

UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO

ESCUELA DE POSGRADO

**DOCTORADO EN CIENCIA, TECNOLOGÍA Y MEDIO
AMBIENTE**



TESIS

**MODELACIÓN TOXICOLÓGICA PARA LA PREDICCIÓN DE RIESGO
AMBIENTAL POR EXPOSICIÓN BIODISPONIBLE A PLOMO EN EL
ECOSISTEMA RAMIS-CUENCA HIDROGRÁFICA TITICACA, PUNO**

PRESENTADA POR:

HENRY EDGARDO NINA MENDOZA

PARA OPTAR POR EL GRADO ACADÉMICO DE:

DOCTORIS SCIENTIAE EN CIENCIA, TECNOLOGÍA Y MEDIO AMBIENTE

PUNO, PERÚ

2018

UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO

ESCUELA DE POSGRADO



DOCTORADO EN CIENCIA, TECNOLOGÍA Y MEDIO AMBIENTE

TESIS

MODELACIÓN TOXICOLÓGICA PARA LA PREDICCIÓN DE RIESGO
AMBIENTAL POR EXPOSICIÓN BIODISPONIBLE A PLOMO EN EL
ECOSISTEMA RAMIS-CUENCA HIDROGRÁFICA TITICACA, PUNO

PRESENTADA POR:

HENRY EDGARDO NINA MENDOZA

PARA OPTAR POR EL GRADO ACADÉMICO DE:

DOCTORIS SCIENTIAE EN CIENCIA, TECNOLOGÍA Y MEDIO AMBIENTE

APROBADA POR EL SIGUIENTE JURADO:

PRESIDENTE:


.....
Dr. NAZARIO VILLAFUERTE PRUDENCIO

PRIMER MIEMBRO:


.....
Dr. JOSÉ JUSTINIANO VERA SANTAMARÍA

SEGUNDO MIEMBRO:

.....
Dr. HENRY IVAN CONDORI ALEJO

ASESOR DE TESIS:


.....
Dr. BERNABÉ CANQUI FLORES

Puno, 29 de noviembre de 2018.

ÁREA: Ciencia, tecnología y medio ambiente.

TEMA: Predicción del riesgo ambiental por exposición a Plomo.

LÍNEA: Evaluación tecnológica y del medio ambiente.

DEDICATORIA

A Franco y Maia, por el tiempo
brindado, por motivar a superar los
momentos difíciles y por su
contagante alegría y amor.

AGRADECIMIENTOS

- El presente trabajo de investigación fue una suma de esfuerzos y sinergias, en ese sentido, agradecer a Dios por darme vida y salud para poder finalizar en forma satisfactoria el presente trabajo de investigación.
- Agradecer a mis asesores de tesis Dr. Bernabe Canqui Flores y Dr. George Argota Perez, también al jurado calificador de tesis: Dr. Nazario Villafuerte Prudencio, Dr. José Justiniano Vera Santamaría, Dr. Henry Iván Condori Alejo; por sus valiosas sugerencias y observaciones que mejoraron el presente trabajo de investigación. También, agradecer a mis compañeros de trabajo, a mis docentes del doctorado en ciencia, tecnología y medio ambiente y también al personal administrativo que labora en la escuela de posgrado de la Universidad Nacional del Altiplano; mi gratitud a cada uno de ellos, quienes me brindaron su conocimiento, experiencia, asesoría y aliento permanente.
- Finalmente, no quiero verme como ingrato, y reconocer a la Universidad Nacional del Altiplano por haber sido parte de mi formación profesional tanto en pregrado como en posgrado.

ÍNDICE GENERAL

	Pág.
DEDICATORIA	i
AGRADECIMIENTOS	ii
ÍNDICE GENERAL	iii
ÍNDICE DE TABLAS	v
ÍNDICE DE FIGURAS	vi
ÍNDICE DE ANEXOS	vii
RESUMEN	viii
ABSTRACT.....	ix
INTRODUCCIÓN	1

CAPÍTULO I**REVISIÓN DE LITERATURA**

1.1. Marco teórico	3
1.1.1. Caudal ecológico	3
1.1.2. Ecosistema	3
1.1.3. Evaluación de biotoxicidad	3
1.1.4. Riesgo	4
1.1.5. Evaluación de riesgo ecológico	4
1.1.6. Biodisponibilidad	4
1.1.7. Gestión.....	4
1.1.8. Sostenibilidad	5
1.1.9. Sostenibilidad ambiental	5
1.1.10. Modelación matemática.....	5
1.2. Antecedentes	10
1.2.1. Gestión ambiental e impacto de la minería: calidad del agua	10
1.2.2. Costo ambiental de la contaminación minera sobre las aguas.....	11
1.2.3. Toxicidad por exposición a plomo	13
1.2.4. Limnología y modelación matemática del comportamiento hidrobiológico	15
1.2.5. Criterios de eficiencia.....	16
1.2.6. Modelación matemática en la evaluación de riesgo ecotoxicológico.....	18

CAPÍTULO II**PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA**

2.1.	Definición del problema	21
2.2.	Justificación	23
2.3.	Objetivos	24
2.3.1.	Objetivo general	24
2.3.2.	Objetivos específicos	24
2.4.	Hipótesis	25

CAPÍTULO III**MATERIALES Y MÉTODOS**

3.1.	Ámbito de estudio	26
3.2.	Población y muestra	27
3.3.	Análisis de variables	27
3.3.1.	Determinación propiedades físico-químicas de calidad de agua	27
3.3.2.	Determinación de cloruro	27
3.3.3.	Determinación de nitrato	28
3.3.4.	Determinación de plomo biodisponible	29
3.3.5.	Determinación de la predicción de riesgo mediante el programa Gecotox ..	30
3.3.6.	Modelación matemática de la toxicología ambiental por exposición biodisponible a plomo	32
3.4.	Análisis estadístico de los datos	41

CAPÍTULO IV**RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

4.1.	Evaluación de parámetros limnológicos y la concentración ambiental por exposición biodisponible a plomo en las aguas superficiales del río Ramis	42
4.2.	Predicción del riesgo ambiental ante parámetros limnológicos y la concentración biodisponible a plomo mediante el programa computacional Gecotox	55
4.3.	Modelación matemáticamente de la toxicología ambiental de riesgo por exposición biodisponible a plomo en las aguas superficiales del río Ramis	61
	CONCLUSIONES	70
	RECOMENDACIONES	71
	BIBLIOGRAFÍA	72
	ANEXOS	92

ÍNDICE DE TABLAS

	Pág.
1. Parámetros físico-químicos de calidad ambiental del agua.....	42
2. Análisis de varianza / temperatura / estaciones.....	43
3. Análisis de varianza / pH / estaciones.....	43
4. Análisis de varianza / OD / estaciones.....	43
5. Análisis de varianza / Cl ⁻ / estaciones.....	43
6. Análisis de varianza / NO ₃ ⁻ / estaciones.....	44
7. Pruebas de múltiple rangos / temperatura.....	44
8. Pruebas de múltiple rangos / pH.....	45
9. Pruebas de múltiple rangos / oxígeno disuelto.....	45
10. Pruebas de múltiple rangos / Cl ⁻	45
11. Pruebas de múltiple rangos / NO ₃ ⁻	46
12. Resumen estadístico / comparación por interacción de variables / estaciones.....	46
13. ANOVA según interacción de parámetros / estaciones.....	47
14. Pruebas de múltiple rangos / interacción de parámetros / estaciones.....	47
15. Concentraciones de plomo biodisponible / agua (ppm).....	51
16. ANOVA según la biodisponibilidad PbCl ₂ en las aguas / estaciones.....	52
17. ANOVA según la biodisponibilidad Pb(NO ₃) ₂ en las aguas / estaciones.....	52
18. Pruebas de múltiple rangos / biodisponibilidad a PbCl ₂ / estaciones.....	52
19. Pruebas de múltiple rangos / biodisponibilidad a Pb(NO ₃) ₂ / estaciones.....	53
20. Progresión aritmética / intervalos / rangos de riesgo / códigos re-designados.....	57
21. Ecuaciones de regresión polinomial.....	61

ÍNDICE DE FIGURAS

	Pág.
1. Campo vectorial	34
2. Conjunto de imagen del campo vectorial	35
3. Flujo asociado cuando: $\varphi(0,x) = x$	35
4. Flujo asociado cuando: $\varphi(t+s,x) = \varphi(t, \varphi(s,x))$	36
5. Conjugación entre el campo f_1 y f_2	39
6. Predicción de riesgo ecotoxicológico por interacción mediante Gecotox	56
7. Estadística descriptiva por interacción mediante Gecotox.....	57
8. Matriz de interacción/probabilidad del daño/rangos por intervalos de riesgo	58
9. Matriz de ajuste óptimo de predicción/interacción entre probabilidad de daño o consecuencia/rangos por intervalos de riesgo	58
10. Geométricamente teorema de la función inversa	64
11. Flujo tubular	65
12. Transformación del flujo tubular.....	66
13. Conjugación topológica local entre campos de Y e f	69

ÍNDICE DE ANEXOS

	Pág.
1. Muestreo de agua en el ecosistema Ramis, cuenca Hidrográfica Titicaca.....	93
2. Informe de ensayos de laboratorios: Geominera Oriente y Analíticos del Sur.	94
3. Software GECOTOX.	98
4. Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para agua.	106
5. Mapas del ecosistema Ramis – Cuenca hidrográfica Titicaca, Puno.	113

RESUMEN

El presente trabajo de investigación tuvo por objetivo modelar la toxicología para la predicción de riesgo ambiental por exposición biodisponible a plomo en el ecosistema Ramis-Cuenca Hidrográfica Titicaca, Puno. Desde enero de 2016 hasta junio del 2017 se analizaron en tres puntos de exposición ambiental los parámetros: de temperatura, pH, oxígeno disuelto (OD), cloruros (Cl^-), nitratos (NO_3^-), además, de las concentraciones de plomo total y biodisponible, cloruro de plomo (PbCl_2) y nitrato de plomo ($\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$). Con los parámetros se estimó el riesgo ecotoxicológico mediante el programa computacional Gecotox y la modelación se basó en el análisis de regresión polinomial y el teorema del flujo tubular. Los cloruros y nitratos fueron los únicos parámetros que estuvieron en el valor recomendado por norma ambiental utilizada en las tres estaciones. El plomo estuvo biodisponible donde sus concentraciones superaron en las tres estaciones, el valor permisible (E1 - PbCl_2 : $0,012 \pm 0,02$; E2 - PbCl_2 : $0,018 \pm 0,07$; E3 - PbCl_2 : $0,022 \pm 0,05$; E1 - $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$: $0,007 \pm 0,03$; E2 - $0,008 \pm 0,04$; E3 - $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$: $0,011 \pm 0,05$; norma ambiental $\leq 0,0025 \text{ mg.L}^{-1}$). La estimación predictiva según Gecotox fue de riesgo alto (80%). Se obtuvo seis ecuaciones de regresión polinomial para determinar la movilidad y persistencia del plomo. Se concluyó que, la modelación del plomo biodisponible presentó movilidad y persistencia ambiental siendo considerado limitante en la calidad ambiental del ecosistema Ramis.

Palabras claves: Biodisponibilidad, modelación, plomo, predicción de riesgo, río ramis, toxicológica.

ABSTRACT

This research work was designed to model the toxicology for the prediction of environmental risk by exposure of lead bioavailable in the ecosystem Ramis-Hydrographic basin Titicaca - Puno. From January 2016 to June 2017, the parameters were analyzed in three environmental exposure points: temperature, pH, dissolved oxygen (DO), chlorides (Cl^-), nitrates (NO_3^-), plus total and bioavailable concentrations of lead, lead chloride (PbCl_2) y lead nitrate ($\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$). With the parameters, the ecotoxicological risk was estimated by means of the computational program of Gecotox and the modeling was based on the analysis of the polynomial regression and the theorem of the tubular flux. The chlorides and nitrates were the only parameters that were in the value recommended by the environmental standard used in the three stations. Lead was bioavailable where its concentrations exceeded in the three stations, the permissible value (E1 - PbCl_2 : $0,012 \pm 0,02$; E2 - PbCl_2 : $0,018 \pm 0,07$; E3 - PbCl_2 : $0,022 \pm 0,05$; E1 - $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$: $0,007 \pm 0,03$; E2 - $0,008 \pm 0,04$; E3 - $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$: $0,011 \pm 0,05$; environmental standard $\leq 0,0025 \text{ mg.L}^{-1}$). The predictive estimate according to Gecotox was high risk (80%). Six polynomial regression equations were obtained to determine the mobility and persistence of lead. It was concluded that the modeling of bioavailable lead showed that the mobility and the environmental persistence were considered limiting factor in the environmental quality of the ecosystem Ramis.

Keywords: Bioavailability, lead, modeling, ramis river, risk prediction, toxicological.

INTRODUCCIÓN

En el Perú la modelación matemática se ha aplicado para la globalización y explotación sostenible de las escasas aguas subterráneas en las costas. Sin embargo, una de las grandes limitaciones y vacíos en el conocimiento aplicando la modelación matemática en cualquier escenario radica, en reconocer si la predicción que se realiza es óptima, pues en múltiples ocasiones la salida sobre la información está determinada en las posibles exactitudes de números asignados a las variables objeto de medición.

Actualmente se impone la gestión para la búsqueda de métodos predictivos integrales que puedan estimar el comportamiento toxicológico de algunos metales incluyendo al plomo, pues los nuevos retos científicos esbozan poder conocer la biodisponibilidad como posible expresión de riesgo ambiental para las cuencas hidrográficas, por lo que la presente investigación pretende predecir el riesgo ambiental por exposición biodisponible a plomo en el ecosistema Ramis – cuenca hidrográfica Titicaca, Puno; mediante el modelado toxicológico. Cuya justificación, es la relevancia ambiental, ya que en la actualidad el análisis ambiental con predicción de riesgo toxicológico sobre la calidad ambiental de cuerpos de aguas superficiales, representa una de las razones científicas de mayor prioridad; donde aún son muy limitados los estudios predictivos con base en modelaciones para preservar la integridad ecosistémica.

La metodología empleada es la siguiente: El estudio se realizó en tres puntos ambientales del ecosistema Ramis – cuenca hidrográfica Titicaca del departamento de Puno; se analizaron los parámetros de temperatura, pH, oxígeno disuelto, cloruros y nitratos, además, de las concentraciones de plomo total y biodisponible ($PbCl_2$ y $Pb(NO_3)_2$). Con los parámetros se estimó el riesgo ecotoxicológico mediante el programa computacional Gecotox y la modelación se basó en el análisis de regresión polinomial y el teorema del flujo tubular.

La presente investigación consta de cuatro capítulos: el capítulo I hace referencia a la revisión de literatura donde se expone el marco teórico y los antecedentes, en el capítulo II se plantea el problema de investigación con su respectiva justificación, objetivos e hipótesis, en el capítulo III se desarrolla la metodología empleada para la presente investigación, en el capítulo IV se analiza e interpreta y discuten los resultados,



finalmente se incluyen las conclusiones, sugerencias, bibliografía utilizada, así como los anexos de la investigación.

CAPÍTULO I

REVISIÓN DE LITERATURA

1.1. Marco teórico

1.1.1. Caudal ecológico

Se define como la cantidad, calidad y variación del gasto o de los niveles de agua reservada para preservar servicios ambientales, componentes, funciones, procesos y la resiliencia de ecosistemas acuáticos y terrestres que dependen de procesos hidrológicos, geomorfológicos, ecológicos y sociales y que permiten a las sociedades obtener beneficios (SGCA, 2011).

1.1.2. Ecosistema

Tansley (1935) acuñó el término ecosistema, como un sistema completo, el cual incluye no solo al complejo de organismos sino también al entero complejo de factores físicos (ambiente). Equivalentemente, un ecosistema es una comunidad de seres vivos cuyos procesos vitales se relacionan entre sí y se desarrollan en función de los factores físicos de un mismo ambiente. Es un sistema termodinámico abierto, conformado por comunidades vivas y su entorno abiótico, dentro del cual ocurre intercambio de materia y energía entre seres vivos que habitan en un tiempo dado y bajo determinadas condiciones (Odum, 1984).

1.1.3. Evaluación de biotoxicidad

La exposición de organismos vivos a un efluente o medios ambientales para determinar su toxicidad.

1.1.4. Riesgo

Es la probabilidad de que ocurra un efecto adverso a nivel individual o poblacional, por la exposición a una concentración o dosis específica de un agente peligroso. Desde luego, esto abarca dos dimensiones: a) la posibilidad de que haya un resultado negativo; y b) la incertidumbre sobre la aparición, duración y magnitud del resultado adverso, por lo que riesgo también se puede definir como: situación o acción en donde son posibles dos o más resultados; se desconocen las posibilidades de aparición de un resultado en particular y, al menos una de las posibilidades es indeseable (Albert, 1997).

1.1.5. Evaluación de riesgo ecológico

Razón entre la concentración ambiental predicha que es la concentración esperada de un contaminante producto de la operación riesgosa que se está evaluando y la concentración sin efecto ecológico predicha que es la tolerancia al contaminante medida en una especie, dando por resultado el coeficiente de riesgo (Medina, 2003).

1.1.6. Biodisponibilidad

El término "biodisponibilidad" refleja la premisa de que, para algunos metales pesados, los organismos pueden estar expuestos a menos de la cantidad total presente en su hábitat (Schmitt *et al.*, 1987). La medida en que los metales pesados reaccionan con los componentes biológicos y los afectan en gran medida está influenciada inmensamente por los factores físicoquímicos del entorno específico. Muchas características químicas del agua son importantes para definir tanto las especies químicas del metal presente como el estado fisiológico del organismo que se está probando.

1.1.7. Gestión

Acción o trámite que hay que llevar a cabo para conseguir o resolver una cosa. Conjunto de operaciones que se realizan para dirigir y administrar un negocio o una empresa. Diccionario de la Lengua Española (2007).

1.1.8. Sostenibilidad

Basada en lo biofísico como “mantener o mejorar la integridad de los sistemas de apoyo de la vida en la tierra manteniendo a la vez, tanto la diversidad biológica como la integridad biológica de la biosfera, lo cual significa la apropiación y el uso apropiado de los recursos aire, agua y suelo (Moldan *et al.*, 2012).

1.1.9. Sostenibilidad ambiental

Mantenimiento de los servicios de los ecosistemas en un nivel de calidad adecuado, lo cual implica centrarse en los sistemas que prestan estos servicios; es decir, en los ecosistemas globales que soportan los sistemas de la vida puesto que el suministro de los servicios necesarios solo es posible si los ecosistemas mundiales se encuentran en un estado saludable. Estos bienes y servicios pueden ser llamados la infraestructura ambiental (OECD, 2001).

1.1.10. Modelación matemática

Una forma de lograr la contextualización del conocimiento es la presentación de situaciones problemáticas reales que sean factibles de representarse mediante modelos matemáticos. Los modelos matemáticos aparecen cuando se tiene la necesidad de responder preguntas específicas en situaciones reales, tomar decisiones o cuando es imperativo hacer predicciones relacionadas con fenómenos naturales y sociales. El supuesto que subyace a la introducción de la modelación matemática en un contexto educativo consiste en esperar que, cuando los alumnos enfrentan situaciones problemáticas de interés son capaces de explorar formas de representarlas en términos matemáticos, asimismo explorar las relaciones que aparecen en esas representaciones, manipularlas y desarrollar ideas poderosas que se pueden canalizar hacia las matemáticas que se desea enseñar (Lehrer & Schauble, 2000; Lesh & English, 2005).

De acuerdo con Israeli (1996), historiador de la ciencia, desde hace varios siglos las matemáticas además de ser por excelencia, útiles para actuar sobre la realidad y modificarla; constituye sobre todo un instrumento importante para comprenderla. A través de los años se ha dado un procedimiento que puede denominarse matematización de la realidad o modelación matemática que consiste

en el uso de las matemáticas para describir y analizar al mundo, desarrollando técnicas, además de tecnologías que intervienen sobre la misma activamente.

El estudio de los problemas del “mundo real” ha sido fuente de inspiración para que muchos matemáticos construyan nuevas teorías y modelos que expliquen y solucionen problemas referidos a un fragmento de esa realidad. Según Blum *et al.* (2007), algunos investigadores en educación matemática destinan parte de sus esfuerzos hacia el estudio de dicha realidad. Como fruto de los esfuerzos realizados, ha llegado a consolidarse en el ámbito internacional el área de investigación denominada *Modelling and Applications in Mathematics Education*.

Según Camarena (2000), el proceso de modelación se concibe como un todo y no como algo parcial, cuyo objetivo es el desarrollo de acercamientos a la forma en que se trabaja en las matemáticas aplicadas y no el desarrollo de conceptos.

Otra forma de ver el problema de la modelación es considerarlo como un contexto de aprendizaje en el que se invita a los alumnos a cuestionar e investigar situaciones referidas a la realidad a través del uso de las matemáticas, que les brinda una oportunidad para discutir tanto el papel de éstas en la sociedad como la naturaleza de los modelos matemáticos. Cualquier representación de la situación a través de las matemáticas se considera un modelo matemático (Barbosa, 2003, 2006). En estas posturas, el desarrollo de competencias o conceptos pasa a segundo plano y se conciben únicamente como medios para discutir el papel de las matemáticas y de los modelos como herramientas de poder en la sociedad. La actividad de los alumnos se centra en una lectura crítica de los modelos y en notar cómo dependen del lugar en el que se producen y de la forma en que se pueden emplear. La investigación ligada a las posturas de esta naturaleza puede centrarse en el desarrollo de competencias y habilidades, con cierto énfasis en que los estudiantes conozcan la práctica de quienes desarrollan modelos de manera profesional (Haines & Couch, 2005).

Según MEN (1998) se sugiere, el desarrollo del pensamiento matemático a partir de la implementación de otros cuatro procesos, a saber: (1) la elaboración,

comparación y ejercitación de procedimientos; (2) el razonamiento, (3) la resolución y planteamiento de problemas; y (4) la comunicación.

En contraste, hay perspectivas en las cuales además de considerar los aspectos sociales involucrados en la construcción de modelos, se intenta brindar a los alumnos oportunidades para desarrollar conceptos y procedimientos matemáticos (Zbiek & Conner, 2006).

En la literatura internacional se encuentran referenciados múltiples trabajos relacionados con la modelación en educación matemática, los cuales sería imposible abordar en su totalidad en un artículo e incluso en un único texto. En Blum *et al.*, (2007) se presentan, algunas evidencias del grado de desarrollo e institucionalización de la investigación en modelación y las aplicaciones en educación matemática a nivel internacional; se destaca, por ejemplo, la conformación de temas de estudio relativos a la modelación y las aplicaciones, entre ellos: epistemología, la modelación como competencias y su relación con otras competencias, prácticas de enseñanza y aprendizaje de la modelación y las aplicaciones, los aportes de la tecnología a la modelación y las aplicaciones, y la implementación de la modelación como proceso y recurso en el aula de matemáticas. Con respecto a este último tema, la literatura reporta su importancia en el diseño de situaciones y actividades para la construcción de algunos conceptos matemáticos en el aula de clase (Barbosa, 2006).

Algunos autores de esta perspectiva han propuesto que, cuando se presenta un problema real a los estudiantes se pueden definir rutas de modelación que describen lo que ellos hacen. En estas rutas juegan un papel importante para su definición: las discusiones matemáticas que refieren a los conceptos y procedimientos matemáticos, las tecnológicas relacionadas con la forma matemática que adopta el fenómeno modelado y las discusiones reflexivas sobre la naturaleza de los modelos y de los criterios empleados en la presentación de los resultados. De acuerdo a los propósitos del profesor, es posible que una de esas componentes juegue un papel más importante que otras (Borromeo, 2006).

Una de estas perspectivas es la desarrollada en el ámbito de la teoría antropológica de lo didáctico (TAD), que propone que toda la actividad matemática se puede

identificar con una actividad de modelación (Chevallard, Bosch & Gascón, 1997), lo cual implica que la modelación no es un aspecto más de las matemáticas sino que la actividad matemática es en sí misma una actividad de modelación. Así, la preocupación central de las investigaciones en esta perspectiva no consiste en las relaciones entre las matemáticas y el mundo real u otras disciplinas, ni en la forma en la que los estudiantes pueden establecer esta relación, sino en el análisis y descripción de las condiciones y restricciones que permiten el desarrollo de lo que llaman procesos de estudio. Éstos comienzan a partir de problemas relevantes que pueden promover actividad matemática que se describe después en los términos teóricos propios de la TAD, las organizaciones matemáticas, de creciente complejidad en el contexto del aprendizaje y dentro de una institución específica (García *et al.* 2007).

Entre las varias posturas existentes en el ámbito de la modelación, la llamada modelos y modelación enfatiza la construcción, por parte de los investigadores, de sistemas conceptuales o modelos cuando trabajan con una situación en contexto que favorece el proceso de matematización. Su preocupación es la preparación de los estudiantes en la solución del tipo de problemas a los que normalmente se enfrentan fuera de la escuela y en el logro de formas de trabajo con ese tipo de problemas que puedan relacionarse con los temas que se estudian en las matemáticas escolares, aunque esa relación no sea clara y evidente. En esta línea de investigación el interés se centra en que los estudiantes desarrollen formas flexibles y creativas de pensar que les permitan abordar las situaciones que se les presentan (Lesh & Doerr, 2003; Lesh & English, 2005; Lesh & Sriraman, 2005).

En general, la RFF (1998) expresa que la evaluación de riesgos a la salud se clasifica en evaluación de riesgo de cáncer y riesgo de no cáncer. El cáncer se trata como una respuesta estocástica, es decir, al incrementar la dosis no aumenta necesariamente la severidad de la respuesta, pero sí la probabilidad de ocurrencia. Por otro lado, las evaluaciones de riesgo de no cáncer se tratan como determinísticas, donde la dosis al incrementarse, es presentada una respuesta de mayor severidad.

En el caso de una evaluación de riesgo ambiental la EPA (1988), divide a la misma en tres lineamientos que comprende las siguientes etapas: a) definición del problema, b) análisis que comprende la caracterización de la exposición y de los efectos ecológicos y; c) la caracterización del riesgo.

Anteriormente, según Morgan & Henrion (1990) las evaluaciones de riesgo proporcionaban un valor simple como una estimación conservadora del riesgo, mientras que hoy se acepta por lo general que en la caracterización del riesgo se requiere proporcionar un mayor entendimiento de los métodos de estimación y de la incertidumbre involucrada en la estimación.

La incertidumbre en la evaluación de riesgos puede originarse por distintas causas como son la falta de información, diferencias en el nivel de la evidencia, simplificaciones o suposiciones realizadas para hacer factible el análisis, siendo importante distinguir entre incertidumbre y variabilidad, debido a que ambas pueden resultar incertidumbres en los resultados de la evaluación de riesgo (Frey, 1992). La incertidumbre es generada sobre el conocimiento incompleto del valor verdadero de un parámetro y se origina en la necesidad de establecer inferencias para pequeñas muestras sobre los procesos que tienen un cierto grado de aleatoriedad (Evans, 2002).

El propio Morgan & Henrion (1990), la visión subjetiva de la probabilidad es el grado de confiabilidad que una persona tiene de que ocurrirá un evento tomando en cuenta, toda la información disponible y conocida por la persona. La probabilidad no sólo depende del evento en sí, sino del nivel de información disponible acerca del mismo.

Carrothers *et al.*, (2002) expresan que las incertidumbres involucradas con la evaluación de riesgo son inherentes a la propia metodología y con frecuencia pueden complicar las decisiones. Sin embargo, muchas de estas incertidumbres pueden reducirse mediante la investigación. Así, los tomadores de decisiones se enfrentan con el dilema de actuar de inmediato, basándose en los niveles presentes de información incierta o de esperar para obtener mayores evidencias y tomar así mejores decisiones en el futuro.

La evaluación de riesgos no necesariamente requiere la aplicación de técnicas sofisticadas o la recolección excesiva de datos. Se pueden obtener resultados prácticos y razonables utilizando información mínima disponible sobre la contaminación y sobre la población expuesta a ella (World Bank, 1998).

Es importante destacar que, el pasado siglo XX y lo que transcurre en este siglo XXI, está siendo cada vez más acuciante la contaminación ambiental como una de las situaciones ambientales globales. En tal sentido, si bien es cierto que los gobiernos están adoptando medidas con carácter normativo, así como determinadas políticas para minimizar los riesgos ambientales y a la salud pública, puede mencionarse que todavía faltan esfuerzos relacionados con la gestión científica para la búsqueda de mecanismos reguladores más eficientes, pues si bien es cierto que la evaluación de riesgo está siendo una herramienta científica de vital aplicación, aún se necesita la incorporación de variables en forma más precisa e integral conjuntamente con acciones simultáneas para poder considerar la estimación de efectos e impactos por exposición a cargas contaminantes con la mayor precisión y exactitud posible.

1.2. Antecedentes

1.2.1. Gestión ambiental e impacto de la minería: calidad del agua

La extracción de los metales nobles en particular el oro, empezó a incrementarse en el siglo XVI después del descubrimiento de las Américas. El período sucesivo de auge para la extracción de este metal comienza en los años veinte del siglo XIX, el cual está muy relacionado con el descubrimiento y explotación de los placeres auríferos tanto de los Urales como la Siberia (Gallardo *et al.*; 2013). La minería representa una actividad contribuyente a la economía de los países donde se desarrolla; sin embargo, genera alteraciones ambientales sobre los recursos en las propias zonas donde se encuentran (Pérez & Betancur, 2016).

Aunque los beneficios económicos de la minería aurífera es practicada en más de 70 países, es reconocida por la generación de empleos que convierten a esta actividad en cargo de subsistencia, especialmente para los sectores más pobres de la población mundial, se genera a partir de sus procesos varias externalidades negativas como la contaminación de recursos deseados y que representan fuentes

de ingreso para el desarrollo humano (Cordy *et al.*, 2011; Saldarriaga, Villegas & Arango, 2013).

La Rotta & Torres (2017) en su estudio sobre la explotación minera y sus impactos ambientales y en salud: El caso de Potosí en Bogotá, señalaron que el tratar de entender el modelo de desarrollo en las ciudades pero con el costo de enfermedades generadas por la contaminación, habría que modificar tales perspectivas, ya que la sociedad se expone a patrones de protección vulnerables. Otro estudio destaca, los riesgos de la contaminación minera y su impacto en los niños donde existe evidencia de neurotoxicidad en niños de 6 a 8 años que viven en la zona San José de Oruro, como producto de la contaminación minera, frente a la ausencia de efectos neurotóxicos en niños de 6 a 8 años de la ciudad de Copacabana del departamento de La Paz (Aparicio, 2010). Por su parte, Serrato, Romero & Moreno (2010) en su estudio sobre contaminación ambiental por estériles mineros en un espacio turístico en desarrollo de la Sierra Minera de Cartagena-La Unión (Sureste de España), informaron la relación entre elevadas concentraciones de metales pesados y la incidencia de algunos tipos de cáncer. El principal deterioro que ocasiona la actividad minera se relaciona con su drenaje ácido que en múltiples ocasiones es progresivo y con gran magnitud (Gallardo *et al.*, 2015) sobre la calidad del agua siendo este recurso, objeto de conflictos socio-ambientales por su consumo (Díaz, 2014). 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).

1.2.2. Costo ambiental de la contaminación minera sobre 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 (Held & Soden, 2000). 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).

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 (Argota *et al.*, 2014), 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).

Butlerl (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. Toxicidad por exposición a plomo

Los metales son elementos naturales que suelen encontrarse distribuidos en el ambiente a muy bajas concentraciones; y según su forma física como química, pueden movilizarse o transportarse a través de las membranas biológicas hacia los tejidos (Lentech, 2013).

Entre los metales de mayor importancia toxicológica y ecotoxicológica en los ambientes acuáticos figuran el mercurio (Hg), arsénico (As), cromo (Cr), plomo (Pb), cadmio (Cd), níquel (Ni) y zinc (Zn) entre otros, pues para la mayoría de los organismos la exposición por encima de una concentración umbral puede ser extremadamente tóxica (Casteñé *et al.*, 2003).

En el caso particular del plomo su alto riesgo para el medio ambiente, es debido a que presentan gran estabilidad química ante los procesos de biodegradación, por lo que los seres vivos son incapaces de metabolizarlos, de modo que se genera una

contaminación por bioacumulación y un efecto multiplicador en la concentración del contaminante en la cadena trófica; alcanzando altos niveles de toxicidad y eficiente absorción dada la elevada afinidad química por el grupo sulfidrilo de las proteínas (Mancera, 2006). El plomo se ubica en el grupo IVA (metales) en la tabla periódica. Es un metal gris azulino que se presenta en forma natural y en pequeñas cantidades (0.002%) en la corteza terrestre. Este elemento, es generalmente obtenido de la galena (PbS), la anglesita (PbSO₄) y la curositita (PbCO₃). El Pb es tóxico para el sistema nervioso y se asocia con la depresión de muchas funciones endócrinas, aunque no hay evidencia de efectos teratogénicos o carcinogénicos. El uso más amplio del Pb elemental es para la fabricación de acumuladores; también es usado para la fabricación de tetra-etilo de plomo, pinturas, cerámicas, forros para cables, elementos de construcción, vidrios especiales, pigmentos, soldadura suave y municiones (ATSDR, 2005).

La velocidad de oxidación depende de factores como la humedad, la temperatura, el pH, el potencial redox, la cantidad de materia orgánica o la roturación de los suelos (Guitart, 2005).

El uso del plomo se ha incrementado considerablemente en este siglo y continúa haciéndose. Es importante valorar el efecto que esta desproporcionada movilización del metal está teniendo en sus niveles ambientales, ya que a pesar de las medidas tomadas para evitar o controlar la polución con plomo, los seres humanos siempre han estado expuestos a éste elemento pero los records de envenenamiento se han incrementado sustancialmente en décadas recientes debido a su uso como producto del proceso industrial. En consecuencia, hay la necesidad de reducir significativamente el contaminante del ambiente y controlar la exposición de los seres humanos a su toxicidad (Aranguren, 1999).

El Pb es el metal tóxico más extendido y presente en casi todos los compartimentos ambientales. En el caso del reino animal, los estudios en mamíferos han arrojado que bloquea la transmisión del impulso nervioso y la liberación de acetilcolina, posee gran afinidad por las mitocondrias e inhibe la fosforilación oxidativa. Su exposición produce anemia como resultado de dos efectos básicos relacionados con la disminución de la longevidad de los glóbulos

rojos y la inhibición de enzimas que intervienen en la síntesis de hemoglobina (Norberg, 2009).

1.2.4. Limnología y modelación matemática del comportamiento hidrobiológico

El consenso general mundial ha reconocido que el acceso al agua es la principal limitación en la creciente demanda humana y su desarrollo (WHO, 2003). Las alteraciones humanas de las condiciones naturales de un río son por lo general, causas fundamentales para la pérdida de la integridad ecológica de todo el ecosistema acuático. Cuando los umbrales de resistencia y resiliencia de los ecosistemas acuáticos son superados, los impactos ambientales en los ríos pueden ser negativos, no mitigables e irreversibles (Richter, 2003). La capacidad de los ecosistemas acuáticos de auto- mitigar y recuperarse de las alteraciones por actividades humanas, varía de forma espacial y temporal, por lo que su entendimiento significa valorar los límites de la integridad ecológica.

El régimen natural de variabilidad de un río representa la cantidad y duración de los flujos de agua necesarios para mantener las especies y asegurar, tanto las funciones y capacidad de recuperación de los ecosistemas de agua dulce como los medios de subsistencia de las comunidades humanas que dependen de ecosistemas saludables (Poff *et al.*, 2010; TNC, 2013). Así el régimen de caudal en los ríos es lo que mantiene los servicios ambientales y los beneficios a las personas. Esto implica que además de proveer agua para los usos domésticos, público urbano, pecuario y agrícola, los escurrimientos en la cuenca como las descargas de los acuíferos conservan los ecosistemas lóticos (ríos perenes, intermitentes y efímeros), lénticos (lagos, lagunas y humedales) y riparios para conservar la biodiversidad y los servicios ambientales (Annear *et al.*, 2004).

Según Vezza *et al.*, (2011), para determinar el caudal ecológico o ambiental a escala regional se pueden llevar a cabo estudios a nivel de subcuenca o microcuenca determinándose así, los requerimientos básicos asociados a respuestas ecológica, considerando que en algunos casos no se pueden realizar estudios detallados para todos los ríos de una región. De esta forma se puede hacer, uso de conocimientos sobre las relaciones entre caudal y ecología, los cuales se

han adquirido a través de décadas de estudios en ríos específicos, pudiéndose aplicar finalmente dichos conocimientos a una determinada cuenca hidrológica.

En los últimos años, se ha desarrollado en hidrología una técnica conocida como modelación hidrológica, la cual trata de reproducir mediante un modelo principalmente matemático, el comportamiento de los procesos hidrológicos en un área determinada. La modelación hidrológica abarca diversos campos, tales como: control de calidad del agua, sistema de alarma contra inundaciones, transporte y depósito de sedimentos, erosión de suelos, Además, los modelos hidrológicos se convierten en datos de entrada para la modelación hidráulica, como los que se utilizan en la rectificación y rehabilitación de cauces (Argüello, 1992). La modelación hidrológica es una metodología basada en la simulación de sistemas físicos a través de modelos fundamentados en funciones matemáticas empíricas y conceptuales que permite simular el caudal en base a datos propios de la cuenca. La modelación hidrológica como tal, comenzó a principios del siglo XIX utilizándose para el diseño de obras hidráulicas y hasta mediados del siglo XX se limitó a expresiones matemáticas simples para representar mecanismos individuales involucrados en los procesos del ciclo hidrológico (Mena, 2009).

1.2.5. Criterios de eficiencia

Determinar las técnicas recomendadas para la evaluación de modelos, una extensiva revisión de literatura publicada se llevó a cabo relacionada con los procesos de calibración, validación y aplicación de modelos hidrológicos. Específicamente, la información se enfoca en compilar las fortalezas y debilidades de cada estadística técnica y gráfica, y en las recomendaciones para su aplicación (Moriassi *et al.*, 2007). Los índices utilizados para estimar la eficiencia predictiva de los modelos fueron: Nash-Sutcliffe, PBIAS y coeficiente de determinación.

Nash-Sutcliffe es una estadística normalizada que determina la magnitud relativa de la varianza residual comparada con la varianza de los datos medidos (Nash, 1970), el cual se calcula con la Ecuación 1:

$$NSE = 1 - [\sum_{i=1}^n (Y_i \text{ obs} - Y_i \text{ sim})^2 / \sum_{i=1}^n (Y_i \text{ obs} - Y \text{ media})^2]$$

Donde $Y_i \text{ obs}$ constituye el i -ésimo valor observado que está siendo evaluado, $Y_i \text{ sim}$ compone el i -ésimo valor simulado que está siendo evaluado, $Y \text{ media}$ es la media de los datos observados, y n es el número total de observaciones (Moriasi *et al.*, 2007).

PBIAS mide la tendencia promedio de los datos simulados a ser más grandes o más pequeños que los datos observados. El valor óptimo de PBIAS es 0.0, con valores de magnitud exacta indican la precisión del modelo de simulación. Valores positivos indica subestimación del modelo, y valores negativos indican una sobrestimación del modelo (Gupta *et al.*, 1999).

PBIAS, es calculado con la Ecuación 2, donde PBIAS es la desviación de los datos evaluados, expresados como un porcentaje (%), $Y_i \text{ obs}$ son los valores observados, $Y_i \text{ sim}$ son los valores simulados y n es el número total de observaciones.

$$\text{PBIAS} = 1 - \left[\frac{\sum_{i=1}^n (Y_i \text{ obs} - Y_i \text{ sim})}{\sum_{i=1}^n (Y_i \text{ obs})} \right] * (100)$$

El coeficiente de determinación r^2 se define como la raíz cuadrada del valor del coeficiente de correlación de Bravais-Pearson, el cual es calculado con la Ecuación 3:

$$r^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})(P - \bar{P})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^n (P - \bar{P})^2}}$$

La investigación sobre el régimen de caudales ecológicos ha evolucionado con mayor fuerza en países templados del norte y del sur que en el trópico. Estados Unidos, España, Nueva Zelanda y Australia se consideran países pioneros en la investigación e implementación (Tharme, 2003). Sin embargo, Sudáfrica fue uno de los primeros países en incorporar este tema en su legislación y llevarlo a su aplicación a nivel nacional. En América Latina los esfuerzos para definir y proponer caudales ecológicos son aislados y se han limitado al nivel normativo, como en el caso de Brasil (Benetti *et al.*, 2004). La mayoría de intentos realizados para establecer metodologías de fácil uso que arrojen resultados prácticos, han tenido éxito desde el punto de vista hidrológico pero han fracasado en el aspecto ecológico y social.

La evolución de los modelos hidrológicos agregados, distribuidos y semi-distribuidos se han actualizado con los avances computacionales, la disponibilidad de información proveniente de sensores remotos y las herramientas asociadas a los sistemas de información geográfica. Algunos de los modelos utilizados para describir procesos superficiales son PMRS, MIKE-SHE, HICYMODEL, ANSWER, TOPMODEL (Islam *et al.*, 2012; Zhao *et al.*, 2012), el modelo SWAT ampliamente utilizado en procesos hidrológicos (Saghafian *et al.*, 2012; Welderufael *et al.*, 2013) y el modelo WEAP (SEI, 2007). Sin embargo, conforme a lo planteado si bien existen diversos estudios realizados en el ecosistema Ramis, los cuales reportan variabilidad de los parámetros físico-químicos y exposiciones a metales pesados pero pudiera considerarse el referido por Argota *et al.*, (2014), uno de los precisos en cuanto a la posible predicción de riesgo ambiental por fluctuación limnológica de parámetros y exposición biodisponible a plomo.

1.2.6. 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).

Conforme a la objetividad por varias referencias (NDECI, 2006; AENOR, 2008), que la evaluaciones de riesgo permiten dar soporte con base científica a la toma de decisiones por los responsables de la gestión de sitios con peligros o contaminantes que afecten la salud de las personas y el medio ambiente, la metodología propuesta permite generar gestión en las tomas de decisiones, ya que cuenta con indicadores objetivamente verificables.

Asimismo, la metodología programada propuesta está acorde con las tendencias de variables a considerar, pues considera similitudes con la comunicación de indicadores referidos por EPA (1997), CE (2003), CODELCO (2006) y la ISO 31000 (2009).

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.

Finalmente, 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 (Showanek *et al.*, 2001; 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.

CAPÍTULO II

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

2.1. Definición del problema

Diversos desechos son liberados al ambiente debido a, las actividades humanas y en dependencia de las propiedades físico-químicas, movilidad y persistencia ambiental pueden permanecer suspendidos en la columna de agua, acumularse en los sedimentos o en la biota (Shaw, 1998). En el caso de la matriz agua, cada vez más su degradación ambiental es preocupante indicándose valores de uso limitados (He *et al.*, 2014). La gran inquietud científica 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; y por ende, las consecuencias culminan en incorrectos diseños sobre tratamientos para eliminarlos de las aguas (Watanabe *et al.*, 2010; Eggen *et al.*, 2010).

La predicción de riesgo ambiental para los ecosistemas acuáticos se basan 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). Uno de los agentes que ingresan al medio acuático y que comprometen los servicios ecosistémico son los metales (Maltby, 2013), pudiendo quedar retenidos y presentarse en estado biodisponible (Hommen *et al.*, 2010; Brown *et al.*, 2017).

La problemática que generan los metales es compleja, ya que su toxicidad dependerá de la variabilidad en los parámetros físico-químicos (Guimarães *et al.*, 2012; Wang & Zang,

2014) y finalmente, cuánto resultaría la reparación y acceso al recurso hídrico, después de ser impactado por este tipo de contaminante (Shortle, 2013; Dixit *et al.*, 2015).

La minera, sin duda alguna, es la actividad que más impacta al recurso hídrico, pues por lo general sus efluentes no son tratados adecuadamente (Gallardo *et al.*; 2013) y uno de los metales que se tributa es el plomo (Prieto, 1998), quien ocasiona toxicidades irreparables a cualquier nivel ambiental (Elder, 1988; Domenech, 2006).

Por otra parte, la remediación de los ecosistemas acuáticos ante la presencia de metales (entre ellos el plomo) resulta igualmente dificultosa, ya que las incertidumbres durante el proceso de evaluación de riesgo son muy considerables. La incertidumbre se originan por falta de información referente al sistema acuático, incompatibilidades sobre el grado de evidencia, supuestos realizados para concebir realizable el análisis, siendo importante distinguir entre la incertidumbre y variación donde al finalizar cualquier estudio, los resultados pueden no ser aceptados por imprecisiones lógicas durante la propia evaluación metodológica del riesgo (Darbra, Eljarrat & Barceló, 2008; Rao *et al.*, 2012).

La modelación resulta un método teórico que posibilita predecir el comportamiento de las exposiciones en los sistemas acuáticos pero se requiere de determinaciones previas para analizar posibles efectos en un momento y espacio determinado. La era sobre la información requiere para su avance de la modelación (Yanagimoto, 2003). La modelación matemática juega un papel importante durante la predicción, prevención, gestión y control de estrategias sobre la evolución de mecanismos en el tiempo (Ali, Hossain & Kumar, 2017). Por ejemplo; 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).

En Latinoamérica se ha aplicado la modelación matemática por ejemplo; observando el clima espacial en Argentina, Brasil y México (Denardini, Dasso & Gonzalez, 2016), el impacto de las dotaciones de los pequeños propietarios en la seguridad alimentaria sobre los sistemas agrícola en las tierras altas de Centroamérica (Marín *et al.*, 2018) e incluso

se ha aplicado la modelación en los diseños de rodillos para barcos durante las actividades de pesca atendiendo al movimiento de las olas (Míguez & Bulian, 2018).

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).

Sin embargo, una de las grandes limitaciones y vacíos en el conocimiento aplicando la modelación matemática en cualquier escenario radica, en reconocer si la predicción que se realiza es óptima, pues en múltiples ocasiones la salida sobre la información está determinada en las posibles exactitudes de números asignados a las variables objeto de medición.

Considerando todo lo anterior, es que en la actualidad se impone la gestión para la búsqueda de métodos predictivos integrales que puedan estimar el comportamiento toxicológico de algunos metales incluyendo al plomo, pues los nuevos retos científicos esbozan poder conocer la biodisponibilidad como posible expresión de riesgo ambiental para las cuencas hidrográficas, por lo que se plantea en este trabajo de investigación lo siguiente:

Problema científico:

Predecir el riesgo ambiental por exposición biodisponible a plomo en el ecosistema Ramis – cuenca hidrográfica Titicaca, Puno; mediante el modelado toxicológico

Pregunta de investigación:

¿La modelación toxicológica propuesta permitirá predecir el riesgo ambiental ante la exposición biodisponible a plomo en el ecosistema Ramis – cuenca hidrográfica Titicaca, Puno?.

2.2. Justificación

En la actualidad el análisis ambiental con predicción de riesgo toxicológico sobre la calidad ambiental de cuerpos de aguas superficiales, representa una de las razones científicas de mayor prioridad; donde aún son muy limitados los estudios predictivos con

base en modelaciones para preservar la integridad ecosistémica. Es por ello que, atendiendo a los valores potenciales metodológicos de investigación, el presente trabajo se justifica en lo siguiente:

- a) **Relevancia ambiental:** en la actualidad el análisis ambiental con predicción de riesgo toxicológico sobre la calidad ambiental de cuerpos de aguas superficiales, representa una de las razones científicas de mayor prioridad; donde aún son muy limitados los estudios predictivos con base en modelaciones para preservar la integridad ecosistémica.
- b) **Conveniencia:** se permitirá conocer cuál es el modelo toxicológico predictivo del riesgo ambiental ante la exposición biodisponible a plomo en el ecosistema Ramis-cuenca hidrográfica Titicaca, Puno.
- c) **Utilidad metodológica:** con el modelo toxicológico descrito, podrá estudiarse adecuadamente la calidad del agua, atendándose a la interpretación del comportamiento temporal y espacial dada la exposición biodisponible a plomo en el ecosistema Ramis-cuenca hidrográfica Titicaca, Puno.
- d) **Relevancia social:** podrá indicarse el valor de uso de las aguas del ecosistema Ramis – cuenca hidrográfica Titicaca, Puno.

2.3. Objetivos

El presente trabajo de investigación planteó los siguientes objetivos:

2.3.1. Objetivo general

Modelar la toxicología para predicción de riesgo ambiental por exposición biodisponible de plomo en el ecosistema Ramis – cuenca hidrográfica Titicaca, Puno.

2.3.2. Objetivos específicos

1. Determinar parámetros limnológicos y la concentración ambiental por exposición biodisponible a plomo en las aguas del ecosistema Ramis.
2. Predecir el riesgo ambiental ante parámetros limnológicos y la concentración biodisponible a plomo mediante el programa computacional Gecotox.

3. Modelar matemáticamente la toxicología ambiental de riesgo por exposición biodisponible a plomo en las aguas del ecosistema Ramis.

2.4. Hipótesis

Mediante la modelación toxicológica propuesta, es posible predecir el riesgo ambiental por exposición biodisponible a Plomo en el ecosistema Ramis – cuenca Hidrográfica Titicaca, Puno.

CAPÍTULO III

MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. **Ámbito de estudio**

La cuenca del río Ramis se encuentra en la región Puno, sus aguas recorren las provincias de Melgar, Azángaro, Sandia, Lampa, Huancane, San Román, San Antonio de Putina y Carabaya.

Geográficamente se ubica entre las coordenadas 271,888 (71°07'4,7") Este a 454,337 (69°25'26,4") Oeste y de los 8'290,627 (15°27'33,7") Sur a los 8'445,589 (14°03'26,6") Norte, entre los 3,802 msnm que es la desembocadura al lago y hasta los 5,750 msnm en el nevado Ananea Chico.

Hidrográficamente pertenece a la cuenca del lago Titicaca y limita por el norte con la cuenca del río Inambari, por el sur con la cuenca del río Coata, por el este con las cuencas de Huancane y Suches y por el oeste con la cuenca del río Vilcanota.

El estudio se realizó en tres puntos ambientales del río Ramis – cuenca hidrográfica Titicaca del departamento de Puno, donde las coordenadas georreferenciadas fueron: punto o estación E1 (latitud 14°35'06.9"S, longitud 70°19'13.7"O) a la altura de la ciudad de San Antón, punto o estación E2 (latitud 14°22'02.9"S, longitud 70°01'49.0"O) que corresponde a la altura de la ciudad de Crucero y el punto o estación E3 (latitud 14°39'57.8"S, longitud 69°36'07.4"O) que corresponde inmediatamente después de la ciudad de Ananea aguas abajo. En el Anexo 5 se muestra el croquis de las estaciones en mención.

3.2. Población y muestra

Se analizó como campo de investigación las aguas superficiales del río Ramis quien vierte su cauce sin tratamiento al Lago Titicaca (Región de Puno, Perú).

Se seleccionó la ubicación de las estaciones de muestreo en razón a la actividad minera que se desarrolla en la zonas de Ananea, Crucero y San Antón y la toma de muestras mediante muestreo probabilístico aleatorio, siguiendo las normas y protocolos para un correcto muestreo. Para disminuir las posibles fuentes de variación se realizaron tres réplicas en cada estación seleccionada. El volumen en cada punto correspondió a 5 litros (ISO, 1980, 1991, 1994). Luego, las muestras se homogeneizaron en un tanque de polietileno previamente endulzado con las propias aguas del río (Anexo 1).

3.3. Análisis de variables

3.3.1. Determinación propiedades físico-químicas de calidad de agua

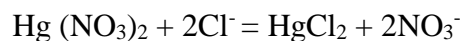
Para la determinación de las variables: temperatura, pH y oxígeno disuelto se utilizará el equipo medidor multiparamétrico HI 9828 (HANNA), lo cual medirá las variables *in situ*.

3.3.2. Determinación de cloruro

- Fundamento del método

Este método se fundamentó en hacer reaccionar la porción de ensayo en medio ácido con nitrato mercúrico, en presencia del indicador difenilcarbazona, valorándose la misma hasta cambio de color amarillo a violeta claro.

- Reacción fundamental:



- Procedimiento:

1. Tomar, alícuota (50 mL) de la muestra y transfiera cuantitativamente a erlenmeyer (250 mL) capacidad
2. Añadir 3 gotas de fenolftaleina (a) y 3 gotas de hidróxido de amonio (b)
3. Neutralizar con ácido nítrico (c) y añada en exceso.

4. Añadir 8 gotas de difenilcarbazona (d)
5. Valorar con nitrato mercúrico (e)
6. Expresar los resultados
 - $\text{Meq/L Cl}^- = V_{\text{gast}} \times N \times 1000 / V_{\text{mtra}} \times \text{dilución si se usa}$
 - $\text{Mg/L Cl}^- = \text{meq/L Cl}^- \times \text{Peso equiv. Cl}^-$

Donde:

1. V_{gast} – mL: Solución nitrato mercúrico
2. N: Normalidad solución nitrato mercúrico
3. V_{mtra} : Porción ensayo
4. Peso equiv.: Peso equivalente del cloro.

Sustituyendo:

- $\text{Meq/L Cl}^- = V_{\text{gast}} \times 0.02 \text{ N ó } 0.04 \text{ N} \times 1000 / 50 \text{ mL}$
- $\text{mg/L Cl}^- = \text{meq/L Cl}^- \times 35.46$

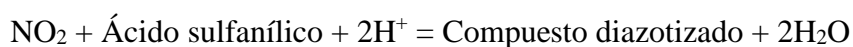
3.3.3. Determinación de nitrato

- Fundamento del método:

Este método se fundamenta en determinar fotométricamente el nitrito a través de su reacción con una amina aromática primeramente para la formación de un compuesto diazotizado, el cual copula con una amina aromática secundaria para la formación de un azocobranante.

La cantidad de azocobranante es proporcional a la cantidad de nitrito.

- Reacciones:



- Procedimientos:
 1. Tomar una alícuota de 25 mL de la muestra clara y transfírela a un matraz aforado de 50 mL de capacidad
 2. Añadir 1 mL de solución de EDTA (a), agitar
 3. Añadir 1 mL de solución de ácido sulfanílico (b)
 4. Mezclar, espere de 3 a 10 minutos
 5. Añadir 1 mL de cloruro de naftilamina (c)
 6. Agitar
 7. Añadir 1 mL de acetato de sodio (d)
 8. Mezclar. Enrasar y homogenizar
 9. Expresar los resultados

$$\text{Mg/L NO}_2^- = C \times 1000 / V$$

Donde:

- C – Concentración de NO_2^- hallada por el gráfico de calibración en mg/L
- V - Volumen de la alícuota tomada en mL

3.3.4. Determinación de plomo biodisponible

Se tomarán 3L de agua los cuales se filtrarán a través de una membrana de acetato de celulosa e 45 μm . La solución resultante será acidulada hasta un valor de $\text{pH} < 2$ para lo que se utilizará HNO_3 .

La curva de calibración se realizará a partir de reactivos de calidad espectral, verificando las características metrológicas del método usando valores certificados de muestras patrones de referencia de cada tipo de muestra. Se partirá de una solución patrón de 1000 mg.L^{-1} ; y los estándares de calibración se prepararán por dilución de la misma con solución de HNO_3 (0.7M).

Se determinaran los contenidos de Pb biodisponibles mediante mediciones con el espectrómetro ICP-AES con vista axial (Spectro-Arco). Todos los análisis se realizaran por triplicado a partir de muestras independientes

Las determinaciones se realizaron en el Laboratorio de Minerales perteneciente a la Empresa Geominera Oriente, Santiago de Cuba-Cuba debido a, el impedimento en los laboratorios del Perú para realizar análisis de especiación química, pues solo refieren determinaciones de contenidos totales (Anexo 2).

3.3.5. Determinación de la predicción de riesgo mediante el programa Gecotox

Para la predicción del riesgo se utilizó el programa Gecotox. El mismo, es un analizador multifuncional de riesgo ecotoxicológico que está registrado en el Centro Nacional de Derecho de Autor (CENDA) en la República de Cuba y cuyo código es: 2027 – 2012.

Este programa es operativo sobre la base de 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).

Gecotox, 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 la muestra 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.

Finalmente, 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). Todas las variables son evaluadas en forma individual así como por interacción, las cuales están codificadas arábigamente y expresan una evaluación de riesgo cualitativo de forma matricial.

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 Gecotox 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

3.3.6. Modelación matemática de la toxicología ambiental por exposición biodisponible a plomo

Para comprender la movilidad y persistencia ambiental del plomo biodisponible (modelación) entre las estaciones de muestreo puede analizarse

mediante el desarrollo del teorema de flujo tubular, el cual describe lo siguiente (Sotomayor, 1979; Gonzáles, 2001; Benazic, 2007):

Sea todo sistema autónomo $X_0 = f(x)$, existe un cambio de coordenadas local en un entorno de cualquier punto regular que lo transforma en el sistema, pudiendo ser de la siguiente forma:

$$\left\{ \begin{array}{l} f_1' = 1 \\ f_2' = 0 \\ \cdot \\ \cdot \\ \cdot \\ f_n' = 0 \end{array} \right.$$

En particular, las intersecciones de las órbitas con dicho entorno son difeomorfas a, una colección de segmentos paralelos.

Para reconocer de forma inicial la modelación del plomo biodisponible (movilidad y persistencia entre las estaciones), hubo que orientarse en las ecuaciones diferenciales ordinarias en el espacio \mathbb{R}^n donde se planteó, el conocimiento cualitativo satisfactorio del comportamiento geométrico local de las órbitas de un campo vectorial diferenciable en la vecindad de un punto regular $f(x) \neq 0$.

Dado el campo vectorial continuo f , el problema valor inicial asociado es:

$$\left\{ \begin{array}{l} x' = f(x) \\ x(0) = x_0 \end{array} \right.$$

Con el campo vectorial $f_1: \mathbb{R}^n \rightarrow \mathbb{R}^n$, campo constante $f_1(x) = (1,000 \dots 0)$ o constante el problema valor inicial asociado se expresa como:

$$\left\{ \begin{array}{l} x' = (1,000 \dots 0) \\ x(0) = p \end{array} \right.$$

Se obtiene una conjugación topológica entre campos f y f_1 .

En el campo vectorial, sea un conjunto abierto $U \subseteq \mathbb{R}^n$, se menciona que: f , es campo vectorial a una aplicación (Benazic, 2007; García, 2007):

$$f_i: U \subseteq \mathbb{R}^n \rightarrow \mathbb{R}^m$$

$$\bar{x} \rightarrow f(\bar{x}) = (f_1(\bar{x}), f_2(\bar{x}), f_3(\bar{x}), \dots, f_m(\bar{x}))$$

donde:

$f: U \subseteq \mathbb{R}^n \rightarrow \mathbb{R}^m$ con $i = 1, \dots, m$ son llamadas funciones del campo f .

Sea un conjunto abierto: $U \subseteq \mathbb{R}^n$, un campo vectorial $f \in C^k(U)$

donde:

$k \geq 1$, es una función:

$$f: U \rightarrow \mathbb{R}^m$$

$$\bar{x} \rightarrow f(\bar{x}) = (f_1(\bar{x}), f_2(\bar{x}), f_3(\bar{x}), \dots, f_m(\bar{x}))$$

La ecuación anterior satisface las siguientes condiciones y se representa en la figura 1:

$f_i: U \rightarrow \mathbb{R}$ son funciones de clase C^k en U , $\forall 1 \leq i \leq m$ (f_i : son llamadas funciones coordenadas del campo f)

Si $x \in U$, entonces $f(x) \in \mathbb{R}^m$, es un vector donde el punto de aplicación es, x .

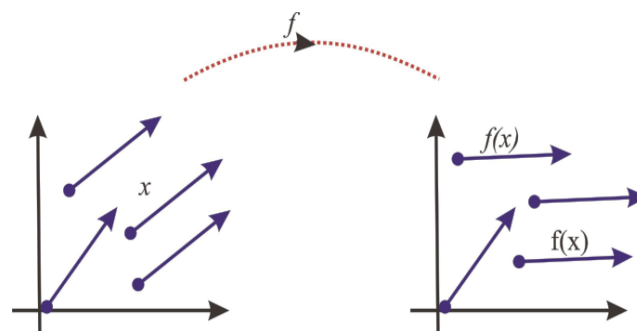


Figura 1. Campo vectorial
Fuente: Benazic (2017)

La figura 1, describe un campo vectorial que asocia a cada $x \in U$, determinada $f(x) \in \mathbb{R}^m$ de modo que, la forma de visualizar un campo vectorial es seleccionar la $x \in U \subseteq \mathbb{R}^n$. Posteriormente, es requerido localizar el punto $f(x) \in \mathbb{R}^m$ donde es de interés graficar el conjunto imagen del campo vectorial (figura 2), la cual se obtiene mediante la unión de una flecha que inicia en x y termina en $f(x)$.

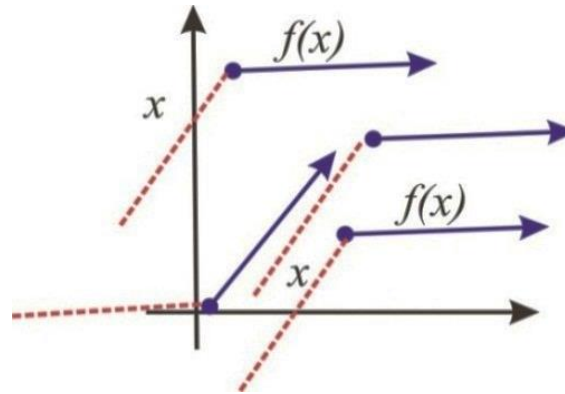


Figura 2. Conjunto de imagen del campo vectorial
Fuente: Benazic (2017)

Asimismo, sea $A \in \mathbb{R}^{n \times n}$, el flujo asociado al campo lineal A (o equivalentemente a la ecuación diferencial: $x' = Ax$), entonces la misma puede estar dada por: $\varphi_A: \mathbb{R} \times \mathbb{R}^n \rightarrow \mathbb{R}^n$, de modo que, para todo $(t, x) \in \mathbb{R} \times \mathbb{R}^n$ se tiene $\varphi_A(t, x) = e^{tA}x$.

De igual modo, sea el abierto: $D \subseteq \mathbb{R}^n$, la aplicación $\varphi: D \rightarrow \mathbb{R}^n$ de clase C^1 se dice que, es flujo asociado (figura 3 y 4), si:

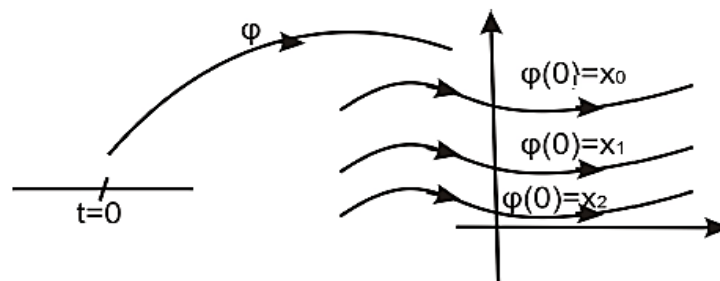


Figura 3. Flujo asociado cuando: $\varphi(0, x) = x$
Fuente: Benazic (2017)

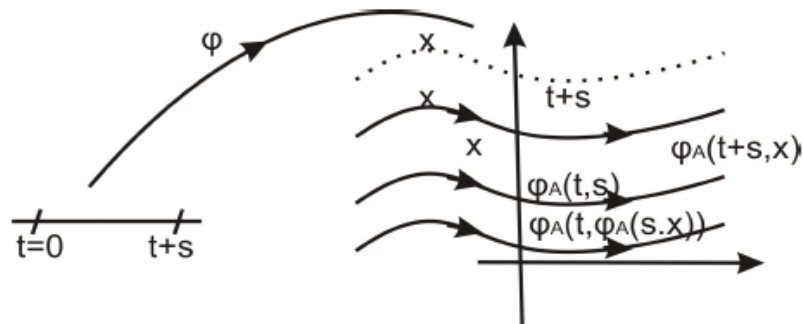


Figura 4. Flujo asociado cuando: $\varphi(t + s, x) = \varphi(t, \varphi(s, x))$
 Fuente: Benazic (2017)

Sea el abierto: $U \subseteq \mathbb{R}^n$ y $f: U \rightarrow \mathbb{R}^n$ un campo vectorial de clase C^k , $k > 0$. Dado el problema de valor inicial P.V.I.

$$\begin{cases} \dot{x} = f(x) \\ x(0) = x_0 \end{cases}$$

Cuya solución máxima es: $\varphi_x : I_x \rightarrow U \subset \mathbb{R}^n$. De igual modo, sean los conjuntos abiertos:

$$U_1, U_2 \subseteq \mathbb{R}^n, f_1 \in C^{k_1}(U_1), f_2 \in C^{k_2}(U_2)$$

Donde: $\varphi_1 : D_1 \rightarrow U_1$, $\varphi_2 : D_2 \rightarrow U_2$, los flujos generados por los campos f_1 y f_2 , se dice que: f_1 y f_2 son topológicamente conjugados, si existe un homeomorfismo ($h : U_1 \rightarrow U_2$), llamado conjugado topológica, tal que: $h(\varphi_1(t, p)) = \varphi_2(t, h(p))$ para todo $(t, p) \in D_1$

Se dice que: f_1 y f_2 son C^r conjugados (donde $r \leq \min \{k_1, k_2\}$) si existen un difeomorfismo:

$h : U_1 \rightarrow U_2$ de clase C^r llamado conjugación de clase C^r , tal que: $h'(p) = f_2(h(p))$ para todo: $t \in D_1$

Se analizó el teorema de flujo tubular proveyendo de definiciones, lemas, proposiciones donde, a partir de cambios de coordenadas en una vecindad sobre un punto que no es singularidad (punto regular), cualitativamente las soluciones son equivalentes según lo planteado por Palis (1978), Sotomayor (1979), Doering (2005) y Benazic (2007) para una familia de líneas horizontales en un plano.

Asimismo, el teorema del flujo tubular fue analizado para la solución de ecuaciones

diferenciales autónomas no lineales considerando lo siguiente,

Sean f_1 y f_2 definidos por:

$$f_1: \mathbb{R}^n \rightarrow \mathbb{R}^n$$

$$(x,y) \rightarrow f_1(x,y) = (x, -y)$$

$$f_2: \mathbb{R}^n \rightarrow \mathbb{R}^n$$

$$(x,y) \rightarrow f_2(x,y) = (x, -4y^3, -y)$$

Claramente: $f_1, f_2 \in C^\infty(\mathbb{R}^2)$. Sea:

$$h: \mathbb{R}^n \rightarrow \mathbb{R}^n$$

$$(x,y) = h(x,y) = (x + y^3, y)$$

Entonces: h , es una conjugación de clase C^∞ entre f_1, f_2 . Solución será valorar que: φ_1 y φ_2 asociados a los campos f_1 y f_2 , respectivamente ($f_1: \mathbb{R}^n \rightarrow \mathbb{R}^n$)

$$(x,y) \rightarrow f_1(x,y) = (x, -y)$$

$$f_1^1(x,y) = x$$

$$dx / dt = x$$

$$\int dx / x = \int dt$$

$$\ln x = t + k_1$$

$$x = e^t C_1$$

$$\varphi_1(x,y) = e^t C_1$$

$$f_2: \mathbb{R}^2 \rightarrow \mathbb{R}^2$$

$$(x,y) \rightarrow f_1(x,y) = (x, -y)$$

$$f_1^2(x, y) = -y$$

$$dx / dt = -y$$

$$\int dx / y = - \int dt$$

$$\ln y = - (t + k_2)$$

$$y = e^{-t} C_2$$

$$\varphi_2(x,y) = e^{-t} C_2$$

$$f_2: \mathbb{R}^2 \rightarrow \mathbb{R}^2$$

$$(x,y) \rightarrow f_2(x,y) = (x - 4y^3, -y)$$

$$f_1^2(x, y) = x - 4y^3 \dots \dots \dots (1)$$

Reemplazando: en (1)

$$dx / dt = x - 4 (e^{-t} C_4)^3 \dots\dots (**)$$

$$f_2^2(x, y) = -y$$

$$dx / dt = -y$$

$$\int dx / y = - \int dt$$

$$\ln y = - (t + k_4)$$

$$y = e^{-t} C_4$$

$$\varphi_2(x, y) = e^{-t} C_4$$

Desarrollando la solución general: $X_g = X_c + X_p$, se obtiene complementaria: X_c de (**)

$$dx / dt = x$$

$$\int dx / x = \int dt$$

$$\ln x = t + k_3$$

$$x = e^{-t} C_3$$

$$\varphi_1(x, y) = e^{-t} C_3$$

Resolviendo solución particular: X_p donde $x = ue^{-t} \dots\dots (2)$,

Se tiene: $X_p' = u'e^t + ue^t$ reemplazando en (**):

$$u'e^t + ue^t - ue^{-t} = -4e^{-3t} C_4^3$$

$$u = e^{-4t} C_4^3$$

Reemplazando en (2): $x = ue^t$, la solución particular: $x = e^{-4t}e^t C_4^3 = u = e^{-3t} C_4^3$ donde reemplazamos en la solución general: $X_g = e^t C_3 + e^{-3t} C_4^3$

$$\varphi_2(x, y) = ((e^t C_3 + e^{-3t} C_4^3) e^t C_3$$

$$\varphi_1 : \mathbb{R} \times \mathbb{R}^2 \rightarrow \mathbb{R}^2$$

$$(t, x, y) \rightarrow \varphi_1(t, x, y) = (xe^t, ye^{-t})$$

$$\varphi_2 : \mathbb{R} \times \mathbb{R}^2 \rightarrow \mathbb{R}^2$$

$$(t, x, y) \rightarrow \varphi_2(t, x, y) = (xe^t + y^3 e^{-3t}, ye^{-t})$$

La figura 5 muestra, la interpretación geométrica de conjugaciones entre campo f_1 y f_2 del ejemplo aplicado el comportamiento que existe.

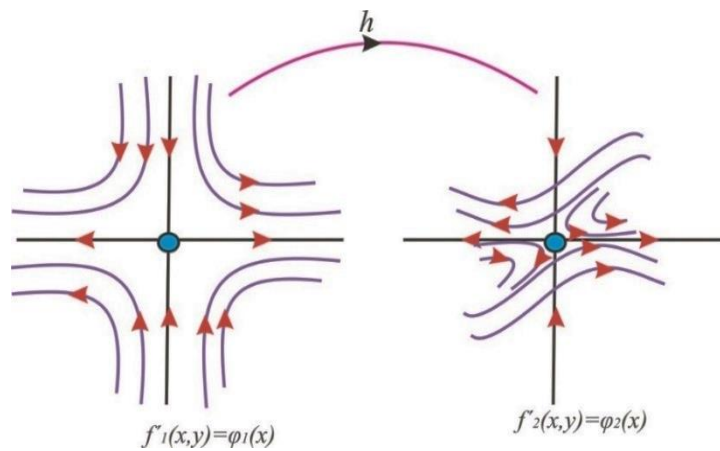


Figura 5. Conjugación entre el campo f_1 y f_2
Fuente: Doering (2005)

Luego,

$$\begin{aligned} h(\varphi_1(t, x, y)) &= h(xe^t, ye^{-t}) \\ &= (xe^t + y^3e^{-3t}, ye^{-t}) \end{aligned}$$

Además,

$$\begin{aligned} \varphi_2(t, h(x, y)) &= \varphi_2(t, x + y^3, y) \\ &= (xe^t + y^3e^{-3t}, ye^{-t}) \end{aligned}$$

Se concluye que:

$$h(\varphi_1(t, x, y)) = \varphi_2(t, h(x, y))$$

Definición: Dado un campo vectorial continuo definido en $U \subseteq \mathbb{R}^n$, la ecuación diferencial de tipo ordinaria autónoma es:

$$\dot{\bar{x}} = f(\bar{x}) \rightarrow dx / dt = f(\bar{x})$$

Entonces: $f(\bar{x}) = (f_1(\bar{x}), f_2(\bar{x}), f_3(\bar{x}), \dots, f_n(\bar{x}))$, donde $i = 1, 2, \dots, n$

$$\begin{aligned} f_i: U \subseteq \mathbb{R}^n &\rightarrow \mathbb{R} \\ \bar{x} &\rightarrow f_i(\bar{x}) \\ \bar{x}_i'(t) &= f_i(x_1, x_2, \dots, x_n) \end{aligned}$$

$$\bar{x}_2'(t) = f_2(x_1, x_2, \dots, x_n)$$

·
·
·

$$\bar{x}_n'(t) = f_n(x_1, x_2, \dots, x_n)$$

Pero f , no depende explícitamente del parámetro t

- Ecuación diferencial no autónoma

Se puede decir que, una ecuación diferencial ordinaria es, *no autónoma* sí, depende explícitamente del parámetro t . Significa que, $g(t, x)$ en lo cual, la ecuación diferencial ordinaria es de la siguiente forma:

$$x' = g(t, x).$$

- No es autónoma cuando $g: \mathbb{R} \times U \subset \mathbb{R} \times \mathbb{R}^n \rightarrow \mathbb{R}^n$ (es un campo vectorial)

Una ecuación diferencial ordinaria de primer orden es, no autónoma si, se puede expresar en la forma:

$$f: I \times \mathbb{R}^n \rightarrow \mathbb{R}^n$$

$$\bar{x}' = f(t, \bar{x})$$

$$f_i: D \subseteq \mathbb{R}^{n+1} \rightarrow \mathbb{R}^n$$

$$(t, x_1, x_2, \dots, x_n) \rightarrow f_i(t, x_1, x_2, \dots, x_n)$$

$$\bar{x}_1'(t) = f_1(t, x_1, x_2, \dots, x_n)$$

$$\bar{x}_2'(t) = f_2(t, x_1, x_2, \dots, x_n)$$

· ·
· ·

$$\bar{x}_n'(t) = f_n(t, x_1, x_2, \dots, x_n)$$

Donde t : es una variable independiente que denotara al tiempo

x_i : variables que dependen de t y que adquieren valores reales

f_i : son funciones reales definidas en un subconjunto D de \mathbb{R}^{n+1}

3.4. Análisis estadístico de los datos

Para el análisis de los datos se utilizó el programa estadístico profesional Statgraphics Centurion XVI. La prueba de normalidad de los datos se realizó, a través de la prueba de Kolmogorov –Smirnov de bondad de ajuste y luego, los datos fueron comparados (medición de 3 réplicas por variables) mediante el análisis de varianza considerando la homogeneidad entre los grupos mediante el contraste múltiple de rango (prueba de Bonferroni) y finalmente, los resultados se consideraron significativos cuando $p < 0,05$.

CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Evaluación de parámetros limnológicos y la concentración ambiental por exposición biodisponible a plomo en las aguas superficiales del río Ramis

La tabla 1, muestra los resultados de los parámetros físico-químicos de calidad ambiental del agua donde al compararse con el valor de la referencia ambiental, no fueron aceptados. La norma ambiental utilizada no refiere la concentración permisible para el cloruro debido a, el incumpliendo. Dado que, la norma no refiere valores referenciales para el anión cloruro, no se realizó la comparación.

Tabla 1
Parámetros físico-químicos de calidad ambiental del agua

Estaciones	Temp	pH	OD	Cl ⁻	NO ₃ ⁻
1	11,3	3,2	3,3	2,13	1,7
2	12,6	3,9	4,2	2,88	2,5
3	12,9	5,8	4,6	5,45	3,2
R.A.	Δ3	6,5-9,0	≥5,0	-	13,0

Leyenda: R.A. (Referencia Ambiental)

Fueron comparados los resultados de la temperatura, pH, oxígeno disuelto, cloruros y nitratos entre las estaciones de muestreo mediante el análisis de varianza donde se encontró, diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) entre ellas (tablas 2, 3, 4, 5 y 6).

Tabla 2
Análisis de varianza / temperatura / estaciones

FV	SC	gl	CM	Coefficiente - F	Valor - P
Entre grupos	17,36	2	8,68	1193,50	0,0000
Intra grupos	0,24	33	0,00727273		
Total (Corr.)	17,6	35			

Tabla 3
Análisis de varianza / pH / estaciones

FV	SC	gl	CM	Coefficiente - F	Valor - P
Entre grupos	43,44	2	21,72	2986,50	0,0000
Intra grupos	0,24	33	0,00727273		
Total (Corr.)	43,68	35			

Tabla 4
Análisis de varianza / OD / estaciones

FV	SC	gl	CM	Coefficiente - F	Valor - P
Entre grupos	10,64	2	5,32	731,50	0,0000
Intra grupos	0,24	33	0,00727273		
Total (Corr.)	10,88	35			

Tabla 5
Análisis de varianza / Cl / estaciones

FV	SC	gl	CM	Coefficiente - F	Valor - P
Entre grupos	72,7592	2	36,3796	500219,50	0,0000
Intra grupos	0,0024	33	0,000072727		
Total (Corr.)	72,7616	35			

Tabla 6
Análisis de varianza / NO₃⁻ / estaciones

FV	SC	gl	CM	Coefficiente - F	Valor - P
Entre grupos	13,52	2	6,76	929,50	0,0000
Intra grupos	0,24	33	0,00727273		
Total (Corr.)	13,76	35			

Se aplicó un procedimiento de comparación múltiple para determinar, cuáles medias fueron significativamente diferentes de otras. El método que se empleó para discriminar entre las medias fue la prueba de Bonferroni. Con este método hay un riesgo del 5.0% al decir que, cada par de medias es significativamente diferente, cuando la diferencia real es igual a 0.

Las tablas 7, 8, 9, 10 y 11 muestran la homogeneidad entre las estaciones según los parámetros físico-químicos.

Tabla 7
Pruebas de múltiple rangos / temperatura

Estaciones	Variable	Réplicas	Media	homogeneidad
E1	Temp	3	11,3	X
E2		3	12,6	X
E3		3	12,9	X
Contraste	Sig.	diferencia	+/- Límites	
E1 - E2	*	-1,3	0,0708329	
E1 - E3	*	-1,6	0,0708329	
E2 - E3	*	-0,3	0,0708329	

* indica una diferencia significativa

Tabla 8
Pruebas de múltiple rangos / pH

Estaciones	Variable	Réplicas	Media	homogeneidad
E1	pH	3	3,2	X
E2		3	3,9	X
E3		3	5,8	X
contraste	Sig.	diferencia	<i>+/- Límites</i>	
E1 - E2	*	-0,7	0,0708329	
E1 - E3	*	-2,6	0,0708329	
E2 - E3	*	-1,9	0,0708329	

* indica una diferencia significativa

Tabla 9
Pruebas de múltiple rangos / oxígeno disuelto

Estaciones	Variable	Réplicas	Media	homogeneidad
E1	OD	3	3,3	X
E2		3	4,2	X
E3		3	4,6	X
contraste	Sig.	diferencia	<i>+/- Límites</i>	
E1 - E2	*	-0,9	0.0708329	
E1 - E3	*	-1,3	0.0708329	
E2 - E3	*	-0,4	0.0708329	

* indica una diferencia significativa

Tabla 10
Pruebas de múltiple rangos / Cl⁻

Estaciones	Variable	Réplicas	Media	homogeneidad
E1	Cl ⁻	3	2,13	X
E2		3	2,88	X
E3		3	5,45	X

contraste	Sig.	diferencia	+/- Límites
E1 - E2	*	-0,75	0,00708329
E1 - E3	*	-3,32	0,00708329
E2 - E3	*	-2,57	0,00708329

* indica una diferencia significativa

Tabla 11
Pruebas de múltiple rangos / NO₃⁻

Estaciones	Variable	Réplicas	Media	homogeneidad
E1	NO ₃ ⁻	3	1,7	X
E2		3	2,5	X
E3		3	3,2	X
contraste	Sig.	diferencia	+/- Límites	
E1 - E2	*	-0,8	0,0708329	
E1 - E3	*	-1,5	0,0708329	
E2 - E3	*	-0,7	0,0708329	

* indica una diferencia significativa

La tabla 12 muestra el resumen estadístico según la comparación entre las estaciones ante el comportamiento por interacción entre las variables.

Tabla 12
Resumen estadístico / comparación por interacción de variables / estaciones

Estación	Promedio	D.E.	C.V. (%)	Mínimo	Máximo	C.E.
E1	4,326	3,57113	82,5505	1,6	11,4	0,349733
E2	5,48	3,64663	66,5443	2,4	12,7	0,366947
E3	6,39	3,40544	53,2933	3,1	13,0	0,0696586
Total	5,39867	3,62304	67,1099	1,6	13,0	-0,065456

Leyenda: D.E. (desviación estándar), C.V. (coeficiente de variación), C.E. (curtosis estandarizada)

La tabla 13 muestra, el análisis de varianza entre las estaciones de muestreo, según la interacción de los parámetros físico-químicos de calidad de agua. Puesto que el valor P de la prueba F fue menor que 0,05, existió diferencia estadísticamente significativa entre los valores promedios de las estaciones con un nivel del 95,0% de confianza.

Tabla 13
ANOVA según interacción de parámetros / estaciones

FV	SC	gl	CM	Coefficiente - F	Valor - P
Entre grupos	128,398	2	64,1991	5,12	0,0069
Intra grupos	2221,23	177	12,5493		
Total (Corr.)	2349,63	179			

Al aplicarse el procedimiento de comparación múltiple (prueba de Bonferroni) para determinar cuáles medias son significativamente diferentes de otras se observó que, las estaciones 1 y 3 fueron no homogéneas (tabla 14).

Tabla 14
Pruebas de múltiple rangos / interacción de parámetros / estaciones

Estaciones	Réplicas	Media	homogeneidad
E1	15	4,326	X
E2	15	5,48	XX
E3	15	6,39	X
contraste	diferencia	+/- Límites	
E1 - E2	-1,154	1,27637	
E1 - E3	-2,064	1,27637	
E2 - E3	-0,91	1,27637	

Históricamente, la calidad de los cuerpos de aguas superficiales ha estado con relación a la determinación de los parámetros físico-químicos: PFQ (Ramírez *et al.*, 2008). Sin embargo, las fluctuaciones de los PFQ 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 la actualidad, 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).

El índice “*Water Quality Index*” (por sus siglas en inglés: WQI) o ICA fue desarrollado en 1970 por la National Science Foundation de los Estados Unidos (NSF) para comparar la calidad de distintos ríos localizados en lugares distantes de la USA, siendo uno de los índices más difundidos. El nombre del método el cual estuvo basado en el oráculo de Delfos habla de cierta metodología con investigación de tipo multidisciplinar para la realización de pronósticos y predicciones. 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.

En el caso de la temperatura del agua, influye en su calidad ya que perjudica algunos procesos químicos y microbiológicos dentro de la distribución (Uhl & Schaule, 2004; Sarver, 2010). En este proyecto, los valores hallados estuvieron por encima a lo recomendado y donde es probable su incidencia dentro de la dinámica del ecosistema, pues Moerman *et al.*, (2014) y Zlatanovic *et al.*, (2017) señalan que, una variación $\approx 0,1^{\circ}\text{C}$ por minuto puede determinar el equilibrio térmico siendo más determinante cuando las aguas se encuentran estancadas. Las temperaturas medidas entre las estaciones variaron de forma mínima en $0,3^{\circ}\text{C}$, lo que corrobora, posible desequilibrio ambiental.

En un sobre calidad ambiental mediante indicadores físico-químicos realizado por Alburquerque, García & Montalvo (2014) reportaron que, la temperatura de la masa de agua osciló entre 20 y 22°C en temporada de poca lluvia y entre 29 y 31°C durante el periodo lluvioso. Este estudio, los resultados estuvieron por debajo a los reportados y

donde se refiere que, las fluctuaciones físico-químicas son más notorias cuando existen un bajo caudal de las aguas (Barceló & Sabater, 2010) trayendo en consecuencia, exacerbación de los riesgos ecológicos (Arenas & Andreu, 2016). Los bajos caudales están relacionados de forma directa con menor capacidad de dilución, lo que resulta en un aumento de la concentración de contaminantes en el agua (Ricart *et al.*, 2010; Osorio *et al.*, 2014).

Otro estudio sobre el comportamiento de la temperatura en la presa Picachos, Sinaloa, México sus hallazgos correspondieron a: 18,6 a 30,8°C (Beltrán, Ramírez & Sánchez, 2012). Se indicó que, al existir variaciones significativas entre las zonas y época de muestreo, existió estratificación térmica pudiendo en este proyecto señalarse que las estaciones de análisis, pudieron considerarse como zonas diferenciadas o estratificadas igualmente térmicas.

En algunos países como Holanda, el valor de la temperatura no puede exceder los 25°C en el punto de uso (Moerman *et al.*, 2014), no significando un problema en los resultados de este proyecto, ya que el ecosistema Ramis se encuentra a más de 3800 m.s.n.m.

Riđanović, Jurica, & Spasojević (2010) refieren que, bajo condiciones naturales, los ríos presentar al menos, un 80% de saturación con relación al oxígeno disuelto. La producción primaria, respiración de la comunidad y las tasas de aireación controlan los cambios de concentración del oxígeno disuelto con respecto al tiempo (Riley & Dodds, 2013). Estos factores, a su vez, son influenciados por la temperatura (Wehmeyer & Wagner, 2011), profundidad del río y turbiedad (Shields & Knight, 2012), disponibilidad de luz y actividad autotrófica (Bernot & Wilson, 2012), condiciones hidrométricas (He *et al.*, 2011) entre otros.

En este estudio, las concentraciones de oxígeno disuelto estuvieron por debajo del valor recomendado, lo cual indica que las condiciones del agua estuvieron anóxicas.

Cuando las concentraciones de oxígeno disuelto varían por debajo de lo permisible, los valores de uso para cualquier ecosistema, resulta limitado.

El pH, es uno de los parámetros físico-químicos de mayor control para evitar fenómenos de agresividad, corrosión e incrustación (Bueno, Torres & Delgado, 2014). Asimismo, la regulación del pH en la calidad del agua está dada porque un cambio en esta matriz,

algunas reacciones bioquímicas pueden afectarse, además, del transporte celular (Voet, Voet & Pratt, 2008). En este estudio, las aguas presentaron estado de acidez, lo cual podría disolver o generar efectos negativos en la salud como por ejemplo, los metales pesados (Galvín, 2003).

Dependiendo del valor de pH se puede identificar si una muestra carece de nutrientes o presenta niveles de toxicidad. En este proyecto, no se realizaron las pruebas de disponibilidad de nutrientes y efectos en biomodelos pero ante estos hallazgos pudiera predecirse que cualquier resultado a probar, sería negativo, pues las concentraciones determinadas, así lo indican.

En cuanto a concentraciones de cloruros (Cl^-) puede causar corrosión en la tuberías una vez destinada al consumo humano (Arnedo, Azofra, Usón & Zapata, 2009).

La norma ambiental utilizada no refiere valores recomendados para cloruros pero según el Decreto No. 32327-S (República de Costa Rica, 2005) indica que, el valor idóneo debe ser 25 mg/L y como valor máximo admisible 250 mg/L. los resultados encontrados estuvieron muy por debajo de lo recomendado siendo aceptados, aunque su variación en las aguas naturales dependen de múltiples factores como puede ser las características del terreno y las propias actividades humanas de descarga.

El ion nitrito y nitrato son compuestos solubles conformados molecularmente por nitrógeno y oxígeno. En el ambiente, el nitrito (NO_2^-) por lo general se convierte a nitrato (NO_3^-) muy fácilmente, lo cual significa que es muy raro la presencia del nitrito (NO_2^-).

Cuando se da exposición y consumo de las aguas con nitratos, puede ocasionar metahemoglobinemia, una enfermedad que principalmente se manifiesta en recién nacidos (hasta 6 meses de edad) y causa la disminución de la capacidad de transporte de oxígeno de los glóbulos rojos pudiendo traer consigo, disminución del oxígeno en los órganos y tejidos de e incluso, la muerte (Figueruelo & Dávila, 2004).

En un estudio realizado sobre el contenido de nitratos en aguas de consumo público españolas se encontró que la concentración mediana fue de 3,47 mg/l (rango: 0,38-66,76; rango intercuartílico: 4,51). El agua del 94% de los municipios estudiados contenía menos de 15 mg/l de lo reportado (Vitoria *et al.*, 2015). En este proyecto, los resultados indicaron

que, las aguas del río Ramis no presentan concentraciones significativas de nitratos, lo cual al no ser perjudicial, el riesgo por consumo fue bajo.

Çadraku *et al.*, (2016) durante su estudio sobre variaciones en los parámetros físico-químicos de las aguas subterráneas de la cuenca del Blinaja en Kosovo mencionaron que, la calidad, cantidad y seguridad del agua es uno de los principales problemas donde los resultados hallados mostraron alteración en la temperatura, conductividad, alcalinidad, pH, oxígeno disuelto, turbidez, además, en los cationes como el Ca^+ , Mg^+ , K^+ , Na^+ y aniones como el Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- y NO_3^- , respectivamente. Atendiendo a lo descrito y de forma comparativa, pudo corroborarse que los resultados obtenidos en este proyecto indicaron que, la calidad del ecosistema Ramis no fue aceptada, a pesar de encontrarse algunos parámetros en los valores recomendados.

La tabla 15 muestra la concentración ambiental por exposición a plomo biodisponible en para las tres estaciones de muestreo donde las concentraciones totales estuvieron por encima del valor recomendado, incluso, las fracciones (Cl_2^- y NO_3^-) del plomo biodisponible.

Tabla 15
Concentraciones de plomo biodisponible / agua (ppm)

Estación	Pb total	PbCl_2	$\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$
1	$1,86 \pm 0,56$	$0,012 \pm 0,02$	$0,007 \pm 0,03$
2	$1,23 \pm 0,42$	$0,018 \pm 0,07$	$0,008 \pm 0,04$
3	$0,98 \pm 0,27$	$0,022 \pm 0,05$	$0,011 \pm 0,05$
R.A.	0,0025	-	-

Leyenda: R.A. (Referencia Ambiental)

Salas, F.B. (2010), obtuvo resultados de Pb totales en los meses de estiaje por encima de los límites máximos permisibles (1.38) y en los meses de avenida por debajo de los límites máximo permisibles. En tanto, Albarracin, F. (2014), en sus análisis previos a su experimento encontró Pb totales por encima de los límites máximo permisibles.

Las tablas 16 y 17 muestran, el análisis de varianza entre las estaciones de muestreo según las concentraciones de biodisponible de $PbCl_2$ y $Pb(NO_3)_2$ en muestras de agua y por estación.

Tabla 16
ANOVA según la biodisponibilidad $PbCl_2$ en las aguas / estaciones

FV	SC	gl	CM	Coefficiente - F	Valor - P
Entre grupos	0,000608	2	0,000304	418,00	0,0000
Intra grupos	0,000024	33	7,27273E-7		
Total (Corr.)	0,000632	35			

Tabla 17
ANOVA según la biodisponibilidad $Pb(NO_3)_2$ en las aguas / estaciones

FV	SC	gl	CM	Coefficiente - F	Valor - P
Entre grupos	0,0000808	2	0,00004044	71,50	0,0000
Intra grupos	0,0000186	33	5,65657E-7		
Total (Corr.)	0,0000995	35			

Puesto que el valor P de la prueba F fue menor que 0,05 para ambas concentraciones biodisponibles en las aguas por estación, existió diferencia estadísticamente significativa con un nivel del 95,0% de confianza. Al aplicar el procedimiento de comparación múltiple de rangos (prueba de Bonferroni) se observó diferencias entre las concentraciones de $PbCl_2$ y $Pb(NO_3)_2$ por estación (tabla 18 y 19).

Tabla 18
Pruebas de múltiple rangos / biodisponibilidad a $PbCl_2$ / estaciones

Estaciones	Réplicas	Media	homogeneidad
E1	PbCl ₂	3	0,012
E2		3	0,018
E3		3	0,022
contraste	diferencia	+/- Límites	

E1 - E2	-0,006	0,000708329
E1 - E3	-0,01	0,000708329
E2 - E3	-0,004	0,000708329

Tabla 19
Pruebas de múltiple rangos / biodisponibilidad a $Pb(NO_3)_2$ / estaciones

Estaciones	Réplicas	Media	homogeneidad
E1	Pb(NO ₃) ₂	3	0,007666
E2		3	0,008
E3		3	0,011
contraste	diferencia	+/- Límites	
E1 - E2	-0,00033333	0,000624687	
E1 - E3	-0,00333333	0,000624687	
E2 - E3	-0,003	0,000624687	

Los efectos nocivos de los metales pesados en los ecosistemas acuáticos los convierte en un tema principal sobre la investigación ambiental donde en las últimas décadas, el monitoreo sobre sus concentraciones es objeto de interés por varios científicos (Ali, Khan & Sajad, 2013; Ahmed, 2015). Ghasemi *et al.*, (2017) señalaron que las concentraciones de metales pesados por encima de los valores recomendados como fueron los resultados en este proyecto, representan degradación ambiental de las aguas sobre todo en aquellos sitios donde son determinados, además, generar efectos de toxicidad.

La toxicidad puede atribuirse a la biodisponibilidad del metal aunque es un fenómeno complejo, pues diversos factores influyen como es el pH, contenido de carbono, dureza y alcalinidad del agua, oxígeno disuelto, niveles de sulfuros, carbonatos, óxidos Fe-Mn entre otros (Hou *et al.*, 2013).

Uno de los metales más tóxicos en los ambientes acuáticos es el plomo y donde presenta gran estabilidad química ante los procesos de biodegradación por cuanto, los seres vivos son incapaces de metabolizarlos de modo que, se genera una contaminación por

bioacumulación y un efecto multiplicador en la concentración del contaminante en la cadena trófica. Asimismo, el plomo se absorbe muy eficientemente y al atravesar membranas biológicas tiene elevada afinidad química por el grupo sulfidrilo de las proteínas, generando alta toxicidad (Mancera & Álvarez, 2006).

El Pb, es el metal tóxico más extendido y presente en casi todos los compartimentos ambientales. Bloquea la transmisión del impulso nervioso y la liberación de acetilcolina, posee incluso gran afinidad por las mitocondrias e inhibe la fosforilación oxidativa. Su exposición produce anemia como resultado de dos efectos básicos, los cuales están relacionados con la disminución de la longevidad de los glóbulos rojos e inhibición enzimática que intervienen en la síntesis de hemoglobina (Norberg, 2009).

La exposición al Pb afecta órganos como el cerebro pudiendo apreciarse de forma temprana los daños, a través de concentraciones no deseadas en la enzima acetilcolinesterasa (AChE), a pesar que no se realizaron pruebas histopatológicas en este proyecto para su corroboración.

Vidal (2005), refiere que en humanos los cambios en niveles de AChE se han reportado en varias enfermedades neuro-degenerativas como alzheimer, parkinson y miastenia gravis entre otras. De igual modo, indica que la actividad de AChE se ha encontrado incrementada en meningiomas, astrocitomas y tumores de glioblastoma donde su patrón de isoformas es diferente al de tejido sano. Igualmente menciona, que se han observado alteraciones en la expresión de la AChE en diferentes tumores, amplificación de genes de AChE en leucemias, tumores de ovario y en la agresividad de astrocitomas, evidenciando su participación en la tumorigénesis, de manera que estos estudios sugieren que la AChE está involucrada en la regulación del ciclo celular. Los efectos en los cambios de la enzima AChE dada la exposición al plomo, por lo general está ocasionado cuando este elemento se encuentra en forma biodisponible.

La tendencia de toda regulación ambiental está sobre la necesidad de desarrollar métodos para conocer la biodisponibilidad, ya que permiten evaluar el riesgo ecológico en los ecosistemas (Merrington *et al.*, 2017). Sin embargo, no siempre existen condiciones analíticas para realizar especificaciones y por tanto, diversos estudios han estado basado en la determinación de contenidos totales (Väänänen *et al.*, 2016). En este caso, ambas determinaciones pudieron ser realizadas en este proyecto, lo cual mostró que fracciones

del contenido total de plomo estuvieron en forma biodisponible, probablemente a las concentraciones baja de pH.

Biol *et al.*, (2013), indicaron que incrementos en la temperatura provoca efectos deletéreos y depresión metabólica en organismos. Por su parte, Madeira *et al.*, (2013) señalaron que, incrementos en la temperatura provocan cambios notorios a nivel de tejido como afectación en el sistema antioxidante. Aunque no se relacionó el efecto de la temperatura con estos marcadores, pues no se evaluaron organismos.

4.2. Predicción del riesgo ambiental ante parámetros limnológicos y la concentración biodisponible a plomo mediante el programa computacional Gecotox

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 diana 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 6 muestra, la predicción del riesgo ambiental del programa computacional Gecotox dado los valores promedios que genera la interacción entre las tres estaciones, el cual fue indicado (flecha) como tipo alto del 80%. En la figura 7 se muestra, la estadística descriptiva generada por Gecotox dado el porcentaje de peso según las evaluaciones realizadas en la fuente contaminante y seguridad de los parámetros físico-químicos y microbiológicos de acuerdo al descriptor efecto ambiental.

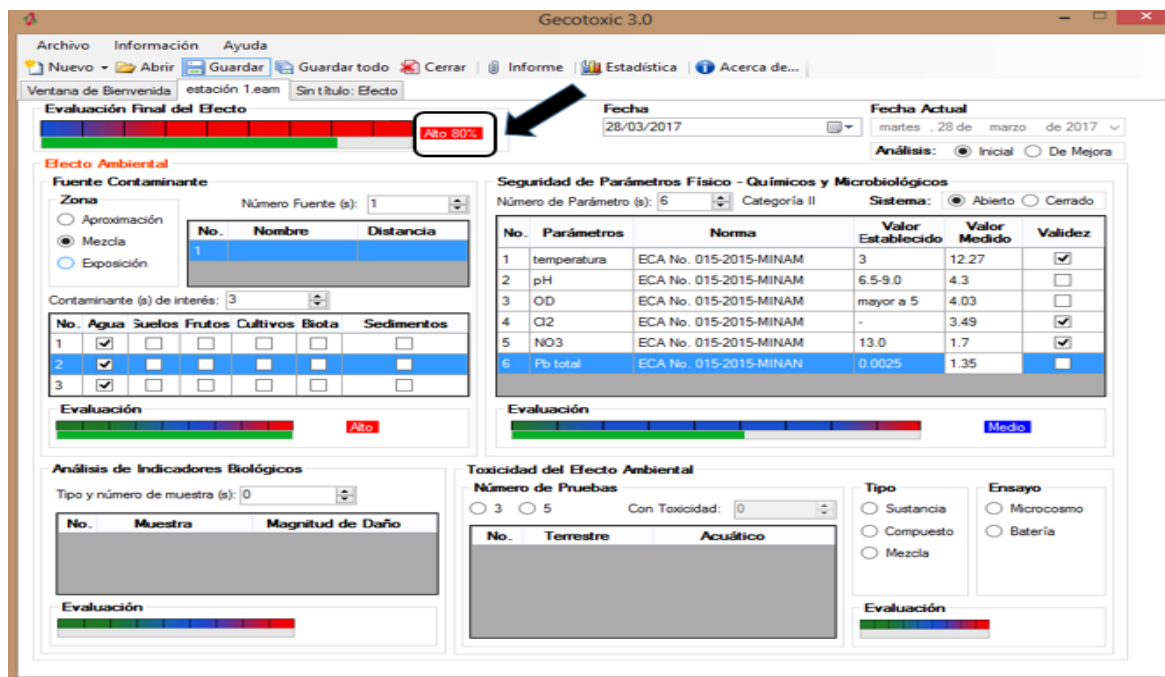


Figura 6. Predicción de riesgo ecotoxicológico por interacción mediante Gecotox

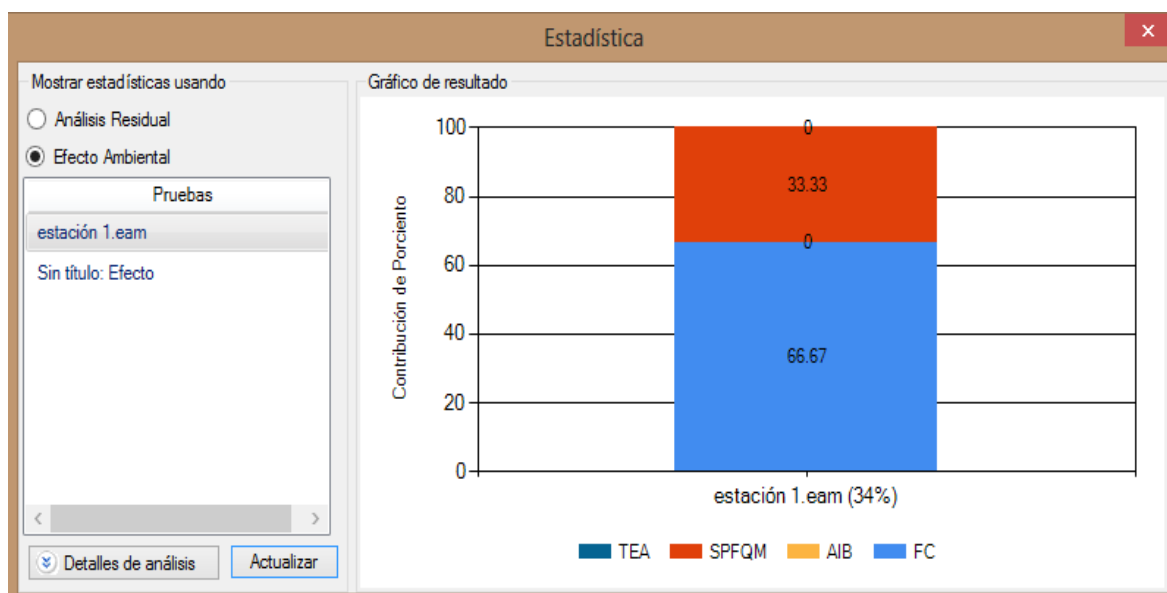


Figura 7. Estadística descriptiva por interacción mediante Gecotox

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 20).

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 (figura 8).

Tabla 20
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 tuvo una matriz de datos la cual describió, tipo de rango en correspondencia con la probabilidad del daño (figura 8).

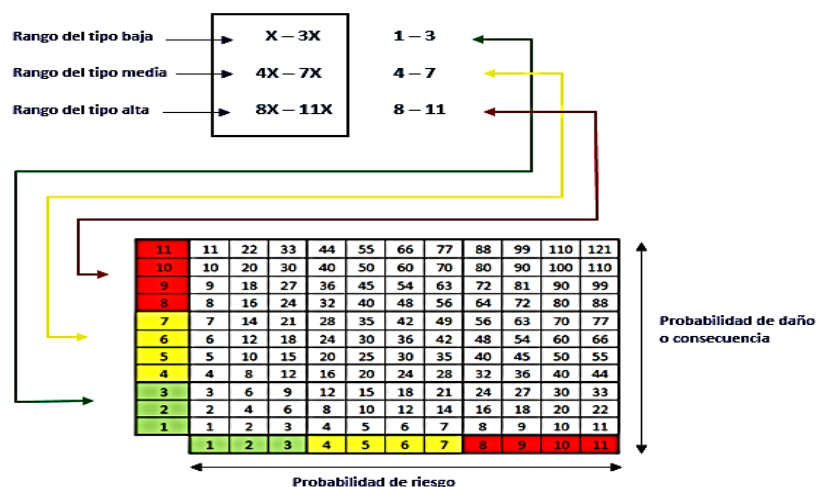


Figura 8. Matriz de interacción/probabilidad del daño/rangos por intervalos de riesgo

Integrando la tabla 20 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 9).

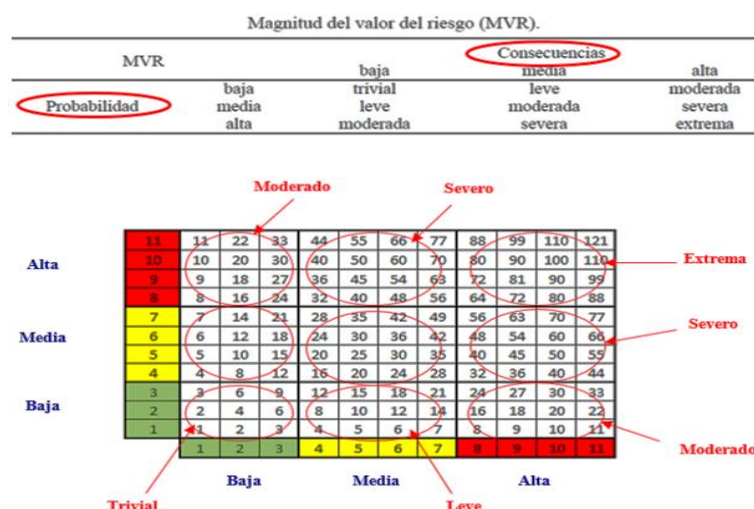


Figura 9. Matriz de ajuste óptimo de predicción / interacción entre probabilidad de daño o consecuencia / rangos por intervalos de riesgo

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, 2009).

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 Gecotox se describió el riesgo ambiental que presentó el ecosistema Ramis.

4.3. Modelación matemáticamente de la toxicología ambiental de riesgo por exposición biodisponible a plomo en las aguas superficiales del río Ramis

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. En tal sentido, se aplican técnicas de predicción y modelación, tales como relaciones de actividad de estructura cuantitativa (QSAR) y distribuciones de sensibilidad de especies (SSD) para llenar vacíos de datos y evaluar, además, de extrapolar la toxicidad de dichos químicos (Dom *et al.*, 2010).

Antes de indicar la modelación del plomo biodisponible según su trayectoria por un flujo tubular “segmentado” (cauce del río) la tabla 21 muestra, todas las ecuaciones de regresión polinomial considerando como variable dependiente al plomo biodisponible y modificando a la variable independiente, variable de selección, variable ponderante y con 2 orden de polinomio en las estaciones 1 y 3, las cuales presentaron diferencias estadísticamente significativas.

Tabla 21
Ecuaciones de regresión polinomial

Variable	Variable	Estación	Parámetro	Estimado
dependiente	Pb		Constante	1,54
independiente	pH		pH	0,1
Selección	T	1	pH ²	-1.16735E-12
ponderante	OD			
$Pb = 1,54 + 0,1 * E1pH - 1,16735E-12 * E1pH^2$				
dependiente	Pb		Constante	0,73
independiente	T		T	0,1

Selección ponderante	OD pH	1	T ²	4,55513E-12
$Pb = 0,73 + 0,1 * E1T + 4,55513E-12 * E1T^2$				
dependiente	Pb		Constante	1,53
independiente	OD		OD	0,1
Selección ponderante	pH T	1	OD ²	-3,22113E-12
orden de polinomio	2			
$Pb = 1,53 + 0,1 * E1OD - 3,22113E-12 * E1OD^2$				
dependiente	Pb		Constante	1,56
independiente	pH		pH	0,1
Selección ponderante	T OD	3	pH ²	1,69108E-11
$Pb = 9,7 + 1,0 * E1pH + 1,69108E-11 * E1pH^2$				
dependiente	Pb		Constante	2,27
independiente	T		T	0,1
Selección ponderante	OD pH	3	T ²	-3,15501E-12
$Pb = 2,11 - 0,1 * E1T - 3,15501E-12 * E1T^2$				
dependiente	Pb		Constante	1,44
independiente	OD		OD	0,1
Selección ponderante	pH T	3	OD ²	7,07417E-12
orden de polinomio	2			
$Pb = 9,6 + 1,0 * E1OD - 7,07417E-12 * E1OD^2$				

La modelación del plomo biodisponible pudiera considerarse en condiciones de movilidad y persistencia ambiental para el río Ramis, si éste es valorado como una sección

cilíndrica donde la demostración del teorema del flujo tubular puede inicialmente referir para su comprensión, la definición de punto regular, homeomorfismo, difeomorfismo, inmersión, sección transversal, proposición como del teorema de la función inversa los cuales son necesarios para la reducción dicho teorema.

Como p es un punto regular de un campo f , entonces en una vecindad suficientemente pequeña de p , se puede direccionar las orbitas de f . Seguidamente, el símbolo $\langle v_1, v_2, \dots, v_m \rangle$ denota al subespacio vectorial de \mathbb{R}^m generado por los vectores $\{v_1, v_2, \dots, v_m\}$

- **Definición:** Punto regular

Se dice que: $p \in U \subset \mathbb{R}^n \rightarrow \mathbb{R}^n$ Un campo vectorial, es un punto regular del campo f si $f(p) = \vec{0}$.

- **Definición:** Homeomorfismo

Un homeomorfismo del conjunto $X \subset \mathbb{R}^n$ sobre el conjunto: $Y \subset \mathbb{R}^n$, es una bisección continua de $f: X \rightarrow Y$, cuya inversa $f^{-1}: Y \rightarrow X$ (igualmente es continua) (Lages, 2004).

- **Definición:** Difeomorfismo

Sean: X, Y conjuntos abiertos de \mathbb{R}^n , $X, Y \subseteq \mathbb{R}^n$. Sea $f: X \rightarrow Y$ es un difeomorfismo sí, f es biyectiva derivable y f^{-1} también es derivable (Lages, 2004).

- **Definición:** Inmersión

Sea $U \subseteq \mathbb{R}^m$ un conjunto abierto y $f: U \rightarrow \mathbb{R}^n$ una función diferenciable en U , se dice que: f es una inmersión de U en \mathbb{R}^n sí y solo sí, $f'(x) \in L(\mathbb{R}^m; \mathbb{R}^n)$ es inyectiva, $\forall x \in U$ (Palis, 1978).

- **Definición:** Sección Transversal

Sea $U \subseteq \mathbb{R}^m$ un conjunto abierto, $f \in C^k(U)$ y $p \in U$, una sección transversal local de clase C^r al campo f en el punto p , es una función $\psi: V^{n-1} \rightarrow U$ de clase C^r que satisface las siguientes propiedades¹:

1. ψ : es una inmersión de V^{n-1} en U
2. $\psi: V^{n-1} \rightarrow \psi: [V^{n-1}] = \Sigma$ (es un homeomorfismo)
3. $p \in \Sigma$
4. $\psi'(x) [R^{n-1}] \oplus \langle f(\psi(x)) \rangle = R^n_{(x)}$. Para todo $x \in V^{n-1}$

¹ $\psi = \psi: V^{n-1} \rightarrow \psi[V^{n-1}]$ es un homeomorfismo

- **Proposición:**

Si $U \subseteq \mathbb{R}^n$ es un conjunto abierto, $f \in C^k(U)$ y $p \in U$, es un punto regular de f , entonces una sección transversal local ψ de clase C^∞ al campo f en el punto p tal que $\psi(0) = p$

- **Teorema de la función inversa:**

Sea $U \subseteq \mathbb{R}^n$ abierto, $f: U \subseteq \mathbb{R}^n \rightarrow \mathbb{R}^n$ función de clase C^k tal que, $f'(a) \in GL(\mathbb{R}^n)$ donde $a \in U$, entonces existen $V_a \subseteq U$ y $W_f(a) \subseteq \mathbb{R}^n$ conjunto abierto con, $a \in V_a$, $f(a) \in W_f(a)$ tales que, $f|_{V_a}$ es un difeomorfismo de clase C^k (Lages, 2006; Cortés & Aganis, 2012).

La figura 10 muestra la interpretación geométrica del teorema de la función inversa donde se obtiene que, para a en una vecindad $V_a \subseteq U$ del origen, se puede invertir f a f^{-1} . El teorema de la función inversa afirma que, si f es de clase $C^k \geq 0$, con la matriz jacobiano es diferente de cero, entonces f , es localmente un difeomorfismo.

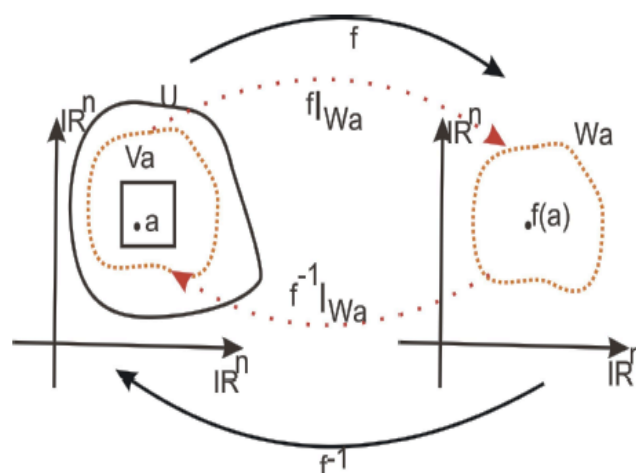


Figura 10. Geométricamente teorema de la función inversa
Fuente: Palis (1978)

Para la discusión sobre el teorema del flujo tubular puede indicarse lo siguiente:

Sea $U \subseteq \mathbb{R}^n$ abierto, $f \in C^k(U)$ y $p \in U$ un punto regular, entonces dada una sección transversal local $\psi: V_1 \rightarrow \Sigma$ de clase C^∞ a en p con $f \in V_1$ y $\psi(0) = p$, entonces existe una vecindad W_p de p en el conjunto abierto U y un difeomorfismo de clase C^r .

$$h : W_p \rightarrow I_\epsilon(0) \times B$$

Donde: $I_\epsilon(0)$, es un intervalo maximal, $\epsilon > 0$ y B , es una bola abierta en \mathbb{R}^{n-1} centrada en el origen (Fernández, 2010-2011):

$$h[\Sigma \cap W_p] = \{0\} \times B$$

h es, una conjugación de clase C^k entre $f|_{W_p}$ y el campo constante:

$$f_1: I_\alpha(0) \times B \rightarrow \mathbb{R}^n \text{ y } f_1 = (1, 0, \dots, 0)$$

La figura 11 muestra, la interpretación geométrica del flujo tubular.

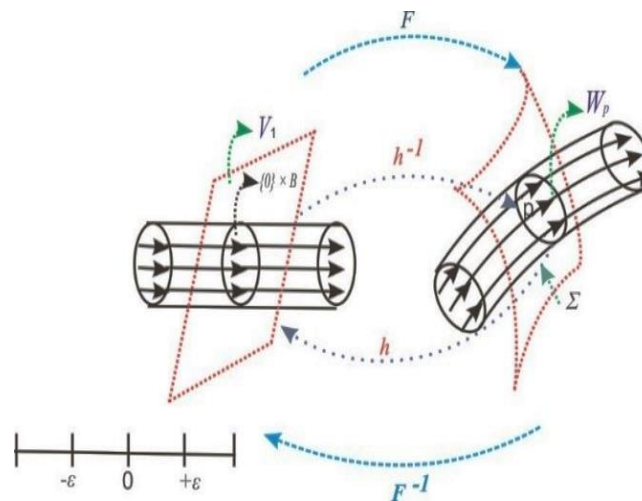


Figura 11. Flujo tubular
Fuente: Fernandez (2010)

Para la demostración y análisis del teorema de flujo tubular se plantea lo siguiente:

Sea, $\varphi: D_f \rightarrow U$, el flujo de f se denota por: $D_f = \{(t, u) \in \mathbb{R} \times V_1; (t, \psi(u)) \in D\} \subseteq \mathbb{R} \times \mathbb{R}^{n-1}$.

Luego se define la función, donde f es de clase C^k :

$$f: D_f \rightarrow U$$

$$(t, u) \rightarrow f(t, u) = \varphi(t, \psi(u))$$

La figura 12, muestra geoméricamente la función f , transforma líneas horizontales en orbitas del campo f que en el instante 0 pasan por sección transversal.

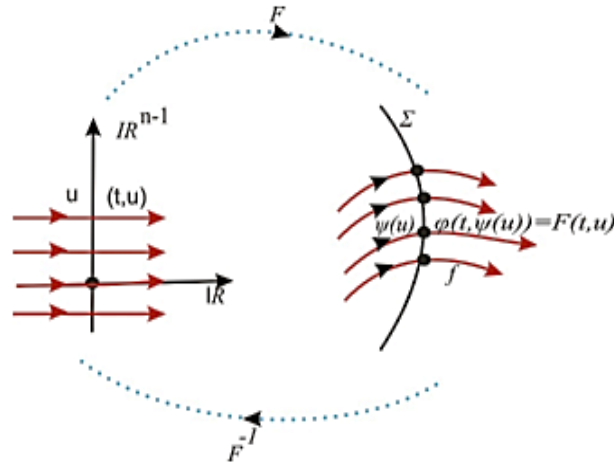


Figura 12. Transformación del flujo tubular
Fuente: Fernández (2010)

Sea $f(0, \bar{0}) = \varphi(0, p) = p$, se probará que f es un difeomorfismo local en: $(0, \bar{0}) \in \mathbb{R} \times \mathbb{R}^{n-1}$

Por el teorema de la función inversa sería suficiente probar que: $F'(0, \bar{0})$ es un isomorfismo.

Usando las notaciones del análisis en varias variables reales se tiene:

$$F'(0, \bar{0}) = [\partial f / \partial t (0, \bar{0}), \partial f / \partial u_1 (0, \bar{0}), \dots, \partial f / \partial u_{n-1} (0, \bar{0})] \in \mathbb{R}^{n \times n} \dots (*)$$

- Se obtiene I:

$$\partial f / \partial t (t, \bar{u}) = \partial f / \partial t (t, \psi(\bar{u})) = \partial \varphi / \partial t (t, \psi_2(\bar{u}), \dots, t, \psi_n(\bar{u}))$$

$$\partial f / \partial t (t, \bar{u}) = \partial f / \partial t (t, \psi(\bar{u})) = \partial \varphi / \partial t (t, \psi_2(\bar{u}), t, \psi_2(\bar{u}))$$

$$\partial f / \partial t (0, \bar{0}), = \partial \varphi / \partial t (t, \psi_1(\bar{0}), t, \psi_2(\bar{0}), \dots, t, \psi_n(\bar{0}))$$

$$\partial f / \partial t (0, \bar{0}), = \partial \varphi / \partial t (t, \psi(\bar{0}))$$

$$\partial f / \partial t (0, \bar{0}), = \partial \varphi / \partial t (0, p)$$

$$\partial f / \partial t (0, \bar{0}), = f(\psi(0, p)) = f(p) \neq 0$$

- Se obtiene II:

$$\partial f / \partial u_1 (t, \bar{u}), = \partial f / \partial u_{n-1} = \partial f / \partial u_j (t, \bar{u})$$

$$\partial f / \partial u_j (t, \psi_1 (\bar{u}), t, \psi_2 (\bar{u}), \dots, t, \psi_n (\bar{u}))$$

$$\partial f / \partial u_j (t, \bar{u}) = \partial \varphi / \partial u_j (t, \psi_1 (\bar{u}), t, \psi_2 (\bar{u}), \dots, t, \psi_n (\bar{u}))$$

$$\partial f / \partial u_j (0, \bar{0}) = \partial \varphi / \partial x_1 (0, p) \cdot \partial x_1 / \partial u_j (\bar{0}) + \partial \varphi / \partial x_2 (0, p) \cdot \partial x_2 / \partial u_j (\bar{0}) + \dots \partial \varphi / \partial x_n (0, p) \cdot \partial x_n / \partial u_j (\bar{0}) \dots (**)$$

- Pero, $\varphi (0, \bar{x}) = \bar{x}$

$$\varphi (0, \bar{x}) = (x_1, x_2, \dots, x_i, \dots, x_n)$$

$$\varphi (0, \bar{x}) = (x_1 e_1 + x_2 e_2, \dots + x_i e_i + x_n e_n)$$

$$\partial \varphi / \partial x_i (0, \bar{x}) = \partial / \partial x_i (x_1 e_1 + x_2 e_2, \dots + x_i e_i + x_n e_n)$$

$$\partial \varphi / \partial x_i (0, \bar{x}) = \partial / \partial x_i (x_1 e_1 + \partial / \partial x_i (x_2 e_2) + \dots + \partial / \partial x_i (x_i e_i) + \dots + \partial / \partial x_i (x_n e_n)$$

$$\partial \varphi / \partial x_i (0, \bar{x}) = \bar{0} + \bar{0} + \dots \bar{e}_i + \dots + \bar{0}$$

- Se reduce que, $\partial \varphi / \partial x_i (0, \bar{x}) = e_i$, implica que, $\partial \varphi / \partial x_i (0, \bar{0}) = e_i; \forall 1 \leq i \leq n-1$ reemplazando en (**)

$$\partial f / \partial u_j (0, \bar{0}) = \partial \psi_1 / \partial u_j (\bar{0}) e_1 + \partial \psi_2 / \partial u_j (\bar{0}) e_2 + \dots \partial \psi_n / \partial u_j (\bar{0}) e_n$$

$$\partial f / \partial u_j (0, \bar{0}) = \partial \psi_1 / \partial u_j (\bar{0}) (1, 0, \dots, 0) + \partial \psi_2 / \partial u_j (\bar{0}) (0, 1, \dots, 0) + \dots + \partial \psi_n / \partial u_j (\bar{0}) (0, 0, \dots, 1)$$

$$\partial f / \partial u_j (0, \bar{0}) = (\partial \psi_1 / \partial u_j ((\bar{0})0, 0, \dots, 0) + \partial \psi_2 / \partial u_j (0, (\bar{0}), \dots, 0) + \partial \psi_n / \partial u_j (0, 0, \dots, (\bar{0}))$$

$$\partial f / \partial u_j (0, \bar{0}) = \partial \psi_1 / \partial u_j (\bar{0}), \partial \psi_2 / \partial u_j (\bar{0}), \dots, \partial \psi_n / \partial u_j (\bar{0})$$

$$\partial f / \partial u_j (0, \bar{0}) = \partial \psi_1 / \partial u_j (\bar{0})$$

$$\partial f / \partial u_j (0, \bar{0}) = \psi'(\bar{0}) (e_i), \text{ donde } 1 \leq i \leq n-1$$

- Luego reemplazando en (*)

$$F'(0, \bar{0}) = [f(p), \psi'(\bar{0})_1, \dots, \psi'(\bar{0})_{e_{n-1}}]$$

Como $\psi = (\psi_1, \dots, \psi_n): V \rightarrow \Sigma$, es una sección transversal, se cumple:

$[\psi'(0) [\mathbb{R}^{n-1}] \oplus \langle f(p) \rangle = \mathbb{R}^n$. Luego, $F'(0, \bar{0}) \in GL(\mathbb{R}^n)$

Por el teorema de la función inversa, existe: $\epsilon = \epsilon(p) > 0$, existe $B \subseteq \mathbb{R}^{n-1}$ bola abierta centrada en $0 \in \mathbb{R}^{n-1}$ existe W_p vecindad abierta de p en U , tal que: $F|_{I_\epsilon(0) \times B}$. $I_\epsilon(0) \times B \rightarrow W_p$, es un difeomorfismo de clase C^k .

- Se considera:

$h = (F|_{I_\epsilon(0) \times B})^{-1}: W_p \rightarrow I_\epsilon(0) \times B$ como $(0, u) \in I_\epsilon(0) \times B$; tal que:

$F'(0, u) = \varphi(0, \psi(u)) = \psi(u) \in \Sigma \cap W_p$. En efecto, $h[\Sigma \cap W_p] = \{0\} \times B$

i) c, si $(0, u) \in I_\epsilon(0) \times B$, entonces $F'(0, u) = \varphi(0, \psi(u)) = \epsilon \Sigma \dots (1)$.

En otro sentido,

$M = (\{0\} \times \{u/u \in B\}) \cap W_p$ porque es un difeomorfismo $F(M) \subset W_p \dots (2)$

De (1) y (2) se concluye que, $(0, u) \in \{0\} \times B$ por lo tanto, $h[\Sigma \cap W_p] \subset \{0\} \times B$

$h = [\{0\} \times B] \subset \Sigma \cap W_p$. Se puede concluir que, $h = [\Sigma \cap W_p] = \{0\} \times B$

- Finalmente, para $(t, u) \in I_\epsilon(0) \times B$; se tiene:

$$(h^{-1})'(t, u) f_1(t, u) = \partial f / \partial t(t, u) \cdot (1) + \partial f / \partial t(t, u) \cdot (0) + \dots + \partial f / \partial t(t, u) \cdot (0)$$

$$(h^{-1})'(t, u) f_1(t, u) = \partial f / \partial t(t, u)$$

$$(h^{-1})'(t, u) f_1(t, u) = \partial \varphi / \partial t(t, \psi(u))$$

$$(h^{-1})'(t, u) f_1(t, u) = f(\varphi(t, \psi(u)))$$

$$(h^{-1})'(t, u) f_1(t, u) = f(F(t, u))$$

$$(h^{-1})'(t, u) f_1(t, u) = f(h^{-1}(t, u))$$

$f(h^{-1}(t, u))$, luego h^{-1} es una C^k – conjugada entre f_1 y f ; h es una C^k – conjugada entre $f|_{W_p}$ y f_1

La figura 13, muestra la interpretación geométrica de conjugación topológica local entre campos de Y e f , de $f(h^{-1}(t, u))$, luego h^{-1} es una C^k – conjugada entre Y e f ; h es una C^k – conjugada entre $f|_{W_p}$ e Y .

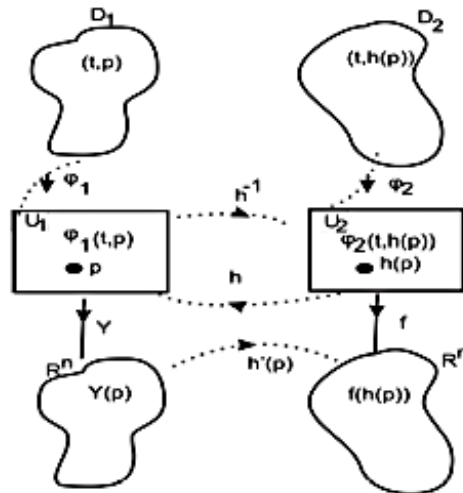


Figura 13. Conjugación topológica local entre campos de Y e f .
 Fuente: Fernandez (2010)

Finalmente se concluyó, que la demostración del teorema del flujo tubular para el comportamiento de las trayectorias de las ecuaciones diferenciales autónomas no lineales a lineales, ha probado ser muy útil para determinar el comportamiento de los flujos asociados a campos vectoriales, que viene a ser una familia de trayectorias que analiza el comportamiento geométrico local de las orbitas de un campo vectorial en la vecindad de un punto regular, pero no describe completamente el comportamiento topológico global de las orbitas de un flujo asociado al campo vectorial sino, lo que hace es conjugar entre campo constante f_1 y campo vectorial f .

En cuanto a mostrar las conjugaciones del ejemplo entre los dos campos, se percibió que el teorema del flujo tubular, ofrece ideas acerca del comportamiento de las trayectorias en puntos regulares; sin embargo, el teorema es aplicable siempre que se conozca las soluciones de una ecuación diferencial no lineal, teniendo en cuenta que se verifica las condiciones de homeomorfismo y difeomorfismo.

CONCLUSIONES

- La calidad ambiental de las aguas del río Ramis no fue adecuada debido a, parámetros como la temperatura, pH y oxígeno disuelto que superaron el valor permisible y por tanto, pudieron afectar la dinámica del ecosistema. El plomo estuvo en forma biodisponible donde las formas químicas analizadas, cloruro de Plomo (PbCl_2) y nitrato de Plomo ($\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$) superaron el valor de concentración total, lo que mostró riesgo ambiental por valor de uso para las aguas.
- El programa computacional GECOTOX indicó, riesgo ecotoxicológico de tipo alto según los valores de parámetros físico-químicos y las concentraciones de plomo pudiendo señalarse que, las condiciones de las aguas presentaron elevada vulnerabilidad.
- La temperatura y el pH fueron dos de los parámetros físico-químicos significativos que condicionaron a la movilidad y persistencia ambiental del plomo desde una estación de muestreo a otra. Asimismo, mediante el desarrollo del teorema de flujo tubular, pudo analizarse el comportamiento del plomo en las aguas del ecosistema Ramis.

RECOMENDACIONES

1. Evaluar parámetros físico-químicos de calidad ambiental en los sedimentos del río Ramis. Analizar la concentración disponible del plomo en los sedimentos y correlacionar con muestras de agua en el río Ramis.
2. Estimar el riesgo ecotoxicológico con otro programa computacional, además, considerar el empleo de biomodelos estandarizados para agua y sedimentos.
3. Determinar en condiciones experimentales, los valores correlacionales de temperatura y pH con seguridad ambiental, además, precisar cuáles serían los puntos de exposición con alto riesgo según el teorema de flujo tubular.

BIBLIOGRAFÍA

- AENOR. (2008). Análisis y evaluación del riesgo ambiental. Norma Española. Madrid, España.
<http://www.aenor.es/aenor/normas/normas/fichanorma.asp?tipo=N&codigo=N0040747#.WJ3IS2997IU>
- Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades: ATSDR. (1997). Reseña Toxicológica del Cianuro (edición actualizada) (en inglés). Atlanta, GA: Departamento de Salud y Servicios Humanos de los EE.UU., Servicio de Salud Pública.
- Agudelo, C.R.Ma. (2005). El agua, recurso estratégico del siglo XXI. *Revista de la Facultad Nacional de Salud Pública*; 23, 91–102.
- Ahmed, M.K., Shaheen, N., Islam, M.S., Al-Mamun, M.H., Islam, S. & *et al.* (2015). Dietary intake of trace elements from highly consumed cultured fish (*Labeo rohita*, *Pangasius* and *Oreochromis mossambicus*) and human health risk implications in Bangladesh. *Chemosphere*; 128, 284–292.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.02.016>
- Albarracín, F. (2014). Capacidad de Adsorción para remover el ion metálico Pb(II) por el tanino de la cascara de Tarwi (*Lupinus mutabilis* sweet), de las aguas de río Ramis Puno, Peru.
- Albert, L.A. (1997). Evaluación de riesgo. Cap 22. Introducción a la toxicología ambiental. Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud. División de salud y ambiente. OPS/OMS. Metepec. Estado de México. Pp. 387. ISBN 92-75-322333.

- Albuquerque, B.O., García, R.I. & Montalvo, E.F. (2014). Evaluación de la calidad ambiental a partir de indicadores fisicoquímicos de las aguas de la bahía de Jigüey 2010-2011. *Revista Cubana de Química*; 26(3), 225–234. <http://scielo.sld.cu/pdf/ind/v26n3/ind06314.pdf>
- Ali, B.H., Hossain, R. & Kumar, M.M. (2017). Mathematical Modeling Applied to Sustainable Management of Marine Resources. *Procedia Engineering*; 194, 337–344. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2017.08.154>
- Ali, H., Khan, E. & Sajad, M.A. (2013). Phytoremediation of heavy metals – concepts and applications. *Chemosphere*; 91, 869–881. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.01.075>
- Annear T., Chisholm, I., Beecher, H. & Locke, A. (2004). Instream flows for riverine resource stewardship. (Instream Flow Council, Ed.). Cheyenne, WY: Instream Flow Council. Revised ed., Pp. 268.
- Aparicio, E.M. (2010). Los riesgos de la contaminación minera y su impacto en los niños. *Rbcst*; 12(27), 1–21.
- Aranguren, F. (1999). El Plomo En El Medio Geográfico: Una Amenaza Saliente. 121–155. *Geoenseñanza*; 4.
- Arenas, S.A. & Andreu, R.M.V. (2016). Effects of water scarcity and chemical pollution in aquatic ecosystems: State of the art. *Science of the Total Environment*; 572, 390–403. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.211>
- Argota, P.G. & Iannacone, O.J. (2014). Metodología informatizada GECOTOX para la predicción de riesgo ecotoxicológico por exposición a efectos contaminantes en efluentes ambientales y ecosistemas acuáticos. *Rev. The Biologist*; 12(2), 1-25.
- Arguello, G. (1992). Modelación hidrológica continua de la cuenca río Virilla. Costa Rica. Tesis Maestría. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. Turrialba, Costa Rica. Pp 127.
- 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. <https://doi.org/10.1002/etc.639>
- 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. <http://dx.doi.org/10.1002/etc.2144>
- Barbosa, J.C. (2003). What is mathematical modeling en S. J. Lamon, W. A. Parder y K. Houston (eds.), *Mathematical modelling a way of life*, Chichester, Ellis Horwood. <http://subs.emis.de/journals/ZDM/zdm063a8.pdf>
- Barbosa, J.C. (2006). Mathematical modelling in classroom: a critical and discursive perspective. *ZDM*; 38(3), 293–301.
- Barceló, D. & Sabater, S. (2010). Water quality and assessment under scarcity: prospects and challenges in Mediterranean watersheds. *J Hydrol*; 383(1), 1–4. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.01.010>
- Beltrán, A.R., Ramírez, L.J.P. & Sánchez, P.J. (2012). Comportamiento de la temperatura y el oxígeno disuelto en la presa Picachos, Sinaloa, México. *Hidrobiológica*; 22(1), 94–98. <http://www.scielo.org.mx/pdf/hbio/v22n1/v22n1a12.pdf>
- Benazic, T.R. (2007). Tópicos de ecuaciones diferenciales ordinarias. Editorial. Universidad Nacional de Ingeniería. <https://www.yumpu.com/es/document/view/14312220/topicos-de-ecuaciones-diferenciales-ordinarias-sociedad>
- Benetti, A.D., Lanna, A.E. & Cobalchini, M.S. (2006). Current practices for establishing Environmental flows in Brazil. *River Research and Applications*; 20, 427–444.
- Berezansky, L., Idels, L. & Kipnis, M. (2011). Mathematical model of marine protected areas, IMA. *J Appl Math*; 76, 312–325. <https://doi.10.1093/imamat/hxq043>
- Bernot, M.J. & Wilson, K.P. (2012). Spatial and Temporal Variation of Dissolved Oxygen and Ecosystem Energetics in Devils Hole, Nevada. *Western North American Naturalist*; 72(3), 265–275. <http://dx.doi.org/10.3398/064.072.0301>

- Biol, M., Aure, M., Rita, A., Marta, L., Tiago, S. P. & Miguel, R. (2013). Physiological and behavioral responses of temperate seahorses (*Hippocampus guttulatus*) to environmental warming. *Mar Biol*; 1–8.
- 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.
- Borromeo, F.R. (2006). Theoretical and empirical differentiations of phases in the modelling process. *ZDM*; 38(2), 86–95.
- 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. <https://doi.org/10.1021/es4053208>
- 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. <https://doi.org/10.1002/ieam.1797>
- Brown, L.C. & Barnwell, T.O. (1987). The Enhanced Stream Water Quality Models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Documentation and User Manual –EPA600/3-87/007 USEPA, Athens, GA, USA.
- 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.

- Bueno, Z.K.A., Torres, L.P. & Delgado, C.L.G. (2014). Monitoreo y medición del ajuste del pH del agua tratada del río Cauca mediante índices de estabilización. *Rev. U.D.C.A Act. & Div. Cient*; 17(2), 563–575. <http://www.scielo.org.co/pdf/rudca/v17n2/v17n2a28.pdf>
- Butlerl, D. (2005). Human Health, well-being and global ecological scenarios. *Ecosystems*, 8, 153–162.
- Çadraku, H., Gashi, F., Shala, A. & Fetoshi, O. (2016). Variations in the Physico-Chemical Parameters of under groundwater of Blinaja catchment, Kosovo. *IFAC-PapersOnLine*; 49-29, 200–205. <https://doi.org/10.1016/j.ifacol.2016.11.102>
- Camarena, G.P. (2000). Los modelos matemáticos como etapa de la matemática en el contexto de la ingeniería, reporte de investigación, México, ESIME-IPN. <http://funes.uniandes.edu.co/6243/1/CamarenaLamatem%C3%A1ticaALME2003.pdf>
- Carrothers, T.J., Wolff, S.K., Tuomisto, J., Levy, J.I., Graham, J.D. & Evans, J.S. (2002). Assessing the Economic Value of Further Research about Fine Particle Air Pollution: Model Framework and Preliminary Findings. *Environmental Health Perspectives*.
- Castañé, P.M., Topalián M.L., Cordero, R.R., Salibián, A. (2003). Influencia de la especiación de los metales pesados en el medio acuático como determinante de su toxicidad. *Rev Toxicol*; (20), 8–13.
- Chevallard, Y., Bosch, M. & Gascón, J. (1997). Estudiar matemáticas. El eslabón perdido entre la enseñanza y el aprendizaje, Barcelona, ICE/Horsori.
- Cordy, P., Veiga, M., Salih, I., Al-Saadi, S., Console, S., Garcia, O. & *et al.* (2011). Mercury contamination from artisanal gold mining in Antioquia, Colombia: The world's highest per capita mercury pollution. *Science of the Total Environment*; 410–411, 154–160.
- Corporación Nacional del Cobre de Chile: CODELCO. (2006). Procedimientos para identificar aspectos ambientales y evaluar el riesgo de sus impactos. Directriz

- Corporativa. Santiago. Chile.
https://www.codelco.com/flipbook/reporte_sustentabilidad/2006/pdf/reporte.pdf
- Cortés, R.J.J & Aganis, J.M.L. (2012). Aplicación inversa del método de Krylov para obtener una matriz de orden tres. *Revista Ingeniería Investigación y Tecnología*; 23(2), 169–174. <http://www.scielo.org.mx/pdf>
- Crane, M., Boxall, A.B.A. & Barrett, K. (2009). Veterinary Medicines in the environment. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC). Pensacola, Florida. Pp. 196.
- Darbra, R.M., Eljarrat, E. & Barceló, D. (2008). How to measure uncertainties in environmental risk assessment. *Trends in Analytical Chemistry*; 27, 377–385.
- Decreto No. 32327-S. Reglamento para la Calidad del Agua Potable - República de Costa Rica. (2005). <http://extwprlegs1.fao.org/docs/pdf/cos73577.pdf>
- 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. <http://dx.doi.org/10.1016/j.asr.2016.03.011> 0273-1177
- Díaz, A.F.A. (2014). Mercurio en la minería del oro: impacto en las fuentes hídricas destinadas para consumo humano. *Rev salud pública*; 16(6), 947–957. <http://www.scielo.org.co/pdf/rsap/v16n6/v16n6a12.pdf>
- Doering, C.I. & Lopes, O.A. (2005). Equações Diferenciais Ordinárias. Capítulo: 4.7. Editorial IMPA. 421p. http://www.impa.br/opencms/pt/publicacoes/colecao_matematica_universitaria/livroequacoes_diferenciais_ordinarias/livro_equacoes_diferenciais_ordinarias_autor
- Domenech, X. & Peral, J. (2006). Química ambiental de sistemas terrestres. Departamento de Química, Universitat Autònoma de Barcelona. Editorial Reverté, S.A. Pp. 98.
- Duarte, R.; Sánchez-Chóliz, 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.
- Elder, F.J. (1988). Metal biogeochemistry in surface-water systems. A review de principles and concepts. U. S. Geological Survey Circular 1013, U.S.A.
- Environmental Agency Protection: EPA. (1997). Ecological risk assessment guidance for superfund.
- European Communities: CE. (2003). Technical Guidance Document on Risk Assessment. European Chemicals Bureau. TGD Part II. European Commission Joint Research Centre. EUR 20418 EN/2. Pp. 328.
- Evans. J.S. (2002). Introduction to Risk Analysis (slides). Second Course on Air Quality Management (MIT-CAM).
- 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.
- Fernández, G.M. (2010–2011). Ampliación de ecuaciones diferenciales. Capítulo 4: Soluciones periódicas en sistemas autónomos planos, 4.2 teorema del flujo tubular; 67–71. <http://matematicas.unex.es/~ghierro/aed-2010-11/aediferenciales.pdf>
- Figueruelo, J. & Dávila, M. (2004). Química física del ambiente y de los procesos medioambientales. España: *Reverté*, S.A., 570.
- Frey, H.C. (1992). Quantitative analysis of uncertainty and variability in environmental policy making. AAAS/EPA Environmental Science and Engineering Fellow. Pittsburgh. Pp. 68.
- Gallardo, M.D., Bruguera, A.N., Díaz, D.J.A. & Cabrera, D. (2015). Impacto provocado por la minería en la zona de Santa Lucía: evaluación físico-química. *Minería y Geología*; 31(4), 100–120. <http://www.redalyc.org/pdf/2235/223543341007.pdf>
- Gallardo, M.D., Cabrera, D.I., Bruguera, A.N. & Madrazo, E.F. (2013). Evaluación de impactos ambientales provocados por la actividad minera en la localidad de Santa Lucía, Pinar del Río. *Revista Avances*; 15(1), 94–108.

http://www.ciget.pinar.cu/Revista/No.2013-1/articulos/impactos_ambientales_mineria.pdf

- García, A. (2007). Teoría de ecuaciones diferenciales ordinarias. Universidad Autónoma Metropolitana (UAM), Unidad Iztapalapa – México. Capítulo 1: Primeros ejemplos y definiciones, 1.2 Definición de una ecuación diferencial; 3–11. <http://mat.izt.uam.mx/mat/documentos/>
- García, F.J., Gascón, L.J., Ruiz H. & Bosch, M. (2007). Mathematical modelling as a tool for the connection of school mathematics. *Zentralblatt für Didaktik der Mathematik*; (38), 226–246.
- Ghasemi, S., Siavash, M.S., Rahimi, A., Damalas, C.A. & Najj, A. (2017). Ecological risk assessment of coastal ecosystems: the case of mangrove forests in Hormozgan Province, Iran. *Chemosphere*; 1–37. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.047>
- Giulio, R.T. & Hinton, D.E. (2008). *The Toxicology of Fishes*. CRC press, Taylor and Francis Group, Boca Raton. ISBN 9780415248686
- González, B.M. (2001). Conjugación topológica de difeomorfismos. *Revista PESQUIMAT*; 4(1), 13–29. <http://sisbib.unmsm.edu.pe/bibvirtualdata/>
- 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.
- Guitart, R. & Vernon, T. (2005). *Revista Española de Salud Pública*; 79(6), 621–632. <http://www.redalyc.org/pdf/170/17079602.pdf>
- Gupta, H.V., Sorooshian, S. & Yapo, P.O. (1999). Status of automatic calibration for hydrologic models: Comparison with multilevel expert calibration. *J. Hydrologic Eng*; 4(2), 135–143.
- Haines, C. & Crouch, R. (2005). Getting to grips with real world contexts: developing research in mathematical modeling”, papers presented at WG13 in the 4th Congress of the European Society for Research in Mathematics Education, Sant Feliu de Guíxols.

- He, J., Chu, A., Ryan, M.C., Valeo, C. & Zaitlin, B. (2011). Abiotic Influences on Dissolved Oxygen in a Riverine Environment. *Ecological Engineering*; 37(11), 1804–1814. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.06.022>
- 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.
- 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. <https://doi.org/10.1002/ieam.69>
- 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.
- Hou, D., He, J., Lü, C., Ren, L., Fan, Q., Wang, J. & Xie, Z. (2013). Distribution characteristics and potential ecological risk assessment of heavy metals (Cu, Pb, Zn, Cd) in water and sediments from Lake Dalinouer, China. *Ecotoxicol Environ Saf*; 93, 135–144. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.03.012>
- Huntington, G. (2006). Evidence for intensification of the global water cycle: review and synthesis. *Journal of Hydrology*; 319, 83–95.
- Iannacone, J.O., Alvarino, F.L., Valle, R.V., Ymaña, B., Argota, G. *et al.*, (2016). Toxicidad de agentes antiparasitarios, antimicrobianos e insecticidas sobre larvas del camarón salino *Artemia franciscana* (Crustacea: Artemiidae). *Revista de Toxicología*; 33, 31–38.
- International Organization for Standardization: ISO. (1980). Water Quality. Sampling. Part 1: Guidance on the Design of Sampling Programmes. ISO 5667-1.

- International Organization for Standardization: ISO. (1991). Water Quality. Sampling. Part 2: Guidance on Sampling Techniques. ISO 5667-2.
- International Organization for Standardization: ISO. (1994). Water Quality. Sampling. Part 3: Guidance on the Preservation and Handling of Samples. ISO 5667-3.
- International Organization for Standardization: ISO. (2009). ISO 31000. Risk management Principles and guidelines.
- Islam, A., Sikka, A.K., Saha, B. & Singh, A. (2012). Streamflow response to climate change in the Brahmani River Basin, India. *Water Resources Management*; 26, 1409–1424.
- Israeli, G. (1996). La mathématisation du réel. Essai sur la modelisation mathématique, Paris, Editions du SEUIL. Pp. 366.
- 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.
- Kogevinas, M. & Janer, G. (2000). Dioxinas y Salud. *Medicina Clínica* (Barcelona); 115, 740–748.
- La Rotta, L.A.M. & Torres, T.M.H. (2017). Explotación minera y sus impactos ambientales y en salud. El caso de Potosí en Bogotá. *SAÚDE DEBATE*; 41(112) 77–91.
- Lages, L.E. (2004). Análise real. Volumen 2. Capítulo: 6.1. Editorial IMPA. 202p. <http://www.estantevirtual.com.br/dasraizes>
- Lages, L.E. (2006). Curso de análise. Volumen 2. Capítulo: 5.8. Editorial IMPA. 547p. <http://www.estantevirtual.com.br/livrariadourados/>
- 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. <http://maxwellsci.com/print/ajfst/63-65.pdf>
- Lehrer, R. & Schauble, L. (2000). The development of model-based reasoning. *Journal of Applied Developmental Psychology*, 21(1), 39–48.

- Lentech. (2013). Propiedades químicas del plomo. Efectos del plomo sobre la salud. Efectos ambientales del plomo. www.lenntech.es/periodica/elementos/pb.htm
- Lesh, R. & Doerr, H.M. (2003). Foundations of a models and modeling perspective on mathematics teaching, learning and problem solving, En: R. Lesh y H. Doerr (eds.) Beyond constructivism: models and modeling perspectives on mathematics problem solving, learning and teaching, Mahawah, NJ, USA, Lawrence Erlbaum Associates. http://blog.ncue.edu.tw/sys/lib/read_attach.php?id=3934
- Lesh, R. & English, L. (2005). Trends in the evolution of the Models and Modeling perspectives on mathematical learning and problem solving. *ZDM, the International Journal on Mathematics Education*, 37(6), 487–489.
- Lesh, R.L. & Sriraman, B. (2005). Mathematics education as design science. *Zentralblatt für Didaktik der Mathematik*, 37(6), 490–505.
- Madeira, D., Narciso, L., Cabral, H.N., Vinagre, C. & Diniz, M.S. (2013). Comparative Biochemistry and Physiology, Part A Influence of temperature in thermal and oxidative stress responses in estuarine fish. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part A*; 166(2), 237–243. <https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2013.06.008>
- Maltby, L. (2013). Ecosystem services and the protection, restoration and management of ecosystems exposed to chemical stressors. *Environ Toxicol Chem*; 32, 974–983. <https://doi.org/10.1002/etc.2212>
- Mancera, R.J., Álvarez, L.R. (2006). Estado del conocimiento de las concentraciones de mercurio y otros metales pesados en peces dulceacuícolas de Colombia. *Acta Biológica Colombiana*; 11(1), 3–23.
- Mancera, R.N.J. & Álvarez, L.R. (2006). Estado del conocimiento de las concentraciones de mercurio y otros metales pesados en peces dulceacuícolas de Colombia. *Acta Biológica Colombiana*; 11(1), 3–23. <http://www.scielo.org.co/pdf/abc/v11n1/v11n1a01.pdf>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.prevetmed.2014.01.013>
- Medina M. & Encina, F. (2003). Incorporación de la evaluación de riesgo ecológico en el sistema de evaluación de impacto ambiental para ecosistemas acuáticos en Chile. *Revista Ambiente y Desarrollo (Chile)*; 19, 19–26.
- Mena, P.D.I. (2009). Análisis de impactos del cambio climático en la cuenca andina del río Teno, usando el modelo WEAP. Tesis. Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas, Departamento de Ingeniería Civil. Santiago de Chile.
- Merrington, G., Peters, A., Whitehouse, P., Clarke, R. & Merckel, D. (2017). Delivering environmental benefit from the use of environmental quality standards: why we need to focus on implementation. *Environ Sci Pollut Res*; 1–7. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9032-3>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.oceaneng.2017.11.032>
- 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.
- Ministerio de Educación Nacional: MEN. (1998). Lineamientos Curriculares: Matemáticas. Bogotá: Magisterio. http://www.mineducacion.gov.co/1759/articles-339975_matematicas.pdf
- Moerman, A., Blokker, M. Vreeburg J., van der, J.P. & Hoek, J. (2014). Drinking water temperature modelling in domestic systems. *Procedia Eng*; 89, 143–150. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2014.11.170>
- Moldan, B. & Hak, T. (2012). How to understand and measure environmental sustainability and targets. *Ecological Indicators*; 17, 4–13.

- 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.
- Moreno, R.M. (2011). Ecuaciones diferenciales en R^2 . Centro de Investigación en Matemáticas, A.C. Capítulo: 3. Puntos singulares y regulares, 3.2. Puntos regulares y rectificación del flujo; 19–21. <http://www.cimat.mx/~mmoreno/notes/EDD2.pdf>
- Morgan, M., Henrion, M. (1990). *Uncertainty: A Guide to Dealing with Uncertainty in Quantitative Risk and Policy Analysis*. Cambridge University Press, NY.
- Moriasi D.N., Arnold, J.G.M., Van Liew, M.W., Bingner, R.L., Harmel, R.D., Veith, T.L. (2007). Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*; 50(3), 885–900.
- 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. <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/1365-2664.12482>
- 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.
- Nash J.E. & Sutcliffe J.V. 1970. River flow forecasting through conceptual models: Part 1. A discussion of principles. *J. Hydrology*; 10(3), 282–290.
- NDECI. (2006). Manual básico para la estimación del riesgo. DINAPRE – Dirección Nacional de Prevención/UUER – Unidad de Estudios y Evaluación de Riesgos. Lima, Perú. <https://es.scribd.com/document/218935405/Manual-Basico-Estimacion-Riesgo>
- Norberg, G.F. (2009). Historical perspective on cadmium toxicology. *Toxicol Appl Pharmacol*; 238(3), 192–200. <https://doi.org/10.1016/j.taap.2009.03.015>
- Nordberg, M., Templeton, D.M., Andersen, O., Duffus, J.H. (2009). Glossary of terms used in ecotoxicology (IUPAC Recommendations). *Pure Appl Chem*; 81(5), 829–970.
- Odum, E. (1984). *Ecología*. Nueva Editorial Interamericana. México. Ed. Edición. p 639.

- 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.
- Organización Europea para la Cooperación y el Desarrollo: OECD. (2001). Policies to enhance sustainable development. Paris.
- Organization for Economic Cooperation and Development: OECD. (2008). OECD Environment Outlook to 2030. Paris: Organisation for Economic Cooperation and Development.
- Osorio, V., Proia, L., Ricart, M., Pérez, S., Ginebreda, A. & *et al.* (2014). Hydrological variation modulates pharmaceutical levels and biofilm responses in a Mediterranean river. *Sci Total Environ*; 472, 1052–1061. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.11.069>
- Palis Jr, W.J. (1978). Introdução aos sistemas dinámicos. Capítulo: 1.4. 2.1. Editorial. Projeto Euclides. Pp 296. http://www.impa.br/opencms/pt/biblioteca/cbm/10CBM/10_CBM_75_08.pdf
- Parkhurst, B. (1995). Risk management methods. Water Environment and Technology. Washington, DC: Water Environment
- 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. <https://doi.org/10.1021/acs.chemrestox.5b00388>
- Pérez, O.M.M. & Betancur, V.A. (2016). Impactos ocasionados por el desarrollo de la actividad minera al entorno natural y situación actual de Colombia. *Sociedad y Ambiente*; 10, 95–112. <http://www.redalyc.org/pdf/4557/455746534005.pdf>

- 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. <https://doi.org/10.1111/ele.12443>
- 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.
- Poff N.L., Richter B.D., Arthington, A.H., Bunn, S.E., Naiman, R.J. & *et al.* (2010). The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): a new framework for developing regional environmental flow standards. *Freshwater Biology*, 55(1), 147–170.
- Prieto, G. (1998). Geochemistry of heavy metals derived from goldbearing sulphide minerals in the Marmato District (Colombia). *J Geochem Explot*; 64, 215–222.
- 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. <http://www.redalyc.org/pdf/494/49422779001.pdf>
- 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.
- Rao, S., Chirkov V., Dentener F., Van Dingenen R., Pachauri S., Purohit P. & *et al.* (2012). Environmental modeling and methods for estimation of the global health Impacts of air pollution. *Environmental Modeling & Assessment*; 17, 613–622.
- Repetto, M. & Sanz, Pilar. (1995). Fundamentos de ecotoxicología. *En: Toxicología Avanzada*. Editorial Días de Santos, Madrid. 192–195.
- Resources for the Future: RFF y American Chemical Society: ACS. (1998). Understanding Risk Analysis. Recuperado de http://www.rff.org/misc_docs/risk_book.htm
- Resources for the Future: RFF y American Chemical Society: ACS. (1998). Understanding Risk Analysis. Recuperado de http://www.rff.org/misc_docs/risk_book.htm

- Ricart, M., Guasch, H., Barcelo, D., Brix, R., Conceicao, M.H. & *et al.* (2010). Primary and complex stressors in polluted Mediterranean rivers: pesticide effects on biological communities. *J Hydrol*; 383(1–2), 52–61. <https://www.researchgate.net/deref/http%3A%2F%2Fdx.doi.org%2F10.1016%2Fj.jhydrol.2009.08.014>
- Richter, B.D., Mathews, R., Harrison, D.L. & Wigington, R. (2003). Ecologically sustainable water management: managing river flows for ecological integrity. *Ecological Applications*; 13, 206–224.
- Riđanović, L., Riđanović, S., Jurica, D., & Spasojević, P. (2010). Evaluation of water temperature and dissolved oxygen regimes in river Neretva, 1-10. Ohrid, Republic of Macedonia: BALWOIS. https://www.researchgate.net/publication/266880534_Evaluation_of_Water_Temperature_and_Dissolved_Oxygen_Regimes_in_River_Neretva
- Riley, A.J. & Dodds, W.K. (2013). Whole-Stream Metabolism: Strategies for Measuring and Modeling Diel Trends of Dissolved Oxygen. *Freshwater Science*; 32(1), 56–69. <https://doi.org/10.1899/12-058.1>
- Saghafian, B., Sima, S., Sadeghi, S. & Jeiran, F. (2012). Applications of unit response approach for spatial prioritization of runoff and sediment sources. *Agricultural Water Management*; 109, 36–45.
- Salas, F.B. (2010). Estudio de los niveles de contaminación por metales pesados en la zona de Ananea de la cuenca del río Ramis. Universidad Nacional del Altiplano, Puno. Perú.
- Saldarriaga, A., Villegas, C. & Arango, S. (2013). The public good dilemma of a non-renewable common resource: A look at the facts of artisanal gold mining. *Resources Policy*; 38(2), 224–232.
- Sarver, E.A. (2010). Insights into Non-uniform Copper and Brass Corrosion in Potable Water Systems Virginia Polytechnic Institute and State University. <http://hdl.handle.net/10919/29474>

- Schminder, J. & Gårdhagen, R. (2018). A generic simulation model for prediction of thermal conditions and human performance in cockpits. *Building and Environment*; <https://doi.10.1016/j.buildenv.2018.06.055>
- Schwarz, J. & Mathijs, E. (2017). Globalization and the sustainable exploitation of scarce groundwater in coastal Peru. *Journal of Cleaner Production*; 1-28. <https://doi.10.1016/j.jclepro.2017.01.067>
- Secretaría General de la Comunidad Andina: SGCA. (2011). Ministerio del Ambiente (Ecuador) / Proyecto de Adaptación al Impacto del Retroceso Acelerado de Glaciares en los Andes Tropicales (PRAA), Fondo para la Protección del Agua (FONAG). Estudio sobre Caudales Ecológicos. Quito, EC. p 62.
- SEI: Stockholm Environment Institute. (2007). WEAP (Weater Evaluation and Planning System) User Guide for WEAP 21. Curtis Avenue Somerville, MA. USA.
- 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.
- Shaw, I.C. & Chadwich, J. (1998). *Principles of Environmental Toxicology*. Taylor & Francis, Ltd, London, Pp. 216.
- Shields, F. D.Jr. & Knight, S.S. (2012). Significance of Riverine Hypoxia for Fish: The Case of the Big Sunflower River, Mississippi. *Journal of the American Water Resources Association*; 48(1), 170–186. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2011.00606.x>
- Shortle, J. (2013). Economic and Environmental markets: Lessons from Water-quality trading. *Agricultural and Resource Economics Review*, 42, 57–74.
- Showanek, D., Fox K., Holt M., Schroeder F.R., Koch V. & *et al.* (2001). Beyond risk: an ecological paradigm to prevent global chemical pollution. *International Journal of Occupational and Environmental Health*, (6), 318–330.
- Sierra, R.C.A. (2011). *Calidad del agua. Evaluación y diagnóstico*. Universidad de Medellín. Ediciones de la U. Medellín. Colombia; Pp 457.

- Silveira, S.C.L., Oliveira, & Filho, E.C. (2013). Principios de toxicología ambiental. Ed. Interciência. Rio de Janeiro. 216 p.
- Sotomayor, T.J. (1979). Licoes de equacoes diferenciais ordinarias. Capítulo: 6.4.8 Editorial Projeto Euclides. 327p.
<https://es.scribd.com/document/219192941/Licoes-de-Equacoes-Diferenciais-Ordin>
- Spahn, S.A. & Sherry, T.W. (1999). Cadmium and lead exposure associated with reduced growth rates, poorer fledging success of little blue heron chicks (*Egretta caerulea*) in south Louisiana Wetlands. *Arch Environ Contam Toxicol*, (37), 377–384.
- Tharme, R.E. (2003). A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. *River Research and Applications*; 19, 397–441.
- Tyagi, S., Sharma, B., Singh, P. & Dobhal, R. (2013). Water quality assessment in terms of water quality index. *American Journal of Water Resources*; 1, 34-38.
<http://pubs.sciepub.com/ajwr/1/3/3/>
- Uhl, W. & Schaule, G. (2004). Establishment of HPC (R2A) for regrowth control in non-chlorinated distribution systems. *Int. J. Food Microbiol*; 92(3), 317–325.
<https://doi.org/10.1016/j.ijfoodmicro.2003.08.010>
- 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.
- Väänänen, K., Kauppila, T., Mäkinen, J., Leppänen, M.T., Lyytikäinen, M. & Akkanen, J. (2016). Ecological risk assessment of boreal sediments affected by metal mining: metal geochemistry, seasonality, and comparison of several risk assessment methods. *Integr. Environ Assess Manag*; 12(4), 759–771.
<https://doi.org/10.1002/ieam.1751>
- Vanrolleghem, P., Young, A., Morris, G., Gandolfi, C. & Feijtel, T.C. (2001). GREAT-ER: a new tool for management and risk assessment of chemicals in river basins. Contribution to GREAT-ER # 10. *Water Science and Technology*; (43), 179–185.

- 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.
- Veza P., Parasiewicz P., Rosso M. & Comoglio C. (2011). Defining minimum environmental flows at region scale: Application of mesoscale habitat models and catchments classification. *River Research and Applications*.
- Vitoria, I., Marever, F., Sánchez, V.F., Armijo, F. (2015). Contenido en nitratos de aguas de consumo público españolas. *Gaceta Sanitaria*; 29(3), 217-220. <https://dx.doi.org/10.1016/j.gaceta.2014.12.007>
- Volk, M., Hirschfeld, J., Dehnhardt, A., Schmidt, G., Bohn, C. *et al.* (2008). Integrated ecological-economic modelling of water pollution abatement management options in the Upper Ems river Basin. *Ecological Economics*; 66, 66–76.
- 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.
- 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.
- Wehmeyer, L.L. & Wagner, C.R. (2011). Relation between Flows and Dissolved Oxygen in the Roanoke River between Roanoke Rapids Dam and Jamesville, North Carolina, 2005- 2009 (pp. 2011-5040). Reston, USA: U.S. Geological Survey.
- Welderufael, W.A., Woyessa, Y.E. & Edossa D.C. (2013). Impact of rainwater harvesting on water resources of the modder river basin, central region of South Africa. *Agricultural Water Management*; 116, 218–227.
- World Bank: WB. (1998). Comparative Risk Assessment. Pollution Prevention and Abatement Handbook.
- World Health Organization: WHO. (2003). Right to Water. Health and Human Rights Publications Series: 3. Switzerland.

- Yanagimoto, A. (2003). Environmental Problems and Mathematical Modelling. 1–8.
<https://doi.org/10.1533/9780857099549.2.53>
- Zbiek, R.M. & Conner, A. (2006). Beyond motivation: exploring mathematical modeling as a context for deepening students' understandings of curricular mathematics, *Ed. Stud. Math*; 63(1), 89–112.
- Zbiek, R.M. & Conner, A. (2006). Beyond motivation: exploring mathematical modeling as a context for deepening students' understandings of curricular mathematics, *Ed. Stud. Math*; 63(1), 89–112.
- Zhao, H., Zhang, J., James, R.T. & Laing, J. (2012). Application of MIKE SHE/MIKE 11 Model to structural BMPs in S191 Basin Florida. *Journal of environmental informatics*; 19(1), 10–19.
- Zlatanovic, L., Moerman, A., van der, J.P., Hoek, J., Vreeburg, J. & Blokker, M. (2017). Development and validation of a drinking water temperature model in domestic drinking water supply systems. *Urban Water J*; 1–7. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2017.1325501>



ANEXOS

Anexo 1. Muestreo de agua en el ecosistema Ramis, cuenca Hidrográfica Titicaca.



Figura 14. Preparación del muestreo / agua



Figura 15. Muestreo / agua



Figura 16. Frascos plásticos / conservación de muestras / agua

Anexo 2. Informe de ensayos de laboratorios: Geominera Oriente y Analíticos del Sur.



INFORME TÉCNICO OFICIAL N° 017-2016/fp

Nombre del cliente : Centro de Investigaciones Avanzadas "AMTAWI"
 Dirección : Jr. Paz Soldán 123, Puno
 Solicitado por : Henry Edgardo Nina Mendoza. Estudiante del Programa de Doctorado en Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente. Escuela de Posgrado - Universidad Nacional del Altiplano
 Proyecto : Tesis de Doctorado
 Muestreo por : Centro de Investigaciones Avanzadas "AMTAWI"
 Muestra : 3
 Tipo de muestra : agua de río
 Fecha de recepción : 15 de febrero de 2016
 Fecha de ensayo : 16 de febrero de 2016
 Fecha de emisión : 22 de febrero de 2016

* Las muestras se recibieron en condiciones óptimas de conservación analítica

I. Resultados analíticos

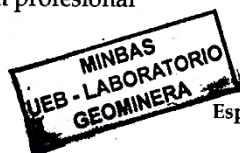
		Parámetros						
		pH	OD	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	Pb total	PbCl ₂	PbNO ₃
Código del cliente	Ar 1	3,2	3,3	2,13	1,7	1,86±0,56	0,012±0,02	0,007±0,03
Código del cliente	Ar 2	3,9	4,2	2,88	2,5	1,23±0,42	0,018±0,07	0,008±0,04
Código del cliente	Ar 3	5,8	4,6	5,45	3,2	0,98±0,27	0,022±0,05	0,011±0,05

II. Métodos y referencias

Tipo de ensayo	Norma de referencia	Nomenclatura
<i>Físico-químico</i>		
pH	EPA Method 150.1, ed. 1982	pH in Water by Electrometric Method. Official Name: pH, Electrometric Method
Oxígeno disuelto	SM 4500-O C, 23 ed. 2017	Azide modification
Cloruro	Methd 4500 Cl-B, ed. 1995	Argentometric method
nitrate	SM 4500 NO ₃ ⁻ E, 23 ed. 2017	Cadmium rediction method
ICP-AES		
Plomo	EPA Method 200.7, rev 4.4, 1994; EPA Method 3050-B, rev 02, 1996	Determination of metals trace elements in water by inductively couple plasma-atomic emission spectrometry

III. Observación

Los resultados fueron realizados mediante análisis de cortesía como colaboración a la formación profesional



Humberto Argota Coello
 Especialista Superior - Análisis Instrumental

Avenida de los Libertadores 406. Reparto Fomento. Teléfono +0053(22) 656762 1 de 1



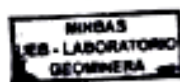
INFORME TÉCNICO OFICIAL N° 017-2016/fp

Réplicas analíticas de los parámetros físico-químicos

Estación	T	pH	OD	Cl	NO _x
1	11,27	3,12	3,25	2,12	1,62
	11,36	3,28	3,33	2,13	1,71
	11,42	3,31	3,42	2,15	1,83
2	12,51	3,82	4,12	2,87	2,44
	12,62	3,92	4,21	2,88	2,52
	12,73	4,07	4,32	2,89	2,62
3	12,84	5,72	4,52	5,44	3,15
	12,91	5,82	4,63	5,45	3,27
	13,08	5,91	4,72	5,47	3,34

Réplicas analíticas de las concentraciones / plomo

Estación	Pb	PbCl ₂	PbNO ₃
1	1,854	0,011	0,008
	1,862	0,012	0,007
	1,871	0,012	0,008
2	1,224	0,019	0,007
	1,231	0,018	0,008
	1,241	0,017	0,008
3	0,991	0,021	0,011
	0,988	0,022	0,010
	0,976	0,023	0,012

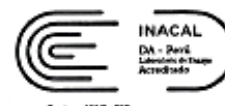


[Handwritten Signature]
 Humberto Puyota Cuello
 Especialista Superior - Análisis Instrumental



Laboratorios Analíticos del Sur

LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR LA DIRECCIÓN DE ACREDITACIÓN DEL INACAL CON REGISTRO N° LE-050



Registro N° LE - 050

INFORME DE ENSAYO LAS-AC-17-00706

Pág: 1/4

Hoja de datos

Señores: HENRY EDGARDO NINA MENDOZA
 Dirección: AV. EJERCITO 365 PUNO
 Atención: HENRY EDGARDO NINA MENDOZA
 Proyecto: MODELACION TOXICOLÓGICA PARA LA PREDICCIÓN DE RIESGO AMBIENTAL POR EXPOSICIÓN BIODISPONIBLE AL PLOMO EN EL ECOSISTEMA RAMIS-CUENCA HIDROGRÁFICA TITICACA PUNO
 Nro de muestras: 9
 Muestra realizada por: Cliente: HERBERT PARI NEIRA
 Registro de muestra: 177-17
 Procedimiento Aplicado: Muestrado por cliente
 Fecha de recepción: 23/05/2017
 Fecha de ensayo: 23/05/2017
 Fecha de emisión: 26/05/2017
 Condiciones de recepción de la muestra: Muestras debidamente conservadas
 Observaciones: Datos proporcionados por el cliente

Método de ensayo aplicado

802 EPA 200.7 Determinación de metales y elementos traza en agua y aguas residuales por ICP-OES, Revisión 4.4. (MÉTODO DE ENSAYO ACREDITADO)

Cod Int. #	Nombre de muestra	Matriz de la muestra	Lugar de muestreo	Punto de muestreo y/o coordenadas Coordenadas UTM Este / Norte	Fecha de inicio de muestreo	Hora de inicio de muestreo
AG17000590	RIO RAMIS A 100 METROS RIO ARRIBA DEL PUENTE RAMIS	Agua Natural - Superficial - Agua de Río	DIST. TARACO / PROV. HUANCANE / PUNO	0406093 / 8313474	21/05/17	09:18 a.m.
AG17000591	LAGUNA LUNAR DE ORO	Agua Natural - Superficial - Agua de Río	DIST. ANANEA / PROV. SAN ANTONIO DE PUTINA / PUNO	S14,67038° / W069,50392°	21/05/17	01:17 p.m.
AG17000592	AFLUENTE RIO RAMIS - PUENTE BAYTADOCHA	Agua Natural - Superficial - Agua de Río	DIST. CRUCERO / PROV. AZANGARO / PUNO	S14,511772° / W069,691173°	21/05/17	02:35 p.m.
AG17000593	AFLUENTE RIO RAMIS - PUENTE HUAJCHANI	Agua Natural - Superficial - Agua de Río	COM. HUAJCHANI / DIST. CRUCERO / PROV. AZANGARO / PUNO	S14,47431° / W069,75305°	21/05/17	03:00 p.m.
AG17000594	AFLUENTE RIO RAMIS. 25 ms ARRIBA PUENTE CAPILLA PAMPA	Agua Natural - Superficial - Agua de Río	COM. CAPILLA PAMPA / DIST. CRUCERO / PROV. AZANGARO / PUNO	S14,42530° / W069,78877°	21/05/17	03:20 p.m.
AG17000595	RIO RAMIS - 100 ms ARRIBA PUENTE CRUCERO	Agua Natural - Superficial - Agua de Río	DIST. CRUCERO / PROV. AZANGARO / PUNO	S14,36748° / W070,03027°	21/05/17	04:30 p.m.
AG17000596	RIO ANTAUTA	Agua Natural - Superficial - Agua de Río	DIST. ANTAUTA / PROV. MELGAR / PUNO	S14,33582° / W070,25693°	21/05/17	05:30 p.m.
AG17000597	RIO RAMIS	Agua Natural - Superficial - Agua de Río	DIST. SAN ANTON / PROV. AZANGARO / PUNO	14° 35' 08,9" / 70° 19' 13,7"	21/05/17	06:20 p.m.
AG17000598	RIO RAMIS	Agua Natural - Superficial - Agua de Río	DIST. AZANGARO / PROV. AZANGARO / PUNO	S14,89850° / W070,19086°	21/05/17	07:30 p.m.

[Handwritten Signature]
 Laboratorios Analíticos del Sur E.I.R.L.
 Srta. VICENTA JUREZ NEIRA
 Gerente General



Laboratorios Analíticos del Sur

LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR LA DIRECCIÓN DE ACREDITACIÓN DEL INACAL CON REGISTRO N° LE-050



Registro N° LE - 050

INFORME DE ENSAYO LAS-AC-17-00706

Hoja de resultados

26/05/2017

Pág.: 3/4

MT=metales totales

Código Interno #	Nombre de Muestra	802 Fe MT mg/L	802 K MT mg/L	802 Li MT mg/L	802 Mg MT mg/L	802 Mn MT mg/L	802 Mo MT mg/L	802 Na MT mg/L	802 Ni MT mg/L	802 P MT mg/L	802 Pb MT mg/L
AG17000590	RIO RAMIS A 100 METROS RIO ARRIBA DEL PUENTE RAMIS	0,283	3,38	0,12829	13,31	0,01330	0,00062	40,0	*<0,00051	0,0447	*<0,0026
AG17000591	LAGUNA LUNAR DE ORO	1,65	3,77	0,05907	12,96	3,0936	*<0,00038	11,9	0,36927	0,0490	*<0,0026
AG17000592	AFLUENTE RIO RAMIS: PUENTE SAYTACOCHA	26,0	4,49	0,06026	18,13	1,6003	*<0,00038	8,36	0,06632	0,6801	0,0579
AG17000593	AFLUENTE RIO RAMIS: PUENTE HUAJCHANI	*<0,016	0,636	0,01017	5,334	0,00668	*<0,00038	3,22	*<0,00051	0,0185	*<0,0026
AG17000594	AFLUENTE RIO RAMIS: 20 mts ARRIBA PUENTE CAPILLA PAMPA	0,025	0,418	0,00908	2,079	*<0,0003	*<0,00038	2,63	*<0,00051	*<0,0054	*<0,0026
AG17000595	RIO RAMIS: 100 mts ARRIBA PUENTE CRUCERO	3,90	2,17	0,03965	9,802	0,17840	*<0,00038	6,22	0,00062	0,1324	*<0,0026
AG17000596	RIO ANTALTA	0,041	3,05	0,03521	7,007	0,00832	*<0,00038	6,19	*<0,00051	0,0115	*<0,0026
AG17000597	RIO RAMIS	1,12	2,39	0,10492	11,47	0,06947	*<0,00038	8,96	*<0,00051	0,0677	*<0,0026
AG17000598	RIO RAMIS	0,295	2,96	0,10147	11,93	0,04388	*<0,00038	27,7	*<0,00051	0,0218	*<0,0026

[Handwritten Signature]
 Laboratorios Analíticos del Sur E.I.R.L.
 Sixto Vicenta Juárez Neira
 Gerente General
 Ing. Químico CIP 19474

Anexo 3. Software GECOTOX.

MODELO COMPUTACIONAL GECOTOX

MENÚ ARCHIVO

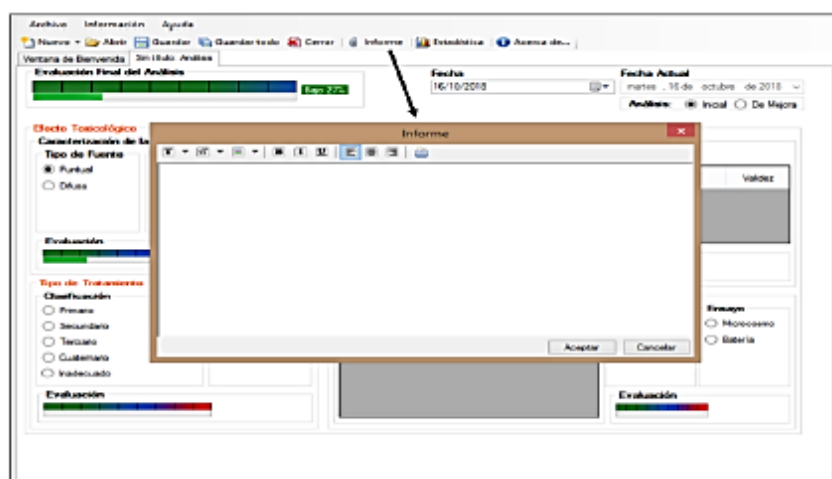
- Nuevo: permite realizar por primera vez, un análisis al residual o para el efecto ambiental



- 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 continúa de larga duración: Caracterizada por un vertimiento residual mayor a las cuatro (4) horas
 - Emisión continúa 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 superan las cuatro (4) horas
 - Intermitente de baja frecuencia: Caracterizada por un residual que la suma de los vertimientos no superan 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

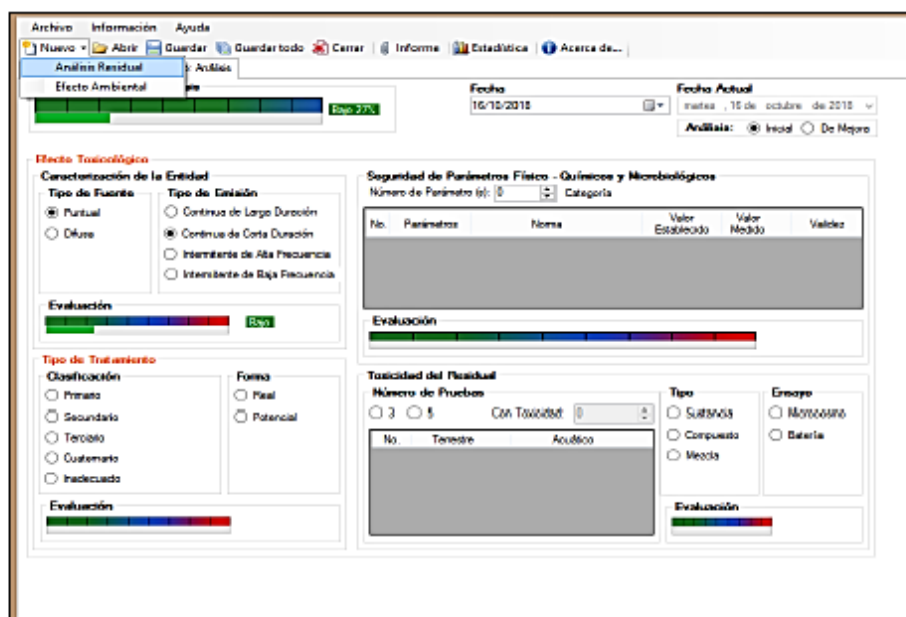
3. Menú: Toxicidad de residual

- 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



Descriptor: Efecto ambiental

1. Zona: categoría o área espacial de expresión ambiental
 - Zona de aproximación: categoría o área espacial donde las propiedades físico-químicas y microbiológicas del cuerpo receptor, presentan valores muy elevados debido a los efectos de poca dilución o interacción
 - Zona de mezcla: categoría o área espacial donde los contaminantes vertidos entran en contacto con otros contaminantes donde ocurren efectos de interacción (sinergismo, adición y/o potenciación), debido en lo fundamental a cambios relacionados con las propiedades físico-químicas y microbiológicas del cuerpo receptor
 - Zona de exposición: categoría o área espacial donde los contaminantes presentan concentraciones umbrales por encima del valor o fuera del rango permisible de la norma utilizada, denominándose contaminantes de interés (CI). En esta zona los CI presentan propiedades que les permiten acceder por diferentes vías de exposición entrar en contacto con la naturaleza biológica

Matrices ambientales: compartimentos donde se expresa el efecto (s) o impacto (s) de los CI

- | | | |
|---------------|-----------|-------------|
| A. agua | B. suelos | C. cultivos |
| D. sedimentos | E. frutos | F. biota |

2. Indicadores naturales

- Organismos que habitan en condiciones ambientales naturales y donde en ellos ocurren cambios biológicos, producto de su interacción con los CI, bajo determinadas propiedades físico-químicas y microbiológicas del cuerpo receptor.

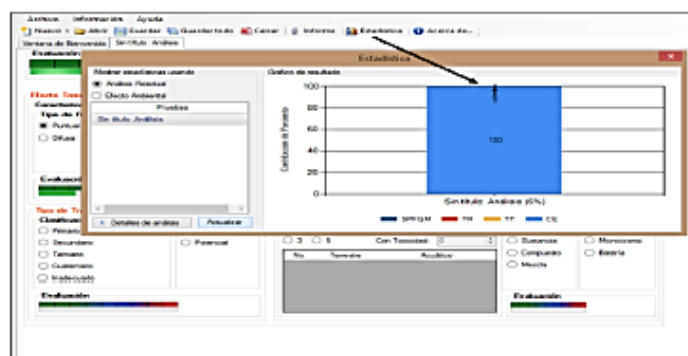
3. Magnitud del valor del daño

- Magnitud trivial: cambios o manifestaciones ajenas que no son invalidantes para la vida de los organismos.
- Magnitud leve: daños atribuibles a lesiones, trastornos o comportamientos anómalos no sistémicos.
- Magnitud moderada: daños atribuibles a lesiones, trastornos o comportamientos anómalos que conducen a una o determinadas pérdidas donde comienza a comprometerse la vida de los organismos.
- Magnitud severa: daños atribuibles a lesiones, trastornos o comportamientos anómalos que son ya invalidantes y donde comienza acortarse la vida de los organismos.
- Magnitud extrema: daños atribuibles a lesiones, trastornos o comportamientos anómalos que son incompatibles con la vida y donde existe una muerte esperada de los organismos.

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

Menú: Estadística (indica el peso de contribución de cada variable al riesgo total)



MANUAL DE USUARIO / GECOTOX

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 Gecotox para la predicción de riesgo ecotoxicológico por exposición a efectos contaminantes de fuentes ambientales y matrices receptoras. Gecotox está estructurado por dos tipos de descriptores:

I) Análisis residual de la carga contaminante tributaria

II) 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:

Él 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.

ID:	FBX10	-TCOCF	-6GBE0	-OFCBF	-0E303	Copiar
-----	-------	--------	--------	--------	--------	---------------

Código de Licencia Otorgado

Anexo 4. Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para agua.

10	NORMAS LEGALES
<p>Aprueban Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua y establecen Disposiciones Complementarias</p> <p>DECRETO SUPREMO N° 004-2017-MINAM</p> <p>EL PRESIDENTE DE LA REPÚBLICA</p> <p>CONSIDERANDO:</p> <p>Que, el numeral 22 del artículo 2 de la Constitución Política del Perú establece que toda persona tiene derecho a gozar de un ambiente equilibrado y adecuado al desarrollo de su vida;</p> <p>Que, de acuerdo a lo establecido en el artículo 3 de la Ley N° 28611, Ley General del Ambiente, en adelante la Ley, el Estado, a través de sus entidades y órganos correspondientes, diseña y aplica, entre otros, las normas que sean necesarias para garantizar el efectivo ejercicio de los derechos y el cumplimiento de las obligaciones y responsabilidades contenidas en la Ley;</p> <p>Que, el numeral 31.1 del artículo 31 de la Ley, define al Estándar de Calidad Ambiental (ECA) como la medida que establece el nivel de concentración o del grado de elementos, sustancias o parámetros físicos, químicos y biológicos, presentes en el aire, agua o suelo, en su condición de cuerpo receptor, que no representa riesgo significativo para la salud de las personas ni al ambiente; asimismo, el numeral 31.2 del artículo 31 de la Ley establece que el ECA es obligatorio en el diseño de las normas legales y las políticas públicas, así como un referente obligatorio en el diseño y aplicación de todos los instrumentos de gestión ambiental;</p> <p>Que, de acuerdo con lo establecido en el numeral 33.1 del artículo 33 de la Ley, la Autoridad Ambiental Nacional dirige el proceso de elaboración y revisión de ECA y Límites Máximos Permisibles (LMP) y, en coordinación con los sectores correspondientes, elabora o encarga las propuestas de ECA y LMP, los que serán remitidos a la Presidencia del Consejo de Ministros para su aprobación mediante Decreto Supremo;</p> <p>Que, en virtud a lo dispuesto por el numeral 33.4 del artículo 33 de la Ley, en el proceso de revisión de los parámetros de contaminación ambiental, con la finalidad de determinar nuevos niveles de calidad, se aplica el principio de gradualidad, permitiendo ajustes progresivos a dichos niveles para las actividades en curso;</p> <p>Que, de conformidad con lo establecido en el literal d) del artículo 7 del Decreto Legislativo N° 1013, Ley de Creación, Organización, y Funciones del Ministerio del Ambiente, este ministerio tiene como función específica elaborar los ECA y LMP, los cuales deberán contar con la opinión del sector correspondiente y ser aprobados mediante Decreto Supremo;</p> <p>Que, mediante Decreto Supremo N° 002-2008-MINAM se aprueban los ECA para Agua y, a través del Decreto Supremo N° 023-2009-MINAM, se aprueban las disposiciones para su aplicación;</p> <p>Que, asimismo, mediante Decreto Supremo N° 015-2015-MINAM se modifican los ECA para Agua y se establecen disposiciones complementarias para su aplicación;</p> <p>Que, mediante Resolución Ministerial N° 331-2016-MINAM se crea el Grupo de Trabajo encargado de establecer medidas para optimizar la calidad ambiental, estableciendo como una de sus funciones específicas, el analizar y proponer medidas para mejorar la calidad ambiental en el país;</p> <p>Que, en mérito del análisis técnico realizado se ha identificado la necesidad de modificar, precisar y unificar la normatividad vigente que regula los ECA para agua;</p> <p>Que, mediante Resolución Ministerial N° 072-2017-MINAM, se dispuso la prepublicación del proyecto normativo, en cumplimiento del Reglamento sobre Transparencia, Acceso a la Información Pública Ambiental y Participación y Consulta Ciudadana en Asuntos Ambientales, aprobado por Decreto Supremo N° 002-2009-MINAM, y el artículo 14 del Reglamento que establece disposiciones relativas a la publicidad,</p>	<p>publicación de Proyectos Normativos y difusión de Normas Legales de Carácter General, aprobado por Decreto Supremo N° 001-2009-JUS; en virtud de la cual se recibieron aportes y comentarios al mismo;</p> <p>De conformidad con lo dispuesto en el numeral 8 del artículo 118 de la Constitución Política del Perú, así como el numeral 3 del artículo 11 de la Ley N° 29158, Ley Orgánica del Poder Ejecutivo;</p> <p>DECRETA:</p> <p>Artículo 1.- Objeto de la norma La presente norma tiene por objeto compilar las disposiciones aprobadas mediante el Decreto Supremo N° 002-2008-MINAM, el Decreto Supremo N° 023-2009-MINAM y el Decreto Supremo N° 015-2015-MINAM, que aprueban los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua, quedando sujetos a lo establecido en el presente Decreto Supremo y el Anexo que forma parte integrante del mismo. Esta compilación normativa modifica y elimina algunos valores, parámetros, categorías y subcategorías de los ECA, y mantiene otros, que fueron aprobados por los referidos decretos supremos.</p> <p>Artículo 2.- Aprobación de los Estándares de Calidad Ambiental para Agua Apruébase los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua, que como Anexo forman parte integrante del presente Decreto Supremo.</p> <p>Artículo 3.- Categorías de los Estándares de Calidad Ambiental para Agua Para la aplicación de los ECA para Agua se debe considerar las siguientes precisiones sobre sus categorías:</p> <p>3.1 Categoría 1: Poblacional y recreacional</p> <p>a) Subcategoría A: Aguas superficiales destinadas a la producción de agua potable Entiéndase como aquellas aguas que, previo tratamiento, son destinadas para el abastecimiento de agua para consumo humano:</p> <ul style="list-style-type: none"> - A1. Aguas que pueden ser potabilizadas con desinfección Entiéndase como aquellas aguas que, por sus características de calidad, reúnen las condiciones para ser destinadas al abastecimiento de agua para consumo humano con simple desinfección, de conformidad con la normativa vigente. - A2. Aguas que pueden ser potabilizadas con tratamiento convencional Entiéndase como aquellas aguas destinadas al abastecimiento de agua para consumo humano, sometidas a un tratamiento convencional, mediante dos o más de los siguientes procesos: Coagulación, floculación, decantación, sedimentación, y/o filtración o procesos equivalentes; incluyendo su desinfección, de conformidad con la normativa vigente. - A3. Aguas que pueden ser potabilizadas con tratamiento avanzado Entiéndase como aquellas aguas destinadas al abastecimiento de agua para consumo humano, sometidas a un tratamiento convencional que incluye procesos físicos y químicos avanzados como precloración, micro filtración, ultra filtración, nanofiltración, carbón activado, ósmosis inversa o procesos equivalentes establecidos por el sector competente. <p>b) Subcategoría B: Aguas superficiales destinadas para recreación Entiéndase como aquellas aguas destinadas al uso recreativo que se ubican en zonas marino costeras o continentales. La amplitud de las zonas marino costeras es variable y comprende la franja del mar entre el límite de la tierra hasta los 500 m de la línea paralela de baja marea. La amplitud de las zonas continentales es definida por la autoridad competente:</p>

recurso hídrico al que este tributa, previo análisis de dicha Autoridad.

DISPOSICIÓN COMPLEMENTARIA DEROGATORIA

Única.- Derogación de normas referidas a Estándares de Calidad Ambiental para Agua Derógase el Decreto Supremo N° 002-2008-MINAM, el Decreto Supremo N° 023-2009-MINAM y el Decreto Supremo N° 015-2015-MINAM.

Dado en la Casa de Gobierno, en Lima, a los seis días del mes de junio del año dos mil diecisiete.

PEDRO PABLO KUCZYNSKI GODARD
Presidente de la República

JOSÉ MANUEL HERNÁNDEZ CALDERÓN
Ministro de Agricultura y Riego

ELSA GALARZA CONTRERAS
Ministra del Ambiente

GONZALO TAMAYO FLORES
Ministro de Energía y Minas

PEDRO OLAECHEA ÁLVAREZ-CALDERÓN
Ministro de la Producción

PATRICIA J. GARCÍA FUNEGRA
Ministra de Salud

EDMER TRUJILLO MORI
Ministro de Vivienda, Construcción y Saneamiento

ANEXO

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
RÍSCOS- QUÍMICOS				
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 (p)	Color verdadero Escala PtCo	15	100 (a)	**
Conductividad	(µS/cm)	1 500	1 600	**
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	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 antropogénico	Ausencia de material flotante de origen antropogénico	Ausencia de material flotante de origen antropogénico
Nitritos (NO ₂) (c)	mg/L	50	50	50
Nitritos (NO ₂) (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
Sulfitos	mg/L	250	500	**
Temperatura	°C	Δ 3	Δ 3	**
Turbiedad	UNT	5	100	**
INORGÁNICOS				
Aluminio	mg/L	0,9	5	5
Antimonio	mg/L	0,02	0,02	**
Arsénico	mg/L	0,01	0,01	0,15
Bario	mg/L	0,7	1	**
Berilio	mg/L	0,012	0,04	0,1
Boro	mg/L	2,4	2,4	2,4
Cadmio	mg/L	0,003	0,005	0,01
Cobre	mg/L	2	2	2
Cromo Total	mg/L	0,05	0,05	0,05
Hierro	mg/L	0,3	1	5
Manganeso	mg/L	0,4	0,4	0,5
Mercurio	mg/L	0,001	0,002	0,002
Molibdeno	mg/L	0,07	**	**

14 **NORMAS LEGALES** Miércoles 7 de junio de 2017 / **El Peruano**

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
Níquel	mg/L	0,07	**	**
Plomo	mg/L	0,01	0,05	0,05
Selenio	mg/L	0,04	0,04	0,05
Uranio	mg/L	0,02	0,02	0,02
Zinc	mg/L	3	5	5
ORGÁNICOS				
Hidrocarburos Totales de Petróleo (C ₈ - C ₁₀)	mg/L	0,01	0,2	1,0
Trihalometanos (e)		1,0	1,0	1,0
Bromoformo	mg/L	0,1	**	**
Cloroformo	mg/L	0,3	**	**
Dibromoclorometano	mg/L	0,1	**	**
Bromodiclorometano	mg/L	0,06	**	**
I. COMPUESTOS ORGÁNICOS VOLÁTILES				
1,1,1-Tricloroetano	mg/L	0,2	0,2	**
1,1-Dicloroetano	mg/L	0,03	**	**
1,2-Dicloroetano	mg/L	0,03	0,03	**
1,2-Diclorobenceno	mg/L	1	**	**
Hexaclorobutadieno	mg/L	0,0006	0,0006	**
Tetracloreto	mg/L	0,04	**	**
Tetracloruro de carbono	mg/L	0,004	0,004	**
Tricloroetano	mg/L	0,07	0,07	**
BTEX				
Benceno	mg/L	0,01	0,01	**
Etilbenceno	mg/L	0,3	0,3	**
Tolueno	mg/L	0,7	0,7	**
Xilenos	mg/L	0,5	0,5	**
Hidrocarburos Aromáticos				
Benzo(a)pireno	mg/L	0,0007	0,0007	**
Benzo(a)fluoranteno (B(a)F)	mg/L	0,009	0,009	**
Organoclorados				
Malatión	mg/L	0,19	0,0001	**
Organofosforados				
Aldrin + Dieldrin	mg/L	0,0003	0,0003	**
Clordano	mg/L	0,0002	0,0002	**
Didroo Difeníl Tricloroetano (DDT)	mg/L	0,001	0,001	**
Endrin	mg/L	0,0006	0,0006	**
Heptacloro + Heptacloro Epóxido	mg/L	0,00003	0,00003	**
Lindano	mg/L	0,002	0,002	**
Carbamato				
Aldicarb	mg/L	0,01	0,01	**
II. CIANOTOXINAS				
Microcistina-LR	mg/L	0,001	0,001	**
III. BIFENILOS POLICLORADOS				
Bifenilos Policlorados (PCB)	mg/L	0,0005	0,0005	**
MICROBIOLÓGICOS Y PARASITOLÓGICOS				
Coliformes Totales	NMP/100 ml	50	**	**
Coliformes Termotolerantes	NMP/100 ml	20	2 000	20 000
Formas Parasitarias	N° Organismo/L	0	**	**
<i>Escherichia coli</i>	NMP/100 ml	0	**	**
<i>Vibrio cholerae</i>	Presencia/100 ml	Ausencia	Ausencia	Ausencia
Organismos de vida libre (algas, protozoos, copépodos, rotíferos, nemátodos, en todos sus estadios evolutivos) (f)	N° Organismo/L	0	<5x10 ⁶	<5x10 ⁶

(a) 100 (para aguas claras). Sin cambio anormal (para aguas que presentan coloración natural).

(b) Después de la filtración simple.

(c) En caso las técnicas analíticas determinen la concentración en unidades de Nitratos-N (NO₃⁻-N), multiplicar el resultado por el factor 4.43 para expresarlo en las unidades de Nitratos (NO₃⁻).

(d) En el caso las técnicas analíticas determinen la concentración en unidades de Nitritos-N (NO₂-N), multiplicar el resultado por el factor 3.28 para expresarlo en unidades de Nitritos (NO₂).

(e) Para el cálculo de los Trihalometanos, se obtiene a partir de la suma de los cocientes de la concentración de cada uno de los parámetros (Bromoformo, Cloroformo, Dibromoclorometano y Bromodichlorometano), con respecto a sus estándares de calidad ambiental; que no deberán exceder el valor de 1 de acuerdo con la siguiente fórmula:

$$\frac{C_{\text{Cloroformo}}}{ECA_{\text{Cloroformo}}} + \frac{C_{\text{Dibromoclorometano}}}{ECA_{\text{Dibromoclorometano}}} + \frac{C_{\text{Bromodichlorometano}}}{ECA_{\text{Bromodichlorometano}}} + \frac{C_{\text{Bromoformo}}}{ECA_{\text{Bromoformo}}} \leq 1$$

Dónde:

C= concentración en mg/L y

ECA= Estándar de Calidad Ambiental en mg/L (Se mantiene las concentraciones del Bromoformo, cloroformo, Dibromoclorometano y Bromodichlorometano).

(f) Aquellos organismos microscópicos que se presentan en forma unicelular, en colonias, en filamentos o pluricelulares.

Δ 3: significa variación de 3 grados Celsius respecto al promedio mensual multianual del área evaluada.

Nota 1:

- El símbolo ** dentro de la tabla significa que el parámetro no aplica para esta Subcategoría.
- Los valores de los parámetros se encuentran en concentraciones totales, salvo que se indique lo contrario.

Subcategoría B: Aguas superficiales destinadas para recreación

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

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

Nota 2:

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

Categoría 2: Extracción, cultivo y otras actividades marino costeras y continentales

Parámetros	Unidad de medida	C1	C2	C3	C4
		Extracción y cultivo de moluscos, equinodermos y tunicados en aguas marino costeras	Extracción y cultivo de otras especies hidrobiológicas en aguas marino costeras	Actividades marino portuarias, industriales o de saneamiento en aguas marino costeras	Extracción y cultivo de especies hidrobiológicas en lagos o lagunas
FÍSICOS- QUÍMICOS					
Aceites y Grasas	mgL	1,0	1,0	2,0	1,0
Cianuro Wad	mgL	0,004	0,004	**	0,0052
Color (después de filtración simple) (b)	Color verdadero Escala PVCo	100 (e)	100 (a)	**	100 (a)
Materiales Flotantes de Origen Antrópogénico		Ausencia de material flotante	Ausencia de material flotante	Ausencia de material flotante	Ausencia de material flotante
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	mgL	**	10	10	10
Fósforo Total	mgL	0,062	0,062	**	0,025
Nitratos (NO ₃ ⁻) (c)	mgL	16	16	**	13
Oxígeno Disuelto (valor mínimo)	mgL	≥ 4	≥ 3	≥ 2,5	≥ 5
Potencial de Hidrógeno (pH)	Unidad de pH	7 – 8,5	6,8 – 8,5	6,8 – 8,5	6,0-9,0
Sólidos Suspendedos Totales	mgL	80	60	70	**
Sulfuros	mgL	0,05	0,05	0,05	0,05
Temperatura	°C	Δ 3	Δ 3	Δ 3	Δ 3
INORGÁNICOS					
Amoniaco Total (NH ₃)	mgL	**	**	**	(1)
Antimonio	mgL	0,64	0,64	0,64	**
Arsénico	mgL	0,05	0,05	0,05	0,1
Boro	mgL	5	5	**	0,75
Cadmio	mgL	0,01	0,01	**	0,01
Cobre	mgL	0,0031	0,05	0,05	0,2
Cromo VI	mgL	0,05	0,05	0,05	0,10
Mercurio	mgL	0,00094	0,0001	0,0018	0,00077
Niquel	mgL	0,0082	0,1	0,074	0,052
Plomo	mgL	0,0081	0,0081	0,03	0,0025
Selenio	mgL	0,071	0,071	**	0,005
Talio	mgL	**	**	**	0,0008
Zinc	mgL	0,081	0,081	0,12	1,0
ORGÁNICO					
Hidrocarburos Totales de Petróleo (fracción aromática)	mgL	0,007	0,007	0,01	**
Bifenilos Policlorados					
Bifenilos Policlorados (PCB)	mgL	0,00003	0,00003	0,00003	0,000014
ORGANOLÉPTICO					
Hidrocarburos de Petróleo	mgL	No visible	No visible	No visible	**
MICROBIOLÓGICO					
Coliformes Termotolerantes	NMP/100 ml	≤ 14 (área aprobada) (d)	≤ 30	1 000	200
	NMP/100 ml	≤ 88 (área restringida) (d)			

(a) 100 (para aguas claras). Sin cambio anormal (para aguas que presentan coloración natural).

(b) Después de la filtración simple.

(c) En caso las técnicas analíticas determinen la concentración en unidades de Nitratos-N (NO₃⁻-N), multiplicar el resultado por el factor 4.43 para expresarlo en las unidades de Nitratos (NO₃⁻).

(d) Área Aprobada: Áreas de donde se extraen o cultivan moluscos bivalvos seguros para el comercio directo y consumo, libres de contaminación fecal humana o animal, de organismos patógenos o cualquier sustancia deletérea o venenosa y potencialmente peligrosa.

Área Restringida: Áreas acuáticas impactadas por un grado de contaminación donde se extraen moluscos bivalvos seguros para consumo humano, luego de ser depurados.

Δ 3: significa variación de 3 grados Celsius respecto al promedio mensual multianual del área evaluada.

Nota 3:

- El símbolo ** dentro de la tabla significa que el parámetro no aplica para esta Subcategoría.

- Los valores de los parámetros se encuentran en concentraciones totales, salvo que se indique lo contrario.

(1) Aplicar la Tabla N° 1 sobre el estándar de calidad de concentración de Amoniaco Total en función del pH y temperatura para la protección de la vida acuática en agua dulce (mg/L de NH₃).

Tabla N° 1: Estándar de calidad de Amoníaco Total en función de pH y temperatura para la protección de la vida acuática en agua dulce (mg/L de NH₃)

Temperatura (°C)	pH							
	6	6,5	7,0	7,5	8,0	8,5	9,0	10,0
0	231	73,0	23,1	7,32	2,33	0,749	0,250	0,042
5	153	48,3	15,3	4,84	1,54	0,502	0,172	0,034
10	102	32,4	10,3	3,26	1,04	0,343	0,121	0,029
15	69,7	22,0	6,98	2,22	0,715	0,239	0,089	0,026
20	48,0	15,2	4,82	1,54	0,499	0,171	0,067	0,024
25	33,5	10,6	3,37	1,08	0,354	0,125	0,053	0,022
30	23,7	7,50	2,39	0,767	0,256	0,094	0,043	0,021

Nota:

(*)El estándar de calidad de Amoníaco total en función de pH y temperatura para la protección de la vida acuática en agua dulce, presentan una tabla de valores para rangos de pH de 6 a 10 y Temperatura de 0 a 30°C. Para comparar la temperatura y pH de las muestras de agua superficial, se deben tomar la temperatura y pH próximo superior al valor obtenido en campo, ya que la condición más extrema se da a mayor temperatura y pH. En tal sentido, no es necesario establecer rangos.

(**)En caso las técnicas analíticas determinen la concentración en unidades de Amoníaco-N (NH₃-N), multiplicar el resultado por el factor 1,22 para expresarlo en las unidades de Amoníaco (NH₃).

Categoría 3: Riego de vegetales y bebida de animales

Parámetros	Unidad de medida	D1: Riego de vegetales		D2: Bebida de animales
		Agua para riego no restringido (c)	Agua para riego restringido	Bebida de animales
FISICOS- QUÍMICOS				
Aceites y Grasas	mg/L	5		10
Bicarbonatos	mg/L	518		**
Cianuro Wad	mg/L	0,1		0,1
Cloruros	mg/L	500		**
Color (φ)	Color verdadero Escala PV Co	100 (a)		100 (a)
Conductividad	(µS/cm)	2 500		5 000
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	mg/L	15		15
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	mg/L	40		40
Detergentes (SAAM)	mg/L	0,2		0,5
Fenoles	mg/L	0,002		0,01
Fluoruros	mg/L	1		**
Nitratos (NO ₃ -N) + Nitritos (NO ₂ -N)	mg/L	100		100
Nitritos (NO ₂ -N)	mg/L	10		10
Oxígeno Disuelto (valor mínimo)	mg/L	≥ 4		≥ 5
Potencial de Hidrógeno (pH)	Unidad de pH	6,5 - 8,5		6,5 - 8,4
Sulfatos	mg/L	1 000		1 000
Temperatura	°C	Δ 3		Δ 3
INORGÁNICOS				
Aluminio	mg/L	5		5

Parámetros	Unidad de medida	D1: Riego de vegetales		D2: Bebida de animales
		Agua para riego no restringido (c)	Agua para riego restringido	Bebida de animales
Arsénico	mg/L	0,1		0,2
Bario	mg/L	0,7		**
Berilio	mg/L	0,1		0,1
Boro	mg/L	1		5
Cadmio	mg/L	0,01		0,05
Cobre	mg/L	0,2		0,5
Cobalto	mg/L	0,05		1
Cromo Total	mg/L	0,1		1
Hierro	mg/L	5		**
Litio	mg/L	2,5		2,5
Magnesio	mg/L	**		250
Manganeso	mg/L	0,2		0,2
Mercurio	mg/L	0,001		0,01
Níquel	mg/L	0,2		1
Plomo	mg/L	0,05		0,05
Selenio	mg/L	0,02		0,05
Zinc	mg/L	2		24
ORGÁNICO				
Bifenilos Policlorados				
Bifenilos Policlorados (PCB)	µg/L	0,04		0,045
PLAGUICIDAS				
Paratión	µg/L	35		35
Organoclorados				
Aldrin	µg/L	0,004		0,7
Clordano	µg/L	0,006		7
Dicloro Difenil Tricloroetano (DDT)	µg/L	0,001		30
Dieldrin	µg/L	0,5		0,5
Endosulfán	µg/L	0,01		0,01
Endrin	µg/L	0,004		0,2
Heptacloro y Heptacloro Epóxido	µg/L	0,01		0,03
Lindano	µg/L	4		4
Carbamato				
Aldicarb	µg/L	1		11
MICROBIOLÓGICOS Y PARASITOLÓGICO				
Coliformes Termotolerantes	NMP/100 ml	1 000	2 000	1 000
Escherichia coli	NMP/100 ml	1 000	**	**
Huevos de Helmintos	Huevo/L	1	1	**

(a): Para aguas claras. Sin cambio anómalo (para aguas que presentan coloración natural).

(b): Después de filtración simple.

(c): Para el riego de parques públicos, campos deportivos, áreas verdes y plantas ornamentales, sólo aplican los parámetros microbiológicos y parasitológicos del tipo de riego no restringido.

Δ 3: significa variación de 3 grados Celsius respecto al promedio mensual multianual del área evaluada.

Nota 4:

- El símbolo ** dentro de la tabla significa que el parámetro no aplica para esta Subcategoría.

- Los valores de los parámetros se encuentran en concentraciones totales, salvo que se indique lo contrario.

Categoría 4: Conservación del ambiente acuático

Parámetros	Unidad de medida	E1: Lagunas y lagos	E2: Ríos		E3: Ecosistemas costeros y marinos	
			Costa y sierra	Selva	Estuarios	Marinos
FÍSICOS- QUÍMICOS						
Aceites y Grasas (MEH)	mg/L	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0
Gianuro Libre	mg/L	0,0052	0,0052	0,0052	0,001	0,001
Color (p)	Color verdadero Escala PWCc	20 (a)	20 (a)	20 (a)	**	**
Clorofila A	mg/L	0,008	**	**	**	**
Conductividad	(µS/cm)	1 000	1 000	1 000	**	**
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	mg/L	5	10	10	15	10
Fenoles	mg/L	2,56	2,56	2,56	5,8	5,8
Fósforo total	mg/L	0,035	0,05	0,05	0,124	0,062
Nitratos (NO ₃ ⁻) (c)	mg/L	13	13	13	200	200
Amoníaco Total (NH ₃)	mg/L	(1)	(1)	(1)	(2)	(2)
Nitrógeno Total	mg/L	0,315	**	**	**	**
Oxígeno Disuelto (valor mínimo)	mg/L	≥ 5	≥ 5	≥ 5	≥ 4	≥ 4
Potencial de Hidrógeno (pH)	Unidad de pH	6,5 a 9,0	6,5 a 9,0	6,5 a 9,0	6,8 - 8,5	6,8 - 8,5
Sólidos Suspensos Totales	mg/L	≤ 25	≤ 100	≤ 400	≤ 100	≤ 30
Sulfuros	mg/L	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002
Temperatura	°C	Δ 3	Δ 3	Δ 3	Δ 2	Δ 2
INORGÁNICOS						
Antimonio	mg/L	0,64	0,64	0,64	**	**
Arsénico	mg/L	0,15	0,15	0,15	0,036	0,036
Bario	mg/L	0,7	0,7	1	1	**
Cadmio Disuelto	mg/L	0,0025	0,0025	0,0025	0,0088	0,0088
Cobre	mg/L	0,1	0,1	0,1	0,05	0,05
Cromo VI	mg/L	0,011	0,011	0,011	0,05	0,05
Mercurio	mg/L	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001
Níquel	mg/L	0,052	0,052	0,052	0,0082	0,0082
Plomo	mg/L	0,0025	0,0025	0,0025	0,0081	0,0081
Selenio	mg/L	0,005	0,005	0,005	0,071	0,071
Talio	mg/L	0,0008	0,0008	0,0008	**	**
Zinc	mg/L	0,12	0,12	0,12	0,081	0,081
ORGÁNICOS						
<u>Compuestos Orgánicos Volátiles</u>						
Hidrocarburos Totales de Petróleo	mg/L	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
Hexaclorobutadieno	mg/L	0,0006	0,0006	0,0006	0,0006	0,0006
BTEX						
Benceno	mg/L	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
<u>Hidrocarburos Aromáticos</u>						
Benzo(a)Pireno	mg/L	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001
Antraceno	mg/L	0,0004	0,0004	0,0004	0,0004	0,0004
Fluoranteno	mg/L	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
<u>Bifenilos Policlorados</u>						
Bifenilos Policlorados (PCB)	mg/L	0,000014	0,000014	0,000014	0,00003	0,00003
PLAGUICIDAS						
<u>Organofosforados</u>						
Malatión	mg/L	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001
Paratión	mg/L	0,000013	0,000013	0,000013	**	**
<u>Organoclorados</u>						
Aldrin	mg/L	0,000004	0,000004	0,000004	**	**
Clordano	mg/L	0,0000043	0,0000043	0,0000043	0,000004	0,000004
DDT (Suma de 4,4'-DDD y 4,4'-DDE)	mg/L	0,000001	0,000001	0,000001	0,000001	0,000001
Dieltín	mg/L	0,000056	0,000056	0,000056	0,0000019	0,0000019
Endosulfán	mg/L	0,000056	0,000056	0,000056	0,0000087	0,0000087
Endrín	mg/L	0,000036	0,000036	0,000036	0,0000023	0,0000023
Hepcloro	mg/L	0,0000038	0,0000038	0,0000038	0,0000036	0,0000036

Anexo 5. Mapas del ecosistema Ramis – Cuenca hidrográfica Titicaca, Puno.



Figura 17. Intercuenca Ramis y cuenca del rio Azangaro



Figura 18. Ubicación de puntos muestreados