



UNIVERSIDAD DE CUENCA
FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS
MAESTRÍA EN TOXICOLOGÍA INDUSTRIAL Y AMBIENTAL

TITULO:

**“CARACTERIZACIÓN FÍSICO-QUÍMICA, BIOLÓGICA Y ECOTOXICOLÓGICA
DEL AGUA RESIDUAL DE UN HOSPITAL DE LA CIUDAD DE CUENCA”**

**TESIS PREVIA A LA OBTENCIÓN DEL TÍTULO DE
MAGISTER EN TOXICOLOGIA INDUSTRIAL Y
AMBIENTAL**

AUTORA: BQF. MÓNICA CATALINA LEÓN LEÓN

DIRECTOR: DR. ERVELIO ELISEO OLAZÁBAL MANSO

CUENCA, ECUADOR

2015



RESUMEN

Las aguas residuales provenientes de Instituciones de Salud como el caso de Hospitales incluyen listas de compuestos que se encuentran en pequeñas concentraciones pero con un alto grado de peligrosidad, sumado a ello la presencia de bacterias, virus patogénicos, contaminantes emergentes; resultado de la recolección de residuos de laboratorio, excreción de pacientes, actividades de investigación, entre otros.

Si bien se encuentra vigentes Normas de Calidad Ambiental para descarga de efluentes, ha sido necesario realizar este Proyecto para conocer su cumplimiento y que permitan evaluar el nivel de toxicidad de las aguas residuales provenientes de uno de los Hospitales de la Ciudad de Cuenca, basada en ensayos físicos, químicos, microbiológicos y ecotoxicológicos con las especie *Lactuca sativa*, *Daphnia magna*, *Brachydanio rerio*, *Physa venustula*, y *Phaseolus vulgaris*.

Los resultados a los análisis físico-químicos del agua residual procedente del Hospital superan los límites máximos permisibles de la normativa vigente con excepción en cloruros, sulfatos, nitrógeno orgánico y amoniacal, Ca^{++} , Mg^{++} y Na^{+} ; la carga de coliformes totales y *E. coli.*, es alta en el agua residual del hospital, evidenciando una alta contaminación de la misma dentro de las instalaciones.

Las muestras del efluente fueron tóxicas para todas las especies evaluadas por lo que el cálculo de las Unidades Tóxicas Agudas Uta se realizó con los resultados de la *Daphnia magna* por ser los más altos y presentar diferencias significativas con las demás, siendo el resultado clasificado como muy tóxico.

Palabras claves: AGUA, RESIDUAL, BIOENSAYO, CONTAMINACIÓN, TOXICIDAD, HOSPITAL.



ABSTRACT

The wastewater from health institutions like the case of Hospitals include lists of compounds found in small concentrations but with a high degree of risk, coupled with the presence of bacteria, pathogenic virus, emerging contaminants; result of scavenging laboratory excretion of patients, research, among others.

Despite the existence of Environmental Quality Standards for effluent discharge, has been necessary to carry out this project to check fulfillment and to assess the level of toxicity of wastewater from one of the hospitals in the city of Cuenca, based on physical, chemical, microbiological and ecotoxicological tests with *Lactuca sativa*, *Daphnia magna*, *Brachydanio rerio*, *Physa venustula* and *Phaseolus vulgaris* species.

The results of the analysis physical and chemical wastewater Hospital exceed the maximum permissible limits of current regulations with the exception of chlorides, sulfates, organic and ammonia nitrogen, Ca ++, Mg ++ and Na +; the burden of total coliforms and E. coli, is high in the wastewater from the Hospital, showing high levels of pollutants within the facility.

The effluent samples were toxic to all species tested so the calculation of Acute Toxic Units Uta was performed with the results of the *Daphnia magna* for being the highest and present significant differences with others, be the result classified as very toxic.

Keywords: SEWAGE, TOXICOLOGICAL TESTING, POLLUTION, TOXICITY, HOSPITAL.



TABLA DE CONTENIDOS

RESUMEN	2
ABSTRACT	3
AGRADECIMIENTO	9
DEDICATORIA	10
CAPITULO I: INTRODUCCIÓN	11
CAPITULO II: REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	15
2.1 DESECHOS HOSPITALARIOS.....	15
2.2 RIESGOS.....	17
2.3 AGUAS RESIDUALES.....	25
2.4 CARACTERIZACION DE UN AGUA RESIDUAL.....	27
2.4.1 Carga máxima permitida.....	27
2.4.2 Parámetros a medir.....	29
2.5 ECOTOXICOLOGÍA.....	38
2.5.1 <i>Lactuca sativa</i>	41
2.5.2 <i>Daphnia magna</i>	44
2.5.3 <i>Brachydanio rerio</i>	45
2.5.4 <i>Physa venustula</i>	46
2.5.5 <i>Phaseolus vulgaris</i>	47



2.6 Definiciones.....	47
CAPITULO III: METODOLOGIA APLICADA.....	51
3.1 IDENTIFICACIÓN DE SITIO DE TOMA DE NUESTRA DE AGUAS RESIDUALES.....	51
3.2 TOMA DE MUESTRA EN EL SITIO SELECCIONADO.....	53
3.3 DETERMINACIÓN DE PARÁMETROS FÍSICO, QUÍMICOS, BIOLÓGICOS DE LAS AGUAS RESIDUALES EN EL LABORATORIO DE SANITARIA DE LA FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL DE LA UNIVERSIDAD DE CUENCA.....	55
3.4 SELECCIÓN DE LOS ORGANISMOS DE PRUEBA PARA LA DETERMINACIÓN DE TOXICIDAD AGUDA DE LAS AGUAS RESIDUALES.....	56
3.5 DETERMINACIÓN DE LA TOXICIDAD AGUDA EN LOS BIOMODELOS SELECCIONADOS EN EL LABORATORIO DE FISIOLÓGÍA VEGETAL DE LA UNIVERSIDAD SANTIAGO DE GUAYAQUIL.....	59
3.6 Evaluación del Impacto Ambiental a través de la estimación de Unidades de Toxicidad (UT).....	66
3.7.- Análisis Estadístico.....	69
CAPITULO IV: RESULTADOS.....	73
4.1 CARACTERIZACION DEL AGUA RESIDUAL MEDIANTE DETERMINACION DE LOS PARÁMETROS FÍSICO, QUÍMICOS, MICROBIOLÓGICOS.....	73
4.2 DETERMINACIÓN DE LOS POSIBLES EFECTOS TOXICOLÓGICOS AMBIENTALES DE LAS AGUAS RESIDUALES MEDIANTE BIOENSAYOS CON <i>Daphnia magna</i> , <i>physa venustula</i> , <i>Brachydanio rerio</i> , <i>Lactuca sativa</i> , <i>Phaseoos vulgaris</i>	85



4.3 DETERMINACION DE LOS INDICADORES DE TOXICIDAD DEL VERTIMIENTO.....	112
4.4 DETERMINACIÓN DEL INDICE DE CONTAMINACIÓN TOXICOLÓGICA ICOTOX.....	112
4.5.- PROCESAMIENTO Y ANÁLISIS DE LA INFORMACIÓN.....	113
CAPITULO V: DISCUSIÓN.....	114
CAPITULO VI: CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	127
6.1 CONCLUSIONES.....	127
6.2 RECOMENDACIONES.....	129
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	130
ANEXOS.....	138



Universidad de Cuenca.
Cláusula de derechos de Autor

Yo, Mónica Catalina León León, autora de la tesis "CARACTERIZACION FISICO-QUIMICA, BIOLÓGICA Y ECOTOXICOLÓGICA DEL AGUA RESIDUAL DE UN HOSPITAL DE LA CIUDAD DE CUENCA", reconozco y acepto el derecho de la Universidad de Cuenca, en base al Art. 5 literal c) de su Reglamento de Propiedad Intelectual, de publicar este trabajo por cualquier medio conocido o por conocer, al ser este requisito para la obtención de mi título de Magíster en Toxicología Industrial y Ambiental. El uso que la Universidad de Cuenca hiciere de este trabajo, no implicará afección alguna de mis derechos morales o patrimoniales como autor.

Cuenca, a 2 de febrero del 2015.

Mónica Catalina León León
CI. 0104500806



Universidad de Cuenca.
Cláusula de derechos de Autor

Yo, Mónica Catalina León León, autora de la tesis "CARACTERIZACIÓN FÍSICO-QUÍMICA, BIOLÓGICA Y ECOTOXICOLÓGICA DEL AGUA RESIDUAL DE UN HOSPITAL DE LA CIUDAD DE CUENCA", certifico que todas las ideas, opiniones y contenidos expuestos en la presente investigación son de exclusiva responsabilidad de su autora.

Cuenca, 2 de febrero del 2015.

Mónica Catalina León León
CI. 0104500806



AGRADECIMIENTO

Mi eterno agradecimiento al Dr. Ervelio Olazábal, quien en calidad de Tutor y asesor ha guiado con éxito al desarrollo de esta investigación. Agradezco a las autoridades de la Prestigiosa Institución donde fue realizado este trabajo, mismo que servirá como punto de inicio para la implementación de planes de mejoramiento en eliminación de aguas residuales.

Mónica Catalina León León



DEDICATORIA

A mi papito Dios

A mis padres: José y Marianita

A mi hermana: Tania

A mis amigas y compañeras.

Quienes alientan mi vida y son la razón de mi existencia y a esta noble Profesión que ejerzo pues gracias a sus conocimientos me ha permitido buscar siempre mejoras para la sociedad que me rodea.

Mónica Catalina



CAPÍTULO I: INTRODUCCION

Los residuos líquidos provenientes de la Centros de atención en salud incluyen una larga lista de componentes presentes principalmente en pequeñas concentraciones pero con un alto grado de peligrosidad. Además de los compuestos recalcitrantes y químicos, las descargas líquidas de los hospitales presentan una alta concentración de bacterias y virus patogénicos.

Los hospitales son considerados como la mayor fuente de contaminantes emergentes, resultado de diferentes actividades, como: residuos de laboratorio, excreción de pacientes, actividades de investigación, entre otros. Entre los principales compuestos que están presentes en este tipo de aguas, se encuentran los antibióticos de baja biodegradabilidad; el 90% de estos compuestos luego de su administración no son metabolizados y son excretados por medio de la orina o heces. Varios estudios han demostrado que estos componentes no son removidos cuantitativamente por medio de procesos de tratamiento convencionales, como consecuencia de esto son encontrados en fuentes de agua potable lo que constituye un potencial riesgo para la salud humana.

Generalmente las plantas de tratamiento emplean procesos biológicos sin mostrar resultados sobre aguas de tipo residual hospitalaria, ya que su capacidad de remoción en este tipo de compuestos recalcitrantes es baja.

El agua es un recurso natural indispensable para el hombre, misma importancia que debe ser tomada en cuenta una vez que la hemos utilizado. Los residuos



hospitalarios líquidos no pueden enviarse al relleno sanitario, la incineración de residuos acuosos es antieconómica por el consumo intensivo de combustible. Por tanto, a los residuos líquidos o semilíquidos tratados es mejor disponerlos descargándolos en un sistema de desagüe cloacal, siempre y cuando tales descargas cumplan con los requerimientos vigentes para su eliminación.

Si bien en el Ecuador existe legislación que regula la eliminación de residuos líquidos hacia acueductos de alcantarillado, la misma no se da cumplimiento, por falta de conocimiento en lo que se está eliminando hacia dichas lugares. No es excepcional encontrar, que se continúe vertiendo sustancias sin tomar conciencia del daño que le ocasionamos al medioambiente, mismas que se van acumulando, y muchas de ellas son no-biodegradable contribuyendo a empeorar el problema.

En la presente investigación surgen interrogantes como:

¿El agua residual que se elimina diariamente de uno de los Hospitales de la Ciudad de Cuenca cumple con la Normativa Vigente?

¿Existe toxicidad y cuáles son los probables riesgos ecotoxicológicos?

Resulta importante plantear una investigación que permita evaluar en qué medida se encuentran contaminando estos residuos líquidos hospitalarios que son vertidos al acueducto que conduce hacia la planta de Oxigenación, determinar en qué grado de incumplimiento de la Norma TULSMA se encuentran tales residuos, como se vería afectada dicha fuente hídrica si estos residuos fueran vertidos hacia el Río Tomebamba y con la información que se obtenga, se podrá conocer si realmente los niveles de determinaciones físico químicas: temperatura, pH, sólidos totales, sólidos en suspensión, DBO, DQO, UFC de coliformes fecales, se



encuentran dentro de los parámetros normales, o caso contrario si se encuentran elevados, se podrá sugerir medidas correctivas como una eliminación de residuos más adecuada por parte del personal que labora en cada servicio del Hospital, además se logrará establecer cuáles son los posibles efectos toxicológicos de la alteración de los parámetros antes mencionados y su relación con el grado de toxicidad ambiental al realizar Bioensayo con las especie ***Lactuca sativa***, ***Daphnia magna***, ***Brachydanio rerio***, ***Physa venustula***, y ***Phaseolus vulgaris***.

Por lo que el propósito de la presente investigación es evaluar si el agua residual eliminada no tiene toxicidad ambiental. Este estudio estará basado, en ensayos ecotoxicológicos y el cumplimiento de la Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes: Recurso agua, dado en el TULSMA Libro VI Anexo I del Ministerio de Ambiente del Ecuador.

Se plantea la siguiente Hipótesis y Objetivos de la presente investigación:

HIPOTESIS

A través de ensayos ecotóxicológicos y físico - químicos - biológicos se podrá determinar si las aguas residuales de la instalación hospitalaria manifiesta un riesgo toxicológico en el efluente.



OBJETIVOS DE LA INVESTIGACION

Objetivo General:

- Evaluar a través de ensayos ecotoxicológicos y físico - químicos - biológicos, si la descarga de productos tóxicos en las aguas residuales de la instalación hospitalaria son tóxicos en el efluente.

Objetivos Específicos:

1. Caracterizar el agua residual mediante determinaciones de temperatura, pH, sólidos totales, sólidos suspendidos, DBO, DQO y UFC de coliformes fecales en las aguas residuales.
2. Determinar los posibles efectos toxicológicos ambientales de las aguas residuales, mediante Bioensayos con *Daphnia magna*, *Physa venustula*, *Brachydanio rerio*, *Lactuca sativa* y *Phaseolus vulgaris*.
3. Establecer si los valores obtenidos son tolerables, nocivos o tóxicos con la especie evaluada.



CAPITULO II: REVISION BIBLIOGRAFICA

2.1 DESECHOS HOSPITALARIOS

Se estima que entre un 75% y un 90% de los desechos originados en instituciones de salud carece de riesgo alguno y es de por sí asimilable a los desechos domésticos, y que un 10% a 25% sería potencialmente dañino. El material cortopunzante no superaría el 1%, y más pequeña aún sería la proporción de agentes citotóxicos y radionucléidos. En Latinoamérica se generan aproximadamente 3 kg/día/cama de desechos sanitarios, alrededor de la mitad de lo que eliminan los países industrializados. La población general a su vez produciría alrededor de 1 kg/habitante/día, lo que se traduce en 15.000 de toneladas. Los desechos sanitarios representarían entonces sólo un 0.6% del total de desechos, los “peligrosos” alrededor del 0,1%, y los objetos cortopunzantes originados en establecimientos de salud posiblemente un 0,006%.

Estas cifras son importantes para hacerse una idea de la probabilidad de una exposición accidental a los desechos hospitalarios peligrosos en un medio tal como un vertedero, que ha sido uno de los argumentos utilizados para justificar el tratamiento previo de los mismos, por la existencia en países como el nuestro, de gente que vive de la extracción ilegal de objetos potencialmente comercializables desde los basurales.



La OMS clasifica a los desechos sanitarios:

- Desechos infecciosos: desechos que se sospecha contienen patógenos en suficiente cantidad o concentración para causar enfermedad en huéspedes susceptibles (en general, tejidos o materiales contaminados con sangre o fluidos biológicos de pacientes infectados).
- Desechos patológicos: tejidos, órganos, partes del cuerpo, fetos, sangre y fluidos corporales, cadáveres animales. Las partes del cuerpo reconocibles se incluyen dentro de esta categoría como Desechos anatómicos.
- Desechos farmacéuticos: productos farmacéuticos, drogas, vacunas y sueros expirados, sin uso, derramados o contaminados que no van a ser utilizados, así como los materiales descartables utilizados para su manipulación y envasado (guantes, envases con residuos, etc.).
- Desechos genotóxicos: desechos con propiedades mutagénicas, teratogénicas o carcinogénicas. Su principal exponente son las drogas citotóxicas antineoplásicas (materiales contaminados con ellas, residuos en envases, secreciones y heces de pacientes tratados, etc).
- Desechos químicos: pueden ser sólidos, líquidos o gaseosos. Se consideran peligrosos si poseen alguna de las siguientes propiedades: tóxicos, corrosivos, inflamables, reactivos (ej. explosivos) o genotóxicos.
- Desechos con alto contenido en metales pesados: subcategoría de los anteriores. Se refiere especialmente a instrumentos a mercurio desechados (termómetros, esfigmomanómetros).



- Desechos radioactivos: incluye todos los materiales sólidos, líquidos y gaseosos contaminados con radionúclidos de fuentes abiertas (las fuentes selladas nunca se eliminan al medio externo directamente). (Araujo, 2001, pag.7).

Las instituciones Hospitalarias, son los mayores centros de producción de toda clase de residuos: desechos patológicos o anatómicos, sangre y productos sanguíneos, secreciones, excretas humanas infectadas, partes y tejidos corporales, vendajes, sondas y catéteres, sobras de alimentos, elementos puntiagudos y cortantes, además papeles y basuras de todo orden.

Los desechos infecciosos se producen en general en salas de cirugía, consultorios, en salas de procedimientos de exámen, en pediatría y otros servicios como los de laboratorio clínico, bacteriológico y de patología, pueden ser sólidos o líquidos. Los sólidos constituidos por elementos desechables ya utilizados como jeringas, recipientes, cuchillas de bisturí, sondas, material de curaciones. Los líquidos constituidos por fluidos o secreciones corporales, de los cuales hay unos de alto riesgo como las secreciones vaginales, liquido sinovial, líquido amniótico, fluido cerebral, el producto de drenajes, sudor, orina, vómitos. (Magalón, Galán, Pontón, 2008, pag. 166).

2.2.- RIESGOS:

En los desechos hospitalarios pueden presentarse riesgos causados por:

- **Microorganismos:** Conforme a los principios de transmisión de infecciones, resulta muy improbable que los agentes presentes en los desechos sanitarios



que no poseen propiedades corto punzantes ingresen a un ser humano por vía respiratoria, urinaria, gastrointestinal, a través de la mucosa oral, ocular o nasal, y aún si ello ocurriese, es extremadamente baja la probabilidad que, en ese contexto, se cumpla además todo el conjunto de condiciones requeridas para que la infección llegue a producirse: patógenos viables, dosis inoculada en cantidad y concentración suficientes, y en el caso de la piel, puerta de entrada disponible por la ocurrencia simultánea de una herida o por la presencia de una herida previa. Se encuentra ampliamente demostrado que, en promedio, los desechos domésticos contienen mucha mayor concentración de bacterias potencialmente patógenas para el hombre que los desechos hospitalarios. Esto es válido también para los principales patógenos responsables de infecciones nosocomiales (*Pseudomonas aeruginosa*, *Klebsiella* sp, *Enterobacter* sp, *Proteus* sp y *Streptococo* grupo D), aplicable a todas las fuentes principales de desechos “infecciosos” de los hospitales (áreas quirúrgicas, unidades de tratamiento intensivo, laboratorios, servicios de hospitalización) y también a instalaciones ambulatorias (clínicas dentales y consultas médicas).

Supervivencia de microorganismos patógenos en el ambiente: Este es otro aspecto que ha sido considerado en la evaluación del potencial riesgo infectante de los desechos con contenido biológico, ella depende de las condiciones físicas ambientales, del sustrato en el que se encuentren los microorganismos, y del tipo de agente. Conforme a la Japanese Association for Research on Medical Waste, una dosis infectante de virus de hepatitis B o C puede sobrevivir más de 1 semana en una gota de sangre alojada en una aguja



hipodérmica. En el caso del VIH, la sobrevivencia es de 3 a 7 días a temperatura ambiente. **Sustancias radioactivas:** Las fuentes radioactivas selladas utilizadas en teleterapia, braquiterapia o terapias locales no se eliminan nunca al medio ambiente a menos que sea por accidente, omisión grave o hecho delictuoso, y los accidentes con material radioactivo descritos en la literatura tienen que ver con este tipo de situaciones o con manipulación inadecuada dentro de los establecimientos. Más allá de eso, no existen reportes de efectos adversos por desechos radioactivos hospitalarios que hayan afectado a la comunidad o a trabajadores de la industria de los desechos. Afortunadamente, todos los radionúclidos utilizados en diagnóstico son de vida media corta (6hrs a 60 días). En medicina nuclear sobre el 90% de los exámenes se realizan con Tecnecio 99, cuya vida media es de 6 horas. La práctica habitual entonces es esperar su decaimiento antes de la eliminación.

- **Desecho de sangre a través del alcantarillado** por el efecto de dilución que sufre al ingresar al sistema, por el tratamiento de las aguas servidas (efecto variable según el tipo de manejo), y porque nunca se ha descrito un caso de contagio de enfermedades transmisibles por sangre por exposición ocupacional al desagüe. (Araujo, 2001, p.15-23)
- **Desechos químicos y farmacéuticos:** Estas sustancias están normalmente presentes en pequeñas cantidades en los desechos en volúmenes mayores, cuando se eliminan productos que han expirado o han sido dados de baja por alguna otra causa.



- **Productos farmacéuticos:** Debido al amplio consumo de productos farmacéuticos en la sociedad moderna, los podemos encontrar en las aguas residuales de las industrias, de los hospitales, no todos los productos farmacéuticos son removidos lo suficiente con los sistemas actuales de tratamiento por lo que pueden estar presentes en los efluentes de las plantas de tratamiento, en distintos cuerpos de agua e incluso en el agua potable a muy bajas concentraciones

Aunque existen innumerables reportes sobre la toxicidad aguda de los medicamentos sobre distintos organismos, estos no son suficientes para determinar el impacto de los fármacos sobre el medio ambiente. Se necesita dirigir los esfuerzos al estudio de la toxicidad crónica y a la utilización de metodologías generales que permitan tener en cuenta los volúmenes de venta, el metabolismo, la toxicidad, las concentraciones, la biodegradabilidad y la capacidad de algunos fármacos de adsorberse sobre los lodos para obtener una idea más real de la ecotoxicidad de los medicamentos.

En los últimos 15 años, diferentes reportes demuestran que los fármacos representan una nueva clase de contaminantes del medio ambiente. Estos productos incluyen antibióticos, hormonas, analgésicos, tranquilizantes y los productos de la quimioterapia que son aplicados a los pacientes con cáncer. La concentración de estos productos en el agua es del orden de las partes por billón, comparable con la que se encuentra en los pesticidas. Lamentablemente, los medicamentos son diseñados para que posean



determinadas características, por ejemplo, aproximadamente el 30 % de ellos son lipofílicos, que significa que se disuelven en grasa, pero no en agua. Esta característica les permite pasar a través de las membranas de la célula y actuar dentro de ellas. Esto significa también que una vez que han entrado en los cuerpos de agua, entran a la cadena alimentaria.

Por otro lado, los medicamentos se diseñan para que sean persistentes, que significa que pueden mantener su estructura química un tiempo suficientemente grande como para ejercer su trabajo terapéutico, por lo tanto, una vez que entran en los cuerpos de agua persisten en ellos.

Los productos farmacéuticos, una vez que llegan al medio ambiente, pueden ser transportados y distribuidos en el agua, aire, suelo o sedimentos dependiendo de factores tales como las propiedades físico químicas del producto y las características del medio receptor.

Así pues, diferentes estudios reportan la presencia en el medio ambiente de un gran número de productos farmacéuticos pertenecientes a diferentes clases terapéuticas.

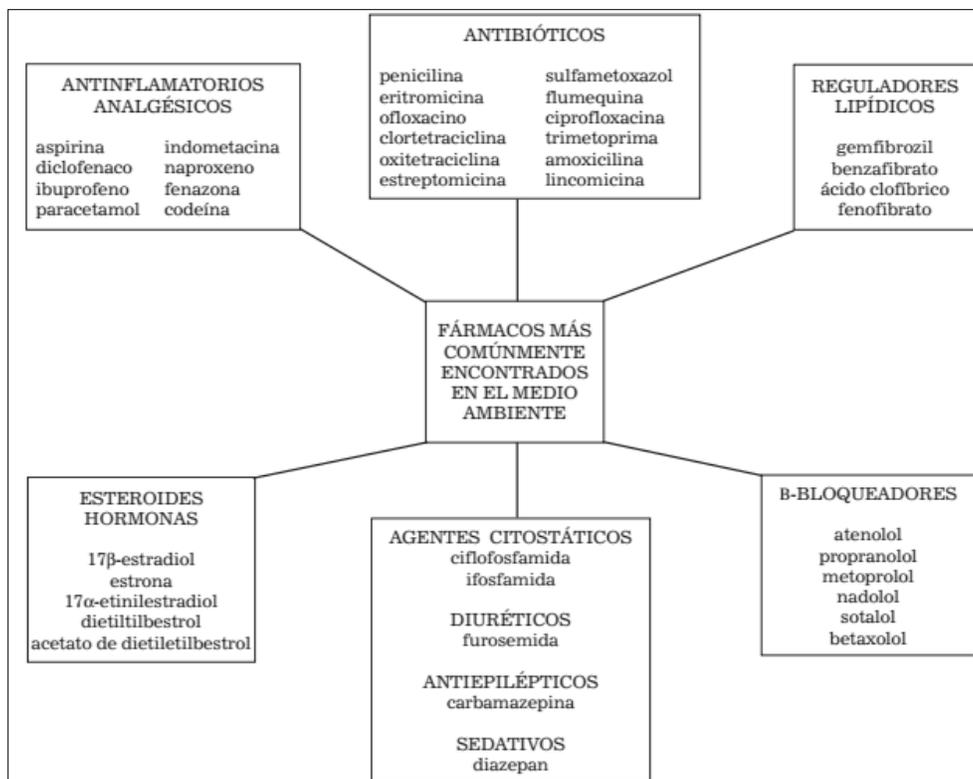


Figura 1 Productos farmacéuticos más frecuentes encontrados en el medio ambiente Fuente: Revista CENIC

Autor: Quesada, Jáuregui, et. al. 2009

Los medicamentos están diseñados para tener una ruta y una acción específica tanto en los seres humanos como en los animales, pero poseen también efectos secundarios indeseables. Una vez que estos productos llegan al medio ambiente pudieran afectar a los animales con similares órganos, tejidos, células o biomoléculas.

Los antibióticos en el medio ambiente pueden inducir el desarrollo de resistencia antibacteriana: tales como la tetraciclina, la oxitetraciclina y la clortetraciclina afectan el crecimiento, la reproducción y la movilidad de diferentes organismos.

Los anti-inflamatorios no esteroideos tales como el ibuprofeno, diclofenaco, naproxeno y el ácido acetilsalicílico, que son productos ampliamente usados a nivel mundial, ejercen un efecto inhibitor (crecimiento, movilidad) sobre determinadas funciones en vertebrados (no mamíferos) e invertebrados.

País	Fármacos	Fuente	Referencia bibliográfica
Alemania	Sulfapiridina, sulfametoxazol, trimetoprima, azitromicina, claritromicina, roxitromicina.	Lodos.	9
EE. UU.	Carbamazepina, difenhidramina, fluoxetina.	Lodos.	10
China	Estrona, 17 α -estradiol, 17 β -estradiol, estriol, 17 α -etinil-estradiol, mestranol, ácido salicílico, ácido clofibríco, ibuprofeno, naproxeno, gemfibrozil, 5 β -coprostanol.	Ríos.	11
Francia	Ornidazol, sulfametoxazol, sulfametacina, ácidos pipemídico, oxolínico, nalidíxico, norfloxacino, ofloxacino, ciprofloxacina, flumequina.	Ríos.	12
Corea	Paracetamol, iopromida, naproxeno, ibuprofeno, carbamazepina, cafeína.	Ríos.	13
Inglaterra	Ibuprofeno, paracetamol, salbutamol, ácido mefenámico.	Ríos y efluentes de una planta de tratamiento.	14
Canadá	Ácido salicílico, ibuprofeno, naproxeno, ketoprofeno, diclofenaco, indometacina, fenoprofeno, ácido clofibríco, estradiol, estrona.	Efluentes de plantas de tratamiento.	15
España	Metronidazol, ranitidina, codeína, trimetoprima, atenolol, eritromicina, paroxetina, propranolol, carbamazepina, fluoxetina, ketorolaco, paracetamol, ibuprofeno, diclofenaco, ácido mefenámico, indometacina.	Efluente hospitalario.	16
Noruega	Paracetamol, metoprolol, diclofenaco, ibuprofeno, 17 β -estradiol, estriol, estrona, trimetoprima, ciprofloxacina, sulfametoxazol, tetraciclina.	Efluentes hospitalarios y de plantas de tratamiento.	17
España	Diclofenaco, ibuprofeno, ketoprofeno, naproxeno, carbamazepina, cafeína.	Afluentes y efluentes de plantas de tratamiento.	18
EE. UU.	Cafeína, carbamazepina, clortetraciclina, cimetidina, ciprofloxacina, claritromicina, clindamicina, ácido clofibríco, cotinina, diclofenaco, diltiazem, gemfibrozil, ácido salicílico, sulfadimetoxina, sulfametazina, sulfametiazol, sulfametoxazol, sulfatiazol, sulfisoxazol, tetraciclina.	Afluente, efluente y lodos de una planta de tratamiento.	19
Australia	Paracetamol, carbamazepina, ácido clofibríco, diclofenaco, gemfibrozil, ibuprofeno, ketoprofeno, naproxeno, primidona, fenitoína, ácido salicílico.	Afluentes y efluentes de plantas de tratamiento.	20

Figura 2 Presencia de medicamentos en cuerpos de agua, aguas residuales y lodos.

Fuente: Revista CENIC

Autor: Quesada, Jáuregui, et. al. 2009

Los daños provocados por el 17 α -etinilestradiol y el estradiol, componentes de las tabletas anticonceptivas, a diferentes organismos provocan inhibición del crecimiento y la reproducción, cambios morfológicos, feminización y mortalidad



son algunos de los efectos reportados. (Quesada, Jáuregui, et. al., 2009, p. 173-179).

Se ha realizado varios estudios para determinar la presencia de contaminantes emergentes, entre ellos se cita Río Ebro: en el proyecto Europea AQUATERRA: paracetamol, atenolol, carbamacepina, ibuprofeno, determinándose la llegada de 3 toneladas de fármacos al río, con seguimiento de 30 fármacos en 1 año. Río Llobregat: cuenca española en la que se puso la existencia de fenómenos de feminización (1999 – 2002) en la que niveles de estrógenos fueron correlacionados con efectos estrogénicos en peces. El antidepresivo (fluoxetina) se ha encontrado en lagos y ríos de Canadá y Estados Unidos. (Vargas, 2012, p. 40)

- **Detritus: corresponden a las excretas y vertidos líquidos (orina):**

Excretas: Son las que contienen los residuos sólidos y líquidos que constituyen las heces humanas siendo la contribución diaria de DBO5 por parte de un adulto, de 39 a 42 g de los cuales 10,3 g corresponden a orina, entre 24,7 y 30,6g a materia fecal y de 2,0 a 3,5 g a material de limpieza anal fundamentalmente, y están compuestas por: agua, celulosa, lípidos, prótidos y materia orgánica en general.

Vertidos líquidos: Diariamente (24 horas), un hombre elimina 1,3 litros de orina. Anualmente, cada individuo produce alrededor de 28 Kg de materia orgánica, en forma de elementos y compuestos. Este tipo de vertidos es el más importante por sus características de composición y concentración, que hacen que sean los



puntos principales a tener en cuenta en la construcción de los sistemas de depuración de aguas residuales urbanas. (Vargas, 2012, p.3).

2.3.- AGUAS RESIDUALES

Las aguas de composición variada provenientes de las descargas de usos municipales, industriales, comerciales, de servicios agrícolas, pecuarios, domésticos, incluyendo fraccionamientos y en general de cualquier otro uso, que hayan sufrido degradación en su calidad original según Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes : recurso agua Libro VI Anexo 1.

CONTAMINANTE	PARAMETRO DE MEDIDA	IMPACTO AMBIENTAL
Materia orgánica biodegradable	DBO, DQO	Desoxigenación del agua generación de olores indeseables
Materia suspendida	SST,SSV	Causa turbiedad en el agua, deposita lodos
Patógenos	CF	Hace el agua insegura para consumo y recreación
Amoníaco	NH ₄ +N	Desoxigena el agua, es tóxico para organismos acuáticos y puede estimular el crecimiento de algas
Fósforo	Ortofosfatos	Puede estimular el crecimiento de algas
Materiales tóxicos	Como cada material tóxico específico	Peligroso para la vida vegetal y animal
Sales inorgánicas	SDT	Limita los usos agrícolas e industriales del agua
Energía térmica	Temperatura	Reduce la concentración de saturación de oxígeno en el agua, acelera el crecimiento de organismos acuáticos
Iones de hidrógeno	pH	Riesgo potencial para organismos acuáticos

Figura 3 Contaminantes de importancia en aguas residuales.

Fuente: *Tratamiento de aguas residuales*.

Autor: Romero, 2004



El Agua considerado invaluable para la vida de todos los seres vivos, constituye el elemento fundamental dentro de un Hospital, pues se utiliza para consumo, aseo, limpieza, desinfección, esterilizada para uso parenteral, lavado de tejidos, etc, en una palabra sin esta es imposible la vida del Hospital.

Las aguas residuales hospitalarias son variables y su composición depende de factores tales como, la cantidad de pacientes y las enfermedades tratadas.

En particular, las aguas residuales de la industria farmacéutica y los hospitales representan un serio problema por cuanto su carga es elevada y presentan una mezcla compleja de productos farmacéuticos, que pueden ser perjudiciales para el medio ambiente. Su baja relación DBO_5 / DQO hace que los tratamientos biológicos usualmente utilizados no sean suficientes para disminuir su poder contaminante por debajo de los límites aceptables, por lo que se impone el desarrollo y empleo de nuevos métodos de tratamiento. (Quesada, Jáuregui, et. al., 2009, p. 173-179)

Fuente	DBO_5 ($mg \cdot L^{-1}$)	DQO ($mg \cdot L^{-1}$)	DBO_5/DQO	Referencia bibliográfica
Planta productora de medicamentos	2 100 - 2 500	35 000 - 40 000	0,06	34
Planta productora de medicamentos	3 000	7 800	0,38	35
Hospital	700	1 900	0,37	36
Hospital	250	583	0,43	37

Figura 4 Caracterización de efluentes de planta productoras de medicamentos y hospitales

Fuente: Revista CENIC

Autor: Quesada, Jáuregui, et. al. 2009



Las aguas residuales hospitalarias se consideran como una de las principales fuentes de contaminantes emergentes, resultado de las diferentes actividades que allí se realizan y la excreción de las sustancias por los pacientes. Estudios han demostrado que estos componentes no son fácilmente removidos por medio de procesos de tratamiento convencionales como las plantas de tratamiento que emplean procesos biológicos. (Peganos, Ortega, Rodríguez, 2012, p.109)

2.4.- CARACTERIZACIÓN DE UN AGUA RESIDUAL

Proceso destinado al conocimiento integral de las características estadísticamente confiables del agua residual, integrado por la toma de muestras, medición de caudal e identificación de los componentes físico, químico, biológico y microbiológico.

2.4.1.- Carga máxima permisible: Es el límite de carga que puede ser aceptado en la descarga a un cuerpo receptor o a un sistema de alcantarillado.

Para el desarrollo de la presente Tesis es necesario conocer la legislación de Aguas, en los que se refiere a descargas de aguas residuales misma que consta en el Texto Unificado de la Legislación Ambiental Secundaria TULSMA LIBRO VI de la Calidad Ambiental, Título IV del reglamento a la Ley de Gestión Ambiental para la Prevención y Control de la Contaminación, Anexo 1. Norma de calidad Ambiental y de descarga de efluentes: recurso agua. Las municipalidades de acuerdo a sus estándares de Calidad Ambiental deberán definir independientemente sus normas, mediante ordenanzas. Toda descarga al sistema de alcantarillado deberá cumplir, al menos, con los valores establecidos a continuación:

**Tabla 1** Límites de descarga al sistema de alcantarillado público. (TULSMA LIBRO VI, 2003).

PARAMETROS	EXPRESADO COMO	UNIDAD	LIMITE MAXIMO PERMISIBLE
Demanda Bioquímica de Oxígeno (5 días)	D.B.O5	mg/l	250
Demanda Química de Oxígeno	D.Q.O.	mg/l	500
Potencial de Hidrógeno	pH		5 - 9
Sólidos sedimentables		mg/l	20
Sólidos suspendidos		mg/l	220
Sólidos Totales		mg/l	1600
Temperatura		°C	< 40
Cloro Activo	Cl	mg/l	0.5
Coliformes Fecales	Nmp/100 ml		Remoción > al 99,9 %
Caudal Máximo		l/s	1.5 veces el caudal promedio horario del sistema de alcantarillado.



2.4.2.- PARAMETROS A MEDIR:

CARACTERISTICAS FISICAS:

- **CAUDAL:** Los caudales mínimos ocurren en las primeras horas de la mañana, entre las 2:00 y las 5:30, durante dichas horas el consumo es mínimo y pequeñas cantidades de agua residual. El caudal máximo se presenta entre las 7:00am y las 10:00am, cuando se presenta el consumo máximo; existe además, un segundo caudal máximo entre las 15:00pm y las 16:00pm horas. Entre las 7:00 y las 19:00 el caudal de las aguas residuales es mayor que el caudal promedio y durante la noche, es menor que el promedio.

Cuando la infiltración es alta o existen conexiones de aguas lluvias, el régimen puede influir notablemente sobre el caudal y por ende, sobre las características del agua residual. El caudal está relacionado con el consumo de agua potable, normalmente suele ser 60 – 80%.

Hay dos tipos de variación del caudal frente al tiempo:

A lo largo del día: picos de caudal máximo que se suelen corresponder con el consumo máximo de agua potable y el consiguiente desfase de tiempo que depende de la distancia a la que este la planta de tratamiento de agua residual.



A lo largo del año: esta variación está relacionada con la época de estiaje y de vacaciones.

- **TEMPERATURA:** por lo general mayor que la temperatura del agua para abastecimiento como consecuencia de la incorporación de agua caliente proveniente del uso doméstico e industrial. La medición de la temperatura es importante, debido a que mucho de los sistemas de tratamiento de agua incluyen procesos biológicos que dependen de la temperatura, además afecta directamente las reacciones químicas y las velocidades de reacción, y la adecuación del agua para fines benéficos. Un incremento en la temperatura puede causar cambios en las especies de peces que existan en un cuerpo de agua receptor.

La temperatura óptima para la actividad bacteriana es de 25° C a 35°C. Los procesos de digestión aerobia y nitrificación se detienen cuando la temperatura alcanza valores del orden de 50°C. Cuando la temperatura se acerca a los 15° C , las bacterias productoras de metano cesan su actividad, y alrededor de los 5°C, las bacterias autotróficas nitrificantes dejan de actuar. Cuando la temperatura es de 2°C, se alcanza incluso la inactivación de bacterias. (Crites, 1998, p.46).

- **Olor:** El olor de un agua residual fresca es en general inofensivo, pero una gran variedad de compuestos malolientes son liberados cuando se produce la degradación biológica bajo condiciones anaerobias de las aguas



residuales. El principal compuesto de olor indeseable es el sulfuro de hidrógeno (olor a huevo podrido). Otros compuestos como indol, eskatol y mercaptanos, formados bajo condiciones anaerobias, pueden causar olores mucho más ofensivos que el del sulfuro de hidrógeno. (Crites, 1998, p.44).

- **Sólidos:** El agua residual contiene una gran variedad de materiales sólidos los cuales afectan directamente a la cantidad de lodo que se produce en el sistema de tratamiento.

Sólidos totales: consisten en la cantidad de materia que queda como residuo después de una evaporación entre los 103° C a 105° C, se expresan en mg/l y su determinación es importante como indicio de la concentración de las aguas negras y de la intensidad de tratamiento necesario, se dividen en sólidos suspendidos y sólidos disueltos involucrando a ambos parámetros a los sólidos volátiles y sólidos fijos.

Sólidos suspendidos: son pequeñísimas partículas de contaminantes en el agua, que contribuyen a su turbidez y que son perceptibles a simple vista, siendo factible su separación por procesos de sedimentación y/o filtración. Su valor se refiere a la cantidad de sólidos en solución, tanto de tipo orgánico, como inorgánico. Se divide a su vez en sólidos suspendidos fijos y sólidos suspendidos volátiles:

Sólidos suspendidos fijos: representan el contenido en materia inorgánica de las aguas residuales y debido a que no están sujetos a degradación (con excepción de los sulfatos que son degradados a sulfuros), se dice que los procesos de tratamiento de aguas residuales no los afectan y por lo general



son compuestos minerales que producen dureza y contaminación mineral.

Se expresa en mg/L.

Sólidos suspendidos volátiles: la porción volátil representa el contenido orgánico de las aguas residuales y tiene gran significado como índice de la concentración de las aguas negras, constituyen los elementos que más fácilmente pueden entrar en putrefacción y en algunos de los casos los más difíciles de eliminar. Se dice que el grado de contaminación del agua residual, depende de la cantidad de sólidos orgánicos que contiene. Generalmente son carbohidratos, proteínas y grasas. Se expresa en mg/L.

Sólidos sedimentables: son una indicación directa de los materiales que se pueden separar por simple sedimentación pues están formados por pedazos de finos materiales con densidades mayores que la del agua y constituyen una indicación de las características de facilidad de formación de lodo de las aguas negras. Se expresan en mg/L.

Los sólidos en suspensión reducen la penetración de la luz en el agua e impiden el proceso de la fotosíntesis, provocando que los microorganismos reduzcan su capacidad para sintetizar nutrientes, también conducen al fango y de condiciones anaerobias cuando se vierte agua residual sin tratar al entorno acuático lo que ocasiona presencia de turbiedad y color en el agua. Al incorporar materia orgánica en el agua, ésta se descompone consumiendo el oxígeno disuelto y dependiendo de la cantidad presente de materia orgánica, puede causar condiciones sépticas.



Sólidos disueltos: los sólidos disueltos corresponden a la materia orgánica e inorgánica en pequeñas cantidades, sales solubles y gases disueltos que se determinan en la muestra filtrada, evaporada y secada. Se subdivide en sólidos disueltos fijos y sólidos disueltos volátiles.

Sólidos disueltos fijos: refieren a la cantidad de sólidos inorgánicos presentes en forma disuelta en el agua negra, está conformada por sales solubles de calcio, magnesio, hierro, sodio, etc.

Sólidos disueltos volátiles: cantidad de sólidos orgánicos presentes en forma disuelta en el agua negra, estando estos componentes en forma de gas disuelto de oxígeno, dióxido de carbono, nitrógeno, amoníaco y ácido sulfhídrico producto de descomposición de proteínas, carbohidratos y grasas.(Vera, 2013, p.26).

CARACTERISTICAS QUIMICO ORGÁNICAS:

- **Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO5)**: se define como la cantidad de oxígeno que hay que proporcionar a un agua residual para oxidar, por vía biológica, la materia orgánica biodegradable presente sin que se alcance el estado anaerobio. Su determinación se puede realizar laboratorio, evaluando la cantidad de oxígeno, expresada en mg/L consumida en unas condiciones de ensayo especiales (incubación a 20°C y en la oscuridad, durante un tiempo determinado de 21 a 28 días), para asegurar la oxidación por vía biológica de la materia orgánica biodegradable. El ensayo de la DBO a los 21 días de incubación, tiempo demasiado largo, ha sido



sustituido convencionalmente por la DBO5, es decir, la cantidad de oxígeno consumida después de 5 días de incubación. (Vera, 2013, p. 29).

La relación DQO/DBO5 es usada para determinar la parte orgánica biodegradable en el agua residual. Esta relación permite comparar la cantidad de oxígeno requerido para la oxidación por microorganismos con el oxígeno total requerido por oxidación química de los compuestos presentes en la muestra. Los hospitales son reconocidas fuentes de compuestos recalcitrantes. (Peganos, Ortega, Rodríguez, 2012, p.113).

Para una materia orgánica completamente biodegradable, la relación es:

- $DBO5/DQO_t > 0.4$ corresponde a un residual altamente biodegradable, por lo que se requieren métodos de tratamiento biológico.
- $0.2 < DBO5/DQO_t < 0.4$ situación intermedia, se recomienda algunos tratamientos biológicos.
- $DBO5/DQO_t < 0.2$ residual no o poco biodegradable por lo que se recomienda métodos físico químicos de tratamiento. (Vera, 2013, p. 29)

Existen numerosos factores que afectan la prueba de la DBO, entre ellos la relación de la materia orgánica soluble a la materia orgánica suspendida, los sólidos sedimentables, los flotantes, la presencia de hierro en su forma oxidada o reducida, la presencia de compuestos azufrados y las aguas no bien mezcladas. Al momento no existe una forma de corregir o ajustar los efectos de estos factores.



Demanda Química de Oxígeno (DQO): Determina la cantidad de oxígeno requerido para oxidar la materia orgánica en una muestra de agua residual, bajo condiciones específicas de agente oxidante, temperatura y tiempo. Las sustancias orgánicas e inorgánicas oxidables presentes en la muestra, se oxidan mediante reflujo en solución fuertemente ácida H_2SO_4 con un exceso conocido de dicromato de potasio en presencia de sulfato de plata que actúa como agente catalizador, y de sulfato de mercurio adicionado para remover la interferencia de los cloruros. Después de la digestión, el remanente del $K_2Cr_2O_7$ sin reducir se titula con sulfato ferroso de amonio; se usa como indicador de punto final el complejo ferroso de ortofenantrolina. La materia orgánica oxidable se calcula en términos de oxígeno equivalente. (Metcalf , 1995. p. 45).

Si todos los contaminantes fueron biodegradables la DBO y la DQO serían iguales; sin embargo, tanto la presencia de materia orgánica no biodegradable, como de compuestos inorgánicos reductores hacen que la DQO sea mayor que la DBO.

- **Alcalinidad:** en una agua residual se debe a la presencia de hidróxidos, carbonatos y bicarbonatos de elementos como el calcio, magnesio, sodio, potasio y amoníaco, los más frecuentes son los bicarbonatos de calcio y magnesio. El agua residual recibe su alcalinidad del agua de abastecimiento, del agua subterránea y de las materias añadidas durante el uso doméstico.
- **Dureza:** se define como la concentración de cationes metálicos divalentes en solución. Los iones metálicos más abundantes en el agua natural son el



calcio y el magnesio, algunas aguas naturales pueden contener pequeñas cantidades de hierro, manganeso, estroncio y aluminio. La dureza del agua se debe a la presencia de elementos como el calcio y el magnesio, durezas bajas en el agua de consumo están asociadas con una mayor incidencia de enfermedades cardiovasculares.

- **Fluoruros:** son generalmente asociados con algunos tipos de rocas ígneas, encontrados en cantidades apreciables en las superficies acuáticas y sobre la interface sedimento-agua en algunas regiones geográfica. El Flúor en grandes cantidades es tóxico para los humanos y animales, en concentraciones mayores a 2 mg/L es causante de fluorosis.
- **Nutrientes:** principalmente el nitrógeno, fósforo y carbono son esenciales para el crecimiento, al descargarse al entorno acuático son utilizados por las algas y otros tipos de vegetales para su desarrollo y crecimiento, ocasionando el fenómeno de eutrofización. Las fuentes principales de nitrógeno a los sistemas acuáticos incluyen los desechos animales, fertilizantes y descarga de aguas residuales, las fuentes de fósforo en las aguas residuales domésticas son los detergentes y los residuos alimenticios, de igual forma que el nitrógeno, los fosfatos pasan a través del ciclo de descomposición y fotosíntesis. (Vera, 2013, p.28).

CARACTERISTICAS QUIMICO INORGÁNICAS

- **pH:** Medida de la concentración del ión hidrógeno en el agua, expresada como el logaritmo negativo de la concentración molar del ión hidrógeno. El



intervalo adecuado de pH para la existencia de mayor parte de la vida biológica es relativamente estrecho, en general entre pH 5 y 9. Las aguas residuales con valores de pH menores a 5 y superiores a 9 son de difícil tratamiento mediante procesos biológicos. Si el pH del agua residual tratada no es ajustado antes de ser vertido, el pH de la fuente receptora puede ser alterado; por ello la mayoría de los efluentes de las plantas de tratamiento de aguas residuales deben ser descargados dentro de límites específicos de pH. (Crites, 1998, p.44).

Aguas residuales en concentración adversa del ión hidrógeno son difíciles de tratar biológicamente, alteran la biota de las fuentes receptoras y eventualmente son fatales para los microorganismos. Aguas con pH menor de 6 en el tratamiento biológico favorecen, el crecimiento de hongos sobre las bacterias. A pH bajo el poder bactericida del cloro es mayor, porque predomina el HClO; a pH alto la forma predominante del nitrógeno amoniacal es la forma gaseosa no iónica (NH_3), la cual es tóxica según (Vargas, 2012, p.11)

CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS:

- **Coliformes:** Organismos patógenos que pueden existir en las aguas residuales son, generalmente pocos, y difíciles de aislar e identificar. Por esta razón se prefiere utilizar los coliformes como organismo indicador de contaminación o, en otras palabras, como indicador de la existencia de organismos productores de enfermedades.



El grupo de coliformes totales, incluye los géneros *Escherichia* y *Aerobacter*. En general se considera el género *Escherichia*, especie *E. coli*, como la población de bacterias coliformes más representativa de contaminación fecal. El género *Aerobacter* y algunas *Escherichia* pueden crecer en el suelo. Lo cual implica que la presencia de coliformes no necesariamente representa la existencia de contaminación fecal humana.

En la remoción de coliformes tiene efecto principal el tiempo de retención, la temperatura, la radiación ultravioleta, la concentración algal y el consumo por protozoos (Protistas unicelulares, aerobios o anaerobios. (Vargas, 2012, p.12).

2.5.- ECOTOXICOLOGIA

La ecotoxicología es la ciencia encargada de dirimir los conflictos ambientales que surgen entre quienes contaminan el ambiente y los que sufren sus efectos o perciben los riesgos que ello significa para la vida y la calidad de la misma; todo lo cual se concreta mediante uso de BIOMODELOS y BIOMARCADORES a través del montaje de baterías de ensayos ECOTOXICOLÓGICOS indispensables para el Diagnostico de la Problemática Ambiental, la propuesta de Soluciones al Impacto Ambiental, el Monitoreo durante el Proceso de Restauración Ambiental, así como la Instauración de Sistemas de Biomarcadores que posibilitarán emitir criterios sobre la posible Prevención del Riesgo que causan los contaminación antes y/o posterior a la restauración de los daños que pudieran ocasionar los contaminantes sobre los diferentes compartimentos del ecosistema.



Hasta el presente se han reportado más de 100 BIOENSAYOS (validados) que miden los efectos deletéreos que causan los contaminantes sobre los diferentes compartimentos ambientales en cada uno de los estratos y segmentos de la escala biológica. Sin embargo, la selección de cada uno de estos ensayos depende de las características del ecosistema impactado y las propiedades intrínsecas de los tóxicos si es que se conocen. Solo entonces se procede a realizar “tanteos” con ensayos específicos; a partir de lo cual se procede al diseño de una batería de ensayos ECOTOXICOLÓGICOS, cada uno de los cuales mide un tipo de daño (punto final) diferente.

No es posible dilucidar el daño ambiental con el uso de uno (1) o 2 (dos) ensayos ecotoxicológicos. Generalmente, y cuando el investigador tiene experiencia y pericia, se emplean como mínimo cuatro (4) bioensayos; a partir de los cuales se hará una interpretación de los resultados.

Según la Agencia de Medioambiente de los Estados Unidos (EPA), los BIOMODELOS y BIOMARCADORES (a través de baterías de ensayos) son, en estos momentos, los métodos más recomendados para medir el daño que causan los contaminantes al ecosistema; debido a que:

- Pueden hacer las predicciones y/o medir el efecto tóxico de un solo contaminante aislado. Generalmente se hacen simulaciones del medio a nivel de laboratorio (ecotoxicología prospectiva).



- Pueden medir el efecto tóxico en forma integral (sinergismo de los contaminantes).
- Pueden discriminar y/o determinar la estenoicidad de las especies en cada uno de los compartimentos ambientales.
- Estudian los efectos en organismos vivos a todos los niveles (desde el molecular pasando por los organismos superiores y hasta las comunidades y poblaciones).
- El estado actual de la química analítica no permite medir niveles de contaminantes a concentraciones “muy” bajas (no se ha logrado desarrollo tecnológico adecuado).
- Aun cuando se puedan determinar químicamente las concentraciones, existen contradicciones en las cuantías de los valores que causan efectos deletéreos sobre cada uno de los compartimentos.
- Han surgido un gran número de contaminantes emergentes para los que no existen técnicas analíticas que puedan detectar y/o medir las concentraciones de los mismos.

En los escenarios reales se puede proceder llevando el área de impacto del ecosistema al laboratorio, o por el contrario tomar el escenario impactado y/o a estudiar o modelar como el “laboratorio”; siendo lo más recomendado una combinación de ambos. (Hoffman, Barnett, Rattner, 2010).

Debido a la urgente necesidad de determinar el impacto que están ocasionando los contaminantes en el ambiente, actualmente existe interés creciente por el desarrollo de procedimientos estandarizados para la evaluación ecotoxicológica de



las sustancias, esto exige el desarrollo de una serie de pruebas biológicas (batería de ensayos) para medir directamente los efectos tóxicos en los organismos y en los ecosistemas (Pérez, 2012, p. 59)

Los bioensayos de toxicidad son una herramienta que permiten evaluar en forma efectiva y eficiente los efectos tóxicos agudos y crónicos de la contaminación en los organismos vivos. Esta técnica cuantifica la relación entre la concentración y el efecto de compuestos químicos conocidos o mezclas. Los efectos son diversos y pueden manifestarse como inhibición o magnificación, siendo evaluados por la reacción de los organismos como: muerte, crecimiento, proliferación, multiplicación, cambios morfológicos, fisiológicos o histológicos.

Para el desarrollo del presente trabajo se usarán las siguientes especies para determinaciones de toxicidad aguda:

2.5.1.- *Lactuca sativa*: Se pretende realizar un estudio cuidadoso y confiable que permita evaluar el grado de afectación del agua residual hospitalaria mediante una prueba de toxicidad aguda con *Lactuca sativa* L, siendo elegida como bioindicador para este experimento en base a las siguientes consideraciones: proporciona datos del efecto de los contaminantes en las comunidades vegetales, por su importancia desde el punto de vista hortícola y por ser de fácil y rápida germinación lo que permitirá desarrollar la prueba en pocos días.



Principio de la prueba: El bioensayo de toxicidad con semillas de lechuga (*Lactuca sativa*) es una prueba estática de toxicidad aguda (120 horas de exposición) en el que se pueden evaluar los efectos fitotóxicos de compuestos puros o de mezclas complejas en el proceso de germinación de las semillas y en el desarrollo de las plántulas durante los primeros días de crecimiento. Como puntos finales para la evaluación de los efectos fitotóxicos, se determina la inhibición en la germinación y la inhibición en la elongación de la radícula y del hipocotilo. Es importante destacar que durante el período de germinación y los primeros días ocurren numerosos procesos fisiológicos en los que la presencia de una sustancia tóxica puede interferir alterando la supervivencia y el desarrollo normal de la planta, siendo por lo tanto una etapa de gran sensibilidad frente a factores externos adversos. Por otra parte, muchas de las reacciones y procesos involucrados son generales para la gran mayoría de las semillas por lo que la respuesta a esta especie y los datos obtenidos a partir de la aplicación de esta prueba son en gran parte medida representativos de los efectos en semillas o plántulas en general. El éxito o aptitud de una plántula para establecerse en un ambiente determinado es de gran importancia relevante para garantizar la supervivencia de la especie. La evaluación del desarrollo de la radícula y del hipocotilo constituyen indicadores representativos para determinar la capacidad de establecimiento y desarrollo de la planta.

A diferencia de la prueba tradicional de germinación de semillas, la evaluación del efecto en la elongación de la radícula y del hipocotilo de las plántulas permite



ponderar el efecto tóxico de compuestos solubles presentes en niveles de concentración tan bajos que no son suficientes para inhibir la germinación, pero que sin embargo pueden retardar o inhibir completamente los procesos de elongación de la radícula o del hipocotilo, dependiendo ello del modo y sitio de acción del compuesto. Este bioensayo de toxicidad ha sido recomendado y aplicado por diferentes organismos de protección ambiental para la evaluación ecotoxicológica de muestras ambientales y compuestos puros, aguas residuales domésticas e industriales además de la evaluación del efecto fitotóxico de plaguicidas sobre especies no blanco, necesarios para el registro de estos compuestos (OECD, 1984; Wang, 1987; USEPA, 1989).

Si bien *L. sativa* no es una especie representativa de ecosistemas acuáticos, la información generada a partir de esta prueba de toxicidad proporciona datos acerca del posible efecto de los contaminantes en las comunidades vegetales cercanas a las márgenes de cuerpos de agua contaminados, siendo también una especie interesante de considerar por su importancia desde el punto de vista hortícola. Por otra parte, es de fácil y rápida germinación por lo que es posible desarrollar la prueba en pocos días.

En la incorporación de esta prueba en una batería de bioensayos es importante considerar el compromiso entre la sensibilidad de la especie *L. sativa*, el reducido tiempo de exposición de la prueba con semillas, los bajos costos asociados y que no requiere equipamiento sofisticado, en particular en la aplicación a muestras ambientales o en el monitoreo de procesos de detoxificación, saneamiento, control de efluentes o reuso de biosólidos. (Ramirez, Mendoza, 2008, p. 55-68).



2.5.2.- *Daphnia magna* son las más utilizadas como organismos de prueba o de referencia en pruebas de toxicidad. La amplia distribución geográfica, el importante papel que cumplen al interior de la comunidad zooplanctónica, la facilidad de cultivo en el laboratorio, la reproducción partenogenética (lo cual asegura una uniformidad de respuesta), y el corto ciclo de vida con la producción de un alto número de crías, han hecho de este grupo un ideal para la evaluación de toxicidad a nivel universal

El género *Daphnia* se ubica dentro del orden cladóceros de la clase crustácea, y especies como *D. magna*, *D. pulex*, y *D. similis*, son utilizadas extensivamente en pruebas de toxicidad, por lo cual existe una extensa información sobre las técnicas de cultivo, los requisitos de temperatura, luz y nutrientes, así como su respuesta a muchos compuestos tóxicos. Específicamente, los ensayos de toxicidad con *D. magna*, permiten determinar la letalidad potencial de sustancias puras, aguas residuales domésticas e industriales, lixiviados, aguas superficiales o subterráneas, agua potable, y agua de poro de sedimentos, entre otros.

En las pruebas de toxicidad con *D. magna*, neonatos menores de 24 horas de edad son expuestos a la muestra o compuesto a probar, por un período de 48 horas, al término del cual se cuantifica el número de organismos muertos. Con estos resultados se establece la proporción o porcentaje de mortalidad producida. (Ramirez, Mendoza, 2008, p. 17-18).



Figura 5 Vista general de *Daphnia magna*

Fuente: Ensayos toxicológicos para la evaluación de sustancias químicas en agua y suelo

Autor: Ramírez, Mendoza, 2008, p. 17-18

2.5.3.- *Brachydanio rerio*: La prueba se basa en la determinación de efectos de intoxicación aguda (inmovilización o mortalidad), observados en un tiempo de exposición de 96 horas, en *Brachydanio rerio* (pez cebra) especie de peces dulceacuícolas. Durante este ensayo se expone al organismo seleccionado a diferentes concentraciones de muestras problema que pueden ser compuestos (puros o combinados) o productos formulados, que deben ser solubilizados y estar biodisponibles en el agua de dilución.

Este ensayo también es utilizado para determinar efectos tóxicos agudos ocasionados por efluentes con o sin tratamiento, así como muestras de aguas de sistemas acuáticos diversos, que pueden recibir descargas de aguas contaminadas, así como aguas subterráneas que reciban influencias contaminantes (lixiviados).



Figura 6 Organismo adulto de *Brachydanio rerio*.

Fuente: Ensayos toxicológicos para la evaluación de sustancias químicas en agua y suelo

Autor: Ramírez, Mendoza, 2008, p. 115.



La relevancia del empleo de peces como organismos de prueba radica en su ubicación y función en los sistemas acuáticos, ya que además de ocupar diferentes posiciones tróficas en los ecosistemas, al tratarse de organismos vertebrados, son normalmente considerados como buenos representantes de organismos de mayor complejidad y por lo tanto los efectos tóxicos observados en ellos son más fáciles de comprender e interpretar, pues además muchas especies de peces representan pesquerías de importancia comercial o son sujeto de cultivo para la producción de alimentos o como especies ornamentales.

En el caso de *B. rerio*, la prueba se realiza con las larvas recién eclosionadas del huevo con edad menor a 24 horas, que cuentan con reserva de vitelo. En el caso de los juveniles de *P. reticulata*, los organismos de prueba son los juveniles recién avivados de la hembra vivípara (edad menor a 24 horas). (Ramirez, Mendoza, 2008, p. 115-117).

2.5.4.- Physa venustula: Los organismos acuáticos como los gasterópodos tienen una función trófica de importancia en la dinámica de los ecosistemas acuáticos, además son herramientas biológicas esenciales para evaluar la respuesta a contaminantes (Pynnonen, 1995). Entre los moluscos ideales como organismos bioindicadores tenemos a los caracoles de agua dulce no operculados del género *Physa*, como las especies *P. fontinalis*, *P. integra*, *P. gyrina* y *P. acuta* (Takimoto et al., 1987; Hahi 1993; Nebeker y Schuytema, 1998).



P. venustula es un gasterópodo propio de la región Neotropical (Perú, Ecuador y Colombia), muy bien representado en lagos, estanques y aguas tranquilas de ríos. Habita en agua limpia con abundante vegetación, puede desplazarse en suelo limoso y vivir en ambientes con un pH entre 6,4 y 7,2, esta especie ha sido seleccionado para esta prueba por ser una especie indicadora de la calidad del agua y por su amplia distribución.

2.5.6.- *Phaseolus vulgaris* (frijol negro): a pesar de no constituir organismos acuáticos, han sido considerados importantes para el desarrollo de las pruebas de toxicidad, por un lado se puede relacionar con los efectos que sufre la población vegetal en contacto con las aguas contaminadas y por otro lado han sido ampliamente utilizadas en la determinación de toxicidad en aguas de desecho.

2.6.- DEFINICIONES

2.6.1.- Aguas Residuales: son aguas de composición variada provenientes de las descargas de usos municipales, industriales, comerciales, de servicios agrícolas, pecuarios, domésticos, incluyendo fraccionamientos y en general de cualquier otro tipo, que haya sufrido degradación en su calidad original.

2.6.2.- Biodegradabilidad: cuando una sustancia puede descomponerse en los elementos químicos que lo conforman, debido a la acción de agentes biológicos, como plantas, animales, microorganismos y hongos, bajo condiciones ambientales naturales.



2.6.3.- Bioensayos: son herramientas de diagnóstico adecuadas para determinar el efecto de agentes físicos, químicos sobre organismos de prueba bajo condiciones experimentales específicas y controladas.

2.6.4.-Bioindicador: es un indicador consistente en una especie vegetal, hongo o animal; o formado por un grupo de especies (grupo eco-sociológico) o agrupación vegetal cuya presencia (o estado) nos da información sobre ciertas características ecológicas, es decir, (físico-químicas, micro-climáticas, biológicas y funcionales), del medio ambiente, o sobre el impacto de ciertas prácticas en el medio. Se utilizan sobre todo para la evaluación ambiental (seguimiento del estado del medio ambiente, o de la eficacia de las medidas compensatorias, o restauradoras).

2.6.5.- Biosólidos: residuos de cualquier sustancia, objeto o materia del cual su poseedor se desprenda, o tenga la intención o la obligación de desprenderse.

2.6.6.- CL50 o CI50: concentración letal media, concentración del material en agua, suelo o sedimento que se estima letal para el 50% de los organismos de ensayo. La CL50 y sus límites de confianza (95%) son usualmente derivados de análisis estadísticos.

2.6.7.- Coliformes: se designa a un grupo de especies bacterianas que tienen ciertas características bioquímicas en común e importancia relevante como indicadores de contaminación del agua y los alimentos.

2.6.8.- Depuración: es la remoción de sustancias contaminantes de las aguas residuales para disminuir su impacto ambiental.



2.6.9.- Fluorosis: es una anomalía de la cavidad oral, en especial de las piezas dentales, hipoplasia o hipomaduración del esmalte o dentina producida por la ingestión crónica o excesiva de fluoruro durante el período de formación del diente.

2.6.10.- Detoxificación: proceso que permite restaurar el equilibrio del organismo, o ambiente que le rodea.

2.6.11.- Efluente: corresponde a un curso de agua, también llamado distributivo, que desde un lugar llamado confluencia se desprende de un lago o río como una derivación menor, ya sea natural o artificial.

2.6.12.- Ensayo de Toxicidad: determinación del efecto de un material sobre un grupo de organismos seleccionados bajo condiciones definidas, midiendo las proporciones de organismos afectados o el grado del efecto luego de la exposición a la muestra.

2.6.13.- Límites de descarga al sistema de alcantarillado público: son parámetros establecidos por la Norma TULSMA.

2.6.14.- Toxicidad: es la capacidad inherente de un agente químico para producir un efecto nocivo sobre los organismos vivos, siendo resultante de la concentración y del tiempo de exposición y modificado por variables como la temperatura, formas químicas y disponibilidad.

2.6.15.- Toxicidad aguda: efecto letal u otro efecto producido en un tiempo relativamente corto, por lo general dentro de los cuatro días para peces o macrovertebrados y períodos más cortos (dos días) para organismos de menor tamaño (APHA, 1989).



2.6.16.- Toxicidad crónica: corresponden a efectos a largo plazo que pueden estar relacionados con cambios en crecimiento, metabolismo, mutaciones e incluso la muerte.

CAPITULO III: METODOLOGIA APLICADA

3.1.- IDENTIFICACIÓN DEL SITIO DE TOMA DE MUESTRA DE LAS AGUAS RESIDUALES.

El agua residual se obtuvo de un Hospital de la Ciudad de Cuenca, mismo que cuenta con alrededor de 350 camas y cerca de 23000 personas son atendidas mensualmente, presenta más de 11000 consultas médicas especializadas y 12000 consultas de urgencia al mes. El sitio de toma de las muestras correspondió a la tubería de aguas residuales final que conducen al colector paralelo al Rio Tomebamba; aguas provenientes de los servicios de Quirófanos, Clínica, Infectología, Cirugía, Pediatría, Maternidad, Emergencia, Laboratorio, Neonatología, UCI, Consulta Externa y Farmacia.



Figura 7 Sitio de toma de muestra.

Fuente: Aguas residuales procedentes de un Hospital de la Ciudad de Cuenca.

Autor: BQF. Mónica León L.



Figura 8 Sitio de toma de muestra. Tubo colector.

Fuente: Aguas residuales procedentes de un Hospital de la Ciudad de Cuenca.

Autor: BQF. Mónica León L.

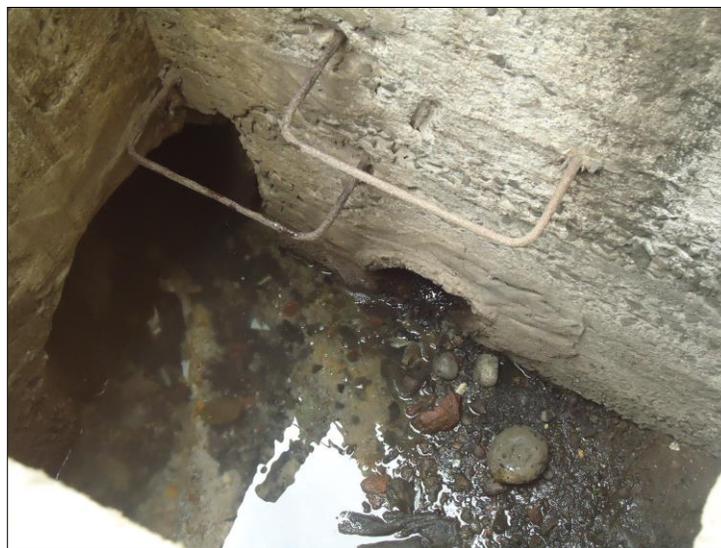


Figura 9 Sitio de toma de muestra.

Fuente: Aguas residuales procedentes de un Hospital de la Ciudad de Cuenca.

Autor: BQF. Mónica León L.



3.2.-TOMA DE MUESTRA EN EL SITIO SELECCIONADO.

Debido a la variabilidad en la composición, caudal, concentración del líquido cloacal durante el día, se tomó 1 muestra compuesta (4 litros) entre las 9h00 am y las 16h00 pm, que constituye la franja horaria de mayor actividad del Hospital, a las 10h00 am, 12H00pm, 14h00pm, 16h00pm (volumen tomado en cada alícuota 1 litro previamente señalados en cada botellón), los muestreos se realizaron tres veces por mes por un período de tres meses con su correspondiente duplicado. Cada muestra se mantuvo en botellas de plástico de polietileno y se conservaron según los métodos descritos por NTE INEN 2169:98 - NTE INEN 2176:98 (Agua: Calidad del agua, muestreo, manejo y conservación de muestras, técnicas de muestreo) y con esto se garantizó que la muestra se encuentre en condiciones óptimas. De igual manera para la realización de Bioensayos se tomó una muestra compuesta 1 día al mes por triplicado en volúmenes de 4 litros y su envío correspondiente en cadena de frío hacia el laboratorio certificado de Fisiología Vegetal de la Universidad Santiago de Guayaquil.

Durante el muestreo se tomó en primer lugar el volumen destinado al análisis microbiológico (volúmenes de 60ml), después en botellones (4 litros) se tomaron las alícuotas en tres momentos destinadas a las determinaciones físico-químicas constituyendo una muestra compuesta evitando posibles contaminaciones.



Figura 10 Toma de muestra de aguas residuales.

Fuente: Aguas residuales procedentes de un Hospital de la Ciudad de Cuenca.

Autor: BQF. Mónica León L.



Figura 11 Identificación de muestras

Fuente: Aguas residuales procedentes de un Hospital de la Ciudad de Cuenca.

Autor: BQF. Mónica León L.

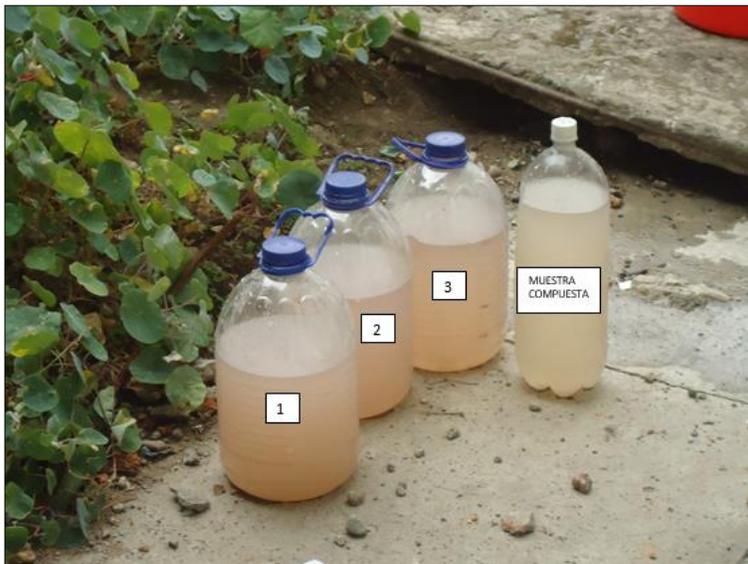


Figura 12 Identificación de muestras compuestas

Fuente: Aguas residuales procedentes de un Hospital de la Ciudad de Cuenca.

Autor: BQF. Mónica León L.

Antes de cerrar los botellones previamente se registró la temperatura que corresponde al agua residual, igualmente se calcularon los valores correspondientes al caudal con la ayuda de un cronómetro y el tiempo de llenado para un recipiente de 1 litro.

3.3.- DETERMINACIÓN DE PARÁMETROS FÍSICO, QUÍMICOS, BIOLÓGICOS DE LAS AGUAS RESIDUALES EN EL LABORATORIO DE SANITARIA DE LA FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL DE LA UNIVERSIDAD DE CUENCA.

Las muestras compuestas así como sus muestras individuales fueron llevadas al laboratorio de Sanitaria de la Facultad de Ingeniería Civil de la Universidad de Cuenca para su caracterización físico-química, biológica, donde se analizaron:



sólidos suspendidos totales (SST), sólidos totales (ST), Sólidos Sedimentables (APHA - AWWA - WPCF: Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales), DQO, DBO, pH, temperatura, según NTE INEN 1203:85 Aguas. Demanda bioquímica de oxígeno NTE INEN 1202:85, además fosfatos, nitritos, nitratos, alcalinidad, dureza total, cloruros, sulfatos, determinación de coliformes totales con su ejemplar E. coli,

Para la determinación de estos valores y concentraciones de los parámetros determinados en la Norma Oficial Ecuatoriana, se aplicaron los métodos establecidos en el manual de US APHA, AWWA, WEF. (2011).

Estos resultados fueron sometidos a análisis estadístico según paquete SPSS 20.

3.4.- SELECCIÓN DE LOS ORGANISMOS DE PRUEBA, PARA LA DETERMINACIÓN DE TOXICIDAD EN LAS AGUAS RESIDUALES.

Para determinar la posible toxicidad de las aguas residuales se realizaron ensayos ecotoxicológicos en biomodelos experimentales (*Daphnia magna*, *Lactuca sativa*, *Brachydanio rerio*, *Physa venustula* y *Phaseolus vulgaris* (OECD 202, 1981; OECD 203, 1981; OECD 208, 1984; OECD 227, 2006; OPPT 850.4200, 1996) según ruta crítica determinada para el contaminante. Se evaluó el grado de toxicidad en función de CL₅₀, NOAEL Y LOAEL. (Anexos 1, 2, 3, 4)

Las razones por las cuáles se seleccionaron estos biomodelos se detallan:

3.4.1.- *Daphnia magna*: los microcrustáceos *Daphnia spp.*, constituyen parte importante del zooplancton acuático, en la transferencia de energía en los niveles de la cadena trófica, además son organismos altamente sensibles a agentes tóxicos presentes en aguas residuales, escogiéndose en este estudio a la especie

Daphnia magna, pues está adaptada al ambiente de estudio, por lo que los resultados obtenidos presentaron mayor precisión.



Figura 13 *Daphnia magna*

Fuente: Ensayos toxicológicos para la evaluación de sustancias químicas en agua y suelo

Autor: Ramírez, P., Mendoza, A. 2008.

3.4.2.- Brachydanio rerio: Este ensayo también es utilizado para determinar efectos tóxicos agudos ocasionados por efluentes con o sin tratamiento, así como muestras de aguas de sistemas acuáticos diversos, que pueden recibir descargas de aguas contaminadas, así como aguas subterráneas que reciban influencias contaminantes (lixiviados).

3.4.3.-Physa venustula: se escogió como organismo prueba por ser una especie indicadora de la calidad del agua y por su amplia distribución. *P. venustula* es un gasterópodo propio de la región Neotropical muy bien representado en lagos, estanques y aguas tranquilas de ríos. Habita en agua limpia con abundante vegetación, puede desplazarse en suelo limoso y vivir en ambientes con un pH entre 6,4 y 7,2.

3.4.3.- *Lactuca sativa* (lechuga), *Phaseolus vulgaris* (frijol negro): a pesar de que *Lactuca sativa* y *Phaseolus vulgaris* no son organismos acuáticos, han sido considerados importantes para el desarrollo de las pruebas de toxicidad, por un lado se puede relacionar con los efectos tóxicos que sufre la población vegetal en contacto con las aguas contaminadas y por otro lado han sido ampliamente utilizadas en la determinación de toxicidad en aguas de desecho, estas razones y el hecho de que es importante que todo estudio toxicológico debe utilizar por lo menos 5 biomodelos para validar los resultados, se tomaron en cuenta de elegir estas semillas.

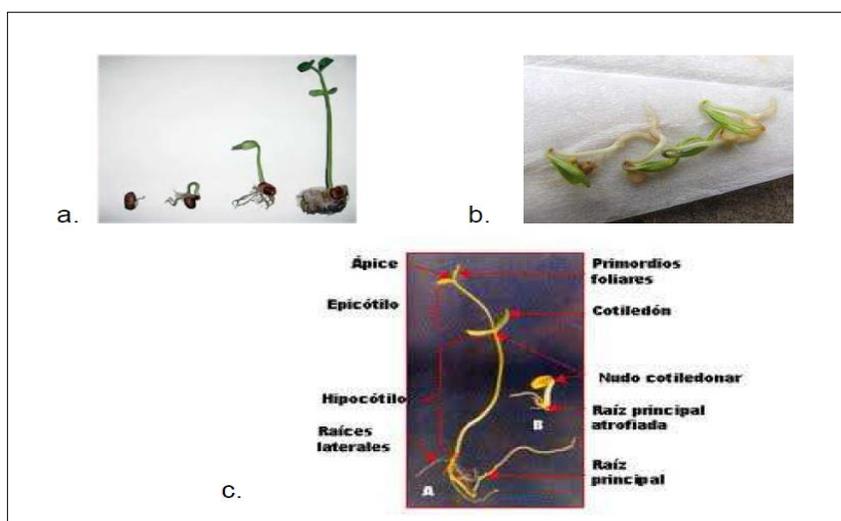


Figura 14 Germinación de semillas *Lactuca sativa*, *Phaseolus vulgaris*.

Fuente: *Ensayos toxicológicos para la evaluación de sustancias químicas en agua y suelo*

Autor: Ramírez, P., Mendoza, A. 2008.



3.5.- Determinación de la Toxicidad aguda en los biomodelos seleccionados en el Laboratorio de Fisiología Vegetal de la Universidad Santiago de Guayaquil.

Para esta determinación se usaron 5 bioensayos ecotoxicológicos usando muestras compuestas tomadas en diferentes tiempos durante los tres meses, mismas que fueron enviadas bajo control estricto de temperatura hacia el Laboratorio de Fisiología Vegetal de la Universidad de Santiago de Guayaquil, donde fueron analizadas según OECD (Organisation for Economic Cooperation and Development).

En la siguiente tabla se detallan las técnicas usadas en el laboratorio para la determinación de Toxicidad en los organismos elegidos y los parámetros considerados para su evaluación. ANEXO 1,2,3,4.

Tabla 2 Ensayos de Toxicidad seleccionados para la determinación de Toxicidad de las Aguas residuales de origen Hospitalario.

BIOENSAYO	REFERENCIA
<i>Lactuca Sativa</i> (lechuga). <ul style="list-style-type: none"> • Elongación Radical • % índice de germinación. 	EPA OPPTS. 850.4100 1996
<i>Daphnia magna</i> (Cladóceros). <ul style="list-style-type: none"> • % De inmovilización. 	(OECD 202. 1984).
<i>Brachydarío rerio</i> (pez cebra). <ul style="list-style-type: none"> • % De mortalidad. 	(OECD 203. 1992).
<i>Physa venustula</i> (molusco).	EPA. OPPTS. 885.4750. 1996.



<ul style="list-style-type: none"> • % De mortalidad. 	Aquatic Ecosystem Test. Iannacone et al. 1998, Iannacone y Alvariño. 1999.
<p><i>Phaseolus vulgaris</i> (frijol negro)</p> <ul style="list-style-type: none"> • % de germinación. <p>Ensayos de emergencia:</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ Altura de la planta (cm) ➤ Largo de la raíz (cm) ➤ Peso húmedo de la planta(g) ➤ Peso seco planta(g) ➤ Peso húmedo de la raíz(g) ➤ Peso seco de la raíz(g) ➤ % Materia seca de la planta ➤ Número de nódulos. ➤ % materia seca de la raíz ➤ Número de hojas. 	EPA(Environmental Pollution Agency) OPPTS 850.4100 (1996), OPPTS 850.4200 (1996) y OPPTS 850.4230 (1996)

Se detalla PROTOCOLO OECD 202. ENSAYO DE TOXICIDAD CON *Daphnia magna* por ser la especie más sensible para este tipo de agua residual Hospitalaria.

Para el desarrollo de pruebas de toxicidad aguda con *D. magna* se emplearán neonatos (< 24 h nacidos) expuestos a diferentes concentraciones de una muestra o de un agente tóxico durante un periodo de 48 h. Como resultado de dicha exposición es posible determinar la concentración de la muestra o compuesto problema, que produce la muerte al 50% de la población de neonatos expuestos (concentración letal media o CL₅₀), con un nivel de confiabilidad del 95 por ciento. También puede determinarse la concentración mínima donde aún se observa efecto de mortalidad (Lower Observable Effect Concentration, LOEC), así como aquella donde la muestra no produce la muerte de neonatos (No Observable Effect Concentration, NOEC). Cuando no hay un conocimiento de la toxicidad de



las muestras es recomendable llevar a cabo una prueba preliminar, en la cual se prepara un amplio número de concentraciones sin réplicas (por ejemplo: 0,001; 0,01; 0,1; 1; 10 y 100%). Para la prueba se colocan 30 mL de cada una de las diluciones en los vasos de prueba, se transfieren diez neonatos y a las 24 h se registra el número de organismos muertos.

Con esta información podrá establecerse el intervalo de concentración en el cual se puede esperar el 0 y el 100% de mortalidad. Este intervalo se utiliza como guía para la preparación de las diluciones en las pruebas definitivas.

Para la preparación de las diluciones de las muestras se utiliza como medio de dilución agua dura reconstituida (180 y 160 mg/L CaCO_3), sin ningún suplemento.

Preparación de las soluciones de prueba: muestras ambientales (efluentes y aguas superficiales) Para preparar la diluciones de la muestra se recomienda utilizar un factor de dilución de 0,5, el cual permite cubrir un amplio intervalo de dilución (por ejemplo, 100; 50; 25; 12,5; 6,25%, etc.). Si se observa un alto porcentaje de mortalidad durante las primeras horas del bioensayo, es necesario realizar más diluciones de la muestra y repetir el bioensayo.

Las pruebas definitivas requieren por lo menos cinco diluciones, por lo que es necesario preparar un mínimo de 100 mL por dilución. Este volumen será suficiente para el llenado de las tres réplicas (25 mL en cada uno) de cada concentración. Como recipientes se pueden emplear vasos de polietileno



desechables (figura 4.2.5) de 30 mL, o vasos de precipitado de vidrio de 50 mililitros.

Además de las diferentes concentraciones de la muestra, se debe preparar junto con las respectivas réplicas un control negativo con agua dura reconstituida sin suplementos, y un control positivo con una solución del tóxico de referencia (Cr VI) en la concentración que, según la carta control previamente elaborada, corresponda a la CL₅₀.

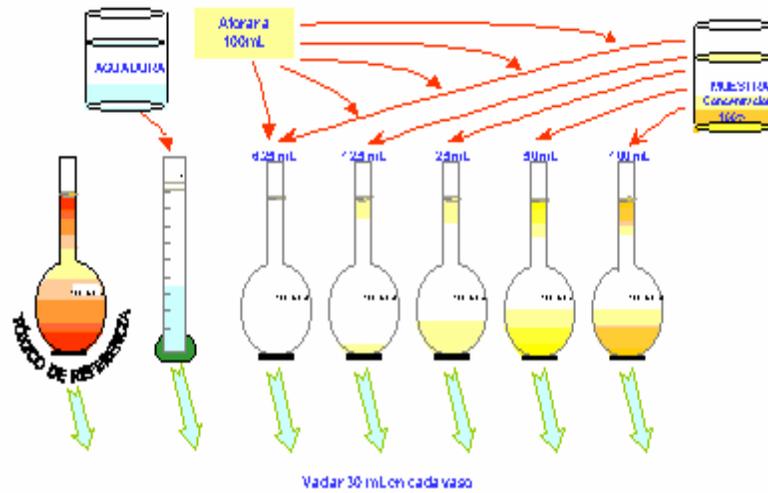
Una vez preparadas cada una de las soluciones, se transfieren diez neonatos de menos de 24 h de nacidos a cada uno de los recipientes. Para realizar este procedimiento se puede utilizar una pipeta despuntada. Terminada la transferencia se cubren los vasos con papel Parafilm y se colocan bajo condiciones controladas de iluminación y temperatura por un periodo de 48 horas.

Temperatura	21 ± 2°C
Calidad de Luz	Fluorescente, blanco-frío
Intensidad Luminosa	≤ 800 lux (luz blanca fría) en la superficie del líquido
Fotoperíodo	16 horas luz - 8 oscuridad
Recipientes de Mantenimiento	Los cultivos se mantienen en recipientes de 2L de vidrio transparentes, y deben permanecer tapados
Alimentación	Cultivos puros de <i>Selenastrum capricornutum</i> u otras algas verdes unicelulares.
Dosis de Alimento	La cantidad de alimento suministrada se calcula de la siguiente manera: $V = A \times B / C$ donde: V= volumen a ser adicionado A= número de organismos B= número de células por daphnia (1.5 x10 ⁵ células por daphnia /día) C = densidad celular de la suspensión algal El alimento es suministrado diariamente.
Suplemento Alimenticio	Los cultivos pueden suplementarse con las soluciones de vitaminas y selenito.
Densidad Poblacional	No mayor de 12 individuos/L
Limpieza	Diariamente se debe retirar las exubias (mudas) y los restos que se encuentren en el fondo de los recipientes. Cada viernes se cambia el agua de los acuarios que deben lavarse con una esponja o un paño de tela, enjuagar varias veces con agua des-ionizada. No se debe emplear jabón ni otros detergentes.
Recolección de Neonatos	Diariamente se retiran los neonatos con una pipeta Pasteur de plástico con una abertura lo suficientemente ancha para no ocasionar daños a los neonatos.

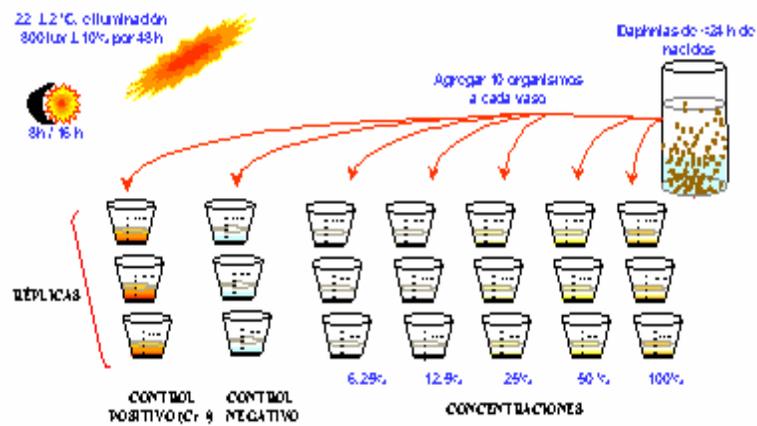


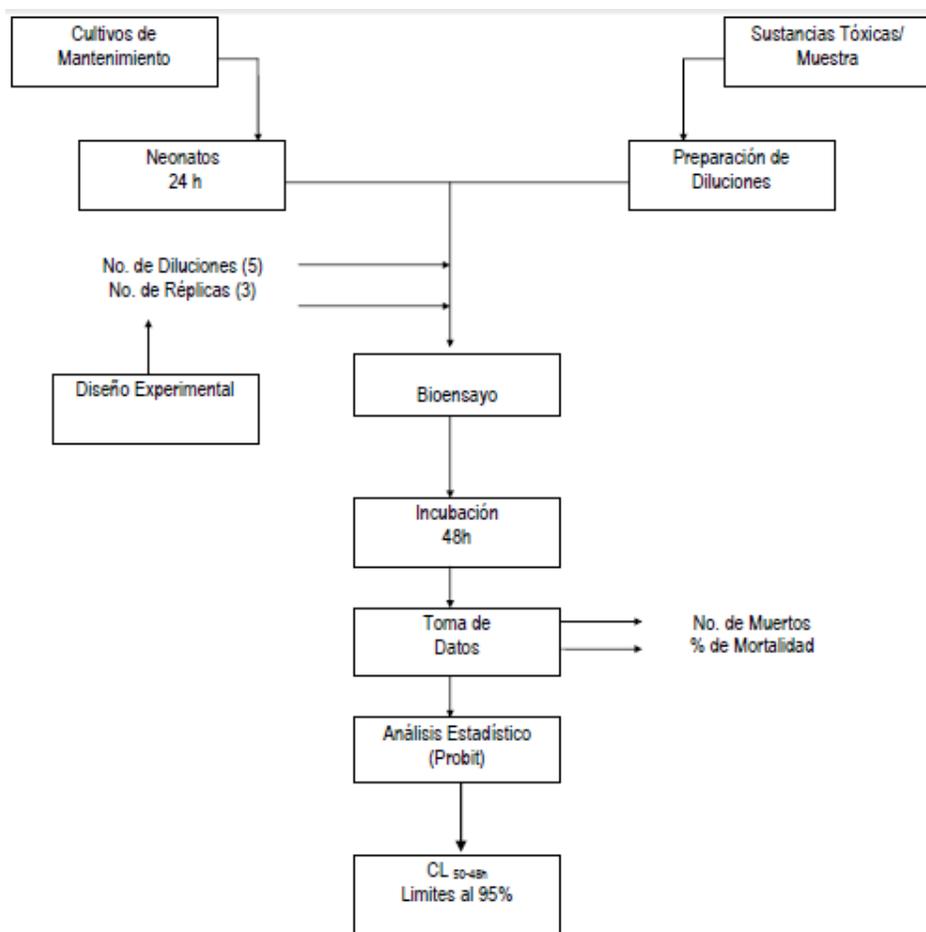
Transcurrido el tiempo establecido se revisan los vasos de prueba y se registra el número de organismos muertos en cada uno. La muerte se reconoce por la carencia de movilidad o la ausencia de ritmo cardiaco. Antes de efectuar las lecturas se agitan los recipientes en forma circular para reactivar el movimiento de los organismos que se posan inmóviles en el fondo. Aquellos que no presenten movilidad pueden observarse con un microscopio estereoscópico para confirmar la ausencia de ritmo cardiaco. En las figuras 4.2.5 y 4.2.6 se presenta un esquema del procedimiento de prueba, así como el diagrama de flujo de las actividades seguidas durante la elaboración de las pruebas de toxicidad con *Daphnia magna*.

1. PREPARACION DE DILUCIONES



2. PREPARACION DE PRUEBA





Expresión de los resultados

Cálculo de la CL_{50} : Para el cálculo de la CL_{50} y sus respectivos límites de confianza al 95% se utiliza el método Probit, ya sea manualmente o con ayuda de paquetes estadísticos que tengan este procedimiento. El método de análisis Probit permite estimar la CE_{50} o CL_{50} ajustando los datos de mortalidad mediante una técnica de probabilidad para estimar los valores que siguen una distribución logarítmica de tolerancias. El porcentaje de organismos afectados o muertos por la acción tóxica de una sustancia se transforma a unidades Probit. Esta transformación permite el ajuste a una línea de regresión, en la cual la concentración perteneciente al Probit 0,5, corresponderá a la cantidad de



sustancia capaz de generar el efecto estudiado en la mitad de la población. Una de las restricciones del método es que para el cálculo de la CE_{50} o CL_{50} deben obtenerse valores intermedios entre 0 y 100% de mortalidad.

Aceptabilidad de los resultados

- La mortalidad en el control negativo no debe exceder el 10%.
- La concentración final de oxígeno disuelto debe ser mayor de 2 mg/L. Una de las restricciones del método es que para el cálculo de la CE_{50} o CL_{50} deben obtenerse valores intermedios entre 0 y 100% de mortalidad.
- La mortalidad en el control negativo no debe exceder el 10%.
- La concentración final de oxígeno disuelto debe ser mayor de 2 mg/L.

La CL_{50} para el tóxico de referencia deberá estar dentro de los límites de confianza preestablecidos en la carta control. En caso de emplear un control positivo de concentración cercana a la CL_{50} , los valores de mortalidad obtenidos deberán encontrarse cercanos al 50%. Se puede considerar aceptable el encontrar mortalidades entre el 33 y 57 por ciento.

3.6.- Evaluación del Impacto Ambiental a través de la estimación de Unidades de Toxicidad (UT).

Para evaluar la toxicidad del vertido del Hospital se utilizó el criterio emitido por CEPIS (2001), a través de las Unidades de Toxicidad (UT), donde:

$$UT = 100/(CL_{50} \text{ o } CI_{50})$$

Donde el valor de CL_{50} o CI_{50} está expresado como porcentaje del efluente en agua de dilución.



La UT también debe ser definida para cada una de las medidas de

toxicidad: UTa = Unidad de Toxicidad aguda

UTc = Unidad de Toxicidad crónica (con un CI50 establecido para siete días).

Ramírez (2003), propone la siguiente tabla para expresar el Nivel de Incidencia Toxicológico basado en Unidades de Toxicidad.

Clasificación de la incidencia de las unidades tóxicas

NIVEL DE INCIDENCIA	UNIDADES TÓXICAS
No tóxico	1
Levemente tóxico	> 1 - 1,3
Moderadamente tóxico	> 1,3 - 2
Tóxico	>2 - 4
Muy tóxico	> 4

Criterios para Unidades de Toxicidad

La US EPA (2002) de los Estados Unidos, ha propuesto niveles de unidades de toxicidad aguda y crónica, para la protección de los ecosistemas acuáticos.

Para la protección de los efectos agudos, se ha propuesto el **Criterio de Concentración Máxima, CMC** (por sus siglas en inglés) para la toxicidad total del efluente, el cual no puede exceder de 0.3 Unidades de toxicidad aguda, medidos en la especie más sensible, de tres estudiadas ($CMC < 0.3 U_{ta}$)

Para la protección crónica, se estableció el **Criterio de Concentración Continua (CCC)**, la cual no debe exceder de 1,0 Unidades de toxicidad crónica,



para la más sensible de por lo menos tres especies de prueba ($CCC < 0.1 UT_c$).

- **Tasa de Emisión Tóxica (TER).**

Este indicador se calculó a partir de lo referido por US EPA (2002), utilizando la fórmula siguiente:

$TER = UT_a * Q$, donde:

Q= Caudal del vertimiento investigado en $m^3/día$.

- **Índice de Contaminación Tóxica ICOTOX**

Este índice se utilizó para valorar el impacto ambiental en aguas continentales causado por vertimientos. Se calculó a partir de las Unidades de Toxicidad, las que tienen por objeto hacerlas comparables con otros índices de toxicidad. (Restrepo, 2003), utilizando la siguiente ecuación: **ICOTOX = 0,26 + 0,96 Log (UT).**

Para clasificar la incidencia del valor de ICOTOX se utilizó la siguiente tabla:

Nivel de Incidencia Toxicológico de acuerdo al índice de contaminación ICOTOX

NIVEL DE INCIDENCIA	VALOR DE ICOTOX
No Tóxico	<0,26
Levemente Tóxico	0,26-0,37
Moderadamente Tóxico	0,37-0,55
Tóxico	0,55-0,84
Muy Tóxico	>0,84

Para valores UT superiores a 4, el índice ICOTOX, se vuelve automáticamente igual a 1, indicando un nivel de incidencia muy tóxico.



3.7.- Análisis Estadístico.

Para tabular, presentar e interpretar los datos obtenidos en el presente trabajo de Investigación, se utilizaron los métodos de recolección, descripción, visualización y resumen de datos originados a partir de los fenómenos de estudio. Los datos fueron procesados y presentados en forma de tablas y gráficos mediante la utilización del Microsoft Excel 2007. Para el análisis de datos se aplicó el software estadístico IBM SPSS versión 20. Estadística Descriptiva: media, mediana, desviación estándar e histogramas. Para determinar el nivel de toxicidad y si existen efectos que tengan valores estadísticamente significativos se procedió a realizar la prueba de ANOVA, considerando un nivel de significancia del 0.05 (6) lo que representa el 95% de confiabilidad. Los efectos tóxicos considerados fueron mortalidad para las pruebas de toxicidad en *Daphnia magna*, *Brachydario rerio*, *Physa venustula*, e inhibición de crecimiento en *Lactuca sativa*, y *Phaseolus vulgaris*.

Para responder a las interrogantes planteadas se consideran las siguientes hipótesis válidas para todos los casos estudiados.

Hipótesis nula Ho: El promedio de organismos vivos o número de semillas germinadas en cada réplica en comparación con el grupo control es igual al promedio de organismos vivos o semillas germinadas en el grupo control.



Hipótesis Alternativa H1: El promedio de organismos vivos o número de semillas germinadas en cada réplica en comparación con el grupo control no es igual al promedio de organismos vivos en el grupo control.

Como regla de decisión se consideró:

- Si $p > 0.05$ se acepta la hipótesis nula (H_0) es decir que no hay diferencia significativa de que el promedio de organismos vivos o número de semillas germinadas en cada réplica en comparación con el grupo control difieran al promedio de organismos vivos o semillas germinadas en el grupo control.
- Si $p < 0.05$ se rechaza la hipótesis nula (H_0) y se acepta la Hipótesis alternativa, es decir que el promedio de organismos vivos o número de semillas germinadas en cada réplica en comparación con el grupo control no es igual al promedio de organismos vivos en el grupo control, existen diferencias significativas.

En vista que la prueba ANOVA plantea únicamente que al menos un grupo es diferente de los demás pero no identifica que de grupos se trata, se realizó la prueba de Dunnet, la cuál compara la concentración de cada réplica (concentración) con un grupo control o blanco.

Además se usó la prueba de bondad de ajuste de Pearson para verificar la correspondencia entre los valores observados y esperados.



ANÁLISIS PROBIT: Para las muestras en las que se encontró letalidad superior al 50% se calculó tanto el NOEC y LOEC, como la concentración letal 50 –CL50, realizando un análisis Probit.

Este análisis permitió evaluar la mortalidad de *Daphnia magna*, *Brachydanio rerio*, *Phaseolus vulgaris* o la germinación de *Lactuca sativa* y *Physa venustula*, parámetros considerados como respuesta de los organismos de prueba, en relación a las concentraciones de las muestras de agua residual del Nivel Hospitalario.

Los datos fueron procesados en el estadístico SPSS 20 considerando:

- Muertos: corresponde al número de organismos no vivos de *Daphnia magna*, *Brachydanio rerio*, *Phaseolus vulgaris* y de semilla no germinada en el caso de *Lactuca sativa* y *Physa venustula*.
- Concentración: corresponde a las diluciones realizadas en cada muestra, expresada en porcentaje.
- Réplicas: corresponde al número de veces que se realiza la prueba para cada concentración, teniendo presente el mismo de número de organismos en cada réplica.

Con el análisis Probit, se obtiene un estimado de la concentración a la cual se presenta un porcentaje de letalidad determinado (0% - 99%) y el correspondiente intervalo de confianza del 95%.

A partir de la información obtenida en el análisis Probit se construyó la curva dosis- respuesta para cada una de las muestras analizadas y sus réplicas, encontrándose la concentración letal 50 (CL50).



De igual manera se establecieron diferencias de medias para los parámetros de crecimiento de las semillas de *Lactuca sativa* y *Phaseolus vulgaris*, que permitieron estimar las diferencias que se presentan entre las múltiples diluciones realizadas a la muestra con el control utilizado, con lo cual fue posible estimar las alteraciones en el crecimiento de las semillas.

CAPITULO IV: RESULTADOS

Los resultados que se obtuvieron como cumplimiento de cada objetivo se exponen a continuación:

4.1.- Caracterización del agua residual mediante determinaciones de los parámetros físicos químicos y biológicos.

Tabla 3 Valores de la caracterización físico química reportados por el Laboratorio de sanitaria de la Universidad de Cuenca del agua residual de un Hospital de Cuenca en diferentes fechas de muestreos.

UNIVERSIDAD DE CUENCA
LABORATORIO DE SANITARIA
RESULTADOS DE ANALISIS FISICO- QUIMICO DE AGUAS RESIDUALES HOSPITALARIAS

MUESTRA COMPUESTA												
PARAMETROS	VALORES ENCONTRADOS										UNIDAD	OBSERVACION
FECHA	05/09/2013	11/09/2013	30/09/2013	17/10/2013	31/10/2013	20/11/2013	21/11/2013	11/12/2013	18/12/2013			
HORA	Rango comprendido entre las 9:00 am - 16h00 pm											
TEMPERATURA	16	16	17	16	16	16	16	16	16	16	°C	in situ
TURBIEDAD	143	148	69,1	73,1	55,3	56,5	91	110	29,9	236	NTU,FTU	
CONDUCTIVIDAD	563	671	429	383	359	449	569	416	317	317	microsie	
SOLIDOS TOTALES	841	934	626	427	308	339	553	577	236	236	menstem	
SOLIDOS TOTALES FIJOS	228	240	206	137	104	151	170	216	130	130	mg/l	
SOLIDOS TOTALES VOLATILES	613	694	420	290	204	188	383	361	106	106	mg/l	
SOLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES	236	196	185	137	94	105	187	169	41	41	mg/l	
SOLIDOS SUSPENDIDOS FIJOS	18	2	13	19	11	11	12	27	6	6	mg/l	
SOLIDOS SUSPENDIDOS VOLATILES	218	194	172	118	83	94	175	142	35	35	mg/l	
SOLIDOS DISUETOS TOTALES	605	738	441	290	214	234	366	408	195	195	mg/l	
SOLIDOS DISUETOS FIJOS	210	238	193	118	93	140	158	189	124	124	mg/l	
SOLIDOS DISUETOS VOLATILES	395	500	248	172	121	94	208	219	71	71	mg/l	
SOLIDOS SUSPENDIDOS SEDIMENTABLES	2,5	4,5	3	3,5	3,5	1,5	2	2,5	0,5	0,5	mg/l	
pH	6,58	5,69	6,69	7,17	7,16	7,63	6,54	7,06	6,19	6,19		
ALCALINIDAD TOTAL	395	106	120	100	110	192	130	75	104	104	mg/l, CaCO3	
DUREZA TOTAL		78	74	52	72	70	74	58	84	84	mg/l, CaCO3	
CA ++		17,6	20,8	16,8	17,6	23,2	22,4	20	20,8	20,8	mg/l	
Mg ++		8,26	5,34	2,43	3,88	2,91	4,37	1,94	7,77	7,77	mg/l	por cálculo
Na ++	30	52	28	36	25	25	22	10	9	9	mg/l	
k ++	11,2	23,2	16,7	17	10,6	18,5	14,6	9,9	6,4	6,4	mg/l	
CLORUROS		76	41	43	35	45	48	31	27	27	mg/l	
SULFATOS				152,54	20,29	19,06	26,03	32,56	20,31	20,31	mg/l	
P-ORTOFOSFATO REACTIVO	5,35	2,67	4,6	3,31	2,76	3,44	3,15	3,31	2,11	2,11	mg/l	como fósforo
P-ORTOFOSFATO TOTAL	28,5	31,1	39,8	45	52,8	49,3	42,8	58,5	65,6	65,6	mg/l	como fósforo
N. NITRITOS	80,51	17,48	12,23	77,27	225	219,5	37,28	150	39,3	39,3	mg/l	como Nitrógeno
N. NITRATOS	0,9	0,41	0,218	0,227	0,66	0,2	0,26	0,309	0,36	0,36	mg/l	como Nitrógeno
N. AMONIACAL	2,24	2,8	14	16,8	7,28	16,8	7,84	10,3	10,5	10,5	mg/l	como Nitrógeno
N. ORGANICO	8,4	12,88	14	16,24	27,44	23,24	15,68	19,2	17,4	17,4	mg/l	como Nitrógeno
N. TOTAL	10,64	15,68	28	33,04	34,72	40,04	23,52	29,5	27,9	27,9	mg/l	como Nitrógeno
FLUORUROS	0,85	0,84	0,57	0,53	0,63	0,54	0,62	0,66	0,63	0,63	mg/l	
DEMANDA QUIMICA DE OXIGENO	840,62	832,7	594	472	256	1480	580	590	312	312	mg/l	
DEMANDA BIOQUIMICA DE OXIGENO 5	484,8	415	318,3	263,8	205	1140	360	390	277,5	277,5	mg/l	
OBSERVACIONES					DBO5; interferida por presencia de tóxicos	La muestra presenta un pronunciado olor a medicamento						



Tabla 4 Valores de la caracterización biológica reportados por el Laboratorio de sanitaria de la Universidad de Cuenca del agua residual de un Hospital de Cuenca en diferentes fechas de muestreos.

MUESTRAS PUNTUALES TOMADAS EN LA HORA QUE SE ESPECIFICA PARA DETERMINACION DE COLIFORMES								
FECHA DEL MUESTREO	NRO. DE MUESTRA	HORA	TEMPERATURA °C in situ	TURBIEDA DNTU,FTU	CONDUCTIVIDAD microsiemens/cm	pH	COLIFORMES TOTALES NMP/100 ML 37C - 24 H	E. coli NMP/100 ML 37C - 24H
05/09/2013	1	10:00 AM	17	53	424	7,64	4,70E+08	3,90E+08
	2	12:00 PM	15	61,8	501	6,93		
	3	14:00 p.m.	16	150	520	6,85	3,20E+08	3,70E+08
	4	16:00 p.m.	17	98	604	8,12		
11/09/2013	1	10:00 AM	17	75,6	527	6,06	1,40E+09	2,10E+09
	2	12:00 PM	16	52,6	784	7,41		
	3	14:00 p.m.	16	190	791	6,53	2,10E+09	6,10E+08
	4	16:00 p.m.	16	95,1	678	6,7		
30/09/2013	1	10:00 AM	16	82,5	493	6,69	2,40E+08	5,60E+07
	2	12:00 PM	17	54,6	376	6,83	1,10E+08	4,50E+07
	3	14:00 p.m.	17	43,8	326	6,85	4,10E+08	0
17/10/2013	1	10:00 AM	15	29	267	7,49	2,10E+09	1,70E+09
	2	12:00 PM	16	28,7	245	7,26		
	3	14:00 p.m.	16	55,6	380	7,14	4,00E+07	6,80E+06
	4	16:00 p.m.	17	58,2	381	6,94		
31/10/2013	1	10:00 AM	16	54,1	295	6,85	9,20E+09	9,40E+08
	2	12:00 PM	16	34,7	364	7,39		
	3	14:00 p.m.	16,5	14,7	320	7,63	4,10E+08	1,50E+08
	4	16:00 p.m.	16,5	14,8	301	7,68		
20/11/2013	1	10:00 AM	16	44,5	451	7,89	1,60E+09	2,00E+07
	2	12:00 PM	16	51,4	452	7,58		
	3	14:00 p.m.	16	128	622	7,85	1,30E+07	0
	4	16:00 p.m.	16	230	661	8,03		
21/11/2013	1	10:00 AM	16	55,2	522	7,12	5,40E+08	5,40E+08
	2	12:00 PM	16	136	345	6,89		
	3	14:00 p.m.	16	82,5	374	6,14	1,60E+09	9,20E+08
	4	16:00 p.m.	16	85,9	361	6,37		
11/12/2013	1	10:00 AM	16	126	430	7,05	> 1,6E+09	5,40E+08
	2	12:00 PM	16	117	429	7,28		
	3	14:00 p.m.	17	123	431	7,58	> 1,6 E+09	9,20E+08
	4	16:00 p.m.	17	127	432	7,22		
18/12/2013	1	10:00 AM	16	17,2	339	7,3	3,80E+07	1,10E+07
	2	12:00 PM	16	21,7	342	7,09		
	3	14:00 p.m.	16	19,6	343	6,85	4,10E+07	9,20E+06
	4	16:00 p.m.	17	19,8	342	6,82		

En la muestra 3, el resultado 0.0 para E. Coli, es una clara evidencia de la toxicidad presente para esta bacteria por lo que podría ser utilizado como bioindicador

Las diluciones para E. coli muestran una ruptura en su continuidad por lo tanto es indicativo de la toxicidad del residuo sobre esta bacteria

Las diluciones para E. coli muestran una ruptura en su continuidad por lo tanto es indicativo de la toxicidad del residuo sobre esta bacteria

Para el rango de diluciones aplicadas, se observa ausencia de E. Coli, pero presencia de bacterias coliformes, lo que significa que hay toxicidad del desecho para esta bacteria

- **Turbidez:** El promedio de turbidez fue de 86,21 (29,9-148) NTFU.

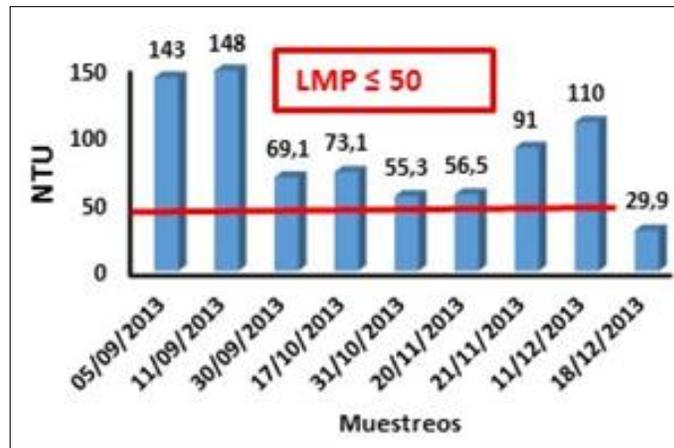


Figura 15 Valores de turbidez del agua residual de un Hospital de Cuenca en diferentes fechas de muestreos.

Fuente: Análisis estadístico
 Autor: BQF. Mónica León L.

- **Alcalinidad y dureza total:** Los valores promedio de dureza total fueron de 70 (52-84) mg/L.

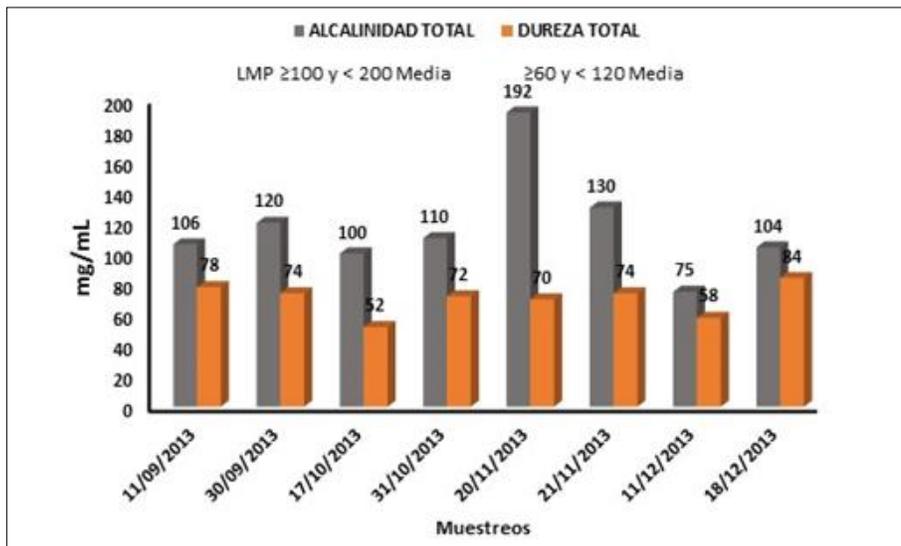


Figura 16 Valores de alcalinidad y dureza total del agua residual de un Hospital de Cuenca en diferentes fechas de muestreo.

Fuente: Análisis estadístico
 Autor: BQF. Mónica León L.

- **Conductividad:** La conductividad presentó valores promedio de 461,78 (317-671) uS/cm.

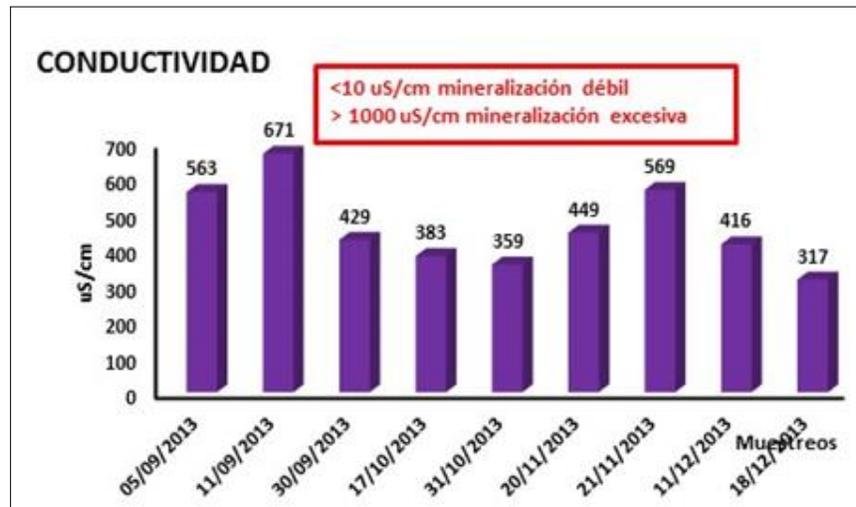


Figura 17 Valores de conductividad del agua residual de un Hospital de la Ciudad de Cuenca en diferentes fechas de muestreo.

Fuente: Análisis estadístico

Autor: BQF. Mónica León L.

- **pH:** El pH tuvo valores promedio de 6,75 (5,69-7,63). Rango Normal 5 - 9
- **Temperatura:** La temperatura registrada durante el período de la toma de muestras fue de 16,24 °C (16,00-16,67 °C). Rango normal < 40 °C

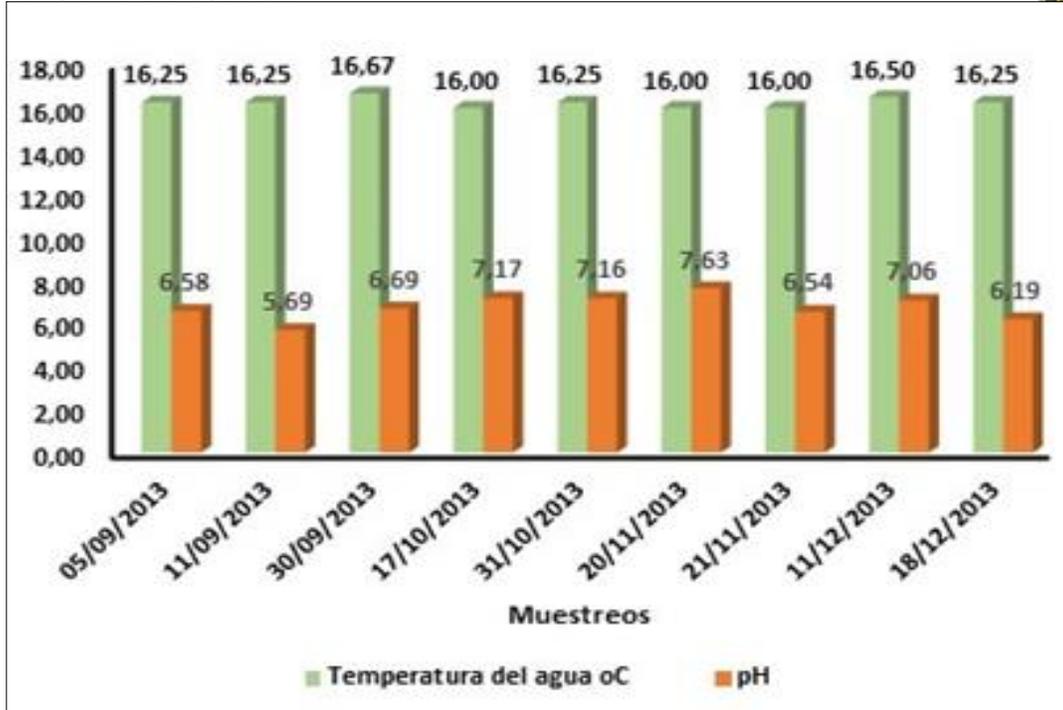


Figura 18 Valores de pH y temperatura del agua residual de un Hospital de la Ciudad de Cuenca en diferentes fechas de muestreos.

Fuente: Análisis estadístico
Autor: BQF. Mónica León L.

- **Ca⁺⁺, Mg⁺⁺, K⁺, Na⁺:** Los valores promedios de los cationes estuvieron dentro de los valores reportados como normales, excepto para el K⁺ que fue de 14,23 (6,4-23,2) mg/L (Figura 20).

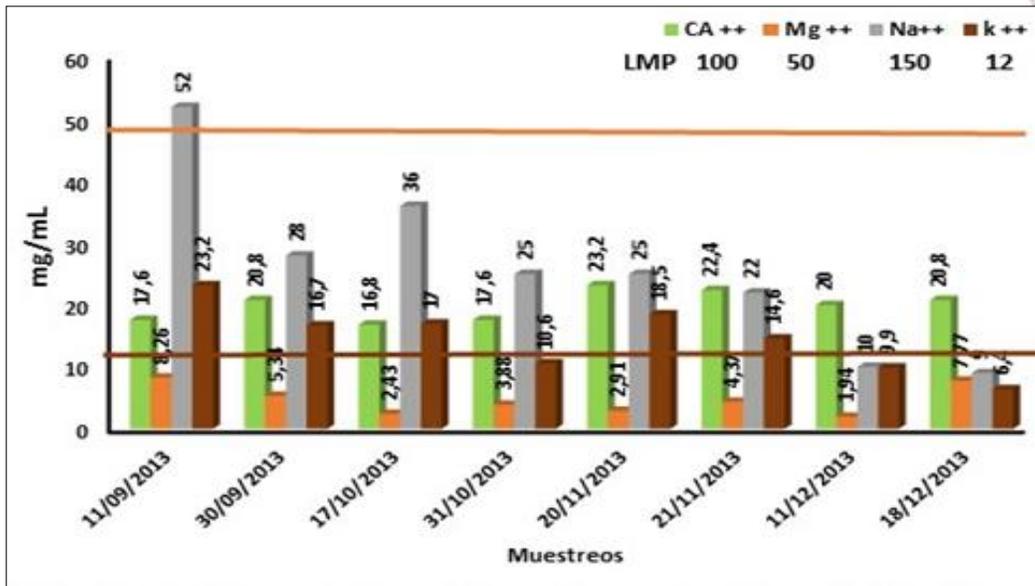


Figura 19 Valores de Ca⁺⁺, Mg⁺⁺, K⁺ de las aguas residuales de un Hospital de la Ciudad de Cuenca en diferentes fechas de muestreos.
 Fuente: Análisis estadístico
 Autor: BQF. Mónica León L.

- **Cloruros:** los valores de cloruros fueron de 43,25 (27-76) mg/L.

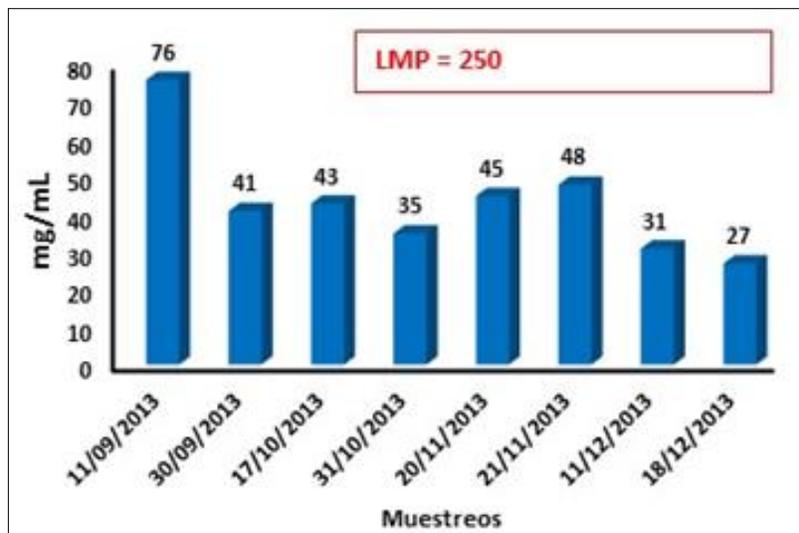


Figura 20 Valores de cloruros del agua residual de un Hospital de la Ciudad de Cuenca en diferentes fechas de muestreos.
 Fuente: Análisis estadístico
 Autor: BQF. Mónica León L.

- **Sulfatos:** Los valores obtenidos fueron de 45,13 (19,06-152,54) mg/L.

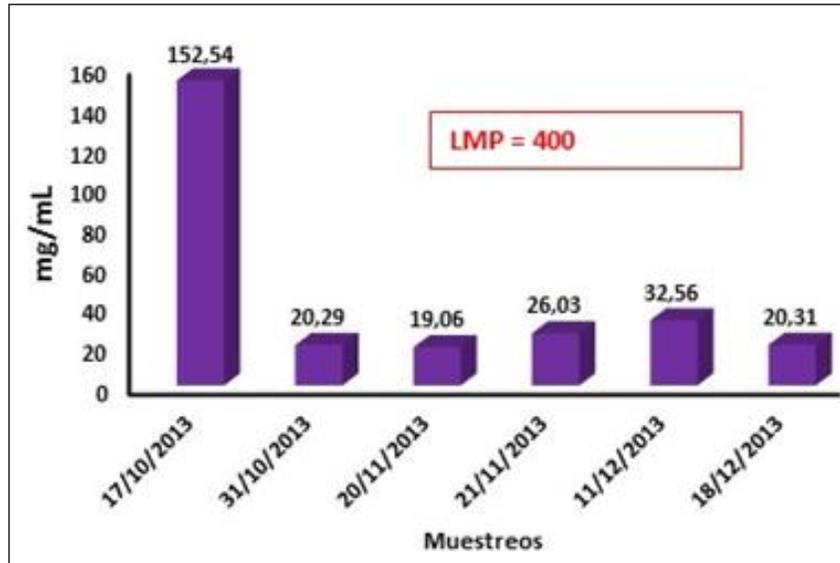


Figura 21 Valores de sulfatos del agua residual de un Hospital de la Ciudad de Cuenca en diferentes fechas de muestreos.

Fuente: Análisis estadístico
 Autor: BQF. Mónica León L.

- **Fluoruros:** Los resultados obtenidos con los fluoruros fueron de 0,65 (0,53-0,85) mg/L.

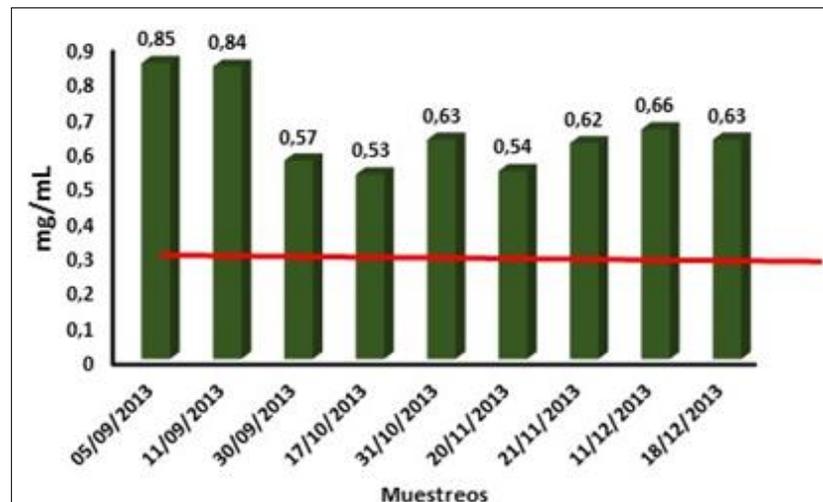


Figura 22 Valores de fluoruros del agua residual de un Hospital de la Ciudad de Cuenca en diferentes fechas de muestreos.

Fuente: Análisis estadístico
 Autor: BQF. Mónica León L.

- **Nitrógeno orgánico:** Los valores de nitrógeno orgánico obtenidos fueron de 17,16 (8,4 - 27,44) mg/L.



Figura 23 Valores del nitrógeno orgánico del agua residual de un Hospital de la Ciudad de Cuenca en diferentes fechas de muestreos.

Fuente: Análisis estadístico
 Autor: BQF. Mónica León L.

- **Nitrógeno amoniacal:** El nitrógeno amoniacal presentó valor promedio de 9,84 (2,24-16,8) mg/L.

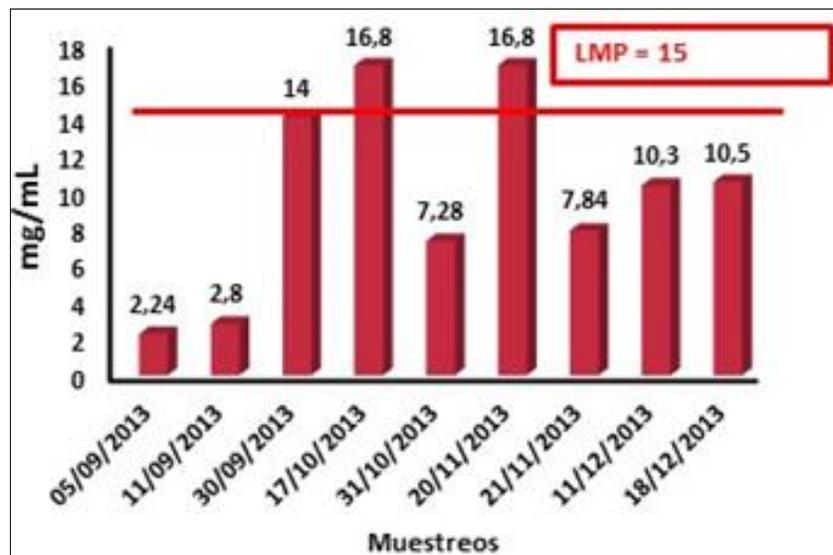


Figura 24 Valores del nitrógeno amoniacal del agua residual de un Hospital de la Ciudad de Cuenca en diferentes fechas de muestreos.

Fuente: Análisis estadístico
 Autor: BQF. Mónica León L.

- **Nitrógeno total:** Los resultados del nitrógeno total fueron de 27,00 (10,64 - 40,04) mg/L.

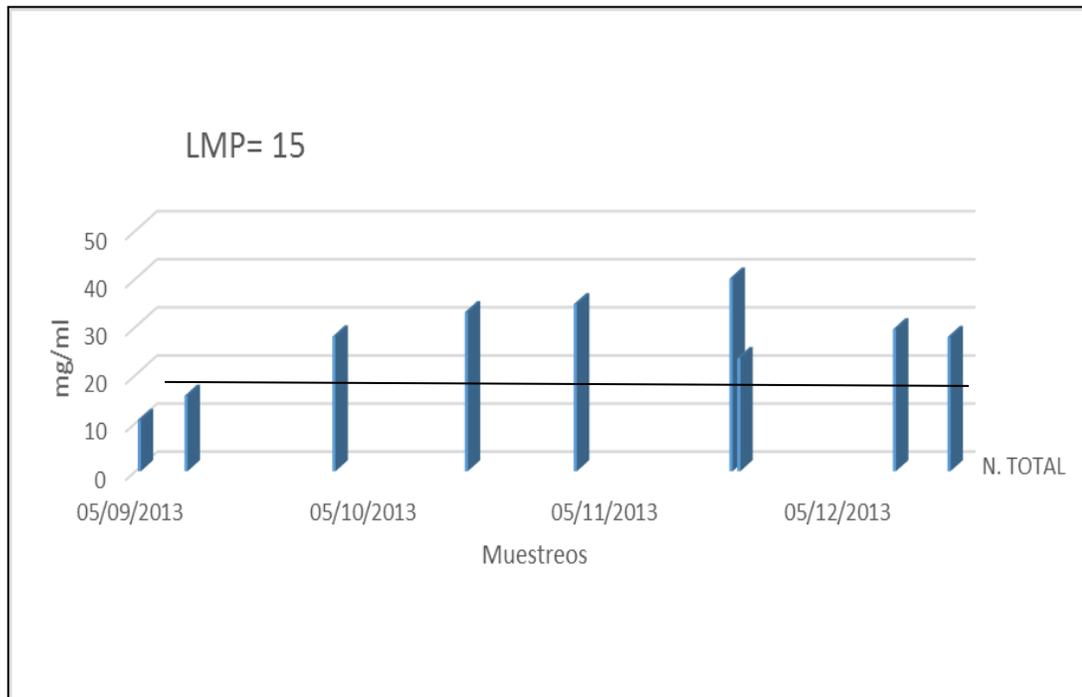


Figura 25 Valores del nitrógeno total del agua residual de un Hospital de la Ciudad de Cuenca en diferentes fechas de muestreos.
Fuente: Análisis estadístico
Autor: BQF. Mónica León L.

- **Tipos de sólidos:** Todas las clases de sólidos presentaron valores altos.

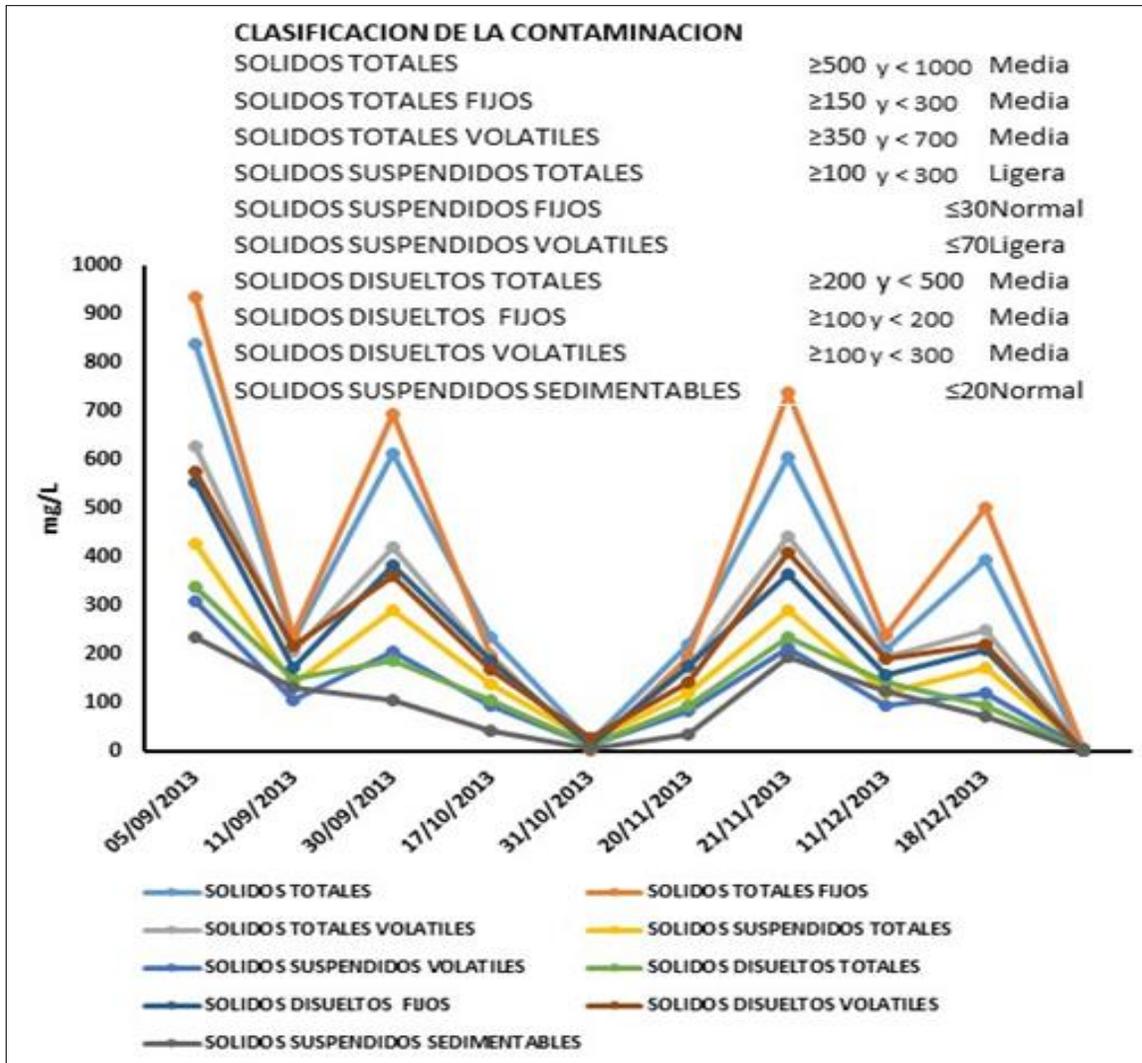


Figura 26 Valores de sólidos del agua residual de un Hospital de la Ciudad de Cuenca en diferentes fechas de muestreos.

Fuente: Análisis estadístico
 Autor: BQF. Mónica León L.

- **Demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅):** Se aprecia en la Figura 28 que el parámetro de DBO₅ tuvo valores promedio de 428,27 (205-1140) mg/L.

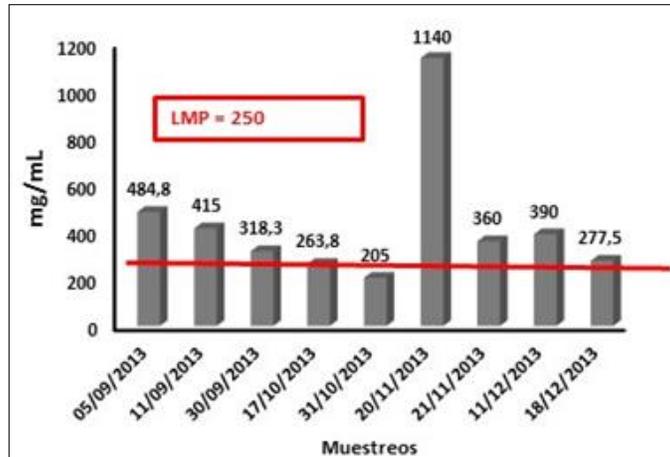


Figura 27 Valores de DBO5 del agua residual de un Hospital de la Ciudad de Cuenca en diferentes fechas de muestreos
 Fuente: Análisis estadístico
 Autor: BQF. Mónica León L.

- **Demanda química de oxígeno (DQO):** Para la DQO se obtuvieron valores promedio de 661,92 (256-1480) mg/L.

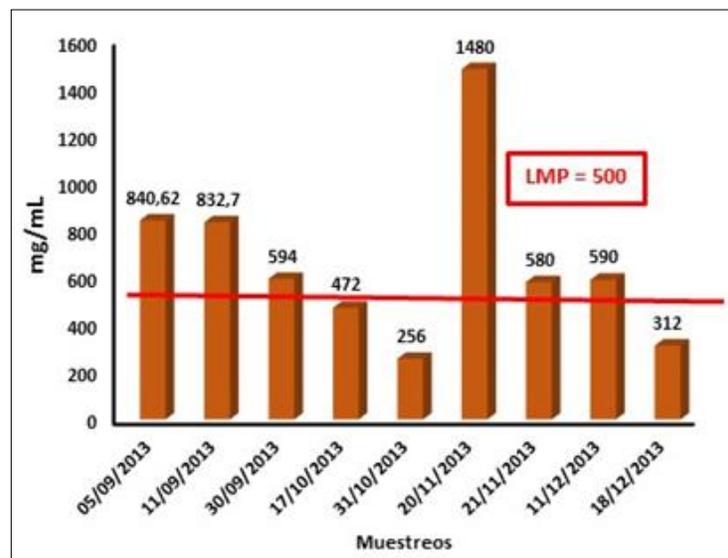


Figura 28 Valores de DQO del agua residual de un Hospital de la Ciudad de Cuenca en diferentes fechas de muestreos.
 Fuente: Análisis estadístico
 Autor: BQF. Mónica León L.



- **Nitritos y nitratos:** Los resultados de los nitritos estuvieron en promedio de 95,40 (12,23-225) mg/L y nitratos de 0,39 (0,2-0,9) mg/L.

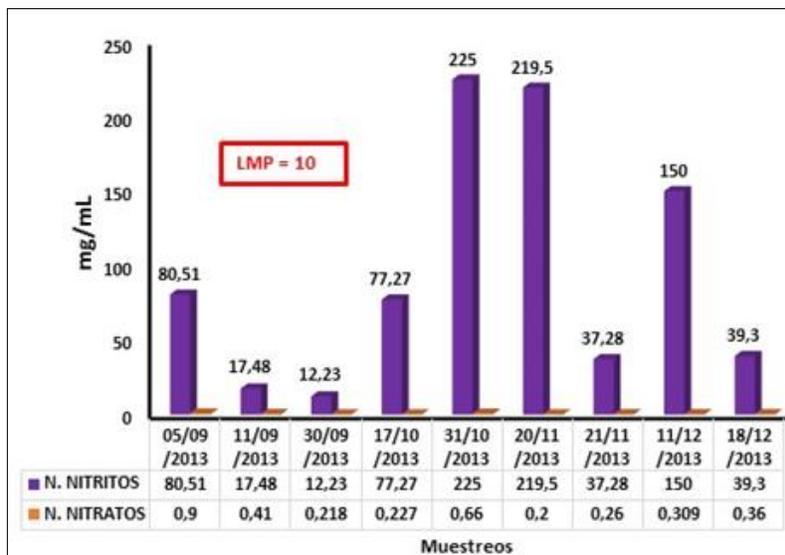


Figura 29 Valores de nitritos y nitratos del agua residual de un Hospital de la Ciudad de Cuenca en diferentes fechas de muestreos.

Fuente: Análisis estadístico
 Autor: BQF. Mónica León L.

- **p-ortofosfato reactivo y p-ortofosfato total:** Los valores de fosfato obtenidos fueron para el p-ortofosfato reactivo de 3,41 (2,11-5,35) mg/L y p-ortofosfato total de 45,93 (28,5-65,6) mg/L (Figura 30).

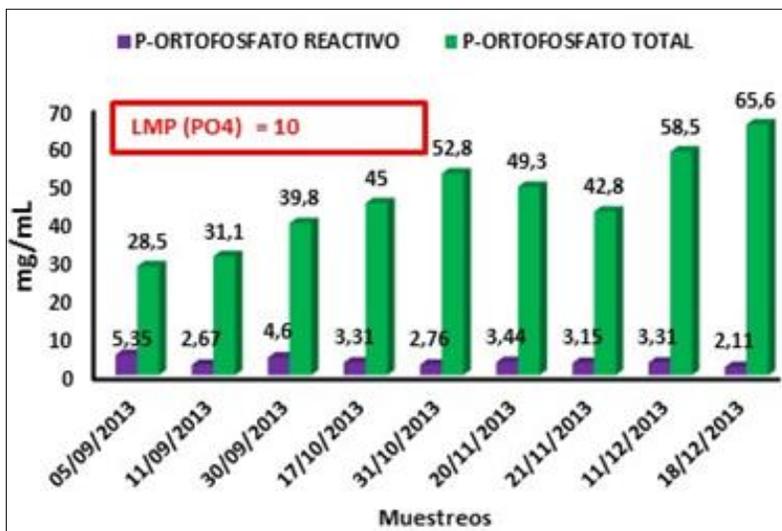


Figura 30 Valores de p-ortofosfato reactivo y p-ortofosfato total del agua residual de un Hospital de la Ciudad de Cuenca en diferentes fechas de muestreos.

Fuente: Análisis estadístico
 Autor: BQF. Mónica León L.

- **Coliformes fecales.:** En la Figura 31 se observa una alta carga de coliformes totales $1.31E+09$ ($4.81E+09-3.95E+07$) y *E. coli* $5.16E+08$ ($1,36E+09-1,00E+07$) como NMP/100 ML a 37°C y 24H.

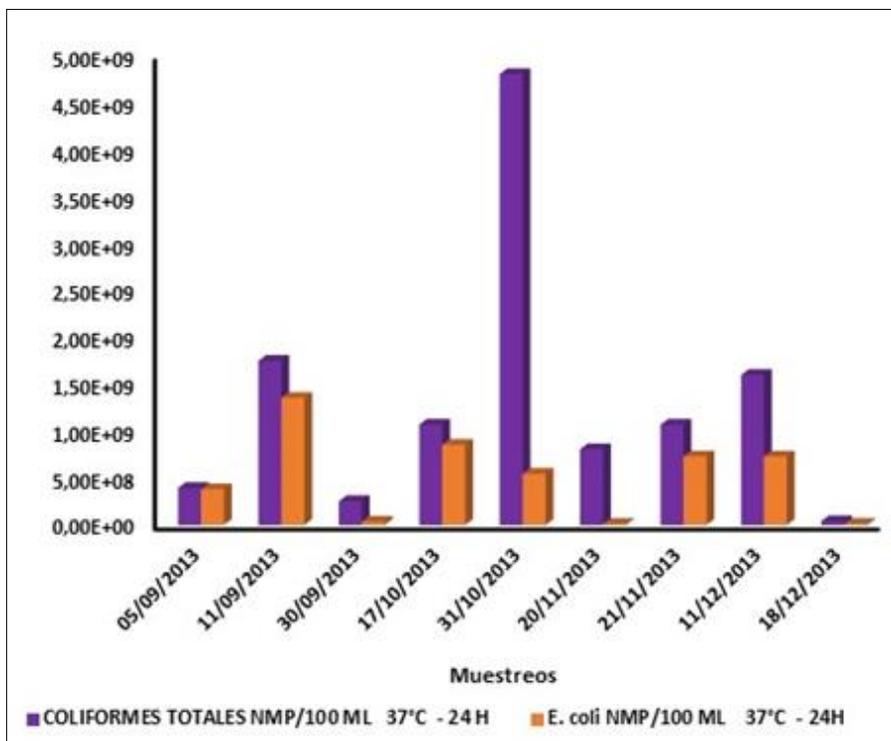


Figura 31 Valores de coliformes totales y *E. coli* del agua residual de un Hospital de la Ciudad de Cuenca en diferentes fechas de muestreos.

Fuente: Análisis estadístico

Autor: BQF. Mónica León L.

4.2.- Determinación de los posibles efectos toxicológicos ambientales de las aguas residuales, mediante Bioensayos con *Daphnia magna*, *Physa venustula*, *Brachydanio rerio*, *Lactuca sativa* y *Phaseolus vulgaris*.

4. 2.1.- *Daphnia magna*.

CatM1 = Se corresponde con la muestra 1, 2 y 3 tomada en el tubo colector final del Hospital. Con estas muestras se hizo una mezcla para los ensayos.

CatM2 = Se corresponde con la muestra 4, 5 y 6 tomada en el tubo colector final del Hospital. Con estas muestras se hizo una mezcla para los ensayos.



CatM3 = Se corresponde con la muestra 7, 8 y 9 tomada en el tubo colector final del hospital. Con estas muestras se hizo una mezcla para los ensayos.

#PSG = Número de plantas sin germinar.

IG = Inhibición de la germinación en porcentaje.

OD = =Oxígeno disuelto

Tabla 5 Valores del Bioensayo realizado con *Daphnia magna* del agua residual de un Hospital de Cuenca, reportados por el Laboratorio de Fisiología Vegetal de la Universidad Santiago de Guayaquil. Muestra Nro. 1.

No. Concentración Cat1	% dilución	Réplicas Organismos inhibidos				Medidas finales		No. Observado de inhibidos/No. Total de organismos	% inhibidos obtenido
		1	2	3	4	OD	pH		
1	100,000	5	5	5	5	6	7,4	20/20	100
2	50,000	4	3	4	4	6	7,4	15/20	75
3	25,000	4	3	3	2	6	7,4	12/20	60
4	12,500	3	2	3	3	6	7,4	11/20	55
5	6,250	2	1	1	1	6	7,4	5/20	25
6	3,125	0	0	0	0	0	7,4	0/20	0
Control negativo		0	0	0	0	6	7,4	0/20	0

Tabla 6 Valores del Bioensayo realizado con *Daphnia magna* del agua residual de un Hospital de Cuenca, reportados por el Laboratorio de Fisiología Vegetal de la Universidad Santiago de Guayaquil. Muestra Nro. 2

No. Concentración Cat2	% dilución	Réplicas Organismos inhibidos				Medidas finales		No. Observado de inhibidos/No. Total de organismos	% inhibidos obtenido
		1	2	3	4	OD	pH		
1	100,000	5	5	5	5	6	7,4	20/20	100
2	50,000	4	5	4	4	6	7,4	18/20	90
3	25,000	4	4	3	4	6	7,4	16/20	80
4	12,500	3	3	3	4	6	7,4	13/20	65
5	6,250	2	1	2	1	6	7,4	7/20	35
6	3,125	0	0	0	0	0	7,4	0/20	0
Control negativo		0	0	0	0	6	7,4	0/20	0



Tabla 7 Valores del Bioensayo realizado con *Daphnia magna* del agua residual de un Hospital de Cuenca, reportados por el Laboratorio de Fisiología Vegetal de la Universidad Santiago de Guayaquil. Muestra Nro. 3

No. Concentración Cat3	% dilución	Réplicas Organismos inhibidos				Medidas finales		No. Observado de inhibidos/No. Total de organismos	% inhibidos obtenido
		1	2	3	4	OD	pH		
1	100,000	5	5	5	5	6	7,4	20/20	100
2	50,000	4	4	4	4	6	7,4	16/20	80
3	25,000	4	4	3	4	6	7,4	15/20	75
4	12,500	3	3	3	4	6	7,4	13/20	65
5	6,250	2	1	2	1	6	7,4	6/20	30
6	3,125	0	0	0	0	0	7,4	0/20	0
Control negativo		0	0	0	0	6	7,4	0/20	0

Tabla 8 Valores del Ensayo de sensibilidad con Dicromato de K para el ensayo CatM1, CatM2 y CatM3 realizado con *Daphnia magna* del agua residual de un Hospital de Cuenca, reportados por el Laboratorio de Fisiología Vegetal de la Universidad Santiago de Guayaquil.

No. Concentración Dicromato K	mg/L	Réplicas Organismos inhibidos				Medidas finales		No. Observado de inhibidos/No. Total de organismos	% inhibidos obtenido
		1	2	3	4	OD	pH		
1	0,4375	5	5	5	5	6	7,4	20/20	100
2	0,2188	4	4	3	4	6	7,4	15/20	75
3	0,1094	3	3	2	4	6	7,4	12/20	60
4	0,0547	2	1	1	2	6	7,4	6/20	30
5	0,0273	0	0	0	0	6	7,4	0/20	0
Control negativo		0	0	0	0	6	7,4	0/20	0

En el análisis Probit para la determinación de la concentración inhibitoria 50 (CI50) la respuesta fue para la muestra 1 de 15,99% (6,47-27,91) (Figura 32), la muestra 2 de 11,00% (5,62-17,82) (Figura 33), la muestra 3 de 12,60% (5,96-21,40) (Figura 34) y el Dicromato de Potasio de 0,098% (0,45-0,153) (Figura 35).

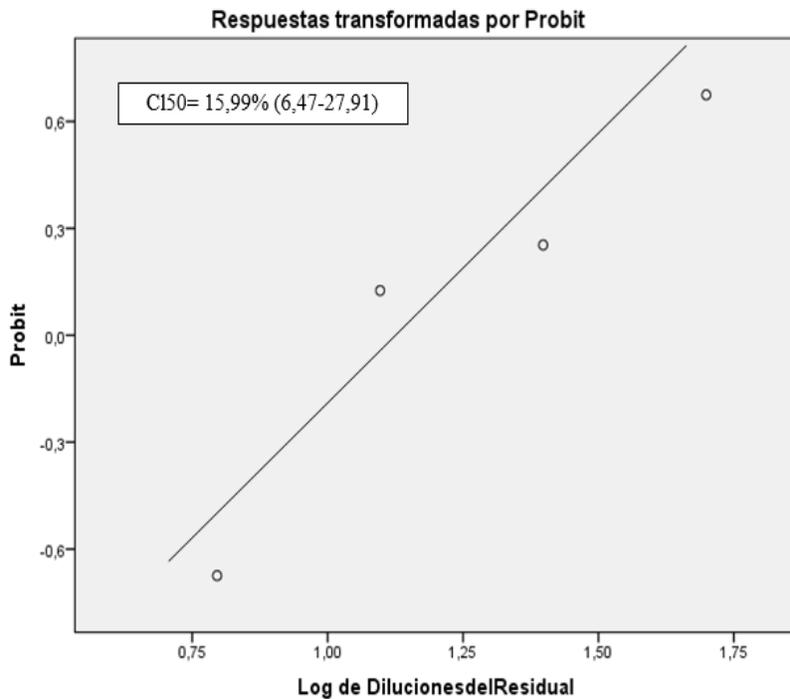


Figura 32 CI50 de la muestra 1 en *Daphnia magna*.

Fuente: Análisis estadístico
Autor: BQF. Mónica León L.

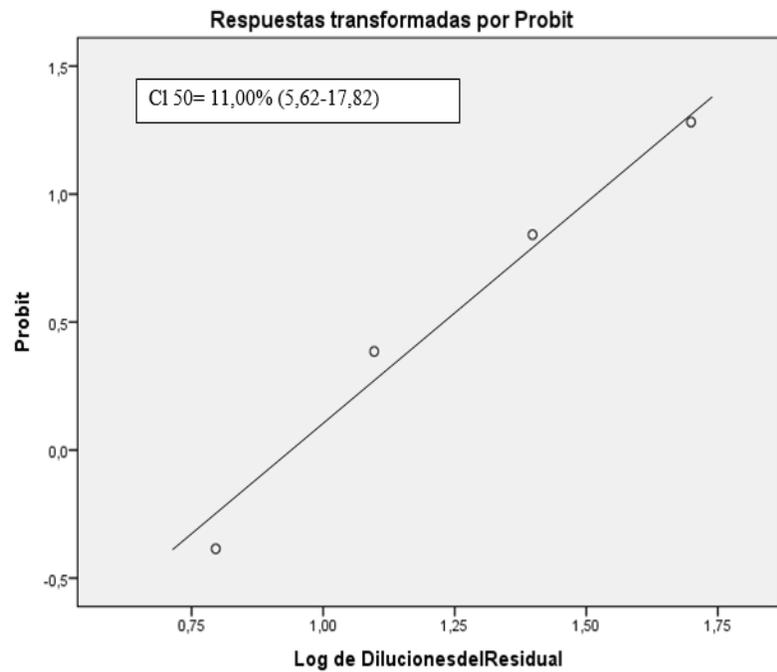


Figura 33 CI50 de la muestra 2 en *Daphnia magna*.

Fuente: Análisis estadístico
Autor: BQF. Mónica León L.

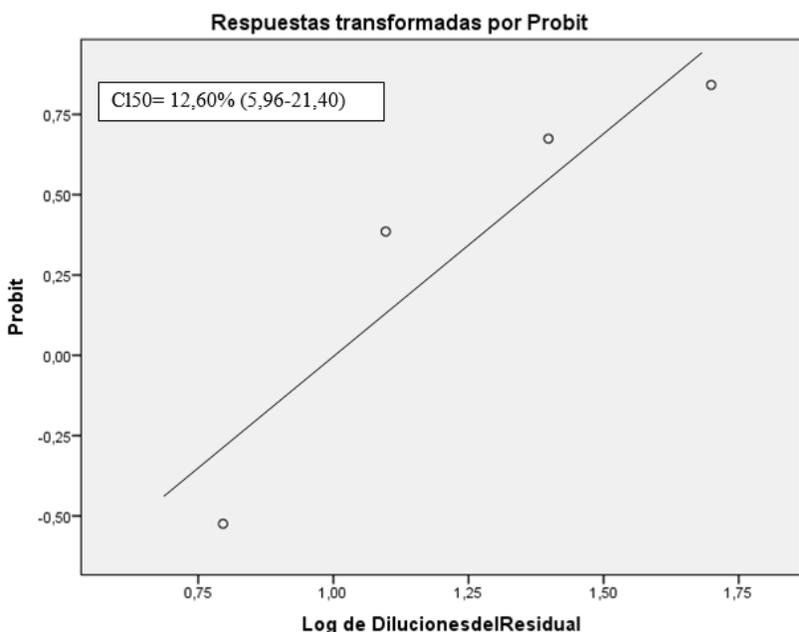


Figura 34 CI50 de la muestra 3 en *Daphnia magna*.

Fuente: Análisis estadístico
 Autor: BQF. Mónica León L.

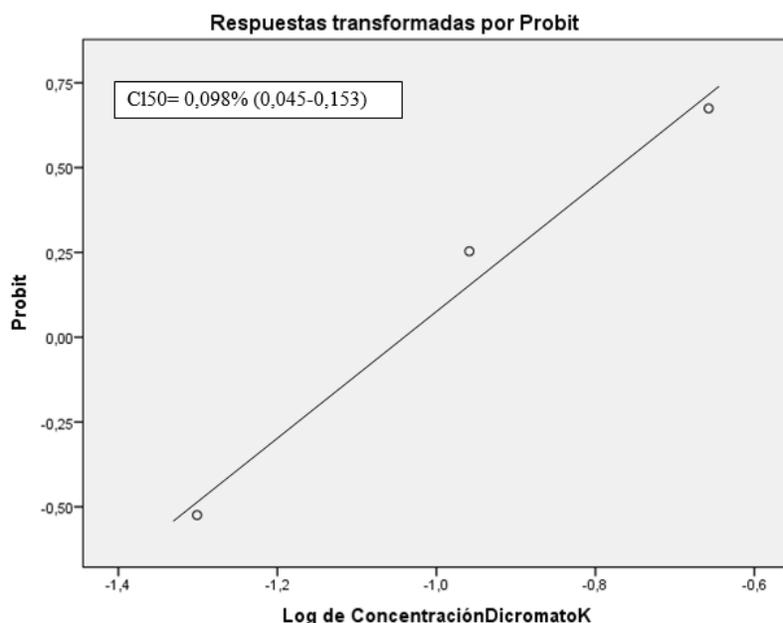


Figura 35 CI50 del Dicromato de K en *Daphnia magna*.

Fuente: Análisis estadístico
 Autor: BQF. Mónica León L.

4.2.2.- *Physa venustula*

Tabla 9 Valores del Bioensayo realizado con *Physa venustula* del agua residual de un Hospital de Cuenca, reportados por el Laboratorio de Fisiología Vegetal de la Universidad Santiago de Guayaquil. Muestra Nro. 1

No. Concentración Cat1	% dilución	Réplicas / Mortalidad				Medidas finales		No. Observado de muertes/No. Total de organismos	% mortalidad obtenido
		1	2	3	4	OD mg/L	pH		
1	100	6	7	7	6	6	7,2	26 /40	65
2	50	3	5	4	5	6	7,2	17 /40	42,5
3	25	2	4	3	4	6	7,2	13 /40	32,5
4	12,5	2	3	4	3	6	7,2	12 /40	30
5	6,25	2	1	1	1	6	7,2	5 /40	12,5
6	3,125	0	0	0	0	6	7,2	0 /40	0
Control negativo		0	0	0	0	6	7,2	0 /40	0



Tabla 10 Valores del Bioensayo realizado con *Physa venustula* del agua residual de un Hospital de Cuenca, reportados por el Laboratorio de Fisiología Vegetal de la Universidad Santiago de Guayaquil. Muestra Nro.

No. Concentración Cat2	% dilución	Réplicas / Mortalidad				Medidas finales		No. Observado de muertes/No. Total de organismos		% mortalidad obtenido
		1	2	3	4	OD mg/L	Ph			
1	100	7	6	5	5	6	7,2	23	/40	57,5
2	50	3	5	4	4	6	7,2	16	/40	40
3	25	2	4	5	4	6	7,2	15	/40	37,5
4	12,5	2	3	4	3	6	7,2	12	/40	30
5	6,25	2	1	2	1	6	7,2	6	/40	15
6	3,125	0	0	0	0	6	7,2	0	/40	0
Control negativo		0	0	0	0	6	7,2	0	/40	0

Tabla 11 Valores del Bioensayo realizado con *Physa venustula* del agua residual de un Hospital de Cuenca, reportados por el Laboratorio de Fisiología Vegetal de la Universidad Santiago de Guayaquil. Muestra Nro. 3

No. Concentración Cat3	% dilución	Réplicas / Mortalidad				Medidas finales		No. Observado de muertes/No. Total de organismos		% mortalidad obtenido
		1	2	3	4	OD mg/L	Ph			
1	100	5	7	6	8	6	7,2	26	/40	65
2	50	3	4	4	5	6	7,2	16	/40	40
3	25	2	4	4	4	6	7,2	14	/40	35
4	12,5	2	3	3	3	6	7,2	11	/40	27,5
5	6,25	2	1	2	1	6	7,2	6	/40	15
6	3,125	0	0	0	0	6	7,2	0	/40	0
Control negativo		0	0	0	0	6	7,2	0	/40	0



La CI50 para la muestra 1 fue de 52,89% (23,11-96,79) (Figura 36), la muestra 2 fue de 60,75% (22,53-131,57) (Figura 37) y la muestra 3 de 54,11% (21,69-

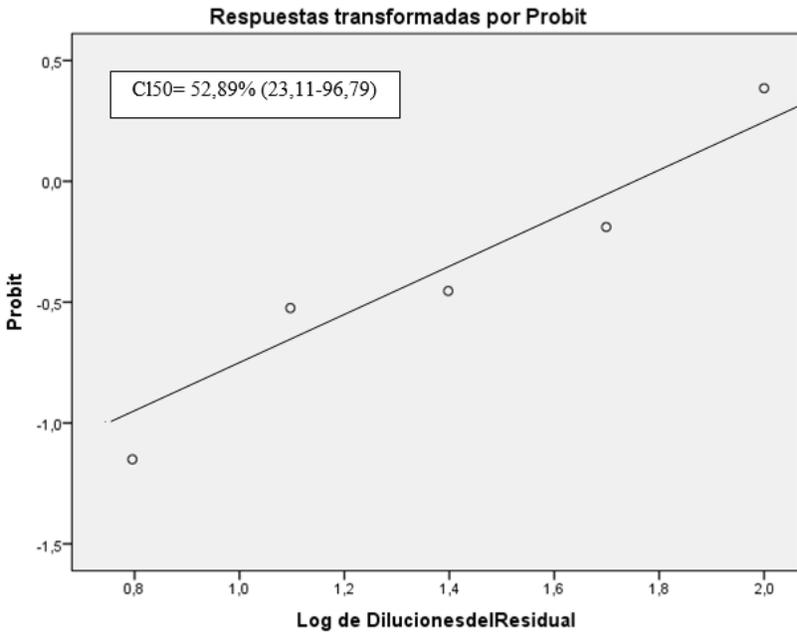


Figura 36 CI50 de la muestra 1 en *Physa venustula*.

Fuente: Análisis estadístico
 Autor: BQF. Mónica León L.

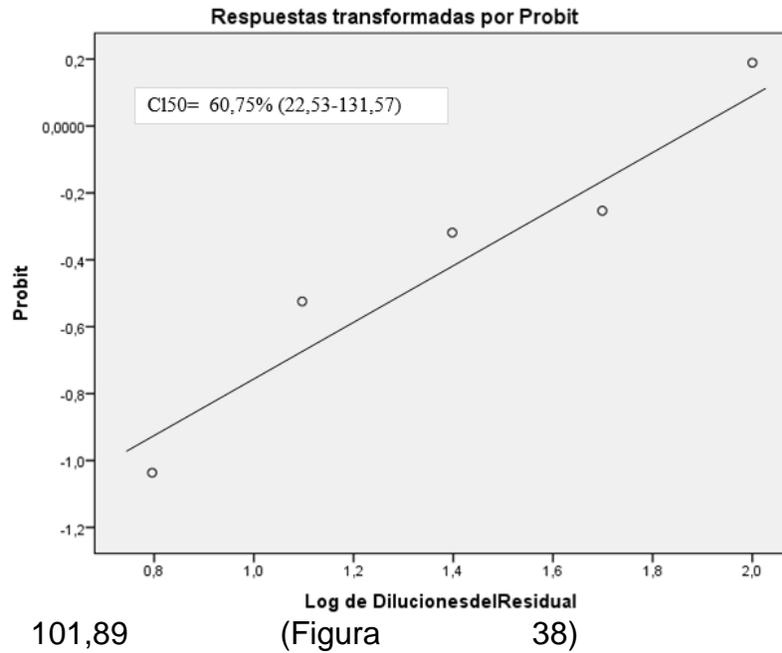


Figura 37 CI50 de la muestra 2 en *Physa venustula*

Fuente: Análisis estadístico
 Autor: BQF. Mónica León L.

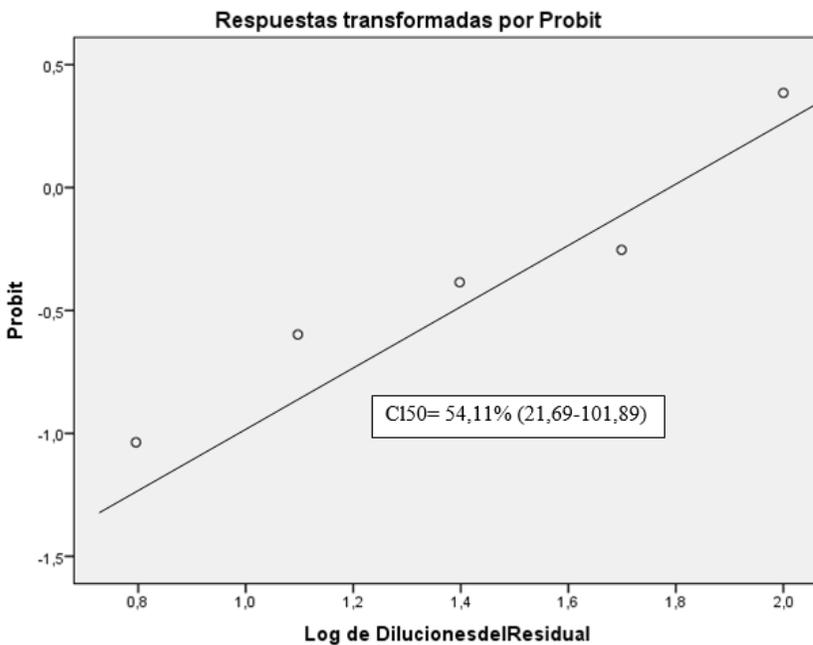


Figura 38 CI50 de la muestra 3 en *Physa venustula*

Fuente: Análisis estadístico
 Autor: BQF. Mónica León L.



4.2.3.- *Brachydanio rerio*

Tabla 12 Valores del Bioensayo realizado con *Brachydanio rerio* del agua residual de un Hospital de Cuenca, reportados por el Laboratorio de Fisiología Vegetal de la Universidad Santiago de Guayaquil. Muestra Nro. 1

No. Concentración Cat1	% dilución	Réplicas / Mortalidad		Medidas finales		No. Observado de muertes/No. Total de organismos	% mortalidad obtenido
		1	2	OD mg/L	pH		
1	100	5	5	6	7,2	10 /20	50
2	50	4	4	6	7,2	8 /20	40
3	25	3	4	6	7,2	7 /20	35
4	12,5	3	3	6	7,2	6 /20	30
5	6,25	1	1	6	7,2	2 /20	10
6	3,125	0	0	6	7,2	0 /20	0
Control negativo		0	0	6	7,2	0 /20	0

Tabla 13 Valores del Bioensayo realizado con *Brachydanio rerio* del agua residual de un Hospital de Cuenca, reportados por el Laboratorio de Fisiología Vegetal de la Universidad Santiago de Guayaquil. Muestra Nro. 2

No. Concentración Cat2	% dilución	Réplicas / Mortalidad		Medidas finales		No. Observado de muertes/No. Total de organismos	% mortalidad obtenido
		1	2	OD mg/L	pH		
1	100	6	4	6	7,2	10 /20	50
2	50	4	3	6	7,2	7 /20	35
3	25	3	4	6	7,2	7 /20	35
4	12,5	3	3	6	7,2	6 /20	30
5	6,25	2	1	6	7,2	3 /20	15
6	3,125	0	0	6	7,2	0 /20	0
Control negativo		0	0	6	7,2	0 /20	0



Tabla 14 Valores del Bioensayo realizado con *Brachydanio rerio* del agua residual de un Hospital de Cuenca, reportados por el Laboratorio de Fisiología Vegetal de la Universidad Santiago de Guayaquil. Muestra Nro. 3

No. Concentración Cat3	% dilución	Réplicas / Mortalidad		Medidas finales		No. Observado de muertes/No. Total de organismos	% mortalidad obtenido
		1	2	OD mg/L	pH		
1	100	6	6	6	7,2	12 /20	60
2	50	4	4	6	7,2	8 /20	40
3	25	4	3	6	7,2	7 /20	35
4	12,5	3	2	6	7,2	5 /20	25
5	6,25	2	1	6	7,2	3 /20	15
6	3,125	0	0	6	7,2	0 /20	0
Control negativo		0	0	6	7,2	0 /20	0

La CI50 para la muestra 1 fue de 73,82% (16,18-277,97) (Figura 39), la muestra 2 fue de 83,48% (9,16-437,93) (Figura 40), la muestra 3 de 60,67% (11,11-167,66) (Figura 41).

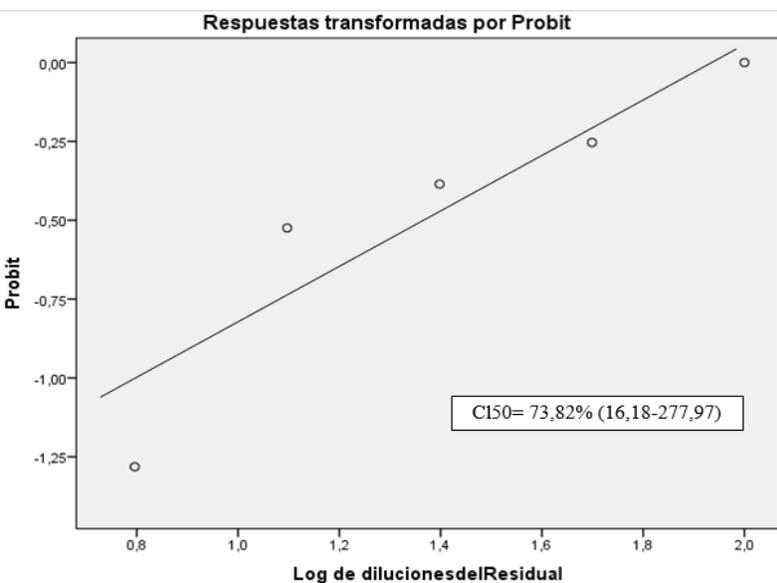


Figura 39 CI50 de la muestra 1 en *Brachydanio rerio*.
Fuente: Análisis estadístico
Autor: BQF. Mónica León L.

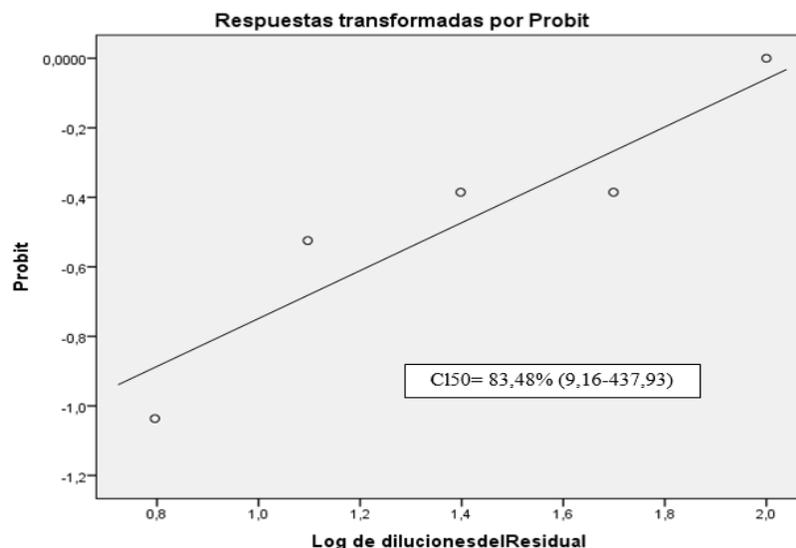


Figura 40 CI50 de la muestra 2 en *Brachydanio rerio*.
Fuente: Análisis estadístico
Autor: BQF. Mónica León L.

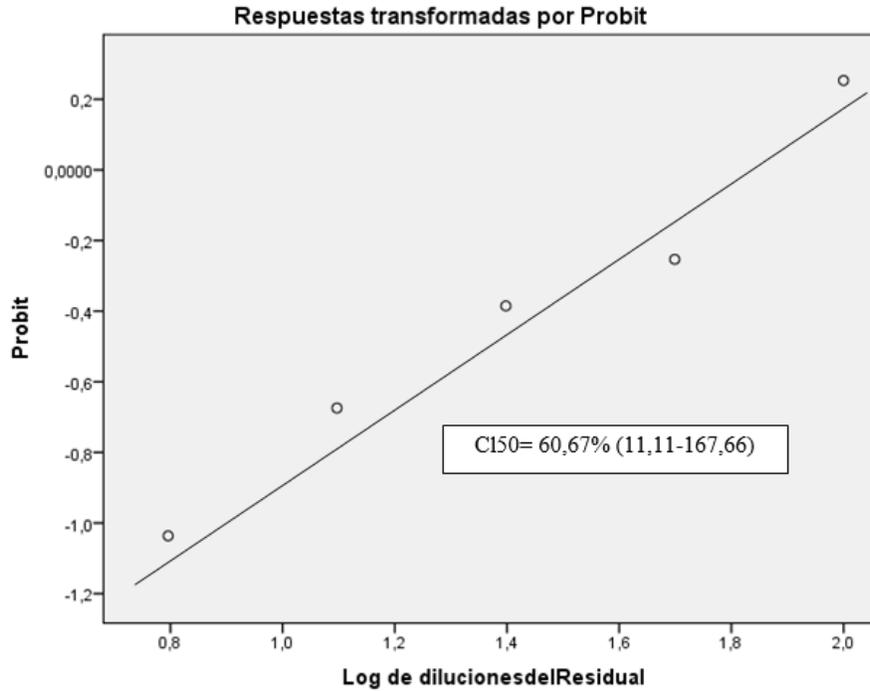


Figura 41 CI50 de la muestra 3 en *Brachydanio rerio*.

Fuente: Análisis estadístico
 Autor: BQF. Mónica León L.

4.2.4.-Lactuca sativa

Lactuca sativa. Muestra 1.

Germinación y elongación de la raíz. Cada réplica tuvo 10 semillas.

Réplicas Cat-1	Concentración %						Parámetro
	100	50	25	12,5	6,25	Control	
1	2,65	2,97	3,31	3,66	4,01	4,5	Longitud radical cm
2	2,42	2,74	3,08	3,43	3,78	4,42	
3	2,52	2,84	3,18	3,53	3,88	4,48	
1	50	60	70	80	90	100	Índice de germinación %
2	40	60	70	80	100	100	
3	50	50	60	80	90	100	

Lactuca sativa. Muestra 2.

Germinación y elongación de la raíz. Cada réplica tuvo 10 semillas.

Réplicas Cat-2	Concentración %						Parámetro
	100	50	25	12,5	6,25	Control	
1	2,5	2,84	3,19	3,52	3,9	4,41	Longitud radical cm
2	2,27	2,61	2,96	3,29	3,67	4,33	
3	2,37	2,71	3,06	3,39	3,77	4,39	
1	40	60	70	90	90	100	Índice de germinación %
2	50	70	80	80	100	100	
3	50	60	70	90	90	100	

Tabla 15 Valores del Bioensayo realizado con *Lactuca sativa* del agua residual de un Hospital de Cuenca, reportados por el Laboratorio de Fisiología Vegetal de la Universidad Santiago de Guayaquil. Muestra Nro. 1 y 2



Tabla 16 Valores del Bioensayo realizado con *Lactuca sativa* del agua residual de un Hospital de Cuenca, reportados por el Laboratorio de Fisiología Vegetal de la Universidad Santiago de Guayaquil. Muestra Nro. 3

Lactuca sativa. Muestra 3.

Germinación y elongación de la raíz. Cada réplica tuvo 10 semillas.

Réplicas Cat-3	Concentración %						Parámetro
	100	50	25	12,5	6,25	Control	
1	2,59	2,92	3,24	3,6	3,95	4,46	Longitud radical cm
2	2,36	2,69	3,01	3,37	3,72	4,38	
3	2,46	2,79	3,11	3,47	3,82	4,44	
1	50	50	60	80	100	100	Índice de germinación %
2	40	60	70	80	90	100	
3	50	50	70	80	90	100	

La CI50 para la muestra 1 fue de 72,03% (4,10-184,72) (Figura 42), la muestra 2 fue de CI50=83,53% (0,42-225,28) (Figura 43) la muestra 3 de 68,08% (6,15-

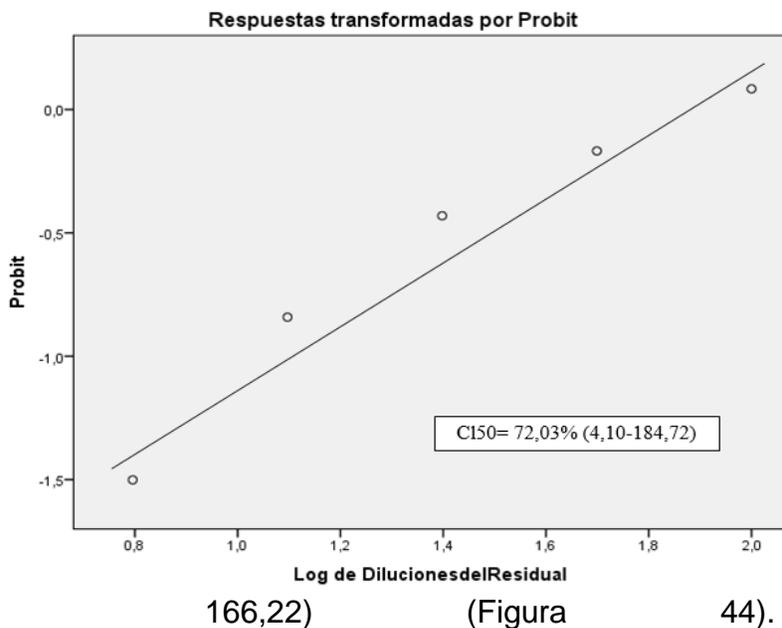


Figura 42 CI50 de la muestra 1 en germinación de *Lactuca sativa*
Fuente: Análisis estadístico
Autor: BQF. Mónica León L.

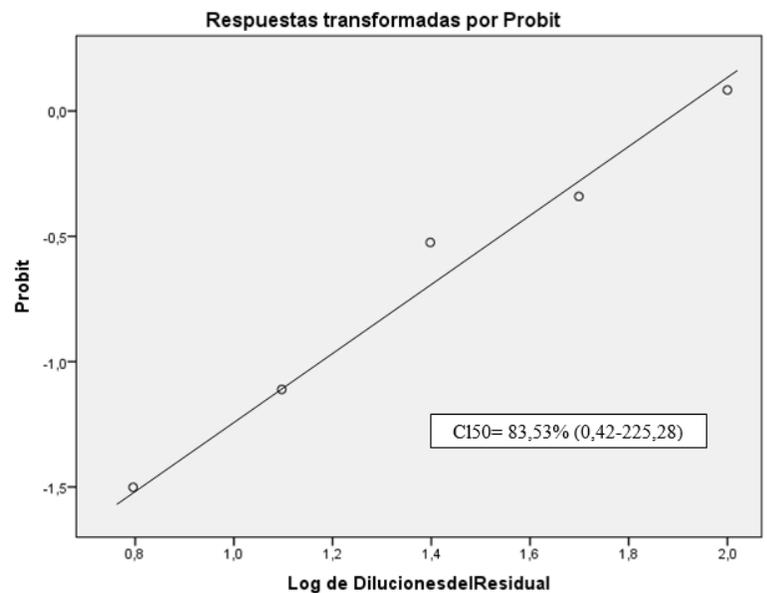


Figura 43 CI50 de la muestra 2 en germinación de *Lactuca sativa*
Fuente: Análisis estadístico
Autor: BQF. Mónica León L.

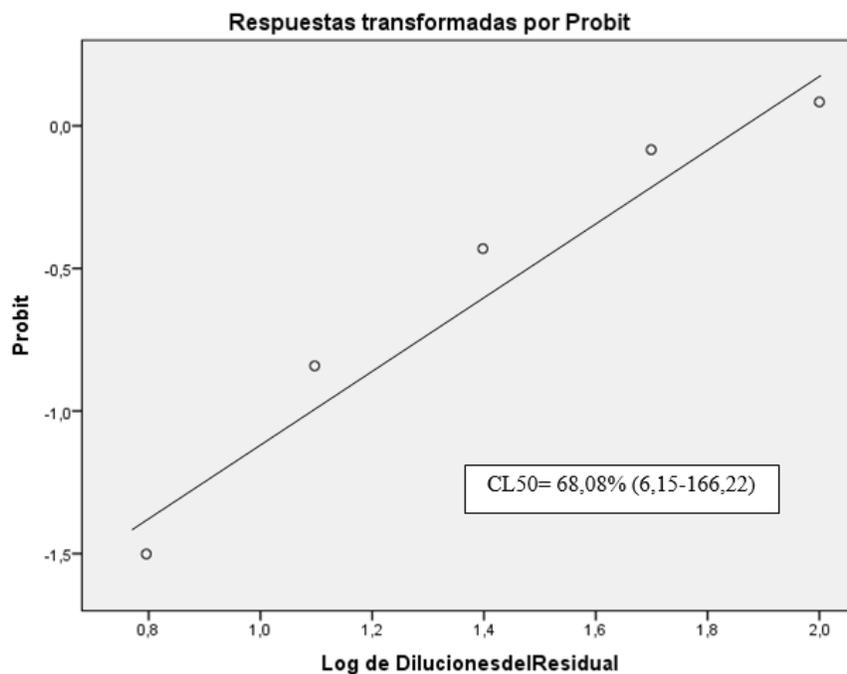


Figura 44 CI50 de la muestra 3 en germinación de *Lactuca sativa*.

Fuente: Análisis estadístico

Autor: BQF. Mónica León L.

4.2.5.- *Phaseolus vulgaris*

Tabla 17 Valores del ensayo de emergencia, germinación, realizado con *Phaseolus vulgaris* del agua residual de un Hospital de Cuenca, reportados por el Laboratorio de Fisiología Vegetal de la Universidad Santiago de Guayaquil. Muestra Nro.1.

Los resultados de cada réplica son el promedio de 10 semillas.

Réplicas Cat1	CONCENTRACIONES											
	Testigo	%	100	%	50	%	25	%	12,5	%	6,25	%
	#SP	IG	#SP	IG	#SP	IG	#SP	IG	#SP	IG	#SP	IG
1	0	0	6	60	4	40	2	20	3	30	1	10
2	0	0	6	60	4	40	3	30	2	20	1	10
3	0	0	5	50	3	30	4	40	2	20	1	10

Tabla 18 Valores del Bioensayo realizado con *Phaseolus vulgaris* del agua residual de un Hospital de Cuenca, reportados por el Laboratorio de Fisiología Vegetal de la Universidad Santiago de Guayaquil. Muestra Nro.1

CatM1	Réplicas	Control	Concentraciones				
Indicadores			100	50	25	12,5	6,25
Altura de la planta (cm)	1	42,84	18,17	22,28	24,56	29,13	39,10
	2	46,93	19,80	24,33	26,84	31,86	42,82
	3	40,94	17,41	21,33	23,51	27,87	37,37
Largo de la raíz (cm)	1	6,83	4,97	5,33	5,74	5,98	6,24
	2	7,03	5,11	5,48	5,91	6,15	6,42
	3	7,15	5,20	5,57	6,01	6,26	6,53
Peso húmedo de la planta(g)	1	2,31	2,12	1,91	1,89	1,83	1,73
	2	2,50	2,29	2,07	2,04	1,98	1,99
	3	2,91	2,66	2,40	2,37	2,30	1,77
Peso seco planta(g)	1	0,51	0,57	0,54	0,53	0,52	0,52
	2	0,47	0,52	0,50	0,49	0,48	0,48
	3	0,54	0,61	0,58	0,56	0,55	0,56
Peso húmedo de la raíz(g)	1	0,45	0,43	0,33	0,57	0,5	0,42
	2	0,44	0,42	0,36	0,54	0,43	0,42
	3	0,42	0,57	0,42	0,57	0,25	0,45
Peso seco de la raíz(g)	1	0,43	0,51	0,47	0,45	0,44	0,43
	2	0,41	0,49	0,45	0,43	0,42	0,42
	3	0,47	0,55	0,51	0,49	0,48	0,45
% Materia seca de la planta	1	9,81	11,51	10,76	10,32	10,21	10,11
	2	10,42	12,23	11,43	10,96	10,85	10,74
	3	10,64	12,49	11,68	11,19	11,08	10,96
Número de nódulos	1	8,78	1,66	4,66	5,64	6,67	7,68
	2	9,31	2,19	5,19	6,17	7,20	8,21
	3	9,91	2,79	5,79	6,77	7,80	8,81
% materia seca de la raíz	1	15,45	13,75	14,05	13,95	14,47	14,70
	2	16,03	14,33	14,63	14,53	15,05	15,28
	3	15,76	14,06	14,36	14,51	14,78	15,01
Número de hojas	1	5,86	4,16	4,46	4,61	4,88	5,11
	2	5,36	3,66	3,96	4,11	4,38	4,61
	3	5,66	3,96	4,26	4,41	4,68	4,91



Tabla 19 Valores del ensayo de emergencia plantas germinación, realizado con *Phaseolus vulgaris* del agua residual de un Hospital de Cuenca, reportados por el Laboratorio de Fisiología Vegetal de la Universidad Santiago de Guayaquil. Muestra Nro.2

Los resultados de cada réplica son el promedio de 10 semillas.

Réplicas Cat2	CONCENTRACIONES											
	Testigo	%	100	%	50	%	25	%	12,5	%	6,25	%
	#SP	IG	#SP	IG	#SP	IG	#SP	IG	#SP	IG	#SP	IG
1	0	0	5	50	5	50	2	20	1	10	1	10
2	0	0	6	60	3	30	3	30	2	20	1	10
3	0	0	5	50	4	40	3	30	2	20	1	10
Total	0	0	16	53,333	12	40	8	26,667	5	16,667	3	10

Tabla 20 Valores del ensayo realizado con *Phaseolus vulgaris* del agua residual de un Hospital de Cuenca, reportados por el Laboratorio de Fisiología Vegetal de la Universidad Santiago de Guayaquil. Muestra Nro.2

Los resultados de cada réplica son el promedio de 10 semillas

CatM2	Réplicas	Control	Concentraciones				
Indicadores			100	50	25	12,5	6,25
Altura de la planta (cm)	1	44,56	19,89	24,00	26,28	30,85	40,82
	2	48,65	21,52	26,05	28,56	33,58	44,54
	3	42,66	19,13	23,05	25,23	29,59	39,09
Largo de la raíz (cm)	1	7,14	5,28	5,64	6,05	6,29	6,55
	2	7,34	5,42	5,79	6,22	6,46	6,73
	3	7,46	5,51	5,88	6,32	6,57	6,84
Peso húmedo de la planta(g)	1	2,50	2,31	2,10	2,08	2,02	1,92
	2	2,69	2,48	2,26	2,23	2,17	2,18
	3	3,10	2,85	2,59	2,56	2,49	1,96
Peso seco planta(g)	1	0,67	0,73	0,70	0,69	0,68	0,68
	2	0,63	0,68	0,66	0,65	0,64	0,64
	3	0,70	0,77	0,74	0,72	0,71	0,72
Peso húmedo de la raíz(g)	1	0,61	0,59	0,49	0,73	0,66	0,58
	2	0,60	0,58	0,52	0,70	0,59	0,58
	3	0,58	0,73	0,58	0,73	0,41	0,61
Peso seco de la raíz(g)	1	0,59	0,67	0,63	0,61	0,60	0,59
	2	0,57	0,65	0,61	0,59	0,58	0,58
	3	0,63	0,71	0,67	0,65	0,64	0,61



% Materia seca de la planta	1	9,97	11,67	10,92	10,48	10,37	10,27
	2	10,58	12,39	11,59	11,12	11,01	10,90
	3	10,80	12,65	11,84	11,35	11,24	11,12
Número de nódulos	1	8,94	1,82	4,82	5,80	6,83	7,84
	2	9,47	2,35	5,35	6,33	7,36	8,37
	3	10,07	2,95	5,95	6,93	7,96	8,97
% materia seca de la raíz	1	15,66	13,96	14,26	14,16	14,68	14,91
	2	16,24	14,54	14,84	14,74	15,26	15,49
	3	15,97	14,27	14,57	14,72	14,99	15,22
Número de hojas	1	6,07	4,37	4,67	4,82	5,09	5,32
	2	5,57	3,87	4,17	4,32	4,59	4,82
	3	5,87	4,17	4,47	4,62	4,89	5,12

Tabla 21 Valores del ensayo de emergencia plantas germinación, realizado con *Phaseolus vulgaris* del agua residual de un Hospital de Cuenca, reportados por el Laboratorio de Fisiología Vegetal de la Universidad Santiago de Guayaquil. Muestra Nro.3

Los resultados de cada réplica son el promedio de 10 semillas.

Réplicas Cat3	CONCENTRACIONES											
	Testigo	%	100	%	50	%	25	%	12,5	%	6,25	%
	#SP	IG	#SP	IG	#SP	IG	#SP	IG	#SP	IG	#SP	IG
1	0	0	5	50	4	40	3	30	2	20	0	0
2	0	0	5	50	5	50	4	40	1	10	1	10
3	0	0	3	30	4	40	3	30	2	20	1	10

Tabla 22 Valores del ensayo realizado con *Phaseolus vulgaris* del agua residual de un Hospital de Cuenca, reportados por el Laboratorio de Fisiología Vegetal de la Universidad Santiago de Guayaquil. Muestra Nro.3

Los resultados de cada réplica son el promedio de 10 semillas

CatM3	Réplicas	Control	Concentraciones				
Indicadores			100	50	25	12,5	6,25
Altura de la planta (cm)	1	42,56	17,89	22,00	24,28	28,85	38,82
	2	46,65	19,52	24,05	26,56	31,58	42,54
	3	40,66	17,13	21,05	23,23	27,59	37,09
Largo de la	1	6,63	4,77	5,13	5,54	5,78	6,04

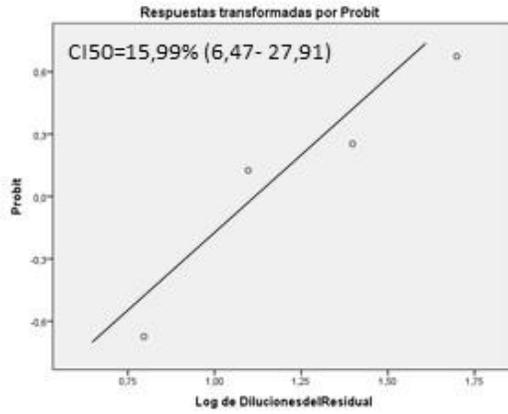


Gráfico No. 18. CI50 de la muestra 1 en *Daphnia magna*.

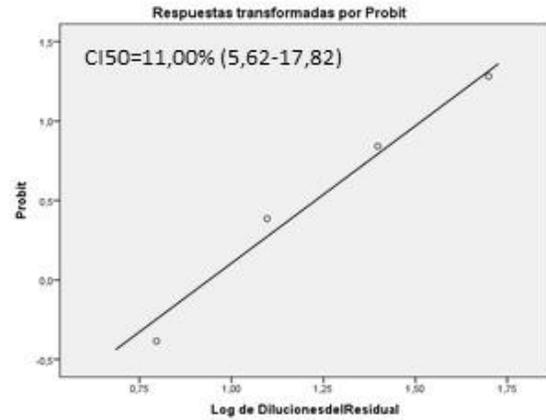


Gráfico No. 19. CI50 de la muestra 2 en *Daphnia magna*.

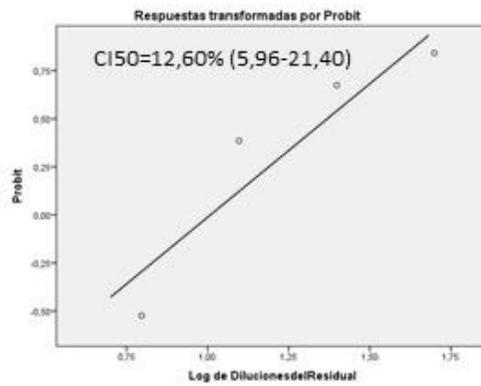


Gráfico No. 20. CI50 de la muestra 3 en *Daphnia magna*.

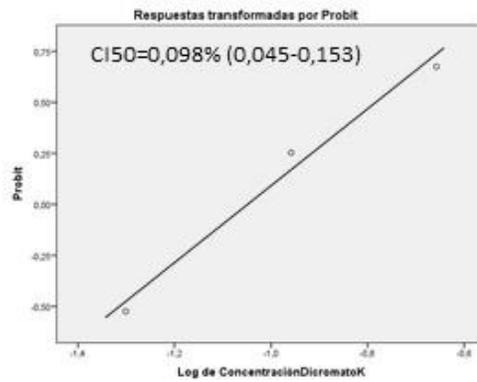


Gráfico No. 21. CI50 del Dicromato de K en *Daphnia magna*.

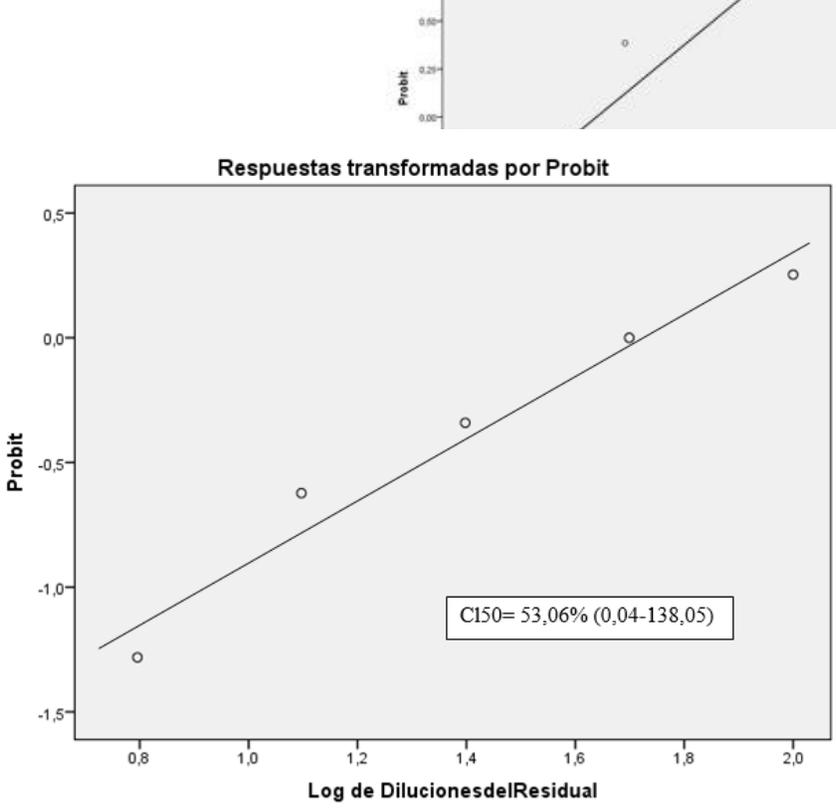


Figura 45 CI50 de la muestra 1 en germinación de *Phaseolus vulgaris*
 Fuente: Análisis estadístico
 Autor: BQF. Mónica León L.

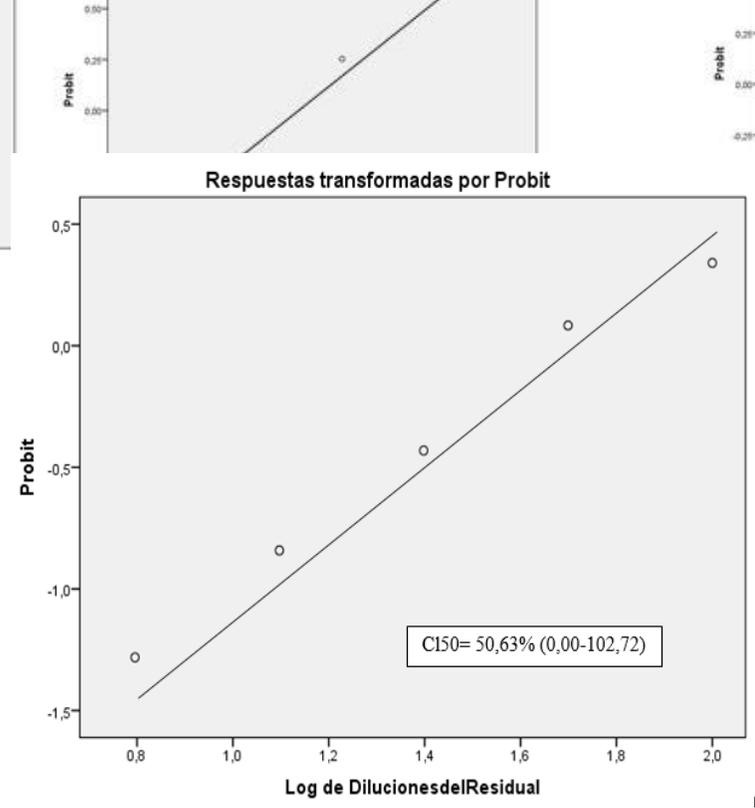


Figura 46 CI50 de la muestra 2 en germinación de *Phaseolus vulgaris*
 Fuente: Análisis estadístico
 Autor: BQF. Mónica León L.

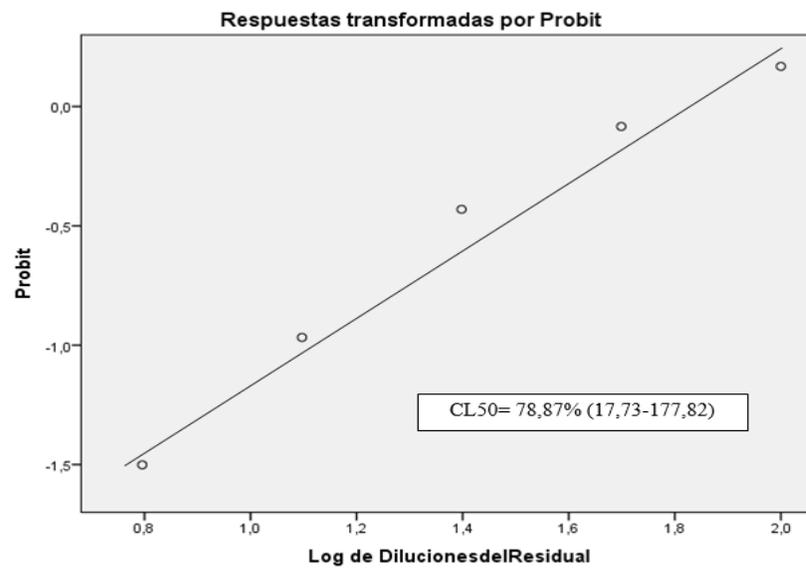


Figura 47 CI50 de la muestra 3 en germinación de *Phaseolus vulgaris*
 Fuente: Análisis estadístico
 Autor: BQF. Mónica León L.



4.2.6.- Indicadores de crecimiento de *Lactuca sativa* y *Phaseolus vulgaris*.

- **Largo de la raíz de *Lactuca sativa*.**

En la Tabla 23 Se aprecia que la raíz de *L. sativa* disminuye su tamaño significativamente ($p < 0,05$) bajo los efectos de concentraciones crecientes de las muestras 1, 2 y 3 del residual procedente del hospital.

Tabla 23 *Lactuca sativa* largo de la raíz (cm).

Concentración del Residual		LargoRaizM1	LargoRaizM2	LargoRaizM3
Control sin tratamiento	Media	4,47a	4,37a	4,43a
	Desv. típ.	0,042	0,04	0,04
6,25	Media	3,89b	3,78b	3,83b
	Desv. típ.	0,12	0,12	0,12
12,50	Media	3,54c	3,40c	3,48c
	Desv. típ.	0,12	0,12	0,12
25,00	Media	3,19d	3,07d	3,12d
	Desv. típ.	0,12	0,12	0,12
50,00	Media	2,85e	2,72e	2,80e
	Desv. típ.	0,12	0,12	0,12
100,00	Media	2,53f	2,38f	2,47f
	Desv. típ.	0,12	0,12	0,12



a,b,c,d,e,f = Letras diferentes en la misma columna difieren $p < 0,05$. Muestra 1 (LargoRaizM1), muestra 2 (LargoRaizM2), muestra 3 (LargoRaizM3).

- **Altura de la planta**

En la Tabla 24 se observa que la altura de la planta de *P. vulgaris* disminuyó significativamente ($p < 0,05$) en correspondencia con el aumento de la concentración de las muestras 1, 2 y 3 del residual procedente del hospital.

Tabla 24 *Phaseolus vulgaris* altura de la planta (cm).

Diluciones del Residual		APlantaM1	APlantaM2	APlantaM3
Control sin tratamiento	Media	43,57d	45,29d	43,29d
	Desv. típ.	3,06	3,06	3,06
6,5	Media	39,77d	41,49d	39,49c
	Desv. típ.	2,78	2,78	2,78
12,5	Media	29,62c	31,34c	24,69b
	Desv. típ.	2,04	2,04	1,70
25	Media	24,97b	26,69b	24,69b
	Desv. típ.	1,70	1,70	1,70
50	Media	22,65b	24,37b	22,37b
	Desv. típ.	1,53	1,53	1,53
100	Media	18,46a	20,18a	18,18 ^a
	Desv. típ.	1,22	1,22	1,22

a,b,c,d = Letras diferentes en la misma columna difieren $p < 0,05$. Muestra 1 (APlantaM1), muestra 2 (APlantaM2), muestra 3 (APlantaM3).



- En la Tabla 25 se aprecia que el aumento de las concentraciones de las muestras afectan significativamente ($p < 0,05$), de forma negativa el largo de la raíz.

Tabla 25 *Phaseolus vulgaris* largo de la raíz (cm)

Diluciones del Residual		LRaizM1	LRaizM2	LRaizM3
Control sin tratamiento	Media	7,00e	7,31e	6,80e
	Desv. típ.	0,16	0,16	0,16
6,5	Media	6,40d	6,71d	6,20d
	Desv. típ.	0,15	0,15	0,15
12,5	Media	6,13c	6,44c	5,93c
	Desv. típ.	0,14	0,14	0,14
25	Media	5,89c	6,20c	5,69c
	Desv. típ.	0,14	0,14	0,14
50	Media	5,46b	5,77b	5,26b
	Desv. típ.	0,12	0,12	0,12
100	Media	5,09a	5,40a	4,89 ^a
	Desv. típ.	0,12	0,12	0,12

a,b,c,d,e = Letras diferentes en la misma columna difieren $p < 0,05$. Muestra 1 (LRaizM1), muestra 2 (LRaizM2), muestra 3 (LRaizM3).

- El peso húmedo de la planta aumenta significativamente ($p < 0,05$), de forma positiva, en correspondencia con el aumento de las concentraciones de las muestras (Tabla 26).

**Tabla 26** *Phaseolus vulgaris* peso húmedo de la planta (g)

Diluciones del Residual		PHPlantaM1	PHPlantaM2	PHPlantaM3
Control sin tratamiento	Media	2,57c	2,76c	2,55c
	Desv. típ.	0,31	0,31	0,31
6,5	Media	1,83a	2,02a	1,81 ^a
	Desv. típ.	0,14	0,14	0,14
12,5	Media	2,04ab	2,23ab	2,02ab
	Desv. típ.	0,24	0,24	0,24
25	Media	2,10abc	2,29abc	2,08abc
	Desv. típ.	0,25	0,25	0,25
50	Media	2,13abc	2,32abc	2,11abc
	Desv. típ.	0,25	0,25	0,25
100	Media	2,36bc	2,55bc	2,34bc
	Desv. típ.	0,28	0,28	0,28

a,b,c = Letras diferentes en la misma columna difieren $p < 0,05$. Muestra 1 (PHPlantaM1), muestra 2 (PHPlantaM2), muestra 3 (PHPlantaM3).

- En el peso seco de la planta no se encontraron diferencias significativas ($p < 0,05$) en las diferentes muestras aplicadas, por lo que no se apreciaron efectos de las mismas sobre este indicador (Tabla 27).

Tabla 27 *Phaseolus vulgaris* peso seco de la planta (g).

Diluciones del Residual		PSPlantaM1	PSPlantaM2	PSPlantaM3
Control sin tratamiento	Media	0,51	0,67	0,46



	Desv. típ.	0,04	0,04	0,04
	Media	0,52	0,68	0,47
6,5	Desv. típ.	0,04	0,04	0,04
	Media	0,52	0,68	0,47
12,5	Desv. típ.	0,04	0,04	0,04
	Media	0,53	0,69	0,48
25	Desv. típ.	0,04	0,04	0,04
	Media	0,54	0,70	0,49
50	Desv. típ.	0,04	0,04	0,04
	Media	0,57	0,73	0,52
100	Desv. típ.	0,05	0,05	0,05

Muestra 1 (PSPlantaM1), muestra 2 (PSPlantaM2), muestra 3 (PSPlantaM3).

- Debido a que se encontró una diferencia estadística significativa ($p < 0,05$) entre las varianzas por el test de Levene, se aplicó el test de Dunnett y no se encontraron diferencias estadísticas entre los resultados de las diferentes concentraciones (Tabla 28).

Tabla 28 *Phaseolus vulgaris* peso húmedo de la raíz (g).

Diluciones del Residual		PHRaizM1	PHRaizM2	PHRaizM3
Control sin tratamiento	Media	0,44	0,60	0,39
	Desv. típ.	0,02	0,02	0,02
6,5	Media	0,43	0,59	0,38
	Desv. típ.	0,02	0,02	0,02
12,5	Media	0,39	0,55	0,34



	Desv. típ.	0,13	0,13	0,13
	Media	0,36	0,52	0,31
25	Desv. típ.	0,02	0,02	0,02
	Media	0,37	0,53	0,32
50	Desv. típ.	0,05	0,05	0,05
	Media	0,47	0,63	0,42
100	Desv. típ.	0,08	0,08	0,08

Muestra 1 (PHRaizM1), muestra 2 (PHRaizM2), muestra 3 (PHRaizM3).

- El peso seco de la raíz aumentó significativamente ($p < 0,05$) al aumentar las concentraciones de las muestras (Tabla 29).

Tabla 29 *Phaseolus vulgaris* peso seco de la raíz (g).

Diluciones del Residual		PSRaizM1	PSRaizM2	PSRaizM3
Control sin tratamiento	Media	0,44a	0,60a	0,39 ^a
	Desv. típ.	0,03	0,03	0,03
6,5	Media	0,43a	0,59a	0,38 ^a
	Desv. típ.	0,02	0,02	0,02
12,5	Media	0,45a	0,61a	0,40 ^a
	Desv. típ.	0,03	0,03	0,03
25	Media	0,46a	0,62a	0,41 ^a
	Desv. típ.	0,03	0,03	0,03
50	Media	0,48ab	0,64ab	0,43ab
	Desv. típ.	0,03	0,03	0,03
100	Media	0,52b	0,68b	0,47b



Desv. típ. 0,03 0,03 0,03

a,b = Letras diferentes en la misma columna difieren $p < 0,05$. Muestra 1 (PSRaízM1), muestra 2 (PSRaízM2), muestra 3 (PSRaízM3).

- El peso seco de la planta no fue afectado por las diferentes concentraciones de la muestra (Tabla 30)

Tabla 30 *Phaseolus vulgaris* porcentaje materia seca de la planta (g).

Diluciones del Residual		PorcMSPlantaM1	PorcMSPlantaM2	PorcMSPlantaM3
Control sin tratamiento	Media	10,29a	10,45a	10,24a
	Desv. típ.	0,43	0,43	0,43
6,5	Media	10,60ab	10,76ab	10,55ab
	Desv. típ.	0,44	0,44	0,44
12,5	Media	10,71ab	10,87ab	10,66ab
	Desv. típ.	0,45	0,45	0,45
25	Media	10,82ab	10,98ab	10,77ab
	Desv. típ.	0,45	0,45	0,45
50	Media	11,29bc	11,45bc	11,24bc
	Desv. típ.	0,48	0,48	0,48



	Media	12,08c	12,24c	12,03c
100	Desv. típ.	0,51	0,51	0,51

a,b,c = Letras diferentes en la misma columna difieren $p < 0,05$. Muestra 1 (PorcMSPlantaM1), muestra 2 (PorcMSPlantaM2), muestra 3 (PorcMSPlantaM3).

- El número de nódulos de las plantas decreció significativamente ($p < 0,05$) al enfrentarse a distintas concentraciones de la muestra en orden creciente (Tabla 31).

Tabla 31 *Phaseolus vulgaris* número de nódulos.

Diluciones del Residual		NnodosM1	NnódulosM2	NnódulosM3
Control sin tratamiento	Media	9,33a	9,49a	9,28 ^a
	Desv. típ.	0,57	0,57	0,57
6,5	Media	8,23b	8,39b	8,18b
	Desv. típ.	0,57	0,57	0,57
12,5	Media	7,22c	7,38c	7,17c
	Desv. típ.	0,57	0,57	0,57
25	Media	6,19d	6,35d	6,14d
	Desv. típ.	0,57	0,57	0,57
50	Media	5,21d	5,37d	5,16d
	Desv. típ.	0,57	0,57	0,57
100	Media	2,21e	2,37e	2,16e
	Desv. típ.	0,57	0,57	0,57



a,b,c,d,e = Letras diferentes en la misma columna difieren $p < 0,05$. Muestra 1 (NnodulosM1), muestra 2 (NnodulosM2), muestra 3 (NnodulosM3).

- El porcentaje de materia seca de la raíz aumentó significativamente ($p < 0,05$) en correspondencia con el aumento de las concentraciones de las muestras (Tabla 32).

Tabla 32 *Phaseolus vulgaris* porcentaje de materia seca de la raíz.

Diluciones del Residual		PorcMSRaizM1	PorcMSRaizM2	PorcMSRaizM3
Control sin tratamiento	Media	15,75a	15,96a	15,65a
	Desv. típ.	0,29	0,29	0,29
6,5	Media	15,00bc	15,21bc	14,90bc
	Desv. típ.	0,29	0,29	0,29
12,5	Media	14,77c	14,98c	14,67c
	Desv. típ.	0,29	0,29	0,29
25	Media	14,33cd	14,54cd	14,23cd
	Desv. típ.	0,33	0,33	0,33
50	Media	14,35cd	14,56cd	14,25cd
	Desv. típ.	0,29	0,29	0,29
100	Media	14,05d	14,26d	13,95d
	Desv. típ.	0,29	0,29	0,29



a,b,c,d = Letras diferentes en la misma columna difieren $p < 0,05$. Muestra 1 (PorcMSRaizM1), muestra 2 (PorcMSRaizM2), muestra 3 (PorcMSRaizM3).

- El número de hojas de la planta disminuyó significativamente ($p < 0,05$) cuando aumentaron las concentraciones de las muestras (Tabla 33).

Tabla 33 *Phaseolus vulgaris* número de hojas.

Diluciones del Residual		NHojasM1	NHojasM2	NHojasM3
Control sin tratamiento	Media	5,63a	5,84 ^a	5,53 ^a
	Desv. típ.	0,25	0,25	0,25
6,5	Media	4,88b	5,09b	4,78b
	Desv. típ.	0,25	0,25	0,25
12,5	Media	4,65bc	4,86bc	4,55bc
	Desv. típ.	0,25	0,25	0,25
25	Media	4,38cd	4,59cd	4,28cd
	Desv. típ.	0,25	0,25	0,25
50	Media	4,23cd	4,44cd	4,13cd
	Desv. típ.	0,25	0,25	0,25
100	Media	3,93d	4,14d	3,83d
	Desv. típ.	0,25	0,25	0,25

a,b,c,d = Letras diferentes en la misma columna difieren $p < 0,05$. Muestra 1 (NHojasM1), muestra 2 (NHojasM2), muestra 3 (NHojasM3).



4.3.- Determinación de los indicadores de toxicidad del vertimiento.

Se determinó que las muestras del efluente presentaron un caudal mínimo de 8,64 m³/día y máximo de 29,92 m³/día con un promedio de 17,28 m³/día, utilizándose el promedio para realizar los cálculos que aparecen en la Tabla 34

En la Tabla 3, se aprecia que la Unidad Tóxica aguda de la *D. magna* se diferencia significativamente ($p < 0,05$) de las demás y que la TER fue 4 veces más alta que las demás especies.

Tabla 34 CI50, unidades tóxicas agudas (Uta), nivel de toxicidad y tasa de emisión tóxica (TER) del vertimiento para los ensayos realizados.

Ensayos	Estadígrafos	CI50	Uta (100/CI50)	Nivel de toxicidad	TER=UTa*Q
<i>Daphnia magna</i>	Media	13,20 ^a	7,76a	Muy tóxico	134,09
	Desv. típ.	2,55	1,43		
<i>Physa venustula</i>	Media	55,92b	1,8b	Moderadamente tóxico	31,10
	Desv. típ.	4,23	0,13		
<i>Danio rerio</i>	Media	72,66c	1,4c	Moderadamente tóxico	24,19
	Desv. típ.	11,45	0,23		
<i>Lactuca sativa</i>	Media	74,55d	1,35d	Moderadamente tóxico	23,33
	Desv. típ.	8,03	0,14		
<i>Phaseolus vulgaris</i>	Media	60,85e	1,71e	Moderadamente tóxico	29,55
	Desv. típ.	15,65	0,38		

a,b,c,d, e = Letras diferentes en la misma columna difieren $p < 0,05$

4.4. - Determinación del Índice de Contaminación Toxicológico ICOTOX

El cálculo del Índice de Contaminación Toxicológico (ICOTOX), se realizó en base a las U_{Ta} obtenidas para *Daphnia magna*, que demostró ser la especie más sensible al efecto tóxico del vertimiento del residual procedente del hospital. En la



Tabla 35 se puede apreciar que en los tres muestreos, donde el ICOTOX dio un valor superior a 1, dando un nivel de incidencia “muy tóxico”.

Tabla 35 ICOTOX del vertimiento calculado a partir de la especie más sensible en los ensayos realizados.

Ensayo	Muestra	Uta=100/CL50	ICOTOX= $0,26+0,96 \log (U_{Ta})$
<i>Daphnia magna</i>	1	6,25	1,02
	2	9,09	1,18
	3	7,94	1,12

4.5.- PROCESAMIENTO Y ANÁLISIS DE LA INFORMACIÓN

4.5.1.- Registro de la información obtenida a través de las Pruebas de Toxicidad.

Los Resultados obtenidos con los Bioensayos realizados en el laboratorio de Fisiología Vegetal de la Universidad de Santiago de Guayaquil fueron sometidos al paquete estadístico SPSS 20.

Para determinar el nivel de toxicidad en las muestras tomadas se realizó primero la prueba de ANOVA, luego se realizó post-ANOVA y dependiendo del porcentaje de letalidad de los organismos se determinaron los índices de toxicidad: NOEC Y LOEC y si los resultados presentan una letalidad superior al 50% se calcula la CL50, también se determinaron las diferencias de medias entre los parámetros de crecimientos de las semillas de *lactuca sativa phaseolus vulgaris*, finalmente se procedió a determinar los valores de las unidades tóxicas UT.



CAPITULO V: DISCUSIÓN

A continuación se exponen los objetivos de la tesis y se realiza un análisis y discusión de los resultados obtenidos para cumplimentar los mismos.

- **5.1.- Caracterización del agua residual mediante determinaciones de los parámetros físicos químicos y biológicos.**

La caracterización de las aguas residuales procedentes de las instalaciones de salud aporta resultados imprescindibles para la gestión de los tratamientos de estas y contribuye a disminuir su impacto ambiental. Estas aguas aportan diferentes componentes químicos y biológicos tales como antibióticos, residuos fecales, secreciones de pacientes enfermos, productos anticancerígenos, desinfectantes y otros (Ramos, 2008), los que deben ser inactivados antes de realizar su vertimiento en una fuente natural de agua. Los resultados obtenidos se compararon con los límites máximos permisibles de la Norma ecuatoriana (NORMA DE CALIDAD AMBIENTAL Y DE DESCARGA DE EFLUENTES, 1989; OMS, 2014).

5.1.1.- Turbidez

La turbidez estuvo por encima de los valores considerados como LMP (50 NTU). Esta se refiere a lo clara o turbia que pueda estar el agua. El agua clara tiene un nivel de turbidez bajo y el agua turbia o lodosa tiene un nivel alto de turbidez. Los niveles altos de turbidez pueden ser causados por partículas suspendidas en el agua tales como tierra, sedimentos, aguas residuales y plancton.



Las partículas suspendidas también son destructivas para muchos organismos acuáticos como los macroinvertebrados que se encuentran en el agua. Pueden obstruir las branquias de los peces e interferir con su habilidad para encontrar alimento. Las partículas suspendidas pueden transportar contaminantes en el agua. La turbidez es un indicador y no ofrecerá resultados sobre un contaminante específico. Sin embargo, informará del grado total de contaminación (Metcalf, 1995). Por lo que se puede considerar que en estos resultados se evidenció contaminación.

5.1.2.- Alcalinidad y dureza total

La alcalinidad en el agua tanto natural como tratada, es causada por la presencia de iones carbonatos (CO_3^{2-}) y bicarbonatos (HCO_3^-), asociados con los cationes Na^+ , K^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+} (Metcalf, 1995). Los valores de alcalinidad total promedio fueron de 148 (100-192) mg/L por lo que se consideraron como una alcalinidad media.

La dureza de un agua la constituyen todos los cationes polivalentes disueltos. No obstante, debido a la alta proporción de sales de Ca^{2+} y Mg^{2+} frente a los demás cationes, se suele asociar la dureza con contenidos en sales cálcicas y magnésicas. Conviene recordar la relación entre consumo de aguas duras y baja incidencia de enfermedades cardiovasculares, y desde el punto de vista contrario, la incidencia en la formación de cálculos renales y vesiculares asociados a la ingestión de aguas duras (WHO, 1999). Los valores promedio de dureza total fueron de 70 (52-84) mg/L, clasificándose como una dureza media.



5.1.3.- Conductividad

La conductividad presentó valores promedio de 461,78(317-671) uS/cm, lo que se considera una mineralización intermedia, teniendo en cuenta que <10 uS/cm es una mineralización débil y > 1000 uS/cm es una mineralización excesiva.

5.1.4.- pH

El pH representa el potencial de hidrógeno de una solución y este tuvo valores promedio de 6,75 (5,69-7,63), comportándose dentro de valores tendientes hacia la acidez, pero dentro de los valores reportados como normales por la norma ecuatoriana (pH 6-9).

5.1.5.-Temperatura

Las temperaturas registradas durante el período de la toma de muestras fue de 16,24 (16,00-16,67) °C, muy por debajo de 40 °C que es LMP establecido en la regulación ecuatoriana.

5.1.6.- Ca⁺⁺, Mg⁺⁺, K⁺, Na⁺

Los valores promedios de los cationes estuvieron dentro de los valores reportados como normales, excepto para el K⁺ que fue de 14,23 (6,4-23,2) mg/L, siendo el LMP de 12 mg/L.

5.1.7.- Cloruros

Se aprecia que los valores de cloruros fueron de 43,25 (27-76) mg/L, estando por debajo de los límites máximos permisibles por la norma de 250 mg/L (WHO, 1999). Generalmente las aguas residuales procedentes de los hospitales tienen altos contenidos de estos químicos porque son utilizados en los desinfectantes



aplicados en estas instalaciones. Grisales et al. (2012), reportaron valores de cloruro de 153 ± 40 mg/L.

5.1.8.- Sulfatos

El límite permisible de los sulfatos en las aguas residuales es de 250 mg/L. Los valores obtenidos de 45,13 (19,06-152,54) mg/L, estuvieron por debajo del referido parámetro.

5.1.9.- Fluoruros

Los resultados obtenidos con los fluoruros de 0,65 (0,53-0,85) mg/L se comportaron por debajo de los valores normales reportados Rodríguez y Marín (1999).

5.1.10.- Nitrógeno orgánico

Los valores de nitrógeno orgánico obtenidos fueron de 17,16 (8,4- 27,44) mg/L, estando por debajo del valor reportado como LMP (40 mg/L).

5.1.11.- Nitrógeno amoniacal

El nitrógeno amoniacal con valores de 9,84 (2,24-16,8) mg/L, también estuvo por debajo del LMP de 40 mg/L.

5.1.12.- Nitrógeno total

Los resultados del nitrógeno total de 27,00 (10,64-40,04) mg/L, sobrepasaron el LMP de 10 mg/L. Hay que tener en cuenta que estos compuestos en grandes cantidades son un indicador de contaminación en el agua, debido a que contribuyen a la eutrofización, imposibilitando la vida acuática.



5.1.13.- Tipos de sólidos

Todos los tipos de sólidos sobrepasaron los LMP, excepto los sólidos suspendidos fijos. Esto representa una alta carga de materia orgánica e inorgánica en el residual, dado posiblemente por los desechos propios del hospital eliminados en estas aguas.

5.1.14.- Demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅)

El parámetro de DBO₅ excede la normativa vigente de 250 mg/L con valores de 428,27 (205-1140) mg/L. Esto evidencia que no existe un tratamiento previo de estas aguas al ser vertidas en la alcantarilla pública puesto que salen con una alta contaminación de las instalaciones hospitalarias.

5.1.15.- Demanda química de oxígeno (DQO)

Para el DQO se obtuvieron valores de 661,92 (256-1480) mg/L por encima del valor reportado como LMP de 500 mg/L.

La medida de la DBO da como resultado la cantidad de materia orgánica biodegradable que contiene el agua de estudio, mientras que la DQO muestra la cantidad de materia orgánica no biodegradable en esta misma muestra.

Por otra parte la relación DQO y DBO (DQO/DBO) aportó un valor de 1,55 lo que evidencia un vertido eminentemente orgánico y biodegradable (Perrodin et al; 2012). Esto debido posiblemente a todos los desechos del hospital que son vertidos en las aguas residuales. La elevación de este parámetro está relacionada también con los indicadores altos de turbidez, sólidos suspendidos y sólidos totales.



5.1.16.- Nitritos y nitratos

Los valores encontrados en los nitritos sobrepasaron los LMP, mientras que los nitratos estuvieron por debajo de los LMP (Figura 29).

Los iones nitrato (NO_3) y nitrito (NO_2) son aniones inorgánicos de origen natural que forman parte del ciclo del nitrógeno. En este ciclo, los desechos que contienen nitrógeno orgánico se descomponen en el suelo o el agua, por acción de los microorganismos, para formar amoníaco en primera instancia. Posteriormente, éste se oxida para formar iones nitrito y éstos, a su vez, para dar nitratos (García et al; 1994).

Los nitritos, se absorben por difusión a través de la mucosa gástrica y la pared intestinal a todos los tejidos. En las ratas se ha demostrado que los nitritos atraviesan la barrera placentaria. No se ha demostrado que los nitritos se bioacumulen. Una vez en la sangre, el nitrito reacciona con el ión ferroso (Fe^{2*}) de la desoxihemoglobina, formando metahemoglobina en la cual el hierro se encuentra en estado férrico (Fe^{3+}), por lo que es incapaz de transportar el oxígeno. Dependiendo del porcentaje de la hemoglobina total que se encuentra en forma oxidada, los signos y síntomas son los de anoxia con cianosis, disrritmias cardiacas y falla circulatoria, con un aumento progresivo de efectos sobre el SNC, los que van desde mareo ligero y letargia, hasta coma y convulsiones. Un problema asociado, que aún está sujeto a controversia, es la posibilidad de que los nitritos que se usan como aditivos alimentarios reaccionen in vivo con las aminas de las proteínas y formen nitrosaminas (derivados N-nitroso), las cuales son carcinogénicas para los animales de experimentación. Aunque aún no hay



pruebas concluyentes de que la ingestión de nitratos o nitritos cause efectos carcinogénicos y se requieren más estudios al respecto, esta posibilidad no debe desestimarse, ya que las nitrosaminas tienen un importante potencial carcinogénico (ATSDR, 1991).

5.1.17.- p-ortofosfato reactivo y p-ortofosfato total

Los resultados del p-ortofosfato reactivo se comportaron por debajo de los LMP y el p-ortofosfato total estuvo por encima los LMP.

Los compuestos del fósforo son nutrientes de las plantas y conducen al crecimiento de algas en las aguas superficiales. Dependiendo de la concentración de fosfato existente en el agua, puede producirse la eutrofización. Tan sólo 1 g de fosfato-fósforo ($\text{PO}_4\text{-P}$) provoca el crecimiento de hasta 100 g de algas. Cuando estas algas mueren, los procesos de descomposición dan como resultado una demanda de oxígeno de alrededor de 150 g. Las concentraciones críticas para una eutrofización incipiente se encuentran entre 0,1-0,2 mg/l $\text{PO}_4\text{-P}$ en el agua corriente y entre 0,005-0,01 mg/l $\text{PO}_4\text{-P}$ en aguas tranquilas. En vista del peligro potencial para las aguas superficiales, la NORMA DE CALIDAD AMBIENTAL Y DE DESCARGA DE EFLUENTES, (1989) y OMS, (2014) especifica unos valores límite para el vertido de compuestos de fosfato a las aguas receptoras. Los compuestos de fosfato que se encuentran en las aguas residuales o se vierten directamente a las aguas superficiales provienen en el caso de las instalaciones hospitalarias, principalmente de detergentes y productos de limpieza.

La carga de fosfato total se compone de ortofosfato + polifosfato + compuestos de fósforo orgánico, siendo normalmente la proporción de ortofosfato la más elevada.



Debido a que existió una gran diferencia entre P total y orto PO^4-P , pudo estar ocasionada por una alta proporción de compuestos de fósforo no disueltos como los polifosfonatos difícilmente degradables, posiblemente procedentes de agentes de limpieza industriales. Esta situación sólo se puede mejorar mediante una eliminación en el punto donde tiene lugar, pues los precipitantes no reaccionan con tales compuestos y aún después del tratamiento persisten (HACH LANGE, 2014)

5.1.18.- Coliformes fecales.

En la Figura 31 se observa una alta carga de coliformes fecales *E. coli* ($1,31E+09$ ($4,81E+09-3,95E+07$) y *Coliformes totales* ($5,16E+08$ ($1,36E+09-1,00E+07$) como NMP/100 ML a $37^{\circ}C$ y 24H, lo que indica una elevada contaminación de estas aguas por lo que deben tomarse medidas para disminuir la misma dado que es una fuente de contaminación de importancia para estos vertidos, teniendo en cuenta que procede de un hospital. Por otra parte la alta carga de materia orgánica evidenciada en la relación DQO/DBO y el indicador de turbidez, facilita la supervivencia y proliferación de los coliformes fecales, contribuyendo a incrementar la peligrosidad de estos microorganismos que pueden producir serios problemas en los humanos (MINISTERIO DE SALUD PÚBLICA, 2011). La carga de coliformes fecales y *E. coli* es dos veces más alta que la reportada por otros investigadores de Cuba (Ramos, 2013) y el continente africano (Wyasu y Okereke, 2012).



- **5.2.- Determinación de los posibles efectos toxicológicos ambientales de las aguas residuales, mediante Bioensayos con *Daphnia magna*, *Physa venustula*, *Brachydanio rerio*, *Lactuca sativa* y *Phaseolus vulgaris*.**

5.2.1.- *Daphnia magna*

Para la determinación de la CI50 del residual sobre *Daphnia magna* se utilizó el análisis probit con la transformación log10 de la dilución del residual y el programa estadístico IBM SPSS vers. 20. Se utilizó la prueba de bondad de ajuste de Pearson para verificar la correspondencia entre los valores observados y esperados encontrándose que el nivel de significación fue mayor que 0,05 por lo que se consideraron los datos homogéneos.

Los valores obtenidos con el Dicromato de Potasio ($K_2Cr_2O_7$) ratificaron la sensibilidad del biomodelo utilizado, al corresponderse con valores encontrados por otros investigadores quienes reportaron para *Daphnia pulex* CE50: 0.086 mg/l /48 h; *Daphnia magna* CE50: 0.77 mg/l /48 h (FAGALAB, 2014).

Por otra parte se encontraron efectos tóxicos del residual, debido a que las diluciones más bajas del mismo provocaron efectos inhibitorios y su CI50 estuvo dentro de las diluciones más bajas, como se puede observar en las CI50 obtenidas en los ensayos realizados (Figura 32,33,34).

5.2.2.- *Physa venustula*

Para la determinación de la CL50 del residual sobre *Physa* se utilizó el mismo procedimiento de análisis referido para *Daphnia*. Se utilizó la prueba de bondad



de ajuste de Pearson para verificar la correspondencia entre los valores observados y esperados encontrándose que el nivel de significación fue mayor que 0,05 por lo que se consideraron los datos homogéneos (Figura 36).

De los organismos ensayados *Physa* fue el segundo organismo más sensible, después de *D. magna*. Esto corrobora lo señalado por Iannacone y Alvaríño (1999), que señalan este biomodelo como un organismo sensible para ensayos ecotoxicológicos.

5.2.3.- *Brachidanio rerio*

Para la determinación de la CL50 del residual sobre *Brachidanio rerio* se utilizó el mismo procedimiento de análisis referido para *Daphnia*. Se utilizó la prueba de bondad de ajuste de Pearson para verificar la correspondencia entre los valores observados y esperados encontrándose que el nivel de significación fue mayor que 0,05 por lo que se consideraron los datos homogéneos. Aunque el grado de toxicidad del residual expresado en la CL50 obtenida no fue tan alto como en el caso de *Daphnia* y *Physa*, pero este biomodelo si fue sensible a los productos tóxicos del residual. Resultados similares encontraron (Argota y Iannacone, 2014) empleando peces *Poecillidae* como biomarcadores ecotoxicológicos para residuales.

5.2.4.- *Lactuca sativa*

Para la determinación de la CI50 del residual sobre *Lactuca sativa* se utilizó el mismo procedimiento de análisis referido para *Daphnia*. Se utilizó la prueba de bondad de ajuste de Pearson para verificar la correspondencia entre los valores



observados y esperados encontrándose que el nivel de significación fue mayor que 0,05 por lo que se consideraron los datos homogéneos (Figura 42, 43 y 44). La *L. sativa* demostró en este ensayo que también es un biomodelo sensible para determinar la toxicidad de un residual, tal como se ha planteado por USEPA OPPTS 850.4100 (1996), USEPA OPPTS 850.4200 (1996) y USEPA OPPTS 850.4230 (1996).

5.2.5.- *Phaseolus vulgaris*

Para la determinación de la CI50 del residual sobre *Phaseolus vulgaris* se utilizó el mismo procedimiento de análisis referido para *Daphnia*. Se utilizó la prueba de bondad de ajuste de Pearson para verificar la correspondencia entre los valores observados y esperados encontrándose que el nivel de significación fue mayor que 0,05 por lo que se consideraron los datos homogéneos (Figura 45, 46 y 47). El residual se encontró tóxico para este biomodelo, aunque la misma fue alta, pero quedó demostrada también la sensibilidad del mismo para los productos tóxicos del residual corroborando lo señalado por USEPA OPPTS 850.4100 (1996), USEPA OPPTS 850.4200 (1996) y USEPA OPPTS 850.4230 (1996) de que es un biomodelo válido para este tipo de ensayo.

5.2.6.- Evaluación de los efectos sobre los indicadores de crecimiento de *L. sativa* y *P. vulgaris*.

En *L. sativa* el crecimiento de la raíz disminuyó bajo los efectos tóxicos del residual hospitalario, lo que pudo estar ocasionado por diferentes elementos



químicos que pueden estar presentes en los desechos hospitalarios y actuar de forma sinérgica, tal como lo comprobaron Adenrele y Sunday (2011).

Las plantas de *Phaseolus vulgaris* fueron afectadas significativamente ($p < 0,05$) por las concentraciones de las muestras evaluadas, disminuyendo los indicadores de crecimiento de la planta (altura de la planta, largo de la raíz, número de nódulos, % de materia seca de la raíz y el número de hojas), mientras que aumentaron el peso húmedo de la planta, el peso seco de la raíz y el porcentaje de materia seca de la planta. No se afectaron el peso seco de la planta, ni el peso húmedo de la raíz. El efecto sobre estos parámetros demostró una acción tóxica sobre los indicadores de crecimiento de *P. vulgaris*, ratificando la validez del modelo para determinar la toxicidad de las aguas contaminadas (Wang, 1991; USEPA OPPTS 850.4100, 1996).

5.2.7.- Determinación de los indicadores de toxicidad del vertimiento

Para determinar la toxicidad del vertimiento, se utilizaron indicadores de toxicidad teniendo en cuenta los ensayos ecotoxicológicos agudos realizados. Estos permitieron calcular las unidades tóxicas agudas (Uta), la tasa de emisión tóxica (TER) y el índice de contaminación tóxica (ICOTOX) a partir de los que se pudo clasificar el grado de incidencia y peligrosidad de la toxicidad del vertimiento según lo referido por CEPIS (2001), USEPA (2002) y Restrepo et al. (2003). Los que se describen a continuación:

El hallazgo de que la Unidad Tóxica Aguda (Uta) de la *D. magna* fue la más alta, se corresponde con lo encontrado por UNIVERSIDAD DE CONCEPCION (2007)



al comparar diferentes ensayos de aguas residuales. Teniendo en cuenta esto se clasificó la Uta como altamente tóxica por ser superior a 4 (Restrepo et al. 2003). También la Tasa de Emisión tóxica fue la más alta de todas las especies correspondiéndose con el hallazgo de la UTa.



CAPÍTULO VI: CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

6.1.- CONCLUSIONES:

- Los análisis físico-químicos del residual procedente del hospital superan los límites máximos permisibles (LMP) de la normativa vigente, (Texto Unificado de Legislación Ambiental Secundaria), en la turbidez, alcalinidad y dureza total, K⁺, nitrógeno total, los tipos de sólidos (excepto los sólidos suspendidos sedimentables y fijados), DBO₅, DQO, nitritos y fósforo; mientras que están por debajo del LMP los cloruros, sulfatos, nitrógeno orgánico y amoniacal, Ca⁺⁺, Mg⁺⁺ y Na⁺.
- La carga de coliformes totales y *E. coli* como NMP/100 ML a 37°C y 24H es muy alta en el agua residual del hospital, evidenciando una alta contaminación de la misma dentro de las instalaciones.
- Las muestras del efluente presentaron un caudal mínimo de 8,64 m³/día y máximo de 29,92 m³/día con un promedio de 17,28 m³/día.
- Las muestras del efluente fueron tóxicas para *Daphnia magna* con CI50 (% dilución de la muestra) de 11,00 a 15,99 con concentraciones mínimas de 5,62 y máximas de 27,91.
- Las muestras del efluente fueron tóxicas para *Physa venustula* con CL50 (% dilución de la muestra) de 52,89 a 60,75 con concentraciones mínimas de 21,69 y máximas de 100.



- Las muestras del efluente fueron tóxicas para *Brachydanio rerio* con CL50 (% dilución de la muestra) de 60,67 a 83,48 con concentraciones mínimas de 9,16 y máximas de 100.
- La CI50 (% dilución de la muestra) en la inhibición de la germinación de *Lactuca sativa* fue de 68,08 a 72,03 con concentraciones mínimas de 0,42 y máximas de 100 y la elongación de la raíz disminuye su largo cuando es tratada con diferentes concentraciones de las muestras.
- La CI50 (% dilución de la muestra) en la inhibición de la germinación de *Phaseolus vulgaris* fue de 64,103 a 86,610 con concentraciones mínimas de 41,019 y máximas de 100.
- Las plantas de *Phaseolus vulgaris* fueron afectadas significativamente ($p < 0,05$) por las concentraciones de las muestras evaluadas, disminuyendo los indicadores de crecimiento de la planta (altura de la planta, largo de la raíz, número de nódulos, % de materia seca de la raíz y el número de hojas), mientras que aumentaron el peso húmedo de la planta, el peso seco de la raíz y el porcentaje de materia seca de la planta. No se afectaron el peso seco de la planta, ni el peso húmedo de la raíz. La *Lactuca sativa* disminuyó significativamente ($p < 0,05$) el largo de la raíz.
- Los puntos finales de evaluación ecotoxicológica CI50 en *Daphnia magna*, CL50 en *Physa venustula* y *Brachydanio rerio*, CI50 en germinación de *Lactuca sativa* y *Phaseolus vulgaris* y los indicadores de crecimiento de *Lactuca sativa* y *Phaseolus vulgaris*, demuestran la toxicidad de las muestras evaluadas en los biomodelos utilizados, que incluyeron



organismos invertebrados, vertebrados, plantas terrestres, autótrofos y heterótrofos como principales componentes biológicos del ambiente.

- El cálculo de las Unidades Tóxicas Agudas (Uta) se realizó con los resultados de la *D. magna* por ser los más altos y presentar diferencias significativas con las demás, siendo el resultado clasificado como muy tóxico, con una Tasa de Emisión Tóxica (TER) alta (134,09) y un Índice de Contaminación Toxicológica (ICOTOX) superior a 1, clasificado como muy tóxico.

6.2.- RECOMENDACIONES:

- Es necesario desactivar eficientemente los residuales procedentes del hospital antes de eliminarlos al ambiente para disminuir la contaminación ambiental, dada la toxicidad demostrada en los mismos.
- Para verificar la desactivación de los residuales es necesario realizar ensayos ecotoxicológicos con biomodelos seleccionados, que abarquen todos los niveles tróficos del ecosistema con evaluaciones agudas y crónicas.
- Evaluar el riesgo ecotoxicológico del efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales a través de los indicadores establecidos por la EPA, utilizando los datos obtenidos en estos ensayos y empleando también los datos del volumen de descarga del efluente en la fuente puntual y el volumen de la fuente.



REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- Adenrele, O., Sundar O., (2011). *Toxicological effects of hospital wastewater using animal bioassays. Annals of Biological Research.* 2 (2):265-275.
- Akmehmet, I. et al. (2003). *Treatmento of pharmaceutical wastewater containing antibiotics by O3 and O3/H2O2 processes. Chemosphere,* 50, pp. 85-95.
- Araujo, M. (2001). *Desechos Hospitalarios: Riesgos Biológicos y Recomendaciones Generales Sobre su Manejo Unidad de Evaluación de Tecnologías de Salud.* Chile.
- Argota, G., Iannacone, J. (2014). *Similitud en la predicción de riesgo ecológico entre el software GECOTOX® y biomarcadores en Gambusia punctata (poeciliidae). The Biologist.* Lima. 4, 12 (1).
- ATSDR. 1991. *Case Studies in Environmental Medicine No. 16: Nitrate/Nitrite Toxicity. US Dept of Health & Human Services,* Atlanta Georgia, USA.
- APHA, (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.* 20th Ed. American Public Health Association. Ap. 8010G. Washington D.C.
- Benitez, F. J., Acero, J. L., Real, F. J. and Roldán, G. (2009). *Ozonation of pharmaceutical compounds: Rate constants and elimination in various water matrices. Chemosphere,* 77, pp. 53-59.



- Castillo, G. (2004). *Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones*. México.
- Carrillo, G. (2012). *Módulo VI Diseño de Tesis I. Universidad de Cuenca*. Cuenca.
- Carrillo, G. (2012). *Módulo II Metodología de la Investigación. Universidad de Cuenca*. Cuenca.
- CEPIS. (2001). Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. *Manual de Evaluación y Manejo de Sustancias Tóxicas en Aguas superficiales. Sección 2. Evaluación y Manejo del Riesgo. Versión actualizada*. OPS/CEPIS/PUB/01.66.
- CEPIS TEXTOS COMPLETOS, (2012). *Análisis del sector de agua potable y saneamiento en Colombia* CEPIS. Plan Regional de Inversiones en Ambiente y Salud, II parte, Capítulo X.
- CONAMA R. (1998). *Guía para el control y prevención de la contaminación ambiental. Comisión Nacional del Medio ambiente- Región Metropolitana. Santiago de Chile*. p. 68.
- Crites, R. (1998). Tchobanoglous, G. *Tratamiento de aguas residuales. Traducido de Inglés por Miller Camargo. Colombia. McGraw-Hill*. p. 40 – 46.
- EPA OPPTS 850.4100 (1996). Terrestrial Plant Toxicity, Tier I (Seeding Emergence).
- EPA OPPTS 850.4200. (1996). Ecological Effects Test Guidelines. Seed Germination/Root Elongation Toxicity Test.



- EPA OPPTS 850.4230 (1996). Early Seeding Growth Toxicity Test.
- EPA. OPPTS. 885.4750. (1996). Aquatic Ecosystem Test.
- García, M., Cañas R., (1994). *Nitratos, Nitritos y Compuestos de N-Nitroso, Serie Vigilancia 13. Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud, Metepec, Ed. de México, México.*
- Grisales, D., Ortega, J., Rodríguez, T., (2012). *Remoción de la materia orgánica y toxicidad en aguas residuales hospitalarias aplicando ozono. Dyna. 79(173):109-115.*
- Hoffman, D., Barnett, A., Rattner, G., Allen, B., (2010). *Handbook of Ecotoxicology, Second Edition. Francia.*
- Iannacone, J., Alvarino, L. (1999). *Ecotoxicidad aguda de metales pesados empleando juveniles del caracol de agua dulce Physa venustula (Gould, 1847) (Mollusca). Gayana.63:101-110.*
- Iannacone, J., L. Alvarino, y W. Dale. (1998). Pruebas ecotoxicológicas como una herramienta para la evaluación del impacto ambiental. Boletín de Lima (Perú) 113:53-68.
- Kumar, A. G., Kumar, S. and Sabumon. (2007). *Preliminary study of physico-chemical treatment options for hospital wastewater. Journal of Environmental Management, 83, pp. 298-306.*
- Magalón, L., Galán, M., Pontón, L. (2008). *Administración Hospitalaria. Colombia. p. 166-167.*



- Metcalf, E. (1995). Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización. Edición, Volumen 1. Editoriales McGraw-Hill. Madrid. Barcelona. p. 45.
- Moreno, M. (2003). *Toxicología Ambiental Evaluación de riesgo para la salud humana*. Editorial McGraw-Hill/interamericana de España. p. 370.
- NORMA TÉCNICA ECUATORIANA.2013. INEN 2 169: 98. Calidad del Agua. Muestreo. *Manejo y conservación de muestras*.
- NORMA TÉCNICA ECUATORIANA. (2013). INEN 2 176: 98. Calidad del Agua. Muestreo. *Técnicas de muestreo*.
- NTE INEN 1202:85. Aguas. *Demanda bioquímica de oxígeno (DBO5)*.
- *NORMA DE CALIDAD AMBIENTAL Y DE DESCARGA DE EFLUENTES: RECURSO AGUA*. (2003). TULSMA, libro VI de la calidad Ambiental. Título IV del reglamento a la Ley de Gestión Ambiental para la prevención y control de Contaminación, Anexo 1.
- *NORMA OFICIAL MEXICANA- NOM-001-ECOL-* (1996). Límites Máximos Permisibles de Contaminantes en las Descargas de Aguas Residuales en Agua y en Bienes Nacionales, 6 enero de 1997.
- OECD 202. (1981). Daphnia sp. Acute Immobilisation. (adopted as Daphnia sp.14-day Reproduction Test including an Acute Immobilisation. Updated 13 April 2004.
- OECD 203. (1981). Fish, Acute Toxicity Test. Updated 17 July 1992.
- OECD 208. (1984). Terrestrial Plants, Growth Test.
- OECD 227. (2006). Terrestrial Plant Test: Vegetative Vigour Test.
- OMS. (2014). Guías para la calidad del agua potable. (014). 3ra ed.



- OPPTS 850.4200. (1996). Ecological Effects Test Guidelines.. Seed Germination/Root Elongation Toxicity Test. United States Environmental Protection Agency. Prevention, Pesticides and Toxic Substances (7101). EPA 712–C–96–154.
- Peganos, D., Ortega, J., Rodriguez, T. (2012). *Remoción de la materia orgánica y toxicidad en aguas residuales hospitalarias aplicando ozono*. Colombia.
- Perez, J., (2012). *Módulo 8 Ecotoxicología*. .Cuenca.
- Quesada, I., Jáuregui, U., Haza, W., Delmas, H. (2009). *Contaminación de las aguas con productos farmacéuticos. Estrategias para enfrentar la problemática*. Revista CENIC. Ciencias Biológicas, vol. 40, núm. 3. Cuba. Pag. 173-179.
- Ramirez, P., Mendoza, A. (2008). *Ensayos toxicológicos para la evaluación de sustancias químicas en agua y suelo*. La experiencia en México. México.
- Ramos, C. (2008). *Aguas residuales generadas en hospitales. Ingeniería Hidráulica y Ambiental*. 25(2):56-60.
- Ramos, C. (2013). *Comportamiento de los indicadores sanitarios y ecotoxicológicos de las aguas residuales con trazas de medicamentos*. Revista Cubana de Química. 25(2):180-205.
- Restrepo, R., Et al. (2003). *Evaluación de impactos ambientales ocasionados por vertimientos sobre aguas continentales*. Colombia. Colombia: Ambiente y Desarrollo ISSN: 0121-7607. Ed. Javegraf v.12 fasc.2003 p.53 – 80. Recuperado el 6 de abril de 2014 de:



[www.academia.edu/891594/Evaluacion de Impactos Ambientales Causados por Vertimientos Sobre Aguas Continentales](http://www.academia.edu/891594/Evaluacion_de_Impactos_Ambientales_Causados_por_Vertimientos_Sobre_Aguas_Continetales). (2014).

- Rodriguez, JM., Marín, R. (1999). *Fisicoquímica de aguas*. Ediciones Díaz de Santos. Madrid. UNIVERSIDAD DE CONCEPCION CENTRO EULA-CHILE. 2007. Informe final proyecto: Programa de monitoreo ecotoxicológico de los efluentes industriales en el rio Cruces, provincia de Valdivia, Chile capitulo 2. evaluación de la toxicidad aguda y crónica. Julio, 2007.
- Romero, J. (2004). *Tratamiento de aguas residuales*. Escuela Colombina de Ingeniería, Colombia.
- USEPA. (1996). Ecological effects test Guidelines. OPPTS 850.4230. Early Seedling growth toxicity test.
- USEPA. (1996). Ecological effects test Guidelines. OPPTS 850.4100. Terrestrial Plant toxicity tier I (Seedling Emergence).
- USEPA. (1996). Ecological Effects Test Guidelines. 850.4200. Seed Germination/Root Elongation Toxicity Test.
- US EPA. (2002). Methods for Measuring the Acute Toxicity of effluents and Receiving waters to Freshwater and Marine Organisms. Fifth Edition. US EPA. Office of Water (43037).
- US APHA, AWWA, WEF. (2011). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Ed. 21.
- Vargas, T. (2012). *Optimización del sistema de tratamiento de agua residual de la planta N° 01 del cantón Joya de los sachas*, p. 5-12.



- Vera, L., (2013). *Alternativas tecnológicas en al detoxificación de efluentes*, Módulo 12. Memoria monográfica Universidad Central “Marta Abreu de las Villas” Facultad de Química farmacia, Departamento de Ingeniería Química. Cuba.
- Wyasu, G., Okereke, N.Z-J. (2012). *The influence of hospital wastewater and food samples grown within Ahmadu Bello University teaching hospital, Zaria-Nigeria on its receiving environment. Advances in Applied Science Research.* 3 (3):1686-1690.
- Wang, W., (1991). *Literature review on higher plants for toxicity testing. Water, Air and Soil Pollution* 59: 381-400.

Páginas Internet:

- Cardoso, L. *Tratamiento de aguas residuales en México comunidades del sureste*, Disponible en: www.smallwat.org/web/.../eaott_cardoso_lina.pdf
Consultado 20/10/2012
- Cordero, C. *El Agua*, 2012, disponible en dSPACE.ups.edu.ec/bitstream/123456789/696/3/Capitulo1.PD Consultado 20/10/2012
- *Bioensayos de toxicidad con microcrustaceos y microalgas piscicultura “Chehuilco, region de la Araucania”*. consultor: ingenieria y contruccion aguas claras ltda, 2008 disponible en :



https://www.e-seia.cl/archivos/Informe_Toxicidad_Piscicultura_Chehuilco.pdf

- Carmen, M., Robert, A. (2003). *Environmental Contaminants and Nesting Behavior of Great Blue Herons from the Columbia and Willamette Rivers, Oregon and Washington*. Pdf. disponible en: http://www.vetmed.wsu.edu/org_nws/NWSci%20journal.
- Diaz, M., Granados, Y. (2008). *Ensayo de toxicidad aguda con el cladócero Daphnia magna, Ensayos para agua dulce*. Disponible en www2.ine.gov.mx/publicaciones/libros/573/cap1.pdf.
- FAGALAB. (2014). *Dicromato de Potasio*. Disponible en: <http://fagalab.com/Hojas%20de%20Seguridad/DICROMATO%20DE%20POTASIO.pdf>. Consultado: 18 de agosto 2014.
- Hach, Lange., (2014). *Causas de concentraciones elevadas de PO4-P en el efluente, y remedios*. Disponible en: www.hach-lange.es. Consultada el 2 de septiembre 2014.
- MINISTERIO DE SALUD PÚBLICA. (2011). *Desechos Hospitalarios*. Disponible en: URL:<http://www.msp.gov.ec/> PORTAL ECUADOR. 2011.
- Perrodin, Y., Christine, B., Sylvie, B., Alain, D., Bertrand, JL., Cren, C, Audrey, R., Elodie, B. (2012). *A priori assessment of Ecotoxicological risks linked to building a hospital*. *Chemosphere*. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.08.049>.



ANEXOS



ANEXO 1: PROTOCOLO OECD 227. ENSAYO DE TOXICIDAD CON *Physa venustula*.

El objetivo principal del trabajo es determinar la concentración letal media (CL₅₀) y la concentración efectiva media (CE₅₀) de las aguas residuales de origen hospitalario siendo una herramienta para ensayos de ecotoxicidad para la evaluación de riesgos ambientales.

La especie seleccionada para este estudio fue *Physa venustula*. Se depositaron 50 conchillas adultas de *P. venustula* debidamente etiquetadas y rotuladas. Los adultos de *P. venustula* se colectarán con ayuda de una espátula. Posteriormente los caracoles se trasladarán al laboratorio en recipientes de plástico de 500 mL.

Pruebas ecotoxicológicas

Una vez obtenidas las formas juveniles de *P. venustula* de una cohorte entre 0 a 72 h de eclosión, se procederá a realizar los ensayos de ecotoxicidad (Iannacone y Alvariño, 1999). Las pruebas estarán compuestas de un control y cinco concentraciones nominales de la muestra de agua residual; para cada prueba se necesitará un total de 240 juveniles; en cada envase se colocarán 10 formas inmaduras que se distribuyeron al azar en cada una de las cuatro repeticiones. Las lecturas de mortalidad y de respuestas subletales se realizarán a las 24, 48 y 96 h de exposición. Al inicio de cada ensayo se ajustará a un pH de 7,0 con una solución amortiguadora de fosfato, preparado a partir de las sales fosfato de sodio dibásico (Na₂HPO₄) y fosfato de sodio monobásico hidratado (NaH₂PO₄·H₂O) a 0,1 M.

Para la discriminación de mortalidad se usará el criterio propuesto por Iannacone y Alvariño (1999). Se considerará muerto el individuo incapaz de realizar algún tipo de movimiento en la placa de recuento, como mover el pie, la concha ó los tentáculos cefálicos durante 15 s de observación al estereoscopio. Para el caso de los efectos subletales, se considerará desadherencia cuando el organismo ya no se desliza sobre las paredes del frasco perdiendo la capacidad de fijar el pie y el individuo se encuentra suspendido en el medio; se considerará desprendimiento cefálico cuando una porción del área cefálica se desprende e incrementa su tamaño al triple del normal. Para ambos casos se realizará el cálculo del porcentaje a partir del total de individuos expuestos.



La CL_{50} , la concentración efectiva media (CE_{50}), y sus respectivos límites de confianza al 95% se calcularán usando el programa computarizado de la EPA (1986) Probit 1,5-1983. Además se determinarán dos valores de efectos subletales: concentración de efectos no observables (NOEC) y concentración más baja de efectos observables (LOEC) para cada uno de los ensayos evaluados.

ANEXO 2: PROTOCOLO OECD 208. ENSAYO DE TOXICIDAD CON *Brachydanio rerio*

rerio: Para realizar este bioensayo se debe garantizar la calidad del material de prueba, teniendo control sobre el linaje y la forma de producción de los organismos de ensayo, siendo importante indicar el origen del lote utilizado.

La relevancia del empleo de peces como organismos de prueba radica en su ubicación y función en los sistemas acuáticos, ya que además de ocupar diferentes posiciones tróficas en los ecosistemas, al tratarse de organismos vertebrados, son normalmente considerados como buenos representantes de organismos de mayor complejidad y por lo tanto los efectos tóxicos observados especies de peces representan pesquerías de importancia comercial o son sujeto de cultivo para la producción de alimentos o como especies ornamentales.

En el caso de *B. rerio*, la prueba se realiza con las larvas recién eclosionadas del huevo con edad menor a 24 horas, que cuentan con reserva de vitelo. En el caso de los juveniles de *P. reticulata*, los organismos de prueba son los juveniles recién avivados de la hembra vivípara (edad menor a 24 horas).

El bioensayo consiste en exponer a los organismos de prueba a diferentes concentraciones de los compuestos problema o diluciones porcentuales de efluentes y muestras de agua problema. Se requiere la preparación de al menos cinco concentraciones o diluciones, más una serie control. Estas soluciones se preparan después de un ensayo exploratorio para la determinación del intervalo, siguiéndose preferentemente una serie geométrica base 2. Para cada solución se debe contar con al menos tres réplicas, cada una de las cuales constará de 10 individuos de las características antes descritas. Se evalúa la mortalidad cada 24 horas y hasta el término del bioensayo (96 horas), haciendo anotaciones sobre el número de organismos afectados (que se observan con movilidad o desplazamientos anormales). Los datos de mortalidad acumulada al término de la prueba permiten construir la gráfica concentración-efecto, que es la base para la determinación de la Concentración Letal Media (CL_{50}).



La prueba es adecuada para la evaluación de los efectos tóxicos agudos (letales) de efluentes con o sin tratamiento, muestras de agua de cuerpos de agua receptores de descargas, compuestos puros y en mezclas de composición conocida o desconocida, principios activos y productos formulados comerciales. Es además adecuada para la clasificación de la toxicidad de compuestos, en el monitoreo de ecosistemas acuáticos y en la evaluación de la eficiencia de los sistemas de tratamiento de las aguas residuales.

ANEXO 3: PROTOCOLO OECD 203. ENSAYO DE TOXICIDAD CON *Lactuca Sativa*.

Para la determinación toxicológica en aguas residual Hospitalarias, mediante el empleo de un bioensayo con planta se tomara en cuenta el siguiente protocolo:

1. Se deberán preparar seis concentraciones de la sustancia a evaluar y un grupo control, esto se lo hará mensualmente.
2. Si la sustancia evaluar es de concentración conocida se preparan concentraciones de 0.01, 0.1, 1, 10.100,1000 mg/l preferentemente en agua o en suspensión.
3. Si la sustancia evaluada es de concentración desconocida o es una mezcla de sustancia se deberán preparar diluciones seriadas de 1/10 ml en cantidades suficientes para utilizar en la prueba.

Se deberán preparar estas soluciones siguiendo los siguientes pasos:

- 1.1. Identifique los matraces.
 - 1.2. Tome un matraz y añada 50 ml de producto puro (primera concentración)
 - 1.3. Tome 5 ml de la solución inicial y complete con agua destilada hasta 50 ml.
 - 1.4. Repita el procedimiento anterior cuatro veces tomando como base la solución preparada anteriormente de forma tal que de la solución pura queden cinco diluciones listas para la distribución en todas las placas.
2. Para la distribución de la sustancia de ensayo siga los siguientes pasos:
- 2.1. Identifique las placas según el código asignado de la siguiente forma **A, B, C**, donde **A** es la concentración del producto a ensayar, **B** es la especie utilizada y **C** es el # de la réplica, en el caso que se trabaje con una sola especie de plantas solo se indica el A y C.
 - 2.2. Coloque un papel de filtro en cada placa.
 - 2.3. Adicione 4 ml de solución para cada Placa de Petri,
 2. 4. Coloque 20 semillas de las especies utilizadas en la prueba, distribuidas de forma tal que al germinar las raíces crezcan sin entrecruzarse demasiado.



2.5. Siguiendo el mismo procedimiento pero utilizando agua destilada como control negativo

2.6. Identifique 2 placas con la letra C.

2.7. Repita los pasos desde 2.2 hasta 2.4

Registros.

1. Anotar en el registro: fecha de la lectura, código que identifica la muestra y la concentración o dilución, así como la especie y el # de la réplica.

Ejemplo. **LB1 12,1**, donde: **LB1** es el código de la muestra, en donde **1** Primera concentración, el **2** es el tipo de especie o semilla y **1** es la réplica

Nota 1: en caso de que el estudio sea de una sola especie o sea de semilla de la planta los # en subíndice representan nada más que las réplicas

2. Retirar la tapa de la placa y extraiga las semillas o plántulas con la ayuda de pinzas depositándolas en la superficie donde se deberá realizar la lectura.

3. Compruebe con la ayuda de una lupa y de pinza si la semilla ha germinado.

Nota 2: La germinación de la semilla se comprueba oprimiendo ligeramente con la pinza si esta se mantiene con dureza y su forma original es que no germinó en caso contrario al oprimir la semilla está vacía.

4. En caso de germinada tome la plántula y extienda la raíz de esta.

5. Coloque la regla desde el extremo final de la raíz hasta el cuello de la plántula.

Nota 3: El cuello de la planta es el lugar que divide la radícula del hipocotilo zona que tiene forma encorvada y un poco más gruesa.

6. Anote en el registro la medida tomada.

Después se llena un formato y se procesan los datos de semillas germinadas y los largos de las raíces y se calcula la **LC₅₀** (germinación) y la **CI₅₀** (largo de las raíces).

ANEXO 4. PROTOCOLO OPPT 850.4200, 1996. ESTUDIOS DE TOXICIDAD AGUDA EN PLANTAS TERRESTRES DE LAS ESPECIES: *Phaseolus vulgaris* (FRIJOL NEGRO)

Parámetros del ensayo:

- Tipo de suelo: Contenido de K = 9.4 mg/Kg. Ca. = 11.6 mg/Kg. Mg. = 10.7 mg/Kg., Materia orgánica = 12 %
- pH: debe estar entre 5 y 7.5
- Contenido de C: menor de 20 %



- Partículas de suelo $< 0 = 5$ mm.
- Germinación del control negativo > 65 %
- Vol. de aplicación de agua variable para mantener el % de humedad entre 60 y 80
- Sistema de riego. Manual
- N°. de replicas / tratamiento 5
- N°. plantas por pote: depende de las especie a evaluar (4)
- Duración del ensayo: 14 días
- Temperatura: 25 ± 2 ° C
- Humedad del suelo: 60-80 %
- Volumen de suelo: 400 gm.
- Día cero : cuando el 65 % o más de las semillas del grupo control germinaron
- Modelo biológico: Se utilizan tres especies de plantas no objetivo, para el producto a evaluar, el cual se aplicará de forma única al inicio del ensayo de forma directa sobre el suelo donde se siembran las semillas las que quedan en contacto con el producto a evaluar.

ANEXO 5: RESULTADOS ESTADISTICOS DE BIOENSAYOS REALIZADOS; SEGÚN PROGRAMA ESTADISTICO IBM SPSS vers. 20; DEL AGUA RESIDUAL DE UN HOSPITAL DE LA CIUDAD DE CUENCA.

6.1 *Daphnia magna*

Análisis probit muestra 1.

Estimaciones de los parámetros

Parámetro	Estimación	Error típico	Z	Sig.	Intervalo de confianza al 95%
					Límite inferior
PROBIT ^a DilucionesdelResidual	2,122	,424	5,007	,000	1,291



Intersección	-2,555	,732	-3,493	,000	-3,286
--------------	--------	------	--------	------	--------

Estimaciones de los parámetros

Parámetro	Intervalo de confianza al 95%
	Límite superior
PROBIT ^a DilucionesdelResidual	2,953
Intersección	-1,823

a. Modelo PROBIT: $PROBIT(p) = \text{Intersección} + BX$ (Las covariables X se transforman utilizando el logaritmo en base 10,000.)

Contrastes de chi-cuadrado

	Chi-cuadrado	gl ^b	Sig.
PROBIT Contraste de la bondad de ajuste de Pearson	6,424	3	,093 ^a

a. Como el nivel de significación es mayor que ,050, no se utiliza un factor de heterogeneidad en el cálculo de los límites de confianza.

b. Los estadísticos basados en casos individuales difieren de los estadísticos basados en casos agregados.

Límites de confianza



Probabilidad	Límites de confianza al 95% para DilucionesdelResidual			Límites de confianza al 95% para log(DilucionesdelResidual) ^a
	Estimación	Límite inferior	Límite superior	Estimación
,010	1,281	,123	3,780	,108
,020	1,723	,198	4,716	,236
,030	2,078	,268	5,432	,318
,040	2,393	,337	6,043	,379
,050	2,684	,405	6,594	,429
,060	2,960	,473	7,104	,471
,070	3,225	,542	7,585	,509
,080	3,482	,613	8,045	,542
,090	3,734	,685	8,488	,572
PROBIT ,100	3,981	,759	8,920	,600
,150	5,194	1,156	10,973	,716
,200	6,417	1,612	12,969	,807
,250	7,693	2,138	15,002	,886
,300	9,053	2,750	17,135	,957
,350	10,528	3,465	19,425	1,022
,400	12,149	4,304	21,932	1,085
,450	13,954	5,294	24,730	1,145
,500	15,993	6,472	27,914	1,204



,550	18,329	7,886	31,616	1,263
,600	21,052	9,599	36,029	1,323
,650	24,293	11,702	41,446	1,385
,700	28,250	14,329	48,343	1,451
,750	33,246	17,683	57,550	1,522
,800	39,856	22,106	70,648	1,600
,850	49,237	28,246	91,094	1,692
,900	64,239	37,594	128,276	1,808
,910	68,501	40,143	139,813	1,836
,920	73,452	43,048	153,739	1,866
,930	79,310	46,413	170,925	1,899
,940	86,406	50,393	192,748	1,937
,950	95,277	55,232	221,528	1,979

Límites de confianza

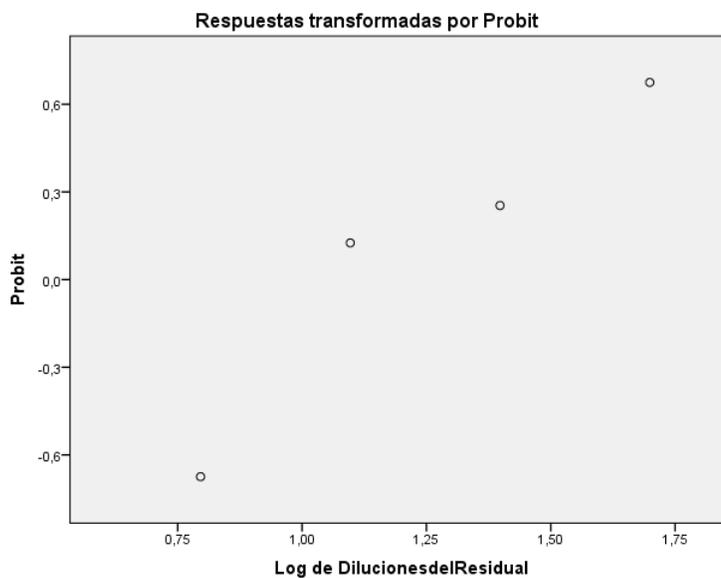
Probabilidad	Límites de confianza al 95% para log(DilucionesdelResidual)	
	Límite inferior	Límite superior
,010	-,910	,577
,020	-,703	,674
PROBIT ,030	-,571	,735
,040	-,473	,781
,050	-,393	,819



	,060	-,325	,851
	,070	-,266	,880
	,080	-,212	,905
	,090	-,164	,929
	,100	-,120	,950
	,150	,063	1,040
	,200	,207	1,113
	,250	,330	1,176
	,300	,439	1,234
	,350	,540	1,288
	,400	,634	1,341
	,450	,724	1,393
	,500	,811	1,446
	,550	,897	1,500
	,600	,982	1,557
	,650	1,068	1,617
	,700	1,156	1,684
	,750	1,248	1,760
	,800	1,345	1,849
	,850	1,451	1,959
	,900	1,575	2,108
	,910	1,604	2,146



,920	1,634	2,187
,930	1,667	2,233
,940	1,702	2,285
,950	1,742	2,345



Análisis probit muestra 2.

Estimaciones de los parámetros

Parámetro	Estimación	Error típico	Z	Sig.	Intervalo de confianza al 95%
					Límite inferior
Diluciones del Residual	2,533	,440	5,763	,000	1,672
Intersección	-2,638	,652	-4,045	,000	-3,290

Estimaciones de los parámetros



Parámetro	Intervalo de confianza al 95%
	Límite superior
PROBIT ^a DilucionesdelResidual	3,395
Intersección	-1,986

a. Modelo PROBIT: $PROBIT(p) = \text{Intersección} + BX$ (Las covariables X se transforman utilizando el logaritmo en base 10,000.)

Contrastes de chi-cuadrado

	Chi-cuadrado	gl ^b	Sig.
PROBIT Contraste de la bondad de ajuste de Pearson	4,616	3	,202 ^a

a. Como el nivel de significación es mayor que ,050, no se utiliza un factor de heterogeneidad en el cálculo de los límites de confianza.

b. Los estadísticos basados en casos individuales difieren de los estadísticos basados en casos agregados.

Límites de confianza

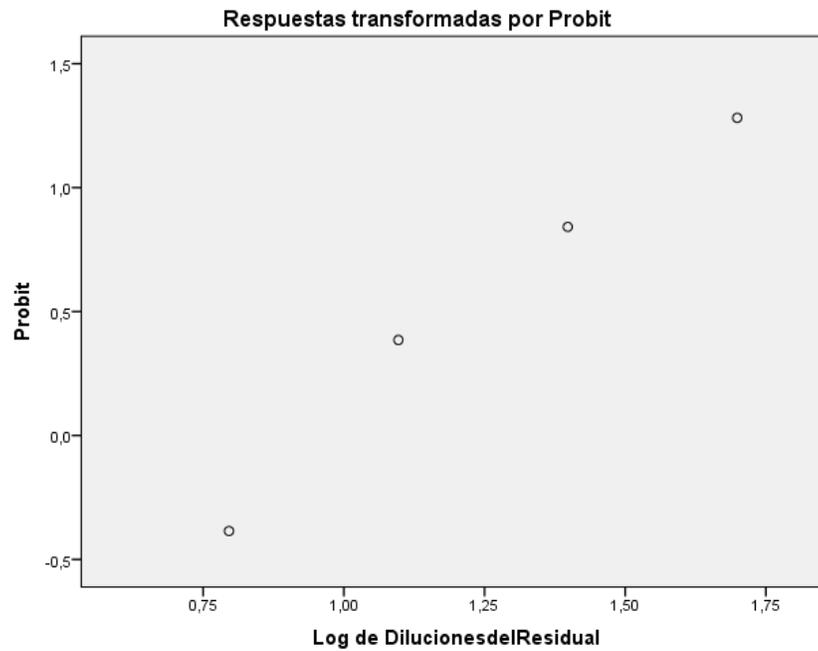
Probabilidad	Límites de confianza al 95% para DilucionesdelResidual			Límites de confianza al 95% para $\log(\text{DilucionesdelResidual})^a$
	Estimación	Límite inferior	Límite superior	Estimación
PROBIT ,010	1,327	,276	3,046	,123
,020	1,700	,397	3,700	,231



,030	1,990	,501	4,190	,299
,040	2,240	,596	4,603	,350
,050	2,466	,686	4,970	,392
,060	2,676	,773	5,307	,428
,070	2,876	,858	5,623	,459
,080	3,066	,942	5,923	,487
,090	3,251	1,025	6,211	,512
,100	3,431	1,108	6,489	,535
,150	4,287	1,527	7,793	,632
,200	5,118	1,966	9,037	,709
,250	5,957	2,436	10,282	,775
,300	6,828	2,948	11,569	,834
,350	7,748	3,510	12,930	,889
,400	8,736	4,135	14,399	,941
,450	9,811	4,834	16,013	,992
,500	10,998	5,624	17,818	1,041
,550	12,329	6,527	19,879	1,091
,600	13,846	7,571	22,282	1,141
,650	15,611	8,796	25,157	1,193
,700	17,714	10,260	28,706	1,248
,750	20,304	12,054	33,265	1,308
,800	23,635	14,332	39,447	1,374



,850	28,213	17,389	48,527	1,450
,900	35,255	21,905	63,759	1,547
,910	37,204	23,117	68,235	1,571
,920	39,444	24,491	73,513	1,596
,930	42,063	26,072	79,859	1,624
,940	45,194	27,930	87,689	1,655
,950	49,050	30,173	97,685	1,691



Análisis probit muestra 3

Estimaciones de los parámetros



Parámetro	Estimación	Error típico	Z	Sig.	Intervalo de confianza al 95%	
					Límite inferior	
PROBIT ^a	DilucionesdelResidual	2,232	,392	5,690	,000	1,463
	Intersección	-2,456	,626	-3,924	,000	-3,082

Estimaciones de los parámetros

Parámetro	Intervalo de confianza al 95%	
	Límite superior	
PROBIT ^a	DilucionesdelResidual	3,000
	Intersección	-1,830

a. Modelo PROBIT: $PROBIT(p) = \text{Intersección} + BX$ (Las covariables X se transforman utilizando el logaritmo en base 10,000.)

Contrastes de chi-cuadrado

	Chi-cuadrado	gl ^b	Sig.
PROBIT Contraste de la bondad de ajuste de Pearson	7,444	3	,059 ^a

a. Como el nivel de significación es mayor que ,050, no se utiliza un factor de heterogeneidad en el cálculo de los límites de confianza.

b. Los estadísticos basados en casos individuales difieren de los estadísticos basados en casos agregados.

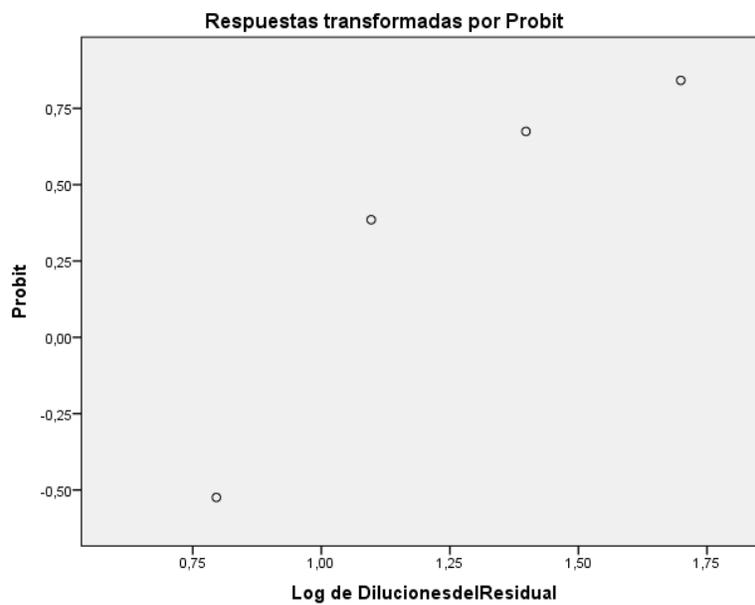
Límites de confianza



Probabilidad	Límites de confianza al 95% para DilucionesdelResidual			Límites de confianza al 95% para log(DilucionesdelResidual) ^a
	Estimación	Límite inferior	Límite superior	Estimación
,010	1,143	,188	2,928	,058
,020	1,514	,285	3,646	,180
,030	1,810	,372	4,194	,258
,040	2,070	,454	4,663	,316
,050	2,309	,533	5,084	,363
,060	2,533	,611	5,474	,404
,070	2,749	,689	5,843	,439
,080	2,957	,767	6,195	,471
,090	3,159	,845	6,535	,500
PROBIT ,100	3,358	,924	6,865	,526
,150	4,325	1,335	8,437	,636
,200	5,288	1,783	9,967	,723
,250	6,283	2,280	11,525	,798
,300	7,335	2,837	13,161	,865
,350	8,467	3,467	14,916	,928
,400	9,702	4,184	16,837	,987
,450	11,068	5,006	18,976	1,044
,500	12,600	5,956	21,404	1,100



,550	14,345	7,065	24,217	1,157
,600	16,365	8,375	27,548	1,214
,650	18,752	9,944	31,602	1,273
,700	21,645	11,858	36,700	1,335
,750	25,271	14,254	43,388	1,403
,800	30,027	17,361	52,682	1,478
,850	36,711	21,625	66,738	1,565
,900	47,275	28,087	91,219	1,675
,910	50,253	29,849	98,596	1,701
,920	53,701	31,859	107,387	1,730
,930	57,766	34,189	118,087	1,762
,940	62,671	36,949	131,465	1,797
,950	68,775	40,308	148,802	1,837





Análisis probit Dicromato de potasio

Estimaciones de los parámetros

Parámetro	Estimación	Error típico	Z	Sig.	Intervalo de confianza al 95%	
					Límite inferior	
PROBIT ^a	ConcentraciónDicromatoK	2,933	,631	4,646	,000	1,696
	Intersección	2,958	,516	5,736	,000	2,442

Estimaciones de los parámetros

Parámetro	Intervalo de confianza al 95%	
	Límite superior	
PROBIT ^a	ConcentraciónDicromatoK	4,171
	Intersección	3,474

a. Modelo PROBIT: $\text{PROBIT}(p) = \text{Intersección} + BX$ (Las covariables X se transforman utilizando el logaritmo en base 10,000.)

Contrastes de chi-cuadrado

	Chi-cuadrado	gl ^b	Sig.
PROBIT Contraste de la bondad de ajuste de Pearson	5,016	2	,081 ^a

a. Como el nivel de significación es mayor que ,050, no se utiliza un factor de heterogeneidad en el cálculo de los límites de confianza.



b. Los estadísticos basados en casos individuales difieren de los estadísticos basados en casos agregados.

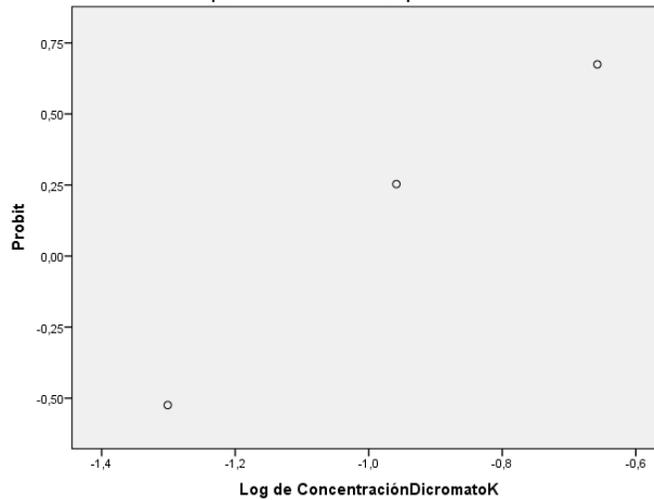
Límites de confianza

Probabilidad	Límites de confianza al 95% para Concentración DicromatoK			Límites de confianza al 95% para log(Concentración DicromatoK) ^a
	Estimación	Límite inferior	Límite superior	Estimación
,010	,016	,002	,037	-1,802
,020	,020	,003	,043	-1,709
,030	,022	,004	,048	-1,650
,040	,025	,005	,051	-1,605
,050	,027	,006	,055	-1,569
,060	,029	,006	,058	-1,539
,070	,031	,007	,060	-1,512
,080	,033	,008	,063	-1,488
,090	,034	,008	,065	-1,466
,100	,036	,009	,068	-1,445
,150	,043	,012	,079	-1,362
,200	,051	,016	,089	-1,295
,250	,058	,020	,098	-1,238
,300	,065	,024	,108	-1,187



,350	,072	,028	,118	-1,140
,400	,080	,033	,129	-1,095
,450	,089	,039	,141	-1,051
,500	,098	,045	,153	-1,009
,550	,108	,053	,168	-,966
,600	,120	,061	,184	-,922
,650	,133	,071	,204	-,877
,700	,148	,083	,228	-,830
,750	,167	,098	,259	-,779
,800	,190	,116	,300	-,722
,850	,221	,140	,362	-,655
,900	,268	,173	,465	-,572
,910	,281	,182	,496	-,551
,920	,295	,192	,532	-,529
,930	,312	,203	,575	-,505
,940	,332	,216	,629	-,478
,950	,357	,231	,698	-,448

Respuestas transformadas por Probit



BQF. Mónica Catá



6.2 *Physa venustula*

Análisis probit muestra 1

Estimaciones de los parámetros

Parámetro	Estimación	Err or típico	Z	Sig.	Intervalo de confianza al 95%	
					Límite inferior	
PROBIT ^a	DilucionesdelResidual	1,340	,291	4,613	,000	,771
	Intersección	-2,310	,592	-3,898	,000	-2,902

Estimaciones de los parámetros

Parámetro	Intervalo de confianza al 95%	
	Límite superior	
PROBIT ^a	DilucionesdelResidual	1,910
	Intersección	-1,717

a. Modelo PROBIT: $\text{PROBIT}(p) = \text{Intersección} + BX$ (Las covariables X se transforman utilizando el logaritmo en base 10,000.)

Contrastes de chi-cuadrado

	Chi-cuadrado	gl ^b	Sig.
PROBIT Contraste de la bondad de ajuste de Pearson	5,328	3	,149 ^a



a. Como el nivel de significación es mayor que ,050, no se utiliza un factor de heterogeneidad en el cálculo de los límites de confianza.

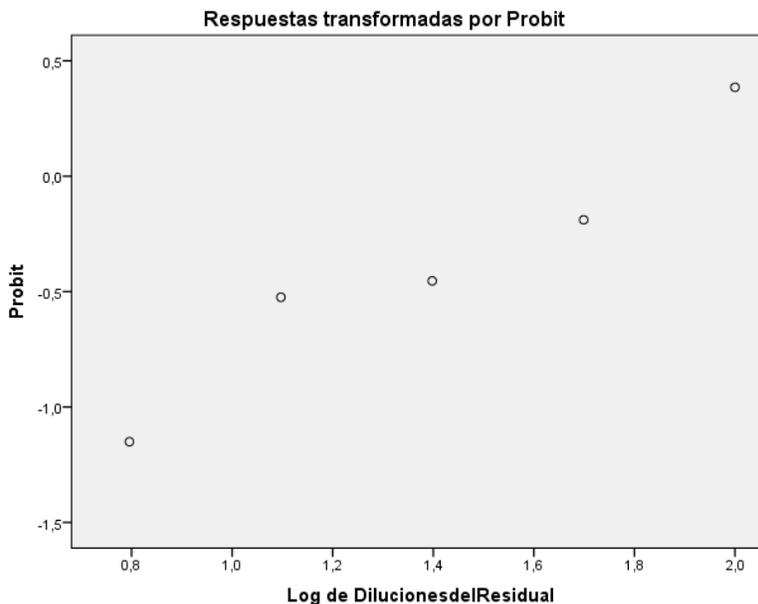
b. Los estadísticos basados en casos individuales difieren de los estadísticos basados en casos agregados.

Límites de confianza

Probabilidad	Límites de confianza al 95% para DilucionesdelResidual			Límites de confianza al 95% para $\log(\text{DilucionesdelResidual})^a$
	Estimación	Límite inferior	Límite superior	Estimación
,010	,972	,032	4,087	-,013
,020	1,552	,071	5,736	,191
,030	2,089	,118	7,121	,320
,040	2,612	,173	8,386	,417
,050	3,133	,236	9,585	,496
,060	3,658	,307	10,745	,563
PROBIT ,070	4,189	,386	11,882	,622
,080	4,731	,475	13,006	,675
,090	5,284	,572	14,125	,723
,100	5,849	,680	15,245	,767
,150	8,913	1,380	20,991	,950
,200	12,456	2,409	27,227	1,095
,250	16,599	3,861	34,235	1,220



,300	21,482	5,860	42,326	1,332
,350	27,281	8,563	51,900	1,436
,400	34,225	12,167	63,524	1,534
,450	42,620	16,916	78,048	1,630
,500	52,891	23,106	96,785	1,723
,550	65,637	31,086	121,846	1,817
,600	81,739	41,282	156,731	1,912
,650	102,543	54,242	207,459	2,011
,700	130,223	70,765	284,930	2,115
,750	168,532	92,196	410,381	2,227
,800	224,593	121,060	629,912	2,351
,850	313,880	162,693	1060,974	2,497
,900	478,265	230,703	2091,355	2,680
,910	529,475	250,333	2470,495	2,724
,920	591,341	273,302	2963,421	2,772
,930	667,742	300,698	3623,251	2,825
,940	764,795	334,195	4540,170	2,884
,950	892,816	376,524	5879,412	2,951



Análisis probit

muestra 2

Estimaciones de los parámetros

Parámetro	Estimación	Error típico	Z	Sig.	Intervalo de confianza al 95%	
					Límite inferior	
PROBIT ^a	DilucionesdelResidual	1,162	,261	4,445	,000	,649
	Intersección	-2,072	,553	-3,744	,000	-2,625

Estimaciones de los parámetros

Parámetro	Intervalo de confianza al 95%	
	Límite superior	
PROBIT ^a	DilucionesdelResidual	1,674
	Intersección	-1,518

a. Modelo PROBIT: $PROBIT(p) = \text{Intersección} + BX$ (Las covariables X se transforman utilizando el logaritmo en base 10,000.)

**Contrastes de chi-cuadrado**

	Chi-cuadrado	gl ^b	Sig.
PROBIT Contraste de la bondad de ajuste de Pearson	6,036	3	,110 ^a

a. Como el nivel de significación es mayor que ,050, no se utiliza un factor de heterogeneidad en el cálculo de los límites de confianza.

b. Los estadísticos basados en casos individuales difieren de los estadísticos basados en casos agregados.

Límites de confianza

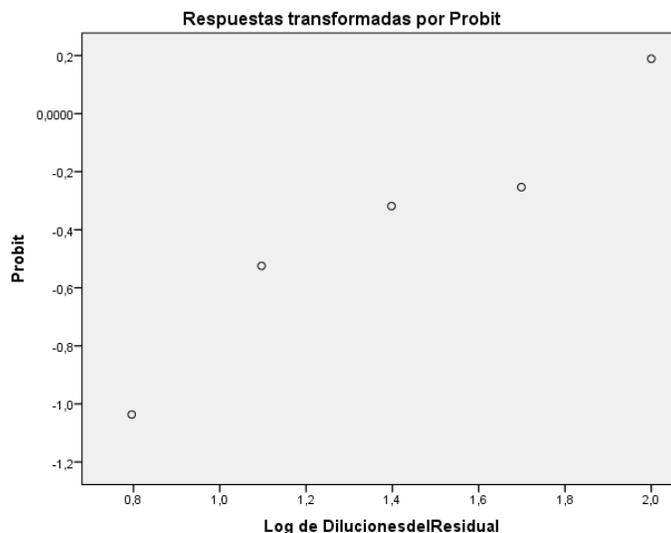
Probabilidad	Límites de confianza al 95% para Diluciones del Residual			Límites de confianza al 95% para log(Diluciones del Residual) ^a
	Estimación	Límite inferior	Límite superior	Estimación
,010	,603	,010	3,227	-,219
,020	1,036	,025	4,763	,015
,030	1,460	,046	6,109	,164
PROBIT ,040	1,889	,073	7,374	,276
,050	2,330	,105	8,602	,367
,060	2,786	,143	9,814	,445
,070	3,258	,188	11,022	,513



,080	3,748	,240	12,237	,574
,090	4,258	,300	13,463	,629
,100	4,788	,367	14,707	,680
,150	7,784	,846	21,324	,891
,200	11,453	1,629	28,893	1,059
,250	15,952	2,834	37,815	1,203
,300	21,480	4,616	48,600	1,332
,350	28,300	7,179	61,962	1,452
,400	36,762	10,785	78,970	1,565
,450	47,351	15,764	101,284	1,675
,500	60,746	22,526	131,567	1,784
,550	77,930	31,571	174,240	1,892
,600	100,378	43,531	236,909	2,002
,650	130,394	59,255	333,244	2,115
,700	171,790	80,021	489,301	2,235
,750	231,322	107,987	758,995	2,364
,800	322,186	147,201	1267,536	2,508
,850	474,056	206,285	2359,569	2,676
,900	770,659	307,699	5286,137	2,887
,910	866,629	337,885	6442,408	2,938
,920	984,478	373,653	7995,243	2,993
,930	1132,639	416,901	10149,339	3,054



,940	1324,619	470,568	13264,198	3,122
,950	1583,597	539,514	18024,144	3,200



Análisis probit muestra 3

Estimaciones de los parámetros

Parámetro	Estimación	Error típico	Z	Sig.	Intervalo de confianza al 95%
					Límite inferior
PROBIT ^a DilucionesdelResidual	1,295	,297	4,357	,000	,713
Intersección	-2,245	,614	-3,655	,000	-2,859

Estimaciones de los parámetros

Parámetro	Intervalo de confianza al 95%
	Límite superior
PROBIT ^a DilucionesdelResidual	1,878



Intersección	-1,631
--------------	--------

a. Modelo PROBIT: $PROBIT(p) = \text{Intersección} + BX$ (Las covariables X se transforman utilizando el logaritmo en base 10,000.)

Contrastes de chi-cuadrado

	Chi-cuadrado	gl ^b	Sig.
PROBIT Contraste de la bondad de ajuste de Pearson	5,256	3	,154 ^a

a. Como el nivel de significación es mayor que ,050, no se utiliza un factor de heterogeneidad en el cálculo de los límites de confianza.

b. Los estadísticos basados en casos individuales difieren de los estadísticos basados en casos agregados.

Límites de confianza

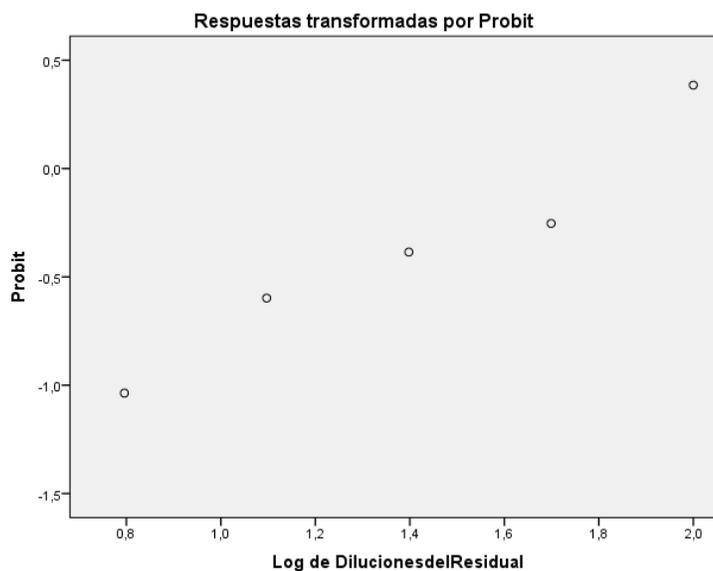
Probabilidad	Límites de confianza al 95% para DilucionesdelResidual			Límites de confianza al 95% para $\log(\text{DilucionesdelResidual})^a$
	Estimación	Límite inferior	Límite superior	Estimación
,010	,866	,017	4,070	-,063
,020	1,405	,041	5,744	,148
,030	1,911	,071	7,156	,281
PROBIT ,040	2,408	,107	8,449	,382
,050	2,907	,149	9,678	,463
,060	3,411	,199	10,869	,533
,070	3,926	,255	12,038	,594



,080	4,452	,319	13,195	,649
,090	4,991	,391	14,350	,698
,100	5,545	,471	15,506	,744
,150	8,573	1,015	21,458	,933
,200	12,120	1,857	27,945	1,084
,250	16,313	3,100	35,267	1,213
,300	21,302	4,879	43,754	1,328
,350	27,277	7,369	53,843	1,436
,400	34,489	10,800	66,163	1,538
,450	43,277	15,457	81,672	1,636
,500	54,109	21,694	101,887	1,733
,550	67,652	29,930	129,304	1,830
,600	84,890	40,657	168,175	1,929
,650	107,335	54,481	226,010	2,031
,700	137,441	72,255	316,769	2,138
,750	179,469	95,402	468,382	2,254
,800	241,556	126,635	743,260	2,383
,850	341,521	171,758	1305,875	2,533
,900	528,025	245,673	2722,488	2,723
,910	586,625	267,057	3260,828	2,768
,920	657,680	292,104	3971,000	2,818
,930	745,781	322,016	4936,957	2,873



,940	858,199	358,641	6303,387	2,934
,950	1007,237	404,997	8339,902	3,003



6.3

Brachydanio rerio

Análisis probit muestra 1

Estimaciones de los parámetros

Parámetro	Estimación	Error típico	Z	Sig.	Intervalo de confianza al 95%
					Límite inferior
dilucionesdelResidual	1,136	,351	3,235	,001	,448
Intersección	-2,122	,738	-2,877	,004	-2,859

Estimaciones de los parámetros

Parámetro	Intervalo de confianza al 95%
	Límite superior



PROBIT ^a	dilucionesdelResidual	1,824
	Intersección	-1,384

a. Modelo PROBIT: $PROBIT(p) = \text{Intersección} + BX$ (Las covariables X se transforman utilizando el logaritmo en base 10,000.)

Contrastes de chi-cuadrado

	Chi-cuadrado	gl ^b	Sig.
PROBIT Contraste de la bondad de ajuste de Pearson	3,451	3	,327 ^a

a. Como el nivel de significación es mayor que ,050, no se utiliza un factor de heterogeneidad en el cálculo de los límites de confianza.

b. Los estadísticos basados en casos individuales difieren de los estadísticos basados en casos agregados.

Límites de confianza

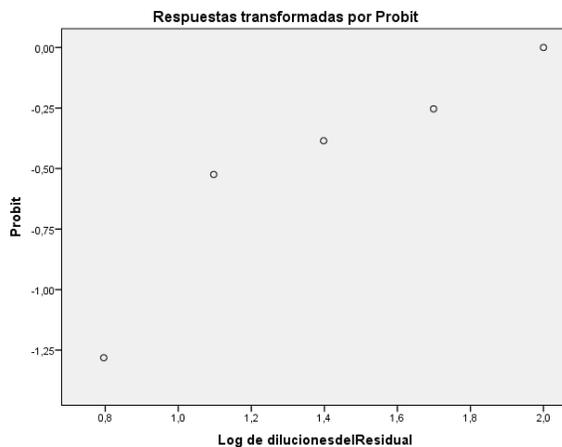
Probabilidad	Límites de confianza al 95% para dilucionesdelResidual			Límites de confianza al 95% para $\log(\text{dilucionesdelResidual})^a$
	Estimación	Límite inferior	Límite superior	Estimación
,010	,660	,000	5,135	-,180
,020	1,148	,001	7,430	,060
PROBIT ,030	1,630	,003	9,425	,212
,040	2,122	,005	11,295	,327
,050	2,630	,009	13,109	,420



,060	3,157	,014	14,901	,499
,070	3,705	,021	16,692	,569
,080	4,276	,030	18,498	,631
,090	4,872	,041	20,330	,688
,100	5,493	,055	22,196	,740
,150	9,028	,182	32,304	,956
,200	13,401	,462	44,333	1,127
,250	18,806	1,008	59,283	1,274
,300	25,495	1,988	78,602	1,406
,350	33,799	3,642	104,593	1,529
,400	44,168	6,287	141,111	1,645
,450	57,218	10,317	194,865	1,758
,500	73,820	16,178	277,967	1,868
,550	95,240	24,348	413,112	1,979
,600	123,380	35,349	644,755	2,091
,650	161,229	49,840	1065,068	2,207
,700	213,748	68,825	1880,013	2,330
,750	289,769	94,060	3598,187	2,462
,800	406,639	128,889	7660,652	2,609
,850	603,584	180,416	19064,233	2,781
,900	992,110	266,895	61962,119	2,997
,910	1118,633	292,259	82682,843	3,049



,920	1274,433	322,126	113266,350	3,105
,930	1470,904	357,991	160328,847	3,168
,940	1726,343	402,159	236718,576	3,237
,950	2072,245	458,416	369822,384	3,316



Análisis probit muestra 2

Estimaciones de los parámetros

Parámetro	Estimación	Error típico	Z	Sig.	Intervalo de confianza al 95%
					Límite inferior
dilucionesdelResidual	1,012	,361	2,805	,005	,305
Intersección	-1,945	,799	-2,435	,015	-2,744

Estimaciones de los parámetros

Parámetro	Intervalo de confianza al 95%
	Límite superior



PROBIT ^a	dilucionesdelResidual	1,720
	Intersección	-1,146

a. Modelo PROBIT: $PROBIT(p) = \text{Intersección} + BX$ (Las covariables X se transforman utilizando el logaritmo en base 10,000.)

Contrastes de chi-cuadrado

	Chi-cuadrado	gl ^b	Sig.
PROBIT Contraste de la bondad de ajuste de Pearson	3,538	3	,316 ^a

a. Como el nivel de significación es mayor que ,050, no se utiliza un factor de heterogeneidad en el cálculo de los límites de confianza.

b. Los estadísticos basados en casos individuales difieren de los estadísticos basados en casos agregados.

Límites de confianza

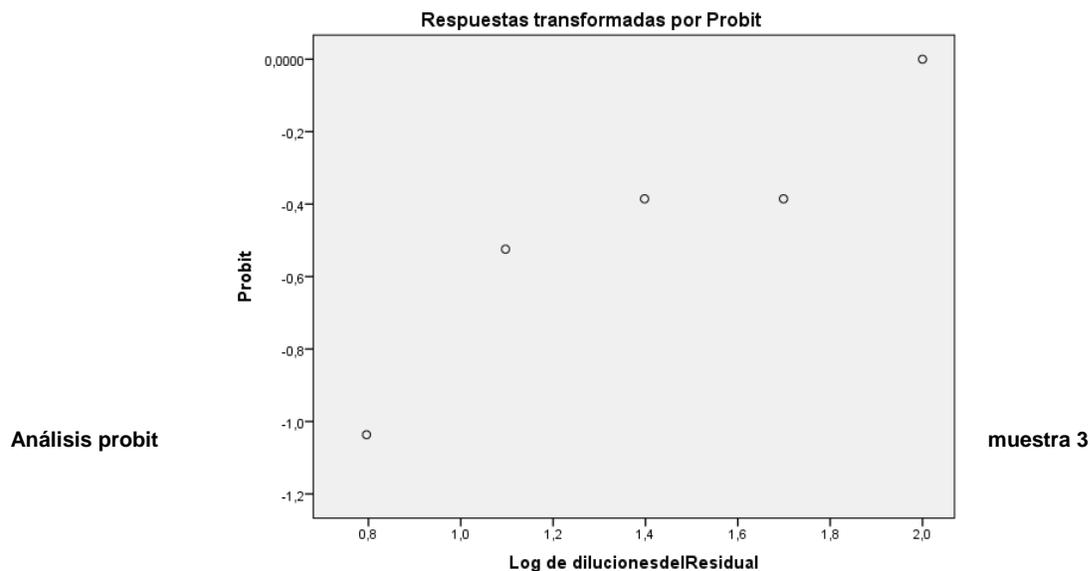
Probabilidad	Límites de confianza al 95% para dilucionesdelResidual			Límites de confianza al 95% para log(dilucionesdelResidual) ^a	
	Estimación	Límite inferior	Límite superior	Estimación	
PROBIT	,010	,420	,000	5,260	-,377
	,020	,781	,000	7,792	-,107
	,030	1,158	,000	10,035	,064
	,040	1,556	,000	12,168	,192



,050	1,980	,000	14,260	,297
,060	2,430	,000	16,347	,386
,070	2,909	,000	18,452	,464
,080	3,416	,001	20,590	,534
,090	3,955	,001	22,774	,597
,100	4,525	,002	25,015	,656
,150	7,902	,011	37,394	,898
,200	12,307	,043	52,590	1,090
,250	18,000	,139	72,116	1,255
,300	25,324	,386	98,367	1,404
,350	34,748	,964	135,514	1,541
,400	46,914	2,207	191,331	1,671
,450	62,725	4,670	281,254	1,797
,500	83,479	9,163	437,929	1,922
,550	111,099	16,682	734,871	2,046
,600	148,541	28,267	1349,078	2,172
,650	200,548	44,952	2741,323	2,302
,700	275,176	68,034	6234,536	2,440
,750	387,149	99,730	16144,634	2,588
,800	566,215	144,437	49234,937	2,753
,850	881,920	211,812	189645,284	2,945
,900	1540,183	327,224	1084336,011	3,188



,910	1762,208	361,521	1661077,399	3,246
,920	2039,826	402,132	2644880,207	3,310
,930	2395,820	451,196	4419515,598	3,379
,940	2867,333	512,027	7857906,205	3,457
,950	3519,369	590,095	15183492,856	3,546



Estimaciones de los parámetros

Parámetro	Estimación	Error típico	Z	Sig.	Intervalo de confianza al 95%
					Límite inferior
dilucionesdelResidual	1,238	,412	3,008	,003	,432
Intersección	-2,208	,857	-2,576	,010	-3,065

Estimaciones de los parámetros

Parámetro	Intervalo de confianza al 95%
-----------	-------------------------------



		Límite superior
PROBIT ^a	dilucionesdelResidual	2,045
	Intersección	-1,351

a. Modelo PROBIT: $PROBIT(p) = \text{Intersección} + BX$ (Las covariables X se transforman utilizando el logaritmo en base 10,000.)

Contrastes de chi-cuadrado

		Chi-cuadrado	gl ^b	Sig.
PROBIT	Contraste de la bondad de ajuste de Pearson	2,209	3	,530 ^a

a. Como el nivel de significación es mayor que ,050, no se utiliza un factor de heterogeneidad en el cálculo de los límites de confianza.

b. Los estadísticos basados en casos individuales difieren de los estadísticos basados en casos agregados.

Límites de confianza

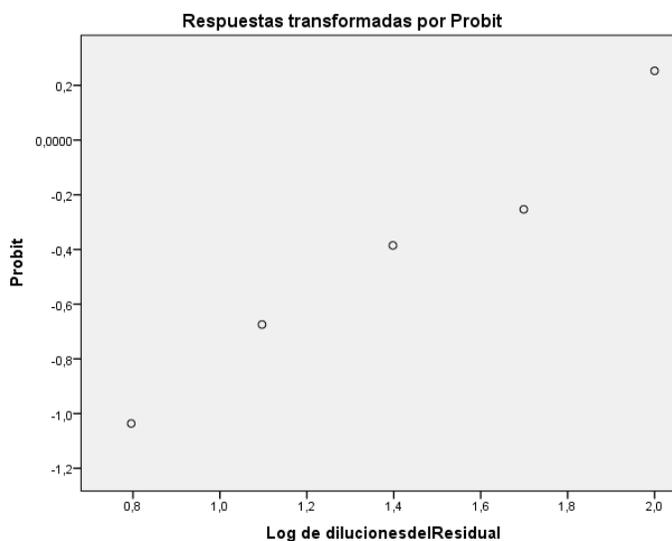
Probabilidad	Límites de confianza al 95% para dilucionesdelResidual			Límites de confianza al 95% para log(dilucionesdelResidual) ^a
	Estimación	Límite inferior	Límite superior	Estimación
,010	,803	,000	6,119	-,095
PROBIT ,020	1,332	,000	8,455	,125
,030	1,838	,001	10,401	,264



,040	2,341	,002	12,171	,369
,050	2,850	,003	13,846	,455
,060	3,369	,005	15,464	,528
,070	3,902	,008	17,050	,591
,080	4,451	,011	18,620	,648
,090	5,016	,016	20,184	,700
,100	5,600	,022	21,753	,748
,150	8,832	,077	29,864	,946
,200	12,688	,209	38,846	1,103
,250	17,311	,484	49,251	1,238
,300	22,883	1,018	61,772	1,360
,350	29,636	1,995	77,445	1,472
,400	37,878	3,700	97,954	1,578
,450	48,027	6,552	126,230	1,681
,500	60,667	11,110	167,660	1,783
,550	76,633	18,033	232,656	1,884
,600	97,166	27,966	342,339	1,988
,650	124,188	41,454	541,808	2,094
,700	160,834	59,051	934,246	2,206
,750	212,602	81,728	1780,253	2,328
,800	290,081	111,631	3837,594	2,463
,850	416,697	153,643	9817,407	2,620



,900	657,266	220,392	33353,709	2,818
,910	733,745	239,354	45022,747	2,866
,920	826,947	261,404	62465,256	2,917
,930	943,149	287,539	89681,425	2,975
,940	1092,333	319,274	134545,652	3,038
,950	1291,488	359,078	214100,904	3,111



6.4.1 Lactuca sativa

Análisis probit muestra 1

Estimaciones de los parámetros

Parámetro	Estimación	Error típico	Z	Sig.	Intervalo de confianza al 95%	
					Límite inferior	
PROBIT ^a	DilucionesdelResidual	1,204	,488	2,464	,014	,246
	Intersección	-2,236	1,053	-2,123	,034	-3,288



Estimaciones de los parámetros

Parámetro	Intervalo de confianza al 95%
	Límite superior
PROBIT ^a DilucionesdelResidual	2,161
Intersección	-1,183

a. Modelo PROBIT: $PROBIT(p) = \text{Intersección} + BX$ (Las covariables X se transforman utilizando el logaritmo en base 10,000.)

Contrastes de chi-cuadrado

	Chi-cuadrado	gl ^b	Sig.
PROBIT Contraste de la bondad de ajuste de Pearson	,895	2	,639 ^a

a. Como el nivel de significación es mayor que ,050, no se utiliza un factor de heterogeneidad en el cálculo de los límites de confianza.

b. Los estadísticos basados en casos individuales difieren de los estadísticos basados en casos agregados.

Límites de confianza

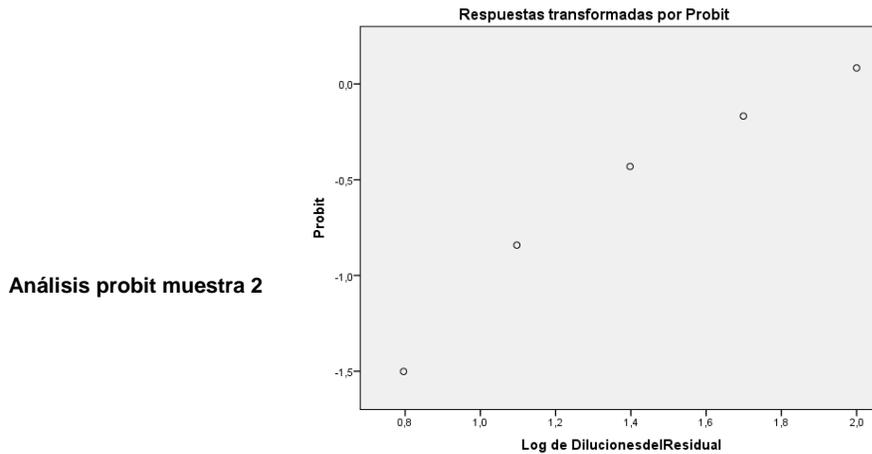
Probabilidad	Límites de confianza al 95% para DilucionesdelResidual			Límites de confianza al 95% para $\log(\text{DilucionesdelResidual})^a$
	Estimación	Límite inferior	Límite superior	Estimación
PROBIT ,010	,841	,000	8,539	-,075



,020	1,416	,000	11,549	,151
,030	1,972	,000	14,007	,295
,040	2,529	,000	16,211	,403
,050	3,096	,000	18,271	,491
,060	3,679	,000	20,241	,566
,070	4,279	,000	22,154	,631
,080	4,899	,000	24,030	,690
,090	5,540	,000	25,886	,744
,100	6,204	,000	27,732	,793
,150	9,917	,000	37,080	,996
,200	14,396	,003	47,107	1,158
,250	19,820	,012	58,391	1,297
,300	26,412	,045	71,625	1,422
,350	34,464	,156	87,862	1,537
,400	44,363	,497	108,945	1,647
,450	56,638	1,479	138,511	1,753
,500	72,031	4,104	184,721	1,858
,550	91,607	10,449	268,590	1,962
,600	116,956	23,478	451,921	2,068
,650	150,548	44,787	936,550	2,178
,700	196,442	72,887	2449,780	2,293
,750	261,782	106,311	8018,501	2,418



,800	360,418	146,645	33142,767	2,557
,850	523,206	199,631	185190,358	2,719
,900	836,252	279,920	1696481,794	2,922
,910	936,544	302,245	2910831,339	2,972
,920	1059,174	328,021	5240785,571	3,025
,930	1212,626	358,349	10020202,055	3,084
,940	1410,432	394,902	20699171,938	3,149
,950	1675,706	440,392	47430792,494	3,224



Análisis probit muestra 2

Estimaciones de los parámetros

Parámetro	Estimación	Error típico	Z	Sig.	Intervalo de confianza al 95%
					Límite inferior
PROBIT ^a DilucionesdelResidual	1,281	,612	2,094	,036	,082
Intersección	-2,461	1,274	-1,932	,053	-3,735

Estimaciones de los parámetros



Parámetro	Intervalo de confianza al 95%	
	Límite superior	
PROBIT ^a	DilucionesdelResidual	2,480
	Intersección	-1,187

a. Modelo PROBIT: $PROBIT(p) = \text{Intersección} + BX$ (Las covariables X se transforman utilizando el logaritmo en base 10,000.)

Contrastes de chi-cuadrado

	Chi-cuadrado	gl ^b	Sig.
PROBIT Contraste de la bondad de ajuste de Pearson	,505	2	,777 ^a

a. Como el nivel de significación es mayor que ,050, no se utiliza un factor de heterogeneidad en el cálculo de los límites de confianza.

b. Los estadísticos basados en casos individuales difieren de los estadísticos basados en casos agregados.

Límites de confianza

Probabilidad	Límites de confianza al 95% para DilucionesdelResidual			Límites de confianza al 95% para $\log(\text{DilucionesdelResidual})^a$	
	Estimación	Límite inferior	Límite superior	Estimación	
PROBIT	,010	1,274	,000	11,929	,105
	,020	2,081	,000	15,493	,318



,030	2,839	,000	18,309	,453
,040	3,588	,000	20,775	,555
,050	4,340	,000	23,038	,637
,060	5,103	,000	25,169	,708
,070	5,881	,000	27,211	,769
,080	6,679	,000	29,192	,825
,090	7,497	,000	31,129	,875
,100	8,340	,000	33,038	,921
,150	12,958	,000	42,465	1,113
,200	18,393	,000	52,258	1,265
,250	24,841	,000	63,042	1,395
,300	32,536	,000	75,580	1,512
,350	41,779	,000	91,164	1,621
,400	52,968	,001	112,552	1,724
,450	66,637	,017	147,317	1,824
,500	83,529	,422	225,279	1,922
,550	104,703	6,573	559,355	2,020
,600	131,723	34,018	4437,220	2,120
,650	166,998	68,940	101838,780	2,223
,700	214,443	100,047	4013672,044	2,331
,750	280,871	130,609	242239759,364	2,449
,800	379,325	164,985	24807510920,402	2,579



,850	538,430	208,778	5674349658858,4 36	2,731
,900	836,620	273,387	542054459373855 2,000	2,923
,910	930,587	291,027	285075757139166 16,000	2,969
,920	1044,668	311,231	173177074864365 952,000	3,019
,930	1186,313	334,791	126003985868319 4620,000	3,074
,940	1367,327	362,901	115707938165439 26000,000	3,136
,950	1607,722	397,479	145229503661717 130000,000	3,206



Análisis probit muestra

Estimaciones de los parámetros

Parámetro	Estimación	Error típico	Z	Sig.	Intervalo de confianza al 95%
					Límite inferior
PROBIT ^a Diluciones del Residual	1,230	,475	2,592	,010	,300



Intersección	-2,255	1,014	-2,224	,026	-3,269
--------------	--------	-------	--------	------	--------

Estimaciones de los parámetros

Parámetro	Intervalo de confianza al 95%
	Límite superior
PROBIT ^a DilucionesdelResidual	2,160
Intersección	-1,241

a. Modelo PROBIT: $\text{PROBIT}(p) = \text{Intersección} + BX$ (Las covariables X se transforman utilizando el logaritmo en base 10,000.)

Contrastes de chi-cuadrado

	Chi-cuadrado	gl ^b	Sig.
PROBIT Contraste de la bondad de ajuste de Pearson	1,059	2	,589 ^a

a. Como el nivel de significación es mayor que ,050, no se utiliza un factor de heterogeneidad en el cálculo de los límites de confianza.

b. Los estadísticos basados en casos individuales difieren de los estadísticos basados en casos agregados.

Límites de confianza

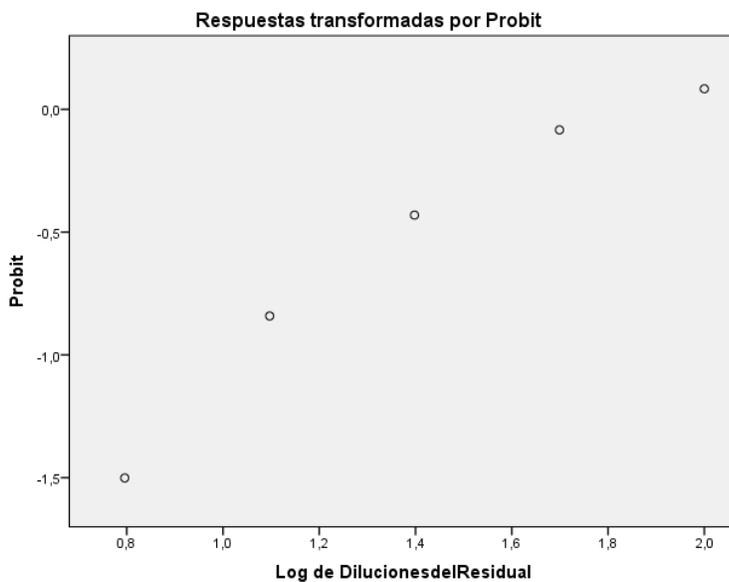
Probabilidad	Límites de confianza al 95% para DilucionesdelResidual	Límites de confianza al 95% para $\log(\text{DilucionesdelResidual})^a$



	Estimación	Límite inferior	Límite superior	Estimación
,010	,875	,000	8,032	-,058
,020	1,458	,000	10,861	,164
,030	2,015	,000	13,171	,304
,040	2,570	,000	15,242	,410
,050	3,133	,000	17,177	,496
,060	3,709	,000	19,026	,569
,070	4,300	,000	20,822	,633
,080	4,908	,000	22,583	,691
,090	5,536	,000	24,324	,743
,100	6,185	,001	26,056	,791
PROBIT ,150	9,785	,003	34,811	,991
,200	14,090	,015	44,180	1,149
,250	19,265	,052	54,684	1,285
,300	25,513	,156	66,935	1,407
,350	33,099	,431	81,835	1,520
,400	42,373	1,107	100,909	1,627
,450	53,811	2,685	127,029	1,731
,500	68,080	6,152	166,216	1,833
,550	86,131	13,184	232,549	1,935
,600	109,382	25,822	362,373	2,039
,650	140,029	45,136	656,865	2,146



,700	181,664	70,429	1419,305	2,259
,750	240,584	101,038	3672,347	2,381
,800	328,940	138,538	11538,357	2,517
,850	473,661	188,199	46604,795	2,675
,900	749,391	263,714	283246,677	2,875
,910	837,204	284,732	440093,798	2,923
,920	944,300	309,004	711387,752	2,975
,930	1077,937	337,567	1208090,022	3,033
,940	1249,664	371,998	2186079,509	3,097
,950	1479,155	414,852	4307025,944	3,170



6.4.2

**Lactuca sativa
análisis**

**estadístico del largo de la raíz muestra 1 (LargoRaizM1cm),
muestra 2 (LargoRaizM2cm), muestra 3 (LargoRaizM3cm),**

ANOVA de un factor



Descriptivos

	N	Media	Desviación típica	Error típico	Intervalo de confianza para la media al 95%
					Límite inferior
Control sin tratamiento	3	4,4667	,04163	,02404	4,3632
6,25	3	3,8900	,11533	,06658	3,6035
12,50	3	3,5400	,11533	,06658	3,2535
LargoRaizM1cm 25,00	3	3,1900	,11533	,06658	2,9035
50,00	3	2,8500	,11533	,06658	2,5635
100,00	3	2,5300	,11533	,06658	2,2435
Total	18	3,4111	,67026	,15798	3,0778
Control sin tratamiento	3	4,3767	,04163	,02404	4,2732
6,25	3	3,7800	,11533	,06658	3,4935
12,50	3	3,4000	,11533	,06658	3,1135
LargoRaizM2cm 25,00	3	3,0700	,11533	,06658	2,7835
50,00	3	2,7200	,11533	,06658	2,4335
100,00	3	2,3800	,11533	,06658	2,0935
Total	18	3,2878	,68769	,16209	2,9458
Control sin tratamiento	3	4,4267	,04163	,02404	4,3232
LargoRaizM3cm 6,25	3	3,8300	,11533	,06658	3,5435
12,50	3	3,4800	,11533	,06658	3,1935



25,00	3	3,1200	,11533	,06658	2,8335
50,00	3	2,8000	,11533	,06658	2,5135
100,00	3	2,4700	,11533	,06658	2,1835
Total	18	3,3544	,67497	,15909	3,0188

Descriptivos

		Intervalo de confianza para la media al 95%		Mínimo	Máximo
			Límite superior		
LargoRaizM1cm	Control sin tratamiento		4,5701	4,42	4,50
	6,25		4,1765	3,78	4,01
	12,50		3,8265	3,43	3,66
	25,00		3,4765	3,08	3,31
	50,00		3,1365	2,74	2,97
	100,00		2,8165	2,42	2,65
	Total		3,7444	2,42	4,50
LargoRaizM2cm	Control sin tratamiento		4,4801	4,33	4,41
	6,25		4,0665	3,67	3,90
	12,50		3,6865	3,29	3,52
	25,00		3,3565	2,96	3,19
	50,00		3,0065	2,61	2,84
	100,00		2,6665	2,27	2,50



	Total	3,6298	2,27	4,41
	Control sin tratamiento	4,5301	4,38	4,46
	6,25	4,1165	3,72	3,95
	12,50	3,7665	3,37	3,60
LargoRaizM3cm	25,00	3,4065	3,01	3,24
	50,00	3,0865	2,69	2,92
	100,00	2,7565	2,36	2,59
	Total	3,6901	2,36	4,46

ANOVA de un factor

		Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
	Inter-grupos	7,501	5	1,500	131,913	,000
LargoRaizM1cm	Intra-grupos	,136	12	,011		
	Total	7,637	17			
	Inter-grupos	7,903	5	1,581	138,992	,000
LargoRaizM2cm	Intra-grupos	,136	12	,011		
	Total	8,040	17			
	Inter-grupos	7,609	5	1,522	133,810	,000
LargoRaizM3cm	Intra-grupos	,136	12	,011		
	Total	7,745	17			



Pruebas robustas de igualdad de las medias

		Estadístico ^a	gl1	gl2	Sig.
LargoRaizM1cm	Welch	180,751	5	5,306	,000
	Brown-Forsythe	131,913	5	10,492	,000
LargoRaizM2cm	Welch	191,559	5	5,306	,000
	Brown-Forsythe	138,992	5	10,492	,000
LargoRaizM3cm	Welch	185,194	5	5,306	,000
	Brown-Forsythe	133,810	5	10,492	,000

a. Distribuidos en F asintóticamente.

Pruebas post hoc. Subconjuntos homogéneos

LargoRaizM1cm

Duncan

Concentración del Residual	N	Subconjunto para alfa = 0.05				
		1	2	3	4	5
100,00	3	2,5300				
50,00	3		2,8500			
25,00	3			3,1900		
12,50	3				3,5400	
6,25	3					3,8900
Control sin tratamiento	3					
Sig.		1,000	1,000	1,000	1,000	1,000



LargoRaizM1cm

Duncan

Concentración del Residual	Subconjunto para alfa = 0.05
	6
100,00	
50,00	
25,00	
12,50	
6,25	
Control sin tratamiento	4,4667
Sig.	1,000

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a. Usa el tamaño muestral de la media armónica = 3,000.

LargoRaizM2cm

Duncan

Concentración del Residual	N	Subconjunto para alfa = 0.05				
		1	2	3	4	5
100,00	3	2,3800				
50,00	3		2,7200			
25,00	3			3,0700		
12,50	3				3,4000	



6,25	3					3,7800
Control sin tratamiento	3					
Sig.		1,000	1,000	1,000	1,000	1,000

LargoRaizM2cm

Duncan

Concentración del Residual	Subconjunto para alfa = 0.05	
	6	
100,00		
50,00		
25,00		
12,50		
6,25		
Control sin tratamiento		4,3767
Sig.		1,000

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a. Usa el tamaño muestral de la media armónica = 3,000.

LargoRaizM3cm

Duncan

Concentración del Residual	N	Subconjunto para alfa = 0.05				
		1	2	3	4	5
100,00	3	2,4700				
50,00	3		2,8000			



25,00	3			3,1200		
12,50	3				3,4800	
6,25	3					3,8300
Control sin tratamiento	3					
Sig.		1,000	1,000	1,000	1,000	1,000

LargoRaízM3cm

Duncan

Concentración del Residual	Subconjunto para alfa = 0.05
	6
100,00	
50,00	
25,00	
12,50	
6,25	
Control sin tratamiento	4,4267
Sig.	1,000

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a. Usa el tamaño muestral de la media armónica = 3,000.

6.5.1 Phaseolus vulgaris

Análisis probit muestra 1

Estimaciones de los parámetros



Parámetro	Estimación	Error típico	Z	Sig.	Intervalo de confianza al 95%
					Límite inferior
DilucionesdelResidual	1,182	,523	2,260	,024	,157
Intersección	-2,038	1,164	-1,752	,080	-3,202

Estimaciones de los parámetros

Parámetro	Intervalo de confianza al 95%
	Límite superior
DilucionesdelResidual	2,207
Intersección	-,875

a. Modelo PROBIT: $\text{PROBIT}(p) = \text{Intersección} + BX$ (Las covariables X se transforman utilizando el logaritmo en base 10,000.)

Contrastes de chi-cuadrado

	Chi-cuadrado	gl ^b	Sig.
PROBIT Contraste de la bondad de ajuste de Pearson	,727	2	,695 ^a

a. Como el nivel de significación es mayor que ,050, no se utiliza un factor de heterogeneidad en el cálculo de los límites de confianza.

b. Los estadísticos basados en casos individuales difieren de los estadísticos basados en casos agregados.

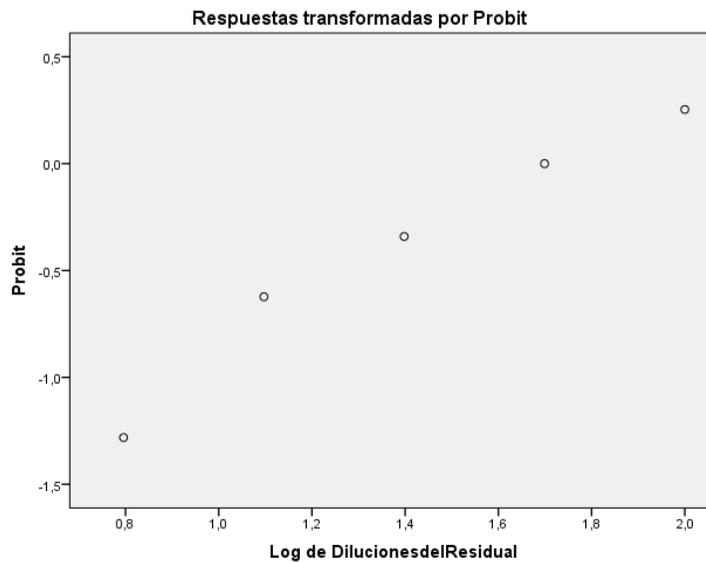
Límites de confianza



Probabilidad	Límites de confianza al 95% para DilucionesdelResidual			Límites de confianza al 95% para log(DilucionesdelResidual) ^a
	Estimación	Límite inferior	Límite superior	Estimación
,010	,571	,000	8,314	-,244
,020	,971	,000	11,158	-,013
,030	1,359	,000	13,465	,133
,040	1,752	,000	15,520	,243
,050	2,153	,000	17,431	,333
,060	2,566	,000	19,250	,409
,070	2,993	,000	21,009	,476
,080	3,435	,000	22,727	,536
,090	3,893	,000	24,419	,590
PROBIT ,100	4,369	,000	26,096	,640
,150	7,044	,000	34,478	,848
,200	10,295	,000	43,264	1,013
,250	14,258	,000	52,879	1,154
,300	19,101	,000	63,752	1,281
,350	25,045	,000	76,451	1,399
,400	32,389	,001	91,845	1,510
,450	41,537	,007	111,421	1,618
,500	53,060	,039	138,046	1,725



,550	67,778	,216	178,120	1,831
,600	86,922	1,150	248,984	1,939
,650	112,409	5,531	411,810	2,051
,700	147,394	20,954	966,658	2,168
,750	197,459	53,771	3982,357	2,295
,800	273,460	98,749	29964,085	2,437
,850	399,698	153,927	410338,692	2,602
,900	644,372	230,871	12873035,806	2,809
,910	723,155	251,517	29954639,069	2,859
,920	819,694	275,112	75230534,332	2,914
,930	940,785	302,615	207766523,206	2,973
,940	1097,289	335,483	648250178,051	3,040
,950	1307,800	376,065	2381342081,818	3,117



Análisis probit muestra 2



Estimaciones de los parámetros

Parámetro	Estimación	Error típico	Z	Sig.	Intervalo de confianza al 95%	
					Límite inferior	
PROBIT ^a	DilucionesdelResidual	1,378	,649	2,123	,034	,106
	Intersección	-2,348	1,356	-1,731	,083	-3,705

Estimaciones de los parámetros

Parámetro	Intervalo de confianza al 95%	
	Límite superior	
PROBIT ^a	DilucionesdelResidual	2,650
	Intersección	-,992

a. Modelo PROBIT: $\text{PROBIT}(p) = \text{Intersección} + BX$ (Las covariables X se transforman utilizando el logaritmo en base 10,000.)

Contrastes de chi-cuadrado

	Chi-cuadrado	gl ^b	Sig.
PROBIT Contraste de la bondad de ajuste de Pearson	,251	2	,882 ^a

a. Como el nivel de significación es mayor que ,050, no se utiliza un factor de heterogeneidad en el cálculo de los límites de confianza.

b. Los estadísticos basados en casos individuales difieren de los estadísticos basados en casos agregados.

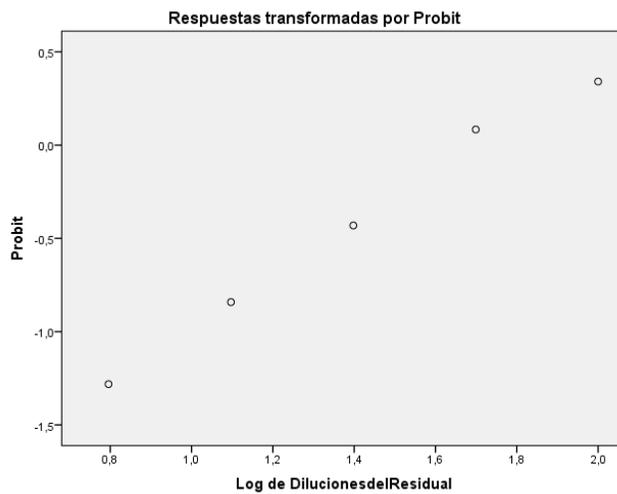
Límites de confianza



Probabilidad	Límites de confianza al 95% para DilucionesdelResidual			Límites de confianza al 95% para log(DilucionesdelResidual) ^a
	Estimación	Límite inferior	Límite superior	Estimación
,010	1,038	,000	10,554	,016
,020	1,636	,000	13,456	,214
,030	2,185	,000	15,708	,339
,040	2,715	,000	17,656	,434
,050	3,240	,000	19,424	,511
,060	3,767	,000	21,073	,576
,070	4,298	,000	22,640	,633
,080	4,838	,000	24,146	,685
,090	5,387	,000	25,608	,731
PROBIT ,100	5,947	,000	27,037	,774
,150	8,958	,000	33,930	,952
,200	12,405	,000	40,791	1,094
,250	16,402	,000	47,959	1,215
,300	21,077	,000	55,717	1,324
,350	26,593	,000	64,394	1,425
,400	33,155	,000	74,463	1,521
,450	41,041	,000	86,717	1,613
,500	50,631	,002	102,718	1,704



,550	62,463	,025	126,170	1,796
,600	77,320	,331	168,666	1,888
,650	96,400	3,873	286,716	1,984
,700	121,624	25,472	1018,326	2,085
,750	156,298	64,743	12009,666	2,194
,800	206,659	101,715	337130,090	2,315
,850	286,185	139,409	20310084,670	2,457
,900	431,072	188,057	3886055146,369	2,635
,910	475,903	200,700	13924290154,228	2,678
,920	529,905	214,980	55815336515,394	2,724
,930	596,383	231,417	257387241117,076	2,776
,940	680,534	250,791	1421691292694,873	2,833
,950	791,095	274,342	10003474944002,047	2,898





Análisis probit muestra 3

Estimaciones de los parámetros

Parámetro	Estimación	Error típico	Z	Sig.	Intervalo de confianza al 95%	
					Límite inferior	
PROBIT ^a	DilucionesdelResidual	1,351	,510	2,649	,008	,352
	Intersección	-2,437	1,052	-2,318	,020	-3,489

Estimaciones de los parámetros

Parámetro	Intervalo de confianza al 95%	
	Límite superior	
PROBIT ^a	DilucionesdelResidual	2,351
	Intersección	-1,386

a. Modelo PROBIT: $PROBIT(p) = \text{Intersección} + BX$ (Las covariables X se transforman utilizando el logaritmo en base 10,000.)

Contrastes de chi-cuadrado

	Chi-cuadrado	gl ^b	Sig.
PROBIT Contraste de la bondad de ajuste de Pearson	,649	2	,723 ^a

a. Como el nivel de significación es mayor que ,050, no se utiliza un factor de heterogeneidad en el cálculo de los límites de confianza.



b. Los estadísticos basados en casos individuales difieren de los estadísticos basados en casos agregados.

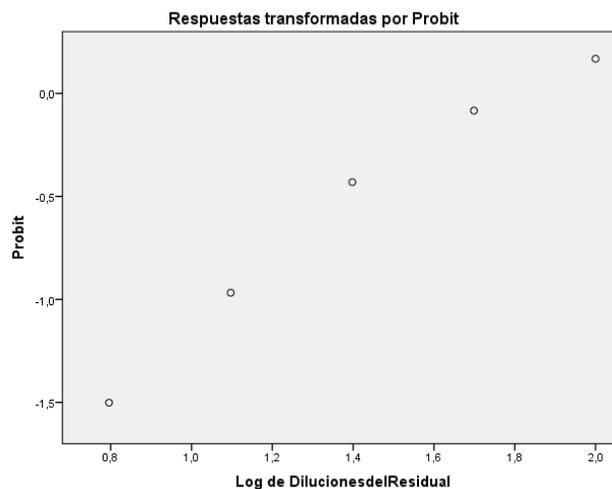
Límites de confianza

Probabilidad	Límites de confianza al 95% para DilucionesdelResidual			Límites de confianza al 95% para log(DilucionesdelResidual) ^a
	Estimación	Límite inferior	Límite superior	Estimación
,010	1,208	,000	8,688	,082
,020	1,923	,000	11,447	,284
,030	2,582	,000	13,651	,412
,040	3,223	,000	15,595	,508
,050	3,860	,000	17,389	,587
,060	4,500	,001	19,087	,653
,070	5,149	,001	20,719	,712
,080	5,808	,001	22,307	,764
,090	6,481	,002	23,864	,812
,100	7,169	,003	25,402	,855
,150	10,886	,015	33,027	1,037
,200	15,172	,053	40,952	1,181
,250	20,171	,154	49,602	1,305
,300	26,050	,397	59,426	1,416



,350	33,018	,946	71,049	1,519
,400	41,344	2,124	85,500	1,616
,450	51,394	4,539	104,674	1,711
,500	63,667	9,238	132,475	1,804
,550	78,870	17,730	177,822	1,897
,600	98,042	31,387	262,743	1,991
,650	122,767	50,193	443,860	2,089
,700	155,601	72,777	872,463	2,192
,750	200,951	98,537	1995,235	2,303
,800	267,166	128,977	5366,279	2,427
,850	372,355	168,305	17832,368	2,571
,900	565,412	226,750	83830,172	2,752
,910	625,432	242,787	122276,560	2,796
,920	697,878	261,198	184476,536	2,844
,930	787,259	282,726	290287,145	2,896
,940	900,681	308,495	482227,744	2,955
,950	1050,116	340,313	861433,702	3,021

BQF. Mónica Catalina León





6.5.2 Análisis estadístico indicadores de crecimiento de *Phaseolus vulgaris*

Altura de la planta muestra 1 (APlantam1), muestra 2 (APlantam2), muestra 3 (APlantam3).

ANOVA de un factor

ANOVA de un factor

		Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
APlantam1	Inter-grupos	1476,196	5	295,239	63,259	,000
	Intra-grupos	56,006	12	4,667		
	Total	1532,202	17			
APlantam2	Inter-grupos	1476,196	5	295,239	63,241	,000
	Intra-grupos	56,022	12	4,669		
	Total	1532,218	17			
APlantam3	Inter-grupos	1536,346	5	307,269	68,950	,000
	Intra-grupos	53,477	12	4,456		
	Total	1589,823	17			

Pruebas robustas de igualdad de las medias

	Estadístico ^a	gl1	gl2	Sig.



APlantaM1	Welch	40,881	5	5,520	,000
	Brown-Forsythe	63,259	5	8,657	,000
APlantaM2	Welch	40,824	5	5,520	,000
	Brown-Forsythe	63,241	5	8,661	,000
APlantaM3	Welch	38,354	5	5,531	,000
	Brown-Forsythe	68,950	5	8,303	,000

a. Distribuidos en F asintóticamente.

Pruebas post hoc para Altura de la planta muestra 1 (APlantaM1), muestra 2 (APlantaM2), muestra 3 (APlantaM3).

Subconjuntos homogéneos

APlantaM1

Duncan

DilucionesdelResidual	N	Subconjunto para alfa = 0.05			
		1	2	3	4
100,00	3	18,4600			
50,00	3		22,6450		
25,00	3		24,9700		
12,50	3			29,6200	
6,50	3				39,7655
Control sin tratamiento	3				43,5700
Sig.		1,000	,212	1,000	,052

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.



a. Usa el tamaño muestral de la media armónica = 3,000.

APlantaM2

Duncan

DilucionesdelResidual	N	Subconjunto para alfa = 0.05			
		1	2	3	4
100,00	3	20,1800			
50,00	3		24,3650		
25,00	3		26,6900		
12,50	3			31,3400	
6,50	3				41,4855
Control sin tratamiento	3				45,2900
Sig.		1,000	,212	1,000	,052

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a. Usa el tamaño muestral de la media armónica = 3,000.

APlantaM3

Duncan

DilucionesdelResidual	N	Subconjunto para alfa = 0.05			
		1	2	3	4



100,00	3	18,1800			
50,00	3		22,3650		
12,50	3		24,6900		
25,00	3		24,6900		
6,50	3			39,4855	
Control sin tratamiento	3				43,2900
Sig.		1,000	,223	1,000	1,000

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a. Usa el tamaño muestral de la media armónica = 3,000.

Medias para largo de la raíz muestra 1 (LRaizM1), muestra 2 (LRaizM2), muestra 2 (LRaizM1).

ANOVA de un factor

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	6,922	5	1,384	72,712	,000
LRaizM1 Intra-grupos	,228	12	,019		
Total	7,150	17			
Inter-grupos	6,922	5	1,384	72,712	,000
LRaizM2 Intra-grupos	,228	12	,019		
Total	7,150	17			
Inter-grupos	6,926	5	1,385	72,272	,000
LRaizM3 Intra-grupos	,230	12	,019		
Total	7,156	17			



Pruebas robustas de igualdad de las medias

	Estadístico ^a	gl1	gl2	Sig.	
LRaizM1	Welch	49,473	5	5,589	,000
	Brown-Forsythe	72,712	5	11,436	,000
LRaizM2	Welch	49,473	5	5,589	,000
	Brown-Forsythe	72,712	5	11,436	,000
LRaizM3	Welch	49,283	5	5,589	,000
	Brown-Forsythe	72,272	5	11,474	,000

a. Distribuidos en F asintóticamente.

Pruebas post hoc. Subconjuntos homogéneos

LRaizM1

Duncan

DilucionesdelResidual	N	Subconjunto para alfa = 0.05				
		1	2	3	4	5
100,00	3	5,0933				
50,00	3		5,4600			
25,00	3			5,8867		
12,50	3			6,1300		
6,50	3				6,3967	
Control sin tratamiento	3					7,0033
Sig.		1,000	1,000	,052	1,000	1,000



Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a. Usa el tamaño muestral de la media armónica = 3,000.

LRaizM2

Duncan

DilucionesdelResidual	N	Subconjunto para alfa = 0.05				
		1	2	3	4	5
100,00	3	5,4033				
50,00	3		5,7700			
25,00	3			6,1967		
12,50	3			6,4400		
6,50	3				6,7067	
Control sin tratamiento	3					7,3133
Sig.		1,000	1,000	,052	1,000	1,000

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a. Usa el tamaño muestral de la media armónica = 3,000.

LRaizM3

Duncan

DilucionesdelResidual	N	Subconjunto para alfa = 0.05
-----------------------	---	------------------------------



		1	2	3	4	5
100,00	3	4,8933				
50,00	3		5,2587			
25,00	3			5,6867		
12,50	3			5,9300		
6,50	3				6,1967	
Control sin tratamiento	3					6,8033
Sig.		1,000	1,000	,052	1,000	1,000

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a. Usa el tamaño muestral de la media armónica = 3,000.

Medias para peso húmedo de la planta muestra 1 (PHPlantaM1), muestra 2 (PHPlantaM2), muestra 3 (PHPlantaM3).

ANOVA de un factor

		Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
PHPlantaM1	Inter-grupos	1,013	5	,203	3,283	,042
	Intra-grupos	,740	12	,062		
	Total	1,753	17			
PHPlantaM2	Inter-grupos	1,013	5	,203	3,283	,042
	Intra-grupos	,740	12	,062		
	Total	1,753	17			
PHPlantaM3	Inter-grupos	1,013	5	,203	3,283	,042
	Intra-grupos	,740	12	,062		



Total	1,753	17		
-------	-------	----	--	--

Pruebas robustas de igualdad de las medias

		Estadístico ^a	gl1	gl2	Sig.
PHPlantaM1	Welch	2,730	5	5,504	,136
	Brown-Forsythe	3,283	5	10,587	,049
PHPlantaM2	Welch	2,730	5	5,504	,136
	Brown-Forsythe	3,283	5	10,587	,049
PHPlantaM3	Welch	2,730	5	5,504	,136
	Brown-Forsythe	3,283	5	10,587	,049

a. Distribuidos en F asintóticamente.

Pruebas post hoc. Subconjuntos homogéneos

PHPlantaM1

Duncan

DilucionesdelResidual	N	Subconjunto para alfa = 0.05		
		1	2	3
6,50	3	1,8300		
12,50	3	2,0367	2,0367	
25,00	3	2,1000	2,1000	2,1000
50,00	3	2,1267	2,1267	2,1267
100,00	3		2,3567	2,3567
Control sin tratamiento	3			2,5733



Sig.		,200	,169	,051
------	--	------	------	------

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a. Usa el tamaño muestral de la media armónica = 3,000.

PHPlantaM2

Duncan

DilucionesdelResidual	N	Subconjunto para alfa = 0.05		
		1	2	3
6,50	3	2,0200		
12,50	3	2,2267	2,2267	
25,00	3	2,2900	2,2900	2,2900
50,00	3	2,3167	2,3167	2,3167
100,00	3		2,5467	2,5467
Control sin tratamiento	3			2,7633
Sig.		,200	,169	,051

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a. Usa el tamaño muestral de la media armónica = 3,000.

PHPlantaM3

Duncan

DilucionesdelResidual	N	Subconjunto para alfa = 0.05
-----------------------	---	------------------------------



		1	2	3
6,50	3	1,8100		
12,50	3	2,0167	2,0167	
25,00	3	2,0800	2,0800	2,0800
50,00	3	2,1067	2,1067	2,1067
100,00	3		2,3367	2,3367
Control sin tratamiento	3			2,5533
Sig.		,200	,169	,051

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a. Usa el tamaño muestral de la media armónica = 3,000.

Medias para peso seco de la planta muestra 1 (PSPlantaM1), muestra 2 (PSPlantaM2), muestra 3 (PSPlantaM3).

ANOVA de un factor

		Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
PSPlantaM1	Inter-grupos	,007	5	,001	,917	,502
	Intra-grupos	,018	12	,001		
	Total	,025	17			
PSPlantaM2	Inter-grupos	,007	5	,001	,917	,502
	Intra-grupos	,018	12	,001		
	Total	,025	17			
PSPlantaM3	Inter-grupos	,007	5	,001	,917	,502
	Intra-grupos	,018	12	,001		



Total	,025	17		
-------	------	----	--	--

Pruebas robustas de igualdad de las medias

	Estadístico ^a	gl1	gl2	Sig.	
PSPlantaM1	Welch	,541	5	5,593	,742
	Brown-Forsythe	,917	5	11,551	,503
PSPlantaM2	Welch	,541	5	5,593	,742
	Brown-Forsythe	,917	5	11,551	,503
PSPlantaM3	Welch	,541	5	5,593	,742
	Brown-Forsythe	,917	5	11,551	,503

a. Distribuidos en F asintóticamente.

Pruebas post hoc. Subconjuntos homogéneos

PSPlantaM1

Duncan

DilucionesdelResidual	N	Subconjunto para alfa = 0.05
		1
Control sin tratamiento	3	,5067
12,50	3	,5167
6,50	3	,5200
25,00	3	,5267
50,00	3	,5400



100,00	3	,5667
Sig.		,111

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a. Usa el tamaño muestral de la media armónica = 3,000.

PSPlantaM2

Duncan

DilucionesdelResidual	N	Subconjunto para alfa = 0.05
		1
Control sin tratamiento	3	,6667
12,50	3	,6767
6,50	3	,6800
25,00	3	,6867
50,00	3	,7000
100,00	3	,7267
Sig.		,111

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a. Usa el tamaño muestral de la media armónica = 3,000.

PSPlantaM3



Duncan

DilucionesdelResidual	N	Subconjunto para alfa = 0.05
		1
Control sin tratamiento	3	,4567
12,50	3	,4667
6,50	3	,4700
25,00	3	,4767
50,00	3	,4900
100,00	3	,5167
Sig.		,111

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a. Usa el tamaño muestral de la media armónica = 3,000.

Peso húmedo de la raíz muestra 1 (PHRaizM1), muestra 2 (PHRaizM2), muestra 3 (PHRaizM3).

ANOVA de un factor

		Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
PHRaizM1	Inter-grupos	,030	5	,006	1,326	,318
	Intra-grupos	,053	12	,004		
	Total	,083	17			
PHRaizM2	Inter-grupos	,030	5	,006	1,326	,318
	Intra-grupos	,053	12	,004		



	Total	,083	17			
	Inter-grupos	,030	5	,006	1,326	,318
PHRaizM3	Intra-grupos	,053	12	,004		
	Total	,083	17			

Pruebas robustas de igualdad de las medias

		Estadístico ^a	gl1	gl2	Sig.
PHRaizM1	Welch	4,858	5	5,412	,047
	Brown-Forsythe	1,326	5	4,320	,396
PHRaizM2	Welch	4,858	5	5,412	,047
	Brown-Forsythe	1,326	5	4,320	,396
PHRaizM3	Welch	4,858	5	5,412	,047
	Brown-Forsythe	1,326	5	4,320	,396

a. Distribuidos en F asintóticamente.

Pruebas post hoc

Comparaciones múltiples

Variable dependiente	(I) DilucionesdelResidual	(J) DilucionesdelResidual	Diferencia de medias (I-J)
		6,50	,00667
PHRaizM1	T3 de Dunnett	Control sin tratamiento	,04333
		25,00	,08000



		50,00	,06667
		100,00	-,03667
		Control sin tratamiento	-,00667
		12,50	,03667
	6,50	25,00	,07333
		50,00	,06000
		100,00	-,04333
		Control sin tratamiento	-,04333
		6,50	-,03667
	12,50	25,00	,03667
		50,00	,02333
		100,00	-,08000
		Control sin tratamiento	-,08000
		6,50	-,07333
	25,00	12,50	-,03667
		50,00	-,01333
		100,00	-,11667
		Control sin tratamiento	-,06667
		6,50	-,06000
	50,00	12,50	-,02333
		25,00	,01333
		100,00	-,10333



			Control sin tratamiento	,03667
			6,50	,04333
		100,00	12,50	,08000
			25,00	,11667
			50,00	,10333
PHRaizM2	T3 de Dunnett	,00	6,50	,00667

Comparaciones múltiples

Variable dependiente	(I) DilucionesdelResidual	(J) DilucionesdelResidual	Error típico
		6,50	,01333
		12,50	,07498
	,00	25,00	,01491
		50,00	,02789
		100,00	,04922
		Control sin tratamiento	,01333
PHRaizM1	T3 de Dunnett	12,50	,07513
	6,50	25,00	,01563
		50,00	,02828
		100,00	,04944
		Control sin tratamiento	,07498
	12,50	6,50	,07513
		25,00	,07542



			50,00	,07902
			100,00	,08882
			Control sin tratamiento	,01491
			6,50	,01563
	25,00		12,50	,07542
			50,00	,02906
			100,00	,04989
			Control sin tratamiento	,02789
			6,50	,02828
	50,00		12,50	,07902
			25,00	,02906
			100,00	,05518
			Control sin tratamiento	,04922
			6,50	,04944
	100,00		12,50	,08882
			25,00	,04989
			50,00	,05518
PHRaizM2	T3 de Dunnett	,00	6,50	,01333

Comparaciones múltiples

Variable dependiente	(I) DilucionesdelResidual	(J) DilucionesdelResidual	Sig.	
PHRaizM1	T3 de Dunnett	,00	6,50	1,000



		12,50	,999
		25,00	,052
		50,00	,487
		100,00	,993
		Control sin tratamiento	1,000
		12,50	1,000
	6,50	25,00	,073
		50,00	,570
		100,00	,980
		Control sin tratamiento	,999
		6,50	1,000
	12,50	25,00	1,000
		50,00	1,000
		100,00	,986
		Control sin tratamiento	,052
		6,50	,073
	25,00	12,50	1,000
		50,00	1,000
		100,00	,512
		Control sin tratamiento	,487
	50,00	6,50	,570
		12,50	1,000



			25,00	1,000
			100,00	,655
			Control sin tratamiento	,993
			6,50	,980
		100,00	12,50	,986
			25,00	,512
			50,00	,655
PHRaizM2	T3 de Dunnett	,00	6,50	1,000

Comparaciones múltiples

Variable dependiente	(I) DilucionesdelResidual	(J) DilucionesdelResidual	Intervalo de confianza al 95%
			Límite inferior
		6,50	-,0628
		12,50	-,6301
	,00	25,00	-,0011
		50,00	-,1422
		100,00	-,4606
		Control sin tratamiento	-,0762
		12,50	-,6320
	6,50	25,00	-,0090
		50,00	-,1424
		100,00	-,4610
PHRaizM1	T3 de Dunnett		



			Control sin tratamiento	-,7167
			6,50	-,7053
	12,50		25,00	-,6229
			50,00	-,5553
			100,00	-,5842
			Control sin tratamiento	-,1611
			6,50	-,1556
	25,00		12,50	-,6962
			50,00	-,2060
			100,00	-,5229
			Control sin tratamiento	-,2755
			6,50	-,2624
	50,00		12,50	-,6019
			25,00	-,1794
			100,00	-,4404
			Control sin tratamiento	-,3872
			6,50	-,3743
	100,00		12,50	-,4242
			25,00	-,2895
			50,00	-,2338
PHRaizM2	T3 de Dunnett	,00	6,50	-,0628



Comparaciones múltiples

Variable dependiente	(I) DilucionesdelResidual	(J) DilucionesdelResidual	Intervalo de confianza al 95%
			Límite superior
PHRaizM1 T3 de Dunnett	,00	6,50	,0762
		12,50	,7167
		25,00	,1611
		50,00	,2755
		100,00	,3872
		Control sin tratamiento	,0628
	6,50	12,50	,7053
		25,00	,1556
		50,00	,2624
		100,00	,3743
		Control sin tratamiento	,6301
		12,50	6,50
	25,00		,6962
	50,00		,6019
	100,00		,4242
	Control sin tratamiento		,0011
25,00	6,50		,0090
	12,50	,6229	
	50,00	,1794	



			100,00	,2895
			Control sin tratamiento	,1422
			6,50	,1424
	50,00		12,50	,5553
			25,00	,2060
			100,00	,2338
			Control sin tratamiento	,4606
			6,50	,4610
	100,00		12,50	,5842
			25,00	,5229
			50,00	,4404
PHRaizM2	T3 de Dunnett	,00	6,50	,0762

Comparaciones múltiples

Variable dependiente	(I) DilucionesdelResidual	(J) DilucionesdelResidual	Diferencia de medias (I-J)
PHRaizM2	T3 de Dunnett	,00	,04333
		12,50	,08000
		25,00	,06667
		50,00	-,03667
		100,00	-,00667
		Control sin tratamiento	,03667
		6,50	,07333
		12,50	
		25,00	



		50,00	,06000
		100,00	-,04333
		Control sin tratamiento	-,04333
		6,50	-,03667
	12,50	25,00	,03667
		50,00	,02333
		100,00	-,08000
		Control sin tratamiento	-,08000
		6,50	-,07333
	25,00	12,50	-,03667
		50,00	-,01333
		100,00	-,11667
		Control sin tratamiento	-,06667
		6,50	-,06000
	50,00	12,50	-,02333
		25,00	,01333
		100,00	-,10333
		Control sin tratamiento	,03667
		6,50	,04333
	100,00	12,50	,08000
		25,00	,11667
		50,00	,10333



PHRaizM3	T3 de Dunnett	,00	6,50	,00667
			12,50	,04333

Comparaciones múltiples

Variable dependiente	(I) DilucionesdelResidual	(J) DilucionesdelResidual	Error típico	
PHRaizM2	T3 de Dunnett	,00	12,50	,07498
			25,00	,01491
			50,00	,02789
			100,00	,04922
			Control sin tratamiento	,01333
			12,50	,07513
	6,50		25,00	,01563
			50,00	,02828
			100,00	,04944
			Control sin tratamiento	,07498
			6,50	,07513
			12,50	,07542
12,50		25,00	,07542	
		50,00	,07902	
		100,00	,08882	
		Control sin tratamiento	,01491	
		6,50	,01563	
		12,50	,07542	
25,00		6,50	,01563	
		12,50	,07542	



			50,00	,02906
			100,00	,04989
			Control sin tratamiento	,02789
			6,50	,02828
		50,00	12,50	,07902
			25,00	,02906
			100,00	,05518
			Control sin tratamiento	,04922
			6,50	,04944
		100,00	12,50	,08882
			25,00	,04989
			50,00	,05518
			6,50	,01333
PHRaizM3	T3 de Dunnett	,00	12,50	,07498

Comparaciones múltiples

Variable dependiente		(I) DilucionesdelResidual	(J) DilucionesdelResidual	Sig.
PHRaizM2	T3 de Dunnett	,00	12,50	,999
			25,00	,052
			50,00	,487
			100,00	,993
		6,50	Control sin tratamiento	1,000



		12,50	1,000
		25,00	,073
		50,00	,570
		100,00	,980
		Control sin tratamiento	,999
		6,50	1,000
	12,50	25,00	1,000
		50,00	1,000
		100,00	,986
		Control sin tratamiento	,052
		6,50	,073
	25,00	12,50	1,000
		50,00	1,000
		100,00	,512
		Control sin tratamiento	,487
		6,50	,570
	50,00	12,50	1,000
		25,00	1,000
		100,00	,655
		Control sin tratamiento	,993
	100,00	6,50	,980
		12,50	,986



			25,00	,512
			50,00	,655
			6,50	1,000
PHRaizM3	T3 de Dunnett	,00	12,50	,999

Comparaciones múltiples

Variable dependiente	(I) DilucionesdelResidual	(J) DilucionesdelResidual	Intervalo de confianza al 95%
			Límite inferior
PHRaizM2	T3 de Dunnett	,00	-0,6301
		12,50	-0,0011
		25,00	-0,1422
		50,00	-0,4606
		100,00	-0,0762
		Control sin tratamiento	-0,6320
	6,50	12,50	-0,0090
		25,00	-0,1424
		50,00	-0,4610
		100,00	-0,7167
		Control sin tratamiento	-0,7053
		6,50	-0,6229
12,50	25,00	-0,5553	
	50,00	-0,5842	
	100,00		



			Control sin tratamiento	-,1611
			6,50	-,1556
	25,00		12,50	-,6962
			50,00	-,2060
			100,00	-,5229
			Control sin tratamiento	-,2755
			6,50	-,2624
	50,00		12,50	-,6019
			25,00	-,1794
			100,00	-,4404
			Control sin tratamiento	-,3872
			6,50	-,3743
	100,00		12,50	-,4242
			25,00	-,2895
			50,00	-,2338
PHRaizM3	T3 de Dunnett	,00	6,50	-,0628
			12,50	-,6301

Comparaciones múltiples

Variable dependiente	(I) DilucionesdelResidual	(J) DilucionesdelResidual	Intervalo de confianza al 95%	
			Límite superior	
PHRaizM2	T3 de Dunnett	,00	12,50	,7167



		25,00	,1611
		50,00	,2755
		100,00	,3872
		Control sin tratamiento	,0628
		12,50	,7053
	6,50	25,00	,1556
		50,00	,2624
		100,00	,3743
		Control sin tratamiento	,6301
		6,50	,6320
	12,50	25,00	,6962
		50,00	,6019
		100,00	,4242
		Control sin tratamiento	,0011
		6,50	,0090
	25,00	12,50	,6229
		50,00	,1794
		100,00	,2895
		Control sin tratamiento	,1422
	50,00	6,50	,1424
		12,50	,5553
		25,00	,2060



			100,00	,2338
			Control sin tratamiento	,4606
			6,50	,4610
		100,00	12,50	,5842
			25,00	,5229
			50,00	,4404
			6,50	,0762
PHRaizM3	T3 de Dunnett	,00	12,50	,7167

Comparaciones múltiples

Variable dependiente	(I) DilucionesdelResidual	(J) DilucionesdelResidual	Diferencia de medias (I-J)	
PHRaizM3	T3 de Dunnett	,00	25,00	,08000
			50,00	,06667
			100,00	-,03667
			Control sin tratamiento	-,00667
		6,50	12,50	,03667
			25,00	,07333
			50,00	,06000
			100,00	-,04333
		12,50	Control sin tratamiento	-,04333
			6,50	-,03667
			25,00	,03667



		50,00	,02333
		100,00	-,08000
		Control sin tratamiento	-,08000
		6,50	-,07333
	25,00	12,50	-,03667
		50,00	-,01333
		100,00	-,11667
		Control sin tratamiento	-,06667
		6,50	-,06000
	50,00	12,50	-,02333
		25,00	,01333
		100,00	-,10333
		Control sin tratamiento	,03667
		6,50	,04333
	100,00	12,50	,08000
		25,00	,11667
		50,00	,10333

Comparaciones múltiples

Variable dependiente	(I) DilucionesdelResidual	(J) DilucionesdelResidual	Error típico	
PHRaizM3	T3 de Dunnett	,00	25,00	,01491



		50,00	,02789
		100,00	,04922
		Control sin tratamiento	,01333
		12,50	,07513
	6,50	25,00	,01563
		50,00	,02828
		100,00	,04944
		Control sin tratamiento	,07498
		6,50	,07513
	12,50	25,00	,07542
		50,00	,07902
		100,00	,08882
		Control sin tratamiento	,01491
		6,50	,01563
	25,00	12,50	,07542
		50,00	,02906
		100,00	,04989
		Control sin tratamiento	,02789
		6,50	,02828
	50,00	12,50	,07902
		25,00	,02906
		100,00	,05518



		Control sin tratamiento	,04922
		6,50	,04944
	100,00	12,50	,08882
		25,00	,04989
		50,00	,05518

Comparaciones múltiples

Variable dependiente		(I) DilucionesdelResidual	(J) DilucionesdelResidual	Sig.
PHRaizM3	T3 de Dunnett	,00	25,00	,052
			50,00	,487
			100,00	,993
			Control sin tratamiento	1,000
			12,50	1,000
	6,50	25,00	,073	
		50,00	,570	
		100,00	,980	
		Control sin tratamiento	,999	
			6,50	1,000
	12,50	25,00	1,000	
		50,00	1,000	
100,00		,986		
Control sin tratamiento				



		Control sin tratamiento	,052
		6,50	,073
	25,00	12,50	1,000
		50,00	1,000
		100,00	,512
		Control sin tratamiento	,487
		6,50	,570
	50,00	12,50	1,000
		25,00	1,000
		100,00	,655
		Control sin tratamiento	,993
		6,50	,980
	100,00	12,50	,986
		25,00	,512
		50,00	,655

Comparaciones múltiples

Variable dependiente		(I) DilucionesdelResidual	(J) DilucionesdelResidual	Intervalo de confianza al 95%
				Límite inferior
PHRaizM3	T3 de Dunnett	,00	25,00	-,0011
			50,00	-,1422
			100,00	-,4606



		Control sin tratamiento	-,0762
		12,50	-,6320
6,50		25,00	-,0090
		50,00	-,1424
		100,00	-,4610
		Control sin tratamiento	-,7167
		6,50	-,7053
12,50		25,00	-,6229
		50,00	-,5553
		100,00	-,5842
		Control sin tratamiento	-,1611
		6,50	-,1556
25,00		12,50	-,6962
		50,00	-,2060
		100,00	-,5229
		Control sin tratamiento	-,2755
		6,50	-,2624
50,00		12,50	-,6019
		25,00	-,1794
		100,00	-,4404
		Control sin tratamiento	-,3872
100,00		6,50	-,3743



	12,50	-,4242
	25,00	-,2895
	50,00	-,2338

Comparaciones múltiples

Variable dependiente		(I) DilucionesdelResidual	(J) DilucionesdelResidual	Intervalo de confianza al 95%
				Límite superior
PHRaizM3	T3 de Dunnett	,00	25,00	,1611
			50,00	,2755
			100,00	,3872
			Control sin tratamiento	,0628
			12,50	,7053
	6,50	25,00	,1556	
		50,00	,2624	
		100,00	,3743	
		Control sin tratamiento	,6301	
			6,50	,6320
	12,50	25,00	,6962	
		50,00	,6019	
100,00		,4242		
Control sin tratamiento		,0011		
		25,00	,0090	
		6,50		



		12,50	,6229
		50,00	,1794
		100,00	,2895
		Control sin tratamiento	,1422
		6,50	,1424
	50,00	12,50	,5553
		25,00	,2060
		100,00	,2338
		Control sin tratamiento	,4606
		6,50	,4610
	100,00	12,50	,5842
		25,00	,5229
		50,00	,4404

Peso seco de la raíz muestra 1 (PSRaízM1), muestra 2 (PSRaízM2), muestra 3 (PSRaízM3).

ANOVA de un factor

		Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
PSRaízM1	Inter-grupos	,015	5	,003	3,619	,032
	Intra-grupos	,010	12	,001		
	Total	,025	17			
PSRaízM2	Inter-grupos	,015	5	,003	3,619	,032
	Intra-grupos	,010	12	,001		



	Total	,025	17			
	Inter-grupos	,015	5	,003	3,619	,032
PSRaizM3	Intra-grupos	,010	12	,001		
	Total	,025	17			

Pruebas robustas de igualdad de las medias

		Estadístico ^a	gl1	gl2	Sig.
PSRaizM1	Welch	2,797	5	5,478	,131
	Brown-Forsythe	3,619	5	10,889	,036
PSRaizM2	Welch	2,797	5	5,478	,131
	Brown-Forsythe	3,619	5	10,889	,036
PSRaizM3	Welch	2,797	5	5,478	,131
	Brown-Forsythe	3,619	5	10,889	,036

a. Distribuidos en F asintóticamente.

Pruebas post hoc. Subconjuntos homogéneos

PSRaizM1

Duncan

DilucionesdelResidual	N	Subconjunto para alfa = 0.05	
		1	2
6,50	3	,4333	



Control sin tratamiento	3	,4367	
12,50	3	,4467	
25,00	3	,4567	
50,00	3	,4767	,4767
100,00	3		,5167
Sig.		,116	,112

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a. Usa el tamaño muestral de la media armónica = 3,000.

PSRaizM2

Duncan

DilucionesdelResidual	N	Subconjunto para alfa = 0.05	
		1	2
6,50	3	,5933	
Control sin tratamiento	3	,5967	
12,50	3	,6067	
25,00	3	,6167	
50,00	3	,6367	,6367
100,00	3		,6767
Sig.		,116	,112

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a. Usa el tamaño muestral de la media armónica = 3,000.

**PSRaizM3**

Duncan

DilucionesdelResidual	N	Subconjunto para alfa = 0.05	
		1	2
6,50	3	,3833	
Control sin tratamiento	3	,3867	
12,50	3	,3967	
25,00	3	,4067	
50,00	3	,4267	,4267
100,00	3		,4667
Sig.		,116	,112

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a. Usa el tamaño muestral de la media armónica = 3,000.

Porcentaje materia seca de la planta muestra 1 (PorcMSPlantaM1), muestra 2 (PorcMSPlantaM2), muestra 3 (PorcMSPlantaM3).

ANOVA de un factor

		Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
	Inter-grupos	6,034	5	1,207	5,701	,006
PorcMSPlantaM1	Intra-grupos	2,540	12	,212		
	Total	8,574	17			
PorcMSPlantaM2	Inter-grupos	6,034	5	1,207	5,701	,006



	Intra-grupos	2,540	12	,212		
	Total	8,574	17			
	Inter-grupos	6,040	5	1,208	5,708	,006
PorcMSPlantaM3	Intra-grupos	2,540	12	,212		
	Total	8,580	17			

Pruebas robustas de igualdad de las medias

		Estadístico ^a	gl1	gl2	Sig.
PorcMSPlantaM1	Welch	3,539	5	5,598	,084
	Brown-Forsythe	5,701	5	11,846	,007
PorcMSPlantaM2	Welch	3,539	5	5,598	,084
	Brown-Forsythe	5,701	5	11,846	,007
PorcMSPlantaM3	Welch	3,558	5	5,598	,083
	Brown-Forsythe	5,708	5	11,855	,007

a. Distribuidos en F asintóticamente.

Pruebas post hoc. Subconjuntos homogéneos

PorcMSPlantaM1

Duncan

DilucionesdelResidual	N	Subconjunto para alfa = 0.05		
		1	2	3
Control sin tratamiento	3	10,2900		



6,50	3	10,6033	10,6033	
12,50	3	10,7133	10,7133	
25,00	3	10,8233	10,8233	
50,00	3		11,2900	11,2900
100,00	3			12,0767
Sig.		,212	,115	,058

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a. Usa el tamaño muestral de la media armónica = 3,000.

PorcMSPlantaM2

Duncan

DilucionesdelResidual	N	Subconjunto para alfa = 0.05		
		1	2	3
Control sin tratamiento	3	10,4500		
6,50	3	10,7633	10,7633	
12,50	3	10,8733	10,8733	
25,00	3	10,9833	10,9833	
50,00	3		11,4500	11,4500
100,00	3			12,2367
Sig.		,212	,115	,058

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a. Usa el tamaño muestral de la media armónica = 3,000.

**PorcMSPlantaM3**

Duncan

DilucionesdelResidual	N	Subconjunto para alfa = 0.05		
		1	2	3
Control sin tratamiento	3	10,2400		
6,50	3	10,5533	10,5533	
12,50	3	10,6633	10,6633	
25,00	3	10,7732	10,7732	
50,00	3		11,2400	11,2400
100,00	3			12,0276
Sig.		,213	,115	,058

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a. Usa el tamaño muestral de la media armónica = 3,000.

Número de nódulos muestra 1 (NnodosM1), muestra 2 (NnodosM2), muestra 3 (NnodosM3).

ANOVA de un factor

		Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
	Inter-grupos	94,867	5	18,973	59,360	,000
NnodosM1	Intra-grupos	3,836	12	,320		
	Total	98,703	17			
NnodosM2	Inter-grupos	94,867	5	18,973	59,360	,000



	Intra-grupos	3,836	12	,320		
	Total	98,703	17			
	Inter-grupos	94,867	5	18,973	59,360	,000
NnódulosM3	Intra-grupos	3,836	12	,320		
	Total	98,703	17			

Pruebas robustas de igualdad de las medias

		Estadístico ^a	gl1	gl2	Sig.
NnodulosM1	Welch	40,212	5	5,600	,000
	Brown-Forsythe	59,360	5	12,000	,000
NnódulosM2	Welch	40,212	5	5,600	,000
	Brown-Forsythe	59,360	5	12,000	,000
NnódulosM3	Welch	40,212	5	5,600	,000
	Brown-Forsythe	59,360	5	12,000	,000

a. Distribuidos en F asintóticamente.

Pruebas post hoc. Subconjuntos homogéneos

NnodulosM1

Duncan

DilucionesdelResidual	N	Subconjunto para alfa = 0.05				
		1	2	3	4	5
100,00	3	2,2133				



50,00	3		5,2133			
25,00	3		6,1933			
12,50	3			7,2233		
6,50	3				8,2333	
Control sin tratamiento	3					9,3333
Sig.		1,000	,055	1,000	1,000	1,000

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a. Usa el tamaño muestral de la media armónica = 3,000.

NódulosM2

Duncan

DilucionesdelResidual	N	Subconjunto para alfa = 0.05				
		1	2	3	4	5
100,00	3	2,3733				
50,00	3		5,3733			
25,00	3		6,3533			
12,50	3			7,3833		
6,50	3				8,3933	
Control sin tratamiento	3					9,4933
Sig.		1,000	,055	1,000	1,000	1,000

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a. Usa el tamaño muestral de la media armónica = 3,000.



NódulosM3

Duncan

DilucionesdelResidual	N	Subconjunto para alfa = 0.05				
		1	2	3	4	5
100,00	3	2,1633				
50,00	3		5,1633			
25,00	3		6,1433			
12,50	3			7,1733		
6,50	3				8,1833	
Control sin tratamiento	3					9,2833
Sig.		1,000	,055	1,000	1,000	1,000

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a. Usa el tamaño muestral de la media armónica = 3,000.

Porcentaje de materia seca de la raíz muestra 1 (PorcMSRaizM1), muestra 2 (PorcMSRaizM2), muestra 3 (PorcMSRaizM3).

ANOVA de un factor

		Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
	Inter-grupos	5,629	5	1,126	12,756	,000
PorcMSRaizM1	Intra-grupos	1,059	12	,088		
	Total	6,688	17			



	Inter-grupos	5,629	5	1,126	12,756	,000
PorcMSRaizM2	Intra-grupos	1,059	12	,088		
	Total	6,688	17			
	Inter-grupos	5,629	5	1,126	12,756	,000
PorcMSRaizM3	Intra-grupos	1,059	12	,088		
	Total	6,688	17			

Pruebas robustas de igualdad de las medias

		Estadístico ^a	gl1	gl2	Sig.
PorcMSRaizM1	Welch	8,896	5	5,598	,012
	Brown-Forsythe	12,756	5	11,876	,000
PorcMSRaizM2	Welch	8,896	5	5,598	,012
	Brown-Forsythe	12,756	5	11,876	,000
PorcMSRaizM3	Welch	8,896	5	5,598	,012
	Brown-Forsythe	12,756	5	11,876	,000

a. Distribuidos en F asintóticamente.

Pruebas post hoc. Subconjuntos homogéneos

PorcMSRaizM1

Duncan

DilucionesdelResidual	N	Subconjunto para alfa = 0.05			
		1	2	3	4



100,00	3	14,0467			
25,00	3	14,3300	14,3300		
50,00	3	14,3467	14,3467		
12,50	3		14,7667	14,7667	
6,50	3			14,9967	
Control sin tratamiento	3				15,7467
Sig.		,262	,112	,362	1,000

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a. Usa el tamaño muestral de la media armónica = 3,000.

PorcMSRaizM2

Duncan

DilucionesdelResidual	N	Subconjunto para alfa = 0.05			
		1	2	3	4
100,00	3	14,2567			
25,00	3	14,5400	14,5400		
50,00	3	14,5567	14,5567		
12,50	3		14,9767	14,9767	
6,50	3			15,2067	
Control sin tratamiento	3				15,9567
Sig.		,262	,112	,362	1,000

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.



a. Usa el tamaño muestral de la media armónica = 3,000.

PorcMSRaizM3

Duncan

DilucionesdelResidual	N	Subconjunto para alfa = 0.05			
		1	2	3	4
100,00	3	13,9467			
25,00	3	14,2300	14,2300		
50,00	3	14,2467	14,2467		
12,50	3		14,6667	14,6667	
6,50	3			14,8967	
Control sin tratamiento	3				15,6467
Sig.		,262	,112	,362	1,000

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a. Usa el tamaño muestral de la media armónica = 3,000.

Número de hojas muestra 1 (NHojasM1), muestra 2 (NHojasM2), muestra 3 (NHojasM3).

ANOVA de un factor

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	5,323	5	1,065	16,809	,000
NHojasM1 Intra-grupos	,760	12	,063		
Total	6,083	17			



NHojasM2	Inter-grupos	5,323	5	1,065	16,809	,000
	Intra-grupos	,760	12	,063		
	Total	6,083	17			
NHojasM3	Inter-grupos	5,323	5	1,065	16,809	,000
	Intra-grupos	,760	12	,063		
	Total	6,083	17			

Pruebas robustas de igualdad de las medias

		Estadístico ^a	gl1	gl2	Sig.
NHojasM1	Welch	11,387	5	5,600	,006
	Brown-Forsythe	16,809	5	12,000	,000
NHojasM2	Welch	11,387	5	5,600	,006
	Brown-Forsythe	16,809	5	12,000	,000
NHojasM3	Welch	11,387	5	5,600	,006
	Brown-Forsythe	16,809	5	12,000	,000

a. Distribuidos en F asintóticamente.

Pruebas post hoc. Subconjuntos homogéneos

NHojasM1

Duncan

DilucionesdelResidual	N	Subconjunto para alfa = 0.05			
		1	2	3	4



100,00	3	3,9267			
50,00	3	4,2267	4,2267		
25,00	3	4,3767	4,3767		
12,50	3		4,6467	4,6467	
6,50	3			4,8767	
Control sin tratamiento	3				5,6267
Sig.		,058	,075	,285	1,000

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a. Usa el tamaño muestral de la media armónica = 3,000.

NHojasM2

Duncan

DilucionesdelResidual	N	Subconjunto para alfa = 0.05			
		1	2	3	4
100,00	3	4,1367			
50,00	3	4,4367	4,4367		
25,00	3	4,5867	4,5867		
12,50	3		4,8567	4,8567	
6,50	3			5,0867	
Control sin tratamiento	3				5,8367
Sig.		,058	,075	,285	1,000

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.



a. Usa el tamaño muestral de la media armónica = 3,000.

NHojasM3

Duncan

DilucionesdelResidua l	N	Subconjunto para alfa = 0.05			
		1	2	3	4
100,00	3	3,8267			
50,00	3	4,1267	4,1267		
25,00	3	4,2767	4,2767		
12,50	3		4,5467	4,5467	
6,50	3			4,7767	
Control sin tratamiento	3				5,5267
Sig.		,058	,075	,285	1,000

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a. Usa el tamaño muestral de la media armónica = 3,000.