



Yoles Sirena, Noelia

Análisis, diagnóstico y propuesta de manejo para los cuerpos de agua destinados al consumo humano de la Localidad de Herrera, Departamento Avellaneda, Santiago del Estero



Esta obra está bajo una Licencia Creative Commons Argentina.
Atribución - No Comercial - Sin Obra Derivada 2.5
<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/2.5/ar/>

Documento descargado de RIDAA-UNQ Repositorio Institucional Digital de Acceso Abierto de la Universidad Nacional de Quilmes de la Universidad Nacional de Quilmes

Cita recomendada:

Yoles Sirena, N. (2023). *Análisis, diagnóstico y propuesta de manejo para los cuerpos de agua destinados al consumo humano de la Localidad de Herrera, Departamento Avellaneda, Santiago del Estero. (Tesis de posgrado). Universidad Nacional de Quilmes, Bernal, Argentina. Disponible en RIDAA-UNQ Repositorio Institucional Digital de Acceso Abierto de la Universidad Nacional de Quilmes*
<http://ridaa.unq.edu.ar/handle/20.500.11807/3949>

Puede encontrar éste y otros documentos en: <https://ridaa.unq.edu.ar>

Análisis, diagnóstico y propuesta de manejo para los cuerpos de agua destinados al consumo humano de la Localidad de Herrera, Departamento Avellaneda, Santiago del Estero

TESIS DE MAESTRÍA

Noelia Yoles Sirena

noeliayoles02@gmail.com

Resumen

Hoy en día, una de las problemáticas emergentes que afecta la calidad de los cuerpos de agua superficiales destinados para consumo humano, es la eutrofización. Considerada esta última, como un indicador ambiental de estado por el Banco Mundial, este fenómeno afecta directamente a nivel operacional y sanitario a las plantas potabilizadoras. Con la finalidad de medir la eutrofización, se determinó el Estado Trófico en las fuentes de abastecimiento de agua a la planta potabilizadora de la Localidad de Herrera, tomando muestras en el Río Salado y sus Represas de Almacenamiento, durante la primavera (período seco).

En los puntos donde se tomaron las muestras, se midieron "in situ" parámetros físicos, obteniéndose como valores promedio: pH de 7-8,7; temperatura 23,66 °C; oxígeno disuelto 3-8 mg/l, conductividad eléctrica de 2000-7000 mS/m, siendo este último parámetro, el que manifestó valores superiores a lo normal. Luego, sobre cada muestra extraída, fueron analizados parámetros nutricionales (Nitratos y Fosfatos), observándose en todos los puntos de muestreo para el caso de los NO₃⁻, concentraciones promedio en un rango de 21,36 a 13,72 mg/l, valores que superan lo máximo permitido en aguas superficiales dulces no contaminadas. En el caso del PO₄⁻³, las concentraciones medidas oscilaron en valores promedio entre 0,65 mg/l y 1,27 mg/l, encontrándose dentro del rango óptimo.

El parámetro biológico analizado en las muestras, fue la clorofila-a, la cual reflejó valores que abarcan un rango de 1,73 y 14,12 µg/l, estos valores son aceptables para sistemas acuáticos al ser inferiores a 50 µg/l, reflejan que estas fuentes de agua deberán ser tratadas mediante un sistema sofisticado de potabilización correspondiente a aguas nivel 2 (tratamiento de potabilización donde se consideren tendencias a un incremento de algas) como existe en la actualidad. A partir de este valor se pudo calcular el Estado Trófico, el cual mide indirectamente el estado de eutrofización de los cuerpos de agua. Este definió que el

diagnóstico de los cuerpos de agua durante el periodo de estudio, era Mesotrófico ($30 < TSI \leq 60$) para todos los puntos de muestreo.

A través del estudio de los caracteres físicos, nutricionales y tróficos de los puntos de estudio, se pudo elevar un diagnóstico que permitió diseñar una propuesta de plan para el manejo integrado de los cuerpos de agua aledaños a la planta potabilizadora de la localidad de Herrera, para de esta forma prevenir y proteger a las fuentes de abastecimiento y reducir riesgos ecológicos en la cuenca.

Abstract

Today, one of the emerging problems that affects the quality of surface water bodies intended for human consumption is eutrophication. Considered the latter, as an environmental status indicator by the World Bank, this phenomenon directly affects the operational and sanitary level of the water treatment plants. In order to measure eutrophication, the Trophic Status was determined in the water supply sources to the water treatment plant in the Town of Herrera, taking samples from the Salado River and its Storage Dams, during the spring (dry period).

Physical parameters were measured "in situ" at the points where the samples were taken, obtaining average values: pH 7-8.7, temperature 23.66 °C; dissolved oxygen 3-8 mg/l, electrical conductivity of 2000-7000 mS/cm, this last parameter being the one that showed values higher than normal. Then, on each extracted sample, nutritional parameters (Nitrates and Phosphates) were analyzed, observing in all the sampling points in the case of NO_3^- , average quantities in a range of 21,3 to 13,7 mg/l, values that exceed the maximum allowed in uncontaminated fresh surface water. In the case of PO_4^{3-} , the measured amounts ranged in average values between 0.65 mg/l and 1,27 mg/l, being within the optimal range.

Chlorophyll-a was the biological parameter analyzed in the samples considered, the values obtained are into the range of 1,73 and 14,12 $\mu\text{g/l}$. These values are acceptable for aquatic systems as they are less than 50 $\mu\text{g/l}$ but that these water sources must be treated by means of a sophisticated purification system corresponding to level 2 water (purification treatment where tendencies to an increase in algae are considered) as it currently exists. From this value it was possible to calculate the Trophic State, which indirectly measures the state of eutrophication of the water bodies. This defined that the diagnosis of the water bodies during the study period was Mesotrophic ($30 < TSI \leq 60$) for all sampling points.

Through the study of the physical, nutritional and trophic characteristics of the study points, a diagnosis was made that allowed the design of a plan proposal for the integrated management of the water bodies surrounding the water treatment plant in the town of Herrera, to prevent and protect the sources of supply and reduce ecological risks in the basin.



Maestría en Ambiente y Desarrollo Sustentable. Mención Gestión Ambiental. (UVQ)

TESIS DE MAESTRÍA

Análisis, diagnóstico y propuesta de manejo para los cuerpos de agua destinados al consumo humano de la Localidad de Herrera, Departamento Avellaneda, Santiago del Estero.



Director: Dr. Tristán Simanauskas

Co-Director: Lic. Héctor Tévez

Alumna: Noelia F. Yoles Sirena

Año: 2022

“Mientras lleves un sueño en el corazón, nunca perderás el sentido de la vida”

Mahatma Gandhi.

Dedicada a mi abuela Sara E. del Valle Osorio de Sirena † y

a mi amiga del alma Fátima del Valle Morales †.

AGRADECIMIENTOS

A Dios en primer lugar, por guiar y bendecir mis pasos.

A mis Padres por haberme sembrado de niña, vocación de servicio.

A la Educación Pública de la Argentina.

*A todos mis Maestros, por inculcarme la disciplina necesaria para lograr mis
objetivos académicos.*

*A mis Superiores y Compañeros de la Dirección de Obras Sanitarias Santiago del
Estero por darme la confianza y oportunidad para realizar este trabajo.*

A mi Director y Codirector por su tiempo y dedicación.

A la Lic. Serrano, mi amiga y colega, por su ayuda y apoyo incondicional.

*Al Lic. Taboada, mi mejor amigo, compañero de toda la vida et alega, que a la
distancia siempre me acompaña.*

INDICE

Resumen	2
Introducción	12
Descripción del problema	19
Objetivo General	20
Objetivos Específicos	20
Materiales y Métodos	21
Recolección de muestra	21
Puntos de muestreo	23
Medición de parámetros físicos “insitu”	24
Análisis de parámetros nutricionales	25
Análisis de parámetros biológicos	26
Análisis de clorofila-a	26
Determinación de estado trófico (TSI)	29
Análisis estadístico	30
Resultados y Discusión	31
Conclusión	58
Bibliografía	60
Anexo	72

ABREVIATURAS

aa: Antes de acidificar

CE: Conductividad Eléctrica

Cl-a: Clorofila a

da: Después de acidificar

Dic: Diciembre

HCl: Ácido Clorhídrico

L: Recorrido de luz

NO₃⁻: Nitrato

NO₂⁻: Nitrito

Nov: Noviembre

OCDE: Organización para la Cooperación y Desarrollo Económico

Oct: Octubre

OD: Oxígeno Disuelto

OI: Ósmosis Inversa

OMS: Organización Mundial de la Salud

PER: Modelo de presión–estado–respuesta

pH: Potencial Hidrógeno

PO₄⁻³: Fosfato

r: Coeficiente de correlación de Pearson

r²: Coeficiente de determinación

RH1: Punto Represa 1-Herrera

RH2: Punto Represa 2-Herrera

RSH: Punto Río Salado- Herrera

Sep: Septiembre

T: Temperatura

TSI: Índice de Estado Trófico

UF: Ultrafiltración

V1: Volumen del extracto

V2: Volumen de la muestra

UNIDADES:

cm: Centímetros

l: Litros

m³: Metros cúbicos

µg/l: Microgramos por litros

mS /cm: miliSiemens por centímetro

mg/l: Miligramos por litro

°C: Grados Centígrados

rpm: Revoluciones por minuto

µm: micras

mS/cm: Milisiemens por centímetro

FIGURAS:

Figura 1: Fenómeno de Eutrofización

Figura 2: Punto Rio Salado- Herrera (**RSH**)

Figura 3: Puntos de muestreo en represas de planta potabilizadora. Represa 1- Herrera (**RH1**) y Represa 2-Herrera (**RH2**)

Figura 4: Toma de muestra integrada.

Figura 5: Determinación de parámetros físicos de muestra integrada

Figura 6: Determinación OD por colocación de sonda directamente en el cuerpo de agua.

Figura 7: Analizador Multiparamétrico HANNA 83200

Figura 8: Filtrado 1 250 ml de muestra homogeneizados se los filtró utilizando un filtro de 28 μm de tamaño de poro para quitar interferencias de la muestra.

Figura 9: Equipo de Filtración por Membrana (manifold) y monitores de membranas con poros de 0,45 μm .

Figura 10: Filtrado 2: Filtración con filtros de fibra de vidrio GF/C (0,47 μm).

Figura 11: Conservación de muestras filtradas (filtros con las células hacia el interior) y posterior colocación en tubos falcón cubiertos con papel aluminio.

Figura 12: Preparación de las muestras para lectura espectrofotométrica antes de que se realice la acidificación.

Figura 13: Espectrofotómetro UV-1800.

Figura 14: Acidificación de la muestra y posterior lectura espectrofotométrica.

Figura 15: Diagrama PER cuerpos de agua Herrera.

Figura 16: Propuesta de Manejo Integral de los cuerpos de agua que abastecen a la Localidad de Herrera.

TABLAS:

Tabla 1. Registro de coordenadas y horario en las distintas estaciones de muestreo.

Tabla 2. Parámetros físicos

Tabla 3. Métodos y reactivos aplicados para analizar los parámetros seleccionados en el analizador multiparamétrico Hanna 83200.

Tabla 4. Escala del estado trófico (Carlson, 1977).

Tabla 5. Correlación lineal entre dos variables (Canavos, 1988).

Tabla 6. Valores medidos de pH en cada punto de muestreo, en el periodo Septiembre-Diciembre del 2020 en la zona de Herrera, Departamento Avellaneda.

Tabla 7. Valores medidos de T en cada punto de muestreo, en el periodo Septiembre-Diciembre del 2020 en la zona de Herrera, Departamento Avellaneda.

Tabla 8. Valores medidos de OD en cada punto de muestreo, durante el periodo Septiembre-Diciembre del 2020 en la zona de Herrera, Departamento Avellaneda.

Tabla 9. Valores medidos de CE en cada punto de muestreo, durante el periodo Septiembre-Diciembre del 2020 en la zona de Herrera, Departamento Avellaneda.

Tabla 10. Valores de PO_4^{-3} medidos en cada punto de muestreo, durante el periodo Septiembre-Diciembre del 2020 en la zona de Herrera, Departamento Avellaneda.

Tabla 11. Valores de NO_3^- medidos en cada punto de muestreo, durante el periodo Septiembre-Diciembre del 2020 en la zona de Herrera, Departamento Avellaneda.

Tabla 12. Valores de Cl-a-medidos en cada punto de muestreo, durante el periodo Septiembre-Diciembre del 2020 en la zona de Herrera, Departamento Avellaneda.

Tabla 13. Valores de TSI calculados para cada punto de muestreo.

Tabla 14. Parámetros promedio medidos en los distintos puntos de muestreo durante el periodo Septiembre-Diciembre 2020.

Tabla 15. Correlación TSI vs Parámetros Nutricionales (PO_4^{-3} / NO_3^-) medidos.

GRÁFICOS:

Gráfico 1. Variación de pH en las distintas estaciones de muestreo durante el periodo Septiembre-Diciembre 2020.

Gráfico 2. Variación de T en las distintas estaciones de muestreo durante el periodo Septiembre-Diciembre 2020.

Gráfico 3. Variación de OD en las distintas estaciones de muestreo durante el periodo Septiembre-Diciembre 2020.

Gráfico 4. Variación de CE en las distintas estaciones de muestreo durante el Periodo Septiembre-Diciembre 2020.

Gráfico 5. Variación de PO_4^{3-} en las distintas estaciones de muestreo durante el Periodo Septiembre-Diciembre 2020.

Gráfico 6. Variación de NO_3^- en las distintas estaciones de muestreo durante el Periodo Septiembre-Diciembre 2020.

Gráfico 7. Variación de Cl-a en las distintas estaciones de muestreo durante el Periodo Septiembre-Diciembre 2020.

Gráfico 8: TSI en los puntos de muestreo durante el Periodo Septiembre-Diciembre 2020.

Gráfico 9: Correlación Cl-a vs PO_4^{3-}

Gráfico 10: Correlación Cl-a vs NO_3^-

INTRODUCCIÓN

El agua es un valioso elemento de la naturaleza, la cual forma parte de un ciclo dinámico, llamado ciclo hidrológico o ciclo del agua, en el cual se recicla constantemente pasando por sus tres estados: sólido, líquido y gaseoso. A pesar de ser una sustancia muy abundante en nuestro planeta, sólo el 3%, es agua dulce, y de ese porcentaje, solo el 0,4% puede ser destinada para consumo humano. Ese pequeño porcentaje, sufre modificaciones, que lo llevan a una situación de escasez, esto ocurre cuando el ser humano entra en juego (Fernández Cirelli, 2012; IANAS, 2019).

Los deseos de mejoras en nuestra calidad de vida, la intensa actividad económica y muchas veces la inequidad social, la cual hace que, los asentamientos humanos se ubiquen a orillas de los ríos, lagos o presas, siendo estas las principales causas de los impactos negativos sobre los recursos de agua que describen una dinámica real (actual) del agua en nuestro planeta, considerada “ciclo ambiental del agua” donde la misma, pasa de ser un recurso “renovable” a ser un recurso “no utilizable” debido a su uso inadecuado y/o la contaminación creada por la civilización (Fernández y Solano, 2005; Sierra, 2011).

Tener acceso al agua potable se considera un tema de importancia en la salud pública y el desarrollo, sin embargo, cada día la cantidad y calidad de este recurso es menor en el planeta (IANAS, 2019). La crisis hídrica, afecta a millones de personas en el mundo, con mayor efecto en países pobres. Bajo este marco, los países miembros de la Organización de Naciones Unidas (ONU), en el año 2015, se incluyeron en los 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible, objetivos y metas, donde se c metas referidas al uso del agua (ODS 6), donde se intenta crear condiciones para garantizar la disponibilidad y la gestión sostenible del agua y el saneamiento para todos. En nuestro país, esas consideraciones fueron tomadas a través del Plan Nacional del Agua Potable y Saneamiento (PNAPyS), él mismo puso en marcha sistemas de potabilización sofisticados que permiten la depuración de aguas altamente contaminadas, generando a partir de ellas, agua apta para consumo humano entre otras medidas de saneamiento de este recurso (IANAS, 2019).

El agua, para ser apta para el consumo humano, requiere una serie de tratamientos que se establecen acordes con su calidad inicial (Sierra, 2011). La fuente de abastecimiento y las circunstancias en el sitio en particular son los que definirán la calidad del agua de dicha fuente (CARU, 2001; Fernández et al., 2005; Sierra, 2011; IANAS, 2019). En nuestro país, las fuentes de abastecimiento de agua más comúnmente usadas, son las superficiales, es decir aquellas proveniente de ríos y lagos, por ello, normalmente soportan altas tasas de extracción (IANAS, 2019). Los ríos de flujo (producto de la precipitación) arrastran y resuspenden sólidos. Los lagos y represas en cambio, detienen o desvían el curso natural de un río, su finalidad es actuar como módulos de almacenamiento, a causa del poco movimiento del agua, están propensos a contaminarse fácilmente, desarrollando una alta actividad biológica (microorganismos), asociada a la materia orgánica y material flotante en dichos cuerpos.

Hoy en día, una de las problemáticas emergentes que afecta la calidad de estos cuerpos de agua superficiales, es la eutrofización, la cual se define como un desequilibrio hídrico y ecológico ocasionado por el exceso de nutrientes en el agua, (principalmente derivados del nitrógeno y fósforo) que, bajo condiciones de elevadas temperaturas y luz, inducen un desarrollo excesivo de algas y otras plantas verdes sobre la superficie de los cuerpos de agua. Este disturbio, ocasiona fluctuaciones que pueden afectar temporalmente al ecosistema, y largo plazo, pueden alterar irreversiblemente el equilibrio de los sistemas acuáticos (Moreta, 2011; Bauzá y Giannuzzi, 2017).

Las algas, presentan un periodo de vida relativamente corto, con rápido aumento de su población, luego su productividad desciende, y el material en descomposición sedimenta hacia el fondo del reservorio generando un aporte de materia orgánica y un notable descenso del oxígeno disuelto en el medio, generando condiciones hipóxicas o anóxicas, que terminan provocando la mortalidad de los organismos acuáticos, disminuyendo la biodiversidad de los mismos, así como de la vegetación acuática, es decir crea una consecuente pérdida de hábitat (Figura 1) (Barreto et al., 2013).

Este fenómeno, altera notablemente la calidad del recurso acuático, generando variaciones en sus principales características (pH, color, turbidez, olor y sabor), condicionando su uso y ejerciendo grandes impactos ecológicos, sanitarios y económicos a escala regional (Hammer, 1996; Ledesma et al., 2013; Bauzá y Giannuzzi, 2017).

A nivel sanitario, la eutrofización presenta relevancia, ya que la presencia de una elevada cantidad de algas en las fuentes destinadas a consumo altera la calidad del agua, ocasionando problemas en el proceso de potabilización como obstrucción de conductos y equipos, en particular de los filtros, producción de metabolitos generadores de compuestos que producen olor y sabor terro-mohoso, así como de toxinas que pueden representar un riesgo potencial para la salud humana (Moreta, 2011; Codd, 2000; Codd et al., 2005; Bauzá y Giannuzzi, 2017).



Figura 1: Fenómeno de Eutrofización Fuente: Greenteach.es

Originalmente, la eutrofización se consideraba como un proceso natural en el cual un lago o pantano recibía los aportes de su cuenca de drenaje, como nutrientes, sedimentos y otros materiales alóctonos, que a lo largo del tiempo

transformaban al sistema acuoso del lago en una ciénaga negra. Este proceso toma lugar en cientos de miles de años y es irreversible (Silvério, 2006; Rapal, 2010).

Actualmente es posible hablar de una “Eutrofización Cultural”, determinada por la intervención del humano, el cual debido a su necesidad de extensión transforma su entorno. Las principales causas antropogénicas de procesos de eutrofización son diversas, la más antigua es la descarga de aguas servidas, las cuales, por ser ricas en nutrientes, contribuyen al cambio trófico del cuerpo de agua receptor. El uso excesivo de fertilizantes genera una contaminación del agua fundamentalmente por el aporte de nitrógeno (en forma de sales de nitrato y amonio) y fósforo (sales de fosfato). La deforestación y la erosión en suelos agrícolas influyen en la carga de nutrientes, ya que los escurrimientos al pasar por una tierra que no tiene protección, “lavan” la capa fértil, llevándose consigo los nutrientes de la misma (Silvério, 2006; Rapal, 2010).

En los últimos años, y ante la necesidad de informar la situación del ambiente con un sustento científico apropiado, varios países y organizaciones vinculadas con la temática ambiental, han desarrollado las bases para la sistematización de la elaboración de indicadores ambientales, considerándolos como un dato que ha sido seleccionado y brinda información sobre las condiciones y/o características del sistema que se está analizando, de esa manera nos otorga un conocimiento más comprensivo de la realidad que pretendemos analizar. Estos indicadores, son considerados como una medida de una parte observable de un fenómeno medioambiental que permite valorar otra porción no observable de dicho fenómeno (Manteiga, 2000; Fernández Latorre, 2006; Sierra, 2011). Muchas veces este conjunto de datos, variables y/o indicadores pueden ser convertidos en un índice mediante una función matemática que los sintetiza donde se pueden relacionar dos o más datos, con la intención de proporcionar una explicación más amplia de un recurso o el atributo a evaluar y gestionar (Sierra, 2011).

Fernández Latorre (2006), citando al Ministerio de Medio Ambiente español (versión octubre 2000), muestra que un indicador ambiental que analiza áreas relacionadas con la calidad del agua, es la eutrofización. Para evaluar este

fenómeno en los sistemas acuáticos, se propusieron diversos índices, uno de los más utilizados a nivel mundial es el índice de Carlson (indicador de estado trófico).

Aizaki en 1981, propuso la inclusión de coeficientes específicos para cada elemento que integra la composición del estado trófico, donde puntualiza la medición de la clorofila tipo "a" (Cl-a) al ser considerada como el principal pigmento fotosintético presente en las algas (Contreras et al., 1994; Rivera et al., 2005; López y Madroño, 2015). Este pigmento, es considerado también un indicador del grado de contaminación de los ecosistemas acuáticos (Rivera et al., 2005), este dato, a su vez, permite calcular el estado trófico de los sistemas acuáticos. La medición sistemática de la Cl-a, se recomienda ampliamente como un indicador confiable, que permitiría un pronto diagnóstico de la salud de un ecosistema (Contreras et al., 1994; Pinto et al., 2001)

La Cl-a, se encuentran en las algas y en todos aquellos organismos que contienen plastos en sus células, lo que incluye a las plantas (Contreras et al., 1994). Por lo cual su determinación, permite obtener de manera indirecta el grado de eutrofización en un cuerpo de agua.

Existe una clasificación de la eutrofización en cuatro posibles estados, comenzando desde el nivel más bajo de productividad biológica hasta el más alto: oligotrófico, mesotrófico, eutrófico e hipereutrófico (Carson, 1997; OCDE, 1982;; Moreno et al., 2010; Rapal, 2010; Moreta ,2011)

- Oligotrófico: cuerpo de agua que tiene bajas concentraciones de nutrientes y del crecimiento de plantas bajo, bajo nivel de profundidad biológica, agua clara, algunas plantas acuáticas, pocos peces no mucha flora y fauna y fondo luminoso

- Mesotrófico: cuerpo de agua de moderado nivel de productividad, claridad de agua y plantas acuáticas.

- Eutrófico: cuerpo de agua "nutrido", tiene altas concentración de nutrientes y el crecimiento de la planta alta, alto nivel de productividad, claridad del agua y pocas plantas acuáticas. Gran potencial para soportar la gran cantidad de peces y vida silvestre.

· Hipereutrífico: cuerpo de agua con altísimos niveles de profundidad biológica, muy pobre claridad del agua y abundancia de plantas acuáticas y potencial para soportar la gran cantidad de peces y vida silvestre.

Las variaciones del desarrollo de algas, dependen de diversos factores regionales, entre los cuales se encuentran, la geología de la cuenca, así como de la zona climática, la época del año, factores físicos como temperatura, la luz y principalmente el incremento en la concentración nutrientes (diferentes formas de nitrógeno y fósforo) siendo los fosfatos (PO_4^{3-}) y los nitratos (NO_3^-) las formas más influyentes (Samboni Ruiz et al., 2007; ONU-DAES, 2014). El NO_3^- , es considerado como el mayor contaminante de los ecosistemas acuáticos y es típico de fuentes de contaminación difusas por actividades agrícolas (Lundgerg, 2014). El PO_4^{3-} , es la forma más significativa en la que se encuentra el fósforo en la naturaleza, el mismo, disuelto en agua es la principal fuente de fósforo para las plantas y microorganismos acuáticos como las algas (Galizia, 2008).

La tasa de crecimiento de algas será restringida según la especie química predominante que se encuentre presente en el medio acuático en menor concentración respecto a la proporción requerida, denominado factor limitante. En algunos ecosistemas, este factor puede ser el fosfato, como sucede en la mayoría de los lagos de agua dulce, en otros como en los mares, el factor limitante es el nitrógeno para la mayoría de las especies de plantas (Moreta, 2011).

La determinación de calidad de un cuerpo de agua, depende de numerosos factores interrelacionados, estos se expresan por medio de los resultados de las mediciones de un gran número de parámetros físicos, nutricionales y biológicos (Studer, 2007; Sierra, 2011). Una vez determinados estos parámetros, se podrán definir los usos legítimos del agua, como su destino para consumo humano y los parámetros para el diseño de las plantas potabilizadoras (CARU, 2001). Uno de estos parámetros, es la concentración de Cl-a en fuentes de abastecimientos de agua potable (definido por la Organización Mundial de la Salud), como un criterio importante a considerar en el diseño de las plantas potabilizadoras, existiendo tres niveles de referencia. El nivel vigilancia, considera cuerpos de agua con niveles casi

inexistentes de Cl-a o poco detectables (menor a 1 µg/L), donde solo será necesario Realizar monitoreo continuos semanalmente en las fuentes de agua. El nivel 1, el cual considera un límite de Cl-a de 1 µg/L, para el cual se requerirá que el tratamiento necesario para la fuente sea de tipo básico (coagulación-floculación, sedimentación y filtración sobre arena). Sin embargo, el nivel 2, considera un límite superior a 1 µg/L de Cl-a (característico de un estado Oligotrófico), para cuerpos cuya carga manifieste un leve incremento en la presencia de algas, para lo cual será necesario la aplicación de sistemas de tratamiento de potabilización más sofisticados (pre-cloración, coagulación, sedimentación, filtración rápida o lenta, en arena, tratamiento con membranas ósmosis inversa y ultrafiltración). Y por último un nivel 3, el cual considera un límite hasta 50 µg/l de Cl-a (característico de un estado Eutrófico) en aguas que manifiesten de manera excesiva la presencia de algas, en este nivel, los cuerpos de agua no son destinados para el consumo (Chorus y Bartram, 1999; Fawell et al, 2006).

Además, existen problemáticas socio ambientales asociados a la calidad del agua, ya que, una fuente de agua de mala calidad implica, un aumento en los costos del tratamiento de potabilización lo que se traduce, en un aumento del costo por consumo del agua potable por habitante (Sierra, 2011; Quiroz Fernández et al., 2014). A su vez, también se vería afectada el agua que se dispone para riego y consumo animal, lo cual impacta en la falta de producción agrícola en la zona, que afecta directamente a la población, al no poder obtener ingresos económicos por esta actividad. Esto afecta económicamente a los habitantes, influyendo en el desarrollo social productivo de la región (Quiroz Fernández et al., 2014).

El conocimiento temprano de las características físicas, tróficas y nutricionales de las fuentes de agua, es sumamente necesario, para evaluar la calidad del recurso hídrico, determinando si existe contaminación hídrica y cuáles serían sus orígenes, en función a ello, diagnosticar y analizar la vulnerabilidad de los cuerpos de agua según el destino que tenga su uso, para mejorar su gestión, aplicando estrategias de manejo del recurso como podrían ser la preservación,

restauración, remediación, mitigación o rehabilitación del agua (Abarca, 2007; Samboni Ruiz et al., 2007; Mazzeo et al., 2002; Quirós, 2007).

El manejo integrado de cuencas hidrográficas es un proceso de toma de decisiones sobre el uso de los recursos naturales y los impactos de las acciones a lo largo del tiempo. Además, considera la participación social, cultural, productiva y económica de las poblaciones ubicadas dentro de la cuenca (Paredes, 2004; Quirós, 2007; Sierra, 2011; Espinel Pino, 2018).

Descripción del problema:

La localidad de Herrera, Departamento Avellaneda, se encuentra ubicada al sudeste a 149,3 km de Santiago del Estero Capital, en ella el clima es continental con características semiáridas como todo el territorio de la provincia. Esta localidad, se encuentra delimitada por dos grandes ríos (Dulce y Salado), lo que define un paisaje de bañados sobre sus márgenes. El agua proveniente del cauce del Salado, es transportada por una red de canales para diversos usos. Esta agua presenta diversos problemas, el más predominante es el elevado contenido salino propio de los suelos por donde circula la misma. Además, se encuentra amenazada constantemente por la contaminación ambiental proveniente de diferentes fuentes agrícolas y domésticas de zonas aledañas al sitio de recarga de la fuente.

La Localidad de Herrera, dispone de un sistema de tecnologías de potabilización sofisticado, rápido y eficaz, que consiste en una pre-cloración, coagulación, sedimentación, filtración rápida o lenta, seguido de tamizado de material particulado de diversos tamaños que culminan con una ultrafiltración (UF), por último, un proceso de ósmosis inversa (OI) que equilibra el contenido salino del cuerpo de agua. Esta planta, se alimenta de dos represas que almacenan el agua cruda proveniente de un canal revestido de alimentación directa del Río Salado, pero en épocas de sequía, se ponen en funcionamiento sistemas de emergencia, los cuales consisten en captar agua proveniente de red de canales que generalmente transportan agua para riego y pasan a través de zonas urbanas,

incrementando la posibilidad que se desarrolle el fenómeno de eutrofización en los cuerpos de agua destinadas a potabilizar, los cuales pasan a estar poblados superficialmente por algas que no tan solo deterioran la calidad del agua destinada a potabilizar, sino que además generan obstrucciones a nivel operativo.

Objetivo general:

Evaluar temporalmente el indicador ambiental de eutrofización y factores asociados, en las fuentes de agua que abastecen a la Planta potabilizadora de la Localidad de Herrera, Departamento Avellaneda y, en función a ello, proponer un plan de manejo que permita la conservación del recurso hídrico en la zona.

Objetivos Específicos:

1-Analizar parámetros experimentales: Físicos (pH, temperatura, oxígeno disuelto y conductividad), Nutricionales (NO_3^- y PO_4^{3-}) y Biológicos (Cl-a) de las muestras extraídas en los distintos puntos de muestreo durante un período Septiembre-Diciembre 2020.

2- A partir de los datos obtenidos de Cl-a, cuantificar el Índice del Estado Trófico (TSI) propuesto por Carlson (1977) para poder determinar el grado de eutrofización de los puntos de muestreo considerados.

3- Realizar un análisis estadístico de correlación entre los parámetros nutricionales con el valor de TSI, y en función a ello, determinar cuál ejerce mayor influencia en la situación ambiental de los cuerpos de agua analizados y sus posibles fuentes.

4- Analizar la situación ambiental mediante modelo de presión–estado–respuesta (PER).

5- Proponer un plan de manejo ambiental para los cuerpos de agua destinados al consumo humano en la Localidad de Herrera.

MATERIALES Y MÉTODOS

1. Recolección de muestras

Se realizó el muestreo mediante cuatro campañas, durante el periodo (septiembre- diciembre), correspondiente a la temporada primaveral del año (2020). Época donde comienzan a registrarse elevadas temperaturas en la región.

En cada una de las campañas se recolectó un total de 12 muestras, las estaciones de muestreo fueron (Figura 2 y 3):

- 1- RSH: Rio Salado- Herrera (alimentación represas Herrera)**
- 2- RH1: Represa 1 – Herrera**
- 3- RH2: Represa 2– Herrera**

El muestreo se realizó considerando las siguientes pautas:

- Selección de tipo de muestreo: Muestreo seleccionado (nivel I) según la bibliografía de Albaca, 2007. El cual consta en el uso de protocolos sencillos y económicos, donde se pueden utilizar los llamados kits de evaluación rápida, para detección temprana.
- Creación de un registro (ficha de campo) donde se registre; ubicación exacta del punto de muestreo por medio del GPS (marca), horario, y fecha (Tabla 1).

El horario considerado para el muestreo fue el de 10:30 am–11:15 pm, ya que el mismo representa el horario con mayor incidencia de radiación solar (Jiménez, 2003).

- Preparación de recipientes de muestreo de un litro (botellas plásticas cubiertas con papel aluminio en su totalidad para evitar la fotoxidación de los pigmentos) previamente preparados con rótulo y enjuagados tres veces con el agua a muestrear, con el fin de evitar la contaminación de la muestra con otras sustancias.

- Las muestras integradas se recogieron casi en superficie con la ayuda de una botella de boca ancha de 1 l, luego se traspasaron a botellas forradas en papel aluminio previamente rotuladas de las mismas.
- En todos los casos se tomaron muestras integradas, es decir, se realizó una mezcla de muestras individuales o puntuales recogidas superficialmente en diferentes sitios simultáneamente (Figura 3) (Ruiz et al., 2007)
- Se almacenaron las muestras en sus respectivos recipientes y se colocaron en la hielera para su preservación a una temperatura aproximada de 4 °C.

Tabla 1: Registro de coordenadas y horario en las distintas estaciones de muestreo.

Estaciones de muestreo	Coordenadas	Horario de muestreo
Rio Salado- Herrera (RSH)	-28.4085270,-63.0360150	10:30 am
Represa 1-Herrera (RH1)	-28.4863240,-63.0609210	11:00 am
Represa 2-Herrera (RH2)	-28.4858170,-63.0620190	11:15 am

Puntos de Muestreo

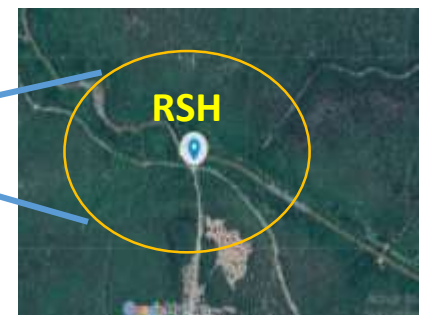
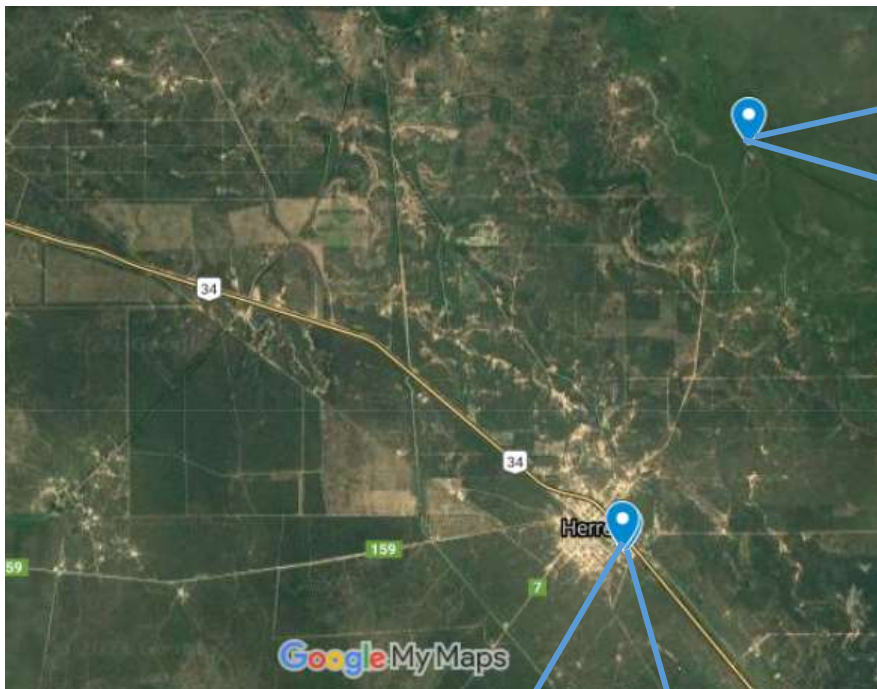


Figura 2: Punto Rio Salado-Herrera (RSH)

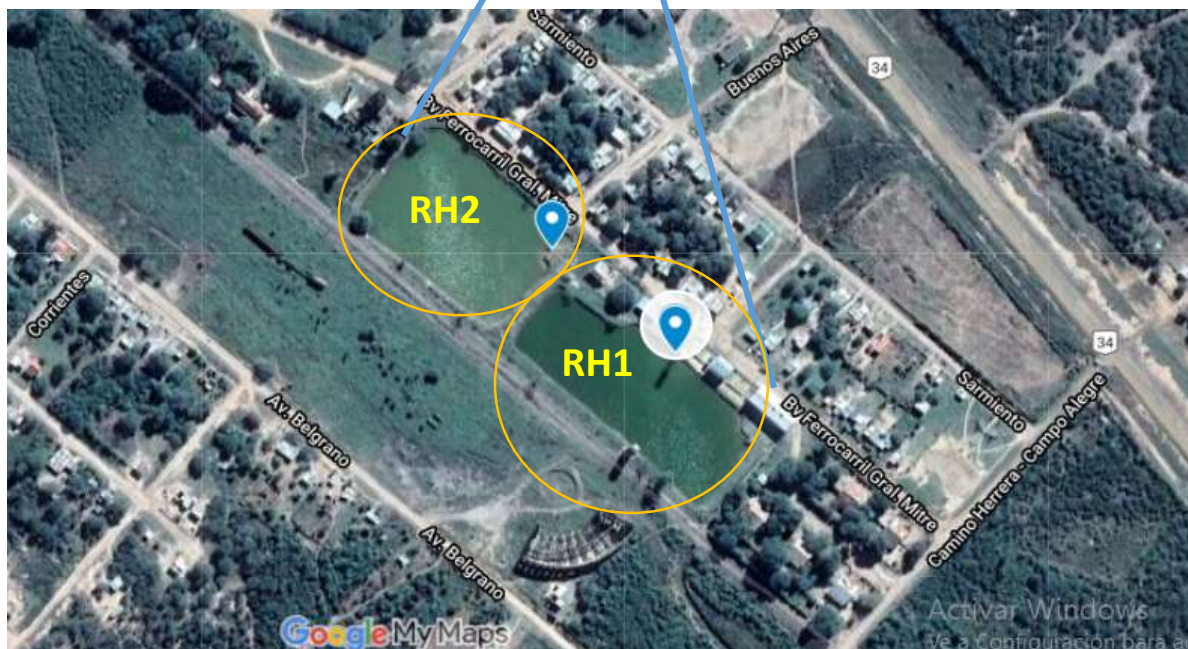


Figura 3: Puntos de muestreo en represas de planta potabilizadora.

Represa 1-Herrera (RH1) y Represa 2-Herrera (RH2)

2- Medición de parámetros físicos “in situ”

Los parámetros físicos que se midieron “in situ” fueron: Potencial Hidrógeno (pH), Temperatura (T), Oxígeno Disuelto (OD) y Conductividad Eléctrica (CE) utilizando diferentes equipos detallados en la siguiente tabla (Tabla 2).

La medición “in situ” se llevó a cabo por medio del siguiente procedimiento:

- Cada una de las sondas fueron lavadas con agua destilada antes de iniciar la medición.
- Para medir los parámetros pH, temperatura y conductividad se recolectaron muestras integradas de las distintas zonas de estudio en un balde de plástico previamente lavado con el agua (Figura 4-Anexo).
- Se introdujeron las sondas en los baldes por un tiempo aproximado de tres minutos hasta estabilizar el valor medido (Figura 5-Anexo).
- Para la medición del OD se colocó la sonda directamente en el cuerpo de agua esperando su estabilización por un tiempo aproximado de cinco minutos (Figura 6-Anexo).
- Los datos obtenidos de cada una de las mediciones de los diferentes puntos se anotaron en la ficha de campo.

TABLA 2. Parámetros físicos

PARÁMETROS	EQUIPO	UNIDAD
POTENCIAL HIDRÓGENO	HANNA HI-8424	-
TEMPERATURA	HANNA HI-8424	°C
CONDUCTIVIDAD	HANNA H-8733	mS/cm
OXÍGENO DISUELTO	HANNA HI-9146	mg/l

3-Análisis de parámetros nutricionales

Para el análisis de los parámetros nutricionales se utilizó un analizador multiparamétrico HANNA 83200, el cual realiza la lectura directa de las especies químicas de interés siguiendo las técnicas sugeridas en Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (Tabla.3).

Procedimiento de preparación de la muestra

1. Se tomaron 10 ml de las muestras y se realizó una dilución 1:10 (10 ml muestra en 90 ml de agua destilada).
2. Se tomó una alícuota de 10 las diluciones realizadas y se procedió a medir parámetros nutricionales, en un analizador multiparamétrico HANNA 83200.

Tabla 3. Métodos y reactivos aplicados para analizar los parámetros seleccionados en el analizador multiparamétrico HANNA 83200 (Figura 7-Anexo).

PARÁMETRO	FOSFATO	NITRATO
MÉTODO	Adaptación Método Aminoácido	Adaptación Reducción por Cadmio
REACTIVO	HI 93717A-0 HI 93717B-0	HI 93728-0
LIMITE DE DETECCION	0.00 y 2.50 mg/l	0.0 a 30.0 mg/l
UNIDADES	mg/l	mg/l

4-Análisis de parámetros biológicos:

4-A- Análisis Clorofila-a (Cl-a)

Para el análisis de clorofila “a” se utilizó el método analítico 10200 H. Chlorophyll, Spectrophotometric Determination of Chlorophyll tomado de Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, según aprobado y validado por la Asociación Americana de Salud Pública (APHA) (Rice et al., 2012). Este método espectrofotométrico puede utilizarse en sistemas acuáticos con baja concentración de nutrientes.

A- Procesado inicial de las muestras

- 1- Las muestras fueron tomadas sobre recipientes tapados con papel aluminio.
- 2- Al llegar al laboratorio fueron homogeneizadas las muestras.
- 3- Se realizó un **Filtrado 1**: 250 ml de muestra homogeneizados se los filtró utilizando un filtro de 28 μm de tamaño de poro para quitar interferencias de la muestra (Figura 8 y 9-Anexo).
- 4- Se realizó un **Filtrado 2**: Al filtrado se lo sometió a una segunda filtración con filtros de fibra de vidrio GF/C (0,47 μm) (Figura 10-Anexo).
- 5- Se registraron los volúmenes filtrados.
- 6- Los filtros se doblaron colocando el lado que contenía las células, hacia el interior y luego se guardaron en tubos falcon cubiertos con papel aluminio (Figura 11-Anexo).
- 7- Se conservó los filtros a -20 °C.

B- Extracción de pigmentos con acetona al 90 %

Reactivos

- Acetona 90%

- HCl 0,1 N

Procedimiento (Figura 12-Anexo)

1. Se trabajó con luz difusa para evitar la fotooxidación de los pigmentos
2. Utilizar recipientes opacos o cubiertos con papel aluminio.
3. Medir 10 ml de acetona.
4. Recortar los filtros y ponerlos de nuevo en los tubos, tratando de quitar la parte blanca.
5. Agregar aproximadamente 3 ml de acetona.
6. Macerar por 1 minuto a máxima velocidad.
7. Lavar el mortero con unos pocos mililitros de acetona al 90 % y añadir el lavado a los tubos.
8. Agregar el resto de la acetona al 90 %, cuidando que los filtros queden sumergidos.
9. Guardar 20-24 hs en heladera (4 °C).

C- Lecturas espectrofotométricas

1. Se clarificó el extracto por filtración a través de filtro desechable.
2. Se midió y registró el volumen de extracto clarificado.
3. Se puso en cero el espectrofotómetro UV-1800 (Figura 13-Anexo) con acetona al 90 %.
4. Se colocaron 3 ml del extracto clarificado en una cubeta de 1 cm.
5. Se procedió a iniciar las lecturas de las densidades ópticas a 750 nm y 664 nm.
La absorbancia de la muestra a 750 nm (turbiedad) no debe ser superior a 0,005 (Bahamonde y Cabrera, 1984). Si fuese así, re-filtrar.

6. Se acidifico el extracto agregando a la cubeta 0,1 ml de HCl 0,1 N (Figura 14-Anexo).
7. Se agitó suavemente el extracto acidificado, se esperó 90 segundos, y se procedió a leer y registrar las densidades ópticas a 750 y 665 nm.

D- Cálculos

Clorofila-a (Cl-a)

1-Ecuación planteada por Lorenzen (1967) y recomendadas por APHA (1995)

$$\text{Cl-a} = \frac{26,7 ((A664 \text{ aa} - A750 \text{ aa}) - (A665 \text{ da} - A750 \text{ da})) * v1}{V2 * L}$$

Referencias:

v1: volumen del extracto (l)

V2: volumen de la muestra (m³)

L: recorrido de luz (cm)

aa: antes de acidificar

da: después de acidificar

Los resultados se obtienen en **mg/l** (que es equivalente a **µg/l**)

5-Determinación del Índice de Estado Trófico (TSI)

El método utilizado para determinar el nivel trófico de las estaciones de muestreo seleccionadas es el propuesto por Carlson en 1977 y modificado por Aizaki en 1981 (Moreno et al., 2010), en el que se utiliza la ecuación 2 para determinar el TSI.

Ecuación 2: Índice de Carlson en 1977

$$TSI_{Clorof\ a} = 10 * (2,46 + \frac{\ln(Clorof\ a)}{\ln(2,5)})$$

Donde:

TSI CI-a: Índice del Estado Trófico para clorofila “a”

Los resultados obtenidos de TSI se compararon con la escala de valores del estado trófico en los cuerpos de agua presentada en la Tabla 4.

Tabla 4: Escala del Índice de Estado Trófico (Carlson, 1977)

ESTADO DE EUTROFIA	TSI	Clorofila “a” (mg/l)
Oligotrófico (TSI≤30)	0	0,04
	10	0,12
	20	0,34
	30	0,94
Mesotrófico (30<TSI≤60)	40	2,60
	50	6,40
	60	20,00
Eutrófico (60<TSI≤90)	70	56,00
	80	154,00
	90	427,00
Hipertrófico (90<TSI≤100)	100	1183,00

6-Análisis estadístico

De manera adicional, se determinó la correlación existente entre los parámetros nutricionales como el PO_4^{3-} y NO_3^- con el valor de Cl-a, para saber cuál de los dos ejerce más incidencia en la presencia y desarrollo de algas.

Para poder correlacionar estos parámetros, se consideró el coeficiente de correlación de Pearson (r) el cual, según Ledesma et al (2013), permitiría, medir la magnitud de la relación lineal entre dos variables aleatorias cuantitativas que no depende de las unidades de medida de las variables originales, dicha herramienta estadística puede calcularse, utilizando el programa Microsoft Excel (versión Microsoft Office Professional Plus 2016), la cual además nos permitió obtener medidas de dispersión (varianza, desviación estándar) y de centralización (media) de los datos obtenidos. Para el análisis de correlación se consideró, la tabla planteada por Canavos (1988) la cual permite relacionar la magnitud r como un indicador del nivel de asociación entre dos variables (Tabla 5).

Tabla 5: Correlación lineal entre dos variables (Canavos, 1988)

Valores de r Tipo y grado de correlación	
-1	Correlación Inversa Perfecta
$-1 < r \leq -0$	Correlación Inversa
0	No existe Correlación
$0 \leq r < 1$	Correlación Directa
1	Correlación Directa Perfecta

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

1- Parámetros físicos medidos “in situ”

El análisis abordado en esta investigación, está enfocado hacia un programa de monitoreo de calidad de agua, para ello, se midieron los parámetros físicos (Potencial Hidrógeno, Temperatura, Oxígeno Disuelto y Conductividad Eléctrica) “in situ”. Los valores obtenidos, fueron procesados estadísticamente considerando las siguientes medidas: promedio, varianza y desviación estándar que permitieron estimar la dispersión de los datos.

1-A-Potencial Hidrógeno (pH)

El pH es un parámetro de uso general que permite medir el grado de acidez o alcalinidad de una determinada muestra. Sus valores, representan la concentración de los iones hidrógeno (Albaca, 2007).

El agua que contiene más iones de hidrógeno, que oxhidrilos, es ácida (valores de pH menores a 7), mientras que el agua que tiene más iones hidroxilo es básica (valores de pH mayores a 7) (Albaca, 2007).

Considerando los resultados obtenidos en la Tabla 6, en esta experimentación, se pudo observar que no existieron variaciones significativas para este parámetro en todos los sitios de muestreo, durante el periodo considerado y que los mismos oscilaron entre 7-8,7. Los cuales, según Korhonen et al (2012), son valores correspondientes a un ecosistema acuático “saludable” en los cuales los rangos normales de pH varían de 6,5-9.

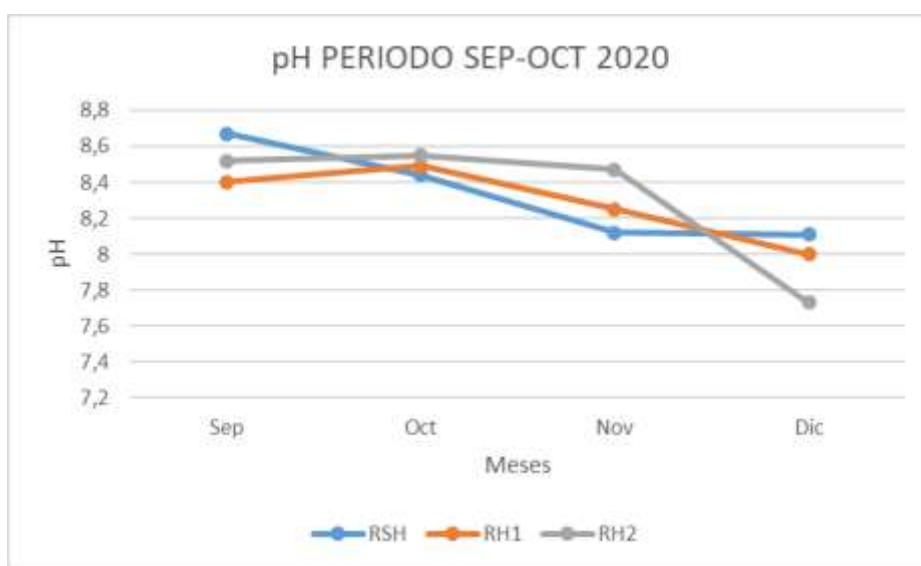
En el Gráfico 1 se representa la variación del pH en los distintos puntos durante los meses de muestreo, observándose que durante los meses de Octubre y Noviembre el pH de RSH (fuente de alimentación) desciende cuando llega a las

represas. Esto, podría deberse a la presencia de algún descarte químico provenientes del lavado de membranas o del proceso de potabilización.

Tabla 6. Valores medidos de pH en cada punto de muestreo, en el periodo Septiembre-Diciembre del 2020 en la zona de Herrera, Departamento Avellaneda.

PUNTOS DE MUESTREO	pH Sep	pH Oct	pH Nov	pH Dic	PROMEDIO	MEDIA	VARIANZA	DESVIACIÓN ESTÁNDAR
RSH	8,67	8,44	8,12	8,11	8,33	8,30	0,05	0,23
RH1	8,4	8,49	8,25	8,0	8,28			
RH2	8,52	8,55	8,47	7,73	8,31			

Gráfico 1. Variación de pH en las distintas estaciones de muestreo durante el periodo Septiembre-Diciembre 2020.



1-B-Temperatura (T)

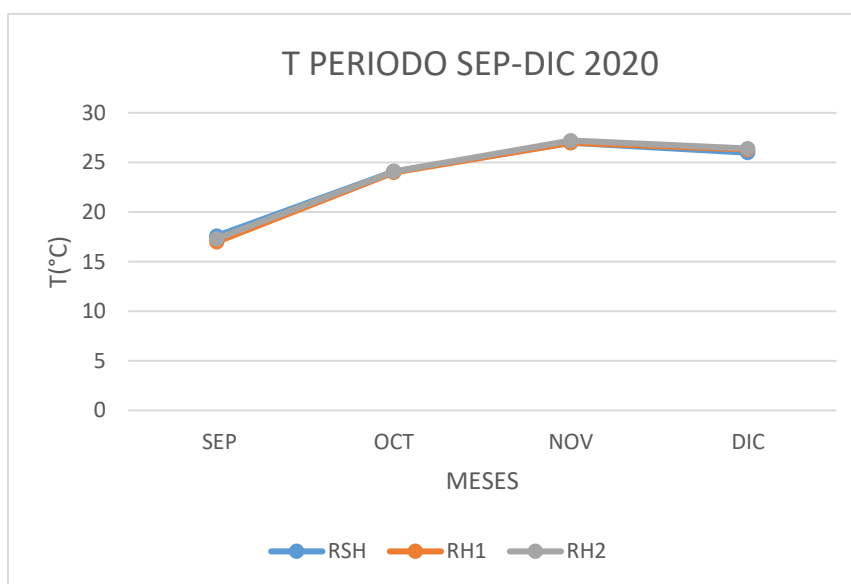
El segundo parámetro físico analizado, fue la temperatura, la cual se considera un factor muy importante a la hora de controlar la calidad del agua al ser esta una variable que influye en numerosos procesos físicos, químicos y biológicos de medios acuáticos (Loja, 2013). Muchos factores afectan directamente la temperatura del agua, entre los principales tenemos, la ubicación geográfica del cuerpo de agua (en regiones templadas, tropicales o subtropicales) y la estación del año (Albaca, 2007). Es de esperarse que un cuerpo de agua localizado en regiones templadas pudiera tener variaciones más amplias a lo largo del año que aquellos ubicados en regiones tropicales donde las variaciones de temperatura son más estrechas.

En el estudio realizado sobre la Localidad de Herrera se pudo observar, que la temperatura medida durante los meses de estudio (Tabla 7 y Gráfico 2) en los diversos puntos, varió entre 17,1- 26,4 °C, sin diferencias significativas en los distintos sitios en cada muestreo. Además, se observan aumentos paulatinos de este parámetro hacia la estación estival, lo cual es usual en regiones subtropicales, como Santiago del Estero (Pérez-Carrera et al., 2008). A pesar de ello, los incrementos registrados a la hora del muestreo en los distintos puntos, no marcan aún la temperatura suficiente para el desarrollo desmedido de algas que generalmente oscila entre de 28- 35 °C (Hernández y Labbé, 2014).

Tabla 7. Valores medidos de T en cada punto de muestreo, en el periodo Septiembre-Diciembre del 2020 en la zona de Herrera, Departamento Avellaneda.

ZONAS DE MUESTREO	T (°C) Sep	T (°C) Oct	T (°C) Nov	T (°C) Dic	PROMEDIO	MEDIA	VARIANZA	DESVIACIÓN ESTÁNDAR
RSH	17,6	24,1	27,0	26,0	23,67	22,93	14,73	3,83
RH1	17,1	24,1	27,0	26,3	23,57			
RH2	17,3	24,1	27,2	26,4	23,75			

Gráfico 2. Variación de T en las distintas estaciones de muestreo durante el periodo Septiembre-Diciembre 2020.



1-C-Oxígeno Disuelto (OD)

El tercer parámetro medido fue el oxígeno disuelto (OD), el cual hace referencia a la concentración de oxígeno que está disuelto en el agua, por lo tanto, es considerado un parámetro importante de medirlo ya que el oxígeno es un recurso vital para los ríos y lagos saludables (Albaca, 2007). El nivel de OD puede ser un indicador de cuán contaminada está el agua y cuán bien puede dar soporte a la vida vegetal y animal (Peña, 2007).

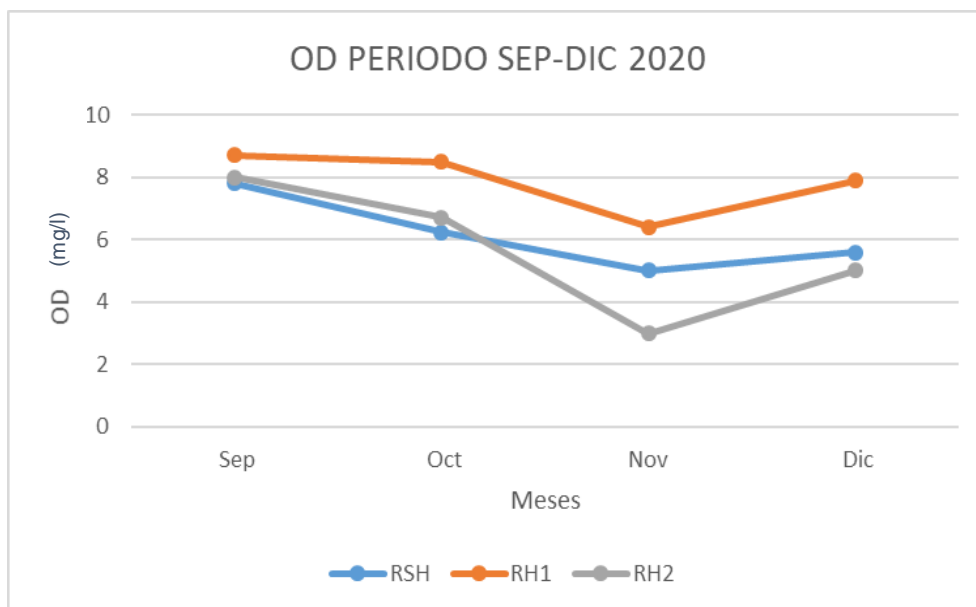
En la Tabla 8 y en el Gráfico 3 podemos observar un marcado descenso en todas las estaciones de muestreo durante el mes de Noviembre, siendo el mayor descenso registrado en RH2 (3 mg/l).

La concentración promedio de OD encontrada en las estaciones de muestreo durante todo el periodo de estudio, osciló entre 3-8 mg/l, según Goyenola (2007), esta condición es aceptable al estar dentro del rango de 5 a 8 mg/l.

Tabla 8. Valores medidos de OD en cada punto de muestreo, durante el periodo Septiembre-Diciembre del 2020 en la zona de Herrera, Departamento Avellaneda.

ZONAS DE MUESTREO	OD (mg/l) Sep	OD (mg/l) Oct	OD (mg/l) Nov	OD (mg/l) Dic	PROMEDIO	MEDIA	VARIANZA	DESVIACIÓN ESTÁNDAR
RSH	7,8	6,2	5,0	5,6	6,15	6,02	2,33	2,69
RH1	8,7	8,5	6,4	7,9	7,87			
RH2	8,0	6,7	3,0	5,0	5,67			

Gráfico 3. Variación de OD en las distintas estaciones de muestreo durante el periodo Septiembre-Diciembre 2020.



1-D-Conductividad eléctrica (CE)

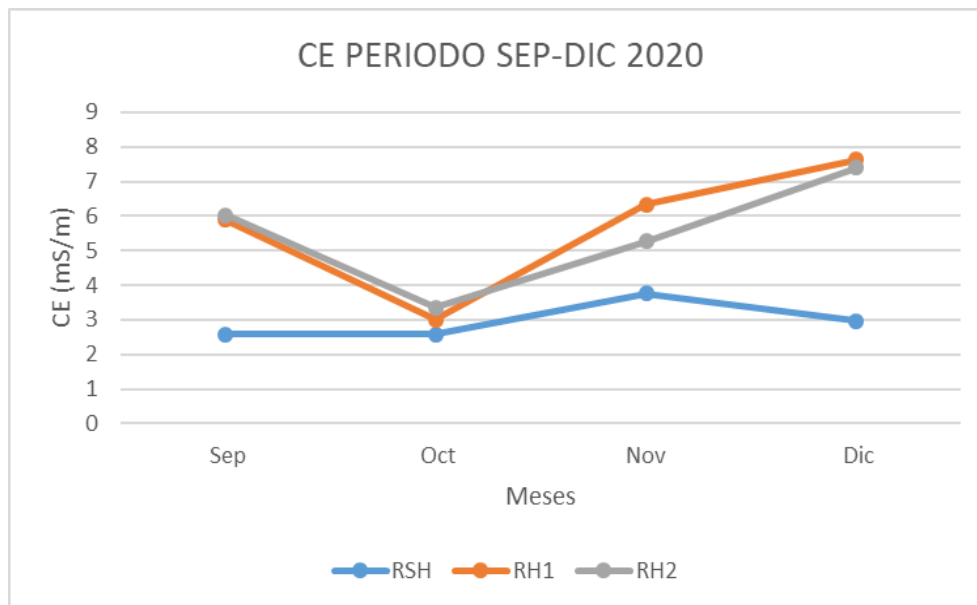
El último parámetro físico medido, fue la Conductividad Eléctrica (CE), considerada como la capacidad del agua de conducir corriente eléctrica. Este parámetro, es sensible a las variaciones de sólidos disueltos, principalmente de sales minerales (Sawyer et al., 2001).

La Tabla 9, evidencia que no existen variaciones significativas durante todo el periodo de estudio en cada sitio de estudio; en contraste se marca un ascenso desde el rio hacia las represas, con excepción en el mes de Octubre. Los rangos de este parámetro variaron de 2000-7000 mS/m. Observándose en el Gráfico 4, picos máximos de 7630 y 7400 mS/cm en las represas RH1 y RH2 respectivamente, durante el mes de Diciembre. Según Saavedra (2006), las conductividades medidas, superan el máximo detectable en la mayoría de las aguas dulces naturales que oscila entre 1000 mS/cm a los 3500 mS/cm.

Tabla 9. Valores medidos de CE en cada punto de muestreo, durante el periodo Septiembre-Diciembre del 2020 en la zona de Herrera, Departamento Avellaneda.

PUNTOS DE MUESTREO	CE (mS/m) Sep	CE (mS/m) Oct	CE (mS/m) Nov	CE (mS/m) Dic	PROMEDIO	MEDIA	VARIANZA	DESVIACIÓN ESTÁNDAR
RSH	2600	2580	3760	2970	2970	4060	3,29	1,81
RH1	5890	3010	6330	7630	5710			
RH2	6030	3350	5270	7400	5510			

Gráfico 4. Variación de CE en las distintas estaciones de muestreo durante el Periodo Septiembre-Diciembre 2020.



2-Parámetros Nutricionales

Para poder detectar indicios de eutrofización es necesario monitorear periódicamente la composición nutricional de los cuerpos de agua. Este estudio, consideró un análisis cuatrimestral de los parámetros nutricionales (PO_4^{3-} y NO_3^-), de los cuales sus resultados de los valores fueron procesados estadísticamente y representados en tablas y gráficos.

2-A-Fosfatos (PO_4^{3-})

Su presencia puede provenir de rocas, de pesticidas orgánicos que contienen PO_4^{3-} (Albaca, 2007). Pueden además encontrarse en solución como partículas o como fragmentos sueltos en los cuerpos de organismos acuáticos (Albaca, 2007). Otro de sus orígenes podría deberse al filtrado proveniente de los suelos agrícolas (Albaca, 2007).

Esta especie, es fácilmente asimilado por las plantas acuáticas y el fitoplancton, siendo un agente limitante y por lo tanto el principal responsable del aumento de la biomasa fitoplanctónica (Sierra, 2011; Rodríguez et al., 2016; Roldán y Ramírez, 2008). El crecimiento de las algas, puede provocar un aumento en la población de peces y mejorar la calidad general del agua. Sin embargo, si un exceso de PO_4^{3-} ingresa en el curso de agua, las algas y plantas acuáticas crecerán demasiado, llegando a saturar los cursos de agua generando grandes consumos de oxígeno (Albaca, 2007). Por este motivo, se considera un factor esencial para estimar el peligro de eutrofización de un ecosistema acuático.

En este estudio, las concentraciones de PO_4^{3-} medidas durante el periodo considerado (Tabla 10), oscilaron en valores promedio entre 0,65 mg/l y 1,27 mg/l, encontrándose dentro del rango óptimo (0,6-1,51mg/l) en aguas superficial (Sagarpa, 2006). A pesar de ello, estos valores también permiten el desarrollo de microalgas (Cerón, 2015).

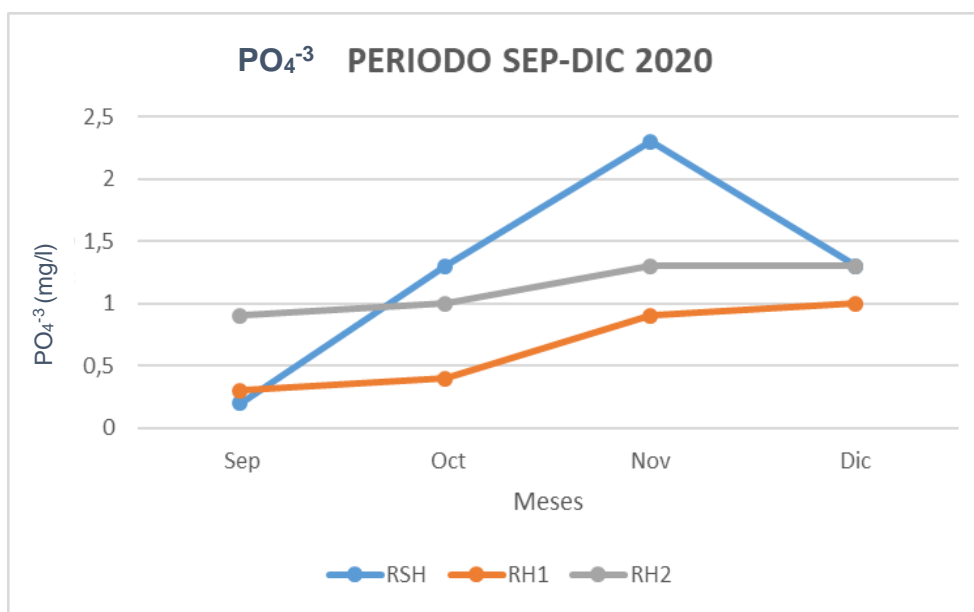
El Gráfico 5, demuestra visualmente que el comportamiento general de este parámetro en las represas se mantiene estable durante todo el periodo de experimentación, mostrándose siempre una tendencia hacia valores superiores en el punto RH2, que en RH1. Sin embargo, en la fuente (RSH), pudieron ser detectados valores pico, esto podría deberse a la intensa actividad humana próxima a las fuentes de agua (descargas urbanas o efluentes que contienen detergentes ricos en polifosfatos) (Silvério, 2006; Sánchez et al., 2007; Bolaños-Alfaro et al., 2017).

El Gráfico 5 y la Tabla 10 refleja que la concentración de PO_4^{-3} de la fuente RSH y del punto RH1 (primer punto de almacenamiento) son similares durante el mes de Septiembre. Uno de los comportamientos destacables de este parámetro se observó durante el mes de Noviembre, donde se registró un notable incremento de este parámetro en todas las estaciones de muestreo, siendo el aumento más pronunciado, el detectado en la fuente de abastecimiento (RSH).

Tabla 10. Valores de PO_4^{-3} medidos en cada punto de muestreo, durante el periodo Septiembre-Diciembre del 2020 en la zona de Herrera, Departamento Avellaneda.

PUNTOS DE MUESTREO	PO_4^{-3} (mg/l)	PO_4^{-3} (mg/l)	PO_4^{-3} (mg/l)	PO_4^{-3} (mg/l)	PROMEDIO	MEDIA	VARIANZA	DESVIACIÓN ESTÁNDAR
	Sep	Oct	Nov	Dic				
RSH	0,2	1,3	2,3	1,3	1,27	0,64629	0,296388	0,544416
RH1	0,3	0,4	0,9	1,0	0,65			
RH2	0,9	1,0	1,3	1,3	1,12			

Gráfico 5. Variación de PO_4^{3-} en las distintas estaciones de muestreo durante el Periodo Septiembre-Diciembre 2020.



2-B-Nitratos (NO_3^-)

Los NO_3^- son contaminantes inorgánicos, solubles que contienen oxígeno y nitrógeno. Estos, se derivan de los nitritos (NO_2^-) y son altamente solubles por lo que se transporta fácilmente cuando fuentes contaminantes entran en contacto con el agua. Las fuentes más comunes de contaminación por NO_3^- , incluyen sistemas sépticos, basureros, fertilizantes, estiércol, y material vegetal en descomposición (Albaca, 2007; Sánchez et al 2007; Rodriguez et al., 2016; Bolaños-Alfaro et al., 2017). La precipitación o la irrigación, hacen que el NO_3^- se filtre de estas fuentes, hasta el suelo y luego corra en la superficie del agua hasta represas, lagos, lagunas, pantanos, canales o ríos (Rodriguez et al., 2016; Bolaños-Alfaro et al., 2017).

La concentración de NO_3^- , medidos durante el periodo de estudio se representan en la Tabla 11, donde puede observarse que en promedio los valores obtenidos se encuentran en un rango de 21,36 a 13,72 mg/l, estos valores superan lo máximo permitido en aguas superficiales dulces no contaminadas (0,1 mg/l - 1 mg/l) límite

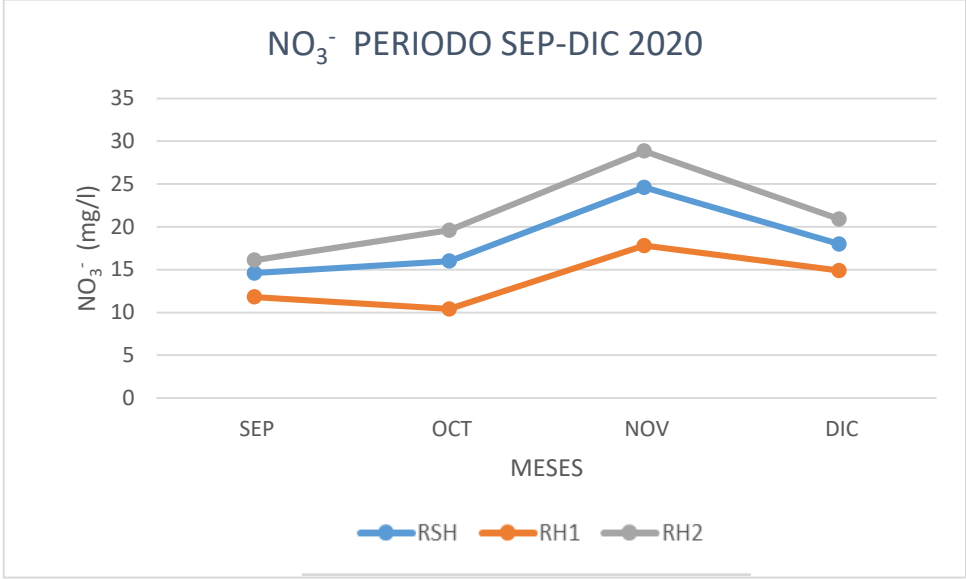
establecido por la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación (2003) para NO_3^- en fuentes de agua con requerimiento de acciones en la restauración de su calidad.

En el Gráfico 6, puede observarse una tendencia ascendente para este parámetro, en los tres puntos de muestreo a lo largo del periodo de estudio. Dentro del cual, se destaca que las concentraciones de NO_3^- en RH1 son semejantes a la de la fuente (RSH), pero RH2 refleja valor superior a los puntos anteriores (RSH Y RH1), esto podría deberse a la baja capacidad de recirculación que existe en esa represa. Puede destacarse un leve incremento de este nutriente en todos los puntos de muestreo durante el mes de Noviembre, lo cual podría deberse a que el nitrógeno aumenta en el cuerpo de agua con la muerte del fitoplancton y se transforma en amonio, el cual por medio del proceso de nitrificación, se convierte en NO_3^- cuando está ocurriendo el fenómeno de eutrofización (Kubitza, 2016). Lo cual indicaría que este tipo de fuente de provisión de agua para consumo humano, en función a la concentración de NO_3^- detectada, y según la clasificación sugerida por Subsecretaria de Recursos Hídricos de la Nación (2003), se encontraría condicionada a aplicación de tratamientos especiales que verifiquen remociones de NO_3^- .

Tabla 11. Valores de NO_3^- medidos en cada punto de muestreo, durante el periodo Septiembre-Diciembre del 2020 en la zona de Herrera, Departamento Avellaneda

PUNTOS DE MUESTREO	NO_3^- (mg/l)	NO_3^- (mg/l)	NO_3^- (mg/l)	NO_3^- (mg/l)	PROMEDIO	MEDIA	VARIANZA	DESVIACIÓN ESTÁNDAR
	Sep	Oct	Nov	Dic				
RSH	14,6	16,0	24,6	18,0	18,3	16,50542	24,731024	4,9730296
RH1	11,8	10,4	17,8	14,9	13,7			
RH2	16,1	19,6	28,8	20,9	21,3			

Gráfico 6. Variación de NO₃⁻ en las distintas estaciones de muestreo durante el Periodo Septiembre-Diciembre 2020.



3-Parámetros Biológicos

3-A-Clorofila-a (Cl-a)

La Cl-a permite determinar la concentración total de biomasa fitoplanctónica presente en un momento dado y en una concentración determinada de agua, además es empleado como un indicador de estado trófico de un ecosistema acuático, la presencia de Cl-a es un indicativo confiable en la cuantificación y seguimiento de las variaciones de biomasa, permitiendo establecer una diagnosis temprana sobre el estado de salud del ecosistema (Contreras et al., 1994; Pinto et al., 2001; Rivera et al., 2005; Rocha, 2006; Albaca, 2007; Sánchez et al., 2007).

Los resultados de la concentración de Cl-a medidos durante este monitoreo temporal, se observan en la Tabla 12, donde se pueden distinguir, que los niveles máximos medidos de Cl-a fueron detectados en todos los puntos durante el mes de Noviembre, observándose un valor pico de 14,1 ($\mu\text{g/l}$) en la estación RH2 del Gráfico 6. Sin embargo, en todos los puntos de muestreo, los valores mínimos fueron detectados durante el mes de Septiembre, observándose el mínimo valor 3,6 ($\mu\text{g/l}$) en RSH (Tabla 11 y Gráfico 7).

Los valores de Cl-a medidos, abarcan un rango de 1,7 y 14,1 $\mu\text{g/l}$, estos valores son aceptables para sistemas acuáticos (Chorus y Bartram, 1999; Rivera et al., 2005) y concordantes a un estado Mesotrófico (Carlson, 1977).

Según los parámetros de diseño aconsejados por la OMS, los valores medidos al ser inferiores a 50 $\mu\text{g/l}$, reflejan que estas fuentes de agua deberán ser tratadas mediante un sistema sofisticado de potabilización correspondiente a aguas nivel 2 (tratamiento de potabilización donde se consideren tendencias a un incremento de algas) como existe en la actualidad.

En el Grafico 7, puede observarse el comportamiento de los puntos de muestreo durante el periodo de estudio, reflejándose en primer lugar, una tendencia ascendente en la concentración de Cl-a en todos los puntos, este incremento se va

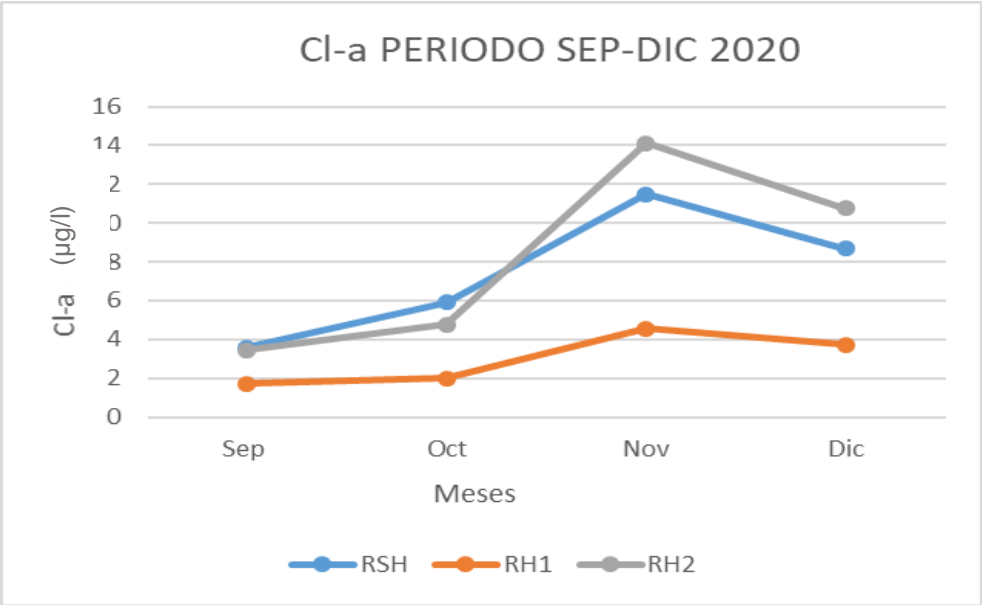
pronunciando, a lo largo de los meses más próximos a la llegada de las temperaturas más elevadas. Esto es correspondiente a lo planteado por Bauzá y Giannuzzi (2014), quienes describen que las elevadas temperaturas y la luz, inducen un desarrollo excesivo de algas y otras plantas verdes sobre la superficie de los cuerpos de agua.

El punto RH1, muestra tendencia ascendente de los valores medidos de Cl-a, sin embargo son inferiores con respecto a los demás puntos (RSH y RH2), esto podría deberse a la alta capacidad de recirculación de agua que presenta esta represa al encontrarse sobre la misma la toma de agua para el ingreso a la planta potabilizadora.

Tabla 12. Valores de Cl-a medidos en cada punto de muestreo, durante el periodo Septiembre-Diciembre del 2020 en la zona de Herrera, Departamento Avellaneda

PUNTOS DE MUESTREO	Cl-a	Cl-a	Cl-a	Cl-a	PROMEDIO	MEDIA	VARIANZA	DESVIACIÓN ESTÁNDAR
	(µg/l) Sep	(µg/l) Oct	(µg/l) Nov	(µg/l) Dic				
RSH	3,6	5,9	11,4	8,6	7,4	4,17	15,04	3,87
RH1	1,7	2,0	4,5	3,7	3,0			
RH2	3,4	4,7	14,1	10,7	8,2			

Gráfico 7. Variación de Cl-a en las distintas estaciones de muestreo durante el Periodo Septiembre-Diciembre 2020.



4- Estado Trófico

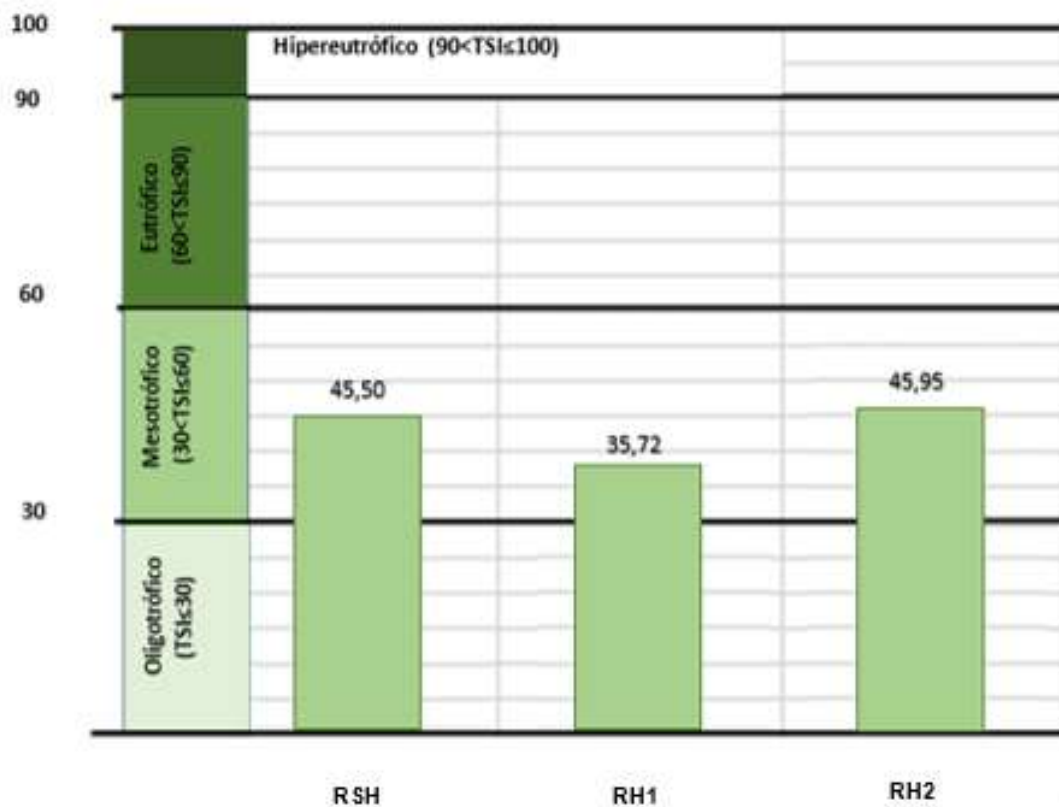
4-A-Índice de Estado Trófico (TSI)

Los valores promedio de los puntos de muestreo considerados para los meses de estudio se ven reflejados en la Tabla 13, donde se puede observar que el TSI de mayor valor (45,95) se encontró en el punto RH2, seguido del valor en RSH (45,50). Por último, el menor valor (35,72) fue detectado en el punto RH1. Los datos calculados en las distintas estaciones de muestreo, indican traspase de una condición de oligotrofia a mesotrofia ($30 < \text{TSI} \leq 60$) durante el trimestre de evaluación, lo cual es correspondiente al estado que indican los niveles de CI-a medidos en las mismas estaciones (Gráfico 8). A pesar de no ser un estado recomendado, es comúnmente encontrado ríos y embalses de la zona (noroeste argentino), los cuales están altamente influenciados por la agricultura de bajo riesgo, deposiciones de animales, descarga de efluentes domésticos no tratados y desechos de la industria alimentaria (Quirós, 2000).

Tabla 13. Valores de TSI calculados para cada punto de muestreo

PUNTOS DE MUESTREO	TSI Sep	TSI Oct	TSI Nov	TSI Dic	PROMEDIO	MEDIA	VARIANZA	DESVIACIÓN ESTÁNDAR
RSH	38,60	44,00	51,23	48,19	45,50	41,19	49,35	7,02
RH1	30,61	32,25	41,14	38,91	35,72			
RH2	38,13	41,66	53,49	50,54	45,95			

Gráfico 8: TSI en los puntos de muestreo durante el Periodo Septiembre-Diciembre 2020



5-Análisis estadístico

En los ecosistemas acuáticos, el estado trófico se relaciona principalmente con la concentración de nutrientes en el agua y la biomasa. Para poder observar el comportamiento, se realizó un análisis estadístico, solo se consideraron los valores Cl-a medidos y los valores promedio de PO_4^{-3} y NO_3^{-} medidos (Tabla 14).

Tabla 14. Parámetros promedio medidos en los distintos puntos de muestreo durante el periodo Septiembre-Diciembre 2020

PUNTOS	Cl-a	NO_3^{-}	PO_4^{-3}
RSH	7,42	18,30	1,27
RH1	3,00	13,72	0,65
RH2	8,28	21,36	1,12

La relación entre estos nutrientes y el Cl-a se determinó calculando el valor coeficiente de correlación de Pearson (r) y (r^2) conocido como el coeficiente de determinación es una estadística que representa el porcentaje de variación explicada por la regresión (Tabla 15) (Canavos, 1988).

Tabla 15: Correlación Cl-a vs Parámetros nutricionales (PO_4^{-3} / NO_3^{-}) medidos.

CORRELACIÓN	Cl-a vs PO_4^{-3}	Cl-a vs NO_3^{-}
(r)	0,93	0,96
(r^2)	0,86	0,93

La correlación existente entre los valores de Cl-a y los valores promedio de NO_3^- y PO_4^{3-} , demostraron que existe una relación directa entre los parámetros nutricionales PO_4^{3-} ($r= 0,93$) NO_3^- ($r= 0,96$) y la concentración de biomasa presente (Cl-a).

Gráfico 9: Correlación Cl-a vs PO_4^{3-}

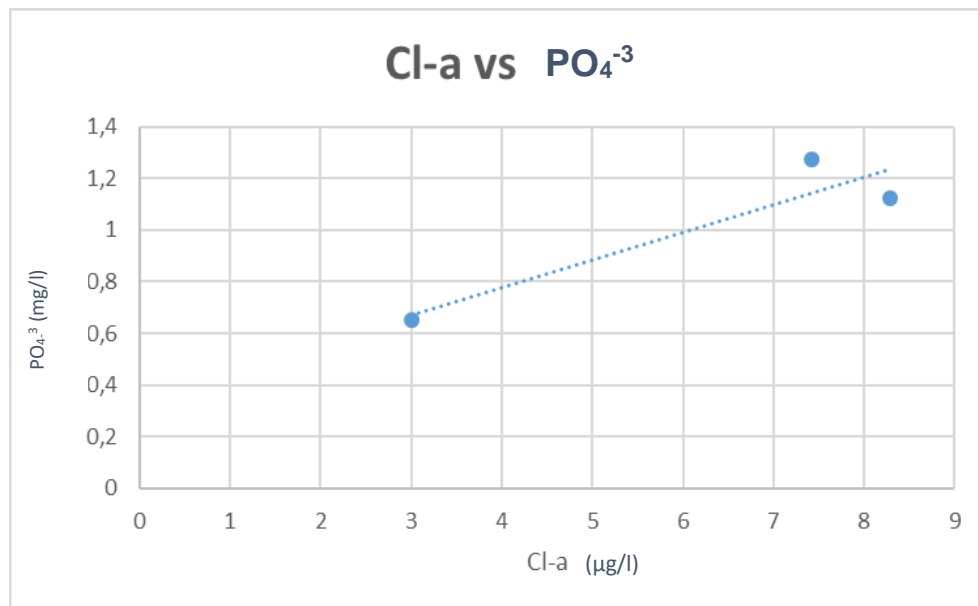
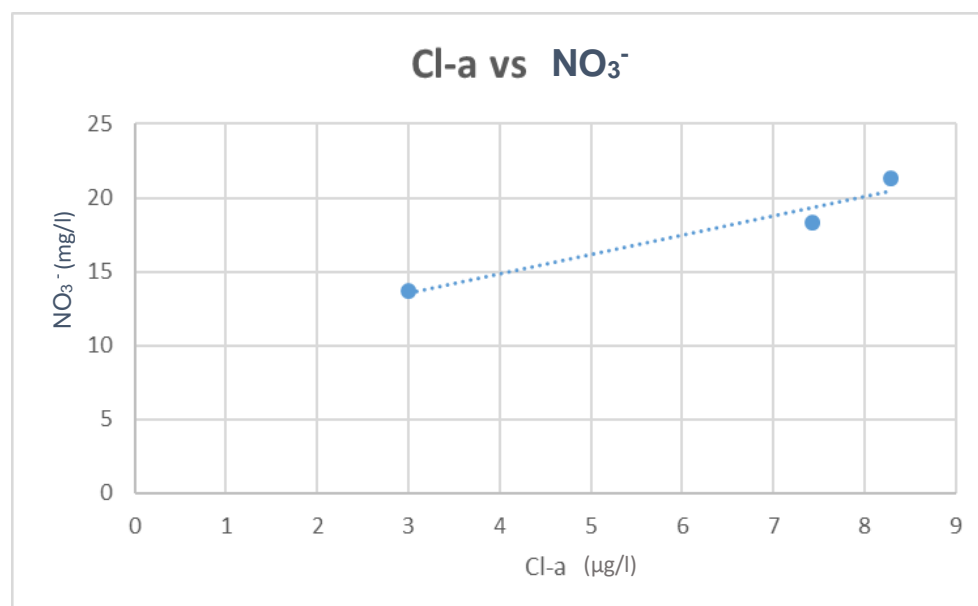


Gráfico 10: Correlación Cl-a vs NO_3^-



Los Gráficos 9 y 10 corroboran la relación directa existente entre las variables analizadas al observarse en ambos una pendiente positiva.

Recientemente se ha comprobado que a la hora de evaluar la eutrofización de los cuerpos de agua, es más propicio evaluar la relación N:P, que la evaluación individual de cada nutriente (Albaca, 2007).

En función a la evolución del monitoreo realizado en este trabajo, se puede observar que, si bien las algas podrían estar consumiendo ambos nutrientes, y que la proporción del consumo de ambos nutrientes con respecto a la biomasa encontrada es directa, existiría una leve influencia mayoritaria del NO_3^- sobre la concentración de Cl-a medida en los cuerpos de agua analizados (Gráfico 10).

6-Manejo del recurso: Análisis y Propuesta de para el manejo ambiental de los cuerpos de agua destinados al consumo humano en la Localidad de Herrera.

Para implementar programas de manejo en sistemas eutrofizados, es necesario, en primer lugar, conocer la dinámica del proceso, posibles fuentes contaminantes, diagnosticar y caracterizar el ambiente (Studer, 2007; Sierra, 2011). De esta manera se podrá conocer la respuesta que manifiestan los cuerpos de agua ante el ingreso o presencia de nutrientes, minimizar las amenazas externas, maximizar los beneficios y desarrollar programas de manejo adaptativos que permitan la preservación de los procesos evolutivos naturales (GWP, 2000; Paredes, 2004; Rojas, 2005; Abarca, 2007; Ruiz y Carranza, 2007; Quiroga Martínez, 2009; Sierra, 2011).

La evaluación de la eutrofización, es un proceso sumamente necesario para poder describir la situación real que enfrenta un ecosistema. Para poder hacerlo, es necesario definir indicadores, índices o relaciones entre parámetros físicos, químicos y biológicos, que se puedan analizar en función a ciertos estándares o criterios deseables o admisibles y puedan comunicar y orientar la interpretación de un dato de tal modo que puedan ser útiles a los procesos de toma de decisiones (Manteiga, 2000; Mazzeo et al., 2002; Mendoza Salgado et al., 2005; Rojas, 2005; Ferreira et al., 2007; Quirós, 2007; Studer, 2007; Quiroga Martínez, 2009; Moreta, 2011; Sierra, 2011).

Existen distintos esquemas de presentación de los sistemas de indicadores que se utilizan para sistematizar el análisis e interpretación, identificar las carencias, simplificar y hacer explícita una situación ambiental. Uno de ellos es el modelo de presión–estado–respuesta (PER), establecido por la Organización para la Cooperación y Desarrollo Económico (OCDE) que define una lógica, según sean las actividades humanas ejercen presiones sobre el entorno y los recursos ambientales y naturales, alterando, en mayor o menor medida, su estado inicial. La sociedad en su conjunto identifica estas variaciones y puede decidir (objetivos de política) la adopción de medidas (respuestas) que tratarán de corregir las tendencias negativas detectadas. Estas medidas se dirigen con carácter cautelar, contra los

mismos mecanismos de presión, o bien, con carácter corrector, directamente sobre los factores afectados del medio (Quiroga Martínez, 2009).

Para nuestro caso de estudio en la Localidad de Herrera, la situación ambiental podría analizarse con el diagrama PER reflejado en la Figura 15.



Figura 15: Diagrama PER de los cuerpos de agua Herrera.

Los datos obtenidos en este estudio en los distintos puntos de muestreo, reflejan una concentración promedio de PO_4^{3-} que se encuentra dentro de los rangos óptimos en agua superficial, una concentración de NO_3^- que supera lo máximo permitido aguas superficiales dulces no contaminadas y una condición trófica correspondiente al estado Mesotrófico ($30 < TSI \leq 60$).

El nivel de degradación debe ser el factor más determinante a la hora de seleccionar una estrategia de manejo y el tipo de medidas que serán prioritarias (Quirós, 2007). Para ello se considera que, en situaciones de degradación elevada, serán aplicables medidas de restauración críticas para tratar de llevar a los componentes del sistema hacia estados más deseables, de lo contrario, si los niveles de degradación son bajos, serán aplicables medidas de conservación que permitan que el sistema mantenga o mejore su estado (Quirós, 2007; Lindig-Cisneros y Zambrano, 2009; Sierra, 2011; Bauzá y Giannuzzi, 2017).

Según Quirós (2007), cuando una cuenca de drenaje se encuentra poco disturbada, (esto refleja que actividades antrópicas desarrolladas en las cercanías no generan alteraciones significativas en este cuerpo hídrico) el estado predominante, es el estacionario, “quasi” estable, en el cual son válidas las leyes de la naturaleza y las leyes más generales de la sucesión ecológica y biológica. Bajo estas condiciones, y para contrarrestar el leve impacto reflejado en la calidad de las fuentes de abastecimiento de agua potable de la zona, será necesario aplicar estrategias de conservación dominantes (Lindig-Cisneros y Zambrano, 2009), que ayuden a devolverle al sistema acuático las capacidades ecológicas que permitan equilibrarse en estados tróficos menores. Cuando se planifica una estrategia de manejo para la conservación, se pueden incluir medidas de restauración, rehabilitación, construcción, mitigación (Lindig-Cisneros y Zambrano, 2009).

La acción para un posible plan de manejo del recurso hídrico en la Localidad de Herrera podría incluir estrategias de conservación integrales (Figura16), aplicadas a nivel externo como interno para poder garantizar el resultado (Quirós, 2007).

Propuesta de manejo para la conservación de los cuerpos de agua que abastecen a la localidad de Herrera	
PROPUESTA DE APLICACIÓN EXTERNA	PROPUESTA DE APLICACIÓN INTERNA
Estrategias externas aplicadas en la región de los cuerpos de agua que abastecen a las represas de la planta potabilizadora	Estrategias aplicadas localmente en las represas que abastecen a planta potabilizadora (Medidas de remediación)
<ol style="list-style-type: none"> 1. Concientización ambiental ciudadana. 2. Control de las potenciales fuentes contaminantes (nutrientes) aguas arriba. 3. Tratamiento de efluentes urbanos. 4. Reducir el uso de detergentes. 5. Control de la actividad agropecuaria (uso de fertilizantes) y ganadera (pastoreo) próxima a la cuenca. 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Ultrasonido 2. Biorremediación/ Fitorremediación 3. Control de la carga interna 4. Dragado húmedo y seco 5. Manejo del volumen de las entradas de agua

Figura 16: Propuesta de Manejo integral de los cuerpos de agua que abastecen a la Localidad de Herrera.

A nivel externo se podría iniciar (considerando realidad socioeconómica del sitio), con una campaña de concientización y acción para los pobladores y las industrias del área, para que, de esta manera, los mismos puedan asumirse como parte responsable de su contaminación y de esta manera transformarlos en elementos proactivos que trabajan por la conservación de su cuenca (Quirós, 2007).

Otra de las medidas a considerar a nivel externo podría incluir el tratamiento de efluentes urbanos, la reducción del uso de detergentes por los pobladores, el control de la actividad agrícola (reducción del uso de fertilizantes), control de la ganadería (evitar el pastoreo de animales a orillas de la cuenca) (Quirós, 2007).

A nivel interno, podrían aplicarse estrategias de rehabilitación que eviten el desarrollo de algas o remueven los nutrientes disueltos en el lugar de almacenamiento de agua, y que además ayude a la mejora del manejo del recurso y sea accesible. Las estrategias para descontaminar y restaurar los cuerpos de agua eutrofizados, pueden incluir mecanismos físicos y biológicos aplicados in situ como lo son, el Ultrasonido o la Biorremediación. Además, podrían ser considerados mecanismos como, el dragado húmedo y seco, control de la carga interna, manejo del volumen de las entradas de agua (Mateu Cuenca, 2016).

El ultrasonido es una tecnología limpia, de bajo mantenimiento y fácil instalación, consiste en un dispositivo que emite ondas de ultrasonido sobre la superficie del agua que dificulta la llegada de nutrientes vitales y rompe poros de la pared celular de las algas, alterando su flotabilidad y causando finalmente su hundimiento y muerte (Freeman Campusano, 2020).

El sedimento generado, así sea por la precipitación de algas o la acumulación de nutrientes o contaminantes, son otra gran problemática, ya que siguen aportando nutrientes que favorecen al desarrollo de algas, reducen el volumen de las represas y generan turbidez en el agua cruda a tratar. Para poder tratar esta problemática se pueden realizar controles de carga interna, los cuales consisten en movimiento o aislamiento físico-químico de los sedimentos para realizar el intercambio de nutrientes entre el sedimento y el agua (Mateu Cuenca, 2016). También podría ser considerado la aplicación de un dragado húmedo y seco, donde el húmedo se basa

en la deposición del sedimento en una balsa flotante succionando desde el fondo. En el dragado en seco, el material se transporta a una planta de lavado, donde los lixiviados en las llamadas lagunas de sedimentación, este método es más efectivo puesto que la represa no alcanzara un momento de turbidez (Mateu Cuenca, 2016).

La otra técnica de rehabilitación local aplicable en este caso, sería la Biorremediación o Fitorremediación, estrategia rentable para desintoxicar entornos contaminados, no requiere de grandes inversiones económicas y que no depende de la incorporación de químicos (Fernández et al., 2004). Esta técnica consiste en aprovechar las capacidades de autodepuración de las plantas verdes acuáticas (macrófitas) nativas o incorporadas. Las cuales han sido comúnmente implementadas bajo esquemas de sistemas de humedales artificiales para el tratamiento de aguas eutrofizadas o con contaminantes superficiales ya que cuentan con la habilidad de asimilación de nutrientes y la creación de condiciones favorables para la descomposición de materia orgánica, además de su poder de proliferación, sus raíces cuentan con una gran superficie de contacto con el agua residual; adicionalmente, entre sus ventajas se puede mencionar la creación de ecosistemas para microorganismos depuradores y bioacumulación de contaminantes (Goldman et al., 1986; Brix et al., 1989; Ellis et al., 1994; Peterson et al., 1996).

También sería importante considerar el manejo del volumen de las entradas de agua a las represas, con la finalidad de regular el régimen de circulación de agua, renovando los cuerpos de la misma, acortando los tiempos de residencia, provocando la dilución de los nutrientes, evitando así el desarrollo de algas y además eliminando parte de la carga interna (que contenga algas y plantas). Se necesita una renovación de 10 a 15% del volumen de la represa para que sea efectiva (Mateu Cuenca, 2016).

La garantía para el éxito de estos programas, está relacionada a asesoría técnica de un profesional, definición del diseño, una buena coordinación y ejecución del plan. Además, es sumamente necesaria la participación ciudadana en las

actividades, para que el plan pueda ser controlado por la ciudadanía y que no se convierta en un proyecto abandonado (Paredes, 2004).

CONCLUSIÓN

En provincia de Santiago del Estero, el déficit hídrico, las diferencias socioeconómicas, y el terreno sobre el cual vivimos, hicieron que el agua sea un recurso sumamente escaso y valioso. Este recurso, en cualquiera de las condiciones que se presente, es destinado para el tratamiento de potabilización. Por este motivo, es de suma importancia que existan estudios que permitan conocer cómo se ven afectadas sus características físicas, químicas y biológicas, ya sea por actividades antrópicas o naturales situadas sobre el territorio. En función a ello y al objetivo general de este trabajo, se pudo comprobar que las variables físicas medidas in situ como, pH y OD están dentro de los límites correspondientes a un ecosistema acuático “saludable”, donde el pH tiene valores admisibles dentro del rango de 7,0-8,7, mientras que el valor de OD se encuentra dentro del límite permisible 3-8 mg/l. La Temperatura medida durante los meses de estudio en los diversos puntos, varió entre 17,0- 26,4 °C, lo cual es usual para la época en regiones subtropicales. Por último, la CE, parámetro clave en la región, ya que debido al tipo de suelo por el que circula el agua, pueden encontrarse picos máximos de 7630 y 7400 mS/cm en las represas RH1 y RH2 respectivamente. La CE medida durante el tiempo de experimentación, osciló entre 2000- 7000 mS/cm, estos valores son superiores a las conductividades detectadas en aguas dulces, por ese motivo, la planta potabilizadora de Localidad de Herrera, dispone de un sistema de osmosis inversa, para quitar las sales en exceso del agua cruda.

Por otro lado, las variables nutricionales tales como PO_4^{3-} y NO_3^- medidas durante el periodo considerado, mostraron para el caso del PO_4^{3-} , valores promedio entre 0,6 mg/l y 1,2 mg/l, estos valores se encuentran dentro del rango óptimo establecido en aguas superficiales (0,60-1,51 mg/l). Manifestándose un pronunciado aumento en todas las estaciones de muestreo durante el mes de Noviembre. En el caso del NO_3^- los valores se encuentran en un rango de 21,36 a 13,72 mg/l, superando el máximo permitido para aguas superficiales dulces no contaminadas (0,1 mg/l – 1,0 mg/l). Se observa un leve aumento en todas las estaciones de muestreo durante el mes de Noviembre.

El parámetro biológico considerado (Cl-a), presenta valores que se encuentran en un rango de 1,73 y 14,12 $\mu\text{g/l}$, los cuales, según la clasificación de la OMS, son correspondientes a un nivel 2 (leve incremento en la presencia de algas), lo cual indica que las aguas de estas fuentes requieren de un tratamiento sofisticado para su potabilización, como las existentes en la actualidad.

El análisis estadístico, permitió establecer que la proporción del consumo de ambos nutrientes con respecto a la biomasa encontrada es directa, sin embargo, existiría una leve influencia mayoritaria del NO_3^- sobre la concentración de Cl-a medida en los cuerpos de agua analizados.

La evaluación temporal del indicador ambiental de eutrofización (TSI) medido de la Localidad de Herrera permitió definir en los tres puntos de muestreo considerados, un diagnóstico Mesotrófico ($30 < \text{TSI} \leq 60$), propio de sistemas lénticos pobres en nutrientes y con mediana presencia de algas en su superficie.

Durante el mes de Noviembre se observaron en todos los puntos de muestreo valores máximos de PO_4^{3-} , NO_3^- , Cl-a y mínimos de OD. Lo cual es correspondiente con el cambio de estado trófico (de oligotrofia a mesotrofia).

El comportamiento general del PO_4^{3-} , NO_3^- y Cl-a en las represas se manifiesta con tendencia ascendente a lo largo del periodo de experimentación, mostrándose que en RH2, los valores para todos estos parámetros siempre son superiores que en los demás puntos (RH1 y RSH). Esto es propio de una mala circulación del agua dispuesta sobre ambas represas, por lo que sugiere la realización de únicos reservorios, para que la masa de agua se mantenga con características uniformes hasta su potabilización.

En función al resultado de los análisis realizados y del diagnóstico obtenido de los cuerpos de agua en la Localidad de Herrera, se establece que el tren de tratamiento utilizado en esa región (pre-cloración, coagulación, sedimentación, filtración rápida o lenta, en arena, tratamiento con membranas ósmosis inversa y ultrafiltración), es el correcto según la OMS para las características definidas de las aguas analizadas y se propone para su mejor manejo un plan que incluya estrategias de conservación integrales aplicadas a nivel externo como interno para poder garantizar el resultado.

BIBLIOGRAFÍA

- Abarca, FJ. (2007). Técnicas para evaluación y monitoreo del estado de los humedales y otros ecosistemas acuáticos Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México, Óscar Sánchez, Mónica Herzig, Eduardo Peters, Roberto Márquez-Huitzil y Luis Zambrano (editores), Instituto Nacional de Ecología (INE-Semarnat).
- American Public Health Association (APHA). (2012). American Water Works Association (AWWA) y Water Pollution Control Federation (WPCF) Standard methods for the examination of water and wastewater, 22nd ed. APHA, Washington, USA.
- Bahamonde, N. y Cabrera, S. (1984). Embalses, fotosíntesis y productividad primaria. Serie MAB-UNESCO, Alfabetá Impresores. Universidad de Chile, Santiago.
- Barreto, LV., Barros, MF., Bonomo, P., Rocha, FA y da Silva Amorim, J.(2013) . Eutrofização em rios brasileiros. Enciclopedia Biósfera, 9(16), p. 2179.
- Bauzá, L y Giannuzzi, L. (2011). Métodos de control del desarrollo de floraciones cianobacterianas en ambientes acuáticos; Ministerio de Salud de La Nación; 117-139.

- Bolaños-Alfaro, J., Cordero-Castro, G. y Segura-Araya, G. (2017). Determinación de nitritos, nitratos, sulfatos y fosfatos en agua potable como indicadores de contaminación ocasionada por el hombre, en dos cantones de Alajuela (Costa Rica). *Tecnología en Marcha*. Vol. 30-4. Pág 15-27.
- Brix, H. y Schierup, H. (1989). " El uso de macrófitos. acuáticos en el control de la contaminación del agua" In *Ambio*, Stockholm, vol 18, pp 100-107, 1989, pp. 223, 224, 226, 237.
- Canavos, G. (1988). *Probabilidad y Estadística. Aplicaciones y Métodos*. México, McGraw-Hill.
- Carlson, R. (1977) A Trophic State Index For Lakes. *Limnology and Oceanography*, 22 (2): 361-369pp
- Carlson, R. (1977). A Trophic State Index For Lakes. *Limnology and Oceanography*, 22 (2): 361-369pp.
- CARU (Comisión Administradora del Río Uruguay). (2001). III Seminario sobre calidad de las aguas y contaminación. Colón. pag. 7-13; 138 pag.
- Cerón, V. (2015). Uso de lagunas algales de alta tasa para tratamiento de aguas residuales. *Ingeniería y Desarrollo*. Universidad del Norte. 33(1): 98-125.
- Chorus, I y Bartram, J. (1999). *Toxic Cyanobacteria in Water*, Spon Preess, Gran Bretaña.

- Codd, G. (2000). Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritization of eutrophication control. *Ecological Engineering* 16, 51-60.
- Codd, G.A., Azevedo, S.M.F.O., Bagchi, S.N., Burch, M.D., Carmichael, W.W., Harding, W.R., Kaya, K., y Utkilen, L. (2005). CYANONET. A global network for cyanobacterial bloom and toxin risk management, Technical Documents in Hydrology 76, UNESCO, Paris.
- Contreras, F., Castañeda, O. y García, N. (1994). La Clorofila-a como base para un Índice Trófico en lagunas costeras mexicanas. *An. Inst. Cienc. Mar Mimnol. Univ. Nac. Autón. México*.
- Ellis J., Shutes R., Revitt D., y Zhang T. (1994). " Uso de macrófitas para el tratamiento de la contaminación en humedales urbanos", *Resources, conservation and recycling*, vol 11, pp 1-12, 223.
- Espinel Pino, V. (2018). Tesis Para optar el Grado Académico de Doctora en Ciencias Ambientales "Influencia de la actividad antropogénica en la calidad del agua del embalse La Esperanza, Ecuador" Disponible en: <https://1library.co/document/zg8j186y-influencia-actividad-antropogenica-calidad-agua-embalse-esperanza-ecuador.html>
- Fawell, J. K., Magara, Y., Gidding, M., Ohanian, E., y Tof, P. (2006). *Guías Para La Calidad Del Agua Potable-Primer Apéndice*.

Fernández Cirelli, A. (2012). El agua: un recurso esencial. Revista QuímicaViva Número 3, año 11.
<http://www.redalyc.org/pdf/863/86325090002.pdf>

Fernández Latorre, F. (2006). Indicadores de sostenibilidad y medio ambiente: métodos y escala. Consejería de Medio Ambiente de Andalucía. Sevilla: España. Cap. 3 y 4.

Fernández, J., Beascoechea, E., Muñoz, J., Curt, M. (2004). "Manual de Fitodepuración, Filtros de macrófitas en flotación", Proyecto Life, Unión Europea, España, pp 115-119.

Fernández, N y Solano, F. (2005). Índices de calidad y de contaminación del agua., Universidad de Pamplona.

Ferreira, JG., Andersen, JH., Borja, A., Bricker, SB., Camp, J., Cardoso da Silva, M., Garcés, E., Heiskanen, AS., Humborg, C., Ignatiades, L., Lancelot, C., Menesguen, A., Tett, P., Hoepffner, N. y Claussen, U. (2011). Resumen de los indicadores de eutrofización para evaluar el estado medioambiental dentro de la Directiva marco de la estrategia marina europea. Estuarine Coastal and Shelf Science 93, 117-131.

Freeman Campusano, BE (2020). Medición, control y prevención de eutrofización por clientes de empresa ecoprojects y organismos del estado. Trabajo de Titulación para optar al título Profesional de Ingeniero en Prevención de Riesgos Laborales y Ambientales disponible en:

<https://repositorio.usm.cl/bitstream/handle/11673/49470/3560901068911UTFSM.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Galizia, J. (2001). "planejamento e gerenciamento de lagos e reservatórios: uma abordagem integrada ao problema da eutrofização". IETC International Environmental Technology Centre. Editorial RiMa Artes e Textos. São Carlos. Brasil

Global Water Partnership GWP (2000). "Manejo integrado de recursos hídricos". TAC BACKGROUND PAPERS NO. 4. Global Water Partnership.

Goldman, L., Gersberg, R. y Elkins, B. (1986). "Papel de las plantas acuáticas en el tratamiento de aguas residuales por humedales artificiales ", Water Research, vol 20, pp 363-368.

Goyenola, G. (2007). Oxígeno disuelto. Guía para la utilización de las Valijas Viajeras. Red de Monitoreo Ambiental Participativo de Sistemas Acuáticos RED MAPSA.

Hammer, M.J. (1996). Water and Wastewater Technology, Prentice Hall, USA.

Hernández, A y Labbé, J. I. (2014)." Microalgas, cultivo y beneficios. Revista de biología marina y oceanografía". 49(2), 157-173.

INAS- Calidad del Agua en las Américas Riesgos y Oportunidades. (2019). <https://www.google.com/search?q=Calidad+del+Agua+en+las+Am%C3%A9ricas+Riesgos+y+Oportunidades&oq=Calidad+del+Agua+en+las>

[+Am%C3%A9ricas+Riesgos+y+Oportunidades&aqs=chrome..69i57.494j0j4&sourceid=chrome&ie=UTF-8](#)

Jiménez, C., Cossío, B. R. y Niell, F. X. (2003). Relationship between physicochemical variables and productivity in open ponds for the production of Spirulina: a predictive model of algal yield. *Aquaculture* 221: 331-345.

Korhonen, L. K., Macías-Carranza, V., Abdala, R., Figueroa, F. L., y Cabello-Pasini, A. (2012). "Effects of sulfide concentration, pH, and anoxia on photosynthesis and respiration of *Zostera marina*". *Ciencias Marinas*, 38(4), 625-633.

Kubitza, F. (2016). "Producción segura en estanques y sus fundamentos" (Panorama da Acuicultura, 26 (154), 2016 (Adaptado por Dirección de Acuicultura, 2017). Disponible en: https://www.magyp.gob.ar/sitio/areas/acuicultura/publicaciones/_archivos//000000_Desarrollos%20Acu%C3%ADcolas/170607_Producci%C3%B3n%20segura%20en%20estanques%20y%20sus%20fundamentos.pdf

Ledesma, C., Bonansea, M., Rodriguez, CM y Sánchez Delgado, AR. (2013). "Determinación de indicadores de eutrofización en el embalse Río Tercero, Córdoba (Argentina)" en *Ciencia Agronômica*. Volumen 44, número 3, julio-septiembre 2013, pp. 419-425.

- Lindig-Cisneros, R. y Zambrano, L. (2009). "Aplicaciones prácticas para la conservación y restauración de humedales y otros ecosistemas acuáticos". En: Sánchez, O., Herzig, M., Peters, E., Márquez, R. & L. Zambrano eds. Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México. Primera edición, Instituto Nacional de Ecología, México. Pp: 167-188.
- Loja, G. (2013). "Determinación de estrategias de conservación en la subcuenca del río Yanuncay mediante el análisis de indicadores de calidad y cantidad de agua". Trabajo 53 de grado para la obtención del Título de Master en Gestión Ambiental. Cuenca, Universidad de Azuay.
- López, M. y Madroñero, S. (2015). "Estado trófico de un lago tropical de alta montaña: caso laguna de la Cocha" en Ciencia e Ingeniería Neogranadina. Año 25, número 2, marzo-agosto 2015, pp. 21-42.
- Lundgerg, D. (2014). Limnología: Índice Estado trófico de Carlson. USA
- Manteiga, L. (2000). "Los indicadores ambientales como instrumento para el desarrollo de la política ambiental y su integración en otras políticas". Estadística y Medio Ambiente. 2000. Instituto de Estadística de Andalucía. Sevilla. pp. 75-87.
- Mateu Cuenca, A. (2016). " Los problemas de eutrofización de las aguas superficiales en relación con la agricultura". Universitat Politècnica de València. <http://hdl.handle.net/10251/78548>

Mazzeo, N., Clemente, J., García-Rodríguez, F., Gorga, J., Kruk, C., Larrea, D., Meerhoff, M., Quintans, F., Rodríguez-Gallego, L. y Scasso, F. (2002). "Eutrofización: causas, consecuencias y manejo". En: Domínguez, A., Prieto R.G. (Eds.). Perfil Ambiental, Nordan-Comunidad, Montevideo. 39-55.

Mendoza-Salgado, R.A., Lechuga-Devéze, C.H. y Ortega-Rubio, A. (2005). First approach of a method to assess water quality for arid climate bay in the Gulf of California. *Science of the Total Environment* 347: 208-216.

Moreno, D.; Quintero, J. y López, A. (2010). "Métodos para identificar, diagnosticar y evaluar el grado de eutrofia" en ContactoS. Número 78, octubre-diciembre 2010, pp. 25-33.

Moreta, J. (2011). "La eutrofización de los lagos y sus consecuencias". Ibarra 2008. Universidad Técnica del Norte, Ecuador. Recuperado de http://www.academia.edu/1439928/La_eutrofizaci%C3%B3n_de_los_lagos_y_sus_consecuencias._Ibarra_2008

OCDE (Organización para la Cooperación y Desarrollo Económico). (1982). La eutrofización de las aguas.

ONU-DAES. (2014). (Departamento de asuntos Económicos y Sociales de las Naciones Unidas) Calidad de Agua.

- Paredes, J. (2004). "Integración de la modelación de la calidad del agua en un sistema de ayuda a la decisión para la gestión de recursos hídricos". Tesis Doctoral. Valencia, Universidad Politécnica de Valencia.
- Peña, E., (2007) Oxígeno Disuelto. Trabajo de investigación. Guayaquil, Carrera de Ingeniería en Auditoría y Gestión de Control, Escuela Superior Politécnica del Litoral.
- Pérez-Carrera, A., Moscuza, C., y Fernández-Cirelli, A. (2008). "Efectos socioeconómicos y ambientales de la expansión agropecuaria. Estudio de caso: Santiago del Estero, Argentina". *Ecosistemas*, 17(1).
- Peterson, S. y Teal, J (1996). "El papel de las plantas en los sistemas de tratamiento de aguas residuales diseñados ecológicamente", *Ecological Engineering*, vol 6, pp 137-148, 223, 226, 238.
- Pinto, A., Von Sperling, E y Moreira, R. (2001). Chlorophyll-a Determination Via Continuous Measurement of Plankton Fluorescence: Methodology Development. *Water Res.*35 (16):3977-3981
- Quiroga Martínez, R. (2009). Guía metodológica para desarrollar indicadores ambientales y de desarrollo sostenible en países de América Latina y el Caribe. Serie Manuales, nº 61. CEPAL. Santiago de Chile.
- Quirós, R. (2000). La eutrofización de las aguas continentales de Argentina. Pp. 43-47 in A. Fernández (ed.). *El Agua en Iberoamérica: Acuíferos, Lagos y Embalses. Ciencia y Tecnología para el Desarrollo (CYTED). Subprograma XVII. Aprovechamiento y Gestión de Recursos Hídricos.*

- Quirós, R. (2007). Manejo y Recuperación de Lagos Urbanos. Facultad de Agronomía, Universidad Nacional de Buenos Aires.
- Rapal. (2010). Contaminación y eutrofización del agua. Recuperado el 14 de Noviembre de 2011, de (2007). Revisión de parámetros fisicoquímicos como indicadores de calidad y contaminación del agua Ingeniería e Investigación, vol. 27, núm. 3, diciembre. pp. 172-181 Universidad Nacional de Colombia Bogotá, Colombia.
- Rice, E.; Baird, R.; Eaton, A. y L. Clesceri, (2012). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Edición 22, Washington, DC., American Public Health Association.
- Rivera, C; Zapata, A; Pinilla, G; Donato, J; Chaparro, B. y Jiménez, P (2005). "Comparación de la estimación de la clorofila-a mediante los métodos espectrofotométrico y fluorométrico" en Acta Biológica Colombiana. Volumen 10, número 2, abril-septiembre 2005, pp. 95-103.
- Rocha, P. (2006). Avaliação de Indicadores do estado trófico de uma lagoa costeira Lagoa Jacuném. (Serra, Es). Vitória, Brasil: Tesis de Grado. Universidade Federal do Espírito Santo.
- Rodríguez, S; De Asmundis, C y Martínez, G. (2016). "Variaciones estacionales de las concentraciones de fosfatos y nitratos en distintas fuentes de aguas de pequeños productores hortícolas". Agrotecnia 24: 30-34, 2016.
- Rojas, D (2005). "Propuesta metodológica para el desarrollo y la elaboración de estadísticas ambientales en países de América Latina y el Caribe".

Serie Estudios Estadísticos y Prospectivos, nº 35. CEPAL. Santiago de Chile.

Roldán, G. y Ramirez, J. (2008). Fundamentos de limnología neotropical. Segunda edición. Medellín, Universidad de Antioquia.

Ruiz, A. y Carranza, I. (2007). Manual de diseño de los programas de control del estado de las aguas costeras y transición. España: Dirección General de Costas del Ministerio del Medio Ambiente. (pp. 20 – 27).

Saavedra, M. (2006). Manejo de cultivo de tilapia. CIDEA. Managua, Nicaragua. 22p.

Sagarpa, Bancomext y Secretaría de Economía (2006). PC-058-2006. Pliego de condiciones para el uso de la marca oficial México Calidad Suprema en Tilapia. México D. F.

Samboni Ruiz, N E; Carvajal Escobar, y Escobar, J C. (2007). "Revisión de parámetros fisicoquímicos como indicadores de calidad y contaminación del agua". Ingeniería e Investigación, vol. 27, núm. 3, diciembre. pp. 172-181 Universidad Nacional de Colombia Bogotá, Colombia.

Sánchez, O., Herzig, M., Peters, E., Márquez, R. y Zambrano, L. (2007). Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México. México: Instituto Nacional de Ecología (INE- SEMARNAT)

Sawyer, C.; McCarthy, P. y Parquin, G. (2011). Química para Ingeniería Ambiental. Cuarta edición. Bogotá, McGraw-Hill.

Sierra, C. A. (2011). Calidad del agua, evaluación y diagnóstico. Universidad de Medellín. Medellín, Colombia. 457 p.

Silvério P. (2006). "O Processo de Regulamentação do Uso de Fósforo em detergente em Pó no Brasil. En: Eutrofización en América do Sul: causas, consecuencias e tecnologías para gerenciamiento e control", J. Galizia Tundisi, T. Matsumura Tundisi y C. Sidagis Galli (eds.), São Carlos, SP, Brasil. p. 507-520

Studer, E. (2007). Evaluación de Parámetros físicos, químicos y biológicos Indicadores del Estado Trófico del Lago de Yojoa, Honduras. Tesis de Maestría. Lausanne, Faculté ENAC, École polytechnique fédérale de Lausanne.

Subsecretaria de Recursos Hídricos de la Nación (2003). DESARROLLOS DE NIVELES GUIA NACIONALES DE CALIDAD DE AGUA AMBIENTE CORRESPONDIENTES A NITRATOS Y NITRITOS. Disponible en <https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/documento69.pdf>

Anexo

Toma de muestra



Figura 4: Toma de muestra integrada

Medición de parámetros físicos “in situ”



Figura 5: Determinación de parámetros físicos de muestra integrada

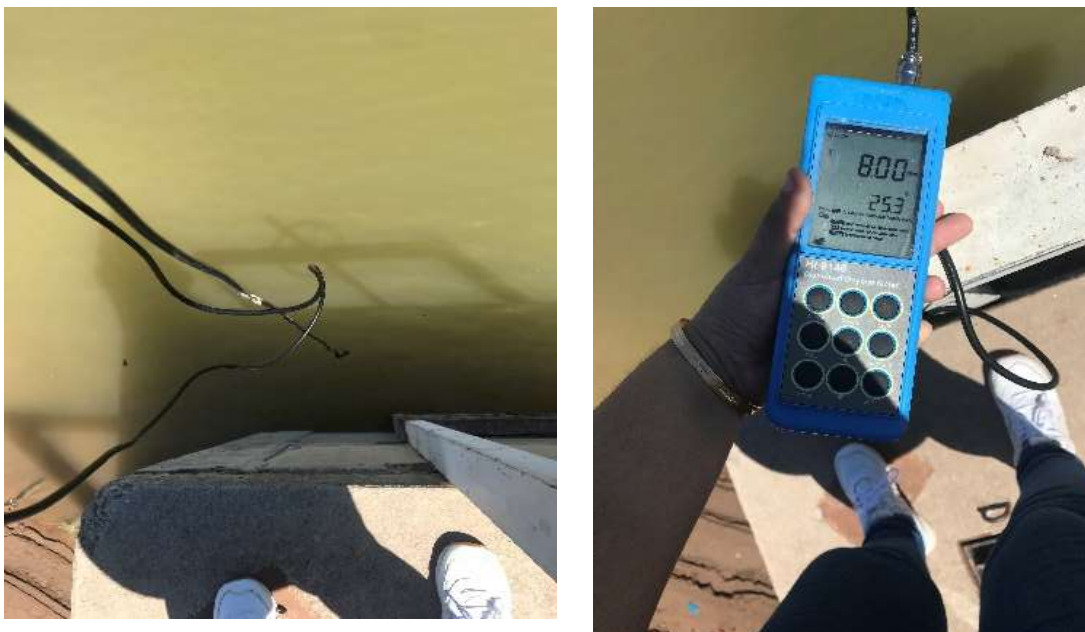


Figura 6: Determinación OD por colocación de sonda directamente en el cuerpo de agua.

Análisis de parámetros nutricionales



Figura 7: Analizador Multiparametrico HANNA 83200

Análisis de parámetros Biológicos:

Análisis Clorofila-a (Cl-a)



Figura 8: Filtrado 1 250 ml de muestra homogeneizados se los filtró utilizando un filtro de 28 μm de tamaño de poro para quitar interferencias de la muestra.



Figura 9: Equipo de Filtración por Membrana (manifold) y monitores de membranas con poros de 0,45 μm .



Figura 10: Filtración 2: filtración con filtros de fibra de vidrio GF/C (0,47 μm).



Figura 11: Preparación de las muestras para lectura espectrofotométrica antes de se realice la acidificación.

Extracción de pigmentos con acetona al 90 %



Figura 12: Preparación de las muestras para lectura espectrofotométrica antes de se realice la acidificación.

Lecturas espectrofotométricas



Figura 13: Espectrofotómetro UV-1800



Figura 14: Acidificación de la muestra y posterior lectura espectrofotométrica.

