



ESCUELA SUPERIOR POLITÉCNICA DE CHIMBORAZO

FACULTAD DE CIENCIAS

CARRERA DE QUÍMICA

**“MODELADO CINÉTICO DE LA DEGRADACIÓN
FOTOCATALÍTICA DE FOSFATOS A DIFERENTES
CONCENTRACIONES DE (TiO₂)”**

Trabajo de Integración Curricular

Tipo: Proyecto de Investigación

Presentado para optar al grado académico de:

QUÍMICO

AUTORES:

MARÍA SOLEDAD BASTIDAS GUASHPA

DIEGO DARWIN CAMPOVERDE LLAMUCA

Riobamba – Ecuador

2021



ESCUELA SUPERIOR POLITÉCNICA DE CHIMBORAZO

FACULTAD DE CIENCIAS

CARRERA DE QUÍMICA

**“MODELADO CINÉTICO DE LA DEGRADACIÓN
FOTOCATALÍTICA DE FOSFATOS A DIFERENTES
CONCENTRACIONES DE (TiO₂)”**

Trabajo de Integración Curricular

Tipo: Proyecto de Investigación

Presentado para optar al grado académico de:

QUÍMICO

AUTORES: MARÍA SOLEDAD BASTIDAS GUASHPA

DIEGO DARWIN CAMPOVERDE LLAMUCA

DIRECTOR: Dr. ROBERT ALCIDES CAZAR RAMÍREZ PhD.

Riobamba – Ecuador

2021

© 2021, **María Soledad Bastidas Guashpa & Diego Darwin Campoverde Llamuca**

Se autoriza la reproducción total o parcial, con fines académicos, por cualquier medio o procedimiento, incluyendo la cita bibliográfica del documento, siempre y cuando se reconozca el Derecho de los Autores.

Nosotros, MARÍA SOLEDAD BASTIDAS GUASHPA y DIEGO DARWIN CAMPOVERDE LLAMUCA, declaramos que el presente trabajo de integración curricular es de nuestra autoría y los resultados de este son auténticos. Los textos en el documento que provienen de otras fuentes están debidamente citados y referenciados.

Como autores asumimos la responsabilidad legal y académica de los contenidos de este trabajo de integración curricular. El patrimonio intelectual pertenece a la Escuela Superior Politécnica de Chimborazo.

Riobamba, 05 de agosto de 2021



María Soledad Bastidas Guashpa

CI: 060539891-6



Diego Darwin Campoverde Llamuca

CI: 040179362-5

ESCUELA SUPERIOR POLITÉCNICA DE CHIMBORAZO
FACULTAD DE CIENCIAS
CARRERA DE QUÍMICA

El Tribunal del trabajo de integración curricular certifica que: El trabajo de integración curricular; Tipo: Proyecto de Investigación, “**MODELADO CINÉTICO DE LA DEGRADACIÓN FOTOCATALÍTICA DE FOSFATOS A DIFERENTES CONCENTRACIONES DE (TiO₂)**”, realizado por la señorita: **MARÍA SOLEDAD BASTIDAS GUASHPA** y el señor: **DIEGO DARWIN CAMPOVERDE LLAMUCA**, ha sido minuciosamente revisado por los Miembros del Tribunal del trabajo de integración curricular el mismo que cumple con los requisitos científicos, técnicos, legales, en tal virtud el Tribunal Autoriza su presentación.

	FIRMA	FECHA
Dr. Jorge Efrén Silva Yumi PhD PRESIDENTE DEL TRIBUNAL	 JORGE EFREN SILVA YUMI	<u>05/08/2021</u>
Dr. Robert Alcides Cazar Ramírez PhD DIRECTOR DEL TRABAJO DE INTEGRACIÓN CURRICULAR	 ROBERT ALCIDES CAZAR RAMIREZ	<u>05/08/2021</u>
Biof. María Fernanda Heredia Moyano MSc. MIEMBRO DE TRIBUNAL	 MARÍA FERNANDA HEREDIA MOYANO	<u>05/08/2021</u>

DEDICATORIA

El presente trabajo investigativo lo dedico principalmente a mi madre y hermanas, por ser mi fortaleza y apoyo ellas son el motor que me impulsa a seguir superándome cada día.

A mi enamorada quien es un pilar fundamental, es quien me motivada a seguir adelante sin retroceder y cada día se puede aprender algo más.

A mis apreciados docentes y todas aquellas personas que con unas palabras a aliento supieron brindarme sabiduría, enseñanzas, conocimientos y paciencia a lo largo de mi formación académica y personal.

Diego

La presente investigación la dedico en primer lugar a Dios por ser mí ayuda y fortaleza para superar todos los inconvenientes que se presentaron y poder culminar con éxito este proyecto.

A mis padres y hermanos por haber sido siempre un gran ejemplo de buenos valores, superación y dedicación, por el apoyo emocional y económico.

A mi novio quién ha sido un gran apoyo para lograr mis metas trazadas a lo largo de esta etapa, por estar dispuesto a ayudarme siempre que lo necesite y motivarme a ser una mejor persona cada día.

Soledad

AGRADECIMIENTO

En primer lugar, debo agradecer a mi familia por estar siempre apoyándome y ser el eje principal en este trabajo.

A mis amigos de toda la vida Anthony Velasco Cárdenas y al Dr. Alexis Campaña de Hierro. A mi compañero de estudios Paul Delgado Mendoza quien siempre estuvo ahí brindándome palabras de aliento.

De manera especial a mi tutor de tesis PhD. Robert Alcides Cazar Ramírez por haberme orientado en el desarrollo de este trabajo, por sus enseñanzas brindadas no solo académicas sino también de vida y por ser el mejor docente de toda la Facultad de Ciencias – ESPOCH.

Diego

Como finalización de esta tesis quiero agradecer a Dios por la fortaleza y salud. A mis padres a quienes se los debo todo, ya que me apoyaron cada día a lo largo de este camino con sabiduría, paciencia, amor y cariño, por el esfuerzo y sacrificios realizados para que mis hermanos y yo salgamos adelante.

A mi novio por siempre estar ahí conmigo, por los consejos, la ayuda, y la motivación que expresaba con cada una de sus palabras y más aún con sus actos.

Agradezco de manera muy cordial a mi Tutor de tesis PhD. Robert Alcides Cazar Ramírez por su excelente trabajo como nuestro tutor de tesis y por inculcarnos sus conocimientos con respeto, dedicación y paciencia.

A mi Amigo Daniel Arévalo por siempre sacarme una sonrisa en cualquier momento, por el apoyo y confianza brindados durante el transcurso de esta etapa. A mi amigo Tóto por siempre escucharme y estar conmigo en los peores momentos de mi vida.

Soledad

TABLA DE CONTENIDOS

ÍNDICE DE TABLAS.....	viii
ÍNDICE DE FIGURAS.....	ix
ÍNDICE DE GRÁFICOS.....	x
ÍNDICE DE ANEXOS.....	xi
RESUMEN.....	xii
ABSTRACT.....	xiii
INTRODUCCIÓN.....	1

CAPÍTULO I

1. MARCO TEÓRICO REFERENCIAL.....	5
1.1. Ciclo del fósforo.....	5
1.2. Etapas del fósforo.....	5
1.2.1. Meteorización y Erosión.....	5
1.2.2. Fijación en las plantas y transmisión a los animales.....	5
1.3. Ion Fosfato.....	6
1.3.1. Ortofosfatos solubles:.....	6
1.3.2. Polifosfatos:.....	6
1.4. Eutrofización.....	8
1.5. Procesos de eliminación o degradación de fosfatos.....	10
1.5.1. Método biológico.....	10
1.5.1.1. En la fase anaeróbica:.....	11
1.5.1.2. En la fase aeróbica:.....	11
1.5.2. Método de precipitación químico.....	12
1.5.2.1. El proceso de la postprecipitación:.....	12
1.5.2.2. El proceso de coprecipitación:.....	12
1.6. Degradación fotocatalítica.....	13
1.7. Dióxido de titanio (TiO₂).....	13
1.7.1. Aplicaciones Dióxido de Titanio.....	16
1.7.1.1. Fotocatálisis heterogénea con Dióxido de Titanio (TiO₂).....	16
1.7.2. Aplicaciones ambientales con fotocatalisis.....	17
1.7.2.1. Descontaminación de agua.....	17
1.7.2.2. Descontaminación de aire.....	17
1.7.2.3. Descontaminación de suelos.....	18

CAPÍTULO II

2.	MARCO METODOLÓGICO.....	19
2.1.	Modelado Cinético.....	19
2.2.	Obtención de datos contaminantes de fosfatos de artículo e informes técnicos ...	22
2.3.	Tiempo estimado de eliminación de fosfatos	23

CAPÍTULO III

3.	MARCO DE RESULTADOS Y DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS	24
3.1.	Generación del orden de reacción para los fosfatos presentes en medios acuosos	24
3.1.1.	<i>Orden de la reacción fotocatalítica</i>	24
3.1.2.	<i>Cálculo del orden de reacción</i>	25
3.1.3.	<i>Ajuste de la reacción de primer orden</i>	26
3.1.4.	<i>Ajuste de la reacción de segundo orden</i>	27
3.1.5.	<i>Datos cinéticos obtenidos</i>	28
3.2.	Efecto de la cantidad de dióxido de titanio TiO ₂	28
3.2.1.	<i>Ajuste del efecto del fotocatalizador</i>	29
3.3.	Obtención de la constante de equilibrio de adsorción de Langmuir para los fosfatos presentes en medio acuoso	30
3.3.1.	<i>Ajuste de la constante de equilibrio de adsorción</i>	31
3.4.	Optimización del modelo de Langmuir – Hinshelwood de los fosfatos frente al fotocatalizador.	32
3.5.	Verificación del tiempo de degradación con el fotocatalizador	32
3.6.	Comparación entre la eliminación de fosfatos por métodos químicos y mediante el uso de un fotocatalizador.	33

CONCLUSIONES.....	35
-------------------	----

RECOMENDACIONES.....	36
----------------------	----

GLOSARIO

BIBLIOGRAFÍA

ANEXOS

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1-2: Límites máximos permisibles para agua de consumo humano y uso doméstico, para la preservación de la flora y fauna y para aguas de uso agrícola	22
Tabla 1-3: Matriz referencial de la degradación de fosfatos en medio acuíferos por precipitación Química.	24
Tabla 2-3: Datos para la gráfica de primer orden de los compuestos organofosforados por el método de precipitación Química.....	26
Tabla 3-3: Datos para la gráfica de segundo orden de los compuestos organofosforados por el método de precipitación Química.....	27
Tabla 4-3: Datos para la gráfica del efecto del fotocatalizador.....	29
Tabla 5-3: Datos de la constante de equilibrio de adsorción de Langmuir – Hinshelwood.....	31
Tabla 6-3: Datos comparativos de eliminación de fosfatos por métodos químicos y mediante el uso de TiO ₂ vs. tiempo.	33

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1-1: La meteorización de las rocas y la actividad volcánica libera fosfato en el suelo, el agua y el aire, donde está disponible para las redes alimentarias terrestres.	6
Figura 2-1: Grupo fosfato unido a cadena R.....	6
Figura 3-1: Fosfato inorgánico HPO_4^{2-} ; elementos: P (púrpura); O (rojo); H (blanco).	7
Figura 4-1: Fosfatos orgánicos con tres radicales (principalmente se usan halógenos).	8
Figura 5-1: Trifosfatos (forma parte de la estructura del ADN).	8
Figura 6-1: Tramo del río Riguel en El Bayo (Zaragoza) con eutrofización por exceso de nutrientes Instituto Geológico y Minero de España.	10
Figura 7-1: Estructura cristalina de (a) rutilo, (b) anatasa y (c) brookita. Modelo de esferas y barras a la izquierda y modelo de poliedro a la derecha.	14
Figura 8-1: Esquema del proceso fotocatalítico en la superficie de una partícula de un semiconductor bajo excitación luminosa.....	15
Figura 9-1: Representación esquemática de una partícula de semiconductor excitada con radiación ultravioleta.	16

ÍNDICE DE GRÁFICOS

Gráfica 1-3: Gráfica de ajuste para la reacción de orden 1 de los compuestos organofosforados por el método de precipitación Química.....	26
Gráfica 2-3: Gráfica de ajuste para la reacción de orden 2 de los compuestos organofosforados por el método de precipitación Química.....	27
Gráfica 3-3: Gráfica de ajuste del efecto del fotocatalizador de la concentración de dióxido de titanio vs. <i>TiO₂k_{app}</i>	30
Gráfica 4-3: Gráfica de ajuste para obtener la constante de equilibrio de adsorción de Langmuir – Hinshelwood: vs. <i>1k_{app}</i>	31
Gráfica 5-3: Gráfica de la Comparación entre la eliminación de fosfatos por métodos químicos (a) y mediante el uso de un fotocatalizador (b).	34

ÍNDICE DE ANEXOS

ANEXO A: NORMA PARA LA DETERMINACIÓN DE FOSFATOS.

ANEXO B: COMANDO PARA LA REACCIÓN DE PRIMER ORDEN EN MATLAB.

ANEXO C: COMANDO PARA LA REACCIÓN DE SEGUNDO ORDEN EN MATLAB.

ANEXO D: COMANDO PARA EL EFECTO DEL FOTOCATALIZADOR EN MATLAB.

ANEXO E: COMANDO PARA EL EFECTO DEL FOTOCATALIZADOR EN MATLAB.

ANEXO F: ECUACIÓN DE LA RECTA.

ANEXO G: PARÁMETROS PARA LA ECUACIÓN DE LA RECTA DEL ORDEN DE REACCIÓN DE PRIMER ORDEN OBTENIDOS DEL SPSS ESTADISTIC 2020.

ANEXO H: PARÁMETROS PARA LA ECUACIÓN DE LA RECTA DEL ORDEN DE REACCIÓN DE SEGUNDO ORDEN OBTENIDOS DEL SPSS ESTADISTIC 2020.

ANEXO I: PARÁMETROS PARA LA ECUACIÓN DE LA RECTA DEL ORDEN EN EL EFECTO DEL FOTOCATALIZADOR OBTENIDOS DEL SPSS ESTADISTIC 2020.

ANEXO J: PARÁMETROS PARA LA ECUACIÓN DE LA RECTA DEL ORDEN EN LA CONSTANTE DE EQUILIBRIO DE ADSORCIÓN OBTENIDOS DEL SPSS ESTADISTIC 2020.

RESUMEN

El objetivo del presente trabajo fue modelar cinéticamente la degradación fotocatalítica de fosfatos con dióxido de titanio (TiO_2) para lo cual se extrajo datos de contaminantes fosforados y de fotocatalizadores provenientes de artículos y documentos de alto impacto, procediendo a realizar un análisis fotodegradativo de los datos obtenidos. La identificación de los datos se obtuvo de informes técnicos de ríos o acueductos de diferentes lugares del Ecuador teniendo en contaminación de fosfatos un máximo de 0,21mg/l y 300 mg/l de dióxido de titanio para este trabajo, a su vez para realizar el modelado se toma en consideración la interacción que brinda el TiO_2 con diferentes contaminantes fosforados, estos parámetros permiten determinar una ecuación que relaciona los huecos/electrón del fotocatalizador y los grupos fosfatos a degradar, al aplicar el modelo de adsorción de Langmuir - Hinshelwood en este sistema se genera una ecuación simplificada, con lo cual se procede a aplicar los datos experimentales. Para el análisis estadístico se utilizó el Modelo Correlación de Pearson y el modelo de Regresión Lineal (ecuación de la recta), logrando conseguir las constantes de absorción de cada reactivo empleado en esta investigación. Se concluye que el modelado cinético permite evidenciar como un fotocatalizador genera una disminución significativa en el tiempo de degradación de ortofosfatos y polifosfatos y la aplicación de herramientas digitales para obtener un sistema viable en la remediación de contaminantes brinda una optimización de recursos y tiempo.

Palabras clave: FOSFATOS, DIÓXIDO DE TITANIO, CONTAMINANTE, DEGRADACIÓN, FOTOCATALIZADOR, MODELADO.

LUIS
ALBERTO
CAMINOS
VARGAS

Firmado digitalmente por LUIS
ALBERTO CAMINOS VARGAS
Nombre de reconocimiento
(DN): c=EC, l=RIOBAMBA,
serialNumber=0602766974,
cn=LUIS ALBERTO CAMINOS
VARGAS
Fecha: 2021.03.24 10:24:19
-05'00'



0822-DBRAI-UPT-2021

ABSTRACT

The objective of this research was to kinetically model the photocatalytic degradation of phosphates with titanium dioxide (TiO₂) for which data on phosphorous pollutants and photocatalysts from high impact articles and documents were extracted, where a photo degradative analysis of the data obtained was made. The data were obtained from technical reports of rivers and aqueducts from different places in Ecuador, where, for this work, the maximum value of phosphate contamination is 0.21mg / l and 300 mg / l of titanium dioxide. Also, to carry out the modelling, the interaction provided by TiO₂ with different phosphorous pollutants was taken into consideration. These parameters make it possible to determine an equation that relates the holes/electron of the photocatalyst and the phosphate groups to be degraded. By applying the Langmuir - Hinshelwood adsorption model in this system, a simplified equation is generated, with which the experimental data is applied. For the statistical analysis, the Pearson Correlation Model, and the Linear Regression model (equation of the line) was used, which allowed us to obtain the absorption constants of each reagent used in this investigation. It is concluded that kinetic modelling allows showing how a photocatalyst generates a significant decrease in the degradation time of orthophosphates and polyphosphates and the application of digital tools to obtain a viable system in the remediation of pollutants, offering optimization of resources and time.

Keywords: CHEMISTRY, PHOSPHATES, TITANIUM DIOXIDE (TiO₂), POLLUTANT, PHOTOCATALYTIC DEGRADATION, PHOTOCATALYST, KINETIC MODELING.

INTRODUCCIÓN

El elemento químico fósforo (P) se puede encontrar presente en las aguas naturales, residuales y subterráneas casi exclusivamente en forma de fosfatos (ortofosfatos, fosfatos condensados y otros polifosfatos ligados orgánicamente). Los ortofosfatos han sido aplicados en su mayoría como fertilizantes ya sea de forma agrícola o residencial siendo estos arrastrados a las aguas superficiales con las lluvias (Romero, 2002, p.144).

Una forma química en que se encuentra el fósforo en medios acuosos suele ser como fosfatos, la concentración de fosfatos en los cuerpos de agua superficiales representa un problema debido a la reproducción geométrica de los organismos unicelulares que dependen del fósforo como fuente de alimentación (Romero, 2002, p.150).

La aplicación de procesos fotocatalíticos constituye uno de los procesos químicos más empleados en el tratamiento de las aguas contaminadas, ya que ellos permiten la degradación de contaminantes orgánicos e inorgánicos, despertando un creciente interés debido a que pueden eliminar con éxito compuestos de aguas residuales emergentes y recalcitrantes (Gender y Arnao 2005, p.8). Estos procesos se basan en la generación de especies fuertemente reactivas como los radicales hidroxilos (OH). Entre ellos se encuentra la fotocatálisis, la cual presenta algunas ventajas debido al uso variante en la temperatura y presión de funcionamiento ambiental y ausencia de contaminación secundaria. Además, ya que puede ser solar impulsado, es ampliamente considerado una tecnología sostenible (Satuf, 2006).

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. El ion fosfato suele operar como un nutriente del crecimiento de algas, esto quiere decir que al existir mayor concentración de fosfatos (PO_4^-), crecen las algas de manera desmedida, lo que a su vez afecta la cantidad de oxígeno presente en el agua y, por ende, el crecimiento descontrolado de materia orgánica viva, situación que conlleva una mayor tasa de descomposición, que finalmente conduce a un proceso franco de eutrofización (Bolaños et al., 2017, p.18).

JUSTIFICACIÓN

A nivel mundial se producen grandes cantidades de compuestos fosforados ya sea para uso farmacéutico, cosmético, agropecuario o de limpieza siendo éste un recurso con gran demanda y de gran necesidad humana. Esto trae consigo afectaciones en la calidad de la biosfera y salud de los seres vivos provocando la acidificación y eutrofización de los ecosistemas (González, 2005, p.11). La presente investigación pretende dar a conocer cómo ocurre el proceso de degradación de los fosfatos y sus compuestos en el medio ambiente, mediante la ejecución de una modelización cinética que permitirá conocer, la velocidad de implantación del fosfato y sus variantes en procesos como la eutrofización, también permitirá tener un esquema de que compuestos fosforados se degradan con mayor rapidez en el ambiente y conocer cuáles deben ser las concentraciones permitidas en un medio.

Esto se llevará a cabo empleando la ley Langmuir-Hinshelwood aplicada en la cinética química y detallada en artículos científicos de alto impacto, también se hará uso de paquetes de software Matlab y SPSS Estadistic los cuales son herramientas digitales con acceso pagado a sus licencias estos programas obteniendo parámetros de velocidad de reacción, tiempo de degradación y constante de primer orden. Tales datos permiten entender las interacciones moleculares y con estos resultados contribuir a mejorar la calidad del agua cruda de diferentes medios ambientales.

SITUACIÓN PROBLEMÁTICA

El aumento de la población mundial ha requerido un incremento en la producción de elementos de limpieza; uno de los productos con gran demanda en hogares y empresas son los detergentes, los cuales han provocado importantes daños al ambiente. El uso de tensoactivos es aplicado principalmente en la limpieza y lavado de ropas o uso doméstico, lo que ha convertido en una contaminante potencia del líquido vital (Willing, Messinger y Aulumann 2004). Esto, se debe a que cuando son utilizados los detergentes se depositan en estaciones depuradoras o alcantarillados que son arrastrados por las aguas residuales o también son vertidos en suelos y aguas superficiales (Romero et al., 2016, p.46).

Los fosfatos son llamados compuestos coadyuvantes cuando contribuyen significativamente a la obtención de la detergencia espuma. Si no contribuyen, se llaman “diluyentes” o “rellenos” (Gender y Arnao 2005, p.20). La función principal de los reforzadores es la de inactivar sales minerales disueltas, usualmente Calcio (Ca) y magnesio (Mg), presentes en el agua potable. Si se analizan los problemas ecológicos causados por los fosfatos se tiene el problema de la eutrofización de las aguas, que impide el intercambio de oxígeno con la atmósfera y la penetración de la luz del sol, generando un ecosistema ideal para la proliferación de zancudos y moscas y la producción de gases como Ácido Sulfhídrico (SH_2) y Amoniac (NH_3), entre otros (González 2005, p.26).

OBJETIVOS

Objetivo General

- Modelar cinéticamente la degradación fotocatalítica de fosfatos con dióxido de titanio (TiO_2).

Objetivos específicos

- Examinar documentación científica recientes sobre contaminantes fosforados y los tratamientos fotodegradativo.
- Obtener las constantes de adsorción del fotocatalizador que actúan en la degradación fotocatalítica de fosfatos.
- Analizar el comportamiento de fotodegradación de los grupos fosfatos.
- Determinar el orden de reacción del contaminante, así como los parámetros a utilizar en la ley de Langmuir - Hinshelwood para la degradación fotocatalítica de fosfatos.

CAPÍTULO I

1. MARCO TEÓRICO REFERENCIAL

1.1. Ciclo del fósforo

Es un ciclo biogeoquímico natural esencial, en donde se señala la circulación de este elemento químico sobre los diferentes medios ambientales, desplazándose principalmente por rocas, agua, suelo, organismos vivos y al no hallarse compuestos gaseosos a base fósforo no se ha evidenciado presencia de este elemento por el aire (Pineda [sin fecha]). El ciclo del fósforo se da de forma lenta en comparación a otros ciclos biogeoquímicos como el ciclo del agua, el del carbono o el del nitrógeno. En la naturaleza, al fósforo se lo encuentra en forma de iones fosfato, PO_4^{3-} . Los compuestos fosfatados se encuentran en las rocas sedimentadas y, a medida que se van meteorizando, se desgastan con el paso del tiempo, el fósforo que contiene se filtra lentamente hacia los suelos y las aguas superficiales. El transporte de P a las aguas superficiales puede acelerar el proceso de eutrofización del agua. Otras fuentes que contiene fosfatos son las cenizas volcánicas, los aerosoles, los detergentes, los pesticidas y el polvo mineral (Wang et al., 2015, p.48).

1.2. Etapas del fósforo

1.2.1. Meteorización y Erosión

El fósforo fundamentalmente se encuentra en minerales terrenales, que están situados en tierra firme o en la base de los mares. Al momento que el ser humano comienza a utilizar el suelo en la minería, el equilibrio natural comienza a ser alterado, además las constantes lluvias, la erosión eólica y solar, estos sucesos han estimulado que las reservas de fósforos salgan a la superficie y sean transportadas a los diferentes ecosistemas (Raffino, 2020).

1.2.2. Fijación en las plantas y transmisión a los animales

La adsorción del fosforo de los suelos o las aguas que las plantas realizan se da de forma activa (Figura 1), para ello necesitan de energía que se deriva de la respiración. Después de adsorber el fósforo lo fijan dentro de su organismo, tanto para el caso de las plantas terrestres, como de las algas marinas y también del fitoplancton (conjunto diverso de organismos microscópicos que flotan en agua dulce y salada) que lo adsorben de las aguas saladas. Finalmente es trasferido a los animales que se comen las plantas y lo almacenan dentro de su cuerpo (Raffino, 2020).



Figura 1-1: La meteorización de las rocas y la actividad volcánica libera fosfato en el suelo, el agua y el aire, donde está disponible para las redes terrestres.

Fuente: (Morford, Houlton y Dahlgren, 2011).

1.3. Ion Fosfato

El fósforo aparece como fosfato en las formas siguientes:

1.3.1. Ortofosfatos solubles: Fácilmente precipitables, pueden proceder directamente de los vertidos o del resultado de una degradación en el proceso del tratamiento de los polifosfatos orgánicos o inorgánicos.

1.3.2. Polifosfatos: Orgánicos o inorgánicos, que pueden bien degradarse en ortofosfatos, o bien permanecer inertes. A su vez pueden estar en solución o en suspensión o semisedimentable. Ver Figura 2.

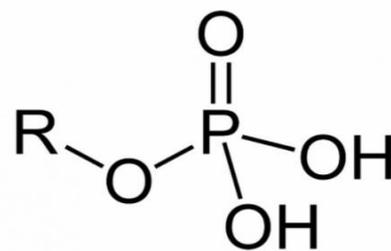


Figura 2-1: Grupo fosfato unido a cadena R.

Realizado por: Bastidas María; Campoverde Diego, 2020.

El ion fosfato (PO_4^-) se forma a partir del fósforo inorgánico o a partir de los ésteres del ácido fosfórico que en la naturaleza se encuentra como mineral y contribuye en el ciclo de este elemento en el ambiente. También puede existir en solución como partículas, como fragmentos sueltos o en los cuerpos de organismos acuáticos. El agua de lluvia puede contener distintas cantidades de fosfatos que se filtran de los suelos agrícolas a los cursos de agua próximos (Sánchez et al. 2007, p.127).

Los fosfatos secundarios y terciarios son insolubles en agua (Figura 3), a excepción de los de sodio, potasio y amonio. Los grupos fosfato actúan como un nutriente del crecimiento de algas, esto indica que al existir mayor concentración de PO_4^- , crecen las algas de manera desmedida afectando la cantidad de oxígeno presente en el agua y, por ende, el crecimiento descontrolado de materia orgánica viva, situación que conlleva una mayor tasa de descomposición, que finalmente conduce a un proceso franco de eutrofización. El Decreto N.º 38924-S del estado de México, estima como valor alerta para el ion de 10mg/l, y su valor máximo admisible en 25mg/L, para garantizar la calidad de potabilidad del agua. La contaminación de lechos acuáticos con fosfatos entonces no es con implicaciones en la salud humana, sino en el equilibrio ambiental que genera el lixiviado del ion (Andrés 2016, p.41).

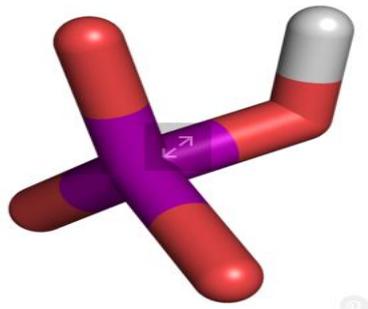


Figura 3-1: Fosfato inorgánico HPO_4^{2-} ; elementos: P (púrpura); O (rojo); H (blanco).

Fuente: (Andrés, 2016, p.41).

Los fosfatos orgánicos (Figura 4) se caracterizan por ser moléculas más complejas que otros fosfatos. Se sintetizan convenientemente por reacción de O=PCl_3 con los alcoholes correspondientes en presencia de una base. Muchos de estos ésteres son neurotóxicos y guardan una estrecha relación con los gases nerviosos y algunos insecticidas. Sin embargo, algunos se han empleado para ablandar plásticos como el PVC. La principal diferencia entre el fosfato inorgánico y el fosfato orgánico es que el fosfato orgánico son ésteres del ácido fosfórico y el fosfato inorgánico son sales del ácido fosfórico.

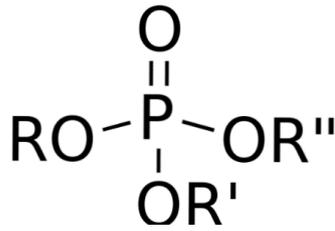


Figura 4-1: Fosfatos orgánicos con tres radicales (principalmente se usan halógenos).

Realizado por: Bastidas María; Campoverde Diego, 2020.

Los trifosfatos (sales del anhídrido formado por tres grupos de fosfato) como se evidencia en la Figura 5, se utilizan en los detergentes para ablandar el agua ya que enmascaran el calcio formando un complejo y evitan así su precipitación. Con el tiempo hidrolizan para dar ortofosfatos que contribuyen a la eutrofización de las aguas superficiales. Por esto se intenta sustituir los trifosfatos por resinas orgánicas o zeolitas que igualmente atrapan el calcio y no tienen este efecto perjudicial (Wikiwand [sin fecha]).

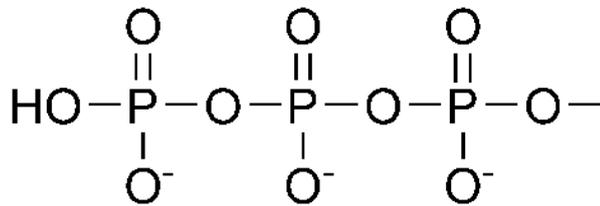


Figura 5-1: Trifosfatos (forma parte de la estructura del ADN).

Realizado por: Bastidas María; Campoverde Diego, 2020.

1.4. Eutrofización

La eutrofización o eutrofización es el proceso de la buena nutrición de las algas acuáticas. Pero cuando referimos a un lago o una laguna, hoy en día esta palabra hace referencia a una fertilización excesiva de una masa de agua que da como resultado el crecimiento dañino de plantas acuáticas, tales como algas y macrófitas, provoca la disminución de la concentración del oxígeno disuelto y anoxia (disminución de oxígeno en las células, los órganos o la sangre). La eutrofización también ha sido descrita metafóricamente como el proceso de envejecimiento de los lagos, una descripción que enfatiza más los efectos que las causas (Parra, 1989, p.119). Cuando un lago o una laguna reciben constantemente agua desde su cuenca o área de drenaje (entorno terrestre) y desde la atmósfera (entorno atmosférico) la calidad del agua de este lago o laguna está reflejada por los efectos acumulados de estos eventos.

El fenómeno de eutrofización se puede producir en todos los niveles tróficos y puede suceder de dos maneras: naturalmente, y artificialmente que puede ser provocado por la intervención del hombre. El poder manejar y controlar el proceso de eutrofización representa en la actualidad uno de los problemas más importantes, urgentes y necesarios de la ecología y en particular de la limnología (estudia los ecosistemas acuáticos continentales). Es también uno de los problemas ambientales que concita el interés de los países desarrollados y en desarrollo por el impacto que tiene en el valor paisajístico y recreativo. Este proceso, en forma natural, demora miles de años en completarse. Bajo estas condiciones, el crecimiento de algas y plantas acuáticas está en equilibrio con las entradas de nutrientes. La calidad del agua de un lago sometido a eutrofización natural generalmente satisface la mayoría de los usos que le da el hombre (Parra, 1989, p.120).

Ciertos acontecimientos como los asentamientos humanos, la deforestación y cualquier proceso de artificial junto al área de la cuenca de drenaje de un lago o laguna pueden acelerar la velocidad del proceso de eutrofización. Los ciclos químicos y biológicos se alteran, provocando un aumento no deseado de nutrientes, especialmente fósforo y nitrógeno y en algunas ocasiones silicio, potasio, hierro o manganeso, los que estimulan el crecimiento de algas y planta acuáticas, disminuyendo la calidad del agua del recurso lago (Figura 6). Las causas antropogénicas de procesos de eutrofización más antiguas son causadas por la descarga de aguas servidas, las cuales son ricas en nutrientes, contribuyendo al cambio trófico del cuerpo de agua receptor, otra de las causas es el uso excesivo de fertilizantes, que genera una contaminación del agua fundamentalmente mediante el aporte de nitrógeno (en forma de sales de nitrato y amonio) y fósforo (como fosfato). La deforestación y la erosión en suelos agrícolas influyen en la carga de nutrientes, ya que los escurrimientos al pasar por una tierra que no tiene protección, en la capa fértil, llevándose consigo los nutrientes de esta. También la presencia de gases ambientales tales como óxidos de nitrógeno (NOx) y óxidos de azufre (SOx), al entrar en contacto con el agua atmosférica forman ion nitrato (NO_3^-) e ion sulfato (SO_4^{2-}), que forman sales solubles al alcanzar el suelo con los cationes de este, generando un empobrecimiento de dichos iones. Dichas sales son volcadas fácilmente en los cuerpos de agua, dando lugar a un proceso de eutrofización (Uruguay, 2010, p.15,16).

Los criterios para la evaluación de la eutrofización se basan en concentraciones de los nutrientes limitantes, la cantidad de clorofila a, la saturación de oxígeno y la transparencia presente en el sistema. Se han desarrollado estrategias para combatir este fenómeno, en las cuales destacan la restricción del suministro de nutrientes mediante la mejora en la gestión de las prácticas agrícolas, tratamientos de agua, aireación hipolimnética, biomanipulación y el uso de plaguicidas (Khan y Ansari, 2005, p.449).



Figura 6-1: Tramo del río Riguel en El Bayo (Zaragoza) con eutrofización por exceso de nutrientes Instituto Geológico y Minero de España.

Fuente: (Khan & Ansari, 2005, p.449).

1.5. Procesos de eliminación o degradación de fosfatos

1.5.1. Método biológico

El tratamiento biológico de las aguas residuales se desarrolla bajo la función natural de las bacterias, para cerrar los ciclos elementales como por ejemplo el del carbono, nitrógeno y fósforo en la tierra. En una planta de tratamiento de aguas residuales se utilizan las bacterias que naturalmente proliferan en el medio ambiente. Mediante la ingeniería del sistema, los requerimientos naturales para alcanzar la bioconversión, como la aireación y la cantidad necesaria de biomasa, pueden ser satisfechos. Además, el diseño de los procesos biológicos se basa en la creación y explotación de nichos ecológicos para seleccionar microorganismos que mejor se han adaptado para que puedan reproducirse bajo esas condiciones ambientales (Vázquez et al. 2017, p. 9). El tratamiento biológico que comúnmente se utiliza produce una eliminación parcial del fósforo. En aguas residuales urbanas el porcentaje de eliminación está entre el 20 y 30%. Con el EBPR (Enhanced Biológicas Phosphorus Removal, o eliminación biológica reforzada del fósforo) es una tecnología que se basa en una modificación del proceso de fangos activos que se puede alterar con una zona anóxica (ambiente que carece de oxígeno) adicional por lo que acelera la obtención de bacterias que se aglomeran en las células con una excesiva cantidad de fósforo superando a sus necesidades metabólicas normales (Barbe, Desjobert y Neve 2000, p.66,67). La EBPR fue observada por primera vez a finales de los 50's, durante las siguientes cinco décadas la comprensión, conceptualización y aplicación de esta tecnología ha evolucionado de observaciones iniciales a descripciones bioquímicas y matemáticas bien estructuradas, los cuales

son aplicados en el diseño y control de plantas a escala completa. Estos desarrollos no provienen de un interés puramente científico sino casi específicamente del reconocimiento del papel esencial que el P representa en la eutrofización de ambientes acuáticos. Un reconocimiento que, aunque lento fue iniciado en los 60s después de un crecimiento masivo de descargas de P en ambientes acuáticos ocurrido desde 1950, lo cual desató la urgente necesidad de desarrollar medidas que limitaran eficientemente la descarga de P. Una de estas medidas fueron los sistemas EBPR (Vázquez et al. 2017, p.175).

El proceso de eliminación biológica de fósforo consta de dos fases.

1.5.1.1. En la fase anaeróbica

Bajo condiciones anaerobias los microorganismos responsables de la eliminación de fósforos son los PAO (organismos acumuladores de polifosfatos) que asimilan los productos de fermentación (ácidos grasos volátiles) en productos de almacenamiento en las células con la liberación de fósforo que proviene de esta acumulación de polifosfatos. Requiere compuestos orgánicos de bajo peso molecular como los ácidos grasos volátiles de cadena corta que son fácilmente almacenables por los microorganismos encargados del proceso en forma de acetato y propionato. El acetato se produce mediante la fermentación de bsCOD (Demanda de oxígeno químico soluble biodegradable), material orgánico degradable disuelto que puede ser asimilado fácilmente por la biomasa. La energía que se necesitará para poder lograr esta síntesis será proporcionada por los polifosfatos acumulados, que liberan ortofosfatos al líquido de mezcla durante su descomposición, esto se realiza en condiciones anaerobias para que la concentración de ortofosfatos aumente en el reactor (Lenntech, 2015).

1.5.1.2. En la fase aeróbica

Las células consumen los compuestos orgánicos almacenados en la fase anterior, la energía se da por la oxidación de los productos almacenados y de la acumulación de polifosfatos en el interior de las células. El PHB (polihidroxibutirato) acumulado se metaboliza, proporcionando energía de la oxidación y carbono para el desarrollo de las nuevas células. Como consecuencia del metabolismo de PHB se produce también glicógeno. La energía liberada de la oxidación de PHB se utiliza para formar enlaces de polifosfato en el almacenamiento celular. El ortofosfato soluble se elimina de la solución y se incorpora en los polifosfatos en el interior de las células bacterianas. La utilización del PHB favorece el desarrollo de biomasa con elevado almacenamiento de polifosfato que justifica la eliminación del fósforo. Mientras una parte de la biomasa se degrada, el fósforo acumulado es eliminado del biorreactor para una deposición definitiva con el lodo residual. La cantidad de fósforo eliminado por la acumulación biológica se puede estimar

mediante la cantidad de bsCOD que se encuentra disponible en el influente de agua residual. Se consigue un mejor funcionamiento del sistema cuando el acetato del bsCOD se encuentra disponible en una tasa constante (Lenntech, 2015).

1.5.2. Método de precipitación química

En la precipitación química de fosfatos los compuestos de ortofosfato son precipitados como fosfatos de metales, difícilmente solubles con la ayuda de productos químicos tales como sales de hierro o de aluminio o lechada de cal. Las sales se sedimentan y permanecen en el lodo de las aguas residuales. El precipitante se puede agregar durante el tratamiento primario (pre-precipitación) o en el tanque de aireación (precipitación simultánea), o en un tanque de reacción adicional de aguas abajo del tanque de aireación (post precipitación). El método más utilizado es la precipitación simultánea, ya que se trata de la variante más económica (Petra [sin fecha]). Las sales más comunes que se utilizan son las de aluminio y hierro, el Fe se utiliza normalmente en forma trivalente a partir del cloruro férrico o del clorosulfato férrico. También comienza a utilizarse el sulfato ferroso, cuyo precio puede ser del orden de la mitad del cloruro férrico (Ronzano y Dapena, 2000).

1.5.2.1. El proceso de la postprecipitación

Normalmente se usan sólo reactivos metálicos. Es el proceso que otorga los más altos niveles de eliminación de fósforo. La eficiencia puede alcanzar el 95%, y la concentración de fósforo en el efluente puede ser inferior a 0.5 mg/l. La postprecipitación también ofrece buenos niveles de eliminación de SS (sólidos disueltos) que evitan la sedimentación final. La ventaja es poder garantizar cierto nivel de purificación en el caso de que el proceso biológico no sea eficiente por cualquier motivo. Las desventajas son los elevados costes derivados de la planta de tratamiento (grandes cubas y tanques de mezcla), y en ocasiones un efluente demasiado diluido.

1.5.2.2. El proceso de coprecipitación

Es particularmente adecuado para plantas de lodos activos, donde los agentes químicos se nutren directamente en el tanque de aireación o antes de él. La recirculación continua de lodo, junto con la coagulación- floculación y los procesos de absorción, permiten una reducción del consumo de reactivos químicos. Además, los costes de la planta son más bajos, ya que no se necesitan grandes tanques de postprecipitación. En este proceso los únicos agentes químicos que se añaden son hierro y aluminio, la caliza se añade sólo para hacer correcciones de pH. Los inferiores costes y la mayor simplicidad se confrontan con una eficacia de eliminación inferior a la obtenida con la

postprecipitación (por debajo del 85%). La concentración de fósforo en el efluente final es aproximadamente de 1 mg/L. Otra desventaja es que el lodo biológico y químico se mezclan, por lo que no pueden usarse separadamente en las etapas siguientes. Los lodos mezclados necesitan tanques de sedimentación más grandes que el correspondiente a los lodos activos (Lenntech, 2015).

1.6. Degradación fotocatalítica

En la actualidad una de las tecnologías que resulta atractiva para la descontaminación de aguas con sustancias orgánicas tóxicas, es la degradación fotocatalítica basada en el uso de dióxido de titanio (TiO_2 en forma cristalina) como fotocatalizador y luz ultravioleta (UV) solar de baja energía (320-390 nanómetros). Este método ha sido ensayado a escala de laboratorio desde la década de los ochenta principalmente fue utilizado para el análisis de hidrocarburos, compuestos organoclorados y fosforados contenidos en pesticidas y herbicidas, colorantes y surfactantes. La fotocatalisis es aplicada en tratamientos químicos como la separación y deposición de metales tóxicos (plomo, mercurio, cadmio, entre otros) así como, de metales preciosos (oro, plata, platino) (Peiró 2003, p. 19-25). La fotocatalisis se presenta como una alternativa con grandes ventajas sobre los procesos químicos y biológicos en la descontaminación de aguas residuales, ya que es el único método que destruye realmente sustancias tóxicas y en general cualquier sustancia orgánica haciendo uso de una fuente altamente energética y pura. (Fox y Dulay, 1993, p.344).

La fotocatalisis heterogénea aplicada al tratamiento de aguas se encuentra en un nivel preindustrial, pues sólo se han construido algunas plantas piloto en el mundo. Es importante resaltar que para el uso industrial de esta tecnología se hace necesario el estudio de aplicaciones de la energía solar, dada su amplia disponibilidad. Por lo tanto, gran parte de los esfuerzos se dirigen al desarrollo de la tecnología fotocatalítica con luz solar a cambio de la luz proporcionada artificialmente, mediante el uso de lámparas como se hace generalmente a nivel de laboratorio (Lucioni y Vega-Baudrit, 2012, p.61).

En un proceso de degradación fotocatalítica, las moléculas orgánicas reaccionan con radicales OH y O_2 que se generan en la superficie húmeda de un semiconductor activado con luz UV de baja energía (Chen y Ray, 1998, p.3223).

1.7. Dióxido de titanio (TiO_2)

El dióxido de Titanio (TiO_2) es un óxido metálico abundante, cerca del 0,44% de la corteza terrestre representa Ti y la producción mundial del óxido es de aproximadamente 4,3 millones de toneladas al año (Khataee y Mansoori, 2011). En la naturaleza el dióxido de Titanio se manifiesta de tres formas cristalográficas las cuales son: rutilo, anatasa y brookita (Figura 7), que en condiciones

ambientales favorables, el rutilo compone la fase más estable termodinámicamente; sin embargo, cuando el tamaño de partícula es 10-20 nm, la fase más estable es anatasa (Zhang y Banfield, 2014, p. 9613).

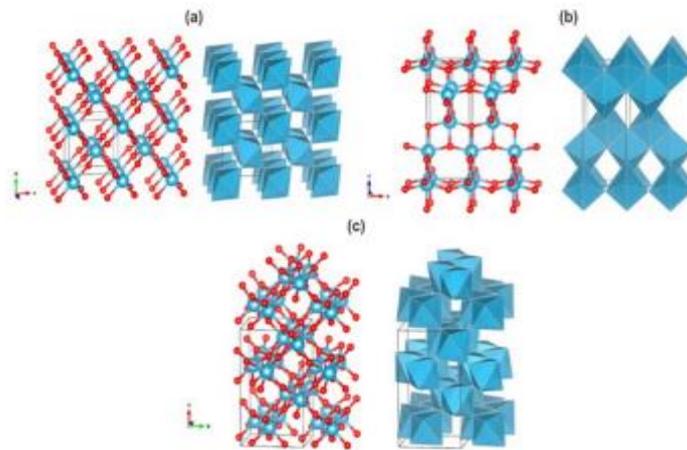


Figura 7-1: Estructura cristalina de (a) rutilo, (b) anatasa y (c) brookita. Modelo de esferas y barras a la izquierda y modelo de poliedro a la derecha.

Fuente: (Zhang y Banfield 2014, p.9614).

El TiO_2 es altamente atrayente debido a sus propiedades tales como su alta fotoestabilidad, actividad fotocatalítica, a su baja toxicidad y bajo costo de producción (Chen & Selloni, 2014, p. 9982). La Titania es un semiconductor de tipo n (está impurificado con impurezas "Donadoras") cuyos defectos superficiales más comunes son vacantes de oxígeno que corresponden a electrones desapareados como resultado de haber sido transferidos desde un orbital 2p del oxígeno hacia la banda de conducción formada por orbitales 3d del Titanio con la respectiva remoción del átomo de oxígeno. Es esta acumulación de electrones (e^-) en la superficie del material es la que brinda las propiedades químicas características, ya que todos los procesos que se dan en la superficie de los semiconductores esto se llevan a cabo con el fin de alcanzar un equilibrio entre el potencial del nivel Fermi y el potencial químico de los adsorbatos (Schneider et al., 2014, p.9919).

El "band gap" del dióxido de titanio es de 3,2 eV y de 3,0 eV para las formas anatasa y rutilo respectivamente. Para vencer esta distancia energética y producir la fotoexcitación, la generación de pares de electrón-hueco (e^- / h^+), se necesita hacer incidir fotones del rango espectral UV con longitudes de onda (λ) ≤ 390 nm (Banerjee et al., 2014, p.2544). Sin embargo, se debe indicar que dicha excitación no representa un desplazamiento espacial de los e^- puesto que la banda de valencia y la banda de conducción son niveles energéticos mas no indicadores de la posición de las especies fotogeneradas (Ohtani, 2010, p.395).

En la Figura 8 de bandas se describe de mejor manera un sistema fotocatalítico general. En el eje vertical se considera la energía, mientras que en el eje horizontal la dimensión de la partícula (Ohtani, 2010, p.161).

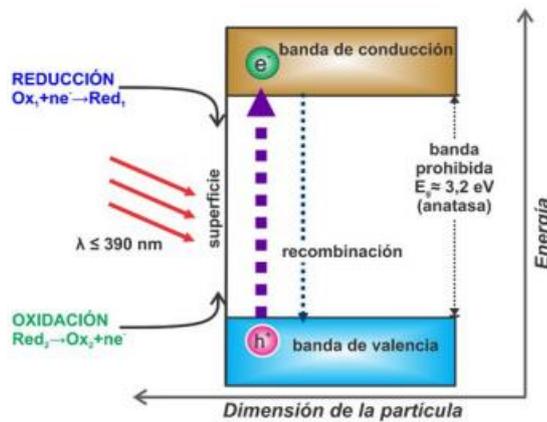


Figura 8-1: Esquema del proceso fotocatalítico en la superficie de una partícula de un semiconductor bajo excitación luminosa.

Fuente: (Herrmann 2010, p. 86).

Los h^+ en la banda de valencia son agentes oxidantes fuertes y los e^- en la banda de conducción trabajan como reductores. Estos pares cargados pueden: 1) recombinarse y disipar su energía en forma de radiación electromagnética y calor, o 2) migrar a la superficie del TiO_2 para reaccionar con moléculas adsorbidas. Así, los e^- pueden desplazarse, hacia la superficie de la partícula, mediante trampas de electrones en la red cristalina las cuales pueden ser de dos tipos: superficiales y profundas. Esta profundidad considera la distancia de nivel de energía entre la base de la banda de conducción y las trampas de electrones. Las trampas superficiales son beneficiosas para el proceso de migración de los electrones a la superficie del fotocatalizador y por tanto favorecen la reacción; mientras que, las trampas más profundas constituyen centros de recombinación (Ohtani, 2013, p.942).

El TiO_2 puede utilizarse en la desinfección fotocatalítica en suspensión o fijo. Si se usa suspendido se requiere añadir una etapa posterior después del tratamiento para separarlo del agua, puesto que no puede ser emitido al medio ambiente acuático; lo mismo ocurre si quiere ser reutilizado. Existen estudios basados en catalizadores inmovilizados sobre soportes, pero en general presentan bajos rendimientos y costes elevados; algunos de ellos muestran que la inmovilización de la Titania disminuye su actividad fotocatalítica. En relación a la eliminación de contaminantes mediante TiO_2/UV , una de las ecuaciones que más han aportado para describir la cinética del proceso fotocatalítico es la Ley de Langmuir-Hinshelwood (Malato et al., 2009, p.1).

1.7.1. Aplicaciones Dióxido de Titanio

1.7.1.1. Fotocatálisis heterogénea con Dióxido de Titanio (TiO_2)

La fotocatálisis heterogénea involucra la combinación de la fotoquímica con la fotocatálisis, indicando la interacción entre, luz y catalizador, permitiendo acelerar una reacción química. Así, la fotocatálisis puede ser conceptualizada como la aceleración de una fotorreacción mediante un catalizador. Mientras que, en la fotocatálisis heterogénea, se emplean semiconductores (sólidos en suspensión acuosa o gaseosa), tales como: Al_2O_3 , ZnO , Fe_2O_3 y TiO_2 . Sin embargo, el más ampliamente usado a nivel mundial en aplicaciones fotocatalíticas es el dióxido de titanio Degussa p25 (TiO_2 -P25) en forma de anatasa 99% y en forma de rutilo 1%, ya que presenta una mayor actividad fotocatalítica, además no es tóxico, es estable en soluciones acuosa y no es costoso ya que es fácil de sintetizar (Garcés, Mejía y Santamaría, 2014, p.86).

Cuando un semiconductor entra en contacto con un electrolito que posea un par redox, la transferencia de cargas sucede a través de la interfase sólido/líquido (heterogénea), obteniendo un diferencial de potencial entre las dos fases, con lo cual se forma un campo eléctrico en la superficie del semiconductor y las bandas se curvan con la forma del campo eléctrico desde el interior del semiconductor hasta la superficie. Durante la fotoexcitación (Figura 9), cuando un fotón de energía suficiente es absorbido, las bandas curvadas obtienen las condiciones necesarias para la separación de cargas (par e^- / h^+) (Maldonado, 2000, p.28).

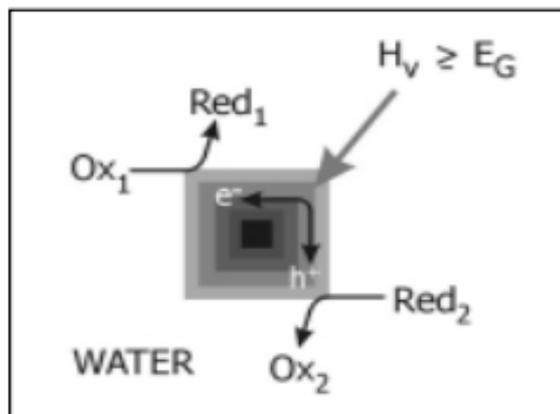


Figura 9-1: Representación esquemática de una partícula de semiconductor excitada con radiación ultravioleta.

Fuente: (Vidal, Malato y Blanco Gálvez, 2002, p.106).

1.7.2. Aplicaciones ambientales con fotocatalisis.

Los radicales obtenidos durante el proceso de fotocatalisis, tanto hidroxilo ($\bullet\text{OH}$) como superóxido (O_2^-) son de interés en aplicaciones de remediación ambiental, debido a su alta capacidad de oxidar la materia orgánica hasta compuestos inmiscibles, CO_2 y H_2O . De esta forma, se mejora la degradación de sustancias tóxicas y biopersistentes en aguas residuales, en emisiones gaseosas y suelos contaminados (Khataee y Mansoori, 2011).

1.7.2.1. Descontaminación de agua

En medio acuoso, el rendimiento de radicales por medio del proceso fotocatalítico permite la degradación de contaminantes tanto de tipo inorgánicos como orgánicos. Los contaminantes inorgánicos no pueden ser removidos, pero sí detoxificados. Aniones de elementos como S, N, P, C, As etc., son oxidados a su máximo (Xie et al., 2016, p.347). Metales pesados, así como metales nobles (Pb, Cr, Ag, Cu, Ni, Zn, entre otros) pueden ser eliminados de efluentes industriales por fotoreducción como cristales pequeños depositados en un fotocatalizador (Samarghandi et al., 2007, p.19). Por otro lado, los contaminantes orgánicos son los que representan el campo principal de aplicación para la descontaminación fotocatalítica; de esta forma, compuestos tóxicos biorresistentes tanto de naturaleza alifática como aromática pueden ser totalmente mineralizados a productos que dependiendo de la composición química del contaminante pueden ser de manera general CO_2 , sulfatos, nitrógeno, nitratos y H_2O (Kishch, 2014, p.3).

1.7.2.2. Descontaminación de aire

La fotocatalisis no se limita únicamente a aplicaciones en fase acuosa, sino que también se utiliza en reacciones en fase gaseosa. De esta forma, los compuestos orgánicos volátiles (COVs) pueden ser mineralizados mediante reacciones fotocatalíticas; este proceso requiere la presencia de cierta cantidad de humedad en la superficie del fotocatalizador (TiO_2) como fuente de radical hidroxilo. Esta hidratación se mantiene cuando la degradación empieza, debido a la oxidación de los enlaces C-H de los contaminantes. El tolueno es un compuesto modelo, entre los COVs, utilizado para las pruebas de fotoactividad en el desarrollo de nuevos fotocatalizadores (Nevárez et al., 2017, p.53). La purificación de gases de escape es otra aplicación plausible de la fotocatalisis. Es posible la eliminación de NO_x , CO, SO_x del aire; así como la prevención de emisiones de SO_x al ambiente a través de la oxidación fotocatalítica desulfurativa de combustibles (Lu et al., 2016, p.2).

1.7.2.3. Descontaminación de suelos

Los sistemas de fotocátalisis heterogénea también han resultado factibles para la remediación de suelos contaminados con compuestos orgánicos como hidrocarburos aromáticos policíclicos (Dong et al. 2010, p. 380). Hamerski et al. (1999, p. 396), investigaron como tratar suelos contaminados con derivados del petróleo mediante fotocátalisis con TiO_2 modificado con bario, potasio y calcio en presencia de luz solar con resultados bastante prometedores con un 37,6 % de descomposición para el fotocatalizador modificado con $\text{Ca}(\text{OH})_2$. En los Compuestos haloaromáticos, así como pesticidas han sido efectivamente removidos de suelos contaminados mediante oxidación fotocatalítica (Pelizzetti et al., 1992, p.350).

CAPÍTULO II

2. MARCO METODOLÓGICO

2.1. Modelado Cinético

En el transcurso de diversas investigaciones se ha comprobado que al ser iluminado el TiO_2 por luz ultravioleta ($\lambda \leq 390nm$), cambia el estado de energía de los electrones de la banda valencia a la banda de conducción para dar huecos o agujeros de pares de electrones. Los agujeros en la banda de valencia de TiO_2 que tienen una potencial oxidación de +2,6V frente al electrodo de hidrógeno a un pH = 7, pueden oxidar el agua o hidróxido para producir radicales hidroxilos. El radical hidroxilo es un poderoso agente oxidante y ataca compuestos orgánicos e intermedios (Int.) formados también hidroxilos, los radicales pueden ser consumidos por especies inactivas (S) (Legrini et al., 1994, p.683).

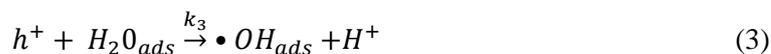
Al ser sometido el TiO_2 a la radiación UV ($h\nu$) cuya longitud de onda sea menor a 390nm se crearán los pares “electrón/hueco” (e^-/h^+).



Los pares de electrón/hueco en la reacción cinética desprenderán calor dependiendo del sistema en donde se encuentren.



Los pares de huecos inducidos por fotones interactúan con el agua formando radicales hidroxilos y cationes de hidrógeno.



Los huecos a su vez reaccionarán con los aniones hidroxilos para formar radicales hidroxilos.



Los radicales hidroxilos obtenidos reaccionaran con los grupos fosfatos (PO_4^{3-}), específicamente los ortofosfatos que se encuentran presentes en medios acuosos (Petra [sin fecha]), lo que conlleva a la formación de intermedios (Int.).



Estos intermedios reaccionan con los radicales hidroxilos para producir productos finales (P).



A su vez los radicales hidroxilo, pueden ser consumidos por especies inactivas (S).



En la fotodegradación de PO_4^{3-} , por radiación UV en presencia de TiO_2 , se postula que el factor determinante es la velocidad de reacción que sucede de la adsorción entre los radicales $\bullet OH_{ads}$ y PO_4^{3-} . La ecuación de degradación del PO_4^{3-} puede ser representada por:

$$r_{PO_4^{3-}} = k_5[\bullet OH]_{ads}[PO_4^{3-}]_{ads} \quad (8)$$

La concentración de huecos inducidos por fotones (h^+) puede ser obtenido aplicando el supuesto de estado estacionario:

$$\frac{d[h^+]}{dt} = k_1W - k_2[h^+][e^-] - k_3[h^+][H_2O]_{ads} - k_4[h^+][OH^-]_{ads} = 0 \quad (9)$$

$$\frac{d[h^+]}{dt} = k_1W - k_2[h^+][e^-] - k_8[h^+] = 0 \quad (10)$$

$$k_8 = k_3[H_2O]_{ads} - k_4[OH^-]_{ads} \quad (11)$$

Terzian & Serpone (1995, p.170), indican que bajas intensidades de luz, la trampa de los h^+ compiten efectivamente con la recombinación electrón/hueco.

$$k_8[h^+] \gg k_2[h^+][e^-] \quad (12)$$

Por lo tanto, la ecuación (10) se simplifica a:

$$[h^+] = \frac{k_1 W}{k_8} \quad (13)$$

De manera similar, si se usa la aproximación de estado estacionario para la concentración de radicales $\bullet OH$, obtenemos:

$$\begin{aligned} \frac{d[\bullet OH]}{dt} = & k_3 [h^+] [H_2O]_{ads} + k_4 [h^+] [OH^-]_{ads} - k_5 [\bullet OH]_{ads} [PO_4^{3-}]_{ads} - k_6 [\bullet \\ & OH]_{ads} [Int.]_{ads} - k_7 [\bullet OH]_{ads} [S]_{inactivo} = 0 \end{aligned} \quad (14)$$

Si suponemos que la desactivación de los radicales $\bullet OH$ con superficies inactivas (S) es importante en otros procesos se obtiene:

$$[\bullet OH]_{ads} = \frac{k_8}{k_7 S} [h^+] = k' [h^+] \quad (15)$$

La combinación de la ecuación (13) y (15) en la ecuación (8) producen:

$$r_{PO_4^{3-}} = \frac{k' k_1 k_5}{k_8} W [PO_4^{3-}]_{ads} \quad (16)$$

Si se aplica el modelo de adsorción de Langmuir - Hinshelwood en este sistema.

$$[PO_4^{3-}]_{ads} = \frac{K_{ads} [PO_4^{3-}]}{1 + K_{ads} [PO_4^{3-}]} \quad (17)$$

Obteniendo:

$$r_{PO_4^{3-}} = -\frac{d[PO_4^{3-}]}{dt} = \frac{k_c K_{ads} [PO_4^{3-}]}{1 + K_{ads} [PO_4^{3-}]} \quad (18)$$

Dónde: k_{ads} es la constante de equilibrio de adsorción de Langmuir para PO_4^{3-} en la superficie del catalizador, $k_c = k' k_1 k_5 W / k_8$ es la constante cinética de la reacción, es la concentración del contaminante, $r_{PO_4^{3-}}$ es la velocidad, t tiempo de degradación.

Chan et al., (2001, p.32) y Terzian & Serpone (1995, p.172), han determinado que la reacción de velocidad debe incluir un parámetro por adsorción competitiva debido a solventes intermedios (el oxígeno al entra en contacto con la superficie del TiO_2 previene el proceso de recombinación

atrapando a los electrones libre) y contaminantes que pueden encontrarse en el medio. Bajo estos condicionantes, la Ec. (18) se puede escribir:

$$r_{PO_4^{3-}} = \frac{k_c K_{ads} [PO_4^{3-}]}{1 + K_{ads} [PO_4^{3-}] + \sum k_i C_i} \quad (19)$$

En esta ecuación k_i son las constantes de adsorción para solventes, intermedios y contaminantes. (Beltrán et al., 2001, p.258), presentó la siguiente suposición:

$$K_{ads} [PO_4^{3-}] + \sum k_i C_i = K_{ads} [PO_4^{3-}]_0 \quad (20)$$

Donde es la concentración inicial de PO_4^{3-} . Sustituyendo la ecuación (20) en la ecuación (19) y si se considera que las concentraciones del contaminante son bajas obtenemos:

$$r_{PO_4^{3-}} = \frac{k_c K_{ads} [PO_4^{3-}]}{1 + K_{ads} [PO_4^{3-}]_0} = k_{app} [PO_4^{3-}] \quad (21)$$

Donde

$$k_{app} = \frac{k_c K_{ads}}{1 + K_{ads} [PO_4^{3-}]_0} \quad (22)$$

2.2. Obtención de datos contaminantes de fosfatos de artículos e informes técnicos

Según (INEN, 2008, p.301), indica los límites permisibles de organofosfatos totales (valores usados en el análisis del trabajo investigativo) para el agua de consumo humano, para la preservación de la flora y fauna y en aguas de uso agrícola. Datos referenciales que nos brindan un estimado de hasta que niveles de fosfatos son aptos para el diario vivir en un medio ambiente.

Tabla 1-2: Límites máximos permisibles para agua de consumo humano y uso doméstico, para la preservación de la flora y fauna y para aguas de uso agrícola.

Organofosforados totales	Expresados como	Unidad	Límite máximo Permisible
Consumo humano	Conct. de organofosforados totales	mg/l	0.1
Flora y fauna	Conct. de organofosforados totales	mg/l	0.1
Uso agrícola	Conct, de organofosforados totales	mg/l	0.1

Fuente: (INEN, 2008, p. 295).

Reina et al., (2011), indica en su informe técnico del análisis de la calidad de agua de la Demarcación hidrográfica de Esmeralda (Cantón Pedro Vicente Maldonado) se encontró una

concentración de organofosforados de $<0,18\text{mg/l}$, siendo esta una concentración alta a la permitida. Mientras que la Secretaria Nacional del Agua (2010, p.10), indica en su informe técnico del análisis de la calidad de agua en la cuenca de Rio Cayapas, Cantón Eloy Alfaro - Esmeraldas se encontró una concentración de organofosforados de $>0,14\text{mg/l}$. Finalmente Pavez, (2014, p.46), en su informe técnico del Rio Cuncumen – Chile se evidencio concentración de fosfatos de hasta los $0,21\text{ mg/l}$.

Tan sólo 1g de fosfato-fósforo ($\text{PO}_4\text{-P}$) provoca el crecimiento de hasta 100g de algas. Cuando estas algas mueren, los procesos de descomposición dan como resultado una demanda de oxígeno de alrededor de 150g . Las concentraciones críticas para una eutrofización incipiente se encuentran entre $0,1\text{-}0,2\text{mg/l PO}_4\text{-P}$ en el agua corriente y entre $0,005\text{-}0,01\text{mg/l PO}_4\text{-P}$ en aguas tranquilas (Petra [sin fecha]).

2.3. Tiempo estimado de eliminación de fosfatos

Este trabajo se propone realizar un análisis estimado mediante simulación cinética de la eliminación de fosfato, mediante modelado cinético teniendo en cuenta el antecedente de los artículos científicos de Domínguez et al., (2016, p.240); Petra, (n.d.) y Ronzano & Dapena, (2000), donde indican que para degradar los fosfatos en al menos un 90% por precipitación química (uso de catalizadores, sales orgánicas e inorgánicas minerales) se necesita al menos de 24 horas y que entre $2,5$ a 3 horas se elimina a menos un $8 - 10\%$ de los compuestos fosforados.

CAPÍTULO III

3. MARCO DE RESULTADOS Y DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS

3.1. Generación del orden de reacción para los fosfatos presentes en medios acuosos

Para el análisis de la degradación de fosfatos se examinó una serie de artículos que evidencian ya sea la eliminación, degradación de ortofosfatos y organofosfatos en diversos medios acuosos teniendo en cuenta que estos compuestos son los que se encuentran en gran porcentaje en los medios acuíferos. Se estima que por lo menos el 85% del fósforo vertido y aportado al medio ambiente procede de la red de colectores de basura, esta fracción proviene de los desechos humanos, de los detergentes e incluso industrias varias, mientras que la agricultura es la causante del 15% restante, siendo su influencia relativamente pequeña, debido a que, al contrario que en el caso de los nitratos, el fósforo se absorbe y se almacena bien en el suelo (Ronzano y Dapena, 2000). Con los datos recopilados se procedió a ser una tabla referencial de la degradación de fosfatos.

Tabla 1-3: Matriz referencial de la degradación de fosfatos en medio acuíferos por precipitación Química.

Concentración de fosfatos en fuentes acuíferas (mg/l.)	Tiempo estimado de eliminación de fosfatos (horas)	Porcentaje de concentración degradada de fosfatos (%)
0,21	0,1	0,38
0,18	3,81	14,28
0,14	8,89	33,33
0,105	13,33	50
0,07	17,78	66,67
0,05	20,32	76,19
0,021	24	90

Realizado por: Bastidas María; Campoverde Diego 2020.

3.1.1. Orden de la reacción fotocatalítica

Para ajustar el proceso de degradación al modelo cinético propuesto anteriormente y obtener los parámetros requeridos como son la constante cinética de velocidad de reacción usando el modelo de Langmuir – Hinshelwood, a partir de la cual se emplea la Ec. (21), siendo la concentración del contaminante fosforado (0,21mg/l) lo suficientemente baja para usar la ecuación propuesta.

$$r_{PO_4^{3-}} = \frac{k_c K_{ads} [PO_4^{3-}]}{1 + K_{ads} [PO_4^{3-}]_0} = k_{app} [PO_4^{3-}] \quad (21)$$

Reordenando la ecuación (18) y (21) nos forma la ecuación:

$$r_{PO_4^{3-}} = -\frac{d[PO_4^{3-}]}{dt} = k_{app} [PO_4^{3-}] \quad (23)$$

$$-\frac{d[PO_4^{3-}]}{dt} = k_{app} [PO_4^{3-}] \quad (24)$$

Considerando que $k_{app} = \frac{k_c K_{ads}}{1 + K_{ads} [PO_4^{3-}]_0}$ (25)

Reordenando

$$-\frac{d[PO_4^{3-}]}{[PO_4^{3-}]} = k_{app} dt \quad (26)$$

Se realiza una integral a la ecuación

$$-\int_{[PO_4^{3-}]_0}^{[PO_4^{3-}]} \frac{d[PO_4^{3-}]}{[PO_4^{3-}]} = k_{app} \int dt \quad (27)$$

$$-[\ln[PO_4^{3-}] - \ln[PO_4^{3-}]_0] = k_{app} t \quad (28)$$

$$\ln \left[\frac{[PO_4^{3-}]_0}{[PO_4^{3-}]} \right] = k_{app} t \quad (29)$$

A partir de la ecuación (28) se realizó comprobaciones para lo cual se representó gráficamente el $\ln[[PO_4^{3-}]_0/[PO_4^{3-}]]$ vs. tiempo y $1/[PO_4^{3-}]$ vs. tiempo que representan las reacciones de primero y segundo orden respectivamente.

3.1.2. Cálculo del orden de reacción

Con el fin de determinar el orden de reacción de los compuestos fosforados se grafica una curva que representa el $\ln[[PO_4^{3-}]_0/[PO_4^{3-}]]$ (logaritmo natural del cociente de la concentración inicial del $[PO_4^{3-}]_0$ y la concentración final del mismo) vs. tiempo (horas); mientras que para comprobar si la curva es una reacción de segundo orden es necesario graficar $1/[PO_4^{3-}]$ (concentración final PO_4^{3-}) vs. tiempo (horas).

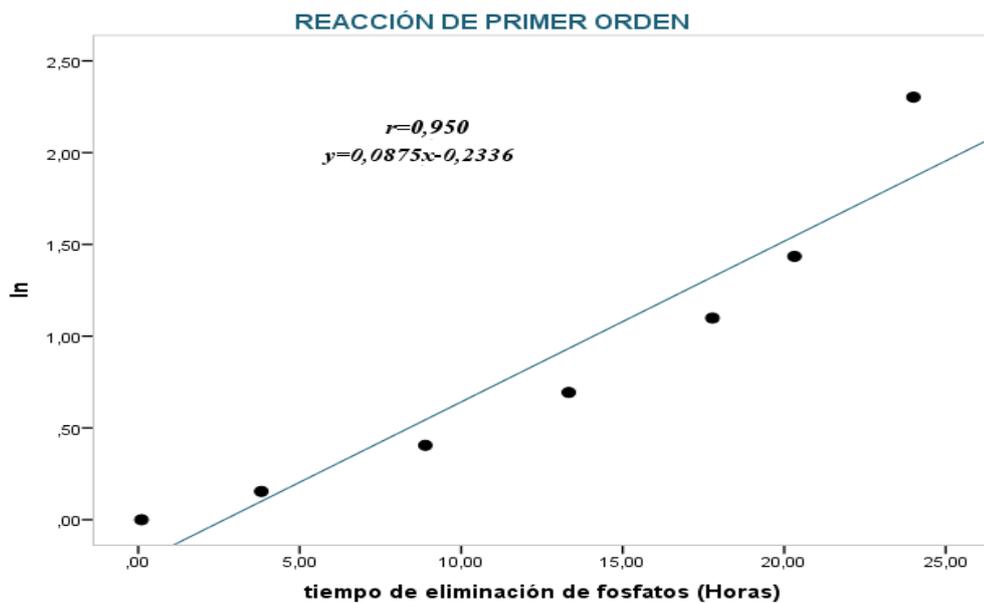
3.1.3. Ajuste de la reacción de primer orden

A continuación, se muestran los datos utilizados para realizar la gráfica referente al orden de reacción de los compuestos organofosforados totales con precipitación Química.

Tabla 2-3: Datos para la gráfica de primer orden de los compuestos organofosforados por el método de precipitación Química.

Concentración de fosfatos en fuentes acuíferas (mg/l.)	Tiempo estimado de eliminación de fosfatos (horas)	$\ln \left[\frac{[PO_4^{3-}]_0}{[PO_4^{3-}]} \right]$
0,21	0,1	0
0,18	3,81	0,154151
0,14	8,89	0,405465
0,105	13,33	0,693147
0,07	17,78	1,098612
0,05	20,32	1,435085
0,021	24	2,302585

Realizado por: Bastidas María; Campoverde Diego 2020.



Gráfica 1-3: Gráfica de ajuste para la reacción de orden 1 de los compuestos organofosforados por el método de precipitación Química.

Fuente: Bastidas María; Campoverde Diego, 2020.

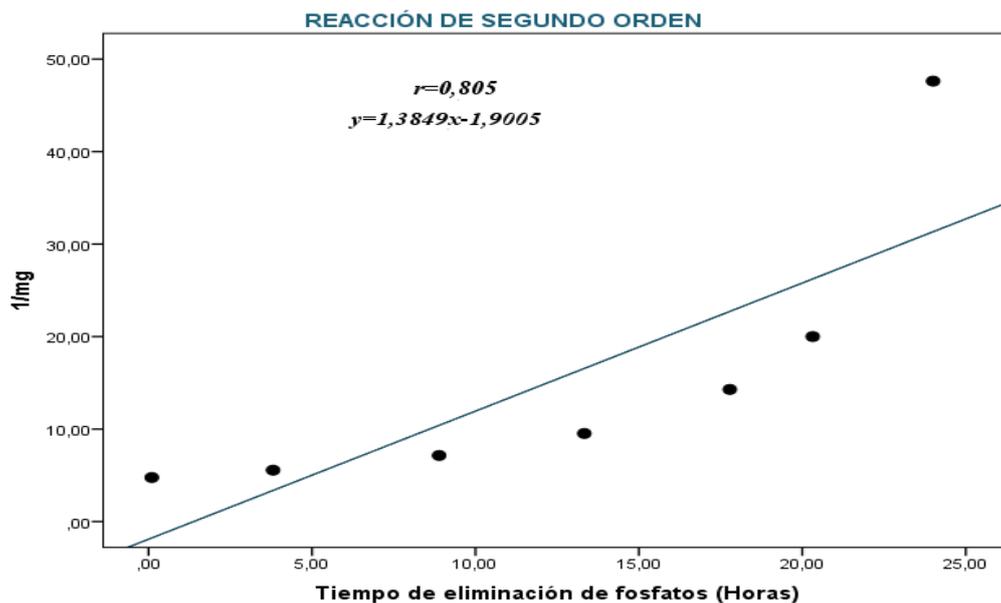
3.1.4. Ajuste de la reacción de segundo orden

A continuación, se muestran los datos utilizados para realizar la gráfica referente al orden de reacción de los compuestos organofosforados totales con precipitación Química.

Tabla 3-3: Datos para la gráfica de segundo orden de los compuestos organofosforados por el método de precipitación Química.

Concentración de fosfatos en fuentes acuíferas (mg/l.)	Tiempo estimado de eliminación de fosfatos (horas)	$1/[PO_4^{3-}]$ (1/mg)
0,21	0,1	4,761904
0,18	3,81	5,555556
0,14	8,89	7,142857
0,105	13,33	9,523810
0,07	17,78	14,285714
0,05	20,32	20
0,021	24	47,619048

Realizado por: Bastidas María; Campoverde Diego, 2020.



Gráfica 2-3: Gráfica de ajuste para la reacción de orden 2 de los compuestos organofosforados por el método de precipitación Química.

Fuente: Bastidas María; Campoverde Diego, 2020.

3.1.5. Datos cinéticos obtenidos

Al comparar la gráfica 1-3 (reacción de orden 1) y la gráfica 2-3 (reacción de orden 2) se establece que la reacción de velocidad es de orden 1 debido a que los puntos se aproximan más a una recta a comparación de la gráfica de la reacción de orden 2, observando dicho ajuste se evidencia a través del coeficiente de correlación lineal o coeficiente de Pearson, siendo la reacción de orden uno la más cercana a 1 ($r= 0,950$). Ahora bien, la constante aparente o constante aparente de velocidad obtenida fue de $0,0875\text{h}^{-1}$ (pendiente de la recta) que corresponde a la ecuación de la recta a la que se ajustaron los datos recopilados de la reacción de orden 1.

El valor de la k_{app} está directamente relacionado con la velocidad de eliminación de fosfatos a través del tiempo, el cual disminuye su concentración a medida que avanza la reacción de fotodegradación tomados del modelo cinético de Langmuir – Hinshelwood.

Obtenido el orden de reacción de los compuestos ortofosfatos se procede a ser un análisis de fotocatalizador empleado en relación con el compuesto contaminante.

3.2. Efecto de la cantidad de dióxido de titanio TiO_2

En esta investigación se tomaron las características del dióxido de titanio Degussa P-25 que su estructura química está conformada de anatasa mayormente (aproximadamente 80% anatasa, 20% de rutilo). Y presenta las siguientes características un área superficie de $50 \pm 15 \text{ m}^2/\text{g}^{-1}$ y un diámetro medio de partícula de 21 nm, con conteniendo 99,5% de TiO_2 .

Daneshvar et al., (2004, p.43) y Mera & Mera, (2012, p.40), indican que el efecto de diferentes dosis de en la degradación catalítica de compuestos contaminantes, muestran una variación de la constante en la pseudo reacción de primer orden con diferentes dosis de TiO_2 -P25. Evidenciando que la constante de velocidad aumentaba conforme aumentaba la cantidad de TiO_2 -P25 y acercándose a un valor límite en dosis altas. Indicando en sus artículos que en el rango de concentración óptimo para la degradación va desde 0 a 300mg/1, siendo de 200-210 mg/1 la concentración que degrado del 50 al 60% del contaminante analizado. El aumento en la constante se debe probablemente a un aumento de los sitios catalíticos y de adsorción disponibles en TiO_2 -P25, un aumento adicional en la carga de catalizador puede causar opacidad, dispersión de la luz y, por tanto, disminuyendo el paso de la luz UV a la solución. Por lo que se plantea una ecuación que analice el efecto de la cantidad de TiO_2 -P25 y la constante de velocidad de aparente del sistema (k_{app}), la cual se ajusta con el modelo de Langmuir:

$$k_{app} = \frac{k_0 K_{ads} [\text{TiO}_2]}{1 + K_{ads} [\text{TiO}_2]} \quad (30)$$

Donde: k_{ads} es la constante de equilibrio de adsorción de Langmuir para PO_4^{3-} en la superficie del catalizador, $k_0 = k_c$ es la constante cinética de la reacción para las condiciones experimentales, $[TiO_2]$ es la concentración idónea del fotocatalizador. Los valores de k_0 y k_{ads} están determinados por la siguiente reacción de la isoterma de Langmuir.

$$\frac{[TiO_2]}{k_{app}} = \frac{[TiO_2]}{k_0} + \frac{1}{k_0 K_{ads}} \quad (31)$$

Transformada en una ecuación de línea recta queda de la siguiente manera:

$$\frac{[TiO_2]}{k_{app}} = \frac{1}{K_0} [TiO_2] + \frac{1}{k_0 K_{ads}} \quad (32)$$

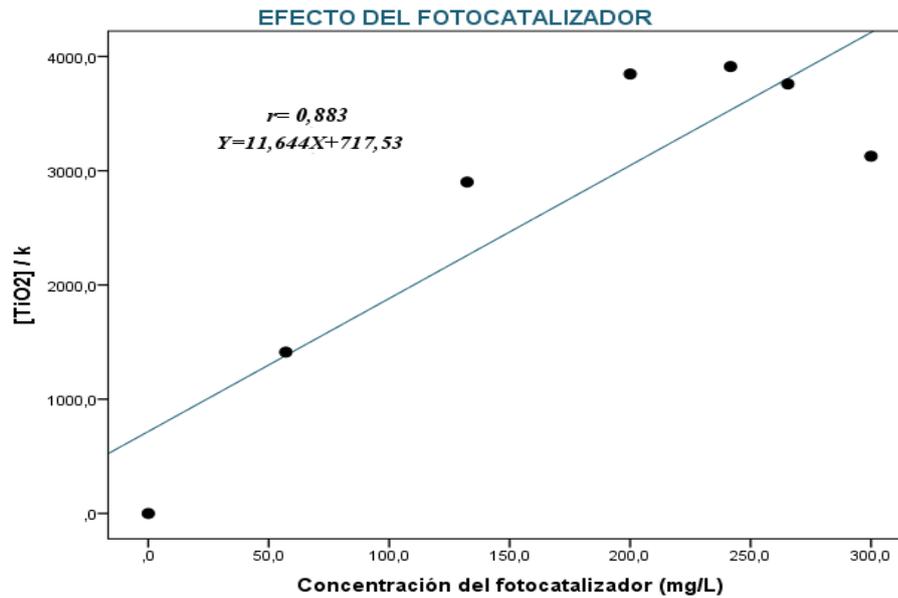
3.2.1. Ajuste del efecto del fotocatalizador

A continuación, se muestran los datos utilizados para realizar la gráfica correspondiente a la optimización de TiO_2 , considerando los porcentajes de degradación de fosfatos de la tabla 1-3, los intervalos de 0 a 300mg/1 del fotocatalizador y la Constante aparente o constante aparente de velocidad de la reacción de velocidad de primer orden propuesta.

Tabla 4-3: Datos para la gráfica del efecto del fotocatalizador.

Concentración de fotocatalizador (mg/1)	Constante aparente o constante aparente de velocidad (h^{-1})	Porcentaje de concentración degradada de fosfatos	Constante aparente k_{app}	$\frac{[TiO_2]}{k_{app}}$
0	0	0%	0	0
57,12	0,04045958	14,28%	0,04045958	1411,77936
132,32	0,04560911	33,33%	0,04560911	2901,1747
200	0,05199902	50%	0,05199902	3846,22598
241,68	0,0617892	66,67%	0,0617892	3911,36307
265.48	0,07062426	76,19%	0,07062426	3759,04814
300	0,09594104	90%	0,09594104	3126,9204

Realizado por: Bastidas María; Campoverde Diego, 2020.



Gráfica 3-3: Gráfica de ajuste del efecto del fotocatalizador de la concentración de dióxido de titanio vs. $[TiO_2]/k_{app}$.

Realizado por: Bastidas María; Campoverde Diego, 2020.

Si se analiza la gráfica 3-3 con respecto a la ecuación (32) se puede determinar que a la ecuación presente se obtiene los valores para $1/k_0$ y los valores para $1/k_0 K_{ads}$, siendo $11,644 \text{ mg}^{-1} \text{ l h}$ y $717,53 \text{ mg l}^{-1}$ respectivamente, si se da la inversa a estos valores se obtiene que $k_0 = 0,085 \text{ mg l}^{-1} \text{ h}^{-1}$ $K_{ads} = 0,016 \text{ mg}^{-1} \text{ l}$.

3.3. Obtención de la constante de equilibrio de adsorción de Langmuir para los fosfatos presentes en medio acuoso

Para obtener la constante de equilibrio de adsorción de Langmuir (K_{ads}) se transforma la ecuación (25) en una ecuación de línea recta de la siguiente manera:

$$k_{app} = \frac{k_c K_{ads}}{1 + K_{ads} [PO_4^{3-}]_0} \quad (25)$$

$$\frac{1}{k_{app}} = \frac{1}{K_c} [PO_4^{3-}]_0 + \frac{1}{k_c K_{ads}} \quad (33)$$

Esta constante de equilibrio de adsorción de Langmuir es de vital importancia debido a que nos permite determinar cómo interactúa el contaminante en la superficie del catalizador.

3.3.1. Ajuste de la constante de equilibrio de adsorción

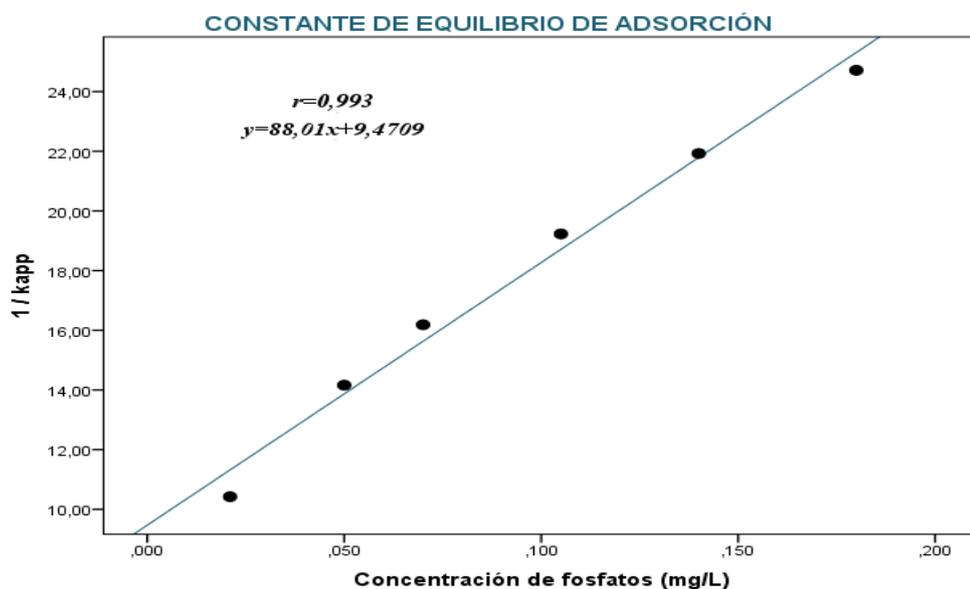
A continuación, se muestran los datos utilizados para realizar la gráfica correspondiente a la constante, considerando los porcentajes de degradación de fosfatos de la tabla 1-3 y las Constante aparente de la tabla 4-3.

Nota: no se considera para la gráfica la concentración inicial de fosfatos debido a que la concentración de degradación en un $t=0,1h^{-1}$ era muy baja generaba errores en la gráfica y también debió a que la división para 0 de cualquier número no existe en la matemática se desprecia para este cálculo ese factor.

Tabla 5-3: Datos de la constante de equilibrio de adsorción de Langmuir – Hinshelwood.

Concentración de fosfatos en fuentes acuíferas (mg/l.)	Constante aparente k_{app}	$\frac{1}{k_{app}}$
0,21	0	0
0,18	0,04045958	24,7160252
0,14	0,04560911	21,9254443
0,105	0,05199902	19,2311317
0,07	0,0617892	16,1840581
0,05	0,07062426	14,1594404
0,021	0,09594104	10,4230682

Realizado por: Bastidas María; Campoverde Diego 2020



Gráfica 4-3: Gráfica de ajuste para obtener la constante de equilibrio de adsorción de Langmuir – Hinshelwood: vs. $1/k_{app}$.

Realizado por: Bastidas María; Campoverde Diego, 2020.

Si se analiza la gráfica 4-3 con respecto a la ecuación (33) se puede determinar que a la ecuación presente se obtiene los valores para $1/k_c$ y los valores para $1/k_c K_{ads}$, siendo $88,01\text{mg}^{-1}\text{lh}$ y $9,4709\text{mg l}^{-1}$ respectivamente, si se reordena estos valores se obtiene que $k_c = 0,0114\text{mg l}^{-1}\text{h}^{-1}$ y $K_{ads} = 9,293\text{mg}^{-1}\text{l}$.

3.4. Optimización del modelo de Langmuir – Hinshelwood de los fosfatos frente al fotocatalizador.

Con el fin de determinar el efecto que tendrá el fotocatalizador de óxido de titanio con respecto a los compuestos contaminantes fosforados (ortofosfatos y organofosfatos) se emplea la ecuación (25) con los siguientes parámetros:

$$k_{app} = \frac{k_c K_{ads}}{1 + K_{ads} [PO_4^{3-}]_0} \quad (25)$$

Donde:

$k_0 = k_c$ es la constante cinética de la reacción para las condiciones experimentales de la investigación, este dato se toma del fotocatalizador a emplear en este el valor es de $k_0 = 0,085\text{mg l}^{-1}\text{h}^{-1}$

Donde: k_{ads} es la constante de equilibrio de adsorción de Langmuir para PO_4^{3-} en la superficie del catalizador, siendo este valor $K_{ads} = 9,293\text{mg}^{-1}\text{l}$

Quedando conformada la ecuación de la siguiente forma:

$$k_{app} = \frac{(0,085\text{mg l}^{-1}\text{h}^{-1}).(9,293\text{mg}^{-1}\text{l})}{1 + [(9,293\text{mg}^{-1}\text{l}).(0,21\text{mg l}^{-1})]}$$

Donde se obtiene como resultado $k_{app} = 0,26\text{h}^{-1}$, lo que indica una optimización de la degradación del contaminante frente al fotocatalizador.

3.5. Verificación del tiempo de degradación con el fotocatalizador

Para realizar la verificación tomamos la ecuación (29), eh incorporamos los datos obtenidos anteriormente.

$$\ln \left[\frac{[PO_4^{3-}]_0}{[PO_4^{3-}]} \right] = k_{app} t \quad (29)$$

Quedando la ecuación de la siguiente forma:

$$t = \frac{\ln \left[\frac{[PO_4^{3-}]_0}{[PO_4^{3-}]} \right]}{k_{app}} \quad (34)$$

$$t = \frac{\ln \left[\frac{0,21 \text{mg l}^{-1}}{0,021 \text{mg l}^{-1}} \right]}{0,26 \text{h}^{-1}}$$

Donde se obtiene como resultado un tiempo de degradación de $t = 8,86 \text{h}$, lo que indica una disminución en el tiempo de eliminación en al menos un 90% de con respecto a las 24 horas determinadas para procesos de eliminación con precipitación química, reduciéndose casi a 1/3 del tiempo estimado.

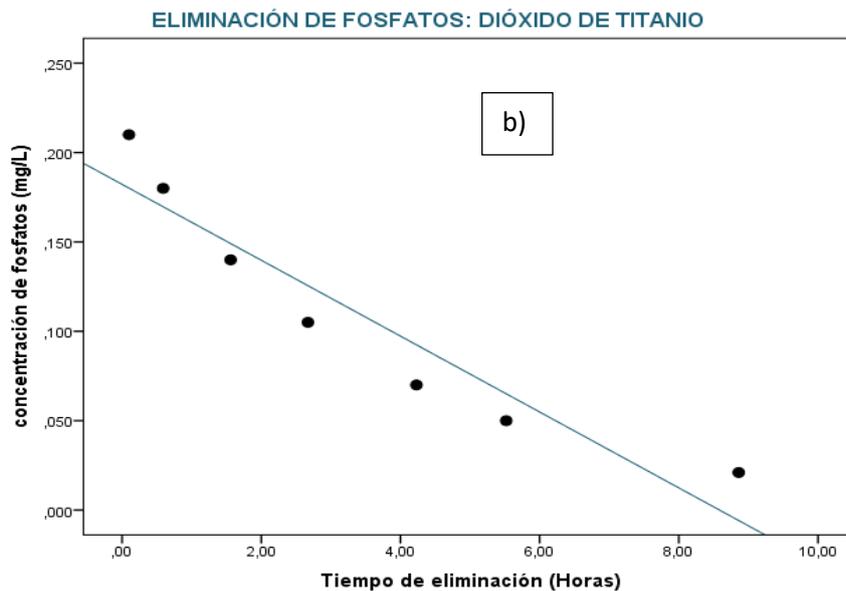
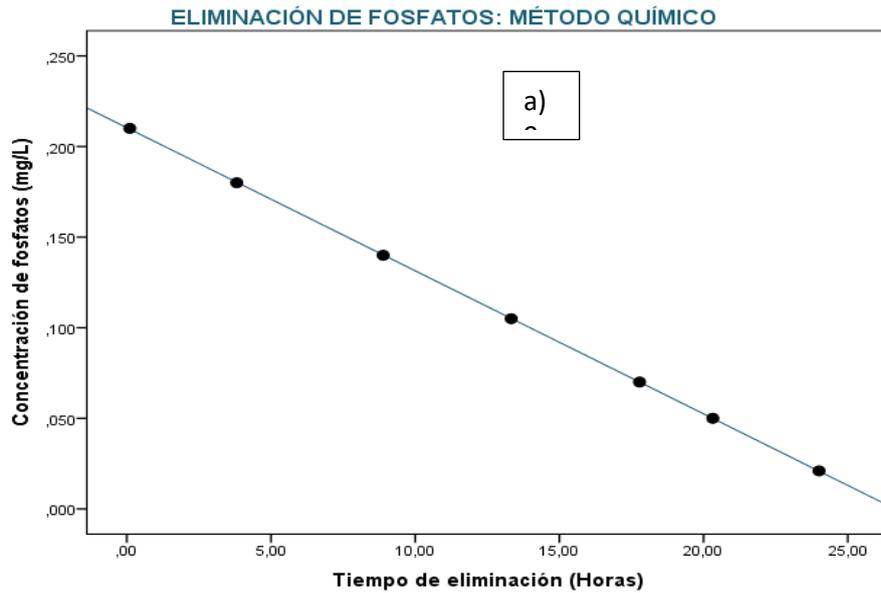
3.6. Comparación entre la eliminación de fosfatos por métodos químicos y mediante el uso de un fotocatalizador.

Al determinar todos los parámetros y resultado estimados mediante ecuaciones y la recopilación de información de diversos artículos se procede a realizar una comparación que la eliminación de ortofosfatos por métodos químicos y mediante el uso de un fotocatalizador, obteniendo los siguientes resultados gráficos.

Tabla 6-3: Datos comparativos de eliminación de fosfatos por métodos químicos y mediante el uso de TiO_2 vs. tiempo.

Concentración de fosfatos en fuentes acuíferas mg/l	Tiempo estimado de eliminación de fosfatos por métodos químicos (horas) $k_{app} = 0,0875 \text{h}^{-1}$	Tiempo estimado de eliminación de fosfatos por TiO_2 (horas) $k_{app} = 0,26 \text{h}^{-1}$
0,21	0,1	0,1
0,18	3,81	0,59
0,14	8,89	1,56
0,105	13,33	2,67
0,07	17,78	4,23
0,05	20,32	5,52
0,021	24	8.86

Realizado por: Bastidas María; Campoverde Diego, 2020



Gráfica 5-3: Gráfica de la Comparación entre la eliminación de fosfatos por métodos químicos (a) y mediante el uso de un fotocatalizador (b).

Fuente: Bastidas María; Campoverde Diego, 2020.

Al analizar la gráfica comparativa se puede evidenciar la mejora en la degradación fotocatalítica de los fosfatos en presencia de dióxido de titanio la mejora viene representada por la disminución del tiempo requerido para la eliminación de los grupos orto y polifosfatos.

CONCLUSIONES

Se realizó un modelado cinético que generó una simulación química de cómo se degradarían los fosfatos en presencia de un fotocatalizador como es el dióxido de titanio teniendo resultado satisfactorio en el análisis matemático.

Con respecto a la revisión bibliográfica se recopiló para la evidencia de contaminación por fosfatos, informes técnicos de ríos y acueductos del Ecuador los mismos que son generados por el Ministerio de Ambiente y Agua y a su vez se empleó un informe técnico extranjero del Río Cuncumen de Chile para generar un mayor campo de investigación en contaminantes. A su vez se incorporó datos obtenidos de artículos científicos que emplean el fotocatalizador de dióxido de titanio para degradación de contaminantes generados por pesticidas, fertilizantes los cuales son la fuente principal de compuestos fosforados al ambiente con lo que se obtuvo que 300mg/l de fotocatalizador era la cantidad óptima para degradar compuestos contaminantes orgánicos en aguas superficiales, de consumo o para fines agrícola.

En la investigación se generó la siguiente constante k_0 (es la constante cinética de la reacción para las condiciones experimentales), obtenida al analizar el efecto que tendrá el fotocatalizador en la degradación de los contaminantes generando un valor de $0,085 \text{ mg l}^{-1} \text{ h}^{-1}$ dato de gran importancia al momento de aplicar la ley de Langmuir – Hinshelwood.

Para el análisis del comportamiento fotodegradativo de los fosfatos se consideran ciertos aspectos como la estructura química del contaminante, la cantidad de grupos hidroxilos presentes en los compuestos fosforados, también se analizó que compuesto fotocatalizador se puede emplear siendo el más óptimo el TiO_2 donde este compuesto es el más versátil para tratamientos químicos teniendo gran éxito en la degradación superficial de contaminantes y es el compuesto con menor costo de producción.

Una vez recopilado los datos necesarios se procedió a obtener el orden de reacción de la fotodegradación de los fosfatos teniendo como resultado que es una reacción de orden 1 esto se evidencia con la correlación lineal o coeficiente de Pearson, siendo este $r = 0.95$ que está más cercano a la unidad.

Obtenidas las constantes de adsorción tanto del fotocatalizador, así como de los grupos fosfatos para el análisis se procedió aplicar la ley de Langmuir teniendo como resultado que para la fotodegradación de al menos un 90% de grupos fosfatos, empleando dióxido de titanio este contaminante se reduce a 8,86 horas en comparación a las 24 horas requeridas en el método por precipitación química.

Se concluye que el uso de herramientas digitales para el análisis de diferentes tratamientos químicos representa un medio realmente útil para la optimización de recursos, a su vez el uso de fotocatalizadores para generar una remediación de aguas brinda una mayor solución a problemas por contaminación de fertilizantes.

RECOMENDACIONES

Se recomienda para poder realizar un estudio del modelado cinético tener conocimientos sobre manejo de software como Matlab o algún otro simulador, así como aplicar los conocimientos prácticos de estadística con cualquier software del área.

Si este trabajo es llevado a la práctica experimental se recomienda analizar la temperatura y pH del medio en donde se lo aplique debido a que estos pueden ser factores o considerar en experimentación práctica.

En investigaciones sobre este tema se recomienda no considerar un 100% de degradación o eliminación de contaminantes, debido a que ningún método permite una degradación del 100% por lo que existen varias interferencias en los diferentes medios ambientales.

GLOSARIO

Fotocatalizador: Son compuestos que toman ventaja de su cualidad semiconductor, es decir, son capaces de transportar electrones toda vez que han sido excitados por alguna fuente de energía como la luz ultravioleta o solar (Escobar, 2016).

Contaminante: Es una sustancia que se encuentra en un medio al cual no pertenece o que lo hace a niveles que pueden causar efectos (adversos) para la salud o el medio ambiente (GreenFacts, [sin fecha]).

Degradación: Es un proceso de deterioro que sufre el medio ambiente como consecuencia del agotamiento de sus recursos naturales por la sobreexplotación a los que están sometidos, provocando así la destrucción de los ecosistemas y su biodiversidad (Iberdrola, [sin fecha]).

Eliminación: Es el acto y el resultado de eliminar. Este verbo (eliminar), a su vez, refiere a suprimir, borrar, excluir o quitar (Pérez y Gardey, 2017).

BIBLIOGRAFÍA

ANDRÉS, D. *Ciencias aplicadas a la actividad profesional, 4.º ESO*. [en línea]. España: s.n., 2016. [Consulta: 6 noviembre 2020]. Disponible en: <http://www.fiquipedia.es/home/materias/eso/ciencias-aplicadas-a-la-actividad-profesional-4-eso/curriculo-ciencias-aplicadas-a-la-actividad-profesional-4-eso-lomce>.

BANERJEE, Swagata; et al. “New insights into the mechanism of visible light photocatalysis”. *Journal of Physical Chemistry Letters* [en línea], 2014, vol. 5, no. 15, pp. 2543-2554. [Consulta: 9 noviembre 2020]. ISSN 19487185. DOI 10.1021/jz501030x. Disponible en: <https://pubs.acs.org/sharingguidelines>.

BARBÉ, J.; et al. “Eliminación de fosfatos en aguas residuales urbanas”. *Coagulant water treatment Group of European Chemical Industry Council*, 2000, pp. 1-9.

BELTRAN, Jesus; et al. “Oxidation of p-hydroxybenzoic acid by UV radiation and by TiO₂/UV radiation: Comparison and modelling of reaction kinetic”. *Journal of Hazardous Materials* [en línea], 2001, vol. 83, no. 3, pp. 255-264. ISSN 03043894. DOI 10.1016/S0304-3894(01)00194-7.

BOLAÑOS, John Diego; et al. Determination of nitrites, nitrates, sulfates and phosphates in drinking water as indicators of contamination caused by human activities, in two cantons of Alajuela, province of Costa Rica, 2017, vol. 30, pp. 18. [Consulta: 15 noviembre 2020]. DOI 10.18845/tm.v30i4.3408.

CHAN, Yi Chin; et al. “Intermediate inhibition in the heterogeneous UV-catalysis using a TiO₂ suspension system”. *Chemosphere* [en línea], 2001, vol. 45, no. 1, pp. 29-35. [Consulta: 25 noviembre 2020]. ISSN 00456535. DOI 10.1016/S0045-6535(01)00009-1.

CHEN, Dingwang & RAY, Ajay. “Photodegradation kinetics of 4-nitrophenol in TiO₂ suspension”. *Water Research* [en línea], 1998, vol. 32, no. 11, pp. 3223-3234. [Consulta: 6 noviembre 2020]. ISSN 0043-1354. Disponible en: https://www.academia.edu/10074179/Photodegradation_kinetics_of_4_nitrophenol_in_TiO_2_suspension.

CHEN, Xiaobo & SELONI, Annabella. *Introduction: Titanium dioxide (TiO₂) nanomaterials* [en línea]. 8 octubre 2014. S.l.: American Chemical Society, 2014. [Consulta: 9 noviembre 2020]. Disponible en: <https://pubs.acs.org/sharingguidelines>.

DANESHVAR, Nezam; et al. “Kinetic modeling of photocatalytic degradation of Acid Red 27 in UV/TiO₂ process”. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry* [en línea], 2004, vol. 168, no. 1-2, pp. 39-45. [Consulta: 6 noviembre 2020]. ISSN 10106030. DOI 10.1016/j.jphotochem.2004.05.011.

DOMINGUEZ, Sara; et al. “Kinetic modeling and energy evaluation of sodium dodecylbenzenesulfonate photocatalytic degradation in a new LED reactor”. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry* [en línea], 2016, vol. 37, pp. 237-242. [Consulta: 24 junio 2020]. ISSN 22345957. DOI 10.1016/j.jiec.2016.03.031. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1226086X16300466>.

DONG, Dianbo; et al. “Investigation on the photocatalytic degradation of pyrene on soil surfaces using nanometer anatase TiO₂ under UV irradiation”. *Journal of Hazardous Materials* [en línea], 2010, vol. 174, no. 1-3, pp. 859-863. ISSN 03043894. DOI 10.1016/j.jhazmat.2009.09.132.

ESCOBAR, V. Fotocatalizadores, una alternativa para degradación de contaminates - Conacyt - | La Crónica de Hoy. [en línea]. 2016. [Consulta: 2 abril 2021]. Disponible en: <https://www.cronica.com.mx/notas/2016/988450.html>.

FOX, Marye Anne & DULAY, Maria T. “Heterogeneous Photocatalysis”. *Chemical Reviews* [en línea], 1993, vol. 93, no. 1, pp. 341-357. [Consulta: 4 mayo 2021]. ISSN 15206890. DOI 10.1021/cr00017a016. Disponible en: <https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/cr00017a016>.

GARCÉS, Luis; et al. “La fotocatalisis como alternativa para el tratamiento de aguas residuales”. *La Sallista De La Investigación*, 2014, vol. I, no. 1, pp. 83-91.

GENDER, Kelvin & ARNAO, Juan. Estudio de la biodegradación de los detergentes comerciales de nuestro país. [en línea] (Trabajo de Titulación). Universidad de Guayaquil. Facultad de Ingeniería Química, Ecuador, 2005. [Consulta: 23 junio 2020]. Disponible en: <http://repositorio.ug.edu.ec/handle/redug/414>.

GONZALÉZ, A. *Evaluación de la carga de fósforo al río Bogotá relacionado con el uso de detergentes en la capital* [en línea]. S.l.: Universidad de los Andes, 2005. pp. 11-26. Disponible en: <https://repositorio.uniandes.edu.co/bitstream/handle/1992/22574/u270782.pdf?sequence=1>.

GREENFACTS. Glosario: Contaminante(s). [en línea]. [sin fecha]. [Consulta: 9 noviembre 2020]. Disponible en: <https://www.greenfacts.org/es/glosario/abc/contaminante.htm>.

HAMERSKI, Maciej; et al. “Photocatalytic purification of soil contaminated with oil using modified tio₂ powders”. *Solar Energy* [en línea], 1999, vol. 66, no. 6, pp. 395-399. [Consulta: 9 noviembre 2020]. ISSN 0038092X. DOI 10.1016/S0038-092X(99)00038-9. Disponible en: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0038092X99000389>.

HERRMANN, Jean Marie. “Fundamentals and misconceptions in photocatalysis”. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry* [en línea], 2010, vol. 216, no. 2-3, pp. 85-93. [Consulta: 9 noviembre 2020]. ISSN 10106030. DOI 10.1016/j.jphotochem.2010.05.015.

IBERDROL. Consecuencias sobreexplotación de recursos naturales. *Iberdrola S. A.* [en línea]. [sin fecha]. [Consulta: 4 mayo 2021]. Disponible en: <https://www.iberdrola.com/medio-ambiente/sobreexplotacion-de-los-recursos-naturales>.

INEN. Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes : recurso agua. . S.l.: 2008.

KHAN, Fareed A. & ANSARI, Abid Ali. “Eutrophication: An ecological visión”. *Botanical Review* [en línea], 2005, vol. 71, no. 4, pp. 449-482. [Consulta: 9 noviembre 2020]. ISSN 00068101. DOI 10.1663/0006-8101(2005)071[0449:EAEV]2.0.CO;2.

KHATAEE, Alireza & MANSOORI, G. Ali. *Nanostructured titanium dioxide materials: Properties, preparation and applications.* S.l.: World Scientific Publishing Co., 2011. ISBN 9789814374736.

KISHCH, H. *Semiconductor Photocatalysis: Principles and Applications* [en línea]. S.l.: Wiley, 2014. [Consulta: 9 noviembre 2020]. ISBN 10.1002/9783527673315. Disponible en: <https://www.wiley.com/en-s/Semiconductor+Photocatalysis%3A+Principles+and+Applications-p-9783527335534>.

LEGRINI, O.; et al. “Photochemical Processes for Water Treatment”. *Chemical Reviews* [en línea], 1994, vol. 93, no. 2, pp. 671-698. [Consulta: 9 noviembre 2020]. ISSN 15206890. DOI 10.1021/cr00018a003. Disponible en: <https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/cr00018a003>.

LENNTECH. “Phosphorous removal from wastewater”. *International edition* [en línea]. 2015. [Consulta: 10 noviembre 2020]. Disponible en: <https://www.lenntech.es/eliminacion-del-fosforo>.

LU, X.; et al. Synthesis and characterization of CeO₂/TiO₂ nanotube arrays and enhanced photocatalytic oxidative desulfurization performance. *Scielo* [en línea]. 2016. [Consulta: 9 noviembre 2020]. Disponible en: <https://www.scielo.br/pdf/mr/v21n5/1516-1439-mr-21-05-e20180167.pdf>.

LUCIONI, Alberto Corzo & VEGA-BAUDRIT, José. “Estudio cinético de la degradación fotocatalítica oxidativa de colorantes empleados en la industria textilera”. *Rev. Iberoam. Polim* [en línea], 2012, vol. 13, no. 2, pp. 60-68. [Consulta: 6 noviembre 2020]. Disponible en: <https://reviberpol.files.wordpress.com/2019/07/2012-lucioni.pdf>.

MALATO, S.; et al. *Decontamination and disinfection of water by solar photocatalysis: Recent overview and trends*. 15 septiembre 2009. S.l.: s.n..

MALDONADO, M. *Descontaminación De Aguas Del Lavado De Envases De Plaguicidas Mediante Fotocatálisis Solar* [en línea]. S.l.: Universidad de Almería, 2000. [Consulta: 9 octubre 2020]. Disponible en: http://www.psa.es/en/areas/tsa/docs/Tesis_Manuel_I_Maldonado.pdf.

MERA, David Alejandro & MERA, Adriana Consuelo. “Tratamiento fotocatalítico de aguas residuales generadas en laboratorios con presencia del indicador verde de bromocresol”. *Revista Lasallista de Investigación* [en línea], 2012, vol. 8, pp. 28-41. [Consulta: 11 noviembre 2020]. Disponible en: <http://repository.lasallista.edu.co:8080/ojs/index.php/rldi/article/view/67>.

MORFORD, Scott; et al. “Increased forest ecosystem carbon and nitrogen storage from nitrogen rich bedrock”. *Nature* [en línea], 2011, vol. 477, no. 7362, pp. 78-84. [Consulta: 11 noviembre 2020]. ISSN 00280836. DOI 10.1038/nature10415. Disponible en: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/21886160/>.

NEVÁREZ, María; et al. “Fotocatálisis: inicio, actualidad y perspectivas a través del TiO₂”. *Avances en Química* [en línea], 2017, vol. 12, no. 3, pp. 45-59. [Consulta: 9 noviembre 2020]. Disponible en: www.saber.ula.ve/avancesenquimica.

OHTANI, B. *Photocatalysis A to Z-What we know and what we do not know in a scientific sense*. diciembre 2010. S.l.: s.n., 2010.

OHTANI, B. “Titania Photocatalysis beyond Recombination”: *A Critical Review*. *Catalysts* [en línea], 2013, vol. 3, no. 4, pp. 942-953. [Consulta: 9 noviembre 2020]. ISSN 2073-4344. DOI 10.3390/catal3040942. Disponible en: <http://www.mdpi.com/2073-4344/3/4/942>.

PARRA, O. “La eutroficación de la Laguna Grande de San Pedro, Concepción, Chile: un caso de estudio”. *Amb. y Des* [en línea], 1989, vol. 1, pp. 117-136.

PAVEZ, Viviana Carolina. Informe técnico: calidad de aguas superficiales, subterráneas y sedimentos fluviales de Cuncumen. Consolidado 2012-2014 mesa del agua del río Cuncumen. . Chile: 2014.

PEIRÓ, Ana M. *Nuevas aportaciones al desarrollo de metodologías en química verde* [en línea]. S.l.: Universitat Autònoma de Barcelona, 2003. [Consulta: 15 diciembre 2020]. Disponible en: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/tesis?codigo=4710>.

PELIZZETTI, E.; et al. “Photocatalytic soil decontamination”. *Chemosphere* [en línea], 1992, [Consulta: 9 noviembre 2020]. Disponible en: <https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=GB19960065666>.

PÉREZ, J. & GARDEY, A. Definición de eliminación - Qué es, Significado y Concepto. [en línea]. 2017. [Consulta: 2 abril 2021]. Disponible en: <https://definicion.de/eliminacion/>.

PETRA, Putz. Eliminación y determinación de fosfato. [en línea]. S.l.: [sin fecha]. [Consulta: 6 noviembre 2020]. Disponible en: www.hach-lange.es.

PINEDA, José. “Ciclo del fósforo”. *ECOCOLOMBIA* [en línea]. [sin fecha]. [Consulta: 11 noviembre 2020]. Disponible en: <https://encolombia.com/medio-ambiente/interes-a/ciclo-del-fosforo/>.

RAFFINO, María Estela. “Ciclo del Fósforo”. *Concepto de* [en línea]. 2020. [Consulta: 11 noviembre 2020]. Disponible en: <https://concepto.de/ciclo-del-fosforo/>.

REINA, Edison; et al. Secretaria nacional del agua informe técnico análisis de la calidad del agua, proceso no. 682-10-dn, demarcación hidrográfica Esmeraldas agosto-septiembre 2011 Elaborado por. . S.l.: 2011.

ROMERO, Jairo. *Calidad del Agua* [en línea]. 1da. ed. Bogotá - Colombia: s.n., 2002. [Consulta: 6 noviembre 2020]. Disponible en: <http://www.bibvirtual.ucb.edu.bo:8000/opac/Record/47530>.

ROMERO, T.; et al. Caracterización de las aguas residuales generadas en una industria textil cubana”. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental* [en línea], 2016, vol. 30, no. 3, pp. 46-58. [Consulta: 25 junio 2020]. Disponible en: http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1680-03382016000300004.

RONZANO, Y. & DAPENA, J. Eliminación de fósforo en las aguas residuales. *Usal* [en línea]. S.l.: 2000. [Consulta: 10 noviembre 2020]. Disponible en: <https://cidta.usal.es/cursos/etap/modulos/libros/fosforo.pdf>.

SAMARGHANDI, M.; et al. “Efficiency removal of phenol, lead and cadmium by means of UV/TiO₂/H₂O₂ processes”. *International Journal of Environmental Science and Technology* [en línea], 2007, vol. 4, no. 1, pp. 19-25. [Consulta: 9 noviembre 2020]. ISSN 17352630. DOI 10.1007/BF03325957. Disponible en: <https://link.springer.com/article/10.1007/BF03325957>.

SÁNCHEZ, Oscar; et al. *Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México* [en línea]. México: s.n., 2007, pp. 127. [Consulta: 6 noviembre 2020]. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/288653766_Perspectivas_sobre_conservacion_de_ecosistemas_acuaticos_en_Mexico.

SATUF, María. Modelado y verificación experimental de la cinética de degradación de un contaminante orgánico en medio acuoso empleando reactores fotocatalíticos de lecho suspendido [en línea] (Trabajo de titulación). S.l.: Universidad Nacional del Litoral, Ecuador. 2006. [Consulta: 24 junio 2020]. Disponible en: <https://bibliotecavirtual.unl.edu.ar:8443/bitstream/handle/11185/70/Tesis.pdf?sequence=1&isAllowed=y>.

SCHNEIDER, Jenny; et al. *Understanding TiO₂ photocatalysis: Mechanisms and materials* [en línea] S.l.: American Chemical Society, 2014. [Consulta: 9 noviembre 2020]. Disponible en: <https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/cr5001892>.

SECRETARIA NACIONAL DEL AGUA. Muestreo de la calidad del agua en la cuenca del río Cayapas, provincia de Esmeraldas, en los cantones Eloy Alfaro y San Lorenzo. . S.l.: 2010.

TERZIAN, Rita & SERPONE, Nick. “Heterogeneous photocatalyzed oxidation of creosote components: mineralization of xylenols by illuminated TiO₂ in oxygenated aqueous media”. *Journal of Photochemistry and Photobiology, A: Chemistry* [en línea], 1995, vol. 89, no. 2, pp. 163-175. [Consulta: 6 noviembre 2020]. ISSN 10106030. DOI 10.1016/1010-6030(94)04020-3.

URUGUAY, Rapaln. *Contaminación y eutrofización del agua Impactos del modelo de agricultura industrial* [en línea]. S.l.: s.n., 2010, pp. 15-16. [Consulta: 6 noviembre 2020]. ISBN 978-9974-8029-7-1. Disponible en: <http://www.rapaluruaguay.org/>.

VÁZQUEZ, Carlos; et al. Tratamiento biológico de aguas residuales. *IWA Publishing* [en línea]. 2017, pp. 9-175. [Consulta: 10 noviembre 2020]. Disponible en: https://watermark.silverchair.com/wio9781780409146.pdf?token=AQECAHi208BE49Ooan9kkihW_Ercy7Dm3ZL_9Cf3qfKAc485ysgAAAIYwggJSBgkqhkiG9w0BBwagggJDMIICPwIBADCCAjgGCSqGSib3DQEHATAeBglghkgBZQMEAS4wEQQMmO5nRomPKfYFJU3-AgEQgIICCSOexn2CGJwfsqyNNC9GEA7qXclE3KwHfPC3a-.

VIDAL, A.; et al. “Procesos solares fotocatalíticos en el tratamiento de efluentes: aplicación al tratamiento de aguas de lavado conteniendo plaguicidas”. *Dialnet* [en línea], 2002, vol. 386, no. ISSN 0210-2064, pp. 106-111. [Consulta: 9 noviembre 2020]. Disponible en: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=2243082>.

WANG, Rong; et al. “Significant contribution of combustion-related emissions to the atmospheric phosphorus Budget”. *Nature Geoscience* [en línea], 2015, vol. 8, no. 1, pp. 48-54. [Consulta: 11 noviembre 2020]. ISSN 1752-0894. DOI 10.1038/ngeo2324. Disponible en: <http://www.nature.com/articles/ngeo2324>.

WIKIWAND. Fosfato. [en línea]. [sin fecha]. [Consulta: 6 noviembre 2020]. Disponible en: <https://www.wikiwand.com/es/Fosfato>.

WILLING, A.; et al. Ecology and toxicology of alkyl polyglycosides. En: U. ZOLLER (ed.), *Handbook of Detergents Part B: Environmental Impact*. [en línea]. Marcel Dek. New York: CRC Press, 2004. pp. 838. [Consulta: 25 junio 2020]. ISBN 0203020502, 9780203020500. Disponible en: <https://books.google.com.ec/books?id=rELLBQAAQBAJ&pg=PA517&lpg=PA517&dq=Ecolo>

gy+and+toxicology+of+alkyl+polyglycosides.+Handbook+of+Detergents+Part+B&source=bl&ots=REA4cVI1-X&sig=ACfU3U356M6e6OKvr6G1NpWszFUBy_DEog&hl=es-419&sa=X&ved=2ahUKEwiJ_tTM9Z3qAhWKi.

XIE, Liyan; et al. Morphology engineering of V₂O₅/TiO₂ nanocomposites with enhanced visible light-driven photofunctions for arsenic removal. *Applied Catalysis B: Environmental*, vol. 184, pp. 347-354. 2016. ISSN 09263373. DOI 10.1016/j.apcatb.2015.11.014.

ZHANG, Hengzhong & BANFIELD, Jillian. “Structural characteristics and mechanical and thermodynamic properties of nanocrystalline TiO₂”. *Chemical Reviews* [en línea], vol. 114, no. 19, pp. 9613-9644. [Consulta: 9 noviembre 2020]. 2014. ISSN 15206890. DOI 10.1021/cr500072j. Disponible en: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/25026219/>.

LEONARDO FABIO
MEDINA NUSTE

Firmado digitalmente por
LEONARDO FABIO MEDINA
NUSTE

Fecha: 2021.10.18 08:42:18 -05'00'

ANEXOS

ANEXO A: NORMA PARA LA DETERMINACIÓN DE FOSFATOS.



Quito - Ecuador

NORMA TÉCNICA ECUATORIANA
830:2013

NTE INEN

Primera revisión

AGENTES SURFACTANTES. DETERMINACIÓN DE FOSFATOS

Primera edición

SURFACTANTS. PHOSPHATE DETERMINATION

OBJETO

Esta norma establece el método de ensayo para determinar el contenido de fosfatos totales en agentes tensoactivos.

MÉTODO DE ENSAYO

Resumen

El agente tenso activo se calcina y las cenizas se emplean para determinación de fosfatos.

Reactivos y materiales

Ácido nítrico fumante ($d=1,5$)

Ácido cítrico

Mixtura magnesiana. Se disuelven 37 g de cloruro de magnesio en 500 ml de agua para análisis, se agregan 140 g de cloruro de amonio y 130 ml de hidróxido de amonio y se diluye a 1000 ml con agua para análisis. Se trabaja bajo campana.

Agua destilada.

Solución de hidróxido de amonio concentrado.

Agua amoniacal (1:10). Se toma un volumen de la solución de hidróxido de amonio y se lleva a 10 volúmenes con agua para análisis.

Matraz Erlenmeyer de 250 ml con boca esmerilada.

Refrigerante con unión esmerilada.

Pipeta con doble aforo de 100 ml.

Papel filtro (sin cenizas) de velocidad de filtración media.

Embudo

Crisol de porcelana.

Mufla a $100 \text{ °C} \pm 50 \text{ °C}$.

Mechero.

Varilla vidrio con punta caucho.

(Continúa)

DESCRIPTORES: Tecnología química, agentes tensoactivos, determinación de fosfatos.

Preparación de la muestra

Se pesan 10g de muestra, con una aproximación de 0,001 mg, se transfiere a un vaso de 300 mL y se agregan 150 mL de alcohol etílico. Se cubre con un vidrio reloj y se hierve durante 5 min, removiendo con una varilla de vidrio, se deja enfriar decantar y luego se filtra cuantitativamente, recogiendo el residuo sobre papel filtro.

Se lava seis veces el residuo insoluble con alcohol etílico caliente (60°C – 70°C) usando 15ml en cada lavado. Una vez eliminada la materia activa y otras sustancias solubles en alcohol, se seca el residuo en estufa a aproximadamente 100°C para eliminar los restos de alcohol.

Se transfiere el residuo a un vaso de 250 ml y se lava el embudo con agua a 40°C aproximadamente, para arrastrar y disolver cualquier residuo que quede adherido a este o al papel filtro se completa con agua hasta aproximadamente 150 mL, se calienta a ebullición y se deja enfriar luego se transfiere a un matraz aforado de 250 mL, lavando el vaso con una pipeta con agua y arrastrando incluso la materia insoluble que pudiera contener se lleva a volumen con agua destilada descarbonatada y se homogeniza.

Se agita la muestra preparada según el numeral 2.3.3 y se mide con una pipeta de doble aforo, una alícuota de 100 mL de ella. Se transfiere cuantitativamente a la capsula de porcelana y se agregan 2 o 3 gotas de solución D anaranjado de metilo. Se agrega cuidadosamente, para evitar proyecciones por exceso de efervescencia, ácido clorhídrico concentrado hasta viraje del color rojo, y se evapora en un baño de agua a ebullición hasta sequedad. Se agregan 3 o 4 gotas mas de ácido clorhídrico concentrado, se coloca en el baño de arena y se evapora a sequedad,

Se saca la capsula del baño de arena y una vez fría se humedece el residuo con unas gotas de ácido clorhídrico concentrado, llevandolo nuevamente a sequedad en el baño de arena, luego se deja en reposo durante 5 min., se agrega 100mL de agua a 70°C aproximadamente se mezcla el residuo con una varilla de vidrio se deja decantar el sílice insoluble y luego se filtra recogiendo el filtrado en el vaso de precipitación. Se arrastra el resto del precipitado con agua a 40°C aproximadamente ayudándose con una varilla. Se lava el residuo, la varilla y el papel con pequeñas cantidades de agua a 40°C aproximadamente después del 4 lavado se comprueba la ausencia de cloruros con unas gotas del liquido filtrado recogidas en un tubo de ensayo usando una solución de nitrato de plata.

Se continua lavando hasta que el ensayo de cloruros de negativo. El filtrado se transfiere a un matraz aforado de 250 mL y se lleva a volumen con agua destilada.

Procedimiento

Se toma con una pipeta aforada del filtrado generado en 2.3.5 una porción alícuota de 100 ml, que se supone que contiene una cantidad de fosfatos totales equivalente a 0,1 g – 0,2 g de pentóxido de fósforo y se transfiere a un Erlenmeyer de 250 ml con boca esmerilada.

Se evapora cuidadosamente a casi sequedad sobre un mechero o calentador eléctrico, se deja enfriar y se añaden 20 ml de ácido nítrico fumante. Se conecta un refrigerante a reflujo con unión esmerilado y se enjuaga el refrigerante, agregándole por la parte superior 50 ml de agua para análisis fría que se incorpora al contenido del Erlenmeyer.

Se retira el refrigerante y el contenido del Erlenmeyer se transfiere cuantitativamente, la banda con pequeños porciones de agua, a un vaso de precipitación de 500 ml. Posteriormente se añaden 10 g de ácido cítrico y se agita hasta disolverlo. Se agregan 50 ml de solución de mixtura magnesiana y se agita con una varilla de vidrio, frotando las paredes internas del Erlenmeyer, hasta que comience la precipitación. Durante esta operación es conveniente enfriar el matraz en baño de agua y hielo para acelerar la precipitación.

Luego se agregan 20 ml de solución de hidróxido de amonio concentrado y se deja en reposo a

temperatura ambiente durante 12 h como mínimo; se filtra el precipitado, arrastrándolo con una varilla de vidrio con punta de caucho, se lava con agua amoniacal hasta ausencia de cloruros en el filtrado, lo que se comprueba agregando a un pequeño volumen de este unas gotas de solución de nitrato de plata, después de acidificar con ácido nítrico.

Se calcina un crisol a $1100\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 50^{\circ}\text{C}$ y se tara. Se coloca el papel de filtro con el residuo dentro del crisol y se calienta con mechero sobre un triangulo de pipa hasta carbonización del papel evitando que se inflame. Se coloca en una mufla a $1100^{\circ}\text{C} \pm 50^{\circ}\text{C}$ hasta que el residuo no tenga partículas de carbón visibles. En caso de quedar partículas carbonosas, se deja enfriar el crisol, se humedece con agua para análisis, se seca y se calienta sobre un triangulo de pipa, luego se lleva a la mufla. Se deja enfriar en el desecador y se pesa al 0,1 mg. Se repiten estos últimos pasos hasta que dos pesadas consecutivas difieran en menos de 0,5 mg.

Cálculo

Se calcula el contenido de fosfatos totales, expresados como pentóxidos de fosforo, de la forma siguiente:

$$P = \frac{0,6377 \times m_p}{m_m} 100 \frac{V}{V_1} \times \frac{V_2}{V_4} = \frac{0,6377 m_p}{10} 100 \frac{250}{100} \times \frac{250}{100} \quad (1)$$

En donde:

P = el contenido de fosfatos totales, como pentóxido de fosforo, en gramos por cien gramos; m_p = la masa del precipitado calcinado de pirofosfato de magnesio, en gramos. (2.4.6 determinación fosfatos)

m_m = la masa de muestra pesada, en gramos. (2.3.1 preparación muestra) V = el volumen total, en mililitros; (2.3.3 preparación muestra)

V_1 = el volumen de la alícuota tomada en mililitros. (2.3.4 determinación silicatos) V_2 = el volumen aforado, en mililitros. (2.3.5 determinación silicatos)

V_4 = el volumen alícuota tomada (2.4.1 determinación fosfatos)

0,6377 = el factor gravimétrico para la conversión de pirofosfatos de magnesio a pentóxido de fósforo.

Errores de método

La diferencia entre los resultados de una determinación efectuada por duplicado no debe exceder del 5 % del promedio de ambos ensayos; en caso contrario, debe repetirse la determinación.

INFORME DE RESULTADOS

Como resultado final, debe reportarse la media aritmética de los resultados de la determinación.

Deben indicarse el método usado y el resultado obtenido; debe mencionarse, además, cualquier condición no especificada en esta norma, o considerada como opcional, así como cualquier circunstancia que pueda haber influido sobre el resultado.

Deben incluirse todos los datos para la completa identificación de la muestra.

NTE INEN 830

2013-09

APÉNDICE Z

DOCUMENTOS NORMATIVOS A CONSULTAR

Esta norma no requiere de otras para su aplicación.

BASES DE ESTUDIO

Norma Argentina IRAM 25585:2006. *Agentes tensoactivos- Jabones – Método de determinación de silicatos y fosfatos en polvos para lavar con tensoactivos*. Buenos Aires, 2006.

INFORMACIÓN COMPLEMENTARIA

Documento: NTE INEN 830 Primera revisión	TÍTULO: AGENTES SURFACTANTES. DETERMINACIÓN DE FOSFATOS	Código: QU 08.01-315
--------------------------------------------------------------	----------------------------------------------------------------	---------------------------------------

ORIGINAL:

Fecha de iniciación del estudio:

REVISIÓN:

Fecha anterior de aprobación por Consejo Directivo 1982-02-04
Oficialización con el Carácter de Obligatoria
por Acuerdo No. 146 de 1982-02-26
publicado en el Registro Oficial No. 197 de 1982-03-09

Fecha de iniciación del estudio: 2012-07-30

Fechas de consulta pública: 2012-12-03 a 2013-01-02

Subcomité Técnico de:

Fecha de iniciación:

Integrantes del Subcomité:

Fecha de aprobación:

ANEXO B: COMANDO PARA LA REACCIÓN DE PRIMER ORDEN EN MATLAB.

Según Francisco Muñoz Paba este es el algoritmo para determinar el orden de reacción

```
clear all format short g clf clc
disp('Este programa calcula la constante de velocidad y el orden de la
reacción')
disp('con los siguientes datos suministrados de tiempo y
concentración')
disp(' ')
t=[0.1 3.81 8.89 13.33 17.78 20.32 24]';
C=[0.21 0.18 0.14 0.105 0.07 0.05 0.021]';
M=7;N=M-1;
disp(' Tiempo Concentración ')
disp([t C]);
for i=1:N
    c(i,1)=(C(i+1)-C(i))/(t(i+1)-t(i));
end
c; % Calcula Dc/dt
disp(' Dc/dt Cpromedio Cprom^1.5 ')
for i=1:M-1
    Cprom(i)=(C(i+1)+C(i))/2;
    CCprom(i)=Cprom(i)^1.5;
end
Cprom=Cprom';CCprom=CCprom';
disp([c Cprom CCprom])
cc=ln(abs(c));CC=ln(Cprom);Cn=ln(CCprom);
A=[ones(size(CC)) CC];
coef=A\cc;
k =exp(coef(1));
m =coef(2);
ccc=(ln(0.21):-0.01:ln(0.021))';
Dcdt=[ones(size(ccc)) ccc]*coef;
lnln(CC,cc,'o',ccc,Dcdt,'-r');
title('Grafica de concentración vs velocidad de reacción');
xlabel('Concentración','FontSize',10);
ylabel('Velocidad de reacción','FontSize',10);
text(-10^0.30,-10^0.8,'-dC/dt=KC^m','FontSize',10);
legend('Exp','Cal','Location','NorthWest')
legend boxoff
disp(' |*****| ')
disp(' | La ecuación en forma logarítmica es: | ')
disp(' | ln(-dC/dt)= ln(k) | ')
fprintf(' | el coef correlación es r= %3.5f\n | ',k)
fprintf(' | La pendiente de la recta es m = %3.4f \n | ',m)
disp(' |*****| ')
|*****|
| La ecuación en forma logarítmica es |
| ln(-dC/dt)= log(k) |
| el coef correlación es r= 0,805 |
| La pendiente de la recta es m = 1.3849 |
|*****|
```

ANEXO C: COMANDO PARA LA REACCIÓN DE SEGUNDO ORDEN EN MATLAB.

Según Francisco Muñoz Paba este es el algoritmo para determinar el orden de reacción

```
clear all format short g clf clc
disp('Este programa calcula la constante de velocidad y el orden de la
reacción')
disp('con los siguientes datos suministrados de tiempo y
concentración')
disp(' ')
t=[0.1 3.81 8.89 13.33 17.78 20.32 24]';
C=[0.21 0.18 0.14 0.105 0.07 0.05 0.021]';
M=7;N=M-1;
disp(' Tiempo Concentración ')
disp([t C]);
for i=1:N
    c(i,1)=(C(i+1)-C(i))/(t(i+1)-t(i));
end
c; % Calcula Dc/dt
disp(' Dc/dt Cpromedio Cprom^1.5 ')
for i=1:M-1
    Cprom(i)=(C(i+1)+C(i))/2;
    CCprom(i)=Cprom(i)^1.5;
end
Cprom=Cprom';CCprom=CCprom';
disp([c Cprom CCprom])
cc=ln(abs(c));CC=ln(Cprom);Cn=ln(CCprom);
A=[ones(size(CC)) CC];
coef=A\cc;
k =exp(coef(1));
m =coef(2);
ccc=(1/(0.21):-0.01:1(0.021))';
Dcdt=[ones(size(ccc)) ccc]*coef;
lnln(CC,cc,'o',ccc,Dcdt,'-r');
title('Grafica de concentración vs velocidad de reacción');
xlabel('Concentración','FontSize',10);
ylabel('Velocidad de reacción','FontSize',10);
text(-10^0.30,-10^0.8,'-dC/dt=KC^m','FontSize',10);
legend('Exp','Cal','Location','NorthWest')
legend boxoff
disp(' |*****| ')
disp(' | La ecuación en forma logarítmica es: | ')
disp(' | ln(-dC/dt)= ln(k) | ')
fprintf(' | el coef correlación es r= %3.5f\n | ',k)
fprintf(' | La pendiente de la recta es m = %3.4f \n | ',m)
disp(' |*****| ')
|*****|
| La ecuación en forma logarítmica es |
| ln(-dC/dt)= log(k) |
| el coef correlación es r= 0,950 |
| La pendiente de la recta es m = 0,0875 |
|*****|
```

ANEXO D: COMANDO PARA EL EFECTO DEL FOTOCATALIZADOR EN MATLAB.

```
clear
disp('Este programa calcula el efecto del fotocatalizador')
% Datos experimentales
C=[0.57 132.32 200 241.68 265.48 300];
T2=[0 1411.77936 2901.1747 3846.22598 3911.36307 3759.04814
3126.9204];
% Cálculo de los parámetros
p=polyfit(C,T2,1);
r2=corrcoef(C,T2);
m=p(1); b=p(2);
fprintf('pendiente (1/K0) =%5.3f\n',m);
fprintf('intercepto (1/k0Kads) =%5.3f\n',b);
fprintf('coef. de regresión =%5.3f\n\n',r2(2,1));
% Cálculo de los nuevos valores de Id según la recta de ajuste
Idc=polyval(p,C);
% Tabla de resultados
fprintf('C, mol/L Id, uamp T2c, uamp\n\n');
for i=1:length(C)
fprintf('%8.2e',C(i));
fprintf('%12.3f',T2(i));
fprintf('%12.3f\n',T2c(i));
end
% Gráfico de los datos experimentales y de la recta de ajuste
plot(C,T2,'*',C,T2c);
title('Datos polarográficos de Al3+')
xlabel('C, mol/L');
ylabel('Id, uamp');
```

ANEXO E: COMANDO PARA EL EFECTO DEL FOTOCATALIZADOR EN MATLAB.

```
clear
disp('Este programa calcula el efecto del fotocatalizador')
% Datos experimentales
C=[0.21 0.18 0.14 0.105 0.07 0.05 0.021];
T2=[0 24.7160252 21.9254443 19.2311317 16.1840581 14.1594404
10.4230682];
% Cálculo de los parámetros
p=polyfit(C,T2,1);
r2=corrcoef(C,T2);
m=p(1); b=p(2);
fprintf('pendiente (1/K0) =%5.3f\n',m);
fprintf('intercepto (1/k0Kads) =%5.3f\n',b);
fprintf('coef. de regresión =%5.3f\n\n',r2(2,1));
% Cálculo de los nuevos valores de Id según la recta de ajuste
Idc=polyval(p,C);
% Tabla de resultados
fprintf('C, mol/L Id, uamp T2c, uamp\n\n');
for i=1:length(C)
fprintf('%8.2e',C(i));
fprintf('%12.3f',T2(i));
fprintf('%12.3f\n',T2c(i));
end
% Gráfico de los datos experimentales y de la recta de ajuste
plot(C,T2,'*',C,T2c);
title('Datos polarográficos de Al3+')
xlabel('C, mol/L');
ylabel('Id, uamp');
```

ANEXO F: ECUACIÓN DE LA RECTA.

$$y = m \cdot x + c$$

Donde:

c, es el punto de intercepción en la ordenada.

m, también denominada pendiente, que determina la "inclinación" de la recta.

Cada punto (x, y) que pertenece a una recta se puede representar en un sistema de coordenadas, siendo x el valor de la abscisa (horizontal) e y el valor de la ordenada (vertical).

ANEXO G: PARÁMETROS PARA LA ECUACIÓN DE LA RECTA DEL ORDEN DE REACCIÓN DE PRIMER ORDEN OBTENIDOS DEL SPSS ESTADÍSTIC 2020.

Resumen del modelo

Modelo	R	R cuadrado	R cuadrado corregida	Error típ. de la estimación
1	,950 ^a	,903	,884	,276541841

a. Variables predictoras: (Constante), tiempo de eliminación de fosfatos

Coefficientes^a

Modelo	Coeficientes no estandarizados		Coeficientes tipificados	t	Sig.
	B	Error típ.	Beta		
1 (Constante)	-,234	,193		-1,213	,279
1 Tiempo de eliminación de fosfatos (h)	,088	,013	,950	6,821	,001

a. Variable dependiente: ln

ANEXO H: PARÁMETROS PARA LA ECUACIÓN DE LA RECTA DEL ORDEN DE REACCIÓN DE SEGUNDO ORDEN OBTENIDOS DEL SPSS ESTADÍSTIC 2020.

Resumen del modelo

Modelo	R	R cuadrado	R cuadrado corregida	Error típ. de la estimación
1	,805 ^a	,648	,578	9,825899188

a. Variables predictoras: (Constante), Tiempo de eliminación de fosfatos

Coeficientes^a

Modelo		Coeficientes no estandarizados		Coeficientes tipificados	t	Sig.
		B	Error típ.	Beta		
1	(Constante)	-1,900	6,844		-,278	,792
1	Tiempo de eliminación de fosfatos (h)	1,385	,456	,805	3,037	,029

a. Variable dependiente: 1/C

ANEXO I: PARÁMETROS PARA LA ECUACIÓN DE LA RECTA DEL ORDEN EN EL EFECTO DEL FOTOCATALIZADOR OBTENIDOS DEL SPSS ESTADÍSTIC 2020.

Resumen del modelo

Modelo	R	R cuadrado	R cuadrado corregida	Error típ. de la estimación
1	,883 ^a	,779	,735	760,28458253

a. Variables predictoras: (Constante), Concentración del fotocatalizador

Coefficientes^a

Modelo		Coefficients no estandarizados		Coefficients tipificados	t	Sig.
		B	Error típ.	Beta		
1	(Constante)	717,533	554,490		1,294	,252
1	Concentración del fotocatalizador (mg/L)	11,644	2,774	,883	4,198	,009

a. Variable dependiente: C.TiO₂/k

**ANEXO J: PARÁMETROS PARA LA ECUACIÓN DE LA RECTA DEL ORDEN EN LA
CONSTANTE DE EQUILIBRIO DE ADSORCIÓN OBTENIDOS DEL SPSS
ESTADÍSTIC 2020.**

Resumen del modelo

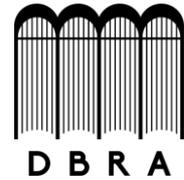
Modelo	R	R cuadrado	R cuadrado corregida	Error típ. de la estimación
1	,993 ^a	,987	,983	,6771938402

a. Variables predictoras: (Constante), concentración de fosfatos

Coefficientes^a

Modelo	Coefficients no estandarizados		Coefficients tipificados	t	Sig.
	B	Error típ.	Beta		
1 (Constante)	9,471	,557		17,011	,000
1 Concentración de fosfatos	88,010	5,123	,993	17,179	,000

a. Variable dependiente: 1/k



ESCUELA SUPERIOR POLITÉCNICA DE CHIMBORAZO

DIRECCIÓN DE BIBLIOTECAS Y RECURSOS DEL APRENDIZAJE
UNIDAD DE PROCESOS TÉCNICOS Y ANÁLISIS BIBLIOGRÁFICO Y DOCUMENTAL

REVISIÓN DE NORMAS TÉCNICAS, RESUMEN Y BIBLIOGRAFÍA

Fecha de entrega: 04 / 09 / 2021

INFORMACIÓN DEL AUTOR/A (S)
Nombres – Apellidos: <i>María Soledad Bastidas Guashpa</i> <i>Diego Darwin Campoverde Llamuca</i>
INFORMACIÓN INSTITUCIONAL
Facultad: <i>Ciencias</i>
Carrera: <i>Química</i>
Título a optar: <i>Químico</i>
f. Analista de Biblioteca responsable: <i>Ing. Leonardo Medina Ñuste MSc.</i>

**LEONARDO FABIO
MEDINA NUSTE**

Firmado digitalmente por
LEONARDO FABIO MEDINA
NUSTE
Fecha: 2021.10.04 16:37:05
-05'00'



0822-DBRAI-UPT-2021