, además que el derecho a la recreación constituye una de las necesidades fundamentales de las sociedades y los recursos hídricos con ese potencial son una alternativa importante para personas de menores recursos (Acuña *et al.* 1998). Pero un uso del agua sin condiciones apropiadas para la recreación, representa también un riesgo para contraer enfermedades infecciosas que incluyen la gastroenteritis, dermatitis y problemas respiratorios, evidenciándose directa asociación entre los valores de contaminación de agua e incidencia de síntomas para estas enfermedades (Romero *et al.* 2010).

Así en la región Puno, tienen un importante potencial turístico y recreativo diferentes zonas del lago Titicaca, entre ellas la bahía interior de Puno, aunque sus condiciones ambientales no sean las adecuadas (Beltrán *et al.* 2015). En el año 2008 se inauguró en la ciudad de Puno el denominado Malecón Ecoturístico Bahía de los Incas, adyacente a la bahía interior del lago Titicaca y en ella se incluye una laguna confinada de unas 16.95 has, la que aparentemente constituía un complemento estético a la mencionada infraestructura, con un aparente uso turístico y recreativo. A la actualidad, cumple dicha función, pero sus condiciones ambientales y sanitarias son deplorables,



debido a que ingresan aguas residuales directamente desde sectores aledaños de la ciudad de Puno, tales como del barrio Vallecito, Bellavista e incluso de la misma Universidad Nacional del Altiplano, sin un previo tratamiento, además se caracteriza por la emisión de fétidos olores, acumulación de residuos sólidos en diferentes lugares y una calidad paisajística degradante. En efecto, el presente estudio confirma las deplorables condiciones, basados en los parámetros fisicoquímico y bacteriológico, de la laguna confinada; sin embargo, bajo estas condiciones aún se realizan actividades recreativas, ofreciéndose servicios de paseo en botes, comercio de alimentos y artesanías y en los alrededores existen numerosas viviendas de uso familiar.

La ciudad de Puno tiene una cobertura del servicio de alcantarillado que llega al 61% de la población, por tanto el 39% no tiene acceso a una disposición sanitaria de sus aguas servidas, propiciando que esta parte de la población disponga sus aguas residuales directamente a calles, canales, acequias o al Lago Titicaca (Puma y Taype, 2017), y esta situación ha sido evaluada a través del presente estudio, específicamente en aguas que se disponen para uso turístico y recreativo como es el caso de la laguna confinada del malecón ecoturístico, evidenciándose sus riesgos y posibilitando la planificación de estrategias de control. Por ello las acciones de monitoreo ambiental constituyen herramientas fundamentales para evaluar la calidad del agua y posibilitan determinar si un recurso hídrico es apto para soportar diferentes usos que incluyen la vida acuática, recreación o pesca (Romero *et al.* 2010).

En ese contexto, los objetivos del presente estudio se describen a continuación.



1.1. OBJETIVO GENERAL

Evaluar las características fisicoquímicas e indicadores de contaminación fecal de las aguas de la laguna confinada del malecón turístico, bahía interior de Puno y la carga contaminante de sus afluentes.

1.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar los parámetros fisicoquímicos (demanda biológica de oxígeno, demanda química de oxígeno, conductividad, pH, oxígeno disuelto, temperatura, sólidos suspendidos totales, sólidos sedimentables, nitrógeno y fósforo total) de las aguas de la laguna confinada del malecón turístico, según meses y lugares de muestreo.
- Caracterizar los niveles de concentración total de coliformes fecales de la laguna confinada del malecón turístico de la bahía interior de Puno, comparando meses y puntos de muestreo.
- Estimar la carga contaminante de coliformes fecales y parámetros fisicoquímicos en los afluentes de la laguna confinada.



CAPÍTULO II

REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. ANTECEDENTES

En la actualidad la mayoría de científicos concuerdan que la calidad bacteriológica del agua recreativa no necesita ser tan alta como del agua para beber, pero, aun así, debería contener un nivel razonablemente bajo de bacterias procedentes de aguas residuales. Por ejemplo, en balnearios de las ciudades de Santa Fé y Santo Tomé de Argentina se determinó una contaminación bacteriana en NMP de coliformes termotolerantes desde un promedio de 687.8 NMP/100 ml hasta 2584.4 NMP/100 ml, indicando zonas de riesgo sanitario (Acuña del Pino *et al.*, 1998). En ecosistemas acuáticos aledaños a ciudades, los niveles de coliformes fecales pueden ir desde 2×10^4 hasta 2×10^{10} debido a la influencia directa de sus aguas residuales (Rubiños-Panta, 2014); en ríos amazónicos donde descargan directamente aguas residuales, los coliformes fecales llegan hasta 10^8 NMP/100 ml, el oxígeno baja hasta 1 mg/l, el pH en 6.68 y el DBO5 a 16 mg/l, siendo valores muy diferentes a otras zonas más alejadas de descargas de aguas residuales (Abril *et al.*, 2017), lo cual evidencia que las aguas residuales no tratadas conllevan a un alto efecto negativo en la calidad de las aguas y por consiguiente en la salud pública (OMS, 2019) y ocasiona uno de los impactos más importantes relacionados al alarmante crecimiento urbano, siendo ecosistemas acuáticos los más perjudicados, dando lugar a serios problemas de índole ecológico, económico y social y el consiguiente deterioro de la calidad de las aguas y disminución de su disponibilidad (González, 2008).

En Perú, las aguas residuales de la ciudad de Chachapoyas, contienen coliformes fecales desde 3×10^5 hasta 9×10^{10} NMP/100 ml y estas descargas después en el río Sonche



llegaron a valores desde 5×10^2 hasta 9×10^5 NMP/100ml, en cuanto a *Escherichia coli* alcanzaron 5×10^2 a 2.4×10^5 NMP/100ml; entre parámetros fisicoquímicos el pH alcanzó 7.93 a 8.49, la conductividad eléctrica 182.4 – 761 $\mu\text{S}/\text{cm}$, el oxígeno disuelto 3.13 – 8.2, los sólidos disueltos totales llegaron a 111.3 – 546.4 mg/l y los sólidos suspendidos totales entre 0.014 -0.395 mg/l (Chávez *et al.*, 2016).

Otros estudios sobre descargas directas de aguas residuales en sistemas lagunares (ciénaga santa Marta, Colombia), en la cual siete poblaciones arrojan sus desechos directamente al ecosistema, reportan que las mayores concentraciones de coliformes termotolerantes se presentan en épocas secas, con niveles de 7800 a 9000 NMP/100ml y en las estaciones más bajas llegaron entre 2 a 1100 NMP/100 ml; no observándose relaciones con variables fisicoquímicas, recomendándose que debe vigilarse la calidad de estas aguas dado que constituye peligrosa fuente de riesgo para el desarrollo de actividades económicas del lugar y para la salud de la población (Narváz *et al.* 2008).

Similarmente se estudió la contaminación bacteriológica en la bahía de Sechura (Piura), encontrándose que todos los puntos monitoreados presentaron niveles no aptos según los ECAs del Perú, tanto para uso recreativo, extracción de especies hidrobiológicas y como ecosistemas marinos costeros, siendo el 100% de muestras positivas a coliformes totales y el 98.19% positivos a coliformes fecales; además los factores fisicoquímicos no influyeron en la presencia de coliformes y el estudio evidencia que la bahía constituye un riesgo para la salud de las personas y el medio ambiente (Gianol *et al.* 2018). En este estudio las temperaturas de las aguas oscilaron entre 16.85 y 31.64 °C, el pH entre 6.80 y 9.24, el oxígeno disuelto 0.18 a 7.52 mg/l, la salinidad de 2.80 a 36.2 ppm.



En un estuario del río Ranchería en Colombia, donde las alcantarillas y el drenaje llevan aguas residuales, se determinó que las concentraciones de coliformes termo tolerantes son más altas en las épocas secas y que todos los valores se encontraron por encima de los límites permitidos, aunque entre los meses de enero – abril presentaron valores debajo de 1000 NMP/100 ml permitiéndose el uso de actividades recreativas de contacto primario; en general los niveles de coliformes termotolerantes tuvieron un rango de 794 hasta 75000 NMP/100 ml (Molina-Bolívar y Jiménez-Pitre, 2017). En el lago Moronacocha (Iquitos, Perú), se determinó también que los mayores niveles de coliformes fecales se presentan en épocas secas (vacante), llegando a 160000 NMP/100ml cerca al colector de aguas residuales, en la entrada del lago 7000 NMP/100 ml, en la parte media 28500 NMP/100 ml y en la salida del lago 12450 NMP/100 ml; en la época lluviosa (creciente) cerca al colector se estimó 80000 NMP/100 ml de coliformes fecales, en la entrada 4650 NMP/100 ml, a la mitad del lago 13650 NMP/100 ml y en la salida 6550 NMP/100 ml; en la mayoría de casos los valores superaron los ECA de la norma peruana (Sotil, 2017).

Otros estudios revelan que la cantidad de coliformes fecales se relaciona con sitios de menor salinidad ($r=-0.65$) y bajos niveles de oxígeno disuelto ($r = -0.51$), tales como la investigación realizada en una playa turística de la zona de Akumal (México), donde la mayoría de aguas residuales se disponen en fosas sépticas o sin tratamiento previo, resultando que en algunos puntos de muestreo fue negativa la presencia de estos coliformes y en otros fluctuó desde 4 hasta 240 NMP/100ml, estas últimas rebasaron los límites recomendados para recreación por contacto primario (Barrera-Escorcía y Namihira-Santillán, 2004). Otros cuerpos de agua como la presa El Cacao en Cuba, pueden alcanzar altos niveles de contaminación y muy baja calidad debido a la influencia



de aguas residuales, llegando por ejemplo a concentraciones de oxígeno disuelto bajísimos entre 0 a 2.2 mg/l y la DBO entre 500 a 27000 mg/l y los coliformes fecales fluctuaron entre 2200 hasta 36001 NMP/100ml, lo cual evidencia que estas aguas se encuentran altamente afectadas en su calidad, siendo el componente fecal que corrobora la recepción de aguas residuales sin tratamiento desde las instalaciones aledañas y de la actividad recreativa (Sardiñas *et al.* 2006).

Otros estudios donde las aguas residuales de origen urbano, agropecuario e industrial afectan cuerpos de agua dulce demuestran también que degradan de manera importante estos ecosistemas. El arroyo Cañaabé en Paraguay presentó fósforo total entre 0.17 y 0.26 mg/l, superior a lo que indica la norma de ese país, similarmente el DBO5 entre 2.4 y 16.2 mg/l, la DQO entre 48.78 y 54.46 mg/l, y los coliformes fecales desde 20 a 310 NMP/100 ml (López *et al.* 2016).

Luvi (2014) en Puno evaluó las características de las aguas residuales de la laguna de oxidación Espinar encontrando que los SST 95.7 mg/l, pH 7.1, DQO 788 mg/l, DBO5 299 mg/l, aceites y grasas 12.8 mg/l, temperatura 16°C y los coliformes termotolerantes alcanzaron los 90000 NMP/100 ml. Beltrán *et al.* (2015) Evaluó las condiciones de la bahía interior de Puno encontrando que el nivel de oxígeno disuelto alcanza valores de 3.4 a 6.62 mg/l en promedio, el pH entre 8.35 a 9.75, la conductividad de 1613 hasta 178µS/cm, y *E. colide* 0 a 8533 UFC/100 ml, concluyendo que la zona más afectada es hacia el sur de la ciudad de Puno en cercanías de la isla Espinar.



2.2. MARCO TEÓRICO

2.2.1 Contaminación del agua

El agua es un elemento imprescindible para la vida y esencial para actividades que incluyen a la agricultura (70% al 80%), industria (20%) y uso doméstico (6%), considerándose entre los recursos más valorados del planeta (Arcos *et al.*, 2005) y necesario de conservar y mantener su calidad natural, de modo que se garantice su sostenibilidad y uso por las generaciones venideras (ONU, 2014).

Por tanto, aunque el agua es un recurso natural limitado, es fundamental para la vida humana y para el mantenimiento del ambiente; pero debido al acelerado desarrollo económico y humano, así como del uso inapropiado que se hace de ella, ha sufrido un alarmante deterioro, propiciando la aparición de elementos tóxicos, no deseables y una modificación en las concentraciones de sus elementos naturales, originados a partir de diferentes actividades humanas que confluyen en diferentes compartimentos ambientales (Figura 1), siendo la principal ruta de ingreso de estos contaminantes al ambiente acuático, las aguas residuales (urbanas, industriales, de origen agrícola o ganadero), cuya prevalencia depende del tipo de contaminación suscitado y del nivel de tratamiento o atenuación natural (Barceló y López de Alda, 2009).

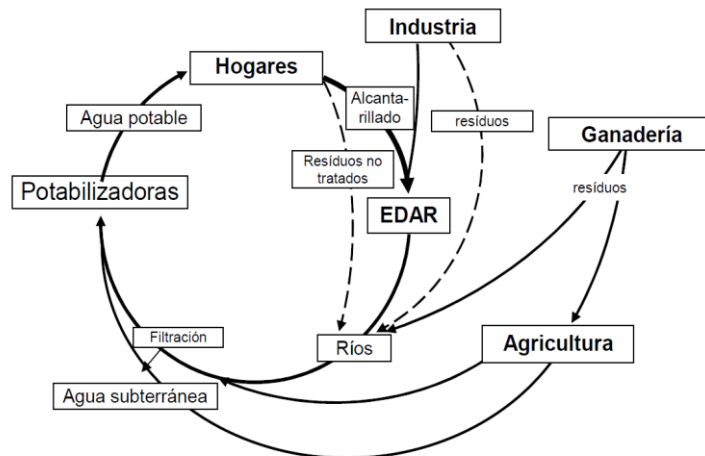


Figura 1. Ciclo de contaminación de las aguas considerando las principales actividades humanas.

Mihelcic y Zimmerman (2011) definen contaminación como la introducción de un elemento o sustancia al ambiente en niveles que conllevan a la pérdida del aprovechamiento beneficioso de un recurso, a la afectación de la salud humana, de la vida silvestre o de los ecosistemas.

La contaminación hídrica agua se refiere a la presencia de elementos químicos, físicos o biológicos en un nivel superior a su condición natural, haciendo que no reúna las características a cuyo uso se tiene destinado; ello altera la calidad del agua, traducido en la presencia de sustancias como sedimentos, metales pesados, otros materiales inorgánicos y microorganismos, propiciando un efecto dañino en la salud por su consumo o alteraciones en el ambiente (Zarza, 2020). Esta modificación en las características del agua la vuelve inadecuada y riesgosa para el consumo humano, la industria, la agricultura, la pesca, el turismo y otras actividades socioeconómicas, incluyendo a los animales y plantas cultivadas y de vida silvestre (Mihelcic y Zimmerman, 2011).

Los efectos que produce la contaminación química del agua son múltiples, destacando (Barceló y López de Alda, 2009):



- Acción tóxica y cancerígena
- Afectación en los productos alimenticios
- Disminución de sus posibilidades para su uso industrial y agropecuario
- Limitaciones del uso del agua para fines turísticos y recreativos

De acuerdo aDix (1981), los efectos de la contaminación del agua se pueden agrupar en seis rubros:

- 1) Efectos físicos. Incluye por ejemplo la presencia de partículas suspendidas que causan turbidez en el agua, incremento de la temperatura del agua, presencia de grasas superficiales que restringe la re-oxigenación del agua.
- 2) Efectos en la disminución del oxígeno disuelto. Ocasionados por la acción bacteriana o la demanda biológica y/o química de sustancias orgánicas e inorgánicas.
- 3) Efectos químicos tóxicos. Causados por múltiples sustancias que provocan cambios fisiológicos inmediatos o acumulativos en plantas, animales y humanos.
- 4) Efectos químicos de los nutrientes. Dando como resultado altas concentraciones de fósforo y nitrógeno, conducentes a la eutroficación.
- 5) Efectos patogénicos provocados por microorganismos. Debido a bacterias patógenas, huevos de helmintos, hongos y virus presentes en el agua en número suficiente para causar un riesgo a la salud
- 6) Efectos radiactivos. Causados por la acumulación de sustancias radioactivas en organismos, y que pueden producir afectaciones genéticas y fisiológicas en el cuerpo humano.

Los riesgos sanitarios y ambientales por causa de la contaminación hídrica son difíciles de precisar, e incluso vienen apareciendo concentraciones muy pequeñas de



ciertas sustancias que suele ser tóxicas, complicándose más con la presencia simultánea de diversos contaminantes; mucho más cuando actualmente viene surgiendo una nueva generación de contaminantes llamados emergentes, donde su presencia en el ambiente o sus probables consecuencias, pasan generalmente inadvertidas, causando serios problemas ambientales, con importante riesgo para la salud pública (Barceló y López de Alda, 2009; Gil *et al.*, 2012). El vocablo contaminantes emergentes es utilizado para hacer referencia a compuestos de reciente origen y distinta naturaleza química y su presencia en el medio ambiente no es considerada significativa desde el punto de vista de su concentración y distribución; no obstante, en la actualidad vienen siendo ampliamente detectados y poseen el potencial de producir gran impacto ecológico y efectos contraproducentes en la salud; ellos incluyen: pesticidas, fármacos, plásticos, drogas diversas, hormonas esteroides, detergentes perfluorados, cloroalcanos, retardantes de llama bromados, compuestos para el estilo de vida y cuidado personal (nicotina, cafeína, cosméticos), aditivos alimentarios (Gil *et al.*, 2012).

Además, la percepción del nivel de contaminación de un cuerpo acuático está en función del grado de conocimiento sobre el tema por parte de la población y de a que están acostumbrados; por ejemplo, un canadiense puede tener en mente un concepto de contaminación acorde a la calidad de los lagos en su país, mientras que un mexicano (o peruano), está más acostumbrado a ver como aceptable un lago pardo verdoso (Bravo, 2003).

La contaminación del agua puede producirse por dos fuentes: 1. Fuente puntual y 2. Fuente no puntual. Las fuentes puntuales de contaminación son aquellas que tienen una fuente identificable directa, por ejemplo, la tubería conectada a una fábrica, derrame de petróleo de un camión cisterna, efluentes que salen de industrias, también incluyen



efluentes de aguas residuales (tanto municipales como industriales) y descargas de alcantarillado pluvial. Mientras que las fuentes difusas o no puntuales de contaminación son aquellas que provienen de diferentes fuentes de origen y número de vías por las cuales los contaminantes ingresan a las aguas subterráneas o superficiales y llegan al medio ambiente de diferentes fuentes no identificables; entre los ejemplos tenemos la escorrentía de campos agrícolas, residuos urbanos, etc. (Mihelcic y Zimmerman, 2011; Singh y Gupta, 2017). El flujo de un contaminante, en el agua se denomina carga y se expresa en unidades de masa por unidad de tiempo (Mihelcic y Zimmerman, 2011).

A veces, los contaminantes que entran al ambiente en un lugar específico tiene efecto a cientos o miles de kilómetros de distancia, a lo cual se conoce como contaminación transfronteriza; por ejemplo incluyen desechos radiactivos que viajan a través de océanos desde plantas de procesamiento nuclear hasta países cercanos o elementos químicos que se arrastran por ríos hasta fronteras distantes (Singh y Gupta, 2017).

2.2.2. Calidad del agua

La definición más usual del término calidad de agua es: “características físicas, químicas y biológicas del agua, con respecto a su aptitud para algún uso designado” y para ello se establecen estándares de calidad del agua para preservar sus diversos usos establecidos para el cuerpo de agua; para ello el estado debe monitorear dichos cuerpos de agua para garantizar que se cumplan estos estándares. Ello dependerá del uso que se establezca de estas fuentes de agua, que pueden ser consumo humano, recreación,



pesquería, agropecuaria, industrias y cada uno de estos tienen estándares diferentes (Daniels *et al.* 2014).

Según Meybeck *et al.* (1996), el término calidad del agua se utiliza para expresar su idoneidad para sustentar varios usos o procesos; de esta manera, cada uso particular podrá tener diferentes requisitos para sus características químicas, físicas y biológicas del agua. Así, los límites en las concentraciones de sustancias tóxicas para su uso como agua potable, así como los rangos de temperatura y pH, serán distintos para aguas que sustentan comunidades de invertebrados o para agricultura, de allí que la calidad del agua puede definirse por un conjunto de variables que limitan principalmente sus formas de uso.

El agua y la salud son dos variables indispensables y dependientes entre sí, y la problemática de la primera está centrada en parámetros referidos a su calidad y cantidad para abastecer a las sociedades de una forma apropiada; por lo que los riesgos a enfermarse deben abordar a partir de determinantes ambientales, que incluyen al agua y a los sistemas de abastecimiento (Hernández *et al.* 2011). La calidad del agua, la salud pública y el crecimiento económico se fortalecen mutuamente y son fundamentales para alcanzar el bienestar humano y el desarrollo sustentable (Villena, 2018).

Así mismo se debe tener en cuenta que la calidad de un agua potable está estrechamente ligada a la calidad del agua de las fuentes hídricas (en países como el Perú, la gran mayoría están expuestas a metales y otros contaminantes), pero también a los inconvenientes tecnológicos y económicos de las empresas de saneamiento para efectuar procesos eficientes de su tratamiento, donde además incluyan servicios de saneamiento seguros y sostenibles; por ello, el control de la calidad del agua desde la fuente hasta el

consumo debe representar una política prioritaria y estrategia fundamental para concretar acciones que nos dirijan hacia el desarrollo sostenible (Villena, 2018).

2.2.3. Principales contaminantes del agua

Los contaminantes del agua se pueden agrupar en (Zarza, 2020; Singh *et al.* 2020):

- **Sedimentos y material suspendido:** incluye partículas que se desprenden del suelo y son arrastradas por la escorrentía. Los sedimentos y diferentes sólidos en suspensión son la mayor fuente de contaminación en términos de masa total.
- **Microorganismos patógenos:** son diversos organismos microscópicos que producen enfermedades como el cólera, tifoidea, gastroenteritis, hepatitis, entre otros (ellas incluyen bacterias, virus, protozoos, etc.); en general llegan a los recursos hídricos conjuntamente con las heces y con otros restos orgánicos. Los virus presentes en aguas residuales son de la hepatitis y el virus de Norwalk, un hongo común es *Candida*, la bacteria *Salmonella* causa intoxicación, mientras que *Vibrio cholerae* ocasiona el cólera; parásitos como *Cryptosporidium* y *Schistosoma* pueden causar diarrea y la mayoría de patógenos de aguas residuales pueden provocar enfermedades gastrointestinales graves (Dwivedi, 2017).
- **Desechos orgánicos:** es el conjunto de residuos biológicos producidos por los humanos (aguas residuales urbanas e industriales), ganado, agricultura, etc. Incluyen también heces o elementos con la posibilidad de ser descompuestos por bacterias aeróbicas (en procesos con presencia de oxígeno). Un compuesto orgánico consta de carbono, hidrógeno, oxígeno, nitrógeno y azufre.
- **Sustancias químicas inorgánicas:** incluyen ácidos, sales y metales pesados tóxicos como mercurio y plomo. Los altos niveles de contaminantes de nitrógeno



inorgánico (nitrato, nitrito, amonio) y fosfatos inorgánicos en el agua de los ríos resultantes del drenaje de agua de campos agrícolas, liberación desde aguas residuales municipales/industriales, provocan problemas de salud. El nitrito es cancerígeno por naturaleza, lo que incrementa el riesgo de cáncer de estómago, hígado y esófago y puede provocar niveles elevados de amonio en el cuerpo (Rekha *et al.* 2016).

- **Nutrientes vegetales inorgánicos:** están conformados por nitratos y fosfatos en cantidad excesiva, propician un crecimiento desmesurado de algas induciendo la eutroficación de las aguas.

- **Compuestos orgánicos especiales:** se incluyen a moléculas de plásticos, petróleo, gasolina, disolventes, plaguicidas, detergentes, entre otros.

- **Sustancias radiactivas:** constituidos por isotopos radiactivos solubles acumulables a lo largo de las cadenas tróficas. El material radiactivo antropogénico se emite por centrales nucleares, ensayos de armas nucleares y fabricación de material radiactivo; en general los radionúclidos que aparecen en el agua tienen series de uranio, torio y aluminio y material natural de radio, uranio y gas radiactivo radón. Estos contaminantes provocan efectos peligrosos en el ser humano, ya que el radio causa cáncer de huesos, el uranio de igual forma además de efectos tóxicos en los riñones (Bonavigo *et al.* 2009).

- **Contaminación térmica:** provocada por agua caliente expelida desde centrales de energía o como resultado de procesos industriales que elevan la temperatura de embalses o ríos, disminuyendo luego su capacidad de mantener oxígeno disuelto en las aguas, afectando con ello a organismos acuáticos.



2.2.4. La eutroficación de las aguas

La Organización de Cooperación y Desarrollo Económico (OCDE) conceptúa eutroficación como: “enriquecimiento de aguas con sustancias nutritivas que tienen como efectos la producción acelerada de algas y otras plantas acuáticas macrofíticas, conllevan a la degradación de la pesca, al deterioro en la calidad del agua y de sus diferentes usos en general” (Blancas y Hervas, 2001).

Se habla de una eutroficación cultural, cuando esta es propiciada por actividades humanas y explica el acelerado e indeseable aporte de nutrientes, especialmente fósforo (P) y nitrógeno (N) en un cuerpo de agua, propiciando una intensa proliferación de algas y/o de las plantas acuáticas vasculares (hidrófitas), que conjuntamente con el aporte de materia orgánica y sólidos modifican negativamente la calidad del agua alterando a las comunidades acuáticas, e interfiriendo incluso con el uso del agua por el hombre (Bravo, 2003).

Los efectos de la eutroficación en el agua son (Blancas y Hervas, 2001):

- Disminución significativa de oxígeno disuelto, pudiendo ocasionar eliminación de vida acuática.
- Incremento de turbidez
- Incremento del índice de sedimentación

Los problemas que ocasiona indirectamente la eutroficación sobre los humanos incluyen:

- Modificación en características organolépticas del agua (sabor, color, olor).
- Alteración de los sistemas de tratamiento de agua potable por:



- Colmatación de filtros
- Perturbación en el tratamiento de coagulación-floculación
- Dificultad para concretar el tratamiento del agua, debido al elevado pH resultado de fenómenos fotosintéticos.
- Aparición de material flotante en los decantadores
- Perjuicios en la salud humana por:
 - Producción de compuestos orgánicos que luego de la cloración originan derivados clorados, como cloroformo y trihalometanos, con potencial tóxico y/o carcinogénico.
 - Elevados niveles de nitratos que ocasionan en lactantes patologías comometahemoglobinemia y formación de nitrosaminas (que constituyen factores de riesgo exógeno para cáncer de estómago).

2.2.5. Aguas residuales

Un agua residual es aquella que ha sido utilizada para un fin consuntivo, a las que se ha incorporado, resultado de este uso, elementos que perjudican su calidad original (contaminación), disminuyendo su uso potencial (Silva, 2004). Gran parte de países en desarrollo no presentan sistemas apropiados para el tratamiento de sus aguas residuales, en Perú por ejemplo el 70% de sus aguas residuales carecen de tratamiento alguno y de las 143 plantas de tratamiento existentes, solo el 14% (es decir 10) funcionan o cumplen con la normatividad vigente para el cabal funcionamiento (Larios-Meño *et al.*, 2015).

Las aguas residuales domésticas se componen de desechos del público transportados por el agua y contienen aproximadamente 99% de agua y 1% de sólidos,



de estos sólidos el 70% son orgánicos y el 30% de naturaleza inorgánica; a su vez, de los componentes orgánicos 65% son proteínas, 25% carbohidratos y 10% grasas, la fracción inorgánica de las aguas residuales constituye arenilla, sales y metales en proporciones variables (Singh *et al.* 2020).

Los tipos de aguas residuales más usuales incluyen aguas residuales domésticas, pecuarias, agrícolas, industriales y aguas de escorrentía urbana (Zambrano y Saltos, 2009). Las aguas residuales domésticas o aguas servidas son fundamentalmente de origen residencial (abarcan desechos humanos de baños y cocina en general) y de otros usos similares posteriormente recolectadas por sistemas de alcantarilla conjuntamente como producto de actividades comerciales, servicios, industria etc.; estos tipos de aguas tienen generalmente una concentración de sólidos inferior al 1%, aunque su composición y caudales variable (Silva, 2003), pero la mayoría de aguas residuales domésticas tienen una composición típica en sus factores fisicoquímicos, según se detalla en la Tabla 1 (Metcalf – Eddy, 1995).

Las aguas residuales urbanas, debido a su previa utilización humana, representan diferentes riesgos y deben ser desechadas, ya que poseen sustancias y/o microorganismos peligrosos; también se clasifican según su procedencia como: aguas residuales domésticas o aguas negras (proceden de orinas y heces humanas), aguas blancas (proceden de la lluvia, nieve, hielo, riego y limpieza de parques, calles y lugares públicos), aguas residuales industriales (producto de procesamientos en fábricas y centros industriales), aguas residuales agrícolas (proceden de actividades agropecuarias en ámbitos rurales) (García, 2014).



Los problemas principales asociados con las aguas residuales son: producción de olores y la propagación de enfermedades entéricas además de contaminación orgánica que conduce al agotamiento del oxígeno y muerte de peces; las aguas residuales contienen grandes cantidades de nutrientes en forma de N_2 y PO_4^{-3} incluso después de un tratamiento secundario que a menudo resulta en uno de los problemas más álgidos del planeta denominado eutroficación (Singh *et al.* 2020).

Tabla 1. Composición típica de las aguas residuales domésticas (Metcalf – Eddy, 1995). Todos los valores en mg/l, excepto sólidos sedimentables.

Constituyente	CONCENTRACIÓN		
	Fuerte	Media	Débil
SÓLIDOS TOTALES	1200	720	350
Sólidos disueltos totales (SDT)	850	500	250
Sólidos en suspensión totales (SST)	350	220	100
SÓLIDOS SEDIMENTABLES (ml/L)	20	10	5
DBO5	400	220	110
DQO	1000	500	250
COT	290	160	80
NITRÓGENO TOTAL	85	40	20
N. orgánico	35	15	8
Amoniaco libre	50	25	12
Nitritos	0	0	0
Nitratos	0	0	0
FÓSFORO TOTAL	15	8	4
P. inorgánico	10	5	3
P. orgánico	5	3	1
CLORUROS	100	50	30
ALCALINIDAD (como CO ₃ Ca)	200	100	50
GRASA	150	100	50

2.2.6. Coliformes y otros microorganismos patógenos del agua

Los microorganismos patógenos involucrados en la transmisión hídrica de enfermedades están representados por virus, protozoarios, bacterias, cianobacterias y helmintos, capaces de ocasionar enfermedades con variadas situaciones de gravedad, como una gastroenteritis simple hasta graves cuadros de fiebre tifoidea, disentería, hepatitis y diarreas; aunque la transmisión por el agua es una de las vías más importantes, pueden también ser transmitidos desde los alimentos, de persona a persona por inadecuadas costumbres higiénicas o de animales al hombre (Prescott *et al.* 1996). Sin



embargo, cada vez son más frecuentes las enfermedades transmitidas por el agua y se relacionan con incidencia de microorganismos emergentes y reemergentes (Arcos *et al.* 2005). Enfermedades emergentes en humanos han aumentado en su incidencia de modo importante e incluyen al dengue y cólera y las enfermedades reemergentes se manifiestan con las que reaparecen después de una disminución importante en su incidencia, aquí se incluye a la tuberculosis, malaria y peste (Suárez y Berdasquera, 2000).

El incremento de este tipo de enfermedades se relaciona con drásticos cambios que se vienen suscitando en el medio ambiente, ocasionados especialmente por eventos de urbanización, incremento de la pobreza, ocupación de áreas silvestres anteriormente no habitadas por humanos, migraciones incontroladas con altas cantidades de refugiados y desplazados, facilidad y rapidez en los movimientos poblacionales humanos y de animales y de sus productos por diferentes hábitats (WHO, 2003). A esto se aúna la resistencia progresiva que vienen adquiriendo los microorganismos a los agentes antimicrobianos, reduciendo la eficiencia de los medicamentos, con un aumento en la mortalidad y en los costos sanitarios (Parven *et al.* 1998).

Determinar el tipo de microorganismos que se presentan en el agua y su concentración provee información indispensable para conocer su calidad y para tomar decisiones en cuanto al control de vertimientos, para el tratamiento de aguas y para estrategias de conservación de ecosistemas, evitando con ello riesgos de contaminación que perjudiquen a las personas y al ambiente en general (Arcos *et al.* 2005). En ese contexto, el grupo de bacterias coliformes está entre los más adecuados indicadores de contaminación microbiana ya que son comunes en el tracto gastrointestinal del humano y animales homeotermos; su presencia es abundante y se mantienen por más tiempo en el



agua a diferencia de otras bacterias patógenas, además se comportan similarmente a otros patógenos en sistemas de desinfección (Arcos *et al.* 2005).

Microorganismos que son parte del grupo de coliformes totales son por ejemplo *Escherichia*, *Enterobacter*, *Klebsiella* y *Citrobacter* que habitan como saprófitos independientes o como microbios intestinales ya que incluyen a los coliformes fecales (*Escherichia*) que tienen origen intestinal (Canosa, 1995). Estos se incluyen en la familia Enterobacteriaceae, son anaerobios facultativos, bacilos Gram negativos, no esporulantes y fermentadores de lactosa con producción de gas, representan el 10% de microorganismos del tracto intestinal en humanos y otros animales (Prescott *et al.* 1996); las que tienen esta procedencia no suelen sobrevivir en el medio acuático, ya que pasan por estrés fisiológico y pierden gradualmente su capacidad de generar colonias en medios diferenciales y selectivos, su ritmo de mortalidad depende de la temperatura del agua, de la incidencia de luz solar, de poblaciones de otras bacterias y de la composición química del agua (Arcos *et al.* 2005). Por ello, la presencia de coliformes en las aguas, indican contaminación bacteriana reciente y son importantes indicadores de la degradación de recursos hídricos (Fernández *et al.* 2001).

Las coliformes son una agrupación de bacterias comunes en plantas, suelo, animales y humanos (Ramos-Ortega *et al.* 2008), que incluye *E. coli* y *Enterobacter* inofensivas, organismos intestinales comunes y patógenos ocasionales como los géneros *Klebsiella*, *Citrobacter*, *Kluyvera* y *Leclercia* y algunos miembros del género *Serratia* (Saxena *et al.* 2015). Incluyen tres grupos generales: *bacterias coliformes totales* que son comunes en el ambiente (suelo o vegetación) y generalmente son inofensivas, si se detecta solo coliformes totales en el agua, probablemente la fuente es ambiental y la



contaminación fecal es poco probable; las *bacterias coliformes fecales* son un subgrupo de coliformes totales y se encuentran en los intestinos y heces de personas y animales de sangre caliente (WSDH, 2016). Los coliformes fecales o termotolerantes que pueden crecer y fermentar lactosa con la producción de ácido y gas a 44.5 °C en presencia de sales biliares, por esta razón, "coliformes termotolerantes" sería el término científicamente más exacto para este grupo (Saxena *et al.*, 2015). *Escherichia coli* es un subgrupo de coliformes fecales y la mayoría de estas bacterias son inofensivas, sin embargo, algunas cepas (como *E. coli*0157:H7) pueden causar enfermedades y su presencia en agua indica contaminación fecal reciente, lo que significa un mayor riesgo de presencia de patógenos (WSDH, 2016) (Figura 2).

Escherichia coli es miembro predominante de la porción anaeróbica facultativa de la flora normal del colon humano y es una bacteria gran negativa en forma de bastoncillo que se encuentra comúnmente en el intestino delgado de organismos de sangre caliente (endotermos); su único hábitat natural es el intestino grueso de estos animales y generalmente no sobrevive bien fuera del tracto intestinal. La mera presencia de *E. coli* en alimentos o el agua no indica directamente que haya microorganismos patógenos en la muestra, pero sí indica que existe un mayor riesgo de presencia de otras bacterias y virus transmitidos por las heces, muchos de los cuales, como *Salmonella spp* o el virus de la hepatitis A, son patógenos, por esta razón se usa ampliamente como organismo indicador para identificar muestras de agua y alimentos que pueden contener niveles inaceptables de contaminación fecal (Odonkor y Ampofor, 2013).

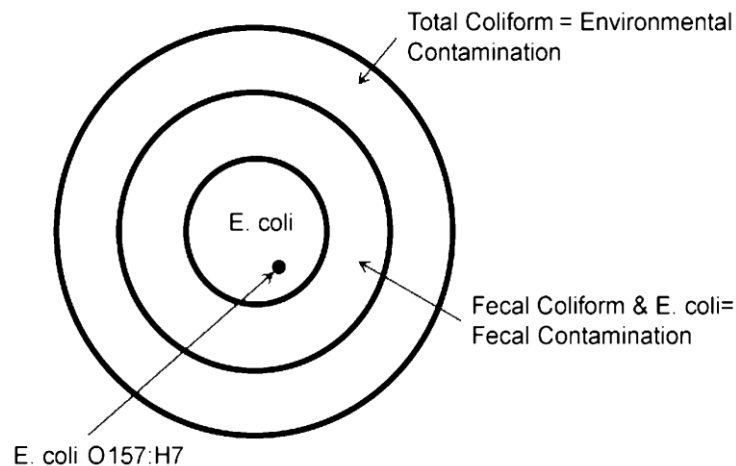


Figura 2. Los diferentes subgrupos de coliformes en un medio acuático ((WSDH, 2016)

Los coliformes fecales se denominan también termotolerantes por su capacidad de tolerar temperaturas elevadas y por tener capacidad reproductiva fuera del intestino de animales homeotermos, lo cual se favorece por ciertas condiciones de materia orgánica, pH, humedad, entre otros (Arcos *et al.* 2005). La presencia de coliformes totales se interpreta dependiendo del tipo de aguas: deberían estar ausentes en el 85% de muestras de aguas potables tratadas y si están presentes, su número no debe superar los 2-3 coliformes; esta contaminación al margen de ser baja, no debe ocurrir en tres muestras colectadas en días consecutivos (Arcos *et al.* 2005). En aguas sometidas a tratamiento, la presencia de coliformes totales alertan de que ocurre contaminación, sin identificar el origen, pero refieren que hubo fallas durante el tratamiento, durante la distribución o en las mismas fuentes domiciliarias (Harwood *et al.* 2005).

Fundamento general determinación de coliformes y límites según norma. Las concentraciones de coliformes totales y fecales se determinan principalmente aplicando el método del Número más Probable (NMP) o tubos múltiples de fermentación, con una serie de 5 tubos, considerando diluciones de 10^{-3} , 10^{-4} , y 10^{-5} , considerando dos fases: presuntiva y confirmativa, según ello se pueden estimar estadísticamente y con ayuda de



una Tabla de cálculos (Anexo 1) los más probables números de células en el agua; otro método frecuente también es el de filtro de membrana, obteniéndose como resultados en unidades formadoras de colonias (UFC) (APHA-AWWA, 1998; FUNASA 2013). Para el primer caso, los límites establecidos por la norma nacional, según los Estándares de Calidad Ambiental ECA (categoría IB) MINAM, 2017son:

CATEGORÍA 1. Poblacional y recreacional

Sub categoría A: Aguas superficiales para la producción de agua potable (aguas potabilizadas con desinfección)

Coliformes totales: 50 NMP/100 ml

Coliformes fecales: 20 NMP/100 ml

Sub categoría B: Aguas superficiales destinadas a la recreación

Coliformes fecales: 200 NMP/100 ml (contacto primario)

Coliformes fecales: 1000 NMP/100 ml (contacto secundario)

Coliformes totales: no aplica

2.2.7. Uso de aguas recreativas

En muchos países asiáticos, africanos y latinos, niños menores de cinco años frecuentemente se afectan por enfermedades diarreicas transmitidas por las aguas contaminadas y alrededor de 2500 millones de personas carecen de acceso al agua limpia y segura, más de 1.5 millones de niños fallecen cada año por causa de enfermedades diarreicas debido a la contaminación del agua con diferentes tipos de microorganismos patógenos presentes en aguas residuales urbanas, heces de humanos y animales infectados, los que contienen bacterias entéricas, virus y parásitos, pudiendo transmitirse por medio del agua y de alimentos contaminados (Saxena *et al.* 2015). Pero esta



transmisión no sólo puede generarse por el consumo directo, sino también por el uso indirecto al momento de su aprovechamiento en la recreación (WHO, 2003).

Muchas veces, las aguas residuales procedentes de las urbes llegan hacia los humedales contaminándolos, constituyéndose en un riesgo para la salud, en lugar de una saludable opción para la recreación (Solano, 2011). Mucho más, cuando en la actualidad se aprecia un incremento del uso turístico y recreativo en humedales y ecosistemas acuáticos en general, siendo cada vez más frecuentados por personas que buscan distracción, ya que brindan espacio libre para la recreación y el disfrute visual (Cervantes, 2016), tal como es el caso del lago Titicaca y su bahía interior cuyos usos abarcan actualmente el aprovechamiento con fines turísticos y recreativos (MINAM, 2013; PNUMA, 2011).

Las aguas recreativas se definen como cualquier área costera, estuarina o de agua dulce donde un número significativo de usuarios realiza cualquier tipo de uso recreativo del agua; estos tipos de uso recreativo de los entornos acuáticos que incluyen, por ejemplo, tomar sol, vadear, nadar, bucear, pasear en bote, pescar y navegar a vela; en ese contexto el uso recreativo del agua adquiere un alto valor socioeconómico, mucho más cuando por el turismo, millones de visitantes acuden en masa a estos ambientes (WHO, 2003).

Las aguas recreativas se clasifican desde el contexto de la forma de uso en: aguas de *contacto primario*, cuando en ellas se desarrollan actividades que conllevan a la inmersión de las personas, tales como natación y buceo; y aguas de *contacto secundario* cuando se desarrollan actividades que no requieren un contacto constante como canotaje,



remo, pesca deportiva, entre otras (López *et al.* 2012). Aunque el uso recreativo de las aguas dulces, costeras, las de piscinas y balnearios son beneficiosas para la salud y el bienestar de las personas, también conlleva a riesgos por exposición a la contaminación y por riesgos físicos que pueden ocasionar ahogamientos y otras lesiones; por ello la OMS establece vínculos entre calidad de agua y salud de los usuarios, proponiendo clasificar la calidad de estas aguas considerando directrices que ayuden a usar ambientes seguros en aguas recreativas en la guía: *Guidelines for Safe Recreational Water Environment* cuyo objetivo es garantizar que las áreas recreativas de agua se operen de la manera más segura posible para que la mayor población posible obtenga el máximo beneficio posible y proporcionar un marco para tomar decisiones a nivel local (OMS, 2017).

2.2.8. Parámetros fisicoquímicos de las aguas

El agua, por sus propiedades como disolvente y su capacidad para transportar partículas, incorpora en sí misma diversas impurezas que caracterizan su calidad; la calidad del agua es el resultado de fenómenos naturales y actos de los seres humanos y se puede decir que la calidad del agua es función del uso del territorio en el área de captación. La contaminación del agua implica la inclusión de sustancias o formas de energía que directa e indirectamente alteran la naturaleza del cuerpo acuático, alterando negativamente sus formas de uso (Von Sperling, 2007).

Las aguas, por tanto, tienen condiciones y características diferentes que hacen que no todas puedan tener un mismo uso y la misma aptitud para cualquier actividad y aprovechamiento humano y ello está definido por sus características fisicoquímicas (Orozco *et al.* 2008). La presencia de sustancias químicas disueltas y no disueltas



(insolubles) en las aguas, cuyo origen puede ser antropogénico o natural, definen su composición o características físicas y químicas (Barrenechea, 2004) y cada uno de estos componentes reciben el nombre de parámetros fisicoquímicos cuya valoración permite identificar las variaciones composicionales del agua (espaciales y temporales) y determinar su grado de contaminación (Morell-Bayard *et al.* 2015).

Las características fisicoquímicas y biológicas de las aguas residuales son altamente diferentes de las aguas naturales y estas últimas pueden ser afectadas negativamente por las primeras. Por ejemplo, la característica general media de las aguas residuales españolas tienen un pH de 6.8, conductividad 950 $\mu\text{S}/\text{cm}$, OD 1 mg/l, sólidos sedimentables 14 ml/L, sólidos suspendidos 409 mg/l, sólidos disueltos 450 mg/l, DQO 700 mg/l, DBO5 400 mg/l, fósforo total 2.9 mg/l, nitrógeno total de 61.1 mg/l, aceites – grasas 109 mg/l, coliformes totales 2×10^8 NMP/100 ml y coliformes fecales 1.0×10^6 NMP/100 ml; además las emisiones al medio acuático deben ser como máximo de 50000 kg/año de nitrógeno total y 5000 kg/año de fósforo total (Marín, 2014).

La expresión calidad del agua suele ser relativa y solo es importante si se relaciona con su tipo de uso; por ejemplo, aguas que permitan la vida de peces puede no tener aptitud para la natación y un agua apropiada para consumo humano puede no ser adecuada para algún tipo de industria; por ello, para decidir si un agua acredita para un particular propósito, su calidad se debe establecer en función del uso al que se va a destinar; así, se considera que un agua está contaminada sólo si sus cambios afectan su uso real o potencial (Barrenechea, 2004).

Por ello existen diferentes parámetros fisicoquímicos y biológicos para determinar la calidad del agua; en el caso de aguas residuales, un parámetro importante es la



biodegradabilidad del agua, la cual se obtiene de la relación DBO5/DQO, si esta relación llega a 0.4 la biodegradabilidad es alta, entre 0.2 y 0.4 la biodegradabilidad es normal y 0.2 es baja; otro factor importante son los sólidos en suspensión, que incluyen partículas que no pasan un filtro de 0.45 μ (Martín *et al.* 2006). Parámetros típicos para aguas residuales incluyen sólidos en suspensión (superior a 350 mg/l indica fuerte contaminación), DBO5 (mayor a 400 mg indica alta contaminación), DQO (mayor a 1000 mg/l alta contaminación), nitrógeno (> 85 mg/l, contaminación fuerte), fósforo (>15 mg/l, alta contaminación), grasas (mayor a 150 mg/l, alta contaminación), coliformes fecales (entre 10^6 hasta 10^8 NMP/100 ml, contaminación alta) (Metcalf y Eddy, 2000).

a) Temperatura

La temperatura mide la energía cinética promedio de las moléculas del agua (grados centígrados o Fahrenheit) y constituye un parámetro importante en la calidad de las aguas, ya que afecta sus propiedades químicas y es determinante en las funciones de los organismos acuáticos; según Waterboards (2018) tiene influencia en: la cantidad de oxígeno con posibilidades de disolverse en el agua, la velocidad fotosintética de algas y otras plantas acuáticas, la velocidad metabólica de organismos acuáticos, sensibilidad de estos a los desechos tóxicos, así como a parásitos y enfermedades, además determina sus épocas de reproducción, migración y estivación.

La temperatura en aguas residuales suele ser más alta que de las aguas de suministro, y según la ubicación geográfica, en aguas residuales esta puede variar entre 10 y 21 °C como promedio anual, considerándose 15.6 °C como valor representativo (Espigares y Pérez, 1985). Esta temperatura más alta ejerce acción perjudicial en las aguas receptoras, pudiendo alterar la flora y fauna de éstas, propiciando además un crecimiento



indeseable de algas, hongos y otros, pudiendo contribuir también al agotamiento del oxígeno disuelto ya que su solubilidad disminuye con el incremento de la temperatura (Metcalf- Eddy, 1995).

b) Sólidos

Constituye la materia que queda como residuo luego de evaporarse y secarse el agua, siendo fundamental su medición en aguas potables, aguas contaminadas, aguas residuales, industriales y lodos obtenidos en los procesos de tratamiento (Muñoz, 2008) (Figura 3). Se puede clasificar en:

- *Sólidos totales*. Es el material disuelto y no disuelto (sólidos suspendidos), obtenido de la evaporación de una muestra en una cápsula previamente pesada (de platino o porcelana), bajo baño María, para luego secarla a 130 °C por 60 minutos; luego el incremento de peso, sobre el peso inicial de la cápsula, constituyen los sólidos totales (Espigares y Pérez, 1985).
- *Sólidos suspendidos totales SST*(residuo no filtrable o no disuelto). Se determina por filtración, haciendo pasar el líquido por un filtro de fibra de vidrio en un crisol previamente pesado, después el filtro se seca entre 103 – 105 °C y el incremento de peso en el filtro representa los SST (Romero, 1999). Los sólidos suspendidos pueden propiciar depósitos de fango en el lecho y proporcionar condiciones anaerobias al vertirse agua residual sin previo tratamiento a un medio acuático (Metcalf- Eddy, 1995).
- *Sólidos disueltos totales SDT* (o residuo filtrable). Puede ser determinado con la diferencia entre sólidos totales y sólidos suspendidos; o bien se filtra la muestra en un crisol y el filtrado se evapora a 103 – 105 °C, el incremento de peso en el crisol representa los SDT (Romero, 1999).

- *Sólidos sedimentables*. Constituyen sólidos en suspensión que se sedimentan en el fondo, en un tiempo de una hora por acción de la gravedad, se utiliza para medir ello embudos Imhoff (Muñoz, 2008).

Elevadas concentraciones de sólidos suspendidos se pueden depositar en los lechos de cuerpos de agua, recubriendo organismos acuáticos, larvas o huevos de macro invertebrados, esto además, impide la transferencia de oxígeno y provoca la muerte de los seres vivos enterrados bajo el sustrato; así mismo, elevadas concentraciones de SST disminuyen la eficiencia de agentes desinfectantes usados en la potabilización del agua, por proveer a los microorganismos de lugares de resguardo frente a los desinfectantes, además propicia mayor turbidez del agua (Whitman, 2020).

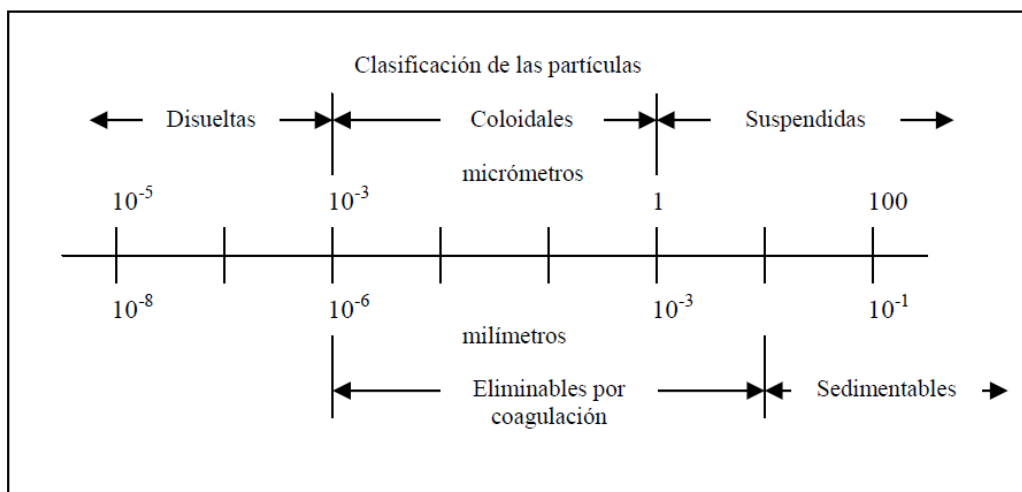


Figura 3. Clasificación de partículas sólidas contenidas en un agua residual, según su diámetro (Silva, 2003).

c) **Demanda bioquímica de oxígeno (DBO5)**

Constituye la cantidad de oxígeno requerido por microorganismos para degradar la materia orgánica presente en las aguas; la prueba incluye incubación de la muestra por 5 días a 20 °C y para su determinación se mide el oxígeno disuelto consumido por los



microorganismos durante el proceso de oxidación bioquímica de la materia orgánica en ese tiempo (Espigares y Pérez, 1985). Es una de las pruebas más importantes para medir los niveles de materia orgánica en diferentes tipos de aguas, especialmente en residuales, ya que representa la cantidad de oxígeno que necesitan los microorganismos para estabilizar la materia orgánica biodegradable, bajo condiciones aerobias (Romero, 1999).

La metodología consiste en medir la cantidad de oxígeno diatómico disuelto en un medio de incubación, al inicio y al final durante un período de cinco días, manteniendo la muestra aislada del ambiente exterior a 20°C y bajo oscuridad, de modo que se inhiba la eventual formación de oxígeno por algas que realizan fotosíntesis; de esta forma las condiciones del agua evaluada están en equilibrio con una atmósfera donde su presión y concentración en oxígeno son constantes, semejándose a condiciones reales de autodepuración en aguas residuales. La determinación se realiza por métodos de dilución e instrumentales derivados de metodologías respirométricas que permiten seguir la evolución de la DBO durante la oxidación de materia orgánica contenida en el agua (Clair *et al.* 2003).

d) Demanda química de oxígeno(DQO)

La DQO determina la materia orgánica contenida en una muestra líquida mediante oxidación química (utilizando un agente químico oxidante), representando la materia orgánica total de la muestra, oxidable por dicromato en solución ácida; su ventaja es que su determinación es más rápida que la DBO y no está sujeta a muchas variables como las que se presentan en la prueba biológica; además que todos los compuestos orgánicos contenidos, con ciertas excepciones, pueden ser oxidados a CO₂ y agua (Romero, 1999;



Muñoz, 2008). Este parámetro nunca es menor que la DBO debido a que siempre es mayor la cantidad de sustancias oxidables por vía química que por vía biológica, denominándose también como prueba de oxidabilidad al permanganato, aunque en aguas residuales se realiza con dicromato (Espigares y Pérez, 1985).

e) **pH**

Medición que expresa la acidez o alcalinidad del agua y es definida como la concentración de iones hidrógeno, cuya escala es logarítmica con valores que van desde 0 a 14 y el aumento de una unidad en dicha escala, equivale a una disminución diez veces mayor en la concentración de iones de hidrógeno; así, al disminuir el pH, el agua es más ácida y al aumentarse hace más básica (Waterboards, 2017).

La actividad biológica se desarrolla en un rango de pH entre 5 y 9, y no tiene efecto significativo sobre la mayoría de especies biológicas, aunque algunas son muy estrictas a este parámetro; las aguas residuales urbanas tienen un pH que se aproxima al neutro (Espigares y Pérez, 1985). Valores de pH extremos de 2 ó 13 producen daños físicos en branquias, esqueleto y aletas de peces, en agua dulce el aumento de temperatura hace disminuir el pH (Waterboards, 2017). Un efecto indirecto es que el pH tiene influencia en la toxicidad de ciertas sustancias, sobre todo en las que la toxicidad depende del grado de disociación (Espigares y Pérez, 1985); así, una disminución del pH puede incrementar las cantidades de mercurio soluble en las aguas, también un incremento en el pH puede convertir el amoníaco no tóxico a la forma de amoníaco tóxico (Waterboards, 2017).



f) Oxígeno disuelto

Representa la cantidad de oxígeno que contiene el agua como una concentración actual (mg/l) a una temperatura determinada; se puede determinar también como porcentaje de saturación de oxígeno (Waterboards, 2018). El oxígeno es imperativo para la vida de todos los seres aerobios y un crecimiento incontrolado de ciertas especies y microorganismos, puede provocar su agotamiento; además su presencia evita el desarrollo de procesos anaerobios que producen malos olores en el agua, siendo un indicativo importante de la calidad de las aguas (Muñoz, 2008). La cantidad de oxígeno en las aguas depende de los siguientes factores (Romero, 1999):

- Solubilidad del gas.
- Presión parcial del gas en la atmósfera.
- Temperatura.
- Características del agua (salinidad, sólidos suspendidos, etc.).

Gran proporción del oxígeno disuelto en el agua proviene del oxígeno presente en el aire que se ha licuado en el agua, así mismo resulta también de los procesos fotosintéticos llevada a cabo por plantas acuáticas verdes; un día soleado puede presentar altas concentraciones de oxígeno disuelto en zonas con abundancia de algas, fitoplancton o plantas verdes debido a las intensas tasas de fotosíntesis, así mismo las turbulencias de las corrientes sub acuáticas también incrementan la concentración de oxígeno disuelto ya que el aire queda atrapado bajo el agua; así mismo, aguas frías retienen mayor cantidad de oxígeno que aguas calientes o templadas (Romero, 1999).

g) Nitrógeno

Este elemento es esencial para el crecimiento de microorganismos y plantas, pero también contribuye al agotamiento del oxígeno y a la eutroficación cuando se encuentra



en concentraciones elevadas; está presente en aguas residuales recientes bajo la forma de proteínas y urea, que son fácilmente degradables por bacterias, transformándolos luego en amonio y después en nitritos y nitratos, por ello el amoniaco es el mejor indicador indirecto de contaminación fecal reciente (Espigares y Pérez, 1985). Algunas especies biológicas usan el amonio ante el nitrato, pero para muchas otras es tóxico, sobre todo en forma de NH_3 ya que es soluble en lípidos y pueden atravesar membranas biológicas mucho más rápido e interferir en el tratamiento biológico de aguas residuales (Muñoz, 2008). En el agua, los compuestos nitrogenados inorgánicos más comunes son amonio, nitrito y nitrato, este último es el más importante, originándose desde la descomposición de material proteico; cuando ocurre contaminación por fertilizantes inorgánicos o por procesos industriales, aparecen mayores cantidades de nitritos y nitratos (Cárdenas y Sánchez, 2013). Las conversiones entre las distintas formas de nitrógeno, están influenciadas por la temperatura y el pH (Espigares y Pérez, 1985).

- **Nitrato (NO_3).** Es un contaminante común y es nocivo si se consume en altas cantidades, es inodoro e incoloro y bajas concentraciones son normales, pero son contaminantes cuando se encuentran en altos niveles; en aguas dulces no afectadas por actividades humanas sus concentraciones suelen ser menores a 2 mg/l de nitrato; las fuentes de aporte común son: fertilizantes, estiércol y aguas residuales (Wolff y Harris, 2013). El nitrato (NO_3) es el producto final de la nitrificación, altamente nocivo para humanos y relativamente inofensivo para peces y otros organismos acuáticos que se cultivan, debido a su limitada capacidad de absorción por las branquias (Cárdenas y Sánchez, 2013). El nitrato es la forma más oxidada del nitrógeno halladas en las aguas residuales, un incremento creciente en aguas de los acuíferos preocupa actualmente, debido a que puede llegar a fuentes de agua de consumo y ocasionar enfermedades graves, como



metahemoglobinemia infantil e incrementos en las incidencias de cáncer (Espigares y Sánchez, 1985).

- **Nitrito (NO_2^-).** Se presenta como ion nitrito (NO_2^-) o como ácido nitroso (HNO_2), la concentración de estos depende del pH del agua y ambos compuestos son extremadamente tóxicos (Cárdenas y Sánchez, 2013). Los nitritos también se consideran indicadores indirectos de contaminación fecal, por ser inestables fácilmente se oxidan a nitratos, su ausencia puede atribuirse a ciertas condiciones anóxicas del agua (Espigares y Pérez, 1985).
- **Amonio (NH_4^+).** Se presenta en el agua como producto de la descomposición de la materia orgánica (vegetales y animales) y por efecto de actividades industriales; además por desaminación microbiana de las proteínas dentro los procesos de amonificación y como producto de la excreción de organismos; el amonio total es la suma del amonio no ionizado (amoníaco NH_3) y del amonio ionizado (NH_4^+), el amoniaco es altamente tóxico por su capacidad de movilizarse a través de membranas celulares, su concentración aumenta si disminuye el oxígeno disuelto, aumenta la temperatura y hasta 10 veces por cada grado de incremento en el pH del agua (Cárdenas y Sánchez, 2013).

h) Fósforo

Fundamental para el desarrollo de plantas, animales y otros organismos, en aguas residuales se pueden encontrar como: fosfato orgánico, polifosfato y ortofosfato; el primero satisface los requerimientos de P de todos los organismos y se requiere en niveles mucho menores que el nitrógeno, por lo que el P es el principal responsable de los procesos de eutroficación (Espigares y Pérez, 1985). Es un nutriente que controla el crecimiento de algas y su exceso produce un desarrollo exorbitante de fitoplancton; su determinación es imprescindible para estudios de contaminación de lagos, embalses y ríos, así como en



procesos biológicos y químicos de tratamiento de aguas residuales (Muñoz, 2008). Una descarga de 1 g de fósforo, en un sistema lacustre, puede conllevar a la formación de más de 100 g de biomasa (materia orgánica), representando una DBO de 150 g de oxígeno para su oxidación aeróbica completa, así como problemas de eutroficación y afloramientos de fitoplancton; la concentración de fósforo en aguas residuales es de unos 0.01 a 1 mg/l, si son aguas residuales domésticas puede variar entre 1 - 15 mg/l de fósforo, las aguas de drenaje agrícola contienen 0.05 - 1 mg/l- P y aguas superficiales de lagos entre 0.01 - 0.04 mg/l-P (Romero, 1999).

2.2.9. Carga contaminante

Los efectos de las aguas residuales sobre el sistema de tratamiento y la fuente receptora se dan en función de la concentración de contaminantes y la variación del caudal. El análisis de los diferentes parámetros ayuda a evaluar la concentración de los contaminantes que fluyen en unidad de tiempo por las aguas del afluente, se expresa en kg/d, y se aplica la siguiente ecuación que relaciona la concentración por el caudal.

$$CC = Q * C$$

CC: carga contaminante

C: concentración de contaminante

Q: caudal de la fuente hídrica.

La relación entre la carga contaminante y el caudal es directa. El estudio de las cargas contaminantes parte, de que en todo recurso hídrico se encuentra una amplia gama de sustancias que de acuerdo a sus necesidades puede ser contaminantes o no, el alto



contenido de sustancias contaminantes origina procesos de putrefacción, eutrofización y muerte de especies animales acuáticas. Para la determinación de la carga contaminante se emplea los siguientes parámetros; DBO5, DQO, SST, N y P, no obstante, estos pueden variar de acuerdo a los requerimientos del estudio.

2.2.10. Impactos de la carga contaminante

La carga contaminante representa la cantidad de contaminantes presentes en el agua residual, estas concentraciones varían de un momento a otro, pero su impacto sobre los diferentes componentes del ambiente puede deteriorarse paulatinamente, presentando daños en la salud de los seres humanos, animales y la vegetación.

Los daños producidos por la carga contaminante de las aguas residuales pueden afectar a:

- a) **Salud.** Los afluentes de las aguas residuales son considerados como focos de infección, debido a que su descarga se da en la mayoría de casos hacia cuerpos de agua dulce, zonas donde son utilizados sin realizar tratamientos previos que garantice la calidad del agua. Esta forma de contaminación es la más común y entre las principales enfermedades que producen tenemos enfermedades estomacales como el cólera que si no son detectadas a tiempo pueden causar incluso la muerte.

- b) **Vida acuática.** Los organismos que habitan en los ecosistemas acuáticos son sensibles a las alteraciones físicas y químicas y estas interfieren directamente en la reproducción, crecimiento y desarrollo de las especies acuáticas causando la muerte de varios tipos de organismos. La cantidad de oxígeno disuelto presentes en el cuerpo de agua se ve afectado y disminuye debido a la presencia de



organismos patógenos que utilizan el oxígeno durante los procesos de metabolismo.

- c) **Vegetación.** El crecimiento excesivo de vegetación en de los cuerpos de agua provoca el agotamiento del oxígeno disponible, si el crecimiento va en aumento, puede originar eutrofización.

CAPÍTULO III

MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. ÁMBITO DE ESTUDIO

El trabajo de campo se desarrolló en la laguna confinada del malecón turístico de la bahía interior de Puno, ubicada en el sector norte de la ciudad de Puno, en las coordenadas generales UTM 0391075 – 8249286, a una altitud de 3810 msnm, tiene un perímetro de 2181m y un área de 17has (Figura 4). En el lugar se desarrollan actividades de recreación, como paseo en botes y canoas, pero al mismo tiempo la laguna recibe aguas residuales sin ningún tratamiento desde los barrios Vallecito, Bellavista y Porteño, percibiéndose este hecho a simple vista y aun así acuden al lugar pobladores locales y visitantes nacionales ingresando a la laguna en las mencionadas embarcaciones. Los puntos de muestreo se detallan en la Figura 4. Los análisis de agua se realizaron en el Laboratorio de Ecología Acuática de la Facultad de Ciencias Biológicas y Laboratorio de Aguas y Suelos de la Facultad de Ciencias Agrarias, ambos de la UNA Puno.



Figura 4. Ámbito de estudio y disposición de lugares de evaluación. Los puntos rojos indican zonas de muestreo al interior de la laguna y las flechas amarillas, lugares de muestreo desde los afluentes de aguas residuales.



3.2. POBLACIÓN Y MUESTRA

Las muestras consistieron en aguas recolectadas en tres puntos de muestreo dentro del ámbito representativo de la laguna confinada (con la ayuda de un bote en remo y utilizando frascos de polietileno de 1litro de capacidad del estrato superficial de hasta 30cm. de profundidad) y del flujo de tres afluentes que ingresan a la laguna (barrio Vallecito, Bellavista y Porteño). En cada punto se obtuvieron 2 muestras de 1 litro cada uno, (una muestra para los parámetros físico químicos y otra para la determinación de coliformes), haciendo un total de 12 frascos de 1 litro en cada muestreo, durante los seis meses (julio, setiembre, octubre, noviembre, diciembre del 2019 y febrero 2020) dando un total de 72 muestras de 1 litro, las muestras fueron tomadas preferencialmente en horarios entre 8 y 10 de la mañana considerando que es el momento de mayor uso doméstico de agua y por lo tanto la mayor producción de aguas residuales.

3.3. DETERMINACIÓN DE PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS DE LA LAGUNA CONFINADA

Frecuencia de muestreo

Los muestreos de aguas para determinar los parámetros fisicoquímicos considerando análisis de laboratorio y evaluaciones *in situ* con equipos de medición digital, abarcaron la época seca (julio), transitoria (setiembre – noviembre) y lluviosa (diciembre, febrero) que normalmente se suscitan en el altiplano, considerando los 3 puntos de la laguna y los tres puntos de los afluentes.

Descripción detallada del método:

Para análisis en laboratorio: las muestras de agua recolectadas en un frasco y cerrados herméticamente, fueron llevadas a laboratorio en un máximo de 6 horas de transcurrido



el muestreo (ANA, 2016; DIGESA, 2007). Los parámetros fisicoquímicos evaluados según su correspondiente metodología fueron (APHA-AWWA, 1998):

- a) Demanda biológica de oxígeno (DBO₅). Se determinó por el método de incubación, calculando la concentración de oxígeno disuelto al inicio y al cabo de cinco días de incubación a 20°C y luego su correspondiente gasto.

La metodología consistió en mezclar la muestra del agua de la laguna con agua de dilución (1ml de cloruro férrico, 1ml cloruro de calcio, 1ml de búfer de fosfato, en 1 litro de agua, al cual se agregó oxígeno por método de bombeo), una vez hecha la mezcla y vertida en un frasco Winkler, se hizo la medición de oxígeno disuelto el día 1, con ayuda de un oxímetro, dejando en incubación a 20°C y después se hizo la medición de oxígeno disuelto en el día 5. Con esas dos mediciones se calculó la DBO₅ final.

- b) Demanda química de oxígeno (DQO). La determinación se realizó por el método de oxidación por dicromato de potasio en medio ácido.

El procedimiento consistió en adicionar en un tubo de ensayo 3ml de la muestra de agua de la laguna, 3ml de dicromato de potasio (solución digestora) y 3ml de ácido sulfúrico (solución catalizadora). Se tapó bien el tubo, luego se llevó a termoreactora 150°C por 2 horas para que toda la reacción se lleve a cabo y se complete. Finalmente se hizo la lectura a través de espectrofotometría, esto nos permitió obtener los datos de absorbancia y finalmente por una curva de calibración se transformaron a mg/litro.

- c) Sólidos suspendidos totales (SST). Se realizó por el método gravimétrico, utilizando un filtro de fibra de 0.5 μ colocado en el embudo y ajustado en un matraz kitasato, una vez encendido la bomba de vacío se vierte 10ml. de agua residual, sacar el filtro



- y colocar en una luna de reloj para desecar en estufa por un periodo de al menos 1 hora a 103-105°C para la evaporación total del agua, luego dejar en un desecador para su enfriado y pesar en una balanza analítica el contenido en sólidos retenido en el filtro es igual a la diferencia entre el peso actual del filtro y el peso original.
- d) Sólidos disueltos totales (SDT). También llamados sólidos filtrables que son porciones que se pueden separar mediante una operación de filtración y que sumados constituyen el contenido de sólidos disueltos totales. Se determinó mediante el filtrado y el secado de una muestra de 10 ml en un crisol a 103–105 °C por un periodo de 1hr. Para la evaporación total del agua, dejar enfriar en un desecador y pesar, el incremento de peso en el crisol representó los SDT.
- e) Sólidos sedimentables (SS). Se realizó por la técnica volumétrica, para lo cual se utilizó el cono Imhoff de 1 litro, en ella se adicionó el agua residual removiendo con una varilla para evitar la adhesión a las paredes del recipiente y se esperó su sedimentación durante un periodo de una hora, luego se midió en ml. la cantidad de sedimento asentado en el fondo del embudo según la escala del cono Imhoff .
- f) Determinación de nitrógeno y fósforo total. Se utilizó el método de digestión con persulfato de sodio o digestión con persulfato salino consistente en una determinación simultánea de nitrógeno y fósforo total utilizando un sistema automatizado que detecta conductividad suprimida luego de la digestión con persulfato alcalino; esta técnica utiliza concentraciones equimolares de iones de hidróxido y persulfato para la obtención de muestras con un $\text{pH} > 12$ luego de su dilución 1:2, y según las condiciones alcalinas iniciales, el nitrógeno de la muestra se oxida y se transforma en nitrato. Luego, conforme se realiza la digestión a temperaturas elevadas (120 °C), los iones de bisulfato se neutralizan desde la



descomposición térmica del persulfato para posteriormente acidificar la mezcla reactiva.

Luego de la descomposición del persulfato, la mezcla digerida llega a un pH de 2 y desde estas condiciones el fósforo disuelto se hidroliza a ortofosfato.

Se prepara la solución digestiva con persulfato alcalino en una relación 2:1, (2 ml de reactivo de digestión con persulfato alcalino a 4 ml de muestra) en un tubo para digestión, se tapa y se coloca en una placa de calentamiento a 120 °C por una hora. Al finalizar la digestión, se enfría el tubo a temperatura ambiental, luego se diluye la solución a un mínimo de 1:10 (dilución total 1:15), se filtra y luego se inyecta al sistema de CI. Cada muestra de agua debe incluir un blanco y solución mixta para verificar digestión; los blancos se preparan con 4 ml de agua desionizada en lugar de 4 ml de muestra, para luego determinar la cantidad de nitrato-N en el reactivo de persulfato.

Para análisis *in situ*. Algunos parámetros fisicoquímicos se determinaron en el mismo lugar y punto de evaluación al mismo momento de la toma de muestras, utilizando para ello equipos digitales y/o multiparámetros. Los parámetros determinados bajo esta condición fueron:

- a) pH. Utilizando potenciómetro HANNA, Cheker H198103 (IDEAM, 2006)

Con este método potenciométrico, se registra la actividad de iones hidrógeno mediante un electrodo de vidrio y un electrodo de referencia. La fuerza electromotriz (FEM) producida por el sistema electroquímico varía linealmente con el pH a través de una gráfica de pH vs. FEM para diferentes soluciones de pH conocido, determinándose así el pH por interpolación entre ambas variables. El potencial entre



ambos electrodos resulta proporcional a la concentración de iones hidrógeno de la solución muestra. El sistema de electrodos es calibrado con soluciones de pH conocido y al sumergir los electrodos en la muestra a evaluar se completa el circuito. Para lo cual se tomaron tres muestras de agua desde los afluentes y tres de la laguna misma para su respectiva lectura de dicho parámetro en una cantidad de 250ml. Para cada muestra.

b) Conductividad. Multiparámetro PASCO PS2196

La conductividad mide la propiedad que tienen las soluciones acuosas para conducir la corriente eléctrica y ésta capacidad va a depender de la cantidad de iones en la solución, según su concentración, movilidad, valencia y de la temperatura durante la medición. La medida física de conductividad es la resistencia, en ohmios o megaohmios y se expresa generalmente en microsiemens por centímetro ($\mu\text{S}/\text{cm}$). El intervalo de la medición va de 10 hasta 10.000 (o hasta 50.000) $\mu\text{mho}/\text{cm}$, conductividades alejadas de estos valores son de difícil medida y este método se puede aplicar en aguas residuales domésticas e industriales, aguas potables, superficiales, salinas, y lluvia ácida (IDEAM, 2006). Las muestras para este parámetro fueron obtenidas desde los afluentes y la laguna misma llevándose a cabo la lectura in situ, las muestras a considerar fueron de 250ml. Cada una según lo estimado.

c) Oxígeno disuelto y temperatura. Multiparámetro YSI 550^a (IDEAM, 2006)

Este método electrométrico se fundamenta en la tasa de difusión que tiene el oxígeno molecular por una membrana plástica permeable a este gas, que recubre una parte sensible de un electrodo y actúa al mismo tiempo como una barrera de difusión que retiene impurezas. Bajo condiciones regulares, la “corriente de difusión” es lineal y



directamente proporcional a la concentración del oxígeno. Estos equipos permiten un rango de medida entre 0.0 a 19.99 mg/l de oxígeno disuelto y de 0.0 a 199.9 % en términos de saturación. Cuando un voltaje polarizado es aplicado al sensor, el oxígeno se difunde a por la membrana proporcionalmente a la diferencia de presión, de modo que la cantidad de oxígeno que se difunde por la membrana, es proporcional a la presión absoluta del oxígeno fuera de la membrana, y si la presión de oxígeno incrementa, más oxígeno pasa a través de la membrana y más corriente fluye por el sensor. Al igual que los parámetros anteriores se consideró muestras de 250 ml. De agua obtenidas de los tres puntos de la laguna confinada y los tres puntos de afluentes aledaños.

Variables a analizar

Variables independientes: Los puntos (de afluentes y de la laguna) y los meses de muestreo.

Variables dependientes: Los parámetros fisicoquímicos.

Prueba estadística

Se aplicó estadística descriptiva (promedios, desviación estándar, coeficiente de variabilidad, intervalos de confianza) y análisis de varianza para contrastar diferencias entre puntos de muestreo y entre fechas de evaluación. El diseño consideró un diseño bloque completo al azar (DBCA), donde los tratamientos fueron los puntos de muestreo y los bloques los meses. En caso de no cumplir supuestos para la prueba estadística (normalidad y homogeneidad de varianzas) se realizaron transformaciones de los datos a $\sqrt{x+1}$. Los análisis se realizaron utilizando el programa SPSS v27.



3.4. CARACTERIZACIÓN DE COLIFORMES FECALES EN LA LAGUNA CONFINADA

Frecuencia de muestreo

Los muestreos para evaluar las características de los niveles de coliformes totales y fecales (termotolerantes), se realizaron también mensualmente durante el mismo período considerado para el anterior objetivo, así mismo se consideró los tres puntos del interior de la laguna y de los tres puntos de los afluentes que traen directamente las aguas residuales, de acuerdo al criterio que se muestra en la Figura 4.

Método del número más probable (NMP)

Fundamento: la determinación de coliformes totales por el método del Número más Probable (NMP), se fundamenta por la capacidad de fermentar la lactosa con producción de ácido y gas al incubarlos a 37°C durante 48 horas, utilizando un medio de cultivo que contenga sales biliares. Esta determinación consta de dos fases, la fase presuntiva y la fase confirmativa. A través de diluciones sucesivas de la muestra, se busca obtener inóculos de al menos una célula que presente crecimiento en el medio de cultivo, presentando en prueba presuntiva una fermentación de la lactosa y en prueba confirmativa, fermentación de lactosa y producción de gas. La cantidad de tubos positivos y negativos permite obtener una estimación de la densidad de bacterias obtenidas a través de la aplicación de cálculos de probabilidad (Camacho, A. *et al.* 2009).

Procedimiento: Se determinó los niveles de coliformes fecales y totales en cada punto de muestreo, aplicando el método del Número más Probable (NMP) o tubos múltiples de fermentación, con una serie de 5 tubos, de acuerdo a las instrucciones de APHA-AWWA



(1998) y FUNASA (2013) considerando diluciones de 10^{-3} , 10^{-4} , y 10^{-5} . Para esto se consideraron dos fases: presuntiva y confirmativa.

Fase presuntiva

Se inoculó alícuotas de aguas residuales en volúmenes de 0.001 ml, 0.0001 ml y 0.00001 ml respectivamente, con campanas Durham invertidos en el interior, en una serie de cinco tubos de fermentación con 10 ml del medio caldo de cultivo Lauril sulfato, luego se procedió a incubar a 37°C durante 24 a 48 horas; luego de este tiempo se examinaron los tubos de las series, verificando la presencia de gas en la campana Durham para considerarla como prueba positiva y en este caso se procede a desarrollar la fase confirmativa.

Fase confirmativa

En esta etapa solo se analizaron los tubos que resultaron positivos en la fase presuntiva para luego establecer la presencia de coliformes totales y fecales. Luego por cada grupo de coliformes se procedió de la siguiente manera:

a) Confirmación de coliformes totales

Se inoculó una azada desde tubos positivos en series de otros cinco tubos de fermentación, con campanas invertidas Durham en su interior y 10 ml de caldo bilis verde brillante, después se incubó a 37°C por 24 a 48 horas, pasado ese tiempo se registró el número de tubos de las series que presentaron formación de gas en ese medio, calculando luego el número de coliformes totales en NMP/100 ml utilizando la tabla del Anexo 1.

b) Confirmación de coliformes fecales

Para este caso se inoculó también una azada desde los tubos positivos en series de cinco tubos de fermentación con campanas Durham en el interior y 10 ml

de caldo *E.C.*, después se pasó a incubar a 44.5°C por 24 a 48 horas en baño de María; culminado ese tiempo se examinaron los tubos de las series, donde la presencia de gas la define como muestra positiva. Desde los tubos que resultaron positivos, se procedió a estimar el número de coliformes fecales por 100 ml, mediante la tabla de NMP (Anexo 1).

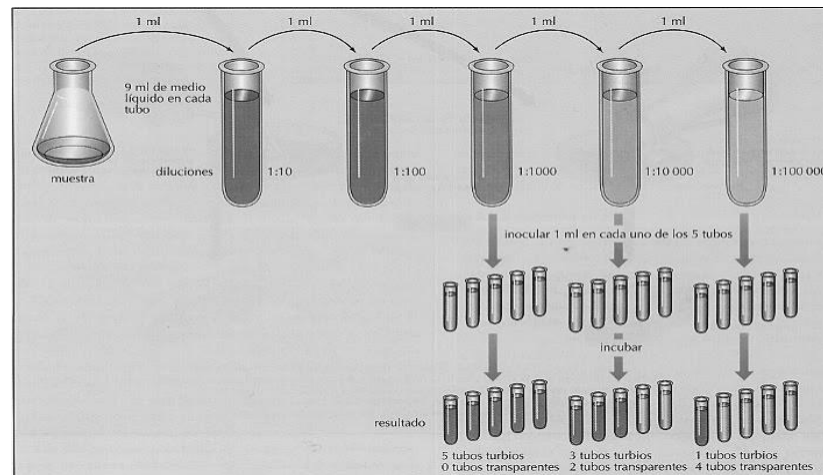


Figura 5. Procedimiento de método de número más probable (NMP)

Todos los resultados de coliformes fueron comparados con los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Agua ECA (MINAM, 2017).

Variables a analizar

Variables independientes: Puntos de muestreo y meses de muestreo.

Variables dependientes: Niveles de concentración de coliformes totales y fecales.

Prueba estadística

Se aplicó estadística descriptiva (promedios, desviación estándar, coeficiente de variabilidad, intervalos de confianza), de acuerdo al punto de muestreo y fecha de muestreo; además un análisis de varianza en DBCA de los resultados de los niveles de coliformes para determinar diferencias entre puntos de muestreo y meses, en este caso se consideró como tratamientos a los puntos de muestreo y como bloques a los meses. Para cumplir los supuestos de normalidad de datos y homogeneidad de varianzas, previamente



los datos fueron transformados obteniendo la raíz cuadrada de cada dato ($\sqrt{x+1}$), en el caso de no cumplir estos supuestos para dicha prueba. Los análisis estadísticos se ejecutaron en el software SPSS v27.

3.5. ESTIMACIÓN DE LA CARGA CONTAMINANTE DE COLIFORMES FECALES Y PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS EN LOS AFLUENTES DE LA LAGUNA CONFINADA

Frecuencia de muestreo

Para este objetivo se utilizaron los resultados de los parámetros fisicoquímicos y de las concentraciones de coliformes totales y fecales determinados. Las cuales fueron obtenidas desde los afluentes en los mismos meses mencionados anteriormente.

Descripción detallada del método

Los resultados preliminares del caudal de los afluentes y los valores de cada parámetro de interés fueron utilizados para el cálculo de la carga contaminante expresada en kg/h, siguiendo la metodología establecida en SENASBA (2015). En este caso los parámetros a determinar fueron:

- Coliformes termotolerantes
- DBO5
- DQO
- Sólidos disueltos totales
- Sólidos suspendidos totales
- Sólidos sedimentables
- Fósforo total
- Nitrógeno total



Se consideró estos parámetros debido a que la presencia de estos indica el grado de contaminación y las potenciales fuentes.

También fue necesario calcular el caudal de cada uno de estos tres afluentes, mediante el método del flotador, detallado por Chamorro (2011), el cual consiste en fijar el largo de un tramo determinado del afluente, así como el ancho y la profundidad, incluyendo el tiempo que demora en recorrer un flotador dicho tramo: Para ello se aplicó la siguiente ecuación matemática:

$$Q = Fc * A * (L/T).$$

Dónde: Q = caudal en m³/s, L = longitud entre el punto A y B en metros, A = área en m², T = tiempo promedio recorrido en segundos por el flotador, Fc = factor de corrección (0.25-0.5 seleccionado según el tipo de canal y profundidad; así: si el canal es de concreto y profundidad mayor a 15 cm = 0.8; si el canal es de tierra y profundidad mayor a 15 cm = 0.7; como riachuelo y profundidad mayor a 15 cm = 0.5; si el canal es de tierra y profundidad menor a 15 cm = 0.25 – 0.5.

La carga contaminante se determinó mediante la siguiente fórmula (PNUMA, 1996; Von Sperling, 2007)):

$$CC = \text{Concentración contaminante (kg/m}^3\text{)} * \text{caudal (m}^3\text{/h)}$$

Donde CC = carga del contaminante en kg/h. Luego, estos resultados se convirtieron en carga contaminante por hora.

La relación entre la carga contaminante y el caudal es directa.



Variables a analizar

Variables independientes: puntos de muestreo de los afluentes y los meses de muestreo.

Variables dependientes: niveles de contaminantes seleccionados, como carga contaminante (kg/hora).

Prueba estadística

Para este objetivo sólo se utilizó estadística descriptiva (promedios, desviación estándar, error estándar).

CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS DE LA LAGUNA CONFINADA

Los resultados y características de los principales parámetros fisicoquímicos de las aguas de la laguna confinada en el Malecón Ecoturístico de la bahía de Puno, en su análisis de estadística descriptiva global se aprecian en la Tabla 2.

Tabla 2. Parámetros fisicoquímicos de las aguas de los afluentes y la laguna confinada en el Malecón Ecoturístico Bahía de los Incas, Puno.

PARÁMETRO	Media	DE	CV	Máximo	Mínimo	Intervalo de confianza (95%)	N
Temperatura (°C)	15.01	2.24	14.92	21.70	10.50	14.25 – 15.77	36
OD (mg/l)	3.06	1.17	38.33	5.73	0.23	2.67 – 3.46	36
pH	8.04	0.49	6.08	9.20	7.11	7.87 – 8.20	36
SDT (mg/l)	856.94	289.55	33.79	1540.00	410.00	758.97 – 95.91	36
SST (mg/l)	107.58	67.41	62.66	330.00	33.00	84.77 – 130.39	36
Ss (ml/l)	0.22	0.48	221.70	2.50	0.00	0.05 – 0.38	36
Conduct. (µS/cm)	1473.50	342.74	23.26	2320.00	963.00	1357.53 – 1589.47	36
DBO5 (mg/l)	38.68	9.69	25.05	60.00	21.50	35.41 – 41.96	36
DQO (mg/l)	107.01	27.74	25.92	187.50	70.20	97.62 – 116.39	36
P total (mg/l)	6.35	2.37	37.32	10.20	1.80	5.55 – 7.16	36
N total (mg/l)	8.90	2.33	26.22	14.20	5.01	8.11 – 9.69	36

De modo global, de acuerdo a los valores de la media la mayoría de parámetros fisicoquímicos mostrados en la tabla 2, las aguas de la laguna confinada presentan características y valores típicos de aguas residuales, antes que de una laguna destinada a la recreación y turismo, tal es el caso de los parámetros OD 3.06mg/l, pH 8.04, DBO5 38.68 mg/l, DQO 107.01 mg/l según ECA (categoría IB) MINAM, 2017.

Los valores obtenidos de la laguna confinada están dentro de los rangos mencionados por Metcalf – Eddy, (1995); Von Sperling, (2007) para aguas residuales sólidos disueltos totales (SDT) entre 250 a 850 mg/l, los sólidos suspendidos totales entre



100 y 350 mg/l, la DQO entre 250 y 1000 mg/l y el fósforo total de 4 a 15 mg/l). Contrariamente en un estudio de una laguna colombiana de apenas 1.16 mostró valores de OD superiores a 5.92 mg/l, sólidos suspendidos que no superaron los 84.33 mg/l, sólidos disueltos por debajo de 76.66 mg/l, el DBO5 no superó 21.47 mg/l, el DQO con valores menores a 44.49 mg/l y el fósforo total menor a 0.4 mg/l (Toro *et al.* 2012), tratándose de una laguna de buena calidad en donde no hay un fuerte efecto de actividades humanas; a diferencia de la laguna confinada la cual supera ampliamente todos estos valores característicos de una laguna natural, contribuyendo por lo tanto a la turbidez, disminución de oxígeno por acción de la DBO5 y DQO, y consiguientemente a la eutrofización, alterando la calidad del agua de la laguna no siendo apta para uso recreativo, según se aprecia en la Tabla 2.

Los niveles de oxígeno disuelto que promediaron en 3.06 mg/l también resultan muy bajos y afectan la vida acuática especialmente de vertebrados (peces, anfibios), ya que los niveles mínimos que debe contener un cuerpo acuático para albergar vida acuática están entre 3.5 a 5 mg/l, además que desde el punto de vista estético es necesario mantener condiciones aeróbicas en la columna de agua (APA, 1976; Thurson *et al.* 1979).

Además, la conductividad que representa los niveles de carga iónica del agua por presencia de sales y otros minerales es también sumamente alto (1473.50 $\mu\text{S}/\text{cm}$), ya que comparado con otra laguna natural, sus concentraciones fluctuaron entre 16 y 197 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Díaz *et al.* 2005).

El ANVA para cada parámetro fisicoquímico ha evidenciado diversas situaciones en cuanto a las concentraciones de acuerdo al mes y al punto de muestreo (Tabla 3). Para el caso de la temperatura se ha encontrado diferencias significativas entre meses, pero no



entre puntos de muestreo, luego las concentraciones de oxígeno disuelto (OD) fueron similares tanto entre meses como entre puntos de muestreo y el pH difirió entre meses y también entre puntos de muestreo.

Luego los sólidos disueltos (SDT) totales fueron diferentes entre meses mas no así entre puntos de muestreo y contrariamente, los sólidos suspendidos totales (SST) fueron diferentes entre puntos de muestreo, pero similares entre los meses. Los sólidos sedimentables (Ss) fueron diferentes tanto entre meses como entre lugares de muestreo. De igual modo la conductividad eléctrica (CE) tuvo valores significativamente diferentes según meses y entre lugares de muestreo. La demanda bioquímica de oxígeno (DBO5) y la demanda química de oxígeno (DQO) solo difirieron estadísticamente entre puntos de muestreo, ya que las concentraciones entre meses fueron similares. Finalmente, las concentraciones de fósforo total (PT) fueron diferentes tanto entre meses como entre puntos de muestreo y el nitrógeno total (NT) sólo difirió estadísticamente entre puntos de muestreo. Todos estos resultados de los ANVAs, se detallan en la Tabla 3.

Luego los análisis e interpretaciones por cada parámetro fisicoquímico, de acuerdo a mes y punto de muestreo, se hacen independientemente, ilustrándose con las Figuras 6 al 16, así como sus comparaciones con las normas nacionales e internacionales que indican sus límites para uso recreativo.

Tabla 3. Consolidado de los ANVAs en DBCA de los parámetros fisicoquímicos de las aguas de los afluentes y la laguna confinada.

Parámetro	Fuente de variabilidad	Suma de		Cuadrático promedio	F	Sig. $p < 0.05$
		cuadrados	GL			
Temperatura	Meses	117.36	5	23.47	12.41	0.000
	Punto muestreo	3.36	1	3.36	1.78	0.19
OD	Meses	12.52	5	2.50	2.16	0.086
	Punto muestreo	2.19	1	2.19	1.89	0.180
Ph	Meses	2.62	5	0.53	4.04	0.007
	Punto muestreo	1.97	1	1.97	15.22	0.001
SDT	Meses	1536780.56	5	307356.11	6.38	0.000
	Punto muestreo	1002078	1	1002.78	0.02	0.886
SST	Meses	28518.92	5	5703.78	1.74	0.156
	Punto muestreo	35658.03	1	35658.03	10.90	0.003
Ss	Meses	2.29	5	0.46	3.32	0.017
	Punto muestreo	1.67	1	1.67	12.06	0.002
CE	Meses	1818260.00	5	363652.00	7.31	0.000
	Punto muestreo	849469.44	1	849469.44	17.06	0.000
DBO5	Meses	428.49	5	85.69	1.11	0.37
	Punto muestreo	623.34	1	623.34	8.09	0.008
DQO	Meses	4662.15	5	932.43	1.51	0.22
	Punto muestreo	4301.17	1	4301.17	6.94	0.013
PT	Meses	160.75	5	32.15	56.29	0.000
	Punto muestreo	19.51	1	19.51	34.16	0.000
NT	Meses	14.89	5	2.98	1.44	0.239
	Punto muestreo	115.89	1	115.89	56.13	0.000

4.1.1. Temperatura

Los valores de temperatura entre meses fueron diferentes estadísticamente (Figura 6), alcanzando un valor promedio mayor en el mes de diciembre con 18.48 °C y el menor valor en el mes de julio con 12.38 °C; esto es congruente con la característica climática de estos meses, ya que julio representa a un mes frígido y diciembre el veranillo altiplánico, de modo que las temperaturas más bajas en las aguas del Titicaca se presentan en el invierno y las más altas en verano. En cuanto a los puntos de muestreo, las temperaturas no tuvieron diferencias significativas llegando a un promedio de 14.71 °C a la entrada de los afluentes y 15.32 °C al interior de la laguna misma. Sin embargo, estas temperaturas en general son elevadas respecto a las aguas naturales de las inmediaciones,

ya que por ejemplo el lago Titicaca tiene un promedio de 13 °C (Iltiset *al.* 1991), en zonas aledañas a los uros se encontraron valores de 14.74 °C (Hallasi, 2018).

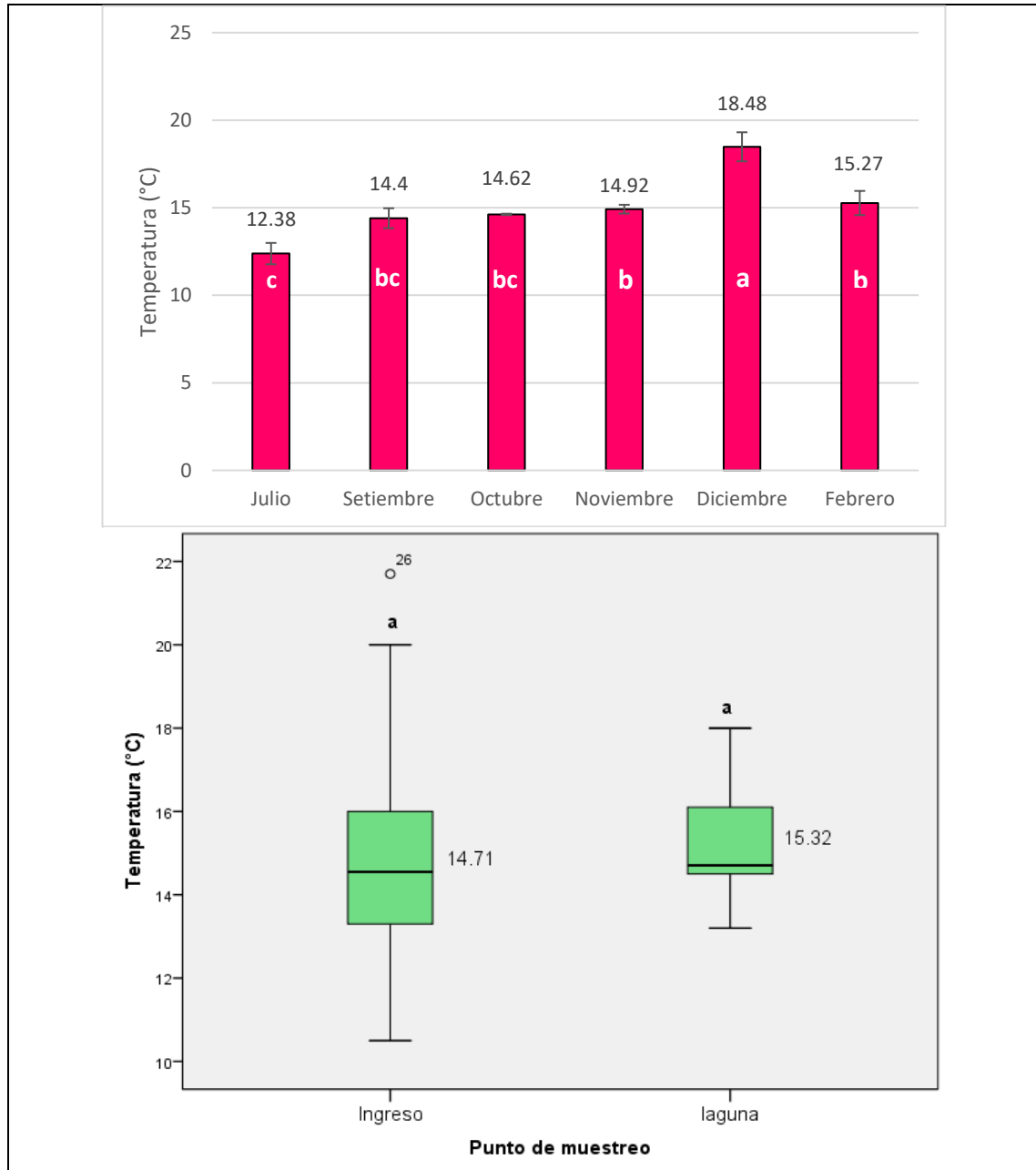


Figura 6. Variaciones de la temperatura del agua en la laguna confinada del Malecón Ecoturístico Bahía de los Incas, según meses (arriba) y según puntos de muestreo (abajo), incluyendo sus valores promedio. Literales distintos refieren diferencias significativas entre meses y puntos de muestreo con la prueba Tukey ($p < 0.05$).

Espigares y Pérez (1985) indican que las aguas residuales tienen generalmente temperaturas superiores al agua de consumo debido a los aportes de agua caliente usados en el aseo y tareas domésticas alcanzando valores entre 10 y 20 °C, lo cual puede



modificar la flora y fauna del área receptora y contribuir al agotamiento de elevados valores tales como un promedio de 15.68 °C (Beltrán *et al.* 2015), a partir de un rango de 12 y 13 °C entre los meses de julio y agosto hasta 18.77 °C en los meses de diciembre y enero (IMARPE, 2019), que se asemejan a la temperatura de las aguas residuales.

La temperatura alta propicia al crecimiento de algas, hongos y otros y contribuyen también al agotamiento del OD.

4.1.2. Oxígeno disuelto (OD)

La figura 6 muestra los valores de oxígeno disuelto de acuerdo a los meses de evaluación y según puntos de muestreo, en ambos sin diferencias significativas.

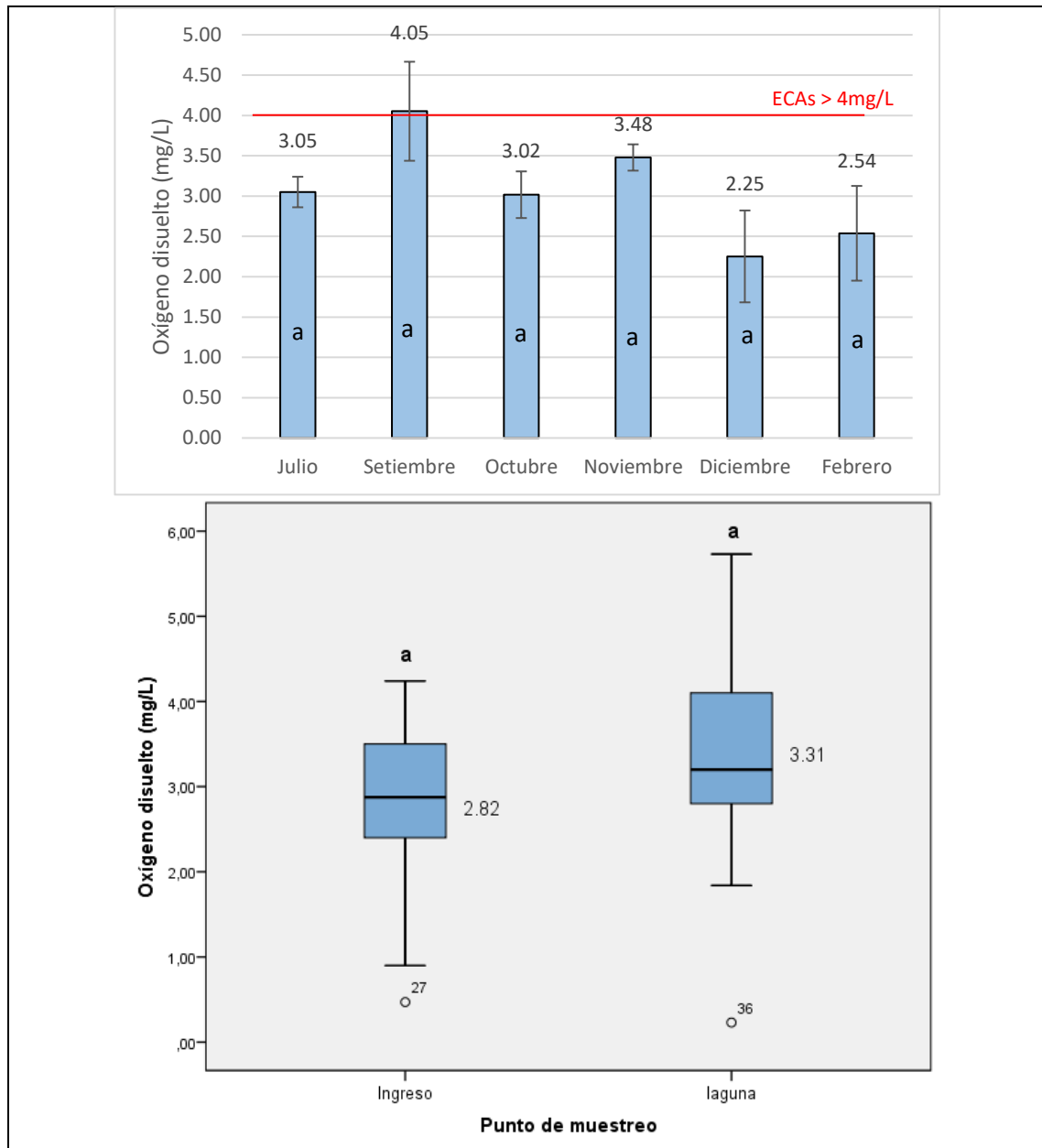


Figura 7. Variaciones del oxígeno disuelto en la laguna confinada del Malecón Ecoturístico Bahía de los Incas, según meses (arriba) y según puntos de muestreo (abajo), incluyendo sus valores promedio. Letras iguales expresan similitud entre meses y puntos de muestreo con la prueba Tukey ($p < 0.05$).

Entre meses, el OD tuvo un promedio de 2.25 mg/l en el mes diciembre y 4.05 mg/l en setiembre, aunque en todos los meses fueron similares estadísticamente. Si comparamos estos resultados con los valores de oxígeno reportados normalmente para zonas aledañas al lago Titicaca, se tiene que en estos últimos los promedios están por encima de 5.17 mg/l incluso en la bahía interior de Puno, cuerpo acuático altamente eutroficado por



acción humana (Beltrán *et al.* 2015) o encima de 5.87 mg/l en alrededores de las islas flotantes uros (Hallasi, 2018), los valores obtenidos son menores probablemente debido al elevado volumen del agua, considerando también que el aumento de temperatura reduce a su vez la concentración de oxígeno tal como se reporta en los meses de verano.

Los niveles de oxígeno en las aguas no están determinados en general por las diferentes condiciones mensuales o épocas, sino principalmente por la mezcla que produce el viento y por la actividad fotosintética (Smith y Smith, 2001), esto explicaría lo que ocurre coincidentemente en el mes de setiembre, por otro lado. Si hay presencia de organismos fotosintéticos habrá también mayor oxígeno; pero además, hay un fuerte agotamiento de oxígeno cuando hay abundante materia orgánica en descomposición (Molles, 2006), lo que implica que a la laguna confinada ingresan altas cantidades de materia orgánica, que durante su descomposición vienen consumiendo el oxígeno del agua. Las concentraciones de oxígeno entre puntos de muestreo fueron similares estadísticamente, lo que indica que las aguas residuales en la zona de ingreso directo a la laguna tienen similar nivel de OD (2.82 mg/l) que las aguas del interior de la laguna (3.31 mg/l), es decir toda el área tiene básicamente características de desagües.

Con respecto a los niveles de OD que exige los ECAs (MINAM, 2017) para aguas de uso recreativo en contacto secundario, los valores no deben ser menores a 4 mg/l, en este caso el 91% de datos alcanzaron valores menores a este y sólo 4 datos (11%) superaron ligeramente este requerimiento, por lo tanto, las aguas de esta laguna no cumplen los requisitos para su uso recreativo.



4.1.3. pH

El pH es un indicador de los niveles de acidez o alcalinidad de las aguas, siendo estos valores más o menos similar entre meses excepto entre setiembre y octubre, alcanzando una condición más alcalina en este último; sin embargo el rango del pH en aguas residuales es de 6.7 y 8 generalmente y los meses de julio, octubre y noviembre superaron estos valores (Figura 8), lo que implica importante alcalinidad de estas aguas, probablemente debido a los constantes aportes de hipoclorito de sodio comúnmente utilizados en el lavado cuyo pH está entre 11 y 13 y con las aguas residuales pueden ingresar unos 35 $\mu\text{g/l}$ y con ello incrementar los niveles de pH de las aguas donde descarga e incluso la toxicidad en desmedro de principalmente de invertebrados acuáticos (SDA, 1997).

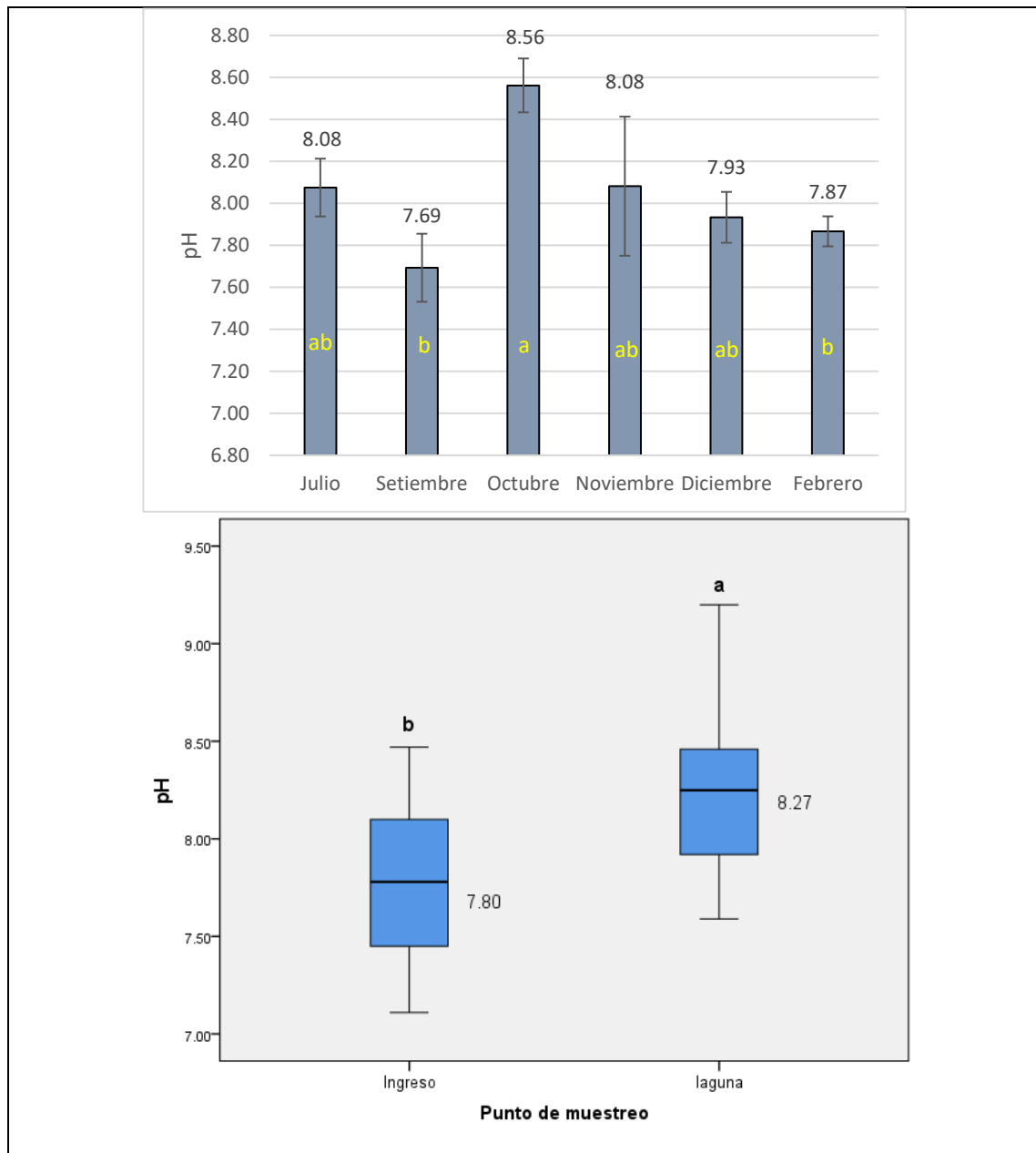


Figura 8. Variaciones del pH en la laguna confinada del Malecón Ecoturístico Bahía de los Incas, según meses (arriba) y según puntos de muestreo (abajo), incluyendo sus valores promedio. Literales distintos refieren diferencias significativas entre meses y puntos de muestreo según prueba Tukey ($p < 0.05$).

Para los ECAs (MINAM, 2017) el pH es un parámetro poco importante considerando su uso con fines recreativos. Otros estudios en lugares aledaños presentan también alto pH, como en la bahía interior y alrededores de las islas uros siendo superiores a 8.31 e incluso hasta 9.64 (Beltrán *et al.* 2015; Hallasi, 2018).



En la laguna misma aumenta el nivel de pH influenciado probablemente también por el aumento de temperatura, ya que cuando aumenta la temperatura las moléculas se separan, se produce más hidrógeno, lo cual aumenta a su vez el potencial de hidrógeno PH 8.

4.1.4. Sólidos disueltos totales (SDT)

Las concentraciones de SDT también tuvieron elevados niveles, tratándose estos valores de aguas residuales, siendo significativamente más altos en los meses de noviembre, diciembre y febrero (con 1035, 1013 y 1107 mg/l respectivamente), considerando que se trata de la época lluviosa, lo cual trae consigo adicionalmente sólidos desde las escorrentías de las zonas aledañas y desde las mismas arterias de la ciudad. Esto es concordante con el estudio de Quispe (2016), quien afirma que las mayores concentraciones de SDT se presentan en meses lluviosos.

Los ECAs no consideran importante este parámetro desde el punto de vista del uso del agua con fines recreativos; sin embargo, Metcalf – Eddy (1995) indica que las aguas residuales tienen elevadas cargas de este elemento, siendo una concentración fuerte cuando supera los niveles de 850 mg/l y media cuando alcanza la concentración de 500 mg/l; en este caso los meses de noviembre a febrero presentaron una carga fuerte y entre julio a setiembre una carga media (Figura 9). Similarmente Von Sperling (2007), refiere que el valor promedio de los SDT para aguas residuales es de 700 mg/l; en la laguna confinada, en cuatro de los seis meses evaluados superaron este valor. Esto significa que las aguas de la laguna confinada, en cuanto a las concentraciones de los SDT, tienen características de un agua residual cruda, por tanto, no sería apto para uso recreativo de contacto secundario.



En cuanto a los puntos de muestreo, los valores de SDT no tuvieron diferencias estadísticas significativas (Figura 9), con una concentración de 862.22 mg/l en la laguna misma y 851.67 mg/l al ingreso, esto demuestra que, tanto al ingresar el agua servida desde los barrios aledaños a la laguna, como en la laguna misma, las concentraciones de SDT se mantienen en similares niveles. En el agua superficial de la bahía interior de Puno se ha encontrado valores de SDT entre 642 y 721.5 mg/l (Quispe, 2016), por debajo de la mayoría de meses encontrados en el presente estudio, aunque otro estudio reporta valores entre 659 a 889 mg/l de SDT (CMLT, 2014).

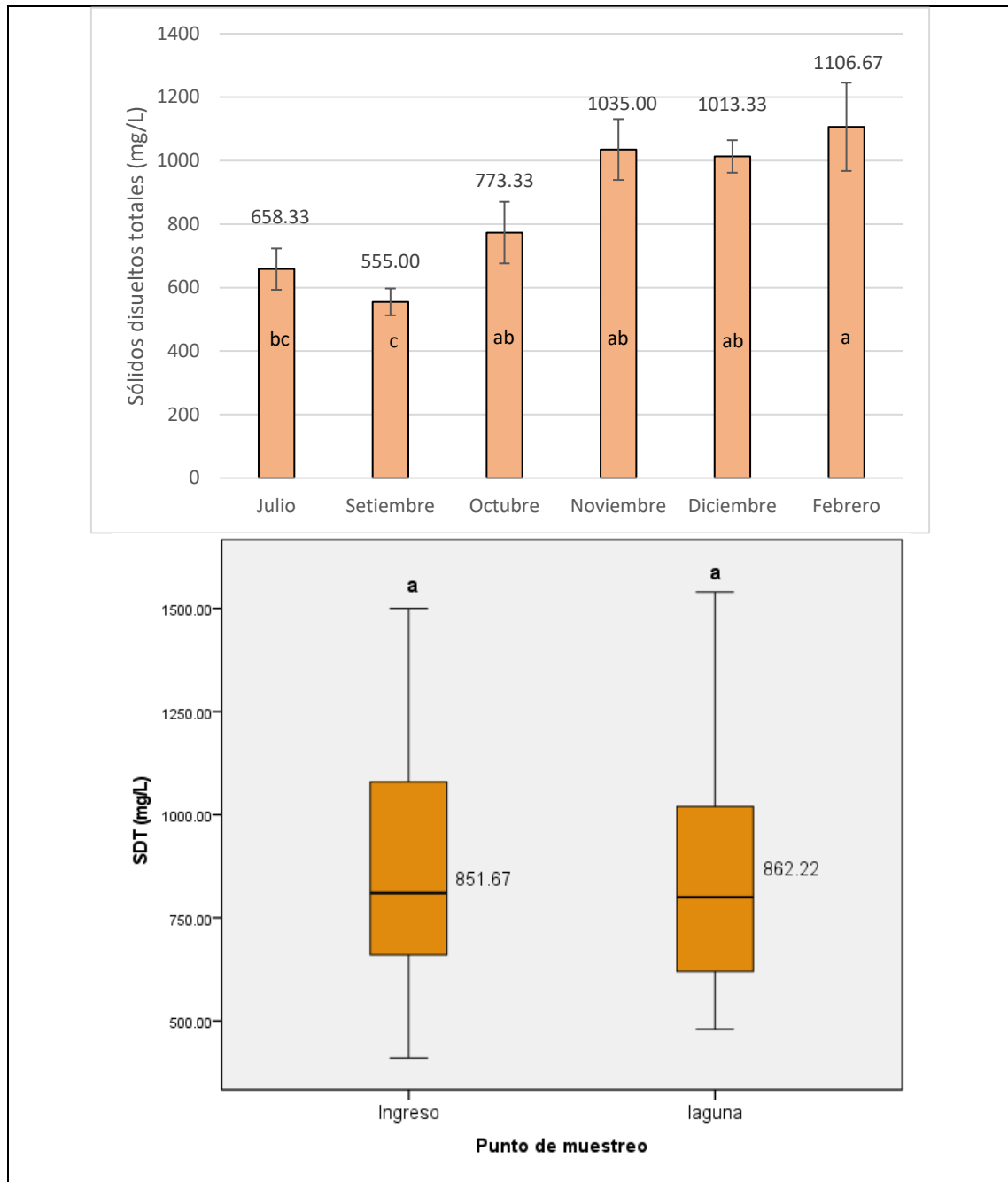


Figura 9. Variaciones de los SDT en la laguna confinada del Malecón Ecoturístico Bahía de los Incas, según meses (arriba) y según puntos de muestreo (abajo), incluyendo sus valores promedio. Literales diferentes expresan diferencias significativas entre meses y puntos de muestreo con la prueba Tukey ($p < 0.05$).

4.1.5. Sólidos suspendidos totales (SST)

Los sólidos suspendidos generalmente propician la acumulación de depósitos de fango y favorecen condiciones anaerobias con el vertimiento de aguas residuales sin tratar al ecosistema acuático (Metcalf- Eddy, 1995), por ello su importancia en su medición. Respecto a la concentración según meses, los SST no tuvieron diferencias estadísticas



significativas, promediando en un rango de 70 mg/l en el mes de julio hasta 125 mg/l en febrero (Figura 10). En general estas concentraciones se consideran características de un agua residual con niveles débiles de SST. Los ECAs nacionales no lo consideran un parámetro fundamental en cuanto a la calidad del agua cuyo uso es con fines recreativos.

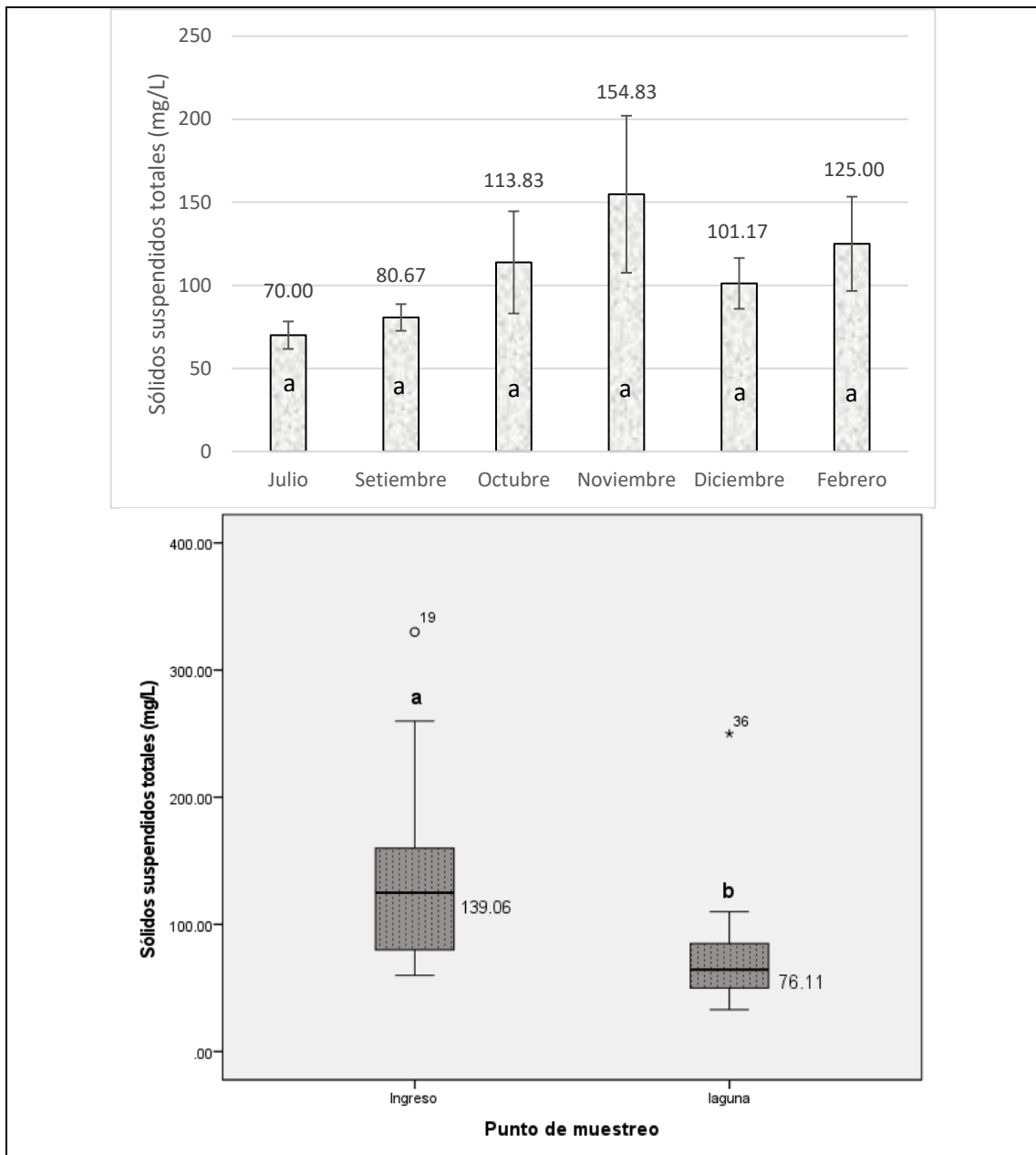


Figura 10. Variaciones de los SST en la laguna confinada del Malecón Ecoturístico Bahía de los Incas, según meses (arriba) y según puntos de muestreo (abajo), incluyendo sus valores promedio. Letras diferentes refieren diferencias significativas entre meses y puntos de muestreo con la prueba Tukey ($p < 0.05$).

El ingreso de SST a la laguna confinada también presentó niveles altos (139.05 mg/l en promedio), las que posteriormente disminuyeron significativamente al interior de la laguna (76.11 mg/l), debido al proceso de sedimentación (Figura 10). Las aguas residuales presentan en general un rango entre 200 a 450 mg/l (Von Sperling, 2007) y



todos los valores de este parámetro en la laguna estuvieron por debajo de ese rango, lo que indica que en este parámetro no tienen condiciones de agua de desagüe; aunque Metcalf - Eddy (1995) refieren que las concentraciones de SST en aguas residuales fluctúan entre 100 y 350 mg/l, siendo el primero como una condición de concentración débil y bajo este contexto las aguas de la laguna presentarían condiciones de agua residual con débil presencia de SST.

Los sólidos suspendidos totales pueden dar lugar a depósitos de lodo y por tanto condiciones anaeróbicas dando origen al crecimiento excesivo de algas (eutroficación del cuerpo receptor).

4.1.6. Sólidos sedimentables (Ss)

Este parámetro incluye un conjunto de partículas que se sedimentan rápidamente en el lecho de la laguna y tampoco los ECAs lo consideran como una variable importante desde el punto de vista del uso recreativo. Las aguas residuales presentan valores de Ss que varían entre 5 y 20 ml/l (Metcalf – Eddy, 1995) y para el caso de las aguas residuales que ingresan a la laguna confinada y las de la misma laguna están muy por debajo de estos valores promediando desde 0.01 ml/l en el mes de julio hasta 0.75 ml/l en febrero (épocas de lluvia), siendo este último significativamente superior al de otros meses (Figura 11). Esto explica que básicamente en la época de lluvias hay un aporte importante de sólidos sedimentables, debido al arrastre del material de las calles por las lluvias, los procesos erosivos y las escorrentías.

Respecto a los puntos de muestreo, los valores fueron significativamente superiores en el punto de ingreso, con 0.43 ml/l, comparado con las concentraciones en



la laguna misma cuyos valores fueron casi insignificantes (0.0001 ml/l), ya que en esta zona todos los sólidos sedimentables ya son parte del fondo lodoso. Con esto se puede aseverar que las fuentes de ingreso de aguas residuales directamente desde sectores aledaños a la laguna, no traen cargas importantes de sólidos sedimentables y por tanto un riesgo de colmatación por fangos a corto plazo en la laguna confinada no son tan importantes por lo pronto. Sin embargo, se puede considerar que la turbidez que éste parámetro causa, disminuye la penetración de la luz solar e impide el desarrollo de la vegetación ocasionando daños a la biodiversidad.

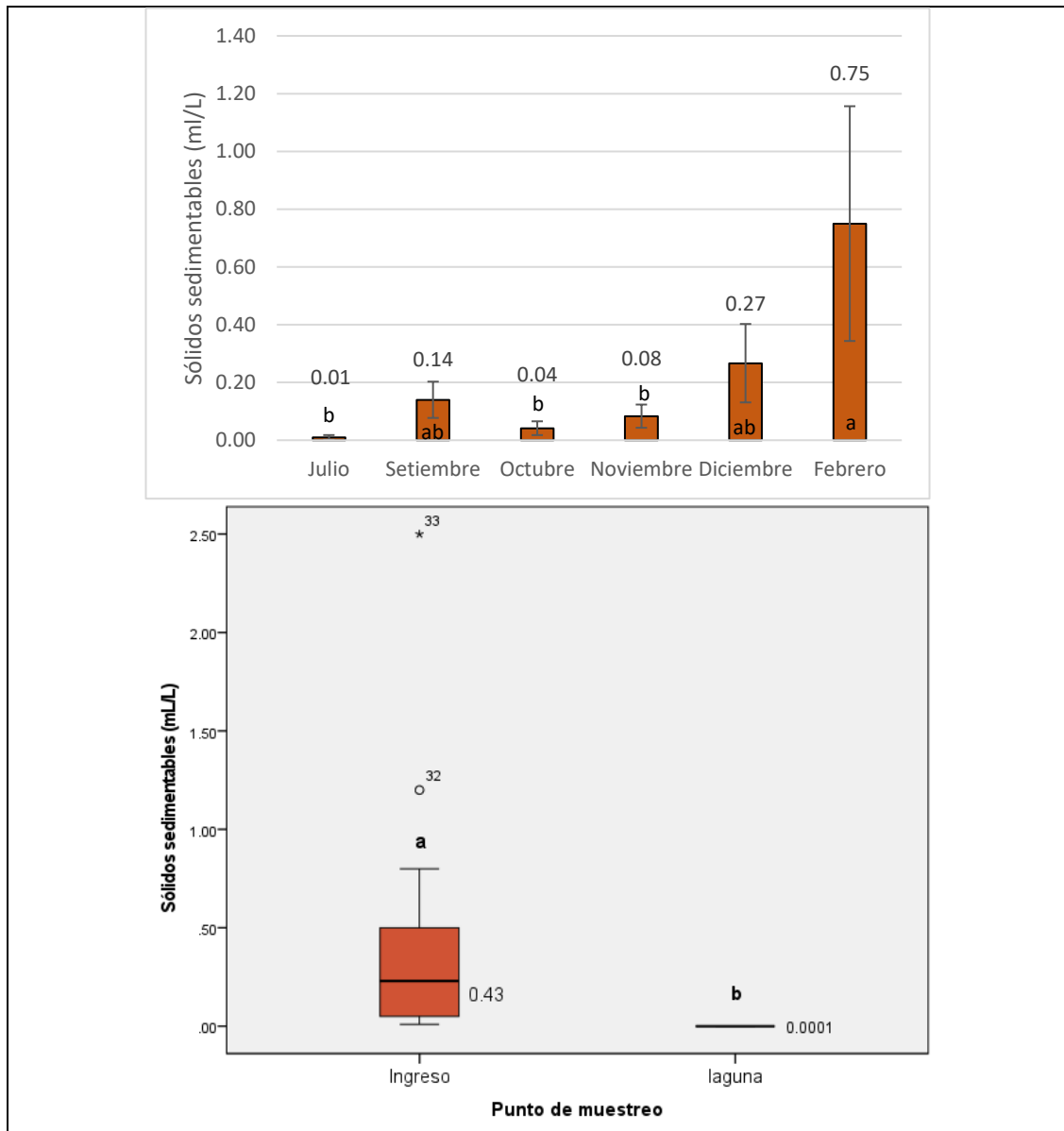


Figura 11. Variaciones de los Ss en la laguna confinada del Malecón Ecoturístico Bahía de los Incas, según meses (arriba) y según puntos de muestreo (abajo), incluyendo sus valores promedio. Letras distintas expresan diferencias significativas entre meses y puntos de muestreo a la prueba Tukey ($p < 0.05$).

4.1.7. Conductividad eléctrica (CE)

Este parámetro es un indicador de la concentración de sales, iones y minerales en el agua, incluso está relacionado con la dureza del agua y cuanto más concentración haya de estos elementos, la conductividad también aumentará (Solís *et al.* 2018). La conductividad eléctrica no es un parámetro eventualmente considerado para caracterizar las aguas residuales, sin embargo, los estudios que lo consideran reportan valores entre 95 y 298 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Aniyikaiyeet *al.* 2019), estando los valores de la laguna confinada muy

por encima de estos valores. Así mismo los ECAs tampoco consideran a la CE como parámetro determinante en la calidad de las aguas para uso recreativo.

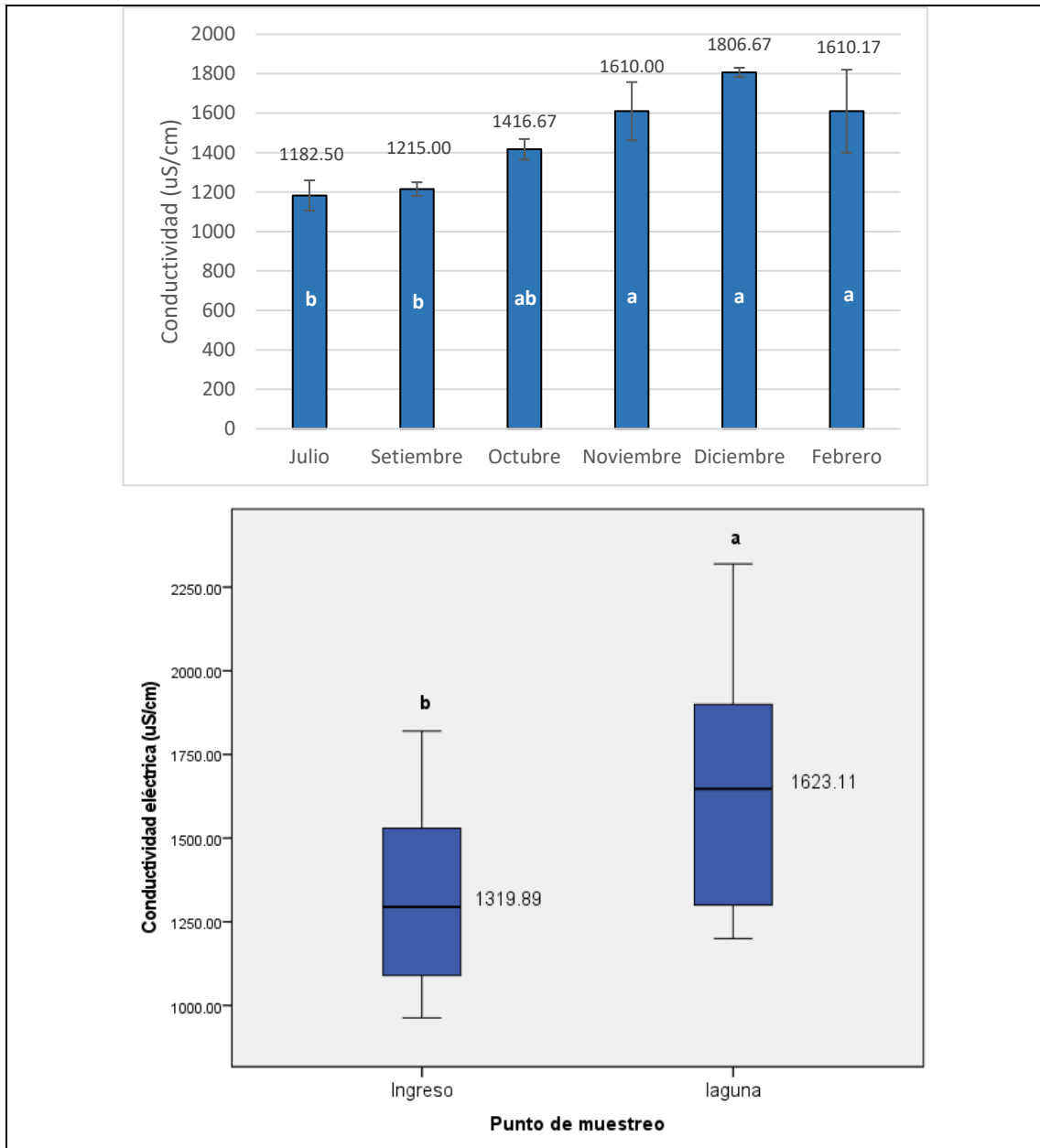


Figura 12. Variaciones de la CE en la laguna confinada del Malecón Ecoturístico Bahía de los Incas, según meses (arriba) y según puntos de muestreo (abajo), incluyendo sus valores promedio. Letras distintas refieren diferencias significativas entre meses y puntos de muestreo según la prueba Tukey ($p < 0.05$).

Los meses con más alta carga de conductividad fueron noviembre, diciembre y febrero, con valores de $1610.00 \mu\text{S/cm}$, $1806.67 \mu\text{S/cm}$ y $1610.17 \mu\text{S/cm}$ respectivamente, significativamente superiores a los demás meses, como por ejemplo a los $1182.5 \mu\text{S/cm}$

del mes de julio (Figura 12). En este caso se evidencia un comportamiento a incrementar la conductividad en los meses de lluvia, esto probablemente debido al mayor ingreso de escorrentías de partes altas y aledaños de la ciudad, cuya carga de minerales, iones u otros materiales es también mayor. La mayoría de estudios reportan una dilución en la conductividad en torrentes naturales, en época de lluvias, debido al incremento del caudal y no está relacionado necesariamente con el incremento de sólidos u otras sustancias diluidas en el agua debidas a las precipitaciones (Ospina *et al.* 2016); sin embargo, en este caso, las lluvias arrastran depósitos de las calles de la ciudad y de las viviendas que pueden contener minerales, metales y sales, incrementando los niveles de CE.

Respecto a los puntos de muestreo, las aguas de ingreso a la laguna presentaron cargas significativamente más bajas de conductividad (1319.89 $\mu\text{S}/\text{cm}$), respecto a la conductividad de la laguna misma que promediaron 1623.11 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figura 12). Esto se atribuye indudablemente, a que el cuerpo de agua de la laguna tiene acumuladas mayores concentraciones de sales, minerales y otros iones producto de muchos años de ingreso desde afluentes de aguas residuales aledaños.

4.1.8. Demanda biológica de oxígeno (DBO5)

Este parámetro tuvo elevadas concentraciones en los meses del estudio y en ambas zonas de muestreo lo que evidencia altos contenidos de materia orgánica que ingresan a la laguna y su persistencia constante en todo el cuerpo acuático. Todos los meses tuvieron niveles de DBO5 estadísticamente similares, alcanzando promedios desde 35.32 hasta 45.23 mg/l(Figura 13)y todos superaron ampliamente los ECAs peruanos cuyo valor establecido es de 10 mg/l para aguas utilizadas con fines recreativos de contacto



secundario (MINAM, 2017), hasta 4.5 veces más de lo establecido. Sin embargo, comparados con aguas residuales urbanas típicas estos valores son relativamente bajos, ya que las primeras fluctúan entre 110 y 400 mg/l (Metcalf – Eddy, 1995), lo que significa que la materia orgánica ingresante a la laguna confinada, procedente de las aguas servidas, aún es baja ya que corresponde sólo a la población de los barrios Vallecito y parte de Bellavista y Porteño que contiene siete mil habitantes aproximadamente (el 20 % sector 1 de la ciudad de Puno aproximadamente) (PDU, 2012).

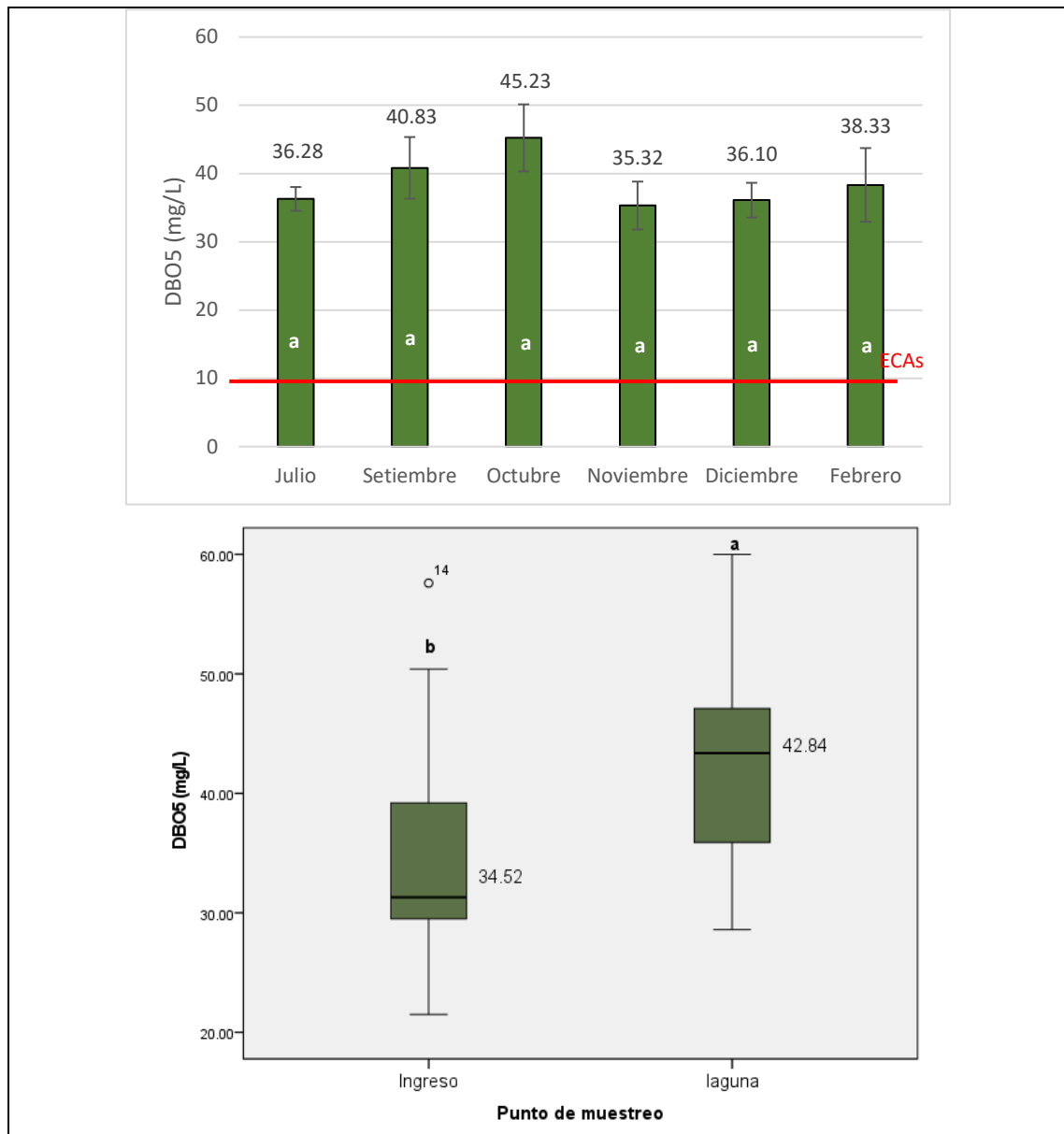


Figura 13. Variaciones de la DBO5 en la laguna confinada del Malecón Ecoturístico Bahía de los Incas, según meses (arriba) y según puntos de muestreo (abajo), con sus valores promedio. Letras iguales entre meses y puntos de muestreo indican similitud estadística con Tukey $p < 0.05$.

En cuanto a los niveles de DBO5 de acuerdo a puntos de muestreo, se encontró que el cuerpo de agua de la laguna confinada presenta significativamente mayores concentraciones llegando un promedio general de 42.84 mg/l, mientras que en la zona de ingreso llegó a 34.52 mg/l. Esto sería debido a que la laguna misma viene acumulando materia orgánica permanentemente y esto se revierte en procesos de descomposición más intensos, lo que incluye una alta demanda de oxígeno manifestado en la DBO5.



4.1.9. Demanda química de oxígeno (DQO)

Este parámetro también presentó importantes valores y estadísticamente fueron similares entre meses promediando entre 92.45 hasta 125.47 mg/l (Figura 14), lo que implica que las condiciones climáticas como la lluvia o temperatura ambiental del lugar no influyeron en este factor; sin embargo en todos los casos fueron superiores a los exigidos en los ECAs cuyo límite para uso del agua con fines recreativos de contacto secundario es de 50 mg/l (MINAM, 2017), es decir en la mayoría de casos duplicó lo indicado por la norma.

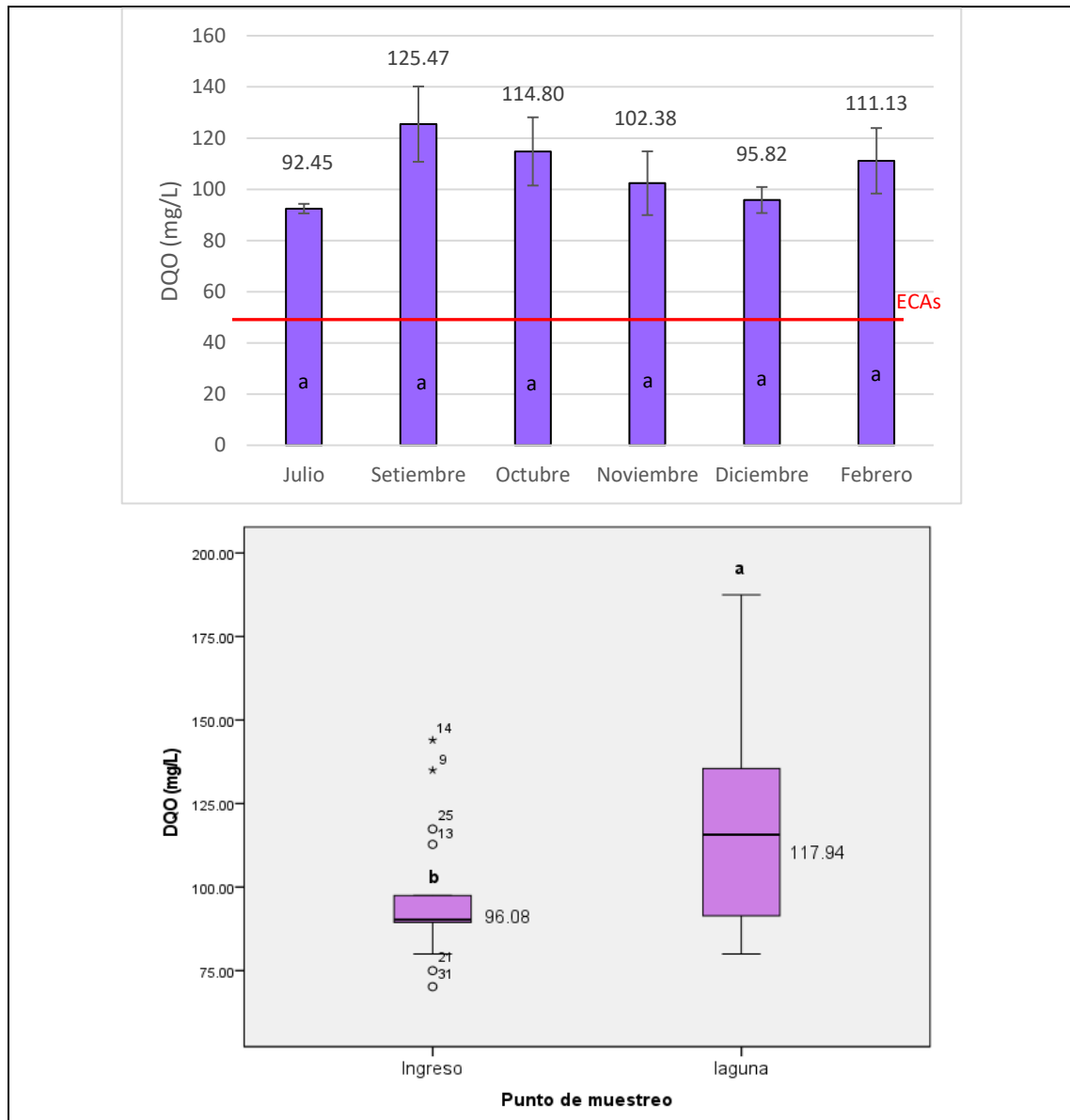


Figura 14. Variaciones de la DQO en la laguna confinada del Malecón Ecoturístico Bahía de los Incas, según meses (arriba) y según puntos de muestreo (abajo), incluyendo sus valores promedio. Letras distintas refieren diferencias significativas entre meses y puntos de muestreo con prueba Tukey ($p < 0.05$).

La mayoría de aguas servidas presentan valores de DQO entre 250 y 1000 mg/l (Metcalf – Eddy, 1995), en este caso, la laguna confinada presentó valores mucho menores, lo que también se debe a que la carga en materia orgánica de las aguas residuales que ingresan a la laguna, no es muy elevada aún.



Según puntos de muestreo, el cuerpo de agua de la laguna presentó niveles de DQO significativamente mayores (117.94 mg/l) respecto al punto de ingreso de los afluentes residuales (96.08 mg/l) como se aprecia en la figura 13, esto se debe a que en el primer caso la materia orgánica procedente de los desagües está permanentemente acumulada en la laguna y en mayores proporciones, lo que también se evidencia en los mayores niveles de DQO.

4.1.10. Fósforo total (PT)

Respecto al fósforo total se ha encontrado valores muy elevados que fluctuaron en promedios desde 3.33 mg/l para el mes de diciembre hasta 8.90 mg/l en el mes de julio (Figura 15), siendo significativamente mayores las concentraciones de los meses de julio y setiembre (época seca) respecto a los meses de diciembre y febrero (época lluviosa), esto podría darse debido a que con el incremento de los caudales y el volumen de agua en la laguna confinada, los nutrientes como el fósforo se diluyen disminuyendo su concentración en la época de lluvia, tal como lo reportaron también Quispe *et al.* (2019). Comúnmente las aguas servidas presentan valores de fósforo total promedio de 7 mg/l (Von Sperling, 2007) y constituye una carga media cuando promedia los 8 mg/l (Metcalf – Eddy, 1995); en este caso sólo en los meses de estiaje (julio y setiembre) alcanzaron dichos valores.

También se encontraron diferencias significativas respecto a los puntos de muestreo, alcanzando concentraciones mayores en el cuerpo de agua de la laguna misma con 7.09mg/l, respecto a las concentraciones de la zona de ingreso que promediaron 5.62 mg/l (Figura 15). Esto también sería efecto de la mayor concentración de materia orgánica



en la laguna a partir de la cual se vienen liberando mayores cantidades de fósforo con el proceso de descomposición, en cambio en el agua residual que ingresa a la laguna, el fósforo aún es parte de la materia orgánica misma.

Los ECAs no consideran este parámetro para establecer límites respecto al uso de agua con fines recreativos; sin embargo, la OECD considera que valores superiores a 0.1 mg/l de fósforo total en cuerpo acuático indican un estado hipereutrófico (Ledesma et al., 2013), condición en la que se encontraría la laguna confinada del malecón ecoturístico de la bahía interior de Puno. Ello provee una apariencia verdosa y poco agradable a la vista, lo cual también estaría afectando la calidad del paisaje.

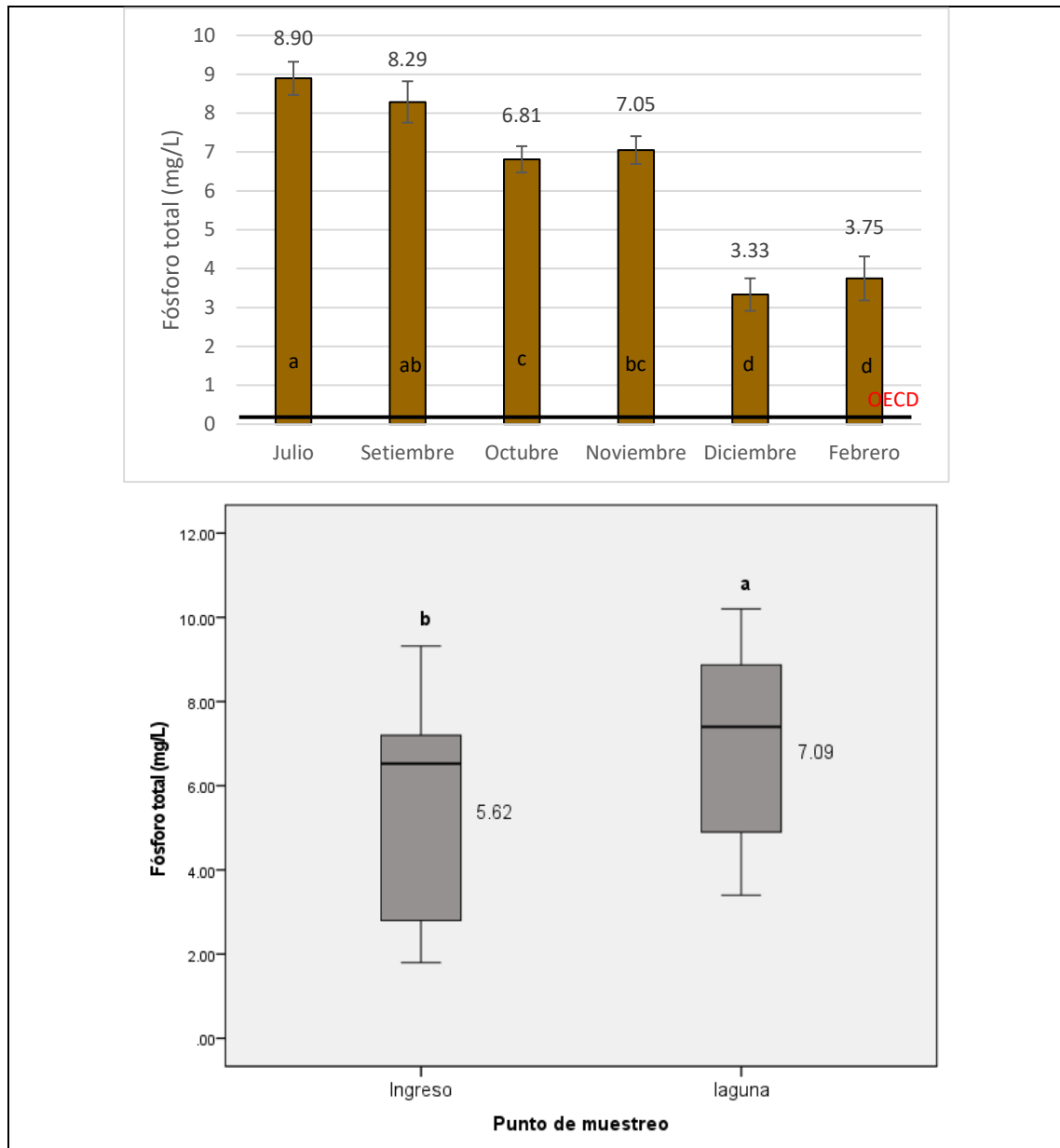


Figura 15. Variaciones del PT en la laguna confinada del Malecón Ecoturístico Bahía de los Incas, según meses (arriba) y según puntos de muestreo (abajo), incluyendo sus valores promedio. Letras distintas refieren diferencias significativas entre meses y puntos de muestreo con la prueba Tukey ($p < 0.05$).

4.1.11. Nitrógeno total (NT)

Las concentraciones de nitrógeno total tuvieron concentraciones estadísticamente similares en todos los meses evaluados, lo que significa que las condiciones climáticas no tuvieron injerencia en su mayor o menor presencia, alcanzando promedios desde 7.87 mg/l en el mes de noviembre hasta 9.57 mg/l en el mes de julio (Figura 16).

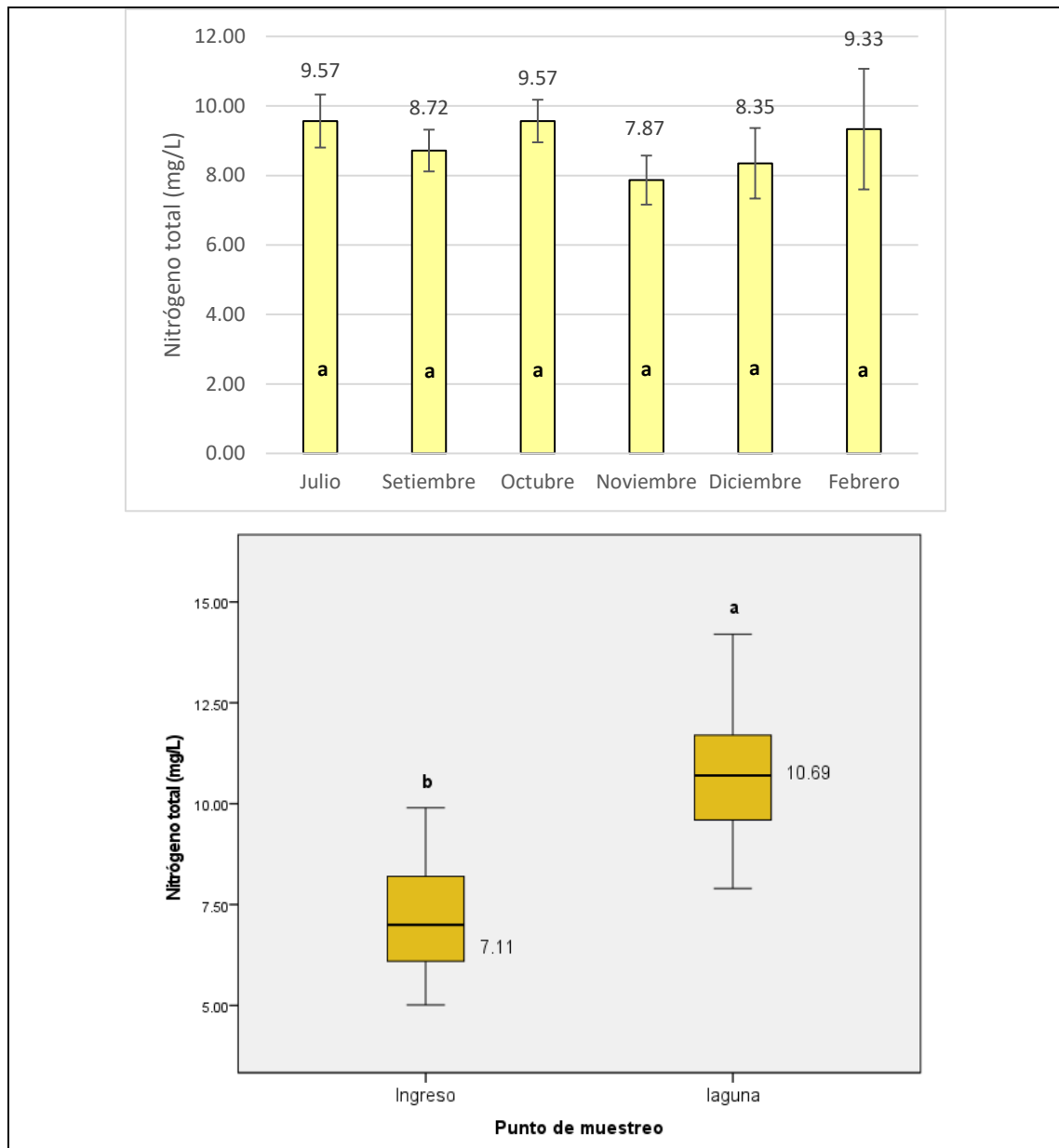


Figura 16. Variaciones del NT en la laguna confinada del Malecón Ecoturístico Bahía de los Incas, según meses (arriba) y según puntos de muestreo (abajo), incluyendo sus valores promedio. Literales diferentes refieren diferencias significativas entre meses y puntos de muestreo con la prueba Tukey ($p < 0.05$).

Las aguas residuales contienen normalmente concentraciones de nitrógeno total que fluctúan entre 20 y 85 mg/l (Metcalf – Eddy, 1995), en este caso la laguna confinada estuvo por debajo de estos valores, considerando también que la carga de materia orgánica que ingresa desde los afluentes residuales tampoco es muy elevada.



Respecto a los puntos de muestreo también se evidencia mayores concentraciones en las aguas de la laguna misma con un promedio de 10.89 mg/l, a diferencia en el punto de ingreso se encontró un valor significativamente menor de 7.11 mg/l, también, al igual que en el caso del fósforo, debido a las mayores acumulaciones de materia orgánica en el lecho de la laguna a partir del cual se desprende mayores cantidades de nitrógeno.

4.2. COLIFORMES EN LA LAGUNA CONFINADA

Los estadísticos descriptivos de las aguas de la laguna confinada respecto a los niveles de coliformes se muestran en la Tabla 4. Del total de 36 muestreos por cada parámetro y redondeando los resultados, para coliformes totales se alcanzó un promedio general de 3.6×10^6 NMP/100 ml, con un valor mínimo de 2.0×10^4 NMP/100 ml y valor máximo de 1.1×10^7 NMP/100 ml. Para el caso de coliformes fecales se alcanzó un promedio general de 1.09×10^6 NMP/100 ml, desde un mínimo de 2.0×10^3 NMP/ml hasta un máximo de 1.0×10^7 NMP/100 ml. En general todos estos valores significan concentraciones muy elevadas para ambos tipos de coliformes, aunque los ECAs actualizados del Perú no consideran a los coliformes totales como un factor importante en la calidad de aguas para uso recreativo, para los coliformes fecales se establece un límite 1000 NMP/100 ml de bacterias (MINAM, 2017), los cuales fueron superados ampliamente en el 100% de muestras, ante esto se puede considerar que el crecimiento de la ciudad incrementa el volumen de descarga de heces por ende la presencia de bacterias del grupo coliformes es mayor lo cual traen consigo un riesgo muy grande para la salud humana produciendo enfermedades de origen hídrico.

Tabla 4. Estadísticos descriptivos de las bacterias coliformes de las aguas de la laguna confinada en el Malecón Ecoturístico Bahía de los Incas, Puno.

PARÁMETRO	Media	DE	CV	Máximo	Mínimo	Intervalo de confianza (95%)	N
Coliformes totales (NMP/100 ml)	3.06x10 ⁶	4272556	117	1.1x10 ⁷	2.0x10 ⁴	2216319 -5107569	36
Coliformes fecales (NMP/100 ml)	1.09x10 ⁶	1954852	180	1.0x10 ⁷	2.0x10 ³	424323 - 1747177	36

El análisis estadístico estableció para el caso de coliformes totales una diferencia estadística significativa en cuanto a las concentraciones según meses, mas no así para puntos de muestreo y similarmente para coliformes fecales, se encontró también concentraciones estadísticamente diferentes entre meses, pero similares según puntos de muestreo (Tabla 5).

Tabla 5. Consolidado de los ANVAs en DBCA de las bacterias coliformes de las aguas de la laguna confinada.

Parámetro	Fuente variabi.	Suma de cuadrados	gl	Cuadrático promedio	F	Sig. P<0.05
Coliformes totales	Meses	30393844722222.30	5	6078768944444.46	5.269	0.001
	Muestreo	43340277777.78	1	43340277777.78	0.038	0.848
Coliformes fecales	Meses	5509286058333.34	5	1101857211666.67	4.171	0.006
	Muestreo	204728402777.78	1	204728402777.78	0.775	0.386

4.2.1. Coliformes totales

Este parámetro microbiológico tuvo las mayores concentraciones en la época seca ya que fueron significativamente superiores en los meses de julio y setiembre (con 6.07x10⁶ y 8.35x10⁶ NMP/100 ml coliformes totales respectivamente) y con una carga mucho más baja en la época lluviosa correspondiente a los meses de diciembre y febrero (5.47x10⁵ y 2.33x10⁵ NMP/100ml coliformes totales respectivamente), tal como se muestra en la Figura 16. Otros estudios en aguas de laguna para uso recreativo encontraron un total promedio de 64 NMP/100 ml de coliformes totales (López *et al.* 2017), muy por debajo de lo encontrado en la laguna confinada. En cercanías a las islas



flotantes uros se reportó un total promedio de 4.4×10^3 NMP/100 ml de coliformes totales (Hallasi, 2018), también muy por debajo de lo encontrado en el presente estudio.

De acuerdo a los puntos de muestreo en la zona de ingreso de las aguas residuales a la laguna confinada se encontró 3.8×10^6 NMP/100 ml de coliformes totales y en la zona de la laguna misma 3.6×10^6 NMP/100 ml y estadísticamente fueron similares ambas concentraciones, lo que implica que, al ingresar las aguas residuales con los coliformes, las concentraciones de éstos no se reducen luego en la laguna, sino mantiene similares características microbiológicas (Figura 16). En general, la mayoría de estudios refieren que la carga bacteriana de un agua residual que ingresa a un cuerpo acuático reduce conforme transcurre su recorrido y en general es más baja que en el punto de ingreso (Antunez *et al.* 2007).

La presencia de coliformes totales nos da a conocer que la laguna está contaminada con aguas negras u otro tipo de desechos en descomposición procedentes de las aguas residuales, por lo tanto, presenta muy baja calidad.

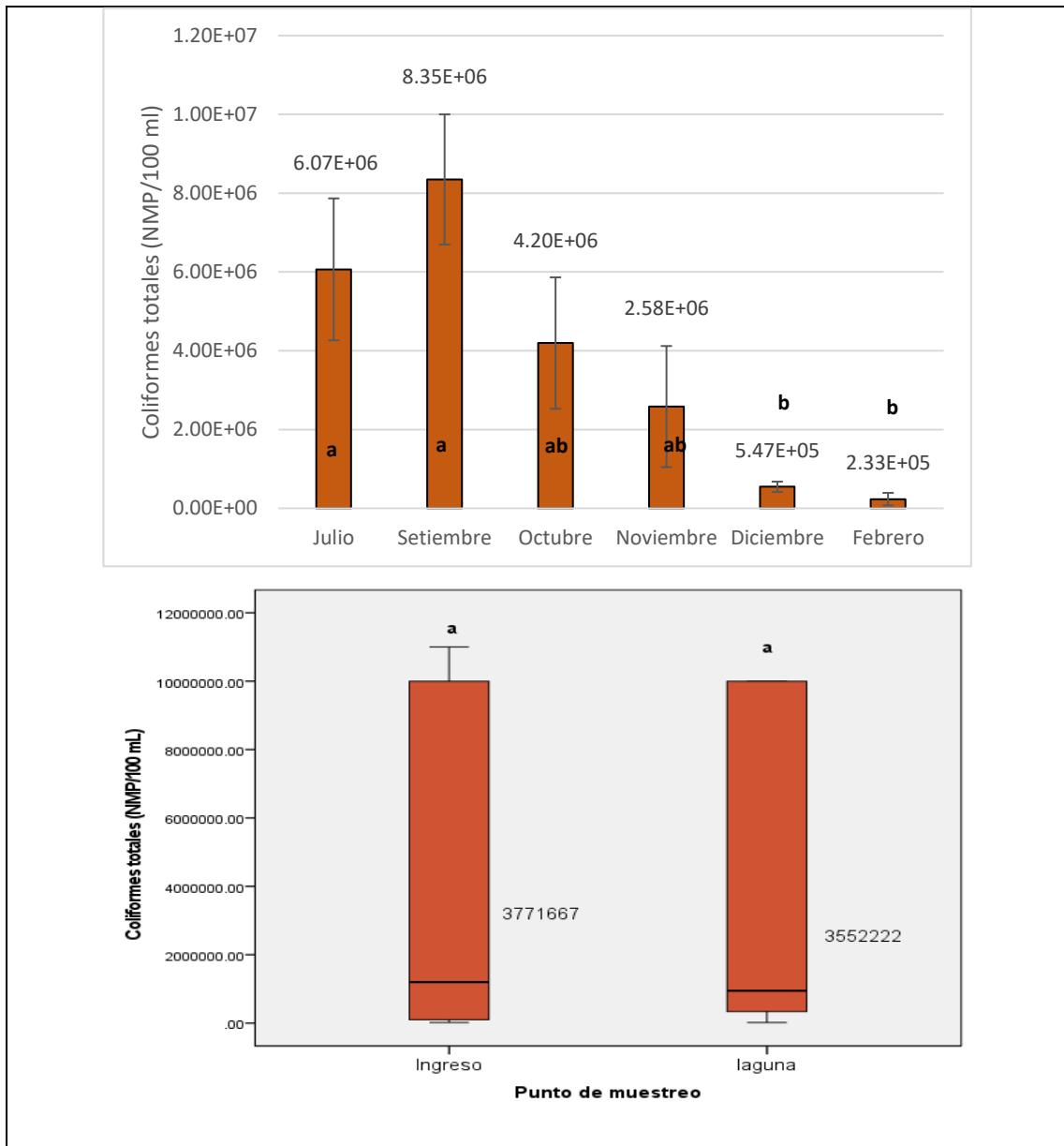


Figura 17. Variaciones del número de coliformes totales en la laguna confinada del Malecón Ecoturístico Bahía de los Incas, según meses (arriba) y según puntos de muestreo (abajo), incluyendo sus valores promedio. Letras distintas refieren diferencias significativas entre meses y puntos de muestreo con la prueba Tukey ($p < 0.05$).

4.2.2. Coliformes termotolerantes (fecales)

Este parámetro microbiológico si tiene alta relevancia en los ECAs del Perú para caracterizar la calidad de aguas para uso recreativo de contacto secundario, siendo el valor establecido de 1000 NMP/100 ml coliformes termotolerantes (MINAM, 2017). En este caso, en la laguna confinada superaron en todos los meses y en el 100% de muestreos esta referencia, siendo significativamente menores los valores en meses más lluviosos por el efecto de la dilución debido al incremento del volumen de agua, tal como en los meses de diciembre con 1.7×10^5 NMP/100 ml y en febrero con 1.2×10^4 NMP/100 ml; en cambio los meses secos concentraron mayores números de coliformes fecales como en el mes de julio que promedió 3.72×10^6 NMP/100 ml (Figura 18). Esto significa que superan las ECAs destinadas para aguas de uso recreacional, así el mes de febrero unas 12 veces más de lo que exige y el mes de julio 37 veces más de lo exigido.

Tomando en cuenta la norma canadiense para aguas de uso recreativo, en cuanto a coliformes fecales, indica que la media geométrica de al menos cinco muestras tomadas en un período no mayor a cinco días no debe exceder los 2000 NMP/100 ml de coliformes (CEQG, 1999); según ello en febrero dicho promedio geométrico llegó a 8287 NMP/100 ml de coliformes y en julio 2.4×10^6 NMP/100 ml de coliformes fecales, ambas situaciones superan ampliamente la mencionada norma internacional.

Según puntos de muestreo, los coliformes fecales llegaron a un valor promedio de 1.3×10^6 NMP/100 ml en la zona de ingreso y 8.5×10^5 NMP/100 ml en el cuerpo de la laguna (Figura 18), ambos sin diferencia estadística significativa, lo que implica que la laguna confinada del Malecón Turístico alcanza altos niveles de coliformes fecal



recepcionadas de las aguas residuales sin tratamiento la cual no se atenúa al interior de la laguna, por lo tanto presenta muy baja calidad siendo este un riesgo para la población humana que acude al lugar con fines recreativos ya que su presencia como indicadores de contaminación fecal nos confirma alto riesgo de la existencia de patógenos causante de enfermedades gastrointestinal.

Otras aguas residuales crudas alcanzaron valores promedios de 1.26×10^5 NMP/100 ml de coliformes fecales y al final del afluente 69 NMP/100ml (Makuwa *et al*, 2020), apreciándose al inicio una alta carga, pero luego la concentración disminuyó de forma importante; similar estudio reporta una carga inicial de 486.66×10^3 al inicio y 0.161×10^3 NMP/100 ml al final (Dehghaniet *et al*. 2018), lo que no ocurre en el caso de la laguna confinada. En inmediaciones de las islas flotantes uros se registró un promedio de 27.33 NMP/100 ml de coliformes fecales, valor mucho menor también a lo encontrado en el presente estudio.

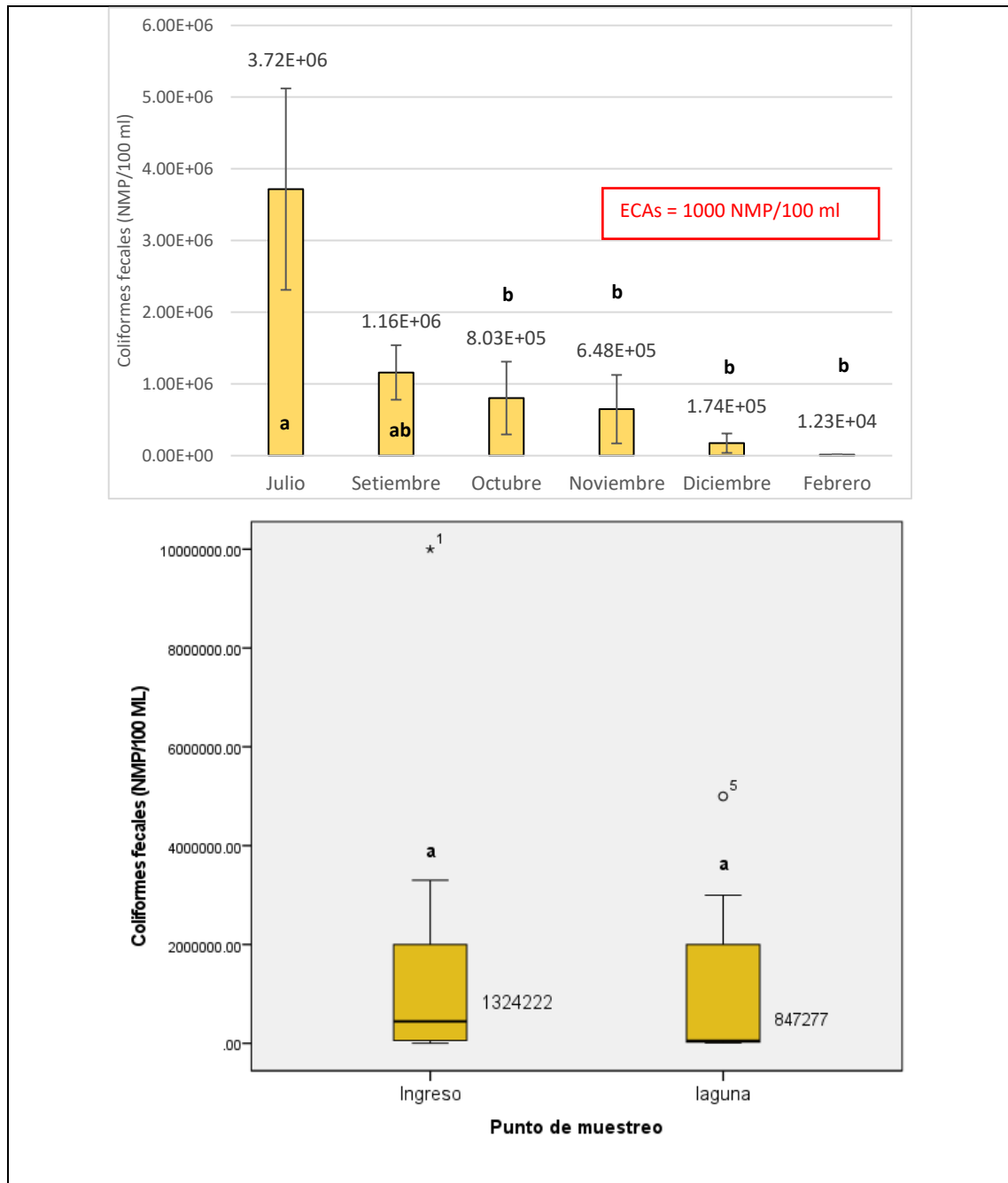


Figura 18. Valores promedio de coliformes fecales laguna confinada del Malecón Ecoturístico Bahía de los Incas, según meses (arriba) y según puntos de muestreo (abajo), Letras distintas refieren diferencias significativas entre meses y puntos de muestreo según prueba Tukey ($p < 0.05$).

4.3. CARGA CONTAMINANTE DE COLIFORMES FECALES Y PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS EN LOS AFLUENTES DE LA LAGUNA CONFINADA

Los valores estimados de la carga contaminante de los principales parámetros evaluados, evidencian una alta cantidad de elementos que contribuyen a la degradación



de las aguas de la laguna confinada, afectando su calidad estética, la integridad paisajística y con severos riesgos a la salud pública y al ecosistema. Desde los 3 puntos de ingreso de aguas residuales a la laguna confinada, sin ningún tratamiento previo, cada hora ingresan unos $1.1 \times 10^{11} \pm 6.1 \times 10^{11}$ NMP de coliformes fecales en total, 71.57 ± 10.32 kg/h de sólidos disueltos totales (conformado por materia orgánica e inorgánica), 5.83 ± 2.38 kg/h de sólidos suspendidos totales, los sólidos sedimentables alcanzan los 35.63 ± 19.17 kg/h que luego van a constituir sedimentos y el fango pesado, la DBO5 ingresante llega a 2.92 ± 0.32 kg/h lo que significa alta composición orgánica de las aguas residuales, similar condición demuestra la DQO cuya carga es de 8.14 ± 0.71 kg/h. Los nutrientes fósforo y nitrógeno ingresan en 0.48 ± 0.09 y 0.60 ± 0.04 kg/h respectivamente. Todos estos valores muestran altas concentraciones estimadas de los principales contaminantes y eutroficantes que ingresan sin ningún tratamiento ni control siendo estos arrastrados por las lluvias cada hora. Esto se debería principalmente a los desechos urbanos y ambientales que se vierten a la Laguna Confinada Del Malecón Turístico – Bahía Interior de Puno poniendo en riesgo la salud humana.

Otros estudios muestran por ejemplo cargas de DBO5 en 4.72 kg/h y SST en 2.95 kg/h, siendo esta carga de una fuente industrial con tratamiento somero (Dagua *et al.*, 2008), siendo relativamente semejante con el de la laguna confinada, con la diferencia de que en este último se trata de aguas residuales domésticas. Otro estudio referido a carga de sólidos totales en un sistema de manejo de truchas se estimó un promedio de 0.2 kg/h de (Luna *et al.*, 2016), valores también muy por debajo de lo encontrado en la laguna confinada. En otras latitudes (Sud África), la carga de DBO5 de aguas residuales crudas de poblados puede llegar a 5.5 kg/h con un caudal de 42000 m³/día (Iloms *et al.*, 2020), en el caso de la laguna confinada el caudal de aguas residuales que ingresa en promedio

es 2026.94 m³/día y la carga de DBO5 es de 2.92 kg/h. Además, las cargas contaminantes están relacionadas con los niveles de oxígeno de las aguas, cuando este es muy bajo, la carga contaminante difícilmente disminuye (Quiroz *et al.*, 2018); por ello, considerando que el OD en la laguna confinada es muy bajo en promedio, la carga contaminante también resulta elevada.

Tabla 6. Estimación de la carga contaminante ingresante hacia la laguna confinada del Malecón Ecoturístico Bahía de los Incas, Puno, según puntos de muestreo (PM). Valores promedios \pm error estándar.

PARÁMETRO	PM1	PM2	PM3	TOTAL
C. Fecales (NMP/h)	$7.5 \times 10^{11} \pm 4.5 \times 10^{11}$	$1.0 \times 10^{11} \pm 4.1 \times 10^{10}$	$2.4 \times 10^{11} \pm 1.2 \times 10^{11}$	$1.09 \times 10^{12} \pm 6.1 \times 10^{11}$
SDT (kg/h)	23.72 ± 4.35	26.37 ± 3.44	21.49 ± 2.53	71.57 ± 10.32
SST (kg/h)	2.84 ± 1.16	2.33 ± 0.95	0.65 ± 0.27	5.83 ± 2.38
Ss (L/h)	10.23 ± 4.10	12.14 ± 5.74	13.27 ± 9.33	35.63 ± 19.17
DBO5 (kg/h)	0.88 ± 0.10	1.18 ± 0.15	0.85 ± 0.08	2.92 ± 0.32
DQO (kg/h)	2.70 ± 0.20	3.21 ± 0.30	2.23 ± 0.21	8.14 ± 0.71
PT (kg/h)	0.17 ± 0.03	0.18 ± 0.04	0.13 ± 0.02	0.48 ± 0.09
NT (kg/h)	0.21 ± 0.02	0.21 ± 0.01	0.18 ± 0.01	0.60 ± 0.04
Caudal (m ³ /día)	681.696	773.28	571.968	2026.944



V. CONCLUSIONES

Los parámetros fisicoquímicos superaron ampliamente los valores como la DBO₅ con 38.68mg/l, la norma (ECA categoría IB) exige hasta 10mg/l el DQO con 107.01mg/l siendo el límite 50mg/l y el OD 3.06mg/l y la norma exige mayor a 4mg/l, en cuanto a meses y considerando las épocas el pH, SDT, SD, Ss y CE fueron significativamente superiores en época lluviosa y el PT superior en época seca ($p < 0.05$) mostrando claramente la diferencia entre épocas. Por otro lado respecto a los puntos de muestreo el pH con un valor de 8.04, CE 1473.50 μ S/cm, DBO 38.68mg/l, DQO 107.01mg/l, PT 6.35mg/l y NT 8.90mg/l se incrementaron significativamente en aguas de la laguna misma ($p < 0.05$) propiciando mayor riesgo de contaminación que los afluentes, su baja calidad tiene condiciones muy similares a las aguas residuales por lo tanto los parámetros fisicoquímicos de la laguna confinada del Malecón Turístico Bahía de los Incas, no cumplen los requisitos para su uso con fines recreativos.

Los niveles de coliformes fecales alcanzaron un promedio de 1.09×10^6 superando los ECA (categoría IB) que establece concentraciones totales de 1000 NMP/100 ml para uso recreacional; los coliformes totales también contribuyeron a la contaminación. Los meses de época seca tuvieron significativamente mayores concentraciones de coliformes fecales ($p < 0.05$) a diferencia de los meses lluviosos debido a los efectos de dilución. Según puntos de muestreo los coliformes fecales en los afluentes y en la laguna fueron similares estadísticamente ($p > 0.05$) con un promedio de 1.3×10^6 NMP/100ml y 8.5×10^5 NMP/ml respectivamente prevaleciendo la contaminación fecal en la laguna confinada, esto confirma a su vez la presencia de patógenos dando una característica de muy baja calidad la laguna confinada del Malecón Turístico.



La carga contaminante de componentes fisicoquímicos y coliformes evidencian una alta cantidad que contribuyen a la degradación permanente de la laguna tales como SDT con un promedio de 71.57kg/h, DBO5 tiene un aporte de 2,92kg/h, el fosforo total de 0.48kg/h, DQO 8.14kg/h, coliformes fecales 1.09×10^{12} , así mismo es también importante la carga de sólidos sedimentables, nitrógeno total, ratificando el gran impacto sobre las condiciones sanitarias de la Laguna Confinada Del Malecón Turístico - Bahía Interior de Puno poniendo en riesgo la salud humana.



VI. RECOMENDACIONES

- Realizar evaluaciones de contaminación durante los 12 meses del año, ello proveerá información más completa de la situación sanitaria y ambiental de la laguna.

- Realizar estudios para evaluar microorganismos patógenos en aguas y sedimentos de la laguna confinada (bacterias, hongos, parásitos), ya que también ello evidenciará si existe mayor riesgo para la salud pública.

- Determinar el grado de contaminación fisicoquímica y microbiológica de las aguas residuales provenientes de los hospitales de la ciudad de Puno, la localidad de Salcedo, la laguna de oxidación de Espinar y la Universidad Nacional de Altiplano, que ingresan a la bahía interior de Puno.

- Diseñar la construcción de plantas de tratamiento que garanticen la aplicación y sostenibilidad de tecnologías adecuadas a nuestro medio para la preservación de la calidad de las aguas de la bahía interior de Puno.



VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abril, R., Rodríguez, L., Sucoshañay, D. y Bucaram, E. (2017). Caracterización preliminar de calidad de aguas en subcuenca media del río Puyo. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, 38(2),59-72.
- Acuña del Pino, N. B., Meyer, R.,Haye, M.,Lerman, B. (1998). *Contaminación bacteriana en aguas recreacionales factores intervinientes*. Argentina: Universidad Nacional de Santa Fé.
- ANA – Autoridad Nacional del Agua. (2016). *Protocolo nacional para el monitoreo de la calidad de los recursos hídricos superficiales*. Resolución Jefatural N° 010-2011-ANA. Autoridad Nacional del Agua.
- Aniyikaiye, T., Oluseyi, T., Odiyo, J. y Edokpayi, J. (2019).Physico-Chemical Analysis of Wastewater Discharge from Selected Paint Industries in Lagos, Nigeria.*International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16, 1235. DOI:10.3390/ijerph1607123
- Antunes, S., Dionísio, L., Silva, M., Valente, M. y Borrego, J. (2007). Coliforms as indicators of efficiency of wastewater treatment plants.*Proc. of the 3rd IASME/WSEAS Int. Conf. on Energy, Environment, Ecosystems and Sustainable Development*, AgiosNikolaos, Greece.
- APHA – AWWA. (1998). *Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales*. 17 edición, Ed. Díaz de Santos, SA.
- Arcos, M.P., Ávila, S.,Estupiñán, S., Gómez, A. (2005). Prieto Indicadores microbiológicos de contaminación de las fuentes de agua.*Nova – Publicación Científica*, 3(4), 69 – 79.
- Aurazo, M. (2004). Aspectos biológicos de la calidad del agua. En A. Barrenechea (Ed.),*Manual de Ingeniería Ambiental, Teoría* (pp. 58-102). Lima: Editorial Acriba.
- Barceló, D. y López de Alda, M.J. (2009). *Contaminación y calidad química del agua: el problema de los contaminantes emergentes*. Barcelona: Instituto de Investigaciones Químicas y Ambientales-CSIC.
- Barrenechea, A. (2004). Aspectos fisicoquímicos de la calidad del agua. En A. Barrenechea (Ed.),*Manual de Ingeniería Ambiental, Teoría* (pp. 3-56). Lima: Editorial Acriba.



- Barrera-Escorcía, G. y Namihira-Santillán, P. (2004). Contaminación microbiológica en la zona costera de Akumal, Quintana Roo, México. *Hidrobiológica*, 14(1), 27-35
- Belizario, G., Capacoila, J., Huaquisto, E., Cornejo, D. y Chui, E. (2019). Determinación del contenido de fósforo y arsénico, y de otros metales contaminantes de las aguas superficiales del río Coata, afluente del lago Titicaca, Perú. *Revista Boliviana de Química*, 36(5), 223-228.
- Beltrán, D., Palomino, R. Moreno, E., Peralta, C. y Montesinos-Tubée, D. (2015). Calidad de agua de la bahía interior de Puno, lago Titicaca durante el verano del 2011. *Revista peruana de biología* 22(3): 335-340. doi: <http://dx.doi.org/10.15381/rpb.v22i3.11440>
- Blancas, C. y Hervás, M.A. (2001). *Contaminación de las aguas por nitratos y efectos sobre la salud*. Andalucía: Egondi Artes Gráficas, S. A.
- Bonavigo, L., Zucchetti, M., y Mankolli, H. (2009). Water radioactive pollution and related environmental aspects. *Journal of International Environmental Application & Science*, 4, 357–363.
- Borba de B., Jack, R. & Tohrer, J. (2018). Determinación de la cantidad total de nitrógeno y fósforo en aguas residuales mediante digestión con persulfato alcalino seguida de CI. USA, Sunnyvale: Thermo Fisher Scientific.
- Bravo, L.A. (2003). Efecto de aguas contaminadas en ecosistemas continentales y manejo de cuencas. Trabajo presentado en el *Foro Internacional Rehabilitación, Conservación y Manejo de Ecosistemas*. Montecillo, México.
- Camacho, A., M. Giles, A. Ortégón, M. Palao, B. Serrano y O. Velázquez. 2009. Técnicas para el Análisis Microbiológico de Alimentos. 2ª ed. Facultad de Química, UNAM. México.
- Canosa, A. (1995). *Indicadores bacteriológicos de eutrofización en los embalses de Chuza, Neusa y Tomino, y en la laguna de Chingaza*. Bogotá, Colombia: Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Centro de Investigaciones Científicas.
- Cárdenas, G.L. y Sánchez, I. (2013). Nitrógeno en aguas residuales: orígenes, efectos y mecanismos de remoción para preservar el ambiente y la salud pública. *Revista Universidad y Salud*, 15(1), 72 – 88.



- CEQG - Canadian Environmental Quality Guidelines. (1999). Recreational Water Quality Guidelines and Aesthetics. Canadá: Canadian Council of Ministers of the Environment.
- Chamorro, G.I. (2011). *Guía de Hidrometría: Estimación del caudal por el método de flotadores*. Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología, SENAMHI/DR-LIMA N° 01–2011. Lima, Perú.
- Chávez, J., Leiva, D. y Corroto, F. (2016). Caracterización fisicoquímica y microbiológica de las aguas residuales en la ciudad de Chachapoyas, Región Amazonas. *Ciencia Amazónica (Iquitos)*, 6 (1), 16–27.
- Cervantes, M. (2016). Conceptos fundamentales sobre ecosistemas acuáticos y su estado en México. En *Los escenarios acuáticos de México*(pp.37-67). México: Instituto Nacional de Ecología y Conservación.
- Clair, N. Sawyer, L., Perry L. McCarty, G. y Parkin, F. (2003). *Chemistry for Environmental Engineering and Science* (5th ed.). New York: McGraw-Hill.
- CMLT - Comisión Multisectorial para la Prevención y Recuperación Ambiental del Lago Titicaca y sus Afluentes. (2014). *Estado de la calidad ambiental de la cuenca del lago Titicaca, ámbito peruano*. Informe Técnico, D.S. N° 075-2013-PCM.
- Daniels, M., Scott, T., Sharpley, A., Daniel, T. y Haggard, B. (2014). *What Is Water Quality?* University of Arkansas, FSA9528, United States Department of Agriculture, and County Governments Cooperating.
- Dehghani, R., Bagher, M., Mazaheri, A., Akbari, H., Iranshahi, L. y Zeraatkar, Z. (2018). Evaluation of raw wastewater characteristic and effluent quality in Kashan Wastewater Treatment Plant. *Membrane Water Treatment*, 9(4), 273-278 DOI: <https://doi.org/10.12989/mwt.2018.9.4.273>
- Díaz, M., Elizalde, E., Quiróz, H., García, J. y Molina, I. (2005). Caracterización de Algunos Parámetros Físico Químicos del Agua y Sedimento del Lago Zempoala, Morelos, México. *Acta Universitaria*, 15(2), 57-65
- DIGESA. (2007). Protocolo de monitoreo de la calidad sanitaria de los recursos hídricos superficiales. Lima, Perú: Ministerio de Salud.
- Dix, H.M. (1981). *Environmental pollution*. Chichestre, London: Ed. John Wiley & Sons.
- Dwivedi, A. K. (2017). Researches in water pollution: A review. *International Research Journal of Natural and Applied Sciences*, 4, 118–142.



- EPA.(1976). *Quality criteria for water*. Washington D.C.: US. Environmental protection Agency.
- Espigares, M. y Pérez, J.A. (1985). *Aspectos sanitarios del estudio de las aguas*. Granada: Servicio de Publicaciones, Universidad de Granada.
- Fernández, A., Molina, M., Alvarez, A, Alcántara, M. y Espigares, A. (2001). Transmisión fecohídrica y virus de la hepatitis A. *Higiene y Sanidad Ambiental*, 1, 8-24.
- FUNASA - Fundación Nacional de Salud. (2013). Manual práctico de análisis de agua. Brasilia: Fundación Nacional de Salud, 4°Ed.
- García, M. y Pérez, J. (2014). Aguas residuales, composición. España: Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico del Agua. https://cidta.usal.es/cursos/edar/modulos/edar/unidades/LIBROS/logo/pdf/Aguas_Residuales_composicion.pdf
- Gianoli, A., Hung, A. y Shiva, C. (2018). Relación entre coliformes totales y termotolerantes con factores fisicoquímicos del agua en seis playas de la bahía de Sechura-Piura 2016-2017. *Salud y Tecnología Veterinaria*, 2, 62-71.
- Gil, M., Soto, A.,Usma, J. y Gutiérrez, O. (2012). Contaminantes emergentes en aguas, efectos y posibles tratamientos. *Producción + Limpia*, 7(2), 52-73.
- Hallasi, G.L. (2018). *Determinación de los parámetros microbiológicos y físico-químicos de las aguas de consumo humano en las islas flotantes Uros del lago Titicaca* (Tesis Licenciatura). Universidad Nacional del Altiplano Puno, Facultad de Ciencias Biológicas.
- Harwood, V., Levine, A., Scott, T., Chivukula, V., Lukasik, J., Farrah, S. y Rose, J. (2005). Validity of the indicator organism paradigm for pathogen reduction in reclaimed water and public health protection. *Appl Environmental Microbiology*, 71:316-70.
- Hernández, L., Chamizo, H. y Mora, D. (2011). Calidad del agua para consumo humano y salud: dos estudios de caso en Costa Rica. *Revista Costarricense de Salud Pública*, 1(20): 21-26.
- IDEAM - Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. (2006). Conductividad eléctrica, oxígeno disuelto y pH por el método electrométrico en aguas. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, Colombia.



- Iltis, A. et al. (1991). El clima. En C. Dejoux y A. Iltis (Eds), *Lago Titicaca, síntesis del conocimiento limnológico actual*. La Paz, Bolivia: Hisbol.
- IMARPE. (2019). *Boletín Diario Limnológico del Lago Titicaca* (on line). Callao, Instituto del Mar del Perú, 2 (03) 03 de enero de 2019.
- Larios –Meoño, J.F., Taranco, C. y Morales, Y. (2015). Las aguas residuales y sus consecuencias en el Perú. *Saber y Hacer*, 2(2), 19-25
- Ledesma, V., Bonansea, M., Rodríguez, C. y Sánchez, A. (2013). Determinación de indicadores de eutrofización en el embalse Río Tercero, Córdoba (Argentina). *Revista Ciência Agronômica*, 44(3), 419-425
- López, S., Mónica, E., García, B., Reynoso, Y., González, P. y Larroudé, V. (2012). *Calidad del agua para usos recreativos desde las perspectivas de la seguridad e higiene laboral y la salud pública, estudio de caso* (Tesis Licenciatura). Universidad de Palermo, Facultad de Ingeniería.
- López, T., Fernández, V., Franco, D., Delgado, E., Alonso, F., Benítez, M... et al. (2016). Índices de calidad ambiental de aguas del Arroyo Caañabemediante tests microbiológicos y ecotoxicológico. *Revista Ambiente y Agua*, 11(3), 548-565.
- Luna, M.A., Campos-Bermúdez, F. y Medina-Gutiérrez, O. (2016). Evaluación de las aguas residuales del lavado de estanques multipropósito con cultivo de trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*). *Corpoica Ciencia y Tecnología Agropecuaria*, 17(2), 191-202
- Luvi, U. (2014). *Evaluación de los índices microbiológicos y fisicoquímicos en aguas residuales de la ciudad de Puno – tratadas con microorganismos nativos* (Tesis Médico Veterinario y Zootecnista). Universidad nacional del Altiplano, Puno.
- Makuwa, S., Tlou, M., Fosso-Kankeu, F. y Green, E. (2020). Evaluation of Fecal Coliform Prevalence and Physicochemical Indicators in the Effluent from a Wastewater Treatment Plant in the North-West Province, South Africa. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17, 6381. DOI:10.3390/ijerph17176381
- Martín, I., Betancort, J., Salas, J., Peñate, B., Pidre, J.R. y Sardón, N. (2006). *Guía sobre tratamientos de aguas residuales urbanas para pequeños núcleos de población*. Canarias: Instituto Tecnológico de Canarias.
- Metcalf- Eddy, INC. (1995). *Ingeniería de aguas residuales, tratamiento, vertido y reutilización*. New York: 3ª ed. McGraw-Hill.



- Metcalf-Eddy (2000). *Tratamiento y depuración de aguas residuales*. Barcelona: Ed. Labor, S.A.
- Meybeck, M., Kuusisto, K., Mäkelä, A. y Mälkki, E. (1996). Water quality. En: J. Bartram y R. Ballance (Eds.), *Water Quality Monitoring - A Practical Guide to the Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes* (Capítulo 2). United Nations Environment Programme and the World Health Organization, UNEP/WHO.
- Mihelcic, J. y Zimmerman, J. (2012). *Ingeniería ambiental, fundamentos, sustentabilidad, diseño*. México: Alfaomega Grupo Editor SA.
- MINAM. (2010). *Aprueba Límites Máximos Permisibles para los efluentes de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas o Municipales*. DECRETO SUPREMO N° 003-2010-MINAM.
- MINAM. Ministerio del Ambiente. (2013). *Línea base ambiental de la cuenca del Lago Titicaca*. Lima, Perú: Viceministerio de Gestión Ambiental, Dirección General de Calidad Ambiental.
- MINAM. (2017). *Aprueban Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua y establecen Disposiciones Complementarias*. DECRETO SUPREMO N° 004-2017-MINAM.
- Molles, M. (2006). *Ecología, conceptos y aplicaciones*. Madrid, España: McGraw Hill/Interamericana S.A.
- Molina-Bolívar, G. y Jiménez-Pitre, I. (2017). Análisis de la contaminación por Coliformes Termotolerantes en el estuario del río Ranchería, La Guajira (Colombia). *Boletín Científico del Museo de Historia Natural U. de Caldas*, 21(2), 41-50. DOI: 10.17151/bccm.2017.21.2.3
- Muñoz, A. (2008). *Caracterización y tratamiento de aguas residuales*. México: Universidad Autónoma del estado de Hidalgo, Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería.
- Narváez, S., Gómez, M. y Acosta, J. (2008). Coliformes termotolerantes en aguas de las poblaciones costeras y palafíticas de la ciénaga grande de Santa Marta, Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 13(3), 113 - 122
- Odonkor, S.T. y Ampofo, J.K. (2013). *Escherichia coli* as an indicator of bacteriological quality of water: an overview. *Microbiology Research* 4, 4:e2. 5-11. doi:10.4081/mr.2013.e2



- OMS (2017). *Aguas recreativas*. Recuperado de https://www.who.int/water_sanitation_health/water-quality/recreational/es/
- ONU. (2014). Agua y desarrollo sostenible. Recuperado de https://www.un.org/spanish/waterforlifedecade/water_and_sustainable_development.shtml
- Ospina, O., García-Cobas, G., Gordillo-Rivera, G. y Tovar-Hernández, K. (2016). Evaluación de la turbiedad y la conductividad ocurrida en temporada seca y de lluvia en el río Combeima (Ibagué, Colombia). *Ingeniería Solidaria*, 12(19), 19-36. DOI:<http://dx.doi.org/10.16925/in.v12i19.1191>.
- Parveen, S., Huq, A. y Aziz, K. (1998). Antibiotic resistance patterns of *Aeromonas* spp. isolated from environmental and clinical sources. *Journal of Microbiology*, 5:25-9.
- PDU - Plan de Desarrollo Urbano Puno. (2012). *Plan de Desarrollo Urbano de la Municipalidad Provincial de Puno*. Equipo Técnico Plan Puno.
- PNUMA – Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. (2011). *Titicaca – desaguadero – Poopó – Salar de Coipasa (TDPS)*, GEO Titicaca. Colombia: Panamericana Formas e Impresos S.A.
- Puma, G. y Taipe, E. (2017). *Responsabilidad jurídica del estado y de la comunidad, frente a la contaminación de la bahía interior del lago Titicaca en la ciudad de Puno* (Tesis Abogado). Universidad Nacional del Altiplano Puno.
- Prescott L, Harley J y Klein, D. (1996). *Microbiología*. Madrid, España: Editorial McGraw-Hill.
- Quiroz, L.S., Kulich, E. & Menéndez, C. (2018). Estudio del impacto ambiental del vertimiento de aguas residuales sobre la capacidad de autodepuración del río Portoviejo, Ecuador. *Revista Centro Azúcar* 45(1), 73-83.
- Quispe, M. (2016). *Estudio del comportamiento del oxígeno disuelto y parámetros fisicoquímicos y microbiológicos de la Bahía Interior de Puno* (Tesis Químico Farmacéutico). Universidad Privada Norbert Wiener.
- Ramos-Ortega, M., Vidal, L., Vilar, S. y Saavedra, L. (2008). Análisis de la contaminación microbiológica (coliformes totales y fecales) en la bahía de Santa Marta, caribe colombiano. *Acta Biológica Colombiana*, 13(3), 87 – 98.



- Rekha, V. C., Kumar, L., Puri, A., Baishya, R., &Uniyal, P. L. (2016).Pollution Status of Yamuna River, India - A national concern.*International Research Journal of Environment Sciences*, 5, 1–6.
- Rodríguez, J, García, C. y García, J. (2017). Enfermedades transmitidas por el agua y saneamiento básico en Colombia. *Revista de Salud Pública*, 18 (5), 738-745. DOI: <http://dx.doi.org/10.15446/rsap.v18n5.54869>
- Romero, J. (1999). *Tratamiento de aguas residuales por lagunas de estabilización*.España: Alfaomega.
- Romero, S., García, J., Valdez, B. y Vega, M. (2010). Calidad del Agua para Actividades Recreativas del Río Hardy en la Región Fronteriza México-Estados Unidos. *Información Tecnológica* 21(5), 69-78. DOI: 10.1612/inf.tecnol.4357it.09
- Rubiños - Panta, J., Hernández-Acosta, E., Quiñones-Aguilar, A., Acevedo, D. (2014). Calidad biológica de aguas residuales utilizadas para riego de cultivos forrajeros en Tulancingo, Hidalgo, México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*. doi: 10.5154/r.rchscfa.2012.03.024
- Sardiñas, O., Chiroles, S., Fernández, M., Hernández, Y. y Pérez, A. (2006). Evaluación físico-química y microbiológica del agua de la presa El Cacao (Cotorro, Cuba). *Higiene y Sanidad Ambiental*, 6, 202-206.
- Saxena, G., Naresh, R., Kaithwas, G. y Abhay, R. (2015). Microbial indicators, pathogens and methods for their monitoring in water environment.*Journal of Water and Health*, 13(2), 319-339.
- SENASBA – Servicio Nacional para la Sostenibilidad de Servicios de Saneamiento Básico. (2015). *Guía para la toma de muestras de agua residual*. La Paz, Bolivia: Periagua
- Silva, J. (2004). *Evaluación y rediseño del sistema de lagunas de estabilización de la universidad de Piura* (Tesis ingeniero Civil). Universidad de Piura, Departamento de Ingeniería Civil.
- Singh, M. yGupta, A. (2017).*Water pollution-sources, effects and control*. India: Manipur University, Canchipur-795003, Imphal.
- Singh, J. Yadav, P., Kumar, A. y Mishra, V. (2020). Water Pollutants: Origin and Status. En D. Pooja (Ed.), *Sensors in Water Pollutants Monitoring: Role of Material, Advanced Functional Materials and Sensors* (pp. 5-20). Singapore: Springer Nature. https://doi.org/10.1007/978-981-15-0671-0_2



- Smith, R. y Smith, T. (2001). *Ecología*. Madrid, España: Pearson Educación S.A.
- Sotil, H. (2017). *Análisis de indicadores de contaminación bacteriológica (coliformes totales y termotolerantes) en el lago de Moronacocha* (Tesis Licenciado en Ecología). Universidad Científica del Perú.
- Solano, M. M. (2011). *Impacto ambiental por aguas residuales y residuos sólidos en la calidad del agua de la parte media- alta de la microcuenca del río Damas y propuesta de manejo* (Tesis Licenciatura). Universidad Nacional De Costa Rica, Escuela de Ciencias Ambientales.
- Solís, Y., Zúñiga, A. y Mora-Alvarado, D. (2018). La conductividad como parámetro predictivo de la dureza del agua en pozos y nacientes de Costa Rica. *Tecnología en Marcha*, 31(1), 35-46. DOI: 10.18845/tm.v31i1.3495
- Suarez, C. y Berdasquera, D. (2000). Enfermedades emergentes y reemergentes: Factores causales y vigilancia. *Revista Cubana de Medicina General Integral*, 16, 593-7.
- Toro, D., Jaramillo, M., Ocampo, D., Correa, R. y Salgado, P. (2012). Estudio limnológico de la laguna negra. zona amortiguadora del PNN Los Nevados. *Boletín Científico del Museo de Historia Natural*, 16(2), 23 - 38
- Thurston, R. V., Russo, R. C., Felner, Jr. C. M., Edsall, T. A. y Barber, Y.M. (1979). *A review of the EPA red Book: Quality criteria for Water*. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society, Water Quality Section
- Villena, J. (2018). Calidad del agua y desarrollo sostenible. *Revista Peruana de Medicina Experimental y Salud Publica*, 35(2), 304-8.
- Von Sperling, M. (2007). *Wastewater characteristics, treatment and disposal*. London: Published by IWA Publishing.
- Waterboards. (2018). *Temperatura*. Folleto Informativo 3.1.2.0, California State Water Resources Control Board.
https://www.waterboards.ca.gov/water_issues/programs/swamp/docs/cwt/guidance/312_0sp.pdf
- Waterboards. (2017). *pH*. Folleto informativo 3.1.4.0, California State Water Resources Control Board.
https://www.waterboards.ca.gov/water_issues/programs/swamp/docs/cwt/guidance/314_0sp.pdf



- Whitman (2020). *Sólidos totales*. Whitman's Chemistry Faculty. Recuperado de https://www.whitman.edu/chemistry/edusolns_software/deSolidosTotales.pdf
- WHO - World Health Organization. (2003). *Guidelines for safe recreational water environments*, Volume 1. Geneva: Coastal and fresh waters.
- Wolff, J.P. y Harris, K. (2013). *Recursos para agricultores, nitrato en el agua potable*. Programa Regulatorio Agrícola, Water boards. http://www.waterboards.ca.gov/gama/wq_privatewells.shtml
- WSDH - Washington State Department Health. (2016). *Coliform Bacteria and Drinking Water*. Division of Environmental Health. <https://fortress.wa.gov/doh/odwpubs/>
- WWAP - Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos de las Naciones Unidas. (2017). *Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2017*. París, UNESCO: Aguas residuales, el recurso desaprovechado.
- Zambrano, C., y Saltos, X. (2009). *Diseño del sistema de tratamiento para la depuración de las aguas residuales domésticas de la población San Eloy en la provincia de Manabí por medio de un sistema de tratamiento natural compuesto por un humedal artificial de flujo libre* (Tesis Ingeniero Civil), Escuela superior politécnica de litoral, Facultad de Ingeniería en Ciencias de la Tierra, Guayaquil. <https://www.dspace.espol.edu.ec/bitstream/123456789/6087/5/CAPITULO%202.pdf>
- Zarza, L. (2020). *¿Qué es la contaminación del agua?* Recuperado de <http://www.iagua.es/respuestas/que-es-contaminacion-agua>

ANEXOS

Anexo: Valores de parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos evaluados

		CT	CF	T (°C)	OD (mg/L)	pH	SDT (mg/L)	SST (mg/L)	Ss (ml/L)	Conductividad (μS/cm)	DBO5 (mg/L)	DQO (mg/L)	Fosforo total (mg/L)	Nitrógeno total (mg/L)
15-Jul-19	PM1	10000000	10000000	12	3,5	8,2	550	60	0,01	1010	35,5	90,5	8,4	9,9
	PM2	400000	300000	10,8	2,8	7,45	760	78	0,05	1045	40,8	95,4	9,32	6,9
	PM3	3000000	2000000	10,5	2,4	8,1	850	105	0,01	990	39,2	89,6	7,1	8,4
	PM4	3000000	2000000	13,2	3,2	8,4	480	67	0	1400	28,6	87,8	9,5	12,5
	PM5	10000000	5000000	14	2,8	8,3	520	45	0	1280	35,9	91,2	8,95	9,6
	PM6	10000000	3000000	13,8	3,6	8	790	65	0	1370	37,7	100,2	10,1	10,1
18-Sep-19	PM1	10000000	2000000	11,9	2,82	8,05	450	95	0,3	1300	28,7	89,4	7,2	7,5
	PM2	90000	60000	14,1	2,93	7,39	410	80	0,26	1150	31,6	90,9	6,55	7,1
	PM3	10000000	4000000	16,11	2,44	7,11	580	105	0,28	1090	50,4	135	8,1	8,4
	PM4	10000000	2000000	15	4,69	7,59	620	70	0	1300	55,4	187,5	10,2	9,4
	PM5	10000000	5000000	14,8	5,7	7,92	590	85	0	1250	45,4	130,6	8,87	11,2
	PM6	10000000	2000000	14,5	5,73	8,1	680	49	0	1200	33,5	119,4	8,8	8,7
14-Oct-19	PM1	11000000	3300000	14,5	2,2	8,47	760	180	0,15	1530	45	112,8	6,96	8,2
	PM2	1400000	489000	14,6	3,1	8,43	660	210	0,05	1320	57,6	144	7,2	7,9
	PM3	6320000	551000	14,6	2,4	8,42	1250	150	0,05	1480	32	80	5,2	8,9
	PM4	1000000	400000	14,8	3,5	8,46	680	56	0	1570	32	80	7,6	10,8
	PM5	5000000	20000	14,6	4,1	8,39	670	54	0	1350	60	160	7,01	9,9
	PM6	450000	60000	14,61	2,8	9,2	620	33	0	1250	44,8	112	6,9	11,7
5-Nov-19	PM1	10000000	5500000	16	3,32	7,27	1500	330	0,1	1190	25,5	90	6,5	7,1
	PM2	30000000	220000	15	3,04	7,45	920	260	0,2	1380	30,2	80,5	5,8	5,9
	PM3	100000000	30000000	15,1	3,81	7,37	920	140	0,2	1290	29,7	75	6,8	6,7
	PM4	250000	40000	14,5	3,2	8,8	860	40	0	1890	35,4	155	7,8	7,9
	PM5	340000	55000	14,3	4,1	9,1	990	64	0	1900	44	91,7	8,2	8,9
	PM6	900000	25000	14,6	3,4	8,5	1020	95	0	2010	47,1	122,1	7,2	10,7
10-Dic-19	PM1	100000	60000	16	4,24	7,64	980	120	0,8	1750	30,5	117,4	2,1	6,1
	PM2	500000	850000	21,7	0,9	7,81	1080	160	0,5	1820	28,8	97,5	2,7	5,7
	PM3	1000000	42000	20	0,47	7,76	1140	80	0,3	1770	33,9	89,6	2,8	6,6
	PM4	320000	30000	17,8	2,5	8,4	1120	110	0	1820	37,1	80,3	3,4	9,8
	PM5	560000	50000	18	3,1	7,79	950	85	0	1770	41,8	91,4	4,1	11,2
	PM6	800000	11000	17,4	2,3	8,2	810	52	0	1910	44,5	98,7	4,9	10,7
8-Feb-20	PM1	20000	3000	14,40	3,94	7,8	770	80	0,80	1102	21,5	70,2	4	5,02
	PM2	20000	2000	14,10	2,31	7,6	1080	130	1,20	1578	31	89,5	1,8	5,34
	PM3	40000	9000	13,30	4,10	8,1	670	140	2,50	963	29,5	92,1	2,6	6,25
	PM4	20000	10000	15,70	1,84	7,8	1190	50	0,00	1725	42,75	130,5	3,7	13,4
	PM5	1000000	20000	18,00	2,81	7,9	1390	100	0,00	1973	56,5	135,5	5,5	11,8
	PM6	300000	30000	16,10	0,23	8,0	1540	250	0,00	2320	48,75	149	4,9	14,2



Anexo 2. Tabla para cuantificar coliformes en la metodología de tubos múltiples en NMP y límite de confianza del 95%, para varias combinaciones de resultados positivos cuando se utilizan 5 tubos para cada dilución (10 ml, 1,0 ml y 0,1 ml)(FUNASA, 2013).

Combinación de positivos	N.M.P./100 mL	Límites	
		Inferior	Superior
0-0-0	< 2	-	-
0-0-1	2	1.0	10
0-1-0	2	1.0	10
0-2-0	4	1.0	13
1-0-0	2	1.0	11
1-0-1	4	1.0	15
1-1-0	4	1.0	15
1-1-1	6	2.0	18
1-2-0	6	2.0	18
2-0-0	4	1.0	17
2-0-1	7	2.0	20
2-1-0	7	2.0	21
2-1-1	9	3.0	24
2-2-0	9	3.0	25
2-3-0	12	5.0	29
3-0-0	8	3.0	24
3-0-1	11	4.0	29
3-1-0	11	4.0	29
3-1-1	14	6.0	35
3-2-0	14	6.0	35
3-2-1	17	7.0	40
4-0-0	13	5.0	38
4-0-1	17	7.0	45
4-1-0	17	7.0	46
4-1-1	21	9.0	55
4-1-2	22	12	63
4-2-0	26	9.0	56
4-2-1	26	12	65
4-3-0	27	12	67
4-3-1	33	15	77
4-4-0	34	16	80
5-0-0	23	9	86
5-0-1	30	10	110
5-0-2	40	20	140
5-1-0	30	10	120
5-1-1	50	20	150
5-1-2	60	30	180
5-2-0	50	20	170
5-2-1	70	30	210
5-2-2	90	40	250
5-3-0	80	30	250
5-3-1	110	40	300
5-3-2	140	60	360
5-3-3	170	80	410
5-4-0	130	50	390
5-4-1	170	70	480
5-4-2	220	100	560
5-4-3	280	120	690
5-4-4	350	160	820
5-5-0	240	100	940
5-5-1	300	100	1300
5-5-2	500	200	2000
5-5-3	900	300	2900
5-5-4	1600	600	5300
5-5-5	1600	-	-

Source: APHA, 1985

Anexo 3. Estándares de Calidad Ambiental (ECAs) para Agua y establecen Disposiciones Complementarias. DECRETO SUPREMO N° 004-2017-MINAM, Subcategoría B.

Subcategoría B: Aguas superficiales destinadas para recreación

Parámetros	Unidad de medida	B1	B2
		Contacto primario	Contacto secundario
FÍSICOS- QUÍMICOS			
Aceites y Grasas	mg/L	Ausencia de película visible	**
Cianuro Libre	mg/L	0,022	0,022
Cianuro Wad	mg/L	0,08	**
Color	Color verdadero Escala Pt/Co	Sin cambio normal	Sin cambio normal
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	mg/L	5	10
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	mg/L	30	50
Detergentes (SAAM)	mg/L	0,5	Ausencia de espuma persistente
Materiales Flotantes de Origen Antropogénico		Ausencia de material flotante	Ausencia de material flotante
Nitratos (NO ₃ -N)	mg/L	10	**
Nitritos (NO ₂ -N)	mg/L	1	**
Olor	Factor de dilución a 25° C	Aceptable	**
Oxígeno Disuelto (valor mínimo)	mg/L	≥ 5	≥ 4
Potencial de Hidrógeno (pH)	Unidad de pH	6,0 a 9,0	**
Sulfuros	mg/L	0,05	**
Turbiedad	UNT	100	**
INORGÁNICOS			
Aluminio	mg/L	0,2	**
Antimonio	mg/L	0,006	**
Arsénico	mg/L	0,01	**
Bario	mg/L	0,7	**

Parámetros	Unidad de medida	B1	B2
		Contacto primario	Contacto secundario
Berilio	mg/L	0,04	**
Boro	mg/L	0,5	**
Cadmio	mg/L	0,01	**
Cobre	mg/L	2	**
Cromo Total	mg/L	0,05	**
Cromo VI	mg/L	0,05	**
Hierro	mg/L	0,3	**
Manganeso	mg/L	0,1	**
Mercurio	mg/L	0,001	**
Níquel	mg/L	0,02	**
Plata	mg/L	0,01	0,05
Plomo	mg/L	0,01	**
Selenio	mg/L	0,01	**
Uranio	mg/L	0,02	0,02
Vanadio	mg/L	0,1	0,1
Zinc	mg/L	3	**
MICROBIOLÓGICOS Y PARASITOLÓGICO			
Coliformes Termotolerantes	NMP/100 ml	200	1 000
<i>Escherichia coli</i>	NMP/100 ml	Ausencia	Ausencia
Formas Parasitarias	N° Organismo/L	0	**
<i>Giardia duodenalis</i>	N° Organismo/L	Ausencia	Ausencia
Enterococos intestinales	NMP/100 ml	200	**
<i>Salmonella spp</i>	Presencia/100 ml	0	0
<i>Vibrio cholerae</i>	Presencia/100 ml	Ausencia	Ausencia

Nota 2:

- UNT: Unidad Nefelométrica de Turbiedad.
- NMP/100 ml: Número más probable en 100 ml.
- El símbolo ** dentro de la tabla significa que el parámetro no aplica para esta Subcategoría.
- Los valores de los parámetros se encuentran en concentraciones totales, salvo que se indique lo contrario.

Anexo 4. Archivo fotográfico

4.1. Muestreo y evaluación en campo



Fotografía 1. Muestras de agua en la laguna confinada



Fotografía 2. Muestras de agua en afluente de la laguna

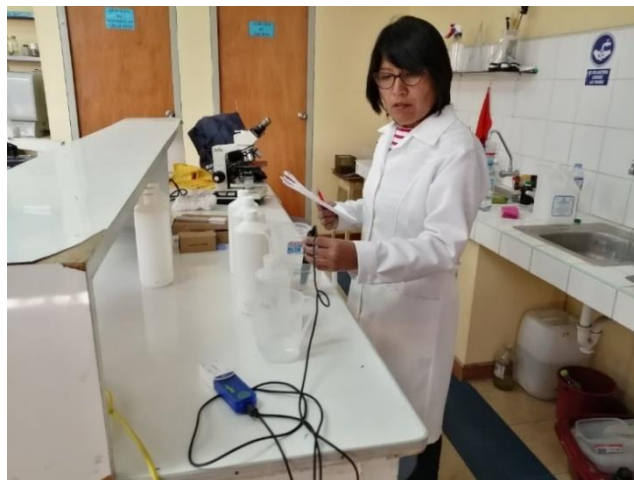


Fotografía 3. Muestras de agua de los 6 puntos en estudio en botellas de 1L.

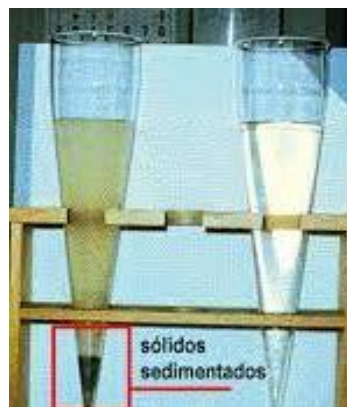
4.2. Determinación de parámetros fisicoquímicos



Fotografía 4. Lectura pH, OD *in situ*



Fotografía 5. Lectura de Conductividad Eléctrica



Fotografía 6. Sólidos Sedimentables (Ss)



Fotografía 8. Determinación de Sólidos Suspensos Totales (SST)

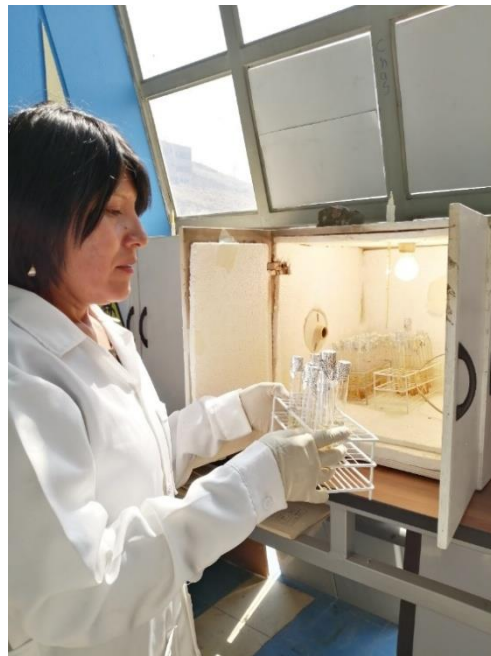


Fotografía 9. Determinación de Sólidos Disueltos Totales (SDT)

4.3. Evaluación de parámetros microbiológicos



Fotografía 10. Lectura fase presuntiva para Coliformes



Fotografía 11. Incubación 44.5°C por 24-48hr para fase confirmativa de Coliformes fecales



Fotografía 12. Presencia de Coliformes en tubos positivos con turbidez y presencia de gas

4.4. Estimación de carga contaminante



Fotografía 13. Toma de muestra del afluente barrio Bellavista



Fotografía 14. Toma de muestra del afluente barrio Vallecito



Fotografía 15. Medida del caudal por el metodo del corcho según chamorro para la determinación de la carga contaminante de los parametros fisicoquímicos y bacteriológicos que ingresan a la laguna confinada desde los afluentes.



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO PUNO
FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS
LABORATORIO DE ECOLOGÍA ACUÁTICA

RESOLUCIÓN N° 2787-2017-R-UNA
SUNEDU N° 101-2017-SUNEDU/CD
"Año del Bicentenario del Perú: 200 años de Independencia"



CONSTANCIA

EL QUE SUSCRIBE JEFE DEL LABORATORIO DE ECOLOGÍA ACUÁTICA DE LA FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS DE LA UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO PUNO.

HACE CONSTAR:

Que la Bachiller, **DEYSI BRIGIDA QUISPE RAMOS**, con código de matrícula 971524, DNI N° 09906457, bachiller de la Facultad de Ciencias Biológicas, Programa de Estudios de Microbiología y Laboratorio Clínico de la Universidad Nacional del Altiplano Puno, ha realizado su trabajo de investigación en el Laboratorio de Ecología Acuática titulado **"CONTAMINACIÓN POR COLIFORMES Y CARACTERÍSTICAS FÍSICOQUÍMICAS DE LA LAGUNA CONFINADA DEL MALECON TURÍSTICO – BAHIA INTERIOR DE PUNO"**, durante los meses de julio del 2019 a marzo del 2020.

Se emite la presente constancia a solicitud de la interesada para los fines que se estime por conveniente.

Puno, 05 de abril del 2021



Firmado digitalmente por LOZA DEL
CARPIO Alfredo Ludwig FAU
20145496170.scif
Motivo: Doy V° B°
Fecha: 17.04.2021 19:40:21 -05:00

.....
Alfredo L. Loza Del Carpio
Jefe del laboratorio de Ecología Acuática