



Universidad Nacional  
**SAN LUIS GONZAGA**



## **[Reconocimiento-CompartirIgual 4.0 Internacional](https://creativecommons.org/licenses/by-sa/4.0/)**

Esta licencia permite a otras combinar, retocar, y crear a partir de su obra, incluso con fines comerciales, siempre y cuando den crédito y licencia a las nuevas creaciones bajo los mismos términos. Esta licencia suele ser comparada con las licencias copyleft de software libre y de código abierto. Todas las nuevas obras basadas en la suya portarán la misma licencia, así que cualesquiera obras derivadas permitirán también uso comercial.

<http://creativecommons.org/licenses/by-sa/4.0/>

**UNIVERSIDAD NACIONAL SAN LUIS GONZAGA DE ICA**

**ESCUELA DE POSGRADO**

**DOCTORADO EN GESTIÓN AMBIENTAL**



**“PREDICCIÓN SOBRE EL RIESGO ECOTOXICOLÓGICO DEL  
MODELO COMPUTACIONAL GECOTOXIC SEGÚN EL COSTO  
AMBIENTAL SOSTENIBLE RELATIVO Y SISTEMA DE  
TRATAMIENTO MINERAL PARA RESIDUALES DOMÉSTICO-  
URBANO”**

**TESIS**

**PARA OPTAR EL GRADO DE DOCTOR EN GESTIÓN AMBIENTAL**

**PRESENTADO POR**

**MAG. SONIA MIRIAM GUEVARA SOTELO**

**ASESOR**

**Dr. PEDRO CORDOVA MENDOZA**

**ICA - PERÚ**

**2021**

## **DEDICATORIA**

A mis padres por enseñarme a creer en Dios y a Dios por los maravillosos padres que tengo.

Muchas gracias

**SONIA MIRIAM**

## **AGRADECIMIENTO**

A Dios por llevar mi remo y conducir mi barca a lo largo de mi vida personal y profesional cumpliendo cada meta trazada.

A mis padres José y Ana por su entrega en mi educación, por enseñar a amar y respetar, por su amor y confianza incondicional, y por ser mi mayor inspiración para ser cada día mejor.

A mi hermano, por llenar mi vida de alegría con sus pequeños Zoe y Aarón.

A Jaime por su cariño y estima sincera, y facilitarme los caminos para seguir adelante, sin dudar de mi capacidad.

Al Dr. Pedro Córdova, más que un asesor es sino un gran amigo, quién con sus conocimientos y orientaciones ha facilitado la culminación de esta investigación.

**LA AUTORA**

# INDICE

DEDICATORIA	ii
AGRADECIMIENTO	iii
INDICE	iv
RESUMEN	viii
ABSTRACT	ix
CONTRACARATULA	x
INTRODUCCION	xi
<b>CAPITULO I: MARCO TEORICO</b>	<b>13</b>
1.1 ANTECEDENTES	13
1.1.1. Antecedentes Internacionales	13
1.1.2. Antecedentes Nacionales	15
1.1.3. Antecedente Locales	17
1.2 BASES TEÓRICAS	18
1.2.1 Desempeño de las plantas de tratamientos para aguas residuales	18
1.2.2 Costo ambiental de la contaminación de las aguas	22
1.2.3 Necesidad de la eficiencia tecnológica en las plantas de Tratamientos ambientales: calidad del agua	24
1.2.4 Modelación matemática en la evaluación de riesgo ecotoxicológico	26
1.3 MARCO CONCEPTUAL	32
1.4 MARCO LEGAL	34
1.5 MARCO FILOSOFICO	37
<b>CAPITULO II: PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA</b>	<b>40</b>
2.1 SITUACION PROBLEMÁTICA	40
2.2 FORMULACION DEL PROBLEMA	41
2.2.1 Problema general	41

2.2.2	Problemas específicos	42
2.3	JUSTIFICACION E IMPORTANCIA DE LA INVESTIGACION	42
2.3.1	Justificación de la investigación	42
2.3.2	Importancia de la investigación	42
2.4	OBJETIVOS DE LA INVESTIGACIÓN	43
2.4.1	Objetivo general	43
2.4.1	Objetivos específicos	43
2.5	HIPÓTESIS DE LA INVESTIGACIÓN	43
2.5.1	Hipótesis general	43
2.5.2	Hipótesis específicas	44
2.6	VARIABLES DE LA INVESTIGACIÓN	44
2.6.1	Identificación de variables	44
2.6.2	Operacionalización de las variables	49
	<b>CAPITULO III: METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN</b>	<b>51</b>
3.1	TIPO, NIVEL Y DISEÑO DE INVESTIGACIÓN	51
3.1.1	Tipo de investigación	51
3.1.2	Nivel de investigación	51
3.1.3	Diseño de la investigación	51
3.2	POBLACIÓN Y MUESTRA	51
3.2.1	Población	51
3.2.2	Muestra	52
	<b>CAPITULO IV: TÉCNICAS E INSTRUMENTOS DE INVESTIGACIÓN</b>	<b>53</b>
4.1	TÉCNICAS DE RECOLECCIÓN DE DATOS	53
4.2	INSTRUMENTOS DE RECOLECCIÓN DE DATOS	53
4.3	TÉCNICAS DE PROCESAMIENTO Y ANÁLISIS E INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS	53
	<b>CAPÍTULO V: CONTRASTACION DE HIPOTESIS</b>	<b>55</b>
	<b>CAPÍTULO VI: PRESENTACIÓN, INTERPRETACIÓN Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS</b>	<b>59</b>

CONCLUSIONES	74
RECOMENDACIONES	75
FUENTES DE INFORMACIÓN	76
ANEXOS	95
ANEXO 1: Matriz de Consistencia	96
ANEXO 2: Programa computacional Gecotoxic	98
ANEXO 3: Resultados / Laboratorio Acreditado Envirotest S.A.C.	103
ANEXO 4: Referencia Ambiental.	106

N°	Tablas	Página
1	Indicadores e índices / variable independiente	45
2	Criterio de puntuación / costo ambiental sostenible relativo	46
3	Categorías del costo ambiental sostenible relativo / intervalo	46
4	Parámetros físico-químicos y microbiológicos considerados en el costo ambiental sostenible relativo	46
5	Área, peso y tiempo de filtración / gaveteros del sistema de tratamiento mineral	59
6	Porcentaje de remoción de parámetros físico-químicos	60
7	Concentración de parámetros físico-químicos	62
8	Categoría de sostenibilidad relativa / puntos de muestreo	63
9	Progresión aritmética / intervalos / rangos de riesgo / códigos re-designados	69

N°	Figuras	Página
1	Sistema de tratamiento mineral	44
2	Laguna de oxidación	52
3	Frascos plásticos esterilizados para la conservación de las muestras / agua residual	54
4	Predicción de riesgo ecotoxicológico por interacción mediante	68

## Gecotoxic

5	Estadística descriptiva por interacción mediante Gecotoxic	68
6	Matriz de interacción / probabilidad del daño / rango por intervalos de riesgo	70
7	Matriz de ajuste óptimo de predicción / interacción entre probabilidad de daño o consecuencia / rango por intervalo de riesgo	70

## RESUMEN

Dentro de los problemas ambientales está, el no cumplimiento de las concentraciones en parámetros físico-químicos de los efluentes descargados en lagunas de oxidación. El objetivo de la investigación fue predecir el riesgo ecotoxicológico del modelo computacional Gecotoxic según el costo ambiental sostenible relativo y sistema de tratamiento mineral para residuales doméstico-urbano. Desde julio a diciembre del 2018 se analizó la zona de salida (canal) de los efluentes donde se determinó la carga contaminante dispuesta mediante los parámetros:  $\text{DBO}_5$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$  y OD. Luego, se aplicó un sistema de tratamiento mineral con arena silicatada y carbón activado y posteriormente, se evaluó el porcentaje de remoción. Con los valores encontrados se realizó una estimación del costo ambiental sostenible relativo (COASOR) quien relacionó el costo de evaluación (CE) entre el costo de prevención normativo (CONP). Se indicó la predicción de riesgo ecotoxicológico mediante el programa computacional Gecotoxic. Se encontró que solo el oxígeno disuelto cumplió con lo reglamentado donde el porcentaje de remoción fue del 33,33% por cuanto se consideró, poco eficiente donde su orden de tratamiento fue:  $\text{NH}_4^+ > \text{DBO}_5 > \text{OD} > \text{PO}_4^{3-} = \text{NO}_2^- = \text{NO}_3^-$ . El COASOR fue de 0,4 para las dos muestras: antes y después del tratamiento ambiental, indicándose el recurso no sostenible relativo. El riesgo que presentó los efluentes después de su tratamiento fue alto del 70%. Finalmente, los efluentes de la laguna de oxidación presentan peligros ecotoxicológicos debido a su carga de concentración por parámetros físico-químicos, no deseada.

**Palabras Claves:** *Costo ambiental, lagunas de oxidación, modelo computacional Gecotoxic, sistema de tratamiento mineral y riesgo ecotoxicológico*

## ABSTRACT

Among the environmental problems is the non-compliance of concentrations in physical-chemical parameters of effluents discharged into oxidation lagoons. The objective of the research was to predict the ecotoxicological risk of the Gecotoxic computational model according to the relative sustainable environmental cost and mineral treatment system for domestic-urban residuals. From July to December 2018, the exit zone (channel) of the effluents was analyzed, where the pollutant load determined by the following parameters was determined: BOD<sub>5</sub>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> and OD. Then, a mineral treatment system with silicated sand and activated carbon was applied and later, the percentage of removal was evaluated. With the values found, an estimation of the relative sustainable environmental cost was made (COASOR) who related the cost of evaluation (CE) between the cost of normative prevention (CONP). The prediction of ecotoxicological risk was indicated by the Gecotoxic computer program. It was found that only the dissolved oxygen complied with the regulations where the percentage of removal was 33.33% as it was considered, not very efficient where its treatment order was: NH<sub>4</sub><sup>+</sup>> DBO<sub>5</sub>> OD> PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> = NO<sub>2</sub><sup>-</sup> = NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. The COASOR was 0.4 for the two samples: before and after the environmental treatment, indicating the relative non-sustainable resource. The risk presented by the effluents after their treatment was high of 70%. Finally, the effluents from the oxidation lagoon present ecotoxicological hazards due to their undesired concentration load due to physical-chemical parameters.

**Key words:** *Environmental cost, oxidation lagoons, Gecotoxic computer model, mineral treatment system and ecotoxicological risk*

**DOCTORADO:  
GESTIÓN AMBIENTAL**

**TITULO:  
“PREDICCIÓN SOBRE EL RIESGO ECOTOXICOLÓGICO DEL  
MODELO COMPUTACIONAL GECOTOXIC SEGÚN EL COSTO  
AMBIENTAL SOSTENIBLE RELATIVO Y SISTEMA DE  
TRATAMIENTO MINERAL PARA RESIDUALES DOMÉSTICO –  
URBANO”**

**AUTORA:  
MAG. SONIA MIRIAM GUEVARA SOTELO**

**ASESOR:  
Dr. PEDRO CORDOVA MENDOZA**

# INTRODUCCIÓN

Entre los principales problemas que enfrentan las sociedades en el presente siglo XXI se encuentra la reducción estructural y persistente de la disponibilidad de agua (escasez de agua), lo cual empezó a ser visible desde la década de 1970 siendo muy probable que continúe en la actualidad debido al aumento de la población humana, la aceleración de la actividad económica y los cambios en el uso de la tierra (Herrera & Hiscock, 2015). Como consecuencia de la escasez de agua, existe un significativo impacto sobre los bajos caudales y por ende; en la comunidad acuática (Verdonschot *et al.*, 2015; Datry, Bonada & Heino, 2016).

Desafortunadamente, el desarrollo industrial ha generado la contaminación del medio ambiente (Kaewtubtim *et al.*, 2016). Diversos agentes químicos que ingresan hacia el ecosistema acuático pueden degradar diferentes componentes (agua, sedimentos y/o biota); y por ende, comprometer la optimización sobre determinado recurso utilizado como servicio ecosistémico (Maltby, 2013), afectando su disponibilidad (Hommen *et al.*, 2010; Brown *et al.*, 2017).

Para entender el modo en que las actividades humanas afectan a las aguas superficiales se debe tener en cuenta que los aportes antropogénicos pueden tener un origen muy diverso. Por un lado, están las denominadas fuentes puntuales como la descarga de efluentes de aguas residuales tratadas o de los efluentes procedentes de actividades industriales; y cuyo origen está geográficamente bien delimitado, por lo que resulta más sencillo realizar un seguimiento de los cambios que producen en el medio receptor. Por otro lado, existen las fuentes no puntuales o difusas, que son generadas principalmente por las escorrentías procedentes de zonas urbanas y agrícolas. Los efectos producidos por estos aportes no puntuales pueden abarcar una zona geográfica

extensa no delimitada, por lo que son más difíciles de controlar (Robson & Neal, 1997; Behrendt *et al.*, 2002).

La distribución, movilidad, disponibilidad biológica y toxicidad de los elementos químicos no es función de la concentración total de metales, sino de la forma química en la que se encuentren. Los elementos forman parte de distintas moléculas en función de su estado de oxidación y del medio en que se encuentren, por lo que el análisis de especiación es una herramienta esencial para la evaluación de riesgos en el medio ambiente, permitiendo que se realicen diagnósticos y controles más efectivos de los elementos trazas. Es por ello, que la legislación ambiental está basada en la concentración máxima permisible de especies químicas, en vez de las concentraciones totales de los elementos (Sigg *et al.*, 2006).

Toda evaluación ambiental de la carga contaminante debe estar referida a, términos predictivos donde la determinación de parámetros físico-químicos de calidad sobre las aguas, quizás consideren su costo en términos de uso y cuando no cumplen valores permisibles, el tratamiento ambiental debe ser inmediato para transformar el riesgo hacia su posible aceptabilidad.

La predicción de riesgo ambiental para los ecosistemas acuáticos se basa en enfoques ecotoxicológicos y donde se permite de forma anticipada, proporcionar información valiosa sobre la calidad de cualquier ecosistema (Mouquet *et al.*, 2015; Petchey *et al.*, 2015) donde el uso de programas computacionales integrados, está siendo un gran reto para la toma de decisiones sostenibles.

# CAPITULO I

## MARCO TEORICO

### 1.1. ANTECEDENTES

#### 1.1.1 Antecedentes Internacionales

Al-Maadheed et al., (2019) realizaron un estudio sobre la presencia de antibióticos en plantas depuradoras de aguas residuales domésticas en la ciudad de Doha, Qatar. Existió preocupación por la presencia de penicilina, amoxicilina, gentamicina, ciprofloxacina, tetraciclina, eritromicina, metronidazol y clavulánico.

Ácido. Encontraron que el sistema de alcantarillado fue la principal vía de entrada para los antibióticos donde el mayor porcentaje de remoción dentro de la planta de tratamiento fue elevado (99.44%) solo para la penicilina y el metronidazol. Se concluyó, con la necesidad de usar métodos avanzados de tratamientos para la reutilización segura de las aguas, ya que podrían generarse efectos indeseables a la salud pública.

Hu et al., (2019), realizaron otro estudio sobre el desarrollo y rendimiento de plantas de tratamiento de aguas residuales centralizadas en parques industriales de China donde uno de los

objetivos fue determinar la eficiencia de eliminación de contaminantes. Se determinaron 17 indicadores de contaminantes para evaluar su tasa de eliminación donde más del 60% de remoción se alcanzó, excepto para el nitrógeno total. Este parámetro es perjudicial e incompatible no solo para la biota acuática sino, a la propia salud humana. La principal tecnología que se usó, consistió en el tratamiento biológico aerobio.

Machado et al., (2009), realizaron un estudio aplicando varios controladores en una planta de tratamiento ambiental de aguas residuales para la eliminación combinada de la materia orgánica, nitrógeno y fósforo. Se encontró reducción de los parámetros mediante sistema de automatización de forma comparada con la operación de la planta sin aplicación tecnológica.

Uno de los parámetros esenciales para alcanzar las concentraciones deseadas en los límites permisibles fue la disponibilidad del oxígeno disuelto, pues su disminución resultó influyente en el control de tratamiento y eficiencia de remoción.

Uno de los aspectos importantes para evaluar la disponibilidad de contaminantes (información existencial) consiste en la modelación (Yanagimoto, 2003). La modelación matemática juega un papel relevante durante la predicción, prevención, gestión y control de estrategias sobre la evolución de mecanismos en el tiempo (Ali, Hossain & Kumar, 2017).

Biswas, Rahman & Haque (2016) estudiaron los impactos potenciales del cambio climático global en Bangladesh, asimismo, Biswas (2014) desarrolló un modelo matemático para describir la transmisión del virus Nipah.

Otros estudios relacionados a la protección de áreas marinas igualmente, han aplicado la modelación matemática (Berezansky, Idels

& Kipnis, 2011), además, para predecir el ambiente térmico en cabinas de operación de aeronaves en tierra y vuelo (Schminder & Gårdhagen, 2018).

La aplicación de la modelación para determinar el comportamiento de las variables objeto de interés, ha sido aplicado en varias disciplinas y áreas del conocimiento (Denardini, Dasso & Gonzalez, 2016; Marín et al., 2018; Míguez & Bulian, 2018).

En el caso del área ambiental, la modelación se ha empleado para caracterizar contaminantes y sus implicaciones. Por ejemplo, Hansen (2018) utilizó la modelación para indicar la presencia de metales procedentes de relaves mineros y sus posibles riesgos a largo plazo. En su estudio sobre la caracterización de fuentes, observó la tasa de estimación de descarga que, sin duda alguna, pueden tener implicación sobre los cuerpos de aguas superficiales.

### **1.1.2 Antecedentes Nacionales**

En el Perú la modelación matemática se ha aplicado para la globalización y explotación sostenible de las escasas aguas subterráneas en las costas (Schwarz & Mathijs, 2017). Otro estudio fue relacionado con enfoque múltiple para el espacio y tiempo con la evaluación económica de riesgos asociados a enfermedades en el ganado y donde se realizó modelación matemática (Martínez et al., 2014).

Ticona & Argota (2016) en su estudio sobre el río Ramis, en Puno aplicaron la modelación matemática con fines de predicción ecotoxicológico donde señalaron el comportamiento no deseado del elemento cianuro libre en condiciones experimentales. Este elemento se encontró por encima de los valores permisibles (0,14 – 0,16 mg.L-1) señalándose limitación en el uso de las aguas. El propio Argota et al.,

(2017) refieren que toda modelación de contaminantes debe estar basada en variables multifuncionales y para ello, optimizaron el valor de diferentes datos en el programa multifuncional Gecotoxic.

Según el Ministerio de Energía y Minas (MINEM, 2015) la degradación ambiental es un grave problema y donde Yupari (2003) indica que, los impactos pueden verse reflejado en los ríos siendo una de las posibles consecuencias la generación de conflictos sociales (Defensoría del Pueblo, 2016).

Medina & Benites (2017) informaron en su estudio sobre el diagnóstico del sistema de aguas residuales en Salaverry (Trujillo) señalaron que, las pruebas químicas realizadas en los efluentes no cumplieron con los parámetros establecidos especialmente la demanda biológica de oxígeno y la concentración de coliformes. Asimismo, señalaron el posible efecto perjudicial sobre la reutilización de las aguas para proyectos agrícolas.

Chuchón & Aybar (2008) en su estudio sobre la evaluación de la capacidad de remoción de bacterias coliformes fecales y la demanda bioquímica de oxígeno en la planta de tratamiento de aguas residuales "La Titora" en Ayacucho, señalaron deficiencias, pues las concentraciones halladas estuvieron por encima de los reglamentado (coliformes =  $1.29 \times 10^5$  NMP/100 ml; DQO = 46.35 mg/l). En este estudio se concluyó que, las aguas no pueden ser utilizadas para fines de riego y bebidas de animales.

Cupe & Justamaita (2018) en su estudio sobre los lodos residuales de una industria cervecera a través de fermentación homoláctica para la producción acelerada de abono orgánico se obtuvo mediante uno de los tratamientos liberación de coliformes totales, coliformes fecales y parásitos. Asimismo, el análisis agronómico reportó un 12,94 % de materia orgánica, 1825,6 ppm (nitrógeno), 600 ppm (fósforo) y 5800

ppm (potasio) por lo que se concluyó, buen rendimiento para agronómico pudiendo ser utilizados los lodos generados para otra finalidad.

### **1.1.3. Antecedentes Locales**

Muñoz (2016) en su estudio sobre la agroexportación y sobreexplotación del acuífero de Ica en Perú señaló que, las fuentes de agua subterránea han traído consigo su concentración. Se indica, alto nivel de escasez debido a, la demanda internacional por los productos que se cultivan en dicha zona. Se indicó que la decisión sobre la cantidad de pozos a perforar por parte de las empresas agroexportadoras resultan un descenso sobre el nivel freático del acuífero agudizando el estado de disponibilidad hídrica.

Quintana (2011) y Damonte, Pacheco & Grados (2014) en sus estudios sobre las aguas subterráneas de los acuíferos de Ica, Villacurí y Lanchas, además, de las dinámicas de concentración y escasez de agua: el boom agroexportador y los pequeños propietarios en las zonas media y alta del río Ica pueden orientar a la necesidad de presentar planes de desarrollo y gestión estratégica para reducir la escasez que se establecen no solo como resultados de estudios e investigaciones, sino por las propias instituciones reguladoras que en ocasiones no controlan el uso con relación a la disponibilidad hídrica local.

Otro estudio de Cárdenas (2012) señaló que, la irracionalidad sobre el uso del agua sobre la irrigación de las agroexportadoras entonces debe establecerse un mayor control de la acumulación del agua subterránea.

## **1.2 BASES TEÓRICAS**

### **1.2.1 Desempeño de las plantas de tratamientos para aguas residuales.**

Las plantas de tratamiento de aguas residuales desempeñan un papel extremadamente importante en la formación del bienestar y la conciencia ambiental de la sociedad moderna; sin embargo, sólo los sistemas bien operados y supervisados pueden considerarse ambientalmente sostenibles. Por esta razón, Kudlak et al., (2016), mostraron en su estudio sobre evaluación del riesgo medioambiental de la actividad polaca de las plantas de tratamiento de aguas residuales, recolectar muestras de agua antes y después de los puntos de liberación de aguas residuales en algunas de las principales ciudades, informando que algunas plantas de tratamientos, deben someterse a una evaluación individual de la eficiencia de eliminación de contaminantes y sintonizar para eliminar selectivamente los contaminantes de mayor riesgo para los ecosistemas regionales circundantes. Zeng et al., (2016), en su estudio sobre evaluación de la eficiencia de las plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas en China: Considerando las emisiones de gases de efecto invernadero, señalaron que las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) son instalaciones de alto costo para mejorar el medio ambiente de las aguas urbanas y facilitar el reciclado de los recursos, pero con inevitables externalidades negativas.

Para evaluar de manera exhaustiva el desempeño de la PTAR urbana, se configuró un enfoque de función de distancia para cuantificar la eficiencia con costos de capital y consumo de energía como insumos, absorción de cuatro tipos de contaminantes como productos deseables y emisión de gases de efecto invernadero como salida indeseable. En este estudio indicaron que, los resultados de las pruebas estadísticas mostraron que la escala de las plantas, tecnología y la capacidad del

tratamiento terciario fueron significativas para explicar las disparidades de eficiencia. Las plantas a gran escala, plantas con los biorreactores o los procesos anaeróbico-anóxico-óxico y las plantas sin procesos de tratamiento terciario tendieron a ser más eficientes, mostrando la ventaja en co-beneficiar a los contaminantes del agua y el control de los gases de efecto invernadero.

En otro estudio realizado por Dong, Zhang & Zeng (2016) en la propia China sobre medición y explicación de las ecoeficiencias de las plantas de tratamiento de aguas residuales en China: una perspectiva de análisis de incertidumbre, señalaron que, en el contexto del desarrollo sostenible, ha aumentado la exigencia de una evaluación de la ecoeficiencia de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR). El análisis de envoltura de datos (por sus siglas en inglés: DEA), una técnica ampliamente aplicada para la evaluación de la eficiencia relativa, se utiliza en combinación con el enfoque de tolerancias para manejar los múltiples insumos y productos de las PTAR, así como su incertidumbre. El costo económico, el consumo de energía, la eliminación de contaminantes y el efecto de calentamiento global durante los procesos de tratamiento se integran para interpretar la eco-eficiencia de las PTAR. Se evaluaron un total de 736 plantas de muestras de toda China y se observan grandes sensibilidades a las variaciones en los insumos y productos para la mayoría de las muestras con solo tres PTAR identificadas como estables. Se concluyó que la incorporación de la cuantificación de la incertidumbre y la consideración del impacto ambiental mejora la responsabilidad y aplicabilidad de la evaluación.

Por su parte, Koleva, Styanb & Papageorgiou (2016), mostraron en su estudio sobre métodos de optimización para la síntesis de plantas de tratamiento de agua que, todo diseño eficiente para el tratamiento del

agua ha ido creciendo progresivamente en importancia a medida que aumenta el uso de los recursos hídricos con el aumento de la población y el desarrollo industrial.

Su disponibilidad se ha reducido con los efectos más evidentes del cambio climático y donde para hacer frente a este desafío se necesitan, más y más eficientes plantas de purificación que pueden realizarse mediante un diseño óptimo en la etapa conceptual.

Rajasulochana & Preethy (2016), señalaron en su estudio sobre la comparación de la eficiencia de diversas técnicas en el tratamiento de aguas residuales y aguas residuales que, en el escenario actual, las leyes ambientales se han vuelto estrictas hacia la salud, la economía y la reducción de la contaminación. La contaminación, es el resultado de la descarga de varias sustancias orgánicas e inorgánicas en el medio ambiente. Las fuentes de contaminación incluyen el agua doméstica, agrícola e industrial. Las técnicas convencionales tales como precipitación química, adsorción de carbono, intercambio iónico, evaporaciones y procesos de membrana se encuentran como las más eficaces en el tratamiento de aguas residuales y de aguas residuales, aunque indicaron que, recientemente, los tratamientos biológicos han ganado popularidad para eliminar sustancias tóxicas y otras nocivas.

Castellet & Molinos (2016), haciendo referencia a la evaluación de la eficiencia de las plantas de tratamiento de aguas residuales: Un enfoque de análisis de involucramiento de datos que integre cuestiones técnicas, económicas y ambientales indicaron en su estudio que, la evaluación de la eficiencia de las plantas de tratamiento de aguas residuales es esencial para comparar su desempeño; y en consecuencia, identificar las mejores prácticas operativas que pueden contribuir a la reducción de los costos operativos. Señalan que estudios anteriores han evaluado la eficiencia de las PTAR utilizando modelos

convencionales de análisis de involucramiento de datos (DEA). La mayoría de estos estudios han considerado los costos operacionales de las PTAR como insumos, mientras que, los contaminantes eliminados de las aguas residuales son tratados como salidas. Sin embargo, han ignorado el hecho de que cada contaminante eliminado por una PTAR, implica un impacto ambiental diferente. Para superar esta limitación su trabajo, evaluó por primera vez la eficiencia de una muestra de PTAR aplicando el modelo de medida basado en holguras ponderadas. Es un modelo DEA no radial que permite asignar pesos a las entradas y salidas según su importancia.

Reichwaldt et al., (2016), mencionaron en su estudio referido a los esteroides como indicador de la calidad del agua y la eficiencia del tratamiento de aguas residuales, que a medida que la población mundial continúa creciendo, la contaminación del agua está presentando uno de los mayores retos a nivel mundial.

Se están generando más aguas residuales y la demanda de agua limpia está aumentando. Para garantizar la seguridad y la salud de las personas y el medio ambiente se requieren, sistemas de tratamiento de aguas residuales altamente eficientes y una evaluación fiable de la calidad del agua y de los contaminantes. El avance de los enfoques holísticos de la gestión de la calidad del agua y el creciente uso de tecnologías ecológicas de tratamiento de agua, como los humedales y los estanques de estabilización de desechos, ponen en tela de juicio la pertinencia de los indicadores de calidad del agua comúnmente utilizados. En su lugar, deben establecerse indicadores adicionales, que son medidas directas de los procesos implicados en la estabilización de los desechos humanos para proporcionar una comprensión profunda del rendimiento del sistema por lo que concluyeron, identificando la composición de esteroides de aguas

residuales tratadas como un indicador de la eficiencia del tratamiento de aguas en las plantas.

### **1.2.2 Costo ambiental de la contaminación de las aguas**

La disponibilidad de agua dulce en todo el mundo es crítica y cada día es más compleja, debido a factores como la contaminación del recurso hídrico, la manipulación económica y la fuente de poder que representa para quienes la posee (Duarte et al., 2002). La creciente demanda de agua para la agricultura, industria y el consumo doméstico, han creado competencias que se reflejarán probablemente en unos 15 años debido al crecimiento demográfico; y a la falta de planificación, educación y conciencia para el manejo y uso adecuado de este recurso, lo que genera consecuencias como acidez de los suelos, sedimentos en ríos y lagos, enfermedades gastrointestinales derivadas de su consumo, así como aumento de abortos y malformaciones genéticas por la presencia de metales pesados en las aguas entre otras razones. La desmedida ambición que ciertos grupos económicos tienen por aumentar la explotación, control y administración de recursos como el petróleo, el gas natural y la propia agua dulce hacen que este último recurso ya sea estratégico para el siglo XXI, pues representa un elemento esencial, único e insustituible para la supervivencia de la humanidad (Agudelo, 2005; He et al., 2014).

Durante el 3er Informe sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos en el Mundo celebrado el 16 de marzo de 2009 en la ciudad de Estambul-Turquía, se mostraron con múltiples datos que en el 2030, el 47% de la población mundial vivirá en zonas con estrés hídrico (OECD, 2008), donde diversos científicos sostuvieron el argumento que el calentamiento global intensificará, acelerará o aumentará el ciclo hidrológico global (Trenberth, 1999; Held & Soden, 2000; He et al.,

2014). Asimismo, una revisión realizada por Huntington (2006), sobre más de 100 estudios basados en observaciones sobre los cambios recientes en el ciclo hidrológico mundial, puso en evidencia que sobre la segunda mitad del siglo XX hubo una mayor tendencia a sufrir escorrentías, inundaciones y sequías, así como otros fenómenos y variables relacionados con el clima a niveles regionales y mundial (Montenegro et al., 2015). Zhang et al., (2007), indicaron que a lo largo del siglo XXI se han producido sequías más intensas, ligadas a un aumento de las temperaturas y un descenso de las precipitaciones, afectando a un mayor número de personas.

Desde hace más de veinte años la FAO (1992), definió la contaminación del agua como "la introducción por el hombre en el ambiente acuático (mares, ríos y lagos) de elementos abióticos o bióticos que causen efectos dañinos o tóxicos, perjudiquen los recursos vivos, constituyan un peligro para la salud humana, obstaculicen las actividades marítimas (incluida la pesca), menoscaben la calidad del agua", incluyendo lo planteado por Wang & Zang (2014) que la contaminación del agua disminuyan los valores estéticos y de recreación. Sin embargo, hoy en día la contaminación de las aguas es cada vez más preocupante, ya que están expuestas a sustancias y preparados químicos peligrosos, uso de biocidas y plaguicidas fitosanitarios, sustancias carcinógenas, mutágenas y tóxicas para la reproducción (CMR), compuestos orgánicos volátiles (COV) (Olivares et al., 2012; Iannacone et al., 2016), sustancias persistentes bioacumulables y tóxicas: PBT, las dioxinas (Kogevinas & Janer, 2000) y furanos, bifenilos policlorados: PCB, alteradores endocrinos (Olea et al., 2002), así como los metales pesados que afectan la salud animal en los ecosistemas acuáticos (Iannacone & Alvaríño, 2005, Argota et al., 2014; Dixit et al., 2015) donde todos los contaminantes anteriormente mencionados representan reales amenazas, por cuanto

deberán ser objeto de medidas de evaluación, reducción y control de su riesgo, pudiendo ser entonces incorporados a cualquier legislación nacional e internacional para la protección ambiental de las aguas y por ende, su valoración económica (Wang & Zang, 2014).

Butler (2005), refiere que la medición económica de la calidad ambiental ha sido abordada desde diferentes perspectivas, externalidades, derecho de propiedad y eficiencia económica, así como desde la razón sobre la pérdida del bienestar. Por su parte Volk et al., (2008), refieren que se han planteado otros enfoques donde se busca establecer conexiones teóricas entre los sistemas ecológicos y los económicos, integrándose en ellos la relación hombre-naturaleza.

### **1.2.3 Necesidad de la eficiencia tecnológica en las plantas de tratamientos ambientales: calidad del agua**

El saneamiento y el tratamiento de aguas residuales son esenciales para el desarrollo sostenible y son fundamentales para los ecosistemas y la salud humana (UNESCO, 2015). Como resultado, el número de plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) que operan en todo el mundo ha aumentado significativamente. Por lo tanto, la evaluación de su eficiencia desde un punto de vista holístico, debe integrar cuestiones económicas y ambientales para garantizar su sostenibilidad a largo plazo (Lu, Du & Huang, 2017). Es por ello que, en las últimas décadas, el tratamiento de aguas residuales ha recibido una creciente atención en todo el mundo como una de las actividades relevantes para asegurar la sostenibilidad ambiental (Fuentes et al., 2015). Sin embargo, a pesar del gran impacto ambiental del proceso de tratamiento de aguas residuales, pocos documentos toman en cuenta los aspectos de sostenibilidad que relacionan, aumento de la eficiencia de producción con respecto a la necesidad de disminuir elementos o

productos no deseados, aunque por lo general, estas son variables proporcionales (Färe et al., 2014).

El estrés hídrico, debido al clima y la sobreexplotación de las fuentes de agua, complica la capacidad de satisfacer las crecientes demandas de agua de la sociedad contemporánea. Las fuentes de agua no convencionales, incluyendo el agua regenerada, ofrecen soluciones a este problema, particularmente en regiones áridas y semiáridas. Sin embargo, el principal problema con la reutilización de efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales es la calidad final del agua debido a que muchos procesos no están diseñados para eliminar las sustancias químicas de origen antropogénico, incluyendo productos farmacéuticos y de cuidado personal (Santos et al., 2013; Morais, Delerue & Gabarrel, 2014).

Las plantas de tratamientos de aguas residuales convencionales están diseñadas principalmente para la eliminación de sólidos en suspensión y materia orgánica (Binelli et al., 2014). Como resultado, todo producto de uso personal y farmacéutico-industrial (UPFI) salen de las (PTAR), a través del efluente y llegan a los cuerpos de agua receptores, donde los mismos se propagan y se acumulan en el agua, los sedimentos y los organismos (Carmona et al., 2014; Zenker et al., 2014; Arlos et al., 2015).

Se estima que el 50% de los (UPFI) que llegan a las (PTAR) se descargan, a través del efluente sin ningún cambio en su actividad tóxica. Muchos autores han analizado las concentraciones de (UPFI) en ríos y lagos, en los cuales se han descargado los efluentes de las plantas de tratamientos de aguas residuales (Wang et al., 2015; Zenobio et al., 2015).

Los UPFI en aguas residuales se presentan en una mezcla compleja de sustancias (Yuan et al., 2013), cuya toxicidad afecta incluso a la

comunidad microbiana que se encuentra en los procesos convencionales de tratamiento de lodos activados (Liu & Wong, 2013). Los UPFI más comúnmente encontrados en aguas residuales urbanas incluyen plastificantes, surfactantes, fármacos, fármacos de abuso, hormonas, compuestos de cuidado personal, medios de contraste y edulcorantes, entre otros (Miege et al., 2009; Pal et al., 2014).

Una forma posible de reducir los niveles de UPFI en los cuerpos de agua es, a través de tecnologías de tratamiento terciario. Sin embargo, en todos los casos las PTAR, no incorporan tecnologías de tratamiento terciario (AEAS, 2002). Esta situación hace que la presencia de UPFI en el efluente de las PTAR sea relevante para fines de reutilización del agua. Por lo tanto, es necesario cuantificar los costos generales de los procesos de tratamiento de aguas residuales (incluyendo mejoras tecnológicas en las PTAR) para seleccionar la tecnología apropiada para eliminarlos. Algunos autores han evaluado la eficiencia de la eliminación de UPFI por diferentes procesos, tales como oxidación avanzada, ozonización y carbón activado (Tang et al., 2014; Mailler et al., 2016). Todo tipo de agua que ingresa a las PTAR, no solo presenta variación significativa de acuerdo a su calidad normativa, sino que contienen elementos y/o productos posibles a tratar, aunque ello siempre dependerá para su eficiencia, de la tecnología disponible. El objetivo de cualquier planta de tratamientos ambientales para la calidad del agua radica en eliminar todo producto no deseado y finalmente, reutilizar el agua (Picazo, Sáez & González, 2008; Molinos et al., 2014, 2015).

#### **1.2.4 Modelación matemática en la evaluación de riesgo ecotoxicológico**

La toxicología y la ecotoxicología vienen experimentando un creciente desarrollo con el fin de proporcionar la información y el conocimiento

básico para la identificación y valoración de la peligrosidad de compuestos (Bro-Rasmussen, 1997).

Los estudios para la selección del lugar de vertido de residuos han cobrado especial interés debido al alto costo inherente al control de nutrientes en los vertidos de aguas residuales para evitar la eutrofización. Estos estudios suelen recurrir a modelos informáticos para simular las condiciones de calidad del agua en un curso de agua, especialmente con respecto a nutrientes como los compuestos nitrogenados y fosforados que afectan a la dinámica del oxígeno disuelto. Los modelos tradicionales de calidad del agua están representados por el sistema QUAL2E de la Agencia de Protección de Medio Ambiente de Estados Unidos, propuesto por Brown & Barnwell (1987). En tal sentido, la metodología propuesta no es modelada por simulaciones de variables, por el contrario, las variables medidas son evaluadas a partir de datos reales los cuales son analizados de forma individual y finalmente, matricial por interacción.

Parkhurst (1995), propone realizar una valoración de los riesgos ecológicos acuáticos como ayuda para establecer los límites de control de la contaminación del agua, especialmente para proteger la vida acuática. Estos métodos de valoración de riesgos pueden utilizarse para estimar los efectos ecológicos de las concentraciones de productos químicos para una amplia variedad de condiciones de contaminación de las aguas superficiales como:

- a) Contaminación por fuentes localizadas
- b) Contaminación por fuentes dispersas
- c) Sedimentos contaminantes en los cauces de los cursos de agua
- d) Acumulación de residuos peligrosos en masas de agua y;
- e) Análisis de los criterios existentes para el control de la contaminación del agua.

En el caso de la metodología propuesta, la misma presenta un enfoque de variables y mediciones con ciertas similitudes a lo que se requiere como enfoque de evaluación y gestión de los riesgos ecológicos (Crane *et al.* 2009, Silveira & Oliveira-Filho 2013). Según la UE (1996), es importante mencionar que las evaluaciones de riesgo ambientales, pueden ser tanto de carácter prospectivo como retrospectivo, lo que permite una evaluación de efectos sobre el medio debidos a la presencia de agentes o actividades actuales o del pasado. En tal sentido, la metodología programada consideró entonces, a realizar análisis tanto por descargas como por posibles efectos en cualquier matriz receptora.

La información recopilada y contrastada durante los últimos años en los distintos países, ha permitido el desarrollo de un número considerable de modelos informatizados, por ejemplo: HAZCHEN, Cemos, SAMS, GREAT-ER (Vanrolleghem *et al.*, 2001).

En el caso de sustancias de uso industrial los modelos utilizados para estimar las concentraciones ambientales previstas (PECs) en el medio y su incorporación a la cadena trófica se reúnen según Jager *et al.*; (1994) en el USES (Uniform System for the Evaluation of Substances), la cual constituye la etapa previa al desarrollo de EUSES (European Union System for the Evaluation of Substances), por el que se armoniza la evaluación de riesgo ambiental de sustancias nuevas y existentes en la Unión Europea (Vermeire *et al.*; 1997).

Una de las grandes dificultades en la actualidad relacionada con la contaminación de las aguas por elementos tóxicos, es conocer cómo se expresan los mismos en el tiempo relacionado con sus posibles efectos e impactos. En tal sentido, las posibles respuestas de análisis, ya no solo están en las determinaciones de parámetros físico-químicos

de calidad de agua, sino sobre la utilización de organismos naturales representativos del sistema (Spahn, 1999).

En el propio caso particular de los ecosistemas acuáticos, como bien fue señalado por Rand, Wells & McCarty (1995), los peces fueron uno de los primeros en ser utilizados en los protocolos de evaluación ecotoxicológicos y aún siguen siendo de elección como especies centinelas, principalmente cuando se trata de sistemas en desequilibrio y contaminados.

Sin embargo, cabe mencionar y así lo reflejó Seitz (1994), que en condiciones naturales, los factores abióticos y bióticos son sumamente diversos y varían constantemente en tiempo y espacio, donde la complejidad y la historia individual de cada uno de estos factores en el ecosistema, poseen únicas propiedades que no se reproducen a ningún otro lugar y en muchos casos no son iguales en el mismo lugar en momentos diferentes, siendo entonces mucho más drásticos cuando las contaminaciones son de origen antropogénicos.

La calidad ambiental de los cuerpos acuáticos, ha estado referida históricamente a la determinación de los parámetros físico-químicos de calidad del agua (Ramírez *et al.*, 2008). Sin embargo, las fluctuaciones de los parámetros físico-químicos pueden ser tan normales que cualquier tipo de contaminación natural puede traer en consecuencia, incorrectas interpretaciones del comportamiento ambiental o salud de los ecosistemas (Lakshmanan *et al.*, 2009; Sierra 2011).

En cuanto a la determinación sobre la calidad del agua para determinado ecosistema, siguen existiendo un sin-número de índices que son calculados mediante alguna expresión matemática y un ejemplo, es el Índice de Calidad de Agua (Tyagi *et al.*, 2013). En este contexto, Brown *et al.*, (1970) indicó que 142 expertos analizaron la pertinencia de 35 variables asociadas a la calidad del agua, calificando

a cada una según consideraban si debían ser “incluida”, “no incluida” o quizás estar “confusas”. Las variables seleccionadas fueron calificadas de 1 a 5, siendo 1 el valor más importante. En relación a los resultados del sondeo que se realizó, estas variables se re-distribuyeron entre los expertos volviéndose a elegir los parámetros hasta que finalmente, la lista quedó reducida a nueve de ellos con su propio peso específico sobre el valor total. Estos parámetros fueron: pH, sólidos disueltos totales, turbidez, nitritos, fosfatos, temperatura, demanda bioquímica de oxígeno, coliformes totales y el oxígeno disuelto.

Por su parte, Tyagi *et al.*, (2013), realizaron una evaluación de cuatro índices de calidad de agua formulados por varias organizaciones internacionales calificando este recurso en cinco categorías que va de excelente hasta muy mala calidad del agua. Del mismo modo, Sierra (2011) señaló que en Colombia se ha propuesto el índice ICOCOSU “Índice de calidad del agua para corrientes superficiales” donde estuvieron incluidos varios de los parámetros físico-químicos y biológicos que habían sido sugeridos por los 142 expertos.

Los análisis de elementos y compuestos de forma acoplados con los parámetros físico-químicos y microbiológicos a medir, posibilitan evaluar el nivel de riesgo sobre la biodiversidad local y asociada de los ecosistemas en forma superficial, ya que no ofrecen informar, posibles efectos e impactos adversos en algunas poblaciones de modo que, el uso de organismos representativos de los ecosistemas acuáticos, constituyen excelentes bio-herramientas para las interpretaciones ambientales (Argota & Iannacone, 2014).

Diversos agentes químicos que ingresan al medioambiente pueden degradar los diferentes componentes; y por ende, comprometer la optimización de un determinado recurso utilizado para una finalidad como servicio ecosistémico (Maltby, 2013). La evaluación de riesgos

ecológicos (ERE) debe cuantificar los efectos adversos que los agentes químicos (fundamentalmente) causan y comprometen después, a los múltiples servicios ecosistémicos donde cada uno de los objetivos en la ERE, estará direccionado a la protección en lugar y tiempo, además, con los intereses por recursos disponibles (Hommen *et al.*, 2010; Brown *et al.*, 2017).

Morgan & Henrion (1990), señalaron que las evaluaciones de riesgo proporcionaban un valor simple como estimación conservadora del riesgo, mientras hoy se acepta que en la caracterización del riesgo se requiere proporcionar mayor entendimiento de los métodos de estimación y la incertidumbre involucrada en dicha estimación. En el caso de la evaluación de riesgo ambiental (ERA), Carpenter (1995) menciona que se sigue las reglas de la teoría de la probabilidad mediante una expresión de todos los posibles valores de cada parámetro analizado. Un importante camino en la formulación de problemas con la ERA, es la puesta funcional de los objetivos de protección genéricos en objetivos de protección específicos que puedan utilizarse para orientar a la ERA en diseños prospectivos o retrospectivos (Munns *et al.*, 2009; Nienstedt *et al.*, 2012; Thomsen *et al.*, 2012).

MPGD (2004) indica que la evaluación de riesgo ecológico, es un proceso que evalúa la probabilidad y consecuencia de un impacto adverso, el cual ocurre como resultado de la exposición a uno o más estresores. Para ello, diversos estudios suelen recurrir a modelos informáticos tradicionales para simular las condiciones de calidad del agua. Diversos modelos tradicionales están representados por el sistema QUAL2E de la USEPA (Agencia de Protección de Medio Ambiente de los Estados Unidos), el cual fue propuesto por Brown & Barnwell (1987).

Autores como Bharti & Katyal, (2011), Chowdhury *et al.*, (2012) y Kankal *et al.*, (2012) indican que las modificaciones sobre el monitoreo de la calidad del agua están con base a una expresión escalar de puntuación y quizás, resultaría valorar los riesgos ecológicos en el ecosistema. Parkhurst (1995) propone que realizar una valoración de los riesgos ecológicos acuáticos, ayuda a establecer los límites de control para cualquier tipo de contaminación y especialmente, proteger la vida acuática. Cualquier valoración del riesgo ecológico debe asegurar el nivel correcto de protección, además, aquellos lugares que sean adecuados (Nienstedt *et al.*, 2012; Devos *et al.*, 2015). Los métodos de valoración de riesgo pueden utilizarse para estimar los efectos ecológicos de la contaminación de las aguas superficiales en diferentes condiciones como pueden ser: contaminación por fuentes localizadas, contaminación por fuentes dispersas, sedimentos contaminantes en los cauces de agua, acumulación de residuos peligrosos en masas de agua; y análisis de los criterios existentes para el control de la contaminación donde todas las mediciones que se pretendan evaluar deben considerar un enfoque sobre gestión de los riesgos ecológicos (Crane *et al.*, 2009; Silveira & Oliveira, 2013).

### **1.3 MARCO CONCEPTUAL**

#### **1.3.1. Carga contaminante**

Disposición referida a la concentración de agentes no deseados o la variación no permisible de parámetros que ocasiona desequilibrio en cualquier matriz ambiental o perjuicio a los factores bióticos propios de los sistemas ecológicos o asociados.

#### **1.3.2. Contaminación ambiental:**

Presencia de un agente no deseado en el medio, ya sea por introducción o adición y donde es prácticamente imposible su

tolerancia. Estado físico, químico y biológico que es perjudicial para los ecosistemas y sus poblaciones, así como a la salud humana.

### **1.3.3. Costo ambiental**

Referido al deterioro o pérdida de los recursos naturales.

### **1.3.4. Costo ambiental sostenible relativo**

Valor del recurso o cociente dada la relación entre la sumatoria del costo de evaluación ambiental de parámetros y el costo de prevención normativo. Este cociente presenta un intervalo que puntuación entre 0 y 1, donde el recurso puede ser clasificado en cinco categorías: recurso no sostenible relativo (0,0 – 0,4), recurso poco sostenible relativo (0,41 – 0,59), recurso ligeramente sostenible relativo (0,6 – 0,84), recurso moderadamente sostenible relativo (0,85 – 0,99) y recurso sostenible relativo (1).

### **1.3.5. Daño ambiental**

Cualquier tipo de lesión, destrucción, falta, disminución o pérdida que resulte significativa hacia uno o varios componentes del medio y que sea incumpliendo todo tipo de política, reglamento o disposición legislativa.

### **1.3.6. Efecto ambiental**

Cambio que se genera sobre alguna propiedad o factor ambiental correspondiente a los sistemas ecológicos o mostrado en un factor(es) biótico(s) que, por lo general, es reversible.

### **1.3.7. Emisión ambiental**

Liberación de uno o varios contaminantes al medio.

### **1.3.8. Eutrofización**

Proceso que puede ser natural o antropogénico donde ocurre proliferación de los niveles primarios o productivos en la cadena trófica, dados los altos contenidos de nutrientes disponibles en el medio acuático.

### **1.3.9. Movilidad ambiental de contaminante**

Concentración de un agente no deseado que se transporta de un sitio hacia otro.

### **1.3.10. Residuo ambiental**

Producto no deseado que está expuesto deliberadamente en el medio.

### **1.3.11. Riesgo ambiental**

Probabilidad de que ocurra un efecto adverso a nivel individual o poblacional dada la exposición a un agente ambiental no deseado y donde siempre habrá al menos un resultado negativo pero que existe la incertidumbre sobre su posible aparición, duración y magnitud del resultado adverso.

## **1.4. MARCO LEGAL**

### **1.4.1. Normativa nacional**

#### **a) *Constitución Política del Perú – 30.12.1993***

El Congreso Constituyente Democrático aprobó cuatro artículos referidos al Ambiente, y los recursos Naturales. En relación al Medio Ambiente (calentamiento Global) hacemos referencia solo al Art. 2º, inciso 22, donde distingue el derecho humano de toda persona a gozar de un ambiente equilibrado y adecuado al desarrollo de su vida, el cual lo consagra como un derecho fundamental. Por consiguiente, el desarrollo de la tesis queda

enmarcado en la preservación del medio Ambiente tal como lo señala esta carta fundamental.

**b) *Estrategia Nacional de Cambio Climático (D.S. N° 086-2003-PCM) – 24.10.2003***

Conocida con la sigla de ENCC (actualizada en el 2011), tiene en concreto dos objetivos principales: (i) reducir los impactos adversos del cambio climático a través de estudios integrados de vulnerabilidad y adaptación que identificarán zonas y/o sectores vulnerables en el país, y (ii) contralar las emisiones de contaminantes locales y de gases de efecto invernadero (GEI), a través de programas de energías renovables y de eficiencia energética en los diversos sectores productivos. La ENCC ha definido once líneas estratégicas de acción, dentro de las cuales hemos identificado una estrategia, el cual enmarca el desarrollo de la tesis, siendo: Cuarta línea estratégica, cuyo objetivo es facilitar el financiamiento de proyectos orientados a mitigar emisiones de GEI, esto también aplica a proyectos de Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL).

**c) *Ley Marco del Sistema Nacional de Gestión Ambiental (Ley N° 28245) – 04.06.2004***

En el Título II: Gestión Ambiental, Art. 6, se establece que el CONAM (hoy Ministerio del Ambiente - "MINAM") sea la institución encargada del diseño y dirección participativa de estrategias nacionales para la implementación progresiva de las obligaciones derivadas de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (UNFCCC). Y en el Título III: Autoridad Ambiental Nacional, Art. 9, se establece como función del CONAN (hoy MINAM), coordinar la elaboración periódica de los informes nacionales sobre

la Estrategia Nacional de Cambio Climático y presidir la comunicación nacional de cambio climático.

**d) *Ley General del Ambiente (Ley N°28611) - 15.10.2005***

En su Título Preliminar Derecho y Principios, Art. I, señala el derecho inalienable de toda persona a vivir en un ambiente saludable, equilibrado y adecuado para el pleno desarrollo de la vida y, el deber de contribuir a una efectiva gestión ambiental y de proteger el ambiente, así como sus componentes, asegurando particularmente la salud de las personas en forma individual y colectiva, la conservación de la diversidad biológica, el aprovechamiento sostenible de los recursos naturales y el desarrollo sostenible del país.

En el Título I: Política Nacional del Ambiente y Gestión Ambiental, Capítulo 1, Art. 4, se promueve conductas ambientalmente responsables, así como el desarrollo y uso de tecnologías apropiadas y de prácticas de producción limpia en general. Y en Título III: Integración de la Legislación Ambiental, Capítulo 1, Art. 95, el MINAM promueve, a través de una Comisión Nacional, los bonos de descontaminación, u otros mecanismos alternativos a fin de que los proyectos puedan acceder a los fondos creados al amparo del Protocolo de Kyoto.

**1.4.2. Normativa Internacional**

**a) *Protocolo de Kyoto (PK) de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático 8 – 11.12.1997***

El PK es lo que pone en práctica la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático, este protocolo compromete a los países industrializados a estabilizar las emisiones de GEI reduciendo para el periodo 2008 – 2012 sus emisiones de

gases de efecto invernadero en aproximadamente 5.8% por debajo de sus niveles en el año 1990. Mientras que la Convención solo alienta a los países a hacerlo.

El PK fue estructurado en función de los principios de la Convención. Establece la reducción de emisiones en 37 países industrializados y la Unión Europea, reconociendo que son los principales responsables de los elevados niveles GEI que hay actualmente en la atmósfera.

## **1.5. MARCO FILOSÓFICO**

El saneamiento y el tratamiento de aguas residuales son esenciales para el desarrollo sostenible y son fundamentales para los ecosistemas y la salud humana (UNESCO, 2015). Como resultado, el número de plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) que operan en todo el mundo ha aumentado significativamente. Por lo tanto, la evaluación de su eficiencia desde un punto de vista holístico, debe integrar cuestiones económicas y ambientales para garantizar su sostenibilidad a largo plazo (Lu, Du & Huang, 2017). Es por ello que en las últimas décadas, el tratamiento de aguas residuales ha recibido una creciente atención en todo el mundo como una de las actividades relevantes para asegurar la sostenibilidad ambiental (Fuentes *et al.*, 2015). Sin embargo, a pesar del gran impacto ambiental del proceso de tratamiento de aguas residuales, pocos documentos toman en cuenta los aspectos de sostenibilidad que relacionan, aumento de la eficiencia de producción con respecto a la necesidad de disminuir elementos o productos no deseados, aunque por lo general, estas son variables proporcionales (Färe *et al.*, 2014).

El estrés hídrico, debido al clima y la sobreexplotación de las fuentes de agua, complica la capacidad de satisfacer las crecientes demandas de agua de la sociedad contemporánea. Las fuentes de agua no convencionales, incluyendo el agua regenerada, ofrecen soluciones a este problema, particularmente en

regiones áridas y semiáridas. Sin embargo, el principal problema con la reutilización de efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales es la calidad final del agua debido a que muchos procesos no están diseñados para eliminar las sustancias químicas de origen antropogénico, incluyendo productos farmacéuticos y de cuidado personal (Santos *et al.*, 2013; Morais, Delerue & Gabarrel, 2014).

Las plantas de tratamientos de aguas residuales convencionales están diseñadas principalmente para la eliminación de sólidos en suspensión y materia orgánica (Binelli *et al.*, 2014). Como resultado, todo producto de uso personal y farmacéutico-industrial (UPFI) salen de las (PTAR), a través del efluente y llegan a los cuerpos de agua receptores, donde los mismos se propagan y se acumulan en el agua, los sedimentos y los organismos (Carmona *et al.*, 2014; Zenker *et al.*, 2014; Arlos *et al.*, 2015).

Se estima que el 50% de los (UPFI) que llegan a las (PTAR) se descargan, a través del efluente sin ningún cambio en su actividad tóxica. Muchos autores han analizado las concentraciones de (UPFI) en ríos y lagos, en los cuales se han descargado los efluentes de las plantas de tratamientos de aguas residuales (Wang *et al.*, 2015; Zenobio *et al.*, 2015).

Los UPFI en aguas residuales se presentan en una mezcla compleja de sustancias (Yuan *et al.*, 2013), cuya toxicidad afecta incluso a la comunidad microbiana que se encuentra en los procesos convencionales de tratamiento de lodos activados (Liu & Wong, 2013). Los UPFI más comúnmente encontrados en aguas residuales urbanas incluyen plastificantes, surfactantes, fármacos, fármacos de abuso, hormonas, compuestos de cuidado personal, medios de contraste y edulcorantes, entre otros (Miege *et al.*, 2009; Pal *et al.*, 2014).

Una forma posible de reducir los niveles de UPFI en los cuerpos de agua es, a través de tecnologías de tratamiento terciario. Sin embargo, en todos los casos las PTAR, no incorporan tecnologías de tratamiento terciario (AEAS, 2002). Esta situación hace que la presencia de UPFI en el efluente de las PTAR sea

relevante para fines de reutilización del agua. Por lo tanto, es necesario cuantificar los costos generales de los procesos de tratamiento de aguas residuales (incluyendo mejoras tecnológicas en las PTAR) para seleccionar la tecnología apropiada para eliminarlos. Algunos autores han evaluado la eficiencia de la eliminación de UPFI por diferentes procesos, tales como oxidación avanzada, ozonización y carbón activado (Tang *et al.*, 2014; Mailler *et al.*, 2016). Todo tipo de agua que ingresa a las PTAR, no solo presenta variación significativa de acuerdo a su calidad normativa, sino que contienen elementos y/o productos posibles a tratar, aunque ello siempre dependerá para su eficiencia, de la tecnología disponible. El objetivo de cualquier planta de tratamientos ambientales para la calidad del agua radica en eliminar todo producto no deseado y finalmente, reutilizar el agua (Picazo, Sáez & González, 2008; Molinos *et al.*, 2014, 2015).

## **CAPITULO II**

### **PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA**

#### **2.1 SITUACION PROBLEMÁTICA**

La degradación ambiental sobre la calidad de las aguas condiciona que este recurso natural renovable sea cada vez más limitante en diversas partes del mundo; pues la persistencia de contaminantes disueltos y/o acumulados, pudieran indicar en algunos casos, estado irreversible por su valor de uso, quizás como consecuencia sobre la incorrecta interpretación del "Derecho Ambiental" en ciertas generaciones referido al manejo de las aguas (He et al., 2014).

La gran inquietud científica sobre los diferentes contaminantes no solamente radica, que puedan entrar al ambiente por diversas vías, sino que los criterios específicos de calidad ambiental, no han sido establecido para todos los contaminantes identificados de manera que, las consecuencias culminan en incorrectos diseños sobre tratamientos para eliminarlos de las aguas residuales (Watanabe et al., 2010; Eggen et al., 2010).

Los actuales enfoques sobre la predicción de riesgo ambiental en ecotoxicología acuática radican en que deben realizarse de forma anticipada y cuyo propósito será, proporcionar información útil sobre el estado futuro del ecosistema (Mouquet et al., 2015; Petchey et al., 2015). Dentro de las grandes

incertidumbres para muchas sociedades está en conocer, cuál sería el costo ambiental de la contaminación en los recursos hídricos, pues la problemática no es tan simple como pudiera parecer ya que la calidad, además, de ser referida a la variabilidad de los parámetros físico-químicos y microbiológicos, presencia de químicos naturales que superan sus concentraciones o xenobióticos disponibles (Guimarães et al., 2012; Wang & Zang, 2014) se ha incluido de forma conjunta, las preocupaciones sobre cuánto resultaría la recuperación y accesibilidad de los recursos hídricos una vez que se encuentren impactados (Shortle, 2013; Dixit et al., 2015).

Históricamente, la predicción de riesgo ambiental sobre la condición aceptable del agua depende de modelos tradicionales de calidad (Brown & Barnwell, 1987; Vanrolleghem et al., 2001) y donde algunos de ellos presentan expresiones escalares de puntuación que son establecidas para el monitoreo (Bharti & Katyal 2011, Chowdhury et al., 2012, Kankal et al., 2012).

Por lo general, los modelos están concebidos para la valoración de riesgo y estimación de los efectos ecológicos ocasionados por la contaminación que generan las fuentes puntuales y difusas (Crane et al., 2009; Silveira & Oliveira-Filho, 2013) pero aún prevalece la limitación en los propios modelos ya que, carecen del manejo integrado con referencia a la identificación y caracterización de fuentes contaminantes y determinación de parámetros de calidad ambiental para la evaluación del propio riesgo ambiental.

## **2.2 FORMULACION DEL PROBLEMA**

### **2.2.1. Problema general**

¿Cuál será la predicción sobre el riesgo ecotoxicológico del modelo computacional Gecotoxic ante el costo ambiental sostenible relativo y la aplicación de un sistema de tratamiento mineral para residuales doméstico-urbano?

### 2.2.2. Problemas específicos

Planteado el problema general se desprenden los siguientes problemas específicos:

P1: ¿En qué medida los parámetros físico-químicos de un sistema de tratamiento mineral permiten una mejor predicción sobre el riesgo ecotoxicológico para residuales domestico-urbano?

P2: ¿De que manera los costos ambientales sostenible relativo permiten una mejor predicción sobre el riesgo ecotoxicológico para aguas domestico-urbano?

P3: ¿Cómo podría predecirse el programa geotoxic sobre el riesgo ecotoxicológico ante las aguas residuales domestico-urbano?

## 2.3 JUSTIFICACION E IMPORTANCIA DE LA INVESTIGACION

### 2.3.1 Justificación de la investigación

La pérdida del valor de uso sobre los recursos ambientales por la contaminación tributaria de efluentes sin tratamientos eficientes, resulta una de las preocupaciones ambientales y sociales a resolver donde en múltiples ocasiones se desconoce, el costo ambiental sostenible de la matriz receptora cuando las cargas tributarias no son tratadas y, por ende; el riesgo ante cualquier valor utilitario, no puede predecirse.

### 2.3.2 Importancia de la investigación

El proyecto de investigación tuvo la siguiente importancia según los criterios o valores potenciales de investigación:

- **Conveniencia:** permitió considerar, la sostenibilidad ambiental de la laguna de oxidación Angostura Limón mediante el costo ambiental sostenible relativo antes y después de implementar un sistema de tratamiento mineral pasivo.

- **Implicaciones metodológicas:** permitió utilizarse la fórmula del costo ambiental sostenible relativo para estimar la carga residual dispuesta.
- **Implicaciones prácticas:** pudo utilizarse un sistema de tratamiento mineral pasivo para valorar la eficiencia de remoción sobre los residuales.

## 2.4 OBJETIVOS DE LA INVESTIGACIÓN

### 2.4.1. Objetivo general

Predecir sobre riesgo ecotoxicológico del modelo computacional Gecotoxic ante el costo ambiental sostenible relativo y la aplicación de un sistema de tratamiento mineral para residuales doméstico-urbano

### 2.4.2. Objetivos específicos

O1: Determinar los parámetros físico-químicos de un sistema de tratamiento mineral permiten una mejor predicción sobre el riesgo ecotoxicológico para residuales doméstico-urbano

O2: Estimar los costos ambientales sostenible relativo permiten una mejor predicción sobre el riesgo ecotoxicológico para aguas doméstico-urbano

O3: Predecir el programa geotóxico sobre el riesgo ecotoxicológico ante las aguas residuales doméstico-urbano

## 2.5 HIPÓTESIS DE LA INVESTIGACIÓN

### 2.5.1. Hipótesis general

El modelo computacional Gecotoxic permite predecir el riesgo ecotoxicológico ante el costo ambiental sostenible relativo y la aplicación de un sistema de tratamiento mineral para residuales doméstico-urbano.

### 2.5.2. Hipótesis específicas

- H.1:** Los parámetros físico-químicos de un sistema de tratamiento mineral permiten una mejor predicción sobre el riesgo ecotoxicológico para residuales domestico-urbano.
- H.2:** Los costos ambientales sostenible relativo permiten una mejor predicción sobre el riesgo ecotoxicológico para aguas domestico-urbano.
- H.3:** El programa geotoxic sobre el riesgo ecotoxicológico ante las aguas residuales domestico-urbano.

## 2.6 VARIABLES DE LA INVESTIGACIÓN

### 2.6.1. Identificación de variables

✓ **Variable independiente**

Costo ambiental sostenible relativo y sistema de tratamiento mineral.

**Indicador 1,1: Remoción de parámetros físico-químicos en el sistema de tratamiento mineral**

Se dispuso de un sistema de tratamiento mineral con dos filtros recubiertos por membranas textiles (figura 1).

Una de las membranas contenía arena silicatada (color marrón) mientras que, la otra tenía carbón activado granulométrico (color amarillo).



**Figura 1. Sistema de tratamiento mineral.**

La tabla 1 muestra el indicador e índice de la variable remoción de parámetros físico-químicos en el sistema de tratamiento mineral.

**TABLA 1. INDICADORES E ÍNDICES / VARIABLE INDEPENDIENTE.**

Indicadores	Índices
Porcentaje de remoción	%

***Indicador 1,2: Costo ambiental sostenible relativo***

Dado que no existe una expresión matemática referida a determinaciones de parámetros físico-químicos de calidad ambiental de las aguas que indique su posible costo ambiental sostenible se indicó por Argota, Argota & Iannacone (2016), la siguiente fórmula:

Dónde: 
$$RESCO_h = \frac{\sum_i}{\sum_i^n} COA / CONP$$

- ✓ RESCO = Costo ambiental sostenible relativo
- ✓ COA = Costo de evaluación (medición de cumplimiento sobre parámetros)
- ✓ CONP = Costo de prevención normativo (número de parámetros medidos)
- ✓ i) observación inicial y
- ✓ n) observación final

Mediante la fórmula puede conocerse la sostenibilidad del recurso agua de acuerdo al cumplimiento de parámetros (COA) obteniéndose un cociente, según el tipo de categorías (tablas 2 y 3).

**TABLA 2. CRITERIO DE PUNTUACIÓN / COSTO AMBIENTAL SOSTENIBLE RELATIVO.**

Criterio	Puntuación
cumple el valor establecido por la norma regulatoria utilizada	1
no cumple el valor establecido por la norma regulatoria utilizada	0

**TABLA 3. CATEGORÍAS DEL COSTO AMBIENTAL SOSTENIBLE RELATIVO / INTERVALO**

Categoría de sostenibilidad relativa	Intervalo
recurso sostenible relativo	1,0
recurso moderadamente sostenible relativo	0,85 – 0,99
recurso ligeramente sostenible relativo	0,6 – 0,84
recurso poco sostenible relativo	0,41 – 0,59
recurso no sostenible relavo	0,0 – 0,4

El costo ambiental sostenible relativo dependió de los parámetros físico-químicos y microbiológicos mostrados en la tabla 4:

**TABLA 4. PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS / COSTO AMBIENTAL SOSTENIBLE RELATIVO**

Indicadores	Índices
demanda química de oxígeno	mg.L <sup>-1</sup>
fosfato	
nitrito	
nitrato	
ion amonio	

✓ **Variable dependiente**

Predicción sobre el Riesgo Ecotoxicológico del Modelo Computacional Gecotoxic.

***Indicador 2,1: Predicción de riesgo mediante el programa Gecotoxic***

Para la predicción del riesgo se utilizó el programa Gecotoxic el cual, es una versión superior del analizador multifuncional de riesgo ecotoxicológico Gecotoxic quien está registrado en el Centro Nacional de Derecho de Autor (CENDA) en la República de Cuba y cuyo código: 2027 – 2012. Este programa, es operativo sobre datos reales y no simulados, donde la estimación de riesgo es a partir de la interacción matricial de números codificados arábigamente por intervalos de puntuación (anexo 3).

Gecotoxic, indica que la estimación del riesgo está sobre la base de lo siguiente:

**Descripción del análisis residual**

Para el análisis residual, el software es dependiente de dos condiciones:

- A. Efecto toxicológico y;
- B. Tipo de tratamiento ambiental

En cuanto al efecto toxicológico, el mismo considera tres (3) menús: 1ro) la caracterización de la entidad quien dependerá del tipo de fuente (puntual o dispersa) como el tipo de emisión (continua de larga duración, continua de corta duración, intermitente de alta frecuencia, intermitente de baja frecuencia), 2do) seguridad de parámetros físico-químicos y microbiológicos (cantidad de parámetros medidos como el número de ellos encontrados en según la norma utilizada) y 3ro) toxicidad del residual la cual dependerá del tipo a evaluar (sustancia, compuesto o mezcla), el ensayo (microcosmo o batería) y el número

de pruebas que presentan toxicidades, siendo las misma impares (3 o 5) a determinar. Para el caso del tipo de tratamiento ambiental, fue considerado si el mismo es primario, secundario, terciario, cuaternario o no si el aplicado es inadecuado. Para ello, de igual forma se tiene en cuenta si los tratamientos son realizados de forma real o potencial.

### **Descripción del efecto ambiental**

Para el efecto ambiental, el software es dependiente de cuatro condiciones:

- A. Fuente contaminante
- B. Seguridad de parámetros físico-químicos
- C. Toxicidad del efecto ambiental y;
- D. Análisis de indicadores biológicos

En cuanto a la fuente contaminante, la misma considera una zona de análisis (aproximación, mezcla y exposición), así como el número de fuentes identificadas y los contaminantes de interés (quienes se expresan por matrices ambientales). De igual manera, es considerado la seguridad de parámetros físico-químicos y microbiológicos (cantidad de parámetros medidos como el número de ellos encontrados en según la norma utilizada), así como la toxicidad del efecto ambiental sobre la base del tipo a evaluar (sustancia, compuesto o mezcla), el ensayo (microcosmo o batería) y el número de pruebas que presentan toxicidades, siendo las mismas impares (3 o 5) a determinar. Para el análisis de indicadores biológicos se consideró tipo de muestra, la cual es evaluada atendiendo a la magnitud de daño, siguiendo la clasificación reportada por Argota (2014). Todos los datos introducidos en el programa son reales por lo que, permitió mediante variables de extrapolación, estimar las posibles implicaciones de efectos o impactos sobre los sistemas ambientales receptores. El programa Gecotoxic funcionó mediante el principio de la progresión aritmética considerando la ecuación siguiente:

$$A_n = A_0 + r (n - 1)$$

*Dónde:*

$A_n$  = n –ésimo término,

$A_0$  = valor inicial

r = razón

Para el análisis estadístico se considerará tanto probabilidad del riesgo como magnitud del valor de riesgo, quienes estarán representado por las siguientes ecuaciones de cálculo:

**Probabilidad de riesgo**

A.  $[X - 3X]$ : bajo

B.  $[3X + 1 - 5X + 4]$ : medio

C.  $[5X + 5 - 10X]$ : alto

**Magnitud del valor de riesgo**

A.  $[X - 3X]$ : trivial

B.  $[3X + 1 - 5X + 4]$ : leve

C.  $[5X + 5 - 10X + 5]$ : moderada

D.  $[15X + 1 - 15X + 4]$ : severa

E.  $[15X + 5 - 15X + 5]$ : extrema

**2.6.2. Operacionalización de variables**

VARIABLE INDEPENDIENTE	INDICADORES
V1: Costo ambiental sostenible relativo y sistema de tratamiento mineral	I <sub>1,1</sub> : Parámetros Físicoquímicos I <sub>1,2</sub> : Costo ambiental sostenible relativo

VARIABLE DEPENDIENTE	INDICADORES
V <sub>2</sub> : Predicción sobre el riesgo ecotoxicológico del modelo computacional gecotoxic	I <sub>2,1</sub> : Programa geotoxic

## **CAPITULO III**

### **METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN**

#### **3.1 TIPO, NIVEL Y DISEÑO DE INVESTIGACIÓN**

##### **3.1.1 Tipo de investigación**

Según el enfoque, el tipo de investigación fue cuantitativa.

##### **3.1.2 Nivel de investigación**

Según el tipo de investigación cuantitativa, el nivel correspondió a explicativa.

##### **3.1.3 Diseño de la investigación**

El diseño de la investigación correspondió a al tipo experimento: aleatorio no controlado (generación de resultado esperado).

#### **3.2 POBLACIÓN Y MUESTRA**

##### **3.2.1 Población**

Se analizó la zona de entrada y salida (canal) de los efluentes correspondientes a, la Laguna de Oxidación Angostura-Limón ubicada en el Distrito Subtanjalla-Provincia Ica (figura 2).



**Figura 2. Laguna de oxidación**

### **3.2.2 Muestra**

Se seleccionó dos muestras con 5 litros de agua residual donde se realizaron tres réplicas y finalmente se consideró como una muestra compuesta para su envío y análisis en el Laboratorio Acreditado Envirotest S.A.C.

## **CAPITULO IV**

### **TÉCNICAS E INSTRUMENTOS DE INVESTIGACIÓN**

#### **4.1 TÉCNICAS DE RECOLECCIÓN DE DATOS**

La técnica de recolección de datos fue de observación estructurada.

#### **4.2 INSTRUMENTOS DE RECOLECCIÓN DE DATOS**

El instrumento fue concebido dentro del propio servicio analítico subcontratado para la determinación de los parámetros físico-químicos. Se reconoció debido al carácter del Laboratorio Acreditado Envirotest S.A.C. (anexo 3).

#### **4.3 TÉCNICAS DE PROCESAMIENTO, ANÁLISIS E INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS**

Después de seleccionar la muestra compuesta se homogeneizó en tanque de polietileno previamente endulzado con volumen del propio efluente durante dos intervalos de tiempo (06:30–08:00; 08:30–10:00). A partir, de 5 litros de agua residual fueron conservados los efluentes mediante un recipiente plástico esterilizado con capacidad de 1 litro (figura 3) para su traslado y análisis en el Laboratorio Acreditado Envirotest S.A.C. (anexo 4).



**Figura 3. Frascos plásticos esterilizados para la conservación de las muestras / agua residual**

Para la comparación de los resultados se utilizó lo declarado por el Decreto Supremo No. 004-2017-MINAM: Categoría 1 - Población y Recreacional; Subcategoría A: aguas superficiales destinadas a la producción de agua potable; A2: aguas que pueden ser potabilizadas con tratamiento convencional (anexo 5).

Para el análisis de los datos se utilizó el programa profesional Statgraphics Centurion XVI.II donde la normalidad de los datos se realizó mediante la prueba de Shapiro W. A partir de, el análisis sobre las tres réplicas, se obtuvo un valor promedio entre las dos muestras (entrada y salida de los efluentes) donde la comparación entre las medias del coeficiente de transformación se realizó mediante la prueba t-Student. Los resultados fueron considerados significativos cuando  $p < 0,05$

## CAPÍTULO V

### CONTRASTACIÓN DE HIPÓTESIS

Para la contrastación de hipótesis se consideró la información consultada en el marco teórico del proyecto de investigación, además, de la comparación de media que resultó por la prueba t-Student.

$$t = \frac{x - \mu}{Sx / \sqrt{n}}$$

Donde:

x = media

$\mu$  = valor analizar

Sx = desviación estándar

n = tamaño de la muestra

Se planteó lo siguiente:

**Hipótesis General** (de investigación)

El modelo computacional Gecotoxic permite predecir el riesgo ecotoxicológico ante el costo ambiental sostenible relativo y la aplicación de un sistema de tratamiento mineral para residuales doméstico-urbano.

### Hipótesis nula

El modelo computacional Gecotoxic, no permite predecir el riesgo ecotoxicológico ante el costo ambiental sostenible relativo y la aplicación de un sistema de tratamiento mineral.

### Validación

PARÁMETRO		ESTADÍSTICO	ANTES DEL TRATAMIENTO	DESPUÉS DEL TRATAMIENTO
DBO <sub>5</sub>			248,0	164,2
		CV (%)	0.40	0.40
		SE	0	0
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>			42,52	42,52
		CV (%)	0	0
		SE	0	0
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>			55,66	55,66
		CV (%)	0	0
		SE	0	0
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>			0,041	0,041
		CV (%)	0	0
		SE	0	0
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>			53,27	10,36
		CV (%)	0.02	0.09
		SE	-2.26E-12	0
OD			15,04	14,99
		CV (%)	0.07	0.07
		SE	0	0

### **Comparación De Medias (DBO<sub>5</sub>)**

- Intervalos de confianza del 95.0% para la media de DBO<sub>5</sub> (antes del tratamiento): 248.0 +/- 2.48414 [245.516, 250.484]
- Intervalos de confianza del 95.0% para la media de DBO<sub>5</sub> (después del tratamiento): 164.0 +/- 2.48414 [161.516, 166.484]
- Suponiendo varianzas iguales: 84.0 +/- 2.26696 [81.733, 86.267]

### **Prueba t para comparar medias**

- Hipótesis nula: media1 = media2
- Hipótesis Alt.: media1 <> media2
- Suponiendo varianzas iguales: t = 102.879 valor-P = 5.3527E-8
- Se rechaza la hipótesis nula para alfa = 0.05.

Existió una diferencia estadísticamente significativa (intervalo contenía el valor 0) entre las medias de las dos muestras con un nivel de confianza del 95.0%.

### **Comparación de Medias (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)**

- Intervalos de confianza del 95.0% para la media de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (antes del tratamiento): 53.27 +/- 0.0248414 [53.2452, 53.2948]
- Intervalos de confianza del 95.0% para la media de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (después del tratamiento): 10.36 +/- 0.0248414 [10.3352, 10.3848]
- Intervalos de confianza del 95.0% intervalo de confianza para la diferencia de medias
- Suponiendo varianzas iguales: 42.91 +/- 0.0226696 [42.8873, 42.9327]

### **Prueba t para comparar medias**

- Hipótesis nula: media1 = media2
- Hipótesis Alt.: media1 <> media2
- Suponiendo varianzas iguales: t = 5255.38 valor-P = 0
- Se rechaza la hipótesis nula para alfa = 0.05.

Existió una diferencia estadísticamente significativa (intervalo contenía el valor 0) entre las medias de las dos muestras con un nivel de confianza del 95.0%.

### **Comparación de Medias (OD)**

- Intervalos de confianza del 95.0% para la media de OD (antes del tratamiento): 15.04 +/- 0.0248414 [15.0152, 15.0648]
- Intervalos de confianza del 95.0% para la media de OD (después del tratamiento): 14.99 +/- 0.0248414 [14.9652, 15.0148]
- Intervalos de confianza del 95.0% intervalo de confianza para la diferencia de medias
- Suponiendo varianzas iguales: 0.05 +/- 0.0226696 [0.0273304, 0.0726696]

### **Prueba t para comparar medias**

- Hipótesis nula:  $media1 = media2$
- Hipótesis Alt.:  $media1 <> media2$
- Suponiendo varianzas iguales:  $t = 6.12372$  valor-P = 0.00360219
- Se rechaza la hipótesis nula para  $\alpha = 0.05$ .

Existió una diferencia estadísticamente significativa (intervalo contenía el valor 0) entre las medias de las dos muestras con un nivel de confianza del 95.0%.

## CAPÍTULO VI

### PRESENTACIÓN, INTERPRETACIÓN Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

**6.1. Los parámetros físico-químicos de un sistema de tratamiento mineral y una mejor predicción sobre el riesgo ecotoxicológico para residuales domestico-urbano.**

La tabla 5 muestra, el área, peso y tiempo de filtración transcurrido por cada gavetero del sistema de tratamiento mineral donde los residuales tratados permanecieron menor tiempo en el carbón activado.

**TABLA 5. ÁREA, PESO Y TIEMPO DE FILTRACIÓN / SISTEMA DE TRATAMIENTO MINERAL**

Tipo de gavetero	Volumen inicial (L)	Área (cm)			Peso (Kg)	Tiempo de filtración (min)		
		ancho	largo	altura		inicio	final	total
Arena silicatada	5,0	85,0	85,0	16,0	5,0	10:35	11:05	30
Carbón activado		85,0	85,0	10,0	3,0	10:06	10:21	15

La tabla 6 muestra el porcentaje de remoción según los valores reportados en el punto 2 (correspondiente al tratamiento) donde no hubo variación en algunos parámetros.

**TABLA 6. PORCENTAJE DE REMOCIÓN DE PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS**

Parámetros	Punto 1	Punto 2	% Remoción
DBO <sub>5</sub>	248,0	164,2	33,79
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	42,52	42,52	0,00
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	55,66	55,66	0,00
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,041	0,041	0,00
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	53,27	10,36	80,55
OD	15,04	14,99	0,33

En la literatura científica existen diversos estudios que refieren el tratamiento de las aguas residuales desde diferentes perspectivas (Lorenzo *et al.*, 2015; Molinos, Sala & Hernández, 2016). Sin embargo, pocos señalan la eficiencia de las plantas de tratamientos incluyendo lagunas de oxidación con relación a la utilización de minerales.

En esta investigación, el tratamiento de las aguas consistió en un proceso de filtrado, cuyo tiempo total transcurrido fueron de 45 minutos. El menor tiempo correspondió al carbón activado (15´) comparativamente con la arena silicatada (30´). La eficiencia del STM fue de la siguiente manera: NH<sub>4</sub><sup>+</sup> > DBO<sub>5</sub> > OD > PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> = NO<sub>2</sub><sup>-</sup> = NO<sub>3</sub><sup>-</sup> donde se consideró en general, poco aceptable, pues el 50% de los parámetros medidos, no varió su concentración inicial, además, uno de los parámetros (DBO<sub>5</sub>) su remoción fue menor al 75%.

Comúnmente, las aguas residuales son tratadas mediante procesos biológicos y en el caso de las aguas residuales se utilizan diferentes procesos físico-

químicos (Aragonés, *et al.*, 2009; Li *et al.*, 2013). En este estudio, no se utilizó naturaleza biológica tampoco, agentes químicos que, por lo general, generan costos alternativos, a pesar de ser considerados como razón necesaria para garantizar un alto porcentaje de eliminación para contaminantes no deseados, además, el tiempo involucrado en el proceso de tratamiento, resulta otra variable de interés, pues la demanda potable de agua para el uso poblacional o industrial, cada día es mayor.

El uso de minerales para el tratamiento de las aguas residuales, es ampliamente utilizado pero sus diferentes características hacen que la eficiencia varíe. Por ejemplo, las arcillas (montmorillonita o caolinita) son muy consideradas por su alta presencia en la naturaleza, pero el carbón activado, resulta mejor, aunque su costo limita en muchos casos, poder emplearlos para el tratamiento total de las aguas residuales (Bekheit, Nawar & Addison, 2011; Zhou, Dong & Bian, 2016). Es de resaltar que, los filtros con arena garantizan la retención de contaminantes (Li *et al.*, 2018; Egea, Gutiérrez & Quiroga, 2019) y debido a la alta solubilidad de nitritos y nitratos, no pudieron ser retenidos con este tipo de tratamiento. Al parecer, tampoco se garantiza con el carbón activado quien tiene la particularidad de remover diversos contaminantes e incluso a concentraciones muy bajas (Lemus *et al.*, 2012). Aunque la solubilidad, probablemente no sea una propiedad influyente para la remoción, pues Li *et al.*, (2010) reportaron el costo de efectividad utilizando el carbón activado para remover cloro libre desde las aguas.

Los estudios en condiciones experimentales de laboratorios con el carbón activado son diversos. Por ejemplo, Guilloso *et al.*, (2018) lo utilizó como tratamiento avanzado para aguas residuales que contenían micro-contaminantes orgánicos en comparación con el tratamiento convencional donde se obtuvo más del 80% de remoción. Otro estudio que se realizó con carbón activado en sinergia con la ozonización para el tratamiento de aguas residuales textiles reportó que, el carbono orgánico disuelto se redujo en un

43,0%, la demanda química de oxígeno en 45,8 y el color al 73,0% (Wang *et al.*, 2018). Del mismo modo, el carbón activado es utilizado para la remoción de contaminantes de origen farmacéutico en las aguas residuales donde el porcentaje varía en dependencia de los antibióticos (Mailler *et al.*, 2015).

## 6.2. Los costos ambientales sostenible relativo permiten una mejor predicción sobre el riesgo ecotoxicológico para aguas domestico-urbano.

La tabla 7 muestra los valores según parámetros físico-químicos en la salida (punto 1) y del tratamiento (punto 2) donde el oxígeno disuelto y el ion amonio fueron los únicos parámetros que cumplieron con el valor permisible. Comparativamente, las menores concentraciones se observaron el punto 2.

**TABLA 7. CONCENTRACIÓN DE PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS**

Parámetros	Punto 1	Punto 2	Referencias
DBO <sub>5</sub>	248,0	164,2	5,0
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	42,52	42,52	0,15
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	55,66	55,66	3,0
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,041	0,041	50,0
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	53,27	10,36	1,5
OD	15,04	14,99	≥5,0

Ante los valores hallados de los parámetros físico-químicos y microbiológicos se aplicó la fórmula del costo ambiental sostenible relativo para los dos puntos.

$$\text{RESCO (P1)} = \text{DBO}_5 (0) + \text{PO}_4^{3-} (0) + \text{NO}_2^- (0) + \text{NO}_3^- (1) + \text{NH}_4^+ (0) + \text{OD} (1) / 6$$

$$\text{RESCO (P1)} = 0 + 0 + 0 + 1 + 0 + 1 / 6$$

$$\text{RESCO (P1)} = 2 / 6$$

$$\text{RESCO (P1)} = \mathbf{0,3}$$

$$\text{RESCO (P2)} = \text{DBO}_5 (0) + \text{PO}_4^{3-} (0) + \text{NO}_2^- (0) + \text{NO}_3^- (1) + \text{NH}_4^+ (0) + \text{OD} (1) / 6$$

$$\text{RESCO (P2)} = 0 + 0 + 0 + 1 + 0 + 1 / 6$$

$$\text{RESCO (P2)} = 2 / 6$$

$$\text{RESCO (P2)} = \mathbf{0,3}$$

La tabla 8 muestra la categoría de sostenibilidad relativa correspondiente a los dos puntos y de forma similar fueron clasificados como recurso no sostenible relativo.

**TABLA 8. CATEGORÍA DE SOSTENIBILIDAD RELATIVA / PUNTOS DE MUESTREO**

<b>Categoría de sostenibilidad relativa</b>	<b>Intervalo</b>	<b>Punto 1</b>	<b>Punto 2</b>
Recurso sostenible relativo	1,0		
Recurso moderadamente sostenible relativo	0,85 – 0,99		
Recurso ligeramente sostenible relativo	0,6 – 0,84		
Recurso poco sostenible relativo	0,41 – 0,59		
Recurso no sostenible relativo	0,0 – 0,4	<b>0,3</b>	<b>0,3</b>

Hall & Klitgaard (2012) señalan que, "la transformación de materiales es el resultado de todas las formas de producción e intercambio económico, lo que a su vez requiere energía" y aunque la sociedad necesita desarrollar productos más seguros y biodegradables, aún persisten en el medio ambiente (particularmente, las agua) elementos generados por la actividad antropogénica (Tanabe, 2008; Toccalino, Norman & Scott, 2012; Gatto *et al.*, 2014). En este contexto, si bien se reconoce que, el número de plantas de tratamientos para aguas residuales está en las prioridades de gestión en tomadores de decisiones por otro lado, el índice demográfico a nivel mundial, igualmente está creciendo

de modo que, la carga contaminante tributaria, quizás sea mayor al tiempo requerido para el tratamiento potable de las aguas.

Las lagunas de oxidación como tecnología para el tratamiento de las aguas residuales, no están concebidas para eliminar contaminantes ajenos a la materia orgánica y nutrientes (Binelli *et al.*, 2014) por lo que sus efectos sobre son adversos a las poblaciones (Magni *et al.*, 2018), en fundamentalmente cuando la variación de parámetros físico-químicos, es considerable.

En este estudio solo el ion amonio y el oxígeno disuelto se encontraron en el valor permisible por la norma reguladora, lo cual representó el 33,33%. Esta es una situación preocupante y más, al considerarse la ubicación del Departamento de Ica en un área geográfica semi-desértica con limitación de recursos hídricos donde la tendencia a nivel global, ya es la reutilización de las aguas residuales (Lazarova, Sturny & Tong, 2012; TYPASA, 2013; BIO by Deloitte, 2015).

El monitoreo de la calidad de parámetros es fundamental para conocer, el funcionamiento sobre el tratamiento (Alex *et al.*, 2008) de la laguna de oxidación.

La materia orgánica biodegradable ( $DBO_5$ ) al ser directamente proporcional a la concentración de oxígeno disuelto (Park & Noguera, 2004), resultaría imposible, eliminarse aquella materia orgánica en exceso no requerida y donde Guo *et al.*, (2013) indican que, en estas condiciones se produce eutrofización de los sistemas acuáticos, aunque en este proyecto de investigación no se determinó. Muñoz *et al.*, (2012) mencionaron que, uno de los principales problemas de contaminación en los ríos de México se debe a la presencia de materia orgánica provenientes de las actividades agrícolas, industriales y las aguas residuales de zonas urbanas y rurales. En la ciudad de Ica la actividad agrícola es abundante, pues es considerada un potencial agroexportador y donde probablemente, el uso de agroquímicos es considerable para mantener determinados cultivos como la vid.

Jie, Kang & Anderson (2018) utilizaron a la DBO<sub>5</sub> como parámetro para predecir la calidad ambiental del agua donde la concentración hallada fue de 87,5 mg.L<sup>-1</sup> siendo menor el valor al encontrado en esta investigación. Se refirió por parte de los autores que, es crítico el control sobre la DBO<sub>5</sub> para proporcionar confiabilidad en el tratamiento que se produce por cualquier sistema o planta de tratamiento.

Los niveles de fosfato al estar por encima de lo recomendado, conduce al crecimiento de algas y dependiendo de la concentración disponible, puede producirse el proceso de eutrofización donde 1g de fosfato-fósforo (PO<sub>4</sub>-P) genera el crecimiento de hasta 100g de algas y cuando mueren dichas algas, la descomposición ocasiona una elevada concentración de demanda bioquímica de oxígeno.

Teixeira *et al.*, (2013) señalan que, cuando las aguas residuales contienen fosforo se necesitan en aquellos sistemas de tratamiento como las lagunas de estabilización, un sistema postratamiento para la remoción total de este elemento y donde los reactores son excelentes tecnologías. Sandarriaga *et al.*, (2009) mencionaron un porcentaje de remoción por encima del 95% con sistema en serie anaerobio, anóxico y aerobio cuyo sustrato fue de acetato de sodio y ácido acético.

El nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) y nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) son iones muy solubles en agua donde fácilmente, el NO<sub>2</sub><sup>-</sup> se convierte a NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y su presencia en aguas residuales como razón antropogénica obedece a, la agricultura (Vitousek *et al.*, 1997). En el Departamento de Ica, actualmente su desarrollo se debe al aumento de las agroexportadoras y aunque, no se tiene evidencias sobre el uso de agrofertilizantes, es probable que se utilicen, pues las concentraciones determinadas en este estudio fueron significativamente superiores a lo recomendado. Bolaños, Cordero & Segura (2017) refieren que, existe un riesgo a la salud humana cuando las aguas se encuentran expuestas a nitritos y

nitratos donde se reporta entre los posibles efectos adversos la disminución sobre el transporte de oxígeno (Figueruelo & Dávila, 2004).

Los nutrientes son esenciales en el metabolismo de todo ser vivo, además, constituyen precursores de la cadena alimenticia acuática durante la estimulación del crecimiento para el fitoplancton (Hagopian & Riley, 1998; Boyd & Massaut, 1999) pero un exceso, ya es perjudicial porque generan contaminaciones (Diaz, Nestlerode & Diaz, 2003), además, disminuyen la respuesta inmunológica de los organismos acuáticos induciendo a patologías que pueden conducir a la muerte de las especies así como, reduce la habilidad de osmo-rregulación manifestándose en inhibición de los ciclos reproductivos (Shimura *et al.*, 2002).

La presencia de compuestos nitrogenados en las aguas residuales también compromete la calidad de toda una cuenca hidrográfica (Nóbrega & Pacheco, 2006). Entre los principales problemas ambientales que generan los compuestos nitrogenados están (Choudhury & Kennedy, 2005; UNEP, 2007):

1. Aumento de la acidez
2. Desarrollo de eutrofización y;
3. Aumento de las concentraciones hasta niveles tóxicos (en aguas superficiales y subterráneas)

### **6.3. El programa gecotoxic sobre el riesgo ecotoxicológico ante las aguas residuales domestico-urbano**

La necesidad de comprender los impactos generados por la contaminación sobre los ecosistemas acuáticos en término de evaluación de riesgo ambiental (ERA), resulta una razón de necesidad y para ello, determinar la concentración expuesta como obtener datos de toxicidad en algunas especies de interés, además, de la medición final en término de nivel de efectos no observados (NOEL), representa una herramienta de predicción (Fahd *et al.*, 2014).

En otros casos se recomiendan aplicar métodos ecotoxicológicos *in-sílicos* para generar datos de toxicidad faltantes como razón de modelización (o modelamiento) (Brinkmann *et al.*, 2014; Patlewicz & Fitzpatrick, 2016).

La modelización ecotoxicológica se refiere al estudio de las interacciones químicas en los tejidos de un organismo individual y los efectos del tóxico que pueden suceder sobre la vida u otros efectos reversibles y/o irreversibles en el propio organismo con los posibles daños que finalmente puedan presentarse a nivel de ecosistema (Ashauer *et al.*, 2011).

Aunque se han propuesto para la ERA, diferentes modelos como el empírico (Miller *et al.*, 2000), toxicocinético (Giulio & Hinton, 2008) y toxicodinámico (Ashauer *et al.*, 2013), aún faltaría probablemente cómo poder, incorporar variables que evalúen desde la caracterización de las fuentes contaminantes, comportamiento de parámetros de calidad sobre los efluentes antes y después de su ingreso a la matriz receptora, tipo de tratamientos que se utilizan, efectos toxicológicos en modelos biológicos de experimentación condiciones de laboratorio y de campo, así como el comportamiento de los contaminantes en las matrices receptoras.

La figura 4 muestra, la predicción del riesgo ambiental del programa computacional Gecotoxic dado los valores promedios que se generó después del tratamiento (canal 2) donde el riesgo (flecha) fue de tipo alto (70%). Este valor estimado, mostró que las aguas residuales aun cuando fueron tratadas con el sistema mineral pasivo, permanecen con concentraciones no deseadas por lo que se sugiere, tratamientos más eficientes. El mayor peso de contribución al riesgo total fue generado por los parámetros físico-químicos donde se tributa con un 47,47% (figura 5).

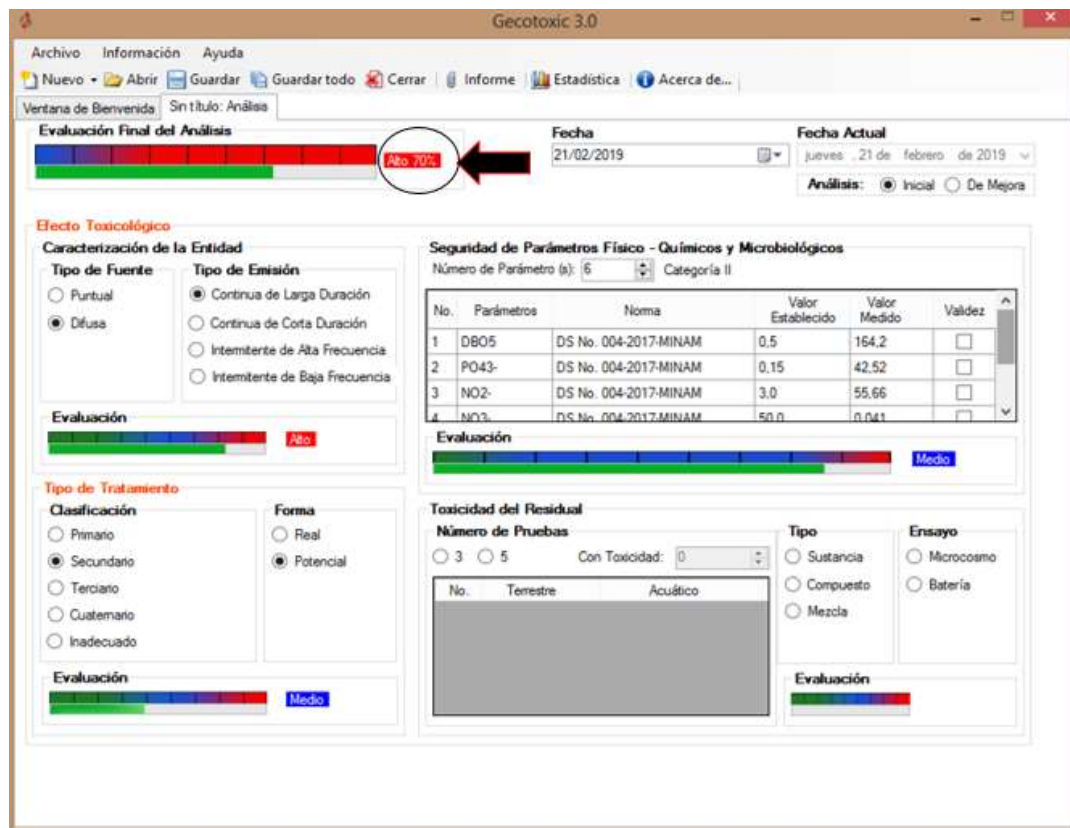


Figura 4. Predicción de riesgo ecotoxicológico por interacción mediante Gecotoxic.

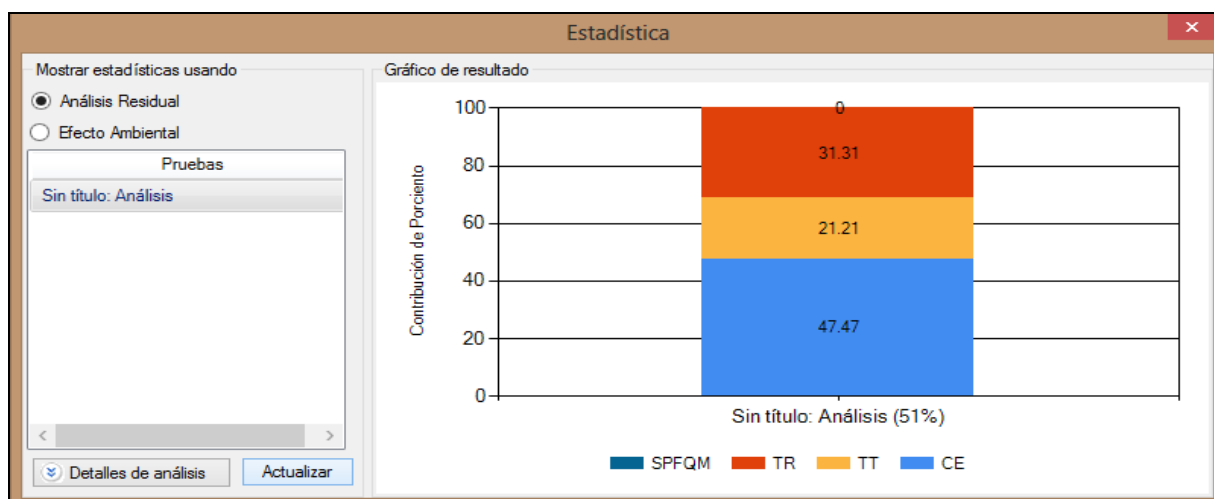


Figura 5. Estadística descriptiva por interacción mediante Gecotoxic.

Utilizar determinados modelos computacionales de medición de datos reales que permitan predecir el tipo de riesgo con base a similitud de daños observados resulta una necesidad. En tal sentido se realizó, la predicción de riesgo ecotoxicológico de forma interactuada comenzando con tres grupos de expresiones según las progresiones aritméticas (tabla 9).

Para ello se estableció de forma conjunta, 3 grupos de intervalos con diferentes secuencias de ecuaciones se obtuvieron donde al considerar que, la elaboración de los intervalos fue mediante la progresión aritmética de cada caso, entonces puede interpretarse la presencia ante 3 casos y que cada uno presenta su propia progresión.

**TABLA 9. PROGRESIÓN ARITMÉTICA / INTERVALOS / RANGOS DE RIESGO / CÓDIGOS RE-DESIGNADOS**

	Caso 1	Caso 2	Caso 3
Rango del tipo baja	$X - 3X$	$X - 3X$	$X - 3X$
Rango del tipo media	$4X - 7X$	$3X + 1 - 6X$	$3X + 1 - 5X$
Rango del tipo alta	$8X - 11X$	$6X + 1 - 9X$	$5X + 1 - 10X$

Mediante ensayo experimental y considerando  $X = 1$ , se obtuvo la matriz de datos que describió el tipo de rango según la probabilidad del daño (figura 6).

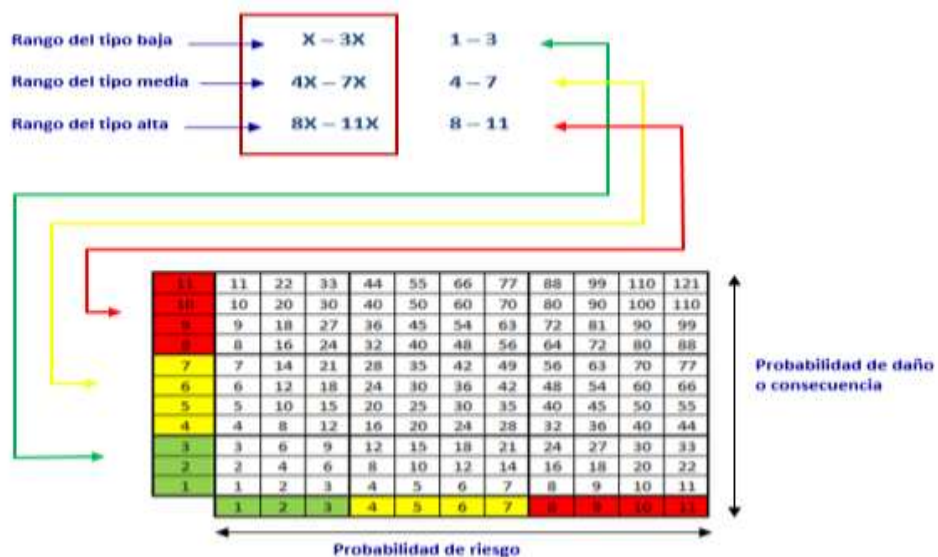


Figura 6. Matriz de interacción / probabilidad del daño / rangos por intervalos de riesgo.

Integrando la tabla 9 sobre la magnitud del valor del riesgo y multiplicando la probabilidad del riesgo por la probabilidad de la consecuencia o el daño pueden obtenerse, 9 grupos de magnitudes del valor de riesgo, lo cual coincide con lo indicado por la tabla 24 por tanto; puede dimensionarse su ajuste óptimo para la predicción de riesgo ecotoxicológico (figura 7).

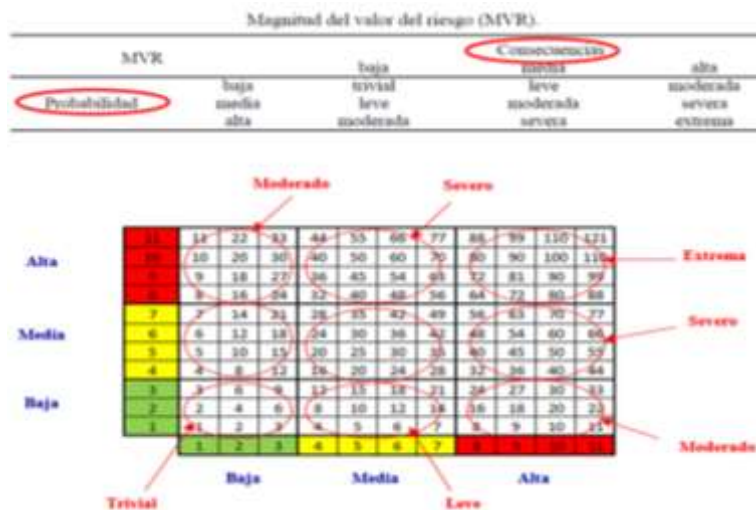


Figura 7. Matriz de ajuste óptimo de predicción / interacción entre probabilidad de daño o consecuencia / rangos por intervalos de riesgo

Los estudios relacionados con la problemática real, constituyen fuentes de inspiración para que muchos matemáticos construyan nuevas teorías y modelos que expliquen y solucionen, problemas de un fragmento de esa realidad. Algunos investigadores en Educación Matemática destinan parte de sus esfuerzos hacia el estudio de dicha realidad, sus vínculos con el conocimiento matemático y su aprovechamiento como recurso en la enseñanza y el aprendizaje de las Matemáticas. Como fruto de estos esfuerzos, ha llegado a consolidarse en el ámbito internacional el área de investigación denominada *Modelling and Applications in Mathematics Education* (Blum *et al.*, 2007).

El proceso de modelación se fundamenta sucintamente en los lineamientos curriculares de matemáticas desde tres acepciones (Vilca, 2009):

1. La modelación como una necesidad generada por los desarrollos de la tecnología que permean la sociedad. En este sentido puede inferirse que la modelación responde a los requerimientos del individuo para enfrentarse al mundo de la producción.
2. La modelación como una forma de describir las interrelaciones entre el “mundo real” y las matemáticas. De esta forma se presenta la modelación como un proceso en estrecha conexión con la solución de problemas. Sin embargo, no se hacen explícitos los elementos que caracterizan dicha relación y sus diferencias o similitudes con el proceso de resolver problemas.
3. Como una actividad involucrada en la “solución de problemas reales” que implica procesos de simplificación, idealización y estructuración de las “situaciones reales”, que luego de ser matematizadas arrojan como resultado la construcción de un modelo matemático. El análisis del modelo arroja ciertas conclusiones que se validan cuando son interpretadas a la luz de la situación original y cuando se justifica su uso en coherencia con el propósito con el que fue construido.

Blum *et al.*, (2007), establece que cuando la resolución de problemas se utiliza para designar los procesos que intervienen cuando un problema del “mundo real” va a ser resuelto, tiene un significado equivalente a la modelación matemática. En ambos casos destacan el uso de los elementos estratégicos que están necesariamente implicados en el proceso de solución. Es claro que tanto en el proceso de modelación como en el de planteamiento y resolución de problemas se abordan problemas con el fin de posibilitar en los estudiantes un aprendizaje con significado de los conceptos matemáticos, sin embargo, el tipo de problemas, las estrategias de solución y los contextos son elementos determinantes en la diferencia entre ambos procesos.

**En** la actualidad, de modo general la modelación se entiende como una actividad que aborda el proceso de construcción de modelos a partir de problemas de la realidad, sin embargo, se presenta para la discusión su trascendencia hacia la noción de práctica que además de la construcción de modelos incluya la reelaboración e interpretación de modelos ya construidos. En consecuencia, los problemas deben asumirse como problemas en contextos reales; y por tanto, se requiere una discusión seria del significado de “realidad” desde la perspectiva de la modelación en educación matemática. Algunas interpretaciones de la “realidad” en ocasiones comprenden una serie de situaciones creadas de manera artificial para revestir algunos conceptos matemáticos. Contrario a esto, se considera en este artículo que una mirada desde la modelación debe considerar la idea de contextos reales como cercana a aquellos contextos cotidianos, sociales, culturales, de consumo o de otras ciencias; en los cuales los estudiantes deben enfrentarse verdaderos procesos de experimentación, a la identificación y manipulación de datos, a la simplificación y abstracción de cantidades y variables con miras a la construcción del modelo para su resolución (Villa, 2007).

Los actuales enfoques sobre la predicción de riesgo ambiental en ecotoxicología acuática deben de realizarse en forma anticipada y cuyo

propósito será, proporcionar información útil sobre el estado futuro del ecosistema (Mouquet *et al.*, 2015; Petchey *et al.*, 2015). Diversos agentes químicos que ingresan hacia el ecosistema acuático como los metales (ejemplo: Pb) pueden degradar diferentes componentes (agua, sedimentos y/o biota); y por ende, comprometer la optimización sobre determinado recurso utilizado como servicio ecosistémico (Maltby, 2013), afectando su disponibilidad (Hommen *et al.*, 2010; Brown *et al.*, 2017) es por ello que, ante las determinaciones integradas en el programa computacional Gecotoxic se describió el riesgo ambiental que presentó la Laguna de Oxidación Angostura-Limón.

En ecotoxicología acuática, el uso de modelos cinético-matemáticos para predecir el comportamiento de elementos tóxicos en los cuerpos de agua resulta de extraordinaria importancia, aunque generalmente, la aplicación de modelos cinético-matemáticos, ha estado más relacionados con elementos considerados como xenobióticos (Repetto, 1995), pudiendo ser la disponibilidad del plomo.

La información sobre la toxicidad acuática, es esencial en la evaluación del riesgo ambiental para determinar los peligros potenciales y los riesgos de químicos existentes.

## CONCLUSIONES

1. La carga contaminante dispuesta en la laguna de oxidación fue muy elevada y aunque se aplicó un sistema de tratamiento mineral, el porcentaje de remoción no permitió cumplir con los valores establecidos por la norma reguladora.
2. La estimación mediante el costo ambiental sostenible relativo indicó que, los efluentes solo fueron parcialmente tratados por cuanto, cualquier valor de uso será muy limitado.
3. El nivel de riesgo que presentaron los efluentes después de la aplicación mediante un sistema de tratamiento mineral fue alto según el análisis del programa computacional Gecotoxic pudiendo corroborarse el carácter restringido para el reuso de las aguas pues de lo contrario, las consecuencias a presentarse para la salud ambiental y pública serán adversas e incompatibles.

## RECOMENDACIONES

1. Incorporar sistemas de tratamientos alternativos y eficientes ante la carga contaminante dispuesta por los parámetros físico-químicos.
2. Evaluar mediante modelos biológicos de experimentación los efectos de toxicidad inmediata por exposición a los efluentes no tratados.
3. Comparar el nivel de riesgo ecotoxicológico con otros programas de predicción estandarizados por la Organización Económica y Cooperación al Desarrollo (OECD) y/o la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA).

## FUENTES DE INFORMACIÓN

- AEAS. (2002). Drinking Water Supply and Wastewater Sanitation in Spain. VIII Sanitation and Purification National Survey (In Spanish). Asociacion Española y de Abastecimiento de Agua y Saneamiento
- Agudelo, C.R.Ma. (2005). El agua, recurso estratégico del siglo XXI. *Revista de la Facultad Nacional de Salud Pública*; 23: 91-102.
- Alex, J., Benedetti, L., Copp, J., Gernaey, K.V., Jeppsson, U. & *et al.* (2008). Benchmark Simulation Model No. 1 (BSM1). (Technical Report). Department of Industrial Electrical Engineering and Automation, Lund University.
- Ali, B.H., Hossain, R. & Kumar, M.M. (2017). Mathematical Modeling Applied to Sustainable Management of Marine Resources. *Procedia Engineering*; 194, 337–344.
- Al-Maadheeda, S., Goktepeb, I., Binti, A.A.L. & Basem, S. (2019). Antibiotics in hospital effluent and domestic wastewater treatment plants in Doha, Qatar. *Journal of Water Process Engineering*; 28, 60–68.
- Aragonés, B.P., Mendoza, R. J.A., Bes, P.A., García, M.M. Parra, R.E. (2009). Application of multicriteria decision analysis to jar-test results for chemicals selection in the physical–chemical treatment of textile wastewater. *Journal of Hazardous Materials*; 164(1), 288–295.

- Argota, P.G. & Iannacone, J. (2014). Similarity in the prediction of ecological risk between the software Gecotox® and biomarkers in *Gambusia punctata* (Poeciliidae). *The Biologist* (Lima), 12(1), 85–98.
- Argota, P.G. & Iannacone, O.J. (2014). Problemas sociales de la ciencia con los biomonitores en ecotoxicología ambiental acuática. *Revista The Biologist*; 12(2), 335-347.
- Argota, P.G., Argota, C.H. & Iannacone, O.J. (2016). Costo ambiental sostenible relativo a la variabilidad físico-química de las aguas sobre la disponibilidad de metales en el ecosistema San Juan, Santiago de Cuba-Cuba. *The Biologist*, 14(2), 219-232.
- Argota, P.G., Carbonell, M.A., Portuondo, H.C., Lamerino, M.J., Rodríguez, A.M. & Merma, B.M.J. (2017). Modelación matemática para el ajuste óptimo sobre la incertidumbre predictiva multifuncional del riesgo ecotoxicológico generado por el software GECOTOXIC. *Revista CAMPUS*; 22(23), 107-124.
- Arlos, M.J., Bragg, L.M., Parker, W.J. & Servos, M.R. (2015). Distribution of selected antiandrogens and pharmaceuticals in a highly impacted watershed. *Water Res*; 72, 40-50.
- Ashauer, R., Agatz, A., Albert, C., Ducrot, V., Galic, N. & *et al.* (2011). Toxicokinetic-toxicodynamic modeling of quantal and graded sublethal endpoints: a brief discussion of concepts. *Environ Toxicol Chem*; 30(11), 2519–2524. Ashauer, R., Thorbek, P., Warinton, J.S., Wheeler, J.R. & Maund, S. (2013). A method to predict and understand fish survival under dynamic chemical stress using standard ecotoxicity data. *Environ Toxicol Chem*; 32(4), 954–965.
- Barthi, N. & Katyal, D. (2011). Water quality indices used for surface water vulnerability assessment. *International Journal of Environmental Sciences*; 2, 154-173.

- Behrendt, H., Kommilch, M., Opitz D., Schmoll, O. & Scholzt. (2002). Estimation of the nutrient inputs into river systems-experiences from German rivers. *Regional Environmental Change*; 3, 107-117.
- Bekheit, M.M., Nawar, N. & Addison, A.W. (2011). Preparation and characterization of chitosan-grafted-poly (2-amino-4,5-pentamethylene-thiophene-3-carboxylic acid N'-acryloylhydrazide) chelating resin for removal of Cu(II), Co(II) and Ni(II) metal ions from aqueous solutions. *Int. J. Biol. Macromol*; 48, 558–565.
- Berezansky, L., Idels, L. & Kipnis, M. (2011). Mathematical model of marine protected areas, IMA. *J Appl Math*; 76, 312-325.
- Binelli, A., Magni, S., Soave, C., Marazzi, F., Zuccato, E. & *et al.* (2014). The biofiltration process by the bivalve *D. polymorpha* for the removal of some pharmaceuticals and drugs of abuse from civil wastewaters. *Ecol. Eng*; 71, 710-721.
- Binelli, A., Magni, S., Soave, C., Marazzi, F., Zuccato, E. & *et al.* (2014). The biofiltration process by the bivalve *D. polymorpha* for the removal of some pharmaceuticals and drugs of abuse from civil wastewaters. *Ecol. Eng*; 71, 710-721.
- BIO by Deloitte (2015). Optimising Water Reuse in the EU. Final report prepared for the European Commission (DG ENV), Part I. In collaboration with ICF and Cranfield University (UK).
- Biswas, M.H.A. (2014). Optimal control of Nipal virus (NIV) infections: A Bangladesh scenario. *Journal of Pure and Applied Mathematics: Advances and Applications*; 12(1), 77-104.
- Biswas, M.H.A., Rahman, T. & Haque, N. (2016). Modeling the potential impacts of global climate change in Bangladesh: An Optimal Control Approach. *J Fundam Appl Sci*; 8, 1-19.

- Blum, W., Galbraith, P.L., Henn, H.W. & Niss, M. (Eds.) (2007). *Modelling and Applications in Mathematics Education. The 14th ICMI Study*. New York, NY: Springer Science + Business Media, LLC.
- Bolaños, A.J., Cordero, C.G. & Segura, A.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*; 30(4), 15–27.
- Boyd, C.E. & Massaut, L. (1999). Risks associated with the use of chemicals in pond aquaculture. *Aquacultural Engineering*; 20, 113–132.
- Brinkmann, M., Eichbaum, K., Buchinger, S., Reifferscheid, G., Bui, T. & *et al.* (2014). Understanding receptor-mediated effects in rainbow trout: in vitro - in vivo extrapolation using physiologically based toxicokinetics models. *Environ Sci Technol*; 48, 3303–3309.
- Bro-Rasmusen F. (1997). The environmental experience: ecosystem protection. *Archives of Toxicology Suppl.* (19), 155-166.
- Brown, A.R., Whale, G., Jackson, M., Marshall, S. & Hamer, M. *et al.* (2017). Towards the definition of specific protection goals for the environmental risk assessment of chemicals: lessons learned from a review of wider environmental legislation. *Integr Environ Assess Manag*; 13, 17–37.
- Brown, L.C. & Barnwell, T.O. (1987). *Enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Documentation and user manual*. Athens, Georgia: USEPA, Environmental Research Lab
- Brown, R.M., McClelland, N.I., Deininger, R.A. & Tozer, R.G. (1970). A Water Quality Index- Do We Dare? *Water and Sewage Works*; 117, 339-343.
- Butlerl, D. (2005). Human Health, well-being and global ecological scenarios. *Ecosystems*, 8, 153–162.

- Cárdenas, A. (2012). La carrera hacia el fondo. Acumulación de agua subterránea por empresas agroexportadoras en el valle de Ica, Perú. Irrigation and Water Engineering Group. Wageningen University. The Netherlands. El estado de recarga de acuíferos.
- Carmona, E., Andreu, V. & Pico, Y. (2014). Occurrence of acidic pharmaceuticals and personal care products in Turia River Basin: from waste to drinking water. *Sci. Total Environ*; 484, 5363.
- Carpenter, R.A. (1995). Risk assessment. *Impact Assessment*; 13, 153-187.
- Castellet, L. & Molinos, S.M. (2016). Efficiency assessment of wastewater treatment plants: A DATA envelopment analysis approach integrating technical, economic, and environmental issues. *Journal of Environmental Management*; 167: 160-166.
- Choudhury, A.T.M.A. & Kennedy, I.R. (2005). Nitrogen Fertilizer Losses from Rice Soils and Control of Environmental Pollution Problems. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*; 36, 1625–1639.
- Chowdhury, R.M., Muntasir, S.Y. & Hossain, M.M. (2012). Water quality index of water bodies along Faridpur-Barisal road in Bangladesh. *Global Engineers & Technologists Review*; 2, 1-8.
- Chuchón, M.S.A. & Aybar, E.C.A. (2008). Evaluación de la capacidad de remoción de bacterias coliformes fecales y la demanda bioquímica de oxígeno en la planta de tratamiento de aguas residuales "La Titora" en Ayacucho, Perú. *Ecología Aplicada*; 7, 165–171.
- Crane, M., Boxall, A.B.A. & Barrett, K. (2009). Veterinary Medicines in the environment. *Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC)*; Pp 196. Pensacola, Florida. USA.
- Cupe, F.B.E. & Justamaita, M.J.G. (2018). Tratamiento de lodos residuales de una industria cervecera a través de fermentación homoláctica para la producción acelerada de abono orgánico. *Ecología Aplicada*; 17, 107–118.

- Damonte, G., Pacheco, E. & Grados, C. (2014). Dinámicas de concentración y escasez de agua: el boom agroexportador y los pequeños propietarios en las zonas media y alta del río Ica. En *¿Escasez de agua? Retos para la gestión de la cuenca del río Ica* (pp. 127-171). Lima: Fondo Editorial PUCP
- Datry, T., Bonada, N. & Heino, J. (2016). Towards understanding the organisation of metacommunities in highly dynamic ecological systems. *Oikos*; 125(2), 149–159.
- Declaración de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Humano (5 al 16 de junio 1972, Estocolmo)
- Defensoría del Pueblo. (2016). Reporte de Conflictos Sociales, 150.
- Denardini, C.M., Dasso, S. & Gonzalez, E.J.A. (2016). Review on space weather in Latin America. 3. Development of space weather forecasting centers. *Advances in Space Research*; 58, 1960–1967.
- Devos, Y., Romeis, J., Luttk, R., Maggiore, A., Perry, J.N. & *et al.* (2015). Optimising environmental risk assessments: accounting for ecosystem services helps to translate broad policy protection goals into specific operational ones for environmental risk assessments. *EMBO Rep*; 16, 1060–1063.
- Diaz, R.J., Nestlerode, J. & Diaz, M. (2003). A Global perspective on the effects of eutrophication and hypoxia on aquatic biota. In: Rupp G, White M (Eds.), *Seventh International Symposium: Fish Physiology, Toxicology, and Water Quality - Tallinn, Estonia*, 1–34.
- Dixit, R., Wasiullah, Malaviya, D., Pandiyan, K., Singh, U.B. *et al.* (2015). Bioremediation of heavy metals from soil and aquatic environment: An overview of principles and criteria of fundamental processes. *Sustainability (Switzerland)*; 7(2), 2189–2212.
- Dong, X., Zhang, X. & Zeng, S. (2016). Measuring and explaining eco-efficiencies of wastewater treatment plants in China: an uncertainty analysis perspective. *Water Research*; 1-56.

- Duarte, R.; Sánchez, C.J. & Bielsa, J. (2002). Water use in the Spanish economy: an input-output approach. *Ecological Economics*; 43, 71-85.
- Eggen, T., Moeder, M. & Arukwe, A. (2010). Municipal landfill leachates: A significant source for new and emerging pollutants. *Science of the Total Environment*; 408(21), 5147-5157.
- Fahd, F., Khan, F., Hawboldt, K. & Abbassi, R. (2014). Developing a novel methodology for ecological risk assessment of thiosalts. *Stoch. Env. Res Risk A*; 28(2), 383–391.
- Färe, R., Grosskopf, S. & Pasurka, C.A. (2014). Potential gains from trading bad outputs: The case of us electric power plants. *Resource and Energy Economics*; 36, 99-112.
- Figueruelo, J. & Dávila, M. (2004). Química física del ambiente y de los procesos medioambientales. España: *Reverté, S.A.*, 570.
- Fuentes, R., Torregrosa, T. & Ballenilla, E. (2015). Conditional order-m efficiency of wastewater treatment plants: The role of environmental factors. *Water*, 7, 5503-5524.
- Gatto, N.M., Henderson, V.W., Hodis, H.N., St. John, J.A., Lurmann, F. & *et al.* (2014). Components of air pollution and cognitive function in middle-aged and older adults in Los Angeles. *NeuroToxicology*; 40, 1–7.
- Giulio, R.T. & Hinton, D.E. (2008). *The Toxicology of Fishes*. CRC press, Taylor and Francis Group, Boca Raton. ISBN 9780415248686
- Guillossou, R., Le Roux, J., Mailler, R., Vulliet, E., Morlay, C. & *et al.* (2018). Organic micropollutants in a large wastewater treatment plant: What are the benefits of an advanced treatment by activated carbon adsorption in comparison to conventional treatment?. *Chemosphere*; 1–34.

- Guimarães, M.H., Mascarenhas, A., Sousa, C., Boski, T. & Ponce, D.T. (2012). The impact of water quality changes on the socio-economic system of the Guadian Estuary: an assessment of management options. *Ecology and Society*; 17, 38.
- Guo, J., Zhang, L., Chen, W., Ma.F., Liu, H. & Tian, Y. (2013). The regulation and control strategies of a sequencing batch reactor for simultaneous nitrification and denitrification at different temperatures. *Bioresour Technol*; 133 59–67.
- Hagopian, D.S. & Riley, J.G. (1998). A closer look at the bacteriology of nitrification. *Aquacultural Engineering*; 18, 223–244. Hall, C. & Klitgaard, K. (2012). Energy and the wealth of nations e understanding the biophysical economy. Springer.
- Hall, A.S.C. & Klitgaard, A.K. (2012). Energy and the Wealth of Nations: Understanding the Biophysical Economy, 3. © Springer Science+Business Media, LLC 2012.
- Hansen, N.R. (2018). Inter-comparison geochemical modelling approaches and implications for environmental risk assessments: A Witwatersrand gold tailings source term characterisation study. *Applied Geochemistry*; 95, 71–84.
- He, J., Zhang, H., Zhang, H., Guo, X., Song, M., Zhang, J. & Li, X. (2014). Ecological risk and economic loss estimation of heavy metals pollution in the Beijiang River. *Ecological Chemistry and Engineering*; 21:189-199.
- Held, M. & Soden, J. (2000). Water vapour feedback and global warming. *Annual Review of Energy and the Environment*; 25: 441-475.
- Herrera, P.M. & Hiscock, K.M. (2015). Projected impacts of climate change on water availability indicators in a semi-arid region of central Mexico. *Environ Sci Pol*; 54, 81–89.
- Hommen, U., Baveco, J.M., Galic, N. & Van den Brink, P.J. (2010). Potential application of ecological models in the European environmental risk assessment of chemicals. I: review of protection goals in EU directives and regulations. *Integr Environ Assess Manag*; 6, 325–337.

- Hommen, U., Baveco, J.M., Galic, N. & Van den Brink, P.J. (2010). Potential application of ecological models in the European environmental risk assessment of chemicals. I: review of protection goals in EU directives and
- Hu, W., Tian, J., Zang, N., Gao, Y. & Chen, L. (2019). Study of the development and performance of centralized wastewater treatment plants in Chinese industrial parks. *Journal Cleaner Production*; 214, 939–951.
- Huntington, G. (2006). Evidence for intensification of the global water cycle: review and synthesis. *Journal of Hydrology*; 319, 83–95.
- Iannacone, J. & Alvariño, L. (2005). Efecto ecotoxicológico de tres metales pesados sobre el crecimiento radicular de cuatro plantas vasculares. *Agricultura técnica*; 65: 198-203.
- Jager, D.T., Visser, J.D. & Van de Meent, C.J. (1994). Uniform system for the evaluation of substances. IV. Distribution and intake. *Chemosphere*; (29), 353–369.
- Jie, Z.J., Kang, L. & Anderson, P.R. (2018). Predicting influent biochemical oxygen demand: Balancing energy demand and risk management. *Water Research*; 128, 304-313.
- Kaewtubtim, P., Meeinkuirt, W., Seepom, S. & Pichtel, J. (2016). Heavy metal phytoremediation of plant species in a mangrove ecosystem in Pattani Bay, Thailand. *Appl Ecol Environ Res*; 14, 367–382.
- Kankal, N.C., Indurkar, M.M., Gudadhe, S.K. & Wate, S.R. (2012). Water quality Index of surface water bodies of Gujarat. *India Asian Journal of Experimental Sciences*; 26, 39-48.
- Kogevinas, M. & Janer, G. (2000). Dioxinas y Salud. *Medicina Clínica* (Barcelona); 115, 740-748.

- Koleva, M.N., Styanb, C.A. & Papageorgioua, L.G (2016). Optimisation Approaches for the Synthesis of Water Treatment Plants. *Computers and Chemical Engineering*; 1-57.
- Kudłak, B., Wieczerzak, M., Yotova, G., Tsakovski, S., Simeonov, V. & Namiesnik, J. (2016). Environmental risk assessment of Polish wastewater treatment plant activity. *Chemosphere*; 160, 181-188.
- Lakshmanan, R., Kesavan, K., Vijayanand, P., Rajaram, V. & Rajagopal, S. (2009). Heavy metals accumulation in five commercially important fishes of Parangipettai, Southeast coast of India. *Advance Journal of Food Science and Technology*; 1, 63-65.
- Lazarova, V., Sturny, V. & Tong, S.G. (2012). Relevance and benefits of urban water reuse in tourist areas. *Water*; 4(1), 107–122.
- Lemus, J., Martin, M.M., Palomar, J., Gomez, S.L., Gilarranz, M.A. & Rodriguez, J.J. (2012). Removal of chlorinated organic volatile compounds by gas phase adsorption with activated carbon. *Chem. Eng. J*; 211–212, 246–254.
- Li, B., Zhang, H., Zhang, W., Huang, L., Duan, J., Hu, J. & Ying, W. (2010). Cost effective activated carbon treatment process for removing free chlorine from water. *Asia Pac. J. Chem. Eng*; 5, 714–720.
- Liu, J. & Wong, M. (2013). Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs): a review on environmental contamination in China. *Environ. Int*; 59, 208-224.
- Lorenzo, T.Y., Vázquez, R.I., Chanel, S. & *et al.* (2015). Eco-efficiency analysis of Spanish WWTPs using the LCA+DEA method. *Water Res*; 68, 651–666.
- Lu, B., Du, X. & Huang, S. (2017). The economic and environmental implications of wastewater management policy in China: From the LCA perspective. *Journal of Cleaner Production*, 142, 3544-3557.

- Machado, V.C., Gabriel, D., Lafuente, J. & Baeza, J.A. (2009). Cost and effluent quality controllers design based on the relative gain array for a nutrient removal WWTP *Water Res*; 43, 5129-5141.
- Magni, S., Gagné, F., André, C., Della, T.C., Auclair, J. & *et al.* (2018). Evaluation of uptake and chronic toxicity of virgin polystyrene microbeads in freshwater zebra mussel *Dreissena polymorpha* (Mollusca: Bivalvia). *Sci. Total Environ*; 631, 778–788.
- Mailler, R., Gasperi, J., Coquet, Y., Bulete, A., Vulliet, E., Deshayes, S. & *et al.* (2016). Removal of a wide range of emerging pollutants tested as tertiary treatment at large pilot scale. *Sci. Total Environ*; 542, 983-996. Part A.
- Mailler, R., Gasperi, J., Coquet, Y., Deshayes, S., Zedek, S. & *et al.* (2015). Study of a large scale powdered activated carbon pilot: removals of a wide range of emerging and priority micropollutants from wastewater treatment plant effluents. *Water Res*; 72, 315–330.
- Maltby, L. (2013). Ecosystem services and the protection, restoration and management of ecosystems exposed to chemical stressors. *Environ Toxicol Chem*; 32, 974–983.
- Maltby, L. (2013). Ecosystem services and the protection, restoration and management of ecosystems exposed to chemical stressors. *Environ Toxicol Chem*; 32, 974–983.
- Management Programme for the Gorgon Development: MPGD. (2004). Risk assessment process. Chapter 9. Draft Environmental Impact Statement/Environmental Review and Management Programme for the Gorgon Development, 288-301.
- Marín, G.O., Parsons, D., Arnes, P.E. & Díaz, A.C.G.H. (2018). Building and evaluation of a dynamic model for assessing impact of smallholder endowments on food security in agricultural systems in highland areas of central America (SASHACA). *Agricultural Systems*; 164, 152-164.

- Martínez, L.B., Ivorra, B., Fernández, C.E., Perez, A.M., Medel, H.A. & *et al.* (2014). A multi-analysis approach for space–time and economic evaluation of risks related with livestock diseases: The example of FMD in Peru. *Preventive Veterinary Medicine*; 114(1), 47–63.
- Medina, C.O.Z. & Benites, C.A.C. (2017). Diagnóstico del sistema de aguas residuales en Salaverry y propuesta de solución. Tesis para obtener el título profesional de Ingeniero Civil. Escuela Profesional de Ingeniería Civil. Facultad de Ingeniería. Universidad Privada Antenor Orrego. Trujillo, Perú.
- Miege, C., Choubert, J.M., Ribeiro, L., Eusebe, M. & Coquery, M. (2009). Fate of pharmaceuticals and personal care products in wastewater treatment plants and conception of a database and first results. *Environ. Pollut*, 157, 1721-1726.
- Míguez, G.M. & Bulian, G. (2018). Influence of ship dynamics modelling on the prediction of fishing vessels roll response in beam and longitudinal waves. *Ocean Engineering*; 148(15), 312-330.
- Miller, F.J., Schlosser, P.M. & Janszen, D.B. (2000). Haber's rule: a special case in a family of curves relating concentration and duration of exposure to a fixed level of response for a given endpoint. *Toxicology*; 149, 21–34.
- MINEM. (2015). Pasivos Ambientales Mineros. Ministerio de Energía y Minas. Lima.
- Modelación en educación matemática: una mirada desde los lineamientos y estándares curriculares colombianos. *Revista Virtual Universidad Católica del Norte*; 27, 1–27.
- Molinos, S.M., Hernández, S.F., Mocholí, A.M. & Sala, G.R. (2014). Economic and environmental performance of wastewater treatment plants: potential reductions in greenhouse gases emissions. *Resource and Energy Economics*; 38, 125-140.
- Molinos, S.M., Sala, G.R. & Lafuente, M. (2015). The role of environmental variables on the efficiency of water and sewerage companies: a case study of Chile. *Environmental Science and Pollution Research*; 22, 10242-10253.

- Montenegro, C.S.S.; Ambrocio, B.N. & Iannacone, J. (2015). Modelo estadístico para estimar la población que recibe ayuda humanitaria por desastres en el Perú. *The Biologist* (Lima), 13: 375-390.
- Moore C.W. (1989). Utilizing Negotiations to Resolve Complex Environmental Disputes. En: Viessman W. y Smerdon E. (eds), *Managing Water-Related Conflicts: The Engineer's Role*. American Society of Civil Engineers, New York
- Morais, S.A., Delerue, M.C. & Gabarrell, X. (2014). An uncertainty and sensitivity analysis applied to the prioritisation of pharmaceuticals as surface water contaminants from wastewater treatment plant direct emissions. *Sci. Total Environ*; 490, 342-350.
- Morgan, M. & Henrion, M. (1990). *Uncertainty: A guide to dealing with uncertainty in quantitative risk and policy analysis*. Cambridge University Press, NY
- Mouquet, N., LAGADEUC, Y., Devictor, V., Doyen, L., Duputié, A. & *et al.* (2015). Predictive ecology in a changing world. *J Appl Ecol*; 52, 1293–1310.
- Munns Jr., W.R., HELM, R.C., Adams, W.J., Clements, W.H., Cramer, M.A. & *et al.* (2009). Translating ecological risk to ecosystem service loss. *Integr Environ Assess Manag*; 5, 500–514.
- Muñoz, I. (2016). Agroexportación y sobreexplotación del acuífero de Ica en Perú. *Anthropologica*; 34(37), 115-138.
- Muñoz, N.H., Suárez, S.J., Vera, R.A., Orozco, F.S., Batlle, S.O. *et al.* (2012). Demanda bioquímica de oxígeno y población en la subcuenca del río Zahuapan, Tlaxcala, México. *Rev. Int. Contam. Ambie*; 28(1), 27-38.
- Nienstedt, K.M., Brock, T.C.M., Van Wensem, J., Montforts, M., Hart, A. & *et al.* (2012). Development of a framework based on an ecosystem services approach for deriving specific protection goals for environmental risk assessment of pesticides. *Sci Total Environ*; 415, 31–38.

- Nóbrega, C.C.L. & Pacheco, F.A. (2006). Modelagem matemática para avaliação dos efeitos de despejos orgânicos nas condições sanitárias de águas ambientais. *Cad. Saúde Pública, Rio de Janeiro*; 22(8), 1715–1725.
- Olea, N., Fernández, F., Araque, P. & Olea, S. (2002). Perspectivas en disrupción endocrina. *Gaceta Sanitaria*; 16, 250-256.
- Olivares, C.G.; Naranjo, L.C.; López del Castillo, P. & Morell, B.A. (2012). Valoración de la calidad del agua del río San Juan de Santiago de Cuba asociado a un foco de contaminación Industrial. *Ciencia en su PC*; 4, 99-111.
- Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación: FAO. (1992). Prevención de la contaminación del agua por la agricultura y actividades a fin. Informes sobre temas hídricos. Santiago de Chile, Chile.
- Organization for Economic Cooperation and Development: OECD. (2008). OECD Environment Outlook to 2030. Paris: Organisation for Economic Cooperation and Development
- Pal, A., He, Y., Jekel, M., Reinhard, M. & Gin, K.Y. (2014). Emerging contaminants of public health significance as water quality indicator compounds in the urban water cycle. *Environ. Int*; 71, 46-62.
- Park, H.D. & Noguera, D.R. (2004). Evaluating the effect of dissolved oxygen on ammonia oxidizing bacterial communities in activated sludge. *Water Res*; 38, 3275–3286.
- Parkhurst, B. (1995). Risk management methods. Water Environment and Technology. Washington, DC: Water Environment Federation
- Patlewicz, G. & Fitzpatrick, J.M. (2016). Current and future perspectives on the development, evaluation, and application of in silico approaches for predicting toxicity. *Chem Res Toxicol*; 29, 438–451.

- Petchey, O.L., Pontarp, M., Massie, T.M., Kéfi, S., Ozgul, A. & *et al.* (2015). The ecological forecast horizon and examples of its uses and determinants. *Ecol Lett*, 18, 597–611.
- Picazo, T.A.J., Sáez, F.F.J. & González, G.F. (2008). Does service quality matter in measuring the performance of water utilities? *Utilities Policy*, 16, 30-38.
- Quintana, J. (2011). Las aguas subterráneas de los acuíferos de Ica, Villacurí y Lanchas. Dirección de Conservación y Planeamiento de los Recursos Hídricos. Lima: Autoridad Nacional del Agua - ANA
- Rajasulochana, P. & Preethy, V. (2016). Comparison on efficiency of various techniques in treatment of waste and sewage water – A comprehensive review. *Resource-Efficient Technologies*; 1-10.
- Ramírez, M.A.P., León, M.M.L. & Piñeiro, P.S. (2008). Metales pesados en trucha (*Micropterus salmoides floridanus*) de la presa Habanilla, Cuba. *Revista AquaTIC*; 29, 1-9.
- Rand, G.M., Wells, P.G. & McCarty, L.S. (1995). Introduction to aquatic toxicology. En: Rand GM (ed) *Fundamentals of Aquatic toxicology*. Taylor y Francis. Washington, 3–67.
- Reichwaldt, E.S., Ho, W.Y., Zhou, W. & Ghadouani, A. (2016). Sterols indicate water quality and wastewater treatment efficiency. *Water Research*; 1-11.
- Repetto, M. & Sanz, Pilar. (1995). Fundamentos de ecotoxicología. En: *Toxicología Avanzada*. Editorial Días de Santos, Madrid. 192–195.
- Robson, A.J. & Neal, C. (1997). A summary of regional water quality for Easter UK Rivers. *The Science of the Total Environment*, 173-192.
- Saldarriaga, M.J.C., Garrido, F.J.M., Hoyos, A.D.A. & Correa, O.M. (2009). Remoción simultánea de carbono, nitrógeno y fósforo de aguas residuales en un sistema híbrido UCT modificado. *Dyna*; (162), 39–48.

- Santos, L., Gros, M., Rodríguez, M.S., Delerue, M.C., Pena, A., Barcelo, D. & Montenegro, M.C.B.S.M. (2013). Contribution of hospital effluents to the load of pharmaceuticals in urban wastewaters: identification of ecologically relevant pharmaceuticals. *Sci. Total Environ*; 302-316, 461-462.
- Schminder, J. & Gårdhagen, R. (2018). A generic simulation model for prediction of thermal conditions and human performance in cockpits. *Building and Environment*,
- Schwarz, J. & Mathijs, E. (2017). Globalization and the sustainable exploitation of scarce groundwater in coastal Peru. *Journal of Cleaner Production*; 1-28.
- Seitz, A. (1994). The concept of ecological stability applied to aquatic ecosystems. In: Freshwater Field Tests for Hazard Assessment of Chemicals (Hill IR, Heimbach F, Leeuwangh P, Matthiessen P, eds). Boca Raton, FL:Lewis Publishers, 3–18.
- Shimura, R., Ijiri, K., Mizuno, R., Nagaoka, S. & Co, E.S. (2002). Aquatic Animal Research in Space Station and its issues -Focus on support Technology on Nitrate Toxicity-. *Advances in Space Research*; 30(4), 803–808.
- Shortle, J. (2013). Economic and Environmental markets: Lessons from Water-quality trading. *Agricultural and Resource Economics Review*, 42, 57-74.
- Sierra, R.C.A. (2011). Calidad del agua. Evaluación y diagnóstico. Universidad de Medellín. Ediciones de la U. Medellín. Colombia; 457.
- Sigg, L., Black, F., Buffle, J., Cao, J., Cleven, R. & Davidson, W. (2006). Comparasion of analytical techniques for dynamic trace metal speciation in natural freshwaters. *Environ Sci Technol*; 40, 1934-1941.
- Silveira, S.C.L. & Oliveira, F.E.C. (2013). Princípios de toxicología Ambiental. Ed. Interciência, Pp 216. Rio de Janeiro, Brasil.
- Spahn, S.A. & Sherry, T.W. (1999). Cadmium and lead exposure associated with reduced growth rates, poores fledging success of little blue heron chicks (*Egretta caerulea*) in south Lousiana Wetlands. *Arch Environ Contam Toxicol*, (37), 377–384.

- Tanabe, S. (2008). PCB problems in the future: foresight from current knowledge. *Env Pollut*, 50(1), 5–28.
- Tang, J.Y.M., Buseti, F., Charrois, J.W.A. & Escher, B.I. (2014). Which chemicals drive biological effects in wastewater and recycled water?. *Water Res*; 60, 289-299.
- Teixeira, C.G., Sánchez, O.I.A., Gebara, D., Dall'Aglio, S.M. & Matsumoto, T. (2013). Phosphorus removal in different wastewater by fluidized bed airlift reactors with internal circulation. *Rev. Fac. Ing. Univ. Antioquia*; (67), 172-182.
- Thomsen, M., Faber, J. & Sorensen, P. (2012). Soil ecosystem health and services - evaluation of ecological indicators susceptible to chemical stressors. *Ecol Indic*; 16, 67–75.
- Ticona, H.R. & Argota, P.G. (2016). Predicción de riesgo ecotoxicológico dada la exposición a cianuro libre mediante modelación cinético-matemática en condiciones controladas utilizando el biomonitor *Gambusia punctata*. *Revista CAMPUS*; 21(21), 37-48.
- Toccalino, P.L., Norman, J.E. & Scott, J.C. (2012). Chemical mixtures in untreated water from public-supply wells in the U.S. d occurrence, composition, and potential toxicity. *Sci Total Environ*; 431(1), 262–270.
- Trenberth, E. (1999). Conceptual Framework for Changes of Extremes of the Hydrological Cycle with Climate Change. *Climatic Change*; 42: 327-339.
- Tyagi, S., Sharma, B., Singh, P. & Dobhal, R. (2013). Water quality assessment in terms of warter quality index. *American Journal of Water Resources*; 1, 34-38.
- TYPSA (2013). Updated report on wastewater reuse. In: The European Union (Ed.), Service Contract for the Support to the Follow-up of the Communication on Water Scarcity and Droughts. European Union, GD Environment, 7452-IE-ST03\_ WReuse\_Report-Ed1
- UNESCO. (2015). Water Supply, Sanitation and Health.

- Unión Europea: UE. (2010). Guía de la Comisión Europea sobre la realización de actividades extractivas no energéticas de conformidad con los requisitos de Natura. 2000. Luxemburgo.
- United Nations Environmental Programme: UNEP. (2007). The Woods Hole Research Center WHRC. Reactive Nitrogen in the environment, too much or too little of a good thing. Paris: UNEP & WHRC. 51p
- Verdonschot, R., Oosten-Siedlecka, A.M., Braak, C.J. & Verdonschot, P.F. (2015). Macroinvertebrate survival during cessation of flow and streambed drying in a lowland stream. *Freshw Biol*, 60(2), 282–296.
- Vermerie, T.G., Jager D.T., Bussian B., Devillers J., Den Haan K., & *et al.* (1997). European Union System for the Evaluation of substances (EUSES). Principles and structure. *Chemosphere*; (34), 1823–1836.
- Villa, J.A. (2007). La modelación como proceso en el aula de matemáticas. Un marco de referencia y un ejemplo. *Tecno Lógicas*; 51-81.
- Vitousek, P.M. & *et al.*, (1997). Human alteration of the global nitrogen cycle: Sources and consequences. *Ecological Applications*; 7, 737–750.
- Volk, M., Hirschfeld, J., Dehnhardt, A., Schmidt, G., Bohn, C. *et al.* (2008). Integrated ecological-economic modelling of wáter pollution abatement management options in the Upper Ems river Basin. *Ecological Economics*; 66, 66-76.
- Wang, W.L., Cai, Y.Z., Hu, H.Y., Chen, J., Wang, J., Xue, G. & Wu, Q.Y (2018). Advanced treatment of bio-treated dyeing and finishing wastewater using ozone-biological activated carbon: a study on the synergistic effects. *Chemical Engineering Journal*;
- Wang, X. & Zang, S. (2014). Distribution characteristics and ecological risk assessment of toxic heavy metals and metalloid in surface water of lakes in Daqing Heilongjiang Province, China. *Ecotoxicology*; 23, 609-617.

- Wang, Z., Zhang, X., Huang, Y. & Wang, H. (2015). Comprehensive evaluation of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in typical highly urbanized regions across China. *Environ. Pollut*; 204, 223-232.
- Watanabe, N. & *et al.* (2010). Use and environmental occurrence of antibiotics in freestall dairy farms with manure forage fields. *Environmental Science and Technology*; 44, 6591-6600.
- Yanagimoto, A. (2003). Environmental Problems and Mathematical Modelling. 1-8.
- Yuan, S., Jiang, X., Xia, X., Zhang, H. & Zheng, S. (2013). Detection, occurrence and fate of 22 psychiatric pharmaceuticals in psychiatric hospital and municipal wastewater treatment plants in Beijing, China. *Chemosphere*; 90, 2520-2525.
- Yupari, A. (2003). Informe pasivos ambientales mineros en sudamérica. Informe elaborado para la CEPAL, el Instituto Federal d Geociencias y Recursos Naturales, BGR, y el Servicio Nacional de Geología y Minería, SERNAGEOMIN.
- Zeng, S., Chena, X., Donga, X. & Liu, Y. (2016). Efficiency assessment of urban wastewater treatment plants in China: Considering greenhouse gas emissions. *Resources, Conservation and Recycling*; 1-9.
- Zenker, A., Cicero, M.R., Prestinaci, F., Bottoni, P. & Carere, M. (2014). Bioaccumulation and biomagnification potential of pharmaceuticals with a focus to the aquatic environment. *J. Environ. Manag*; 133, 378-387.
- Zenobio, J.E., Sanchez, B.C., Leet, J.K., Archuleta, L.C. & Sepúlveda, M.S. (2015). Presence and effects of pharmaceutical and personal care products on the Baca National Wildlife Refuge, Colorado. *Chemosphere*; 120, 750-755.
- Zhang, X., Zwiers, F., Hegerl, G., Lambert, F., Gillett, N. *et al.* (2007). Detection of human influence on twentieth century precipitation trends. *Nature*; 448: 461-465.
- Zhou, Q., Dong, F.Q. & Bian, L. (2016). Electron transfer simulation research on amino acids and phospholipids group forms a cluster on the surface of the montmorillonite. *Funct. Mater*; 47, 129–133.

# **ANEXOS**

## ANEXO 1

### MATRIZ DE CONSISTENCIA

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA CIENTÍFICO	HIPÓTESIS	OBJETIVOS	VARIABLES	INDICADORES	MÉTODO (S)	ESTADÍSTICA (S)
<p><b>General:</b></p> <p>¿Cuál será la predicción sobre el riesgo ecotoxicológico del modelo computacional Gecotoxic ante el costo ambiental sostenible relativo y la aplicación de un sistema de tratamiento mineral para residuales doméstico-urbano?</p> <p><b>Específicos:</b></p> <p>¿En qué medida los parámetros físico-químicos de un sistema de tratamiento mineral permiten una mejor predicción sobre el riesgo ecotoxicológico para residuales domestico-urbano?</p> <p>¿De qué manera los costos ambientales sostenible relativo permiten una mejor predicción sobre el riesgo</p>	<p><b>General:</b></p> <p>Predecir sobre riesgo ecotoxicológico del modelo computacional Gecotoxic ante el costo ambiental sostenible relativo y la aplicación de un sistema de tratamiento mineral para residuales doméstico-urbano</p> <p><b>Específicos:</b></p> <p>Determinar los parámetros físico-químicos de un sistema de tratamiento mineral permiten una mejor predicción sobre el riesgo ecotoxicológico para residuales domestico-urbano</p> <p>Estimar los costos ambientales sostenible relativo permiten una mejor predicción sobre el riesgo ecotoxicológico</p>	<p><b>General:</b></p> <p>El modelo computacional Gecotoxic permite predecir el riesgo ecotoxicológico ante el costo ambiental sostenible relativo y la aplicación de un sistema de tratamiento mineral para residuales doméstico-urbano.</p> <p><b>Específicas:</b></p> <p>Los parámetros físico-químicos de un sistema de tratamiento mineral permiten una mejor predicción sobre el riesgo ecotoxicológico para residuales domestico-urbano.</p> <p>Los costos ambientales sostenible relativo permiten una mejor predicción sobre el riesgo ecotoxicológico</p>	<p><b>Independiente</b></p> <p>Costo ambiental sostenible relativo y Sistema de tratamiento mineral</p> <p><b>Dependiente</b></p> <p>Predicción Sobre el riesgo ecotoxicológico del modelo computacional geotoxic</p>	<p>Parámetros físicoquímicos</p> <p>Costos ambientales sostenible relativos</p> <p>Programa geotoxic</p>	<p>costo ambiental sostenible relativo = costo de evaluación entre el costo de prevención normativo</p> <p><math>\% NR = \frac{NRRe}{NRT} \times 100</math>            NR = nivel de remoción            NRRe = nivel de remoción real            NRT = nivel de remoción teórico</p> <p>modelación mediante progresión aritmética-matemática</p>	<p>Prueba t-Students</p> <p>Descriptiva</p> <p>adición numérica por efecto de interacción matricial a nivel de rangos o intervalos</p>

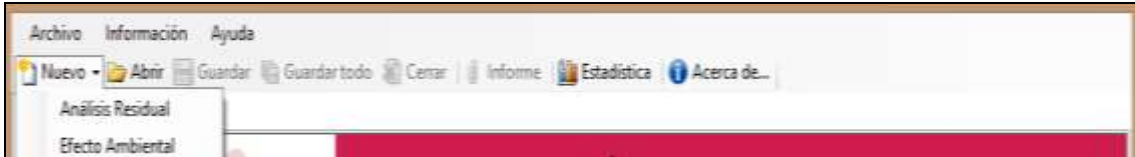
<p>ecotoxicológico para aguas domestico-urbano?</p> <p>¿Cómo podría predecirse el programa geotoxic sobre el riesgo ecotoxicológico ante las aguas residuales domestico-urbano?</p>	<p>para aguas domestico-urbano</p> <p>Predecir el programa geotoxic sobre el riesgo ecotoxicológico ante las aguas residuales domestico-urbano</p>	<p>para aguas domestico-urbano.</p> <p>El programa geotoxic sobre el riesgo ecotoxicológico ante las aguas residuales domestico-urbano</p>				
-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	--	--	--	--

## ANEXO 2

### PROGRAMA COMPUTACIONAL GECOTOXIC

#### MENÚ ARCHIVO

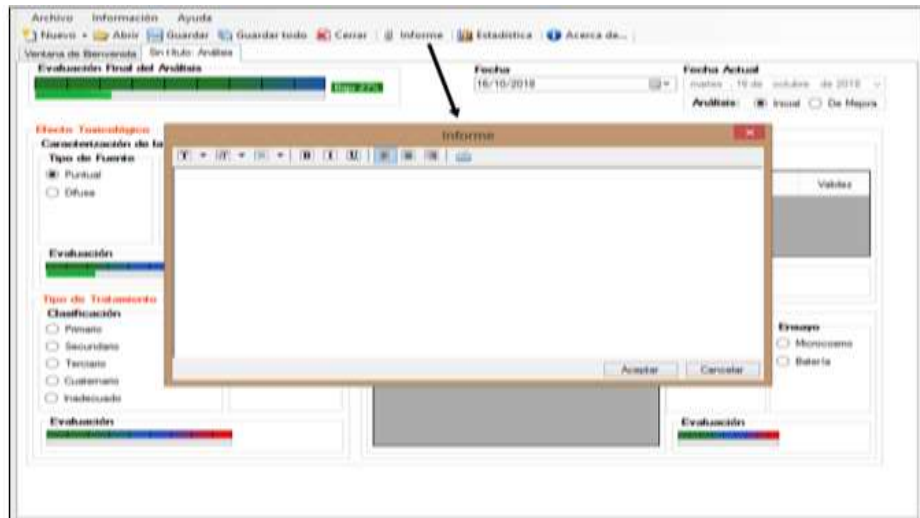
- Nuevo: permite realizar por primera vez, un análisis al residual o para el efecto ambiental



- Abrir: permite visualizar un análisis ya realizado
- Guardar: permite la conservación a un análisis realizado. Si el análisis se realiza por primera vez, aparecerá en la fecha de revisión
- Guardar todo: permite la conservación de todos los análisis realizados

#### MENÚ RESULTADOS

- Informe del análisis: describe consideraciones especializadas



#### Descriptor: Análisis residual

1. **Menú: Caracterización de la entidad** (fuente: puntual o difusa; emisión: continúa de larga y corta duración, intermitente de alta y baja frecuencia)
  - Fuente puntual: Caracterizada por un número reducido de puntos de emisión relacionada con el tipo de residual en una zona geográfica pequeña

- Fuente difusa: Caracterizada por muchos puntos de emisión relacionada con el tipo de residual y que pueden estar en una zona geográfica localizada
- Emisión continua de larga duración: Caracterizada por un vertimiento residual mayor a las cuatro (4) horas
- Emisión continua de corta duración: Caracterizada por un vertimiento residual menor a las cuatro (4) horas
- Intermitente de alta frecuencia: Caracterizada por un residual que la suma de los vertimientos supera las cuatro (4) horas
- Intermitente de baja frecuencia: Caracterizada por un residual que la suma de los vertimientos no supera las cuatro (4) horas.

2. **Menú: Seguridad de parámetros físico-químicos** (número de parámetros a determinar; número de parámetros en el valor o rango permisible)

Este menú considera que, para existir seguridad en el riesgo residual, es importante tanto la cantidad de parámetros a medir como el número de parámetros que se encuentren en el rango o valor establecido por la norma utilizada. En el número de parámetros a determinar, existen tres categorías

- I Categoría: 8 o más parámetros
- II Categoría: 5 - 7 parámetros
- III Categoría: Menor de 5 parámetros

En el caso de la primera categoría, generalmente se aplica en aquellos residuales que se evalúan por primera vez o se le da un seguimiento de monitoreo según la toxicidad expresada.

Para el caso de la segunda categoría, es aplicada cuando se ha establecido que solo es necesario evaluar, un número de parámetros que está en este rango. Esto es un criterio de selección que parte de la primera categoría. De igual manera, también es seleccionada la categoría cuando solo se puede determinar un número de parámetros que está en el rango, independientemente de si el residual es evaluado por vez primera o no. La tercera categoría, es seleccionada cuando solo es posible determinar un número de parámetros menor de cinco. En cuanto al número de parámetros en el valor o rango permisible, está relacionado con el número de parámetros por categoría.

3. **Menú: Toxicidad de residual**

- a) **Ensayo microcosmo**: son aquellos donde los organismos involucrados durante la evaluación, presentan relaciones eslabonadas de forma trófica.

- b) Ensayo de batería: son aquellos donde los organismos involucrados durante la evaluación, no presentan relaciones eslabonadas de forma trófica.
4. **Menú: Toxicidad de residual** (evalúa si es primario, secundario, terciario, cuaternario tanto de forma real como potencial, además de un posible tratamiento inadecuado)
- a) Real: si el tratamiento aplicado se relaciona con el tipo de residual identificado.
- b) Potencial: si solo es una parte del tratamiento que debe ser aplicado según el tipo de residual identificado.
- c) Inadecuado: si el tratamiento aplicado no se relaciona con el tipo de residual identificado.

Si el tratamiento es potencial, entonces se considera un riesgo mayor, además, de inadecuado. Esto indica, por qué no siempre se trata el residual como se espera, provocando que, en múltiples ocasiones, el tratamiento en vez de ser real sea potencial o inadecuado

### Clasificación del riesgo

- a) Puede ser alto, medio o bajo. Cada variable está codificada por un valor donde éste se combina con los valores de otras variables dentro del menú y finalmente, es expresado en uno de los tres rangos que define el tipo de riesgo.
- b) Luego se sumará tanto el riesgo de los efectos toxicológicos con el tipo residual, estimando el riesgo total del residual expresado como sumatoria de la carga contaminante.

- Probabilidad alta: daños de ocurrencia siempre.
- Probabilidad media: daños de ocurrencia en determinadas ocasiones.
- Probabilidad baja: daños de ocurrencia raras veces.
- Consecuencia alta: respuesta biológica muy comprometida con lesiones, trastornos y comportamientos anómalos.
- Consecuencia media: respuesta biológica comprometida con lesiones, trastornos y comportamientos anómalos.
- Consecuencia baja: respuesta biológica poco comprometida con lesiones, trastornos y comportamientos anómalos.
- Cuando no son observables lesiones, trastornos o comportamientos anómalos, entonces la consecuencia es "sin daño", es decir, respuesta biológica aparentemente ordenada.

## **MANUAL DE USUARIO / GECOTOXIC**

### **Introducción:**

La evaluación de riesgo, representa en la actualidad una herramienta científica de gestión ambiental para la prevención de daños ecológicos y su posible implicación a la salud pública. El objetivo de este programa ha sido elaborar una metodología informatizada denominada Gecotoxic para la predicción de riesgo ecotoxicológico por exposición a efectos contaminantes de fuentes ambientales y matrices receptoras. Gecotoxic está estructurado por dos tipos de descriptores:

- Análisis residual de la carga contaminante tributaria
- Efecto ambiental sobre la matriz receptora

Cada descriptor presenta diversas variables con diferentes categorías, las cuales están codificadas arábigamente, siendo operacionalizadas sobre datos reales y no simulados, donde se realiza predicción de riesgo variable bajo efectos de interacción que son visualizados mediante una leyenda con una barra de progreso, que va describiendo el riesgo analizado en bajo, medio o alto en forma cualitativa.

### **Instalación:**

Para la instalación y funcionamiento se necesitan los siguientes requisitos de Hardware y Software.

Requisitos de Hardware:

- Micro Intel Pentium IV 1.6 Ghz
- RAM 512 MB 667 MHz
- 60 Mb disponibles en Disco Duro donde se instalará

Requisitos de Software:

- Sistema Operativo Windows XP, Vista, 7, 8, 8.1, 10

- NET Framework 4.0

La instalación del .NET Framework 4.0 se instalará de manera silenciosa en caso de que no exista.

**Licencia:**

El software se podrá ejecutar durante 15 días como etapa de prueba para la evaluación del mismo por parte de los usuarios y futuros clientes. Para adquirir la licencia se debe de copiar la clave generada en la pantalla de Registro.



**Código de licencia otorgado**

**ANEXO 3**

**RESULTADOS / LABORATORIO ACREDITADO ENVIROTEST S.A.C.**

## INFORME DE ENSAYO N° 184275 CON VALOR OFICIAL

Nombre del Cliente : CENTRO DE INVESTIGACIONES ANTAWI  
Dirección : Paz Soldan N° 123 - Puno  
Solicitado Por : CENTRO DE INVESTIGACIONES ANTAWI  
Referencia : Cotización N° 2551-18R01  
Proyecto : Reservado por el cliente  
Procedencia : Ica  
Muestreo Realizado Por : ANTAWI  
Cantidad de Muestra : 1  
Producto : Agua Residual  
Fecha de Recepción : 17/09/2018  
Fecha de Ensayo : 17/09/2018 al 29/09/2018  
Fecha de Emisión : 01/10/2018

La muestra fue recepcionada en buenas condiciones

### I. Resultados

Código de Laboratorio	184275-01	184275-02
Código de Cliente	OJ-1	OJ-2
Fecha de Muestreo	17/09/2018	17/09/2018
Hora de Muestreo (h)	06:30	07:00
Tipo de Producto	Agua Residual	Agua Residual

Tipo Ensayo ACREDITADO ANTE EL INACAL-DA	Unidad	L.C.M.	Resultados	
<b>Fisicoquímicos</b>				
Demanda Bioquímica de Oxígeno	mg/L	2,0	248,0	164,2
Demanda Química de Oxígeno	mg/L	5,0	546,1	301,0
Fosfato	mg/L	0,03	42,52	42,52
Nitrato	mg/L	0,133	65,66	65,66
Nitrito	mg/L	0,006	0,041	0,041
Ion Amonio	mg/L	0,026	53,27	10,36
Oxígeno Disuelto (Winkler) †	mg/L	2,00	15,04	14,99
Sólidos Totales	mg/L	10	964	1386

Legenda: L.C.M. = Límite de cuantificación del método, L.D.M. = Límite de detección del método, "<" = Menor que el L.C.M. o L.D.M. indicado, "nd" = Resolución cuantificable, "ndh" = Límite de Detección de Método, "—" = No Analizado.  
">" = Mayor al rango lineal permitido por la técnica analítica.

\* : Los métodos indicados no han sido acreditados por los entes INACAL-DA e IAS

Código de Laboratorio	184275-01	184275-02
Código de Cliente	OJ-1	OJ-2
Fecha de Muestreo	17/09/2018	17/09/2018
Hora de Muestreo (h)	06:30	07:00
Tipo de Producto	Agua Residual	Agua Residual

Tipo Ensayo ACREDITADO ANTE EL IAS	Unidad	L.C.M.	Resultados	
<b>Microbiológicos</b>				
Fecal Coliform Bacteria	NMP/100 mL	1,8	2,6E+06	4,0E+05
Total Coliform Bacteria	NMP/100 mL	1,8	7,0E+06	3,3E+06

Legenda: L.C.M. = Límite de cuantificación del método, L.D.M. = Límite de detección del método, "<" = Menor que el L.C.M. o L.D.M. indicado, "—" = No Analizado.

## INFORME DE ENSAYO N° 184275 CON VALOR OFICIAL

### II. Métodos y Referencias

Tipo Ensayo	Norma Referencia	Título
Fisicoquímicos		
Demanda Bioquímica de Oxígeno	SM 5210 B, 23rd. Ed. 2017	Biochemical Oxygen Demand (BOD), 5-Day BOD Test
Demanda Química de oxígeno (DQO)	SM 5220 D, 23rd. Ed. 2017	Chemical Oxygen Demand (COD). Closed Reflux, Colorimetric Method
Fosfato	SM 4500-P E, 23rd. Ed. 2017	Phosphorus. Ascorbic Acid Method
Nitrato	SM 4500-NO3 <sup>-</sup> E, 23rd. Ed. 2017	Cadmium Reduction Method
Nitrito	SM 4500-NO2 <sup>-</sup> B, 22nd. Ed. 2012	Nitrogen (Nitrite). Colorimetric Method
Ión Amonio	SM 4500-NH3_D, 23rd. Ed. 2017	Nitrogen (Ammonia). Ammonia-Selective Electrode Method
Oxígeno Disuelto (Winkler)	SM 4500-O C, 23rd. Ed. 2017	Azide Modification
Sólidos Totales	SM 2540 B, 23rd. Ed. 2017	Solids. Total Solids Dried at 103-105 °C
Microbiológicos		
Fecal Coliform Bacteria	SM 9221 E / 9221C, 23rd. Ed. 2017	Enumeration of Fecal Coliforms by MPN method Fecal Coliform Procedure
Total Coliform Bacteria	SM 9221 B / 9221C, 23rd. Ed. 2017	Enumeration of Total Coliforms by MPN method Standard Total Coliform fermentation Technique

SIGLAS: \*SM\*: Standard methods for the examination of Water and Wastewater APHA, AWWA, WEF 23rd. Ed. 2017

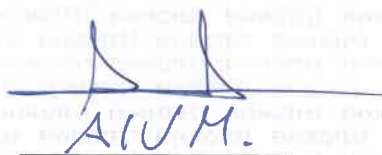
### III. Observaciones

El parámetro Ion Amonio esta reportado en unidad de mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L.

El parámetro Nitrato esta reportado en unidad de mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L.

El parámetro Nitrito esta reportado en unidad de mg NO<sub>2</sub><sup>-</sup>/L.

El parámetro Oxígeno Disuelto (Winkler), se reporta como referencial por no cumplir con la cantidad minima de muestra establecida.



**Alfonso Vilca M.**  
GCSSA  
C.Q.P. N° 587



**Sissy Alvarez M.**  
Jefe de Microbiología  
C.B.P. N° 9928

Los resultados presentados corresponden sólo a la muestra indicada, según la cadena de custodia correspondiente.

Estos resultados no deben ser utilizados como una certificación de conformidad con normas del producto.

El tiempo de custodia de la muestra es de un mes calendario desde el ingreso de la muestra al Laboratorio.

El tiempo de custodia del informe de ensayo, tanto en digital como en físico es de 4 años.

El tiempo de perecibilidad de la muestra está en función a lo declarado en los métodos normalizados de ensayo y rige desde la toma de muestra.

Está prohibido la reproducción parcial del presente documento, salvo autorización de Envirotest S.A.C.

\*\* FIN DEL INFORME \*\*

## ANEXO 4

### REFERENCIA AMBIENTAL

Categoría 1: Poblacional y Recreacional				
Subcategoría A: Aguas superficiales destinadas a la producción de agua potable				
Parámetros	Unidad de medida	A1	A2	A3
		Aguas que pueden ser potabilizadas con desinfección	Aguas que pueden ser potabilizadas con tratamiento convencional	Aguas que pueden ser potabilizadas con tratamiento avanzado
<b>FÍSICOS- QUÍMICOS</b>				
Aceites y Grasas	mg/L	0,5	1,7	1,7
Cianuro Total	mg/L	0,07	**	**
Cianuro Libre	mg/L	**	0,2	0,2
Cloruros	mg/L	250	250	250
Color (b)	Color verdadero Escala Pt/Co	15	100 (a)	**
Conductividad	(µS/cm)	1 500	1 600	**
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO <sub>5</sub> )	mg/L	3	5	10
Dureza	mg/L	500	**	**
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	mg/L	10	20	30
Fenoles	mg/L	0,003	**	**
Fluoruros	mg/L	1,5	**	**
Fósforo Total	mg/L	0,1	0,15	0,15
Materiales Flotantes de Origen Antropogénico		Ausencia de material flotante de origen antrópico	Ausencia de material flotante de origen antrópico	Ausencia de material flotante de origen antrópico
Nitratos (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) (c)	mg/L	50	50	50
Nitritos (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ) (d)	mg/L	3	3	**
Amoníaco- N	mg/L	1,5	1,5	**
Oxígeno Disuelto (valor mínimo)	mg/L	≥ 6	≥ 5	≥ 4
Potencial de Hidrógeno (pH)	Unidad de pH	6,5 – 8,5	5,5 – 9,0	5,5 - 9,0
Sólidos Disueltos Totales	mg/L	1 000	1 000	1 500
Sulfatos	mg/L	250	500	**
Temperatura	°C	Δ 3	Δ 3	**
Turbiedad	UNT	5	100	**