

UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO

FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA

ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA QUÍMICA



**TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS DEL BOTADERO DE
RESIDUOS SÓLIDOS DE LA CIUDAD DE PUNO POR EL
PROCESO DE COAGULACIÓN Y FLOCULACIÓN**

TESIS

PRESENTADA POR:

MEDRANO PARI ROXANA NILA

PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE:

INGENIERO QUÍMICO

PUNO – PERÚ

2017

UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO

FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA

ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA QUÍMICA

**TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS DEL BOTADERO DE
RESIDUOS SÓLIDOS DE LA CIUDAD DE PUNO POR EL
PROCESO DE COAGULACIÓN Y FLOCULACIÓN**

TESIS PRESENTADA POR:

ROXANA NILA MEDRANO PARI

PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE:

INGENIERO QUÍMICO



APROBADA POR:

PRESIDENTE :
Ing. M.Sc. Roger Huanqui Pérez

PRIMER MIEMBRO :
Ing. William Edward Zenteno Zenteno

SEGUNDO MIEMBRO :
Ing. Marleni Yovanna Valencia Pacho

DIRECTOR :
Ing. M.Sc. Ciro Hernán Vera Alatrística

ÁREA: Ambiental

TEMA: Tratamiento de lixiviados del botadero de residuos sólidos

LÍNEA: Tecnologías ambientales y recursos naturales

FECHA DE SUSTENTACIÓN: 03 de agosto del 2017

DEDICATORIA

El presente proyecto de investigación va dedicado a cada uno de mis seres queridos, quienes han sido mis pilares para seguir adelante. Es para mí una satisfacción poder dedicarles a ellos, que con mucho esfuerzo y esmero me los he ganado.

A mis padres, Mauro Medrano Cutipa e Irma Florencia Pari Chipana, por haber guiados mis pasos y ser la motivación de mi vida, mi orgullo de ser y lo que seré.

A mis hermanos, Roy, Solash, Christian, porque son la razón de sentirme tan orgulloso de culminar mi meta, gracias a ellos por confiar siempre en mí.

Y sin dejar atrás a mi hijo Ian Emmanuel Arias Medrano y a mi esposo Tonny Arias Ramos por acompañarme en este tiempo y brindarme todo su apoyo e inspiración para crecer profesionalmente.

ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE GENERAL	4
ÍNDICE DE FIGURAS	7
ÍNDICE DE TABLAS	8
RESUMEN	10
ABSTRACT.....	11
I. INTRODUCCIÓN.....	12
II. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	14
2.1. DESCRIPCIÓN DEL PROBLEMA.....	14
2.2. PROBLEMA GENERAL.....	15
2.3. PROBLEMAS ESPECÍFICOS.....	15
2.4. ANTECEDENTES	15
2.5. JUSTIFICACIÓN	18
2.6. OBJETIVOS	20
2.6.1. OBJETIVO GENERAL.....	20
2.6.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	20
III. REVISION DE LITERATURA	21
3.1. LIXIVIADO.....	21
3.1.1. CARACTERÍSTICAS DE LOS LIXIVIADOS.....	22
3.1.2. CALIDAD DE LOS LIXIVIADOS	23
3.1.3. LA DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGENO (DBO).....	24
3.1.4. DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO (DQO).....	25
3.1.5. COAGULACIÓN	26
3.1.5.1. TEORÍA DE LA COAGULACIÓN.....	28
3.1.5.2. FACTORES QUE INFLUYEN EN LA COAGULACIÓN.....	30
3.1.5.3. COAGULACIÓN – FLOCULACIÓN.....	32
3.1.6. FLOCULACIÓN	34
3.1.6.1. FACTORES QUE INFLUYEN EN LA FLOCULACIÓN.....	35
3.1.6.2. TIPO DE FLOCULADORES.....	36
3.1.7. CONSIDERACIONES CINÉTICAS	36
3.1.7.1. REACCIONES HETEROGÉNEAS.....	36
3.1.7.2. VELOCIDAD DE REACCIÓN EN SISTEMAS HETEROGÉNEOS.....	37
3.1.7.3. EFECTO DE LA TEMPERATURA	39

3.1.7.4. EFECTO DEL ÁREA SUPERFICIAL	40
3.1.7.5. EFECTO DE LA CONCENTRACIÓN	40
3.1.7.6. CONVERSIÓN X.....	40
3.1.8. RESIDUOS SÓLIDOS	41
3.1.9. COMPOSICIÓN DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS.....	42
3.1.10. PROPIEDADES FÍSICAS DE LOS RSU	42
3.1.11. PROPIEDADES QUÍMICAS.....	43
3.1.12. CONTENIDO ENERGÉTICO	44
3.1.13. PROPIEDADES BIOLÓGICAS	44
3.1.14. MECANISMOS DE COAGULACIÓN PREDOMINANTES	45
3.1.14.1. PRECIPITACIÓN (COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN) DE METALES PESADOS	45
3.1.14.2. MÉTODO DE ELIMINACIÓN MEDIANTE PROCESOS ANAEROBIOS	46
3.1.14.3. MÉTODO DE ELIMINACIÓN MEDIANTE PROCESOS AEROBIOS	47
3.1.14.4. MÉTODO DE ELIMINACIÓN MEDIANTE SISTEMAS NATURALES ...	47
3.1.14.5. MÉTODO DE ELIMINACIÓN MEDIANTE EVAPORACIÓN.....	48
3.1.14.6. MÉTODO DE ELIMINACIÓN MEDIANTE SISTEMAS DE MEMBRANAS	48
3.2. HIPOTESIS	50
3.2.1. HIPÓTESIS GENERAL.....	50
3.2.2. HIPÓTESIS ESPECIFICA	50
IV. MATERIALES Y METODOS.....	51
4.1. GENERALIDADES	51
4.2. AMBITO DEL ESTUDIO.....	52
4.3. MATERIALES, EQUIPOS Y REACTIVOS	52
4.3.1. MATERIALES	52
4.3.2 EQUIPOS.....	53
4.3.3. REACTIVOS	53
4.4. MÉTODO EXPERIMENTAL.....	53
4.4.1. MATERIA PRIMA.....	53
4.4.2. RECOLECCIÓN DE MUESTRA	53
4.4.3. CARACTERIZACIÓN DE LOS LIXIVIADOS DEL BOTADERO	54
4.5. MÉTODOS	55
4.6. DESARROLLO EXPERIMENTAL	56

4.7. ETAPAS DEL PROCESO EXPERIMENTAL.....	56
4.7.1. PRUEBA DE JARRAS (JAR – TEST).....	57
4.7.2. COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN.....	58
4.8. DESARROLLO DEL MODELO MATEMÁTICO POR EXPERIMENTACIÓN Y ESTADÍSTICA	63
4.8.1. DISEÑO FACTORIAL 2^k	63
4.8.2. INFLUENCIA DE LAS VARIABLES, VELOCIDAD DE AGITACIÓN, TIEMPO DE RESIDENCIA EN EL REACTOR Y PH.	64
4.8.3. DISEÑO FACTORIAL EXPERIMENTAL.....	65
4.8.4. RENDIMIENTO DE RECUPERACIÓN DE METALES.....	66
V. RESULTADOS Y DISCUSION	68
5.1. RESULTADOS	68
VI. CONCLUSIONES.....	75
VII. RECOMENDACIONES	76
VIII. REFERENCIAS.....	77

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Coagulación.....	27
Figura 2: Influencia del pH en el coagulante	30
Figura 3: Sistema de Floculación.....	33
Figura 4: Equipo de Jar test-Facultad de Ingeniería química	56
Figura 5: Instalación experimental para el ensayo de coagulación	58
Figura 6: Muestra de sedimentación	58
Figura 7: Diagrama de flujo de la prueba de jarras.....	61
Figura 8: Curva de calibración, línea de tendencia del Fe.....	62
Figura 9: Esquematización del diseño factorial 2^3	63
Figura 10: Eficiencia de recuperación de Fe con Ca(OH)_2	69
Figura 11: Curva de calibración, línea de tendencia del Fe.....	73
Figura 12: Eficiencia de recuperación de hierro con Ca(OH)	74

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Caracterización físico-química de los lixiviados.....	22
Tabla 2: Comparación de características típicas de los lixiviados de rellenos sanitarios	24
Tabla 3: Valores típicos de demanda bioquímica, de Oxígeno para aguas de diferente calidad	25
Tabla 4: Características de algunos reactivos coagulantes	31
Tabla 5: Poder coagulante relativo de distintos reactivos.....	34
Tabla 6: Composición de los Residuos Sólidos.....	42
Tabla 7: Toma de muestras del Lixiviado de R.S.U. – Cancharani.....	54
Tabla 8: Caracterización físico-química de los lixiviados de los R.S.U.	55
Tabla 9: Condiciones de operación en los experimentos de coagulación-floculación ...	59
Tabla 10: Tratamiento de adición de coagulante	60
Tabla 11: Datos de la curva de calibración para el Fe.....	62
Tabla 12: Variables naturales-datos del diseño experimental	65
Tabla 13: Cálculo % de rendimiento para el diseño factorial.....	66
Tabla 14: Matriz de diseño factorial $2^3 = 8$	67
Tabla 15: Caracterización del lixiviado tratado mediante el proceso coagulación- floculación.....	68
Tabla 16: Concentración de hierro remanente de la muestra tratada con $\text{Ca}(\text{OH})_2$	69
Tabla 17: Datos de la curva de calibración para el Fe.....	72
Tabla 18: Valores de eficiencia de recuperación de Hierro con $\text{Ca}(\text{OH})_2$	73

ACRONIMOS

DQO	Demanda química de oxígeno.
DBO	Demanda bioquímica de oxígeno.
NMP	Número más probable.
RSU	Residuos sólidos urbanos.
CE	Conductividad eléctrica
ONU	Organización de las naciones unidad

RESUMEN

El objetivo de la presente investigación es el de demostrar que se evitará la contaminación del medio ambiente con el tratamiento de lixiviados del botadero de residuos sólidos urbanos, ubicado en el sector de Cancharani de la ciudad de Puno, mediante el método de coagulación y floculación, utilizando como coagulante el sulfato de aluminio $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ y como floculante el hidróxido de calcio $\text{Ca}(\text{OH})_2$. Los parámetros físico-químicos del lixiviado de los residuos sólidos urbanos contienen hierro (50 mg/L), que superan los valores máximos permisibles por la Ley General de Aguas. Las variables de operación que se modificaron en todas las diluciones fueron el pH (de 3.5 a 11) y la dosis de coagulante (de 30 a 100 mg/L), se realizaron experimentos variando la velocidad de agitación (20 a 100 rpm) y el tiempo de mezcla (12 a 15 min.), con objeto de establecer sus influencias en los procesos ensayados, los resultados fueron que se recuperó el 94,81 % de Fe con $\text{Ca}(\text{OH})_2$. Con objeto de establecer la influencia que el pH ejerce en el proceso de coagulación-floculación del lixiviado de los residuos sólidos urbanos de la ciudad de Puno, se efectuó el modelo matemático por experimentación y estadística, según se observa en el ítem 4.1.4, el pH óptimo es de 11, con un tiempo de floculación de 8,5 segundos, con una concentración de 100 ppm, utilizando como floculante el $\text{Ca}(\text{OH})_2$. La validez del modelo de regresión matemático queda demostrada por la similitud de los valores hallados por el modelo matemático con las variables, volumen (V), tiempo (t) y pH. Por consiguiente se concluye que el pH, es la variable más significativa en el proceso de recuperación del hierro.

Palabras claves: Coagulación, floculación, lixiviado, residuos sólidos.

ABSTRACT

The objective of the present investigation is to demonstrate that environmental contamination with the treatment of leachate of the urban solid waste dump, located in the sector of Cancharani of the city of Puno, by the method of coagulation and flocculation, Using aluminum sulfate $Al_2(SO_4)_3$ as coagulant and $Ca(OH)_2$ calcium hydroxide as flocculants. The physical-chemical parameters of the leachate of municipal solid waste contain iron (50 mg / L), which exceed the maximum values allowed by the General Water Law. The operating variables that were modified in all dilutions were pH (from 3.5 to 11) and the coagulant dose (from 30 to 100 mg / L), experiments were performed varying the stirring speed (20 to 100 rpm) and (12 to 15 min), in order to establish their influence on the processes tested, the results were that 94.81% of Fe was recovered with $Ca(OH)_2$. In order to establish the influence that pH exerts in the coagulation-flocculation process of the leachate of urban solid waste in the city of Puno, the mathematical model was performed by experimentation and statistics. As can be seen in item 4.1.4, The optimum pH is 11, with a flocculation time of 8.5 seconds, with a concentration of 100 ppm, using $Ca(OH)_2$ as the flocculant. The validity of the mathematical regression model is demonstrated by the similarity of the values found by the mathematical model with the variables, volume (V), time (t) and pH. Therefore, it is concluded that pH is the most significant variable in the iron recovery process.

Keywords: coagulation, flocculation, leaching, solid waste.

I. INTRODUCCIÓN

La ciudad de Puno se desarrolla a orillas del lago Titicaca, tiene una población estimada en 111 722 habitantes y una densidad poblacional de 60,8 habitantes/km². Rodeada de geoformas positivas y negativas con cotas que van desde los 3 812 a 4 050 m.s.n.m., lo cual dificulta en cierta manera el manejo de los residuos sólidos (INE-2014).

La Ley General de Residuos Sólidos N° 27314, promulgada el 20 de julio del 2000, establece los derechos, obligaciones, atribuciones y responsabilidades de la sociedad en su conjunto, para asegurar la gestión y manejo de estos, con la finalidad de minimizar, prevenir riesgos ambientales y protección de la salud. La gestión de residuos sólidos domiciliarios, comerciales y de aquellas actividades que generen residuos similares a estos, son responsabilidad de los gobiernos locales; por otro lado, los residuos generados por actividades de construcción y de transporte son de responsabilidad del ministerio de transporte y comunicación; finalmente los residuos generados por actividades de atención de salud son de responsabilidad del ministerio de salud.

El manejo de los residuos sólidos en la ciudad de Puno, es complejo, presentando severas limitaciones ya que no viene evolucionado paralelamente al crecimiento poblacional y económico. (INE-2014).

Para la gestión de los residuos sólidos, no es suficiente conocer los aspectos técnicos de la recolección, limpieza de calles y disposición final. Se requiere también aplicar los nuevos conceptos relacionados al financiamiento de los servicios, aspectos relacionados tanto a la salud ambiental como humana, educación, participación de la población entre otras. Aunque el problema de los residuos sólidos ha sido identificado varias décadas atrás, estos vienen siendo solucionados parcialmente convirtiéndose en un tema permanente que en la mayoría de casos genera incluso conflictos sociales. (Wehenpohi G, *et al*, 2000).

Como consecuencia inevitable de la existencia de botaderos, tiene lugar la generación de lixiviados ya que los residuos en los botaderos se descomponen a través de una serie de procesos físico-químicos y biológicos. Durante este proceso de descomposición, se forma un efluente líquido debido a la percolación del agua de lluvia a través del lecho de residuos, que disuelve los diferentes componentes que constituyen los residuos sólidos allí depositados. De esta manera se genera un

residuo acuoso denominado lixiviado contaminado con una elevada carga de materia orgánica, metales pesados, nitrógeno amoniacal y/o sales inorgánicas, con un intenso color negro/marrón, un desagradable olor y elevada toxicidad.

Una de las principales características de las sociedades avanzadas en la década de los noventa es la importancia y prioridad asignada a las cuestiones ambientales. Problemas como el crecimiento imparable de los desechos sólidos, los vertidos industriales incontrolados o el efecto invernadero por combustión energética, son cuestiones relevantes en las actuales agendas políticas tanto a nivel nacional como internacional. Esta prioridad ha puesto en primera línea de debate el uso de instrumentos económicos de regulación como parte de las políticas ambientales y, como una categoría destacada dentro de ellos, el diseño y aplicación de nuevas figuras impositivas con dicha finalidad.

La coagulación y la floculación son dos procesos dentro de la etapa de clarificación del agua en los que compuestos como sales metálicas y/o hidróxidos como la cal, son agregadas al efluente con la finalidad de desestabilizar la materia coloidal y causar una aglomeración de pequeñas partículas hasta alcanzar tamaños considerables y formar flóculos, que son más fácilmente eliminados por gravedad. En la formación de flocs influyen la concentración de aluminio, el tipo y concentración de los aniones y el pH. En la efectividad del proceso influyen la concentración y dosificación del coagulante, el pH del agua y la fuerza iónica así como la concentración y naturaleza de los compuestos orgánicos (Dianderas 2011).

El presente trabajo de investigación trata de demostrar que el tratamiento de lixiviados proveniente del botadero de residuos sólidos urbanos de la ciudad de Puno, mediante el método de proceso de coagulación y floculación evitará la contaminación del medio ambiente y se caracterizará los lixiviados, materia orgánica, DQO y turbidez, definiéndose la tecnología propuesta, dando a conocer los parámetros óptimos de tiempo de retención, temperatura y pH en la tecnología propuesta y la determinación de la cinética y modelo matemático para el tratamiento de lixiviados de residuos sólidos.

II. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

2.1. DESCRIPCIÓN DEL PROBLEMA

La cantidad de residuos sólidos de la ciudad de Puno, son arrojados sin control alguno a la botadero ubicado en el área Suroeste del cerro Cancharani – PUNO y debido al líquido contenido en los residuos orgánicos y a las lluvias es que se produce al líquido conocido como lixiviado, quedando de esa manera altamente contaminada. Esta agua se denomina lixiviado, y es uno de los líquidos más contaminados y contaminantes que se conozcan. De no recogerse adecuadamente y luego tratarse, el lixiviado puede contaminar a su vez aguas subterráneas, aguas superficiales y suelos. Por esta razón, y para evitar que esto ocurra, los rellenos sanitarios se impermeabilizan, se drenan apropiadamente y los lixiviados recogidos por estos drenes, se deben tratar.

El impacto ambiental sobre el medio físico en el componente hídrico que los lixiviados que se generan en los sitios de disposición de desechos sólidos urbanos, se debe a las altas concentraciones de contaminantes orgánicos, nitrógeno amoniacal, ácidos orgánicos, sales metálicas y metales pesados que posee el líquido contaminante, que al ser introducidos a la naturaleza afectan y modifican el normal funcionamiento de micro y macro ecosistemas, alterando el ciclo de la vida trófica, cadena que se basa en las relaciones alimenticias.

El proceso de contaminación de aguas superficiales y subterráneas (acuíferos) ocasionado por los lixiviados se centra en el transporte de los contaminantes en el ambiente obedece a las propiedades físicas y químicas del lixiviado, a la permeabilidad del suelo y demás propiedades hidrogeológicas del área afectada. (Raymond 1992).

La ciudad de Puno se desarrolla a orillas del lago Titicaca, tiene una población estima en 111 722 habitantes y una densidad poblacional de 60,8 habitantes/Km². Rodeada de geoformas positivas y negativas con cotas que van desde los 3812 a 4050 m.s.n.m., lo cual dificulta en cierta manera el manejo de los residuos sólidos.

El inadecuado manejo de los servicios de recolección, transporte, tratamiento, almacenamientos clandestinos, escasa participación de la población, falta de un programa de educación, la falta de difusión de los problemas ambientales ocasionados por estos, falta de programas de reúso y reciclaje de residuos desechados y disposición final de los

residuos sólidos, conllevan al deterioro del medio ambiente, posible contaminación de las aguas subterráneas y problemas a la salud de la población de Puno. (Acurio 1977).

2.2. PROBLEMA GENERAL

¿En qué medida se demostrará que el tratamiento de lixiviados proveniente del botadero de residuos sólidos urbanos de la ciudad de Puno, mediante el método de proceso de coagulación y floculación evitará la contaminación del medio ambiente?

2.3. PROBLEMAS ESPECÍFICOS

- ¿En qué medida se caracterizará los lixiviados provenientes del botadero de residuos sólidos urbanos de la ciudad de Puno, como la materia orgánica, DQO y turbidez?
- ¿Se podrá definir la tecnología propuesta, dando a conocer los parámetros óptimos de pH, velocidad y tiempo de retención en la tecnología propuesta?
- ¿En qué medida se determinará la cinética y modelo matemático para el proceso de coagulación y floculación para el tratamiento de lixiviados de residuos sólidos?

2.4. ANTECEDENTES

Pellón, *et al.* (2009), Los resultados obtenidos mostraron el elevado contenido de materia orgánica expresado en términos de DQO y DBO₅ tanto en época de lluvia como en seca, con media geométrica de concentración de coliformes fecales entre 104 y 105 NMP/100mL. Se comprobó que no existen diferencias significativas entre los lixiviados provenientes de los diferentes vertederos evaluados (α : 0,05). A partir del balance hídrico se obtuvo un estimado de 42 m^3/d de lixiviado (época de lluvia) con un mínimo de 13 m^3/d (seca), comparable con los resultados reportados en la literatura.

La tecnología se distingue por lo siguiente: tanque séptico - filtro anaerobio - sistema de lagunas, con la que se garantiza la reducción del principal contaminante, expresado en términos de DQO y DBO₅ de 2011 a 75 mg/L y de 902 a 30 mg/L respectivamente así como de microorganismos patógenos, asegurando además la disposición final del residuo tratado.

- Giraldo, (1997). En general se reportan unos excelentes rendimientos de la tecnología para la remoción de la mayoría de los contaminantes. Igualmente se observa que las aplicaciones han sido para lixiviados con concentraciones de DBO relativamente

bajas, menores a 1000 mg/l, es decir, lixiviados viejos, o lixiviados a los cuales se les ha realizado un pretratamiento previo. Se habla de concentraciones relativamente bajas, porque dentro de los rangos de DBO de los lixiviados de rellenos sanitarios de países en desarrollo se tienen concentraciones en los lixiviados jóvenes del orden de las decenas de miles de miligramos por litro, es decir, entre 10 y 40 veces más concentrados que los que se reportan en la literatura técnica. Se debe entonces tener cautela en la aplicación de la tecnología de manera directa a lixiviados jóvenes, especialmente de aquellos que se encuentran en los países en desarrollo. Otra ventaja que se reporta con frecuencia en el caso de la ósmosis inversa son los bajos consumos energéticos que requiere la tecnología cuando se compara con otras tecnologías como la oxidación biológica o la evaporación.

- Dianderas C.J. (2011). La técnica de oxidación bacteriana empleada para el tratamiento de minerales sulfurados auríferos se fundamenta en la acción efectiva de la bacteria *Thiobacillus Ferrooxidans* para oxidar especies reducidas de azufre a sulfato, y para oxidar el ion ferroso a ion férrico. El *Thiobacillus Ferrooxidans* es eficaz en ambiente ácido, aeróbico, móvil y quimioautotráfico y se presenta en forma de bastoncitos de 1-2 μ m de largo por 0.5-1.0 μ m de ancho, gran negativas. Presentan punto isoeléctrico entorno de 4.0 – 5.0 y se desenvuelven en el intervalo de temperatura de 28 – 35 °C. La fuente de energía fundamental para el *Thiobacillus Ferrooxidans* es el ion Fe^{+2} , pudiendo ser utilizados también el azufre y sus formas reducidas. Usa nutrientes básicos para su metabolismo a base de N, P, K, y Mg, Ca, como elementos del trazo.
- Aliaga Simorte S. (2010). Cuando a la muestra se le aplica el proceso Fenton se produce una disminución de la materia orgánica, el pH de trabajo óptimo es el 4, debido a que a las dos concentraciones de peróxido de hidrógeno a las que se realizaba el tratamiento se producía una reducción de materia orgánica similar, sin embargo cuando el pH aumentaba a 5 a dosis altas de peróxido la reducción de materia orgánica era menos visible.

En el tratamiento de Coagulación – Floculación con el coagulante que mejor resultados se obtienen es con el que contiene únicamente cloruro férrico, ya que produce una mayor disminución de la materia orgánica; el que además contiene

sulfato de aluminio es la primera vez que se usa, por tanto se debería seguir investigando con él para obtener mejores resultados.

En ambos tratamientos de Coagulación - Floculación se ha producido una reducción de aproximadamente un 55 % de los sólidos en suspensión en la muestra de agua, lo que muestra que ambos coagulantes resultan efectivos para disminuir este parámetro.

- Cuchimaque *et al* (2002). En el presente trabajo de investigación se comprueba la eficiencia en la remoción de Fe y Mn de aguas naturales por el empleo de un medio adsorbente que consiste de zeolita natural (clinoptilolita), recubierta con Fe_2O_3 y MnO_2 a partir de FeCl_3 y MnSO_4 , respectivamente. La zeolita por su gran capacidad de intercambio de cationes es un excelente soporte de estos óxidos. El mecanismo de la remoción es por adsorción-oxidación de estos metales sobre la superficie de la capa de óxido que cubre el grano de zeolita. En las pruebas de remoción mediante un sistema de filtración se estudiaron las variables pH, concentraciones de Fe y Mn, caudal en el afluente y altura de la capa de la zeolita, resultando las dos últimas ser las de mayor relevancia en la remoción.

Se utilizaron concentraciones de 1,0-7,0 mg/L para Fe y de 0,5-3,0 mg/L para Mn, en un rango de pH de 6,0-8,0. La eficiencia de la remoción disminuye con el aumento en la concentración de Fe, especialmente a valores de pH altos ($> 7,5$), por la formación de precipitados de Fe_2O_3 causando aceleración en la saturación del medio. No se obtuvo una diferencia significativa sobre la remoción con el empleo de los dos tipos de recubrimiento, aunque a altas concentraciones de estos metales, con la capa de Fe_2O_3 se obtuvieron porcentajes de remoción un poco mayores, pero la desventaja es que con este tipo de óxido se obtuvo menor corrida de los filtros por la saturación del medio.

- Teca Gavilanes, Diego E. (2013). El proceso de coagulación/floculación consiste en la remoción de DQO y partículas suspendidas mediante la adición de sustancias químicas (coagulantes); resulto considerablemente eficiente para la remoción de DQO, pero poco eficiente para la remoción de sólidos en suspensión total dado que los lixiviados estudiados poseen bajas concentraciones de sólidos suspendidos, lo cual explica la baja eficiencia de remoción. Las dosis óptimas del proceso de coagulación/floculación se encuentran en el intervalo de 200-450 ppm de $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ como coagulante y 100 ppm de polímero aniónico de poliacrilamida como floculante.

Las mejores remociones alcanzadas fueron 75.39 % para la DQO y 55.48 % para la turbidez, por lo que resultaron los aditivos tensioactivos más eficientes entre los probados en el estudio para el tratamiento de los lixiviados.

- Méndez et al, (2009). En su estudio sobre Determinación de la Dosis Óptima de Reactivo Fenton en un Tratamiento de Lixiviados por Fenton-Adsorción. En su proceso concluyó: los generados por el proceso Fenton se remueve más eficientemente mediante filtración que por sedimentación. Los tiempos de contacto óptimos en dicho trabajo fueron de 5 min para la remoción de la DQO y una hora para la remoción de color. Las mejores relaciones para $[Fe^{2+}]/[H_2O_2]$ y $[DQO]/[H_2O_2]$ fueron 0.6 y 9, respectivamente. La eficiencia máxima de remoción después del proceso de adsorción fue de 98,9 % para la DQO y 100 % para el color. El índice de biodegradabilidad final alcanzado después de las pruebas de Fenton-adsorción fue de 0,24.

2.5. JUSTIFICACIÓN

A medida que avanza el siglo XXI, vemos que cada día nuestro medio ambiente atraviesa por ciertos cambios y que con ellos también se va contaminando por diferentes impactos. Estos cambios e impactos hacen que nuestro medio ambiente se vea vulnerado y traiga consecuencias perjudiciales a los seres humanos.

La mayoría de los procesos y desarrollos tecnológicos actuales siguen siendo aún perjudiciales para el medioambiente, están marcadamente orientados al crecimiento económico, y además son vulnerables a las necesidades y los cambios sociales, especialmente a las regulaciones y normativas. En los últimos años ha aumentado la percepción de que la sociedad actual, y la industria química en particular, debe ser sostenible.

El desarrollo de una ciudad podría favorecer el crecimiento económico, a la vez que favorecer el desarrollo social manteniendo un balance equilibrado con la naturaleza. Este concepto fue definido como desarrollo sostenible en el informe de la ONU “Nuestro futuro común”, también conocido como informe Brundtland [*World Comision on Environment and Development, 1987*]. Desde ese momento, la idea de sostenibilidad ha crecido y adquirido una importancia universal, convirtiéndose en referencia de las actuales y futuras políticas en materia ambiental y económica.

Por tanto, los cambios en la industria química ante los retos planteados por el desarrollo sostenible se pueden resumir en tres puntos básicos:

- 1) Desarrollar compuestos y materiales para nuevos productos y actividades sostenibles.
- 2) Favorecer el desarrollo pero de una manera sostenible, lo que implica una reducción drástica del uso de recursos en la producción y aplicación de productos
- 3) Desarrollar productos y procesos adecuados a los mercados y condiciones de nuestra ciudad y que contribuya a la generación de riqueza y bienestar.

Es necesario considerar que los residuos sólidos afectan tanto al ambiente como a las personas, convirtiéndose en un problema no sólo por lo que representa desde el punto de vista ecológico y de salud sino por la creciente generación de estos.

Es importante el tratamiento de lixiviados procedentes de vertederos donde se recogen los residuos sólidos urbanos (RSU) mediante tecnologías de coagulación y floculación, como procesos innovadores y alternativos a los tratamientos convencionales.

Los experimentos se realizarán a escala de laboratorio y se llevarán a cabo en las instalaciones de la Facultad de Ingeniería Química de la Universidad Nacional del Altiplano, este trabajo se encuadra en el desarrollo una nueva línea de investigación para dicho grupo sobre las aplicaciones medioambientales de los procesos de coagulación - floculación, dentro de la cual se trabajará con lixiviados del botadero de la ciudad de Puno ubicado en el área Sur Oeste del cerro Cancharani.

2.6. OBJETIVOS

2.6.1. Objetivo General

Demostrar que el tratamiento de lixiviados proveniente del botadero de residuos sólidos urbanos de la ciudad de Puno, por el proceso de coagulación y floculación evitará la contaminación del medio ambiente.

2.6.2. Objetivos Específicos

- Caracterizar los lixiviados provenientes del botadero de residuos sólidos urbanos ubicado en el área Sur Oeste del cerro Cancharani de la ciudad de Puno, como la materia orgánica, DQO y turbidez.
- Definir la tecnología propuesta, dando a conocer los parámetros óptimos de tiempo de retención, velocidad de agitación y pH en la tecnología propuesta.
- Determinar la cinética y modelo matemático para el tratamiento de lixiviados de residuos sólidos.

III. REVISION DE LITERATURA

3.1. LIXIVIADO

Líquido que se forma por la reacción, arrastre o filtrado de los materiales que constituyen los residuos y que contiene en forma disuelta o en suspensión, sustancias que pueden infiltrarse en los suelos o escurrirse fuera de los sitios en los que se depositan los residuos y que puede dar lugar a la contaminación del suelo y de cuerpos de agua, provocando su deterioro y representar un riesgo potencial a la salud humana y de los demás organismos vivos.

Es el líquido producido cuando el agua percola a través de cualquier material permeable. Puede contener tanto materia en suspensión como disuelta, generalmente se da en ambos casos. Este líquido es más comúnmente hallado o asociado a rellenos sanitarios, en donde, como resultado de las lluvias percolando a través de los desechos sólidos y reaccionando con los productos de descomposición, químicos, y otros compuestos, es producido el lixiviado. Si el relleno sanitario no tiene sistema de recogida de lixiviados, éstos pueden alcanzar las aguas subterráneas y causar, como resultado, problemas medioambientales o de salud. Típicamente, el lixiviado es tóxico, ácido, rico en ácidos orgánicos, iones sulfato y con altas concentraciones de iones metálicos comunes, especialmente hierro. El lixiviado tiene un olor bien característico, difícil de ser confundido y olvidado (Tchobanoglous 1997).

Los peligros de los lixiviados, son debidos a altas concentraciones de contaminantes orgánicos y nitrógeno amoniacal. Microorganismos patógenos y sustancias tóxicas que pueden estar presentes, son a menudo citadas como las más importantes, pero el contenido de microorganismos patógenos se reduce rápidamente en el tiempo en los rellenos sanitarios, aplicándose esto último al lixiviado fresco.

Geológicamente, es el proceso de eliminación de los constituyentes solubles de una roca, sedimento, suelo, escombrera, por las aguas de infiltración.

La mezcla de residuos que el hombre produce y consume en gran medida son uno de los factores para que dan origen a dicho líquido "lixiviados" ya que al unirse los residuos, los líquidos que emanan se filtran a los mantos acuíferos provocando la contaminación del agua y los suelos, los cuales con el transcurso del tiempo dejaran de producir por la contaminación de los mismos. Tabla 1.

Tabla 1: Caracterización físico-química de los lixiviados

PARAMETRO	LIXIVIADO BRUTO				
	MAY	JUL	NOV	ENE	MAY
Parámetros generales					
• pH	7,98	8,35	7,49	7,96	7,99
• Conductividad (mS/cm)	9,11	12,77	10,43	19,53	13,13
• Sólidos totales en suspensión (mg/L)	790	317	366	166	170
Parámetros de contenido orgánico					
COT (mg/L)	1921	2782	1658	1010	630
DQO (mg/L)	3090	4434	3947	3659	2232
DBO5 (mg/L)	420	640	1500	1000	600
DBO5/DQO	0,14	0,14	0,38	0,27	0,27
Iones inorgánicos					
Fluoruros (mg/L)	1,6	16	31	< ld	0
Cloruros (mg/L)	1836	3235	1114	2124	1207
Nitritos (mg/L)	0	0	0	0	0
Nitratos (mg/L)	0	0	0	< ld	5
Fosfatos (mg/L)	0	55	0	28	16
Sulfatos (mg/L)	19	39	0	438	184
Amonio (mg/L)	-	2350	900	1773	1045
Metales (mg/L)					
Cromo total	0,3	0,6	-	0,4	-
Plomo	< ld	< ld	-	< ld	-
Níquel	0,1	0,2	-	0,1	-
Estaño	1,1	< ld	-	< ld	-
Hierro	0,4	4,6	-	1,8	-
Sodio	1405	2402	-	1640	-
Potasio	818	1476	-	1005	-
Magnesio	99	88	-	68	-
Calcio	167	108	-	149	-
Manganeso	1,9	1,2	-	1,2	-
Silicio	12	12	-	-	-
Zinc	0,05	0,15	-	0,08	-

Fuente: Tchobanoglous, George (1997) (*ld* = límite de detección)

3.1.1. Características de los lixiviados

Existen numerosas caracterizaciones de los lixiviados en donde se hace énfasis en su alto poder contaminante. Se concluye usualmente que los lixiviados contienen toda característica contaminante principal, es decir, alto contenido de materia orgánica, alto contenido de nitrógeno y fósforo, presencia abundante de patógenos e igualmente de

sustancias tóxicas como metales pesados y constituyentes orgánicos. Estas características son importantes en cuanto nos indican qué es lo que toca removerle a los lixiviados durante su tratamiento, sin embargo, desde el punto de vista de la selección de la tecnología existen otras características que, sin ser necesariamente contaminantes, pueden afectar el funcionamiento de los procesos de tratamiento.

A continuación se revisan las características de los lixiviados desde la perspectiva del sistema de tratamiento que se piensa seleccionar.

3.1.2. Calidad de los lixiviados

La calidad de los lixiviados en un relleno sanitario varía grandemente en el tiempo, al igual que con el tipo de relleno sanitario que se tenga. En particular vale la pena mencionar las diferencias que se tienen en las calidades de los lixiviados entre aquellos de los países desarrollados con los de los países en vía de desarrollo. De manera resumida se puede decir que los lixiviados de los rellenos sanitarios de los países en desarrollo presentan concentraciones mucho mayores de DBO, amoníaco, metales y sustancias precipitables que aquellos de países desarrollados.

Las diferencias se originan principalmente en los altos contenidos de materia orgánica fácilmente biodegradable, MOFBD, que se tiene en los residuos sólidos en los países en desarrollo. La MOFBD tiene un contenido de humedad alto, y como su nombre lo indica se degrada rápidamente en el relleno sanitario, produciendo a su vez altas concentraciones de ácidos grasos volátiles y de amoníaco- en general mucho más altas que las que se reportan típicamente para lixiviados de países desarrollados-producto de la fermentación inicial. A su vez, estos ácidos se diluyen fácilmente en el lixiviado del relleno sanitario, le bajan el pH y contribuyen a la solubilización de los metales presentes en los residuos dispuestos en el relleno. (Giraldo 1997).

Como consecuencia los lixiviados de las áreas de los rellenos sanitarios que han sido recientemente rellenas producen un lixiviado altamente contaminante, denominado lixiviado joven.

A partir de ese momento, las concentraciones de las sustancias en el lixiviado de una cochada de basura en el relleno sanitario disminuyen continuamente en el tiempo, esto ocurre como regla general, más sin embargo, en algunos casos como metales que presentan reacciones de óxido-reducción, puede ocurrir que la concentración al inicio del

proceso de lixiviación no sea la mayor. Sin embargo, teniendo en cuenta que un relleno sanitario se opera por lustros o décadas, siempre va a haber una parte del relleno que aporta lixiviado joven, la que se está rellorando en ese momento, mientras que otras partes del relleno tienen lixiviado maduro, las que tienen unos años, y otras lixiviado viejo, las que tienen más de cinco años. En la Tabla 2 se resume las principales características de los lixiviados jóvenes y viejos en un relleno sanitario.

Tabla 2: Comparación de características típicas de los lixiviados de rellenos sanitarios

CARACTERÍSTICA	LIXIVIADO JOVEN	LIXIVIADO VIEJO
DBO	Muy alto	Bajo
DQO	Muy alto	Alto
Amoniaco	Muy alto	Alto
Fósforo	Muy bajo	Suficiente
pH	Muy bajo	Bajo
Detergentes	Muy alto	Bajo
Sales disueltas	Muy alto	Bajas (relativamente)
Agentes Incrustantes (Fe, Ca, Mg)	Muy alto	Bajo
Metales Pesados	Muy alto	Bajo

Fuente: Tchobanoglous, George (1997)

3.1.3. La Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)

Se define como la cantidad de oxígeno que las bacterias necesitan para estabilizar materia orgánica degradable. Este parámetro nos ayuda a determinar la carga contaminante que posee un determinado efluente en caso de que fuera descargado en un receptáculo natural como un río, lago, laguna, etc. En donde predominan condiciones aerobias. Esta prueba es de vital importancia en aquellas actividades en donde están involucrados descargas contaminantes, tal es el caso de los lodos provenientes de un proceso de tratamiento de aguas residuales.

La DBO de una muestra de agua expresa la cantidad de miligramos de oxígeno disuelto por cada litro de agua, que se utiliza conforme se consumen los desechos orgánicos por la acción de las bacterias en el agua. La demanda bioquímica de oxígeno, se expresa en partes por millón (ppm) de oxígeno y se determina midiendo el proceso de reducción

del oxígeno disuelto en la muestra de agua manteniendo la temperatura a 20 °C en un periodo de 5 días. Una DBO grande indica que se requiere una gran cantidad de oxígeno para descomponer la materia orgánica contenida en el agua.

El agua potable tiene una DBO de 0.75 a 1.5 ppm de oxígeno y se considera que el agua está contaminada si la DBO es mayor de 5 ppm. Las aguas negras municipales contienen entre 100 y 400 ppm pero los desechos industriales y los agrícolas contienen niveles de DBO del orden de miles de ppm. La reducción de los niveles de DBO se hace mediante tratamiento de las aguas negras.

3.1.4. Demanda química de oxígeno (DQO)

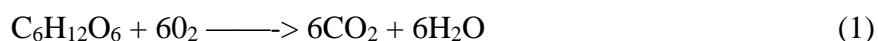
La *Demanda Química de Oxígeno* es otro parámetro por medio del cual podemos conocer la carga orgánica de un efluente ya sea doméstico o industrial. Esta prueba permite medir la cantidad total de oxígeno que es necesario para pasar de un residuo a dióxido de carbono y agua, y está basada en el hecho de que todos los residuos orgánicos, con algunas excepciones, pueden oxidarse con fuertes agentes oxidantes bajo condiciones ácidas. La importancia de esta prueba radica en el hecho de que se obtienen datos con mucha más rapidez que con la prueba de DBO, y mediante el factor adecuado se puede pasar de un valor a otro. (Dianderas 2011)

Tabla 3: Valores típicos de demanda bioquímica, de Oxígeno para aguas de diferente calidad

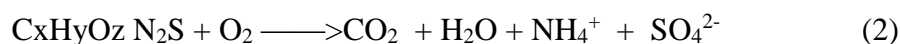
TIPO DE AGUA	DBO (mg/L)
Agua potable	0.75 a 1.5
Agua poco contaminada	5 a 50
Agua potable negra municipal	100 a 400
Residuos industriales	500 a 10000

Fuente: http://www.sagan-gea.org/hojared_agua/paginas/16agua.html

A la descomposición de la materia orgánica en presencia de oxígeno se le llama aerobiosis y es el proceso más eficiente para liberar la energía de la materia orgánica. Por ejemplo, la aerobiosis de la glucosa ($C_6H_{12}O_6$) se puede representar mediante la ecuación química:



La descomposición aeróbica de las proteínas que contienen nitrógeno y azufre (representadas por la fórmula general $(\text{C}_x\text{H}_y\text{O}_z\text{N}_2\text{S})$ se puede representar mediante la ecuación química no balanceada:



Proteína + oxígeno \longrightarrow bióxido de carbono + agua + ion amonio + ion sulfato

Cuando la materia orgánica que contamina al agua se ha agotado, la acción bacteriana de la desoxigenación de las aguas contaminadas oxida al ión amonio, proceso denominado nitrificación, se puede representar mediante la ecuación química iónica:



Ion amonio + oxígeno \longrightarrow ion hidrógeno + agua + ion nitrato.

3.1.5. Coagulación

Es un proceso de desestabilización química de las partículas coloidales que se producen al neutralizar las fuerzas que los mantienen separados, por medio de la adición de los coagulantes químicos y la aplicación de la energía de mezclado.

En la siguiente figura 3 se muestra como las sustancias químicas anulan las cargas eléctricas de la superficie del coloide permitiendo que las partículas coloidales se aglomeren formando flóculos.

La coagulación es el tratamiento más eficaz pero también es el que representa un gasto elevado cuando no está bien realizado. Es igualmente el método universal porque elimina una gran cantidad de sustancias de diversas naturalezas y de peso de materia que son eliminados al menor costo, en comparación con otros métodos.

El proceso de coagulación mal realizado también puede conducir a una degradación rápida de la calidad del agua y representa gastos de operación no justificadas. Por lo tanto se considera que la dosis del coagulante condiciona el funcionamiento de las unidades de decantación y que es imposible de realizar una clarificación, si la cantidad de coagulante está mal ajustada.

En esta figura se muestra como las sustancias químicas anulan las cargas eléctricas sobre la superficie del coloide, permitiendo que las partículas coloidales se aglomeren formando flóculos.

Este proceso se usa para:

- Eliminación de turbiedad orgánica o inorgánica que no se puede sedimentar rápidamente.
- Eliminación de color verdadero y aparente.
- Eliminación de bacterias, virus y organismos patógenos susceptibles de ser separados por coagulación.
- Destrucción de algas y plancton en general.
- Eliminación de sustancias productoras de sabor y olor, en algunos casos de precipitados químicos suspendidos en otros.

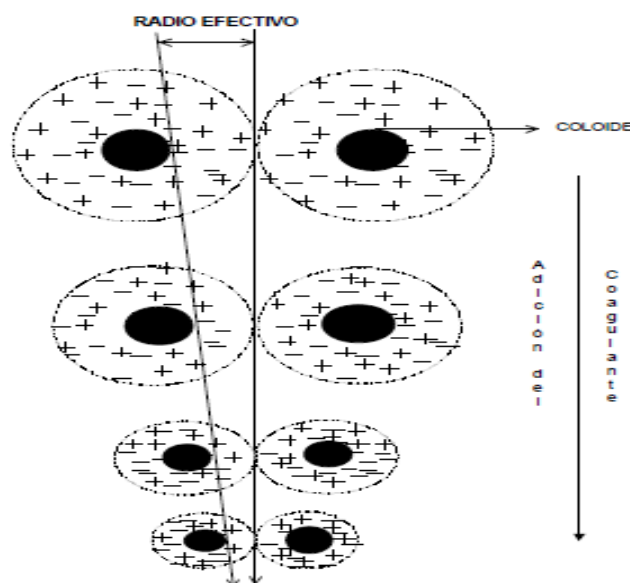


Figura 1: Coagulación

Fuente: Raymond Desjardins "Tratamiento del Agua", 1992.

3.1.5.1. Teoría de la coagulación

Las partículas que forman la turbiedad y el color de las aguas naturales, poseen cargas eléctricas. Estas cargas generan fuerzas de repulsión entre ellas, por lo cual se mantienen suspendidas y separadas en el agua. Es por esto que dichas partículas no se sedimentan.

El conjunto formado por estas partículas constituye un sistema coloidal, formado por una doble capa de iones, el cual es sometido a un potencial en la superficie inferior del doble lecho, denominado potencial Z. El problema en la coagulación consiste en disminuir el potencial Z por uno de los siguientes métodos:

- Coagulación por neutralización de la carga.
- Coagulación por disminución del espesor de la doble capa (distancia d).

El fenómeno de la desestabilización se efectúa mediante una serie de reacciones químicas bastante complejas, de las cuales algunas no se han podido entender lo suficiente.

Dentro de esas reacciones se encuentran las que se efectúan con las diversas formas de alcalinidad, por lo cual su contenido disminuye. Además, algunas de estas reacciones producen CO₂, cuyo efecto consiste fundamentalmente en el incremento de la acidez del agua y por consiguiente la disminución del pH (Bautista, 2007).

- **Coagulantes**

Los coagulantes son componentes químicos que al adicionarse al agua son capaces de producir una reacción química con los componentes químicos del agua, especialmente con la alcalinidad del agua para formar un precipitado voluminoso, muy absorbente, constituido generalmente por el hidróxido metálico del coagulante que se está utilizando.

Los principales coagulantes utilizados para desestabilizar las partículas y producir el floculante son:

- a) Sulfato de Aluminio.
- b) Aluminato de Sodio.
- c) Cloruro de Aluminio.
- d) Cloruro Férrico.

- e) Sulfato Férrico.
- f) Sulfato Ferroso.
- g) Polielectrolitos (Como ayudantes de floculación).

Los más utilizados son las sales de Aluminio y de Hierro; al adicionarlas al agua se producen una serie de reacciones muy complejas donde los productos de hidrólisis son más eficaces que los iones mismos; estas sales reaccionan con la alcalinidad del agua y producen los hidróxidos de aluminio o hierro.

- **Coagulantes Naturales**

Investigador (Lau 2007) sugiere que el aluminio puede inducir Alzheimer.

En vista de esta posibilidad Restrepo (2009) investigaron sobre el uso de la planta Moringa Oleifera, siendo igual de efectivo que el sulfato de aluminio. Sus beneficios son económicos, ambientales y del cuidado del salud. Su modo de empleo es mediante la mezcla de sus semillas y agua destilada. La efectividad de remoción es sobre el 80% en aguas poco turbias.

Otras investigaciones sugieren el uso del Cactus como un coagulante eficiente frente a los convencionales (Lau 2007).

La desventaja del uso de coagulantes naturales es el aumento de la concentración de carbono orgánico disuelto en el agua tratada, el cual al mezclarse con cloro promueve la formación de Trihalometanos, compuestos cancerígenos.

- **Electrocoagulación**

Restrepo (2009) explica que esta forma de coagular aun está en estudio y resulta muy útil. Menciona que consiste en la utilización de energía eléctrica continua para desprender el catión activo del ánodo de sacrificio, el que reacciona con los iones hidroxilos que se forman en el cátodo. De esta manera los contaminantes son desestabilizados y los materiales coloidales se aglomeran para ser eliminados por flotación o por decantación. Es muy útil para cualquier tipo de aguas residuales incluso son metales pesados.

Este sistema se desarrolla en un componente denominado “Celda de Electrocoagulación”, la que está compuesto por Electrodos Solubles (mayormente son de aluminio o hierro)

inmersos en un dieléctrico y una fuente de poder de corriente continua. En el interior de la celda se desestabilizan y coagulan simultáneamente los coloides, esto gracias a la diferencias de potenciales. Todo este fenómeno se denomina Electrolisis. Básicamente son reacciones de óxido-reducción en sus ánodos y cátodos respectivamente por acción de la energía externa.

La diferencia entre la coagulación química y la eléctrica es que los procesos de coagulación y floculación ocurren al mismo tiempo, mientras que en la química son contiguos. Es importante mencionar que el agua residual en la celda electrolítica está sometida a una electrolisis.

3.1.5.2. Factores que Influyen en la Coagulación

Cárdenas (2000) menciona los diferentes factores que más influyen el proceso de coagulación: el pH, tiempo de retención, la agitación del agua y la temperatura.

➤ Influencia del pH del Agua

El rango de pH está en función del tipo de coagulante utilizado y de la naturaleza del agua a tratar; si la coagulación se realiza fuera del rango de pH óptimo entonces se debe aumentar la cantidad del coagulante; por lo tanto la dosis requerida es alta (Figura 1).

En el caso de sales alúminas el rango óptimo de pH es de 6,5 a 8,0 (Cárdenas 2000).

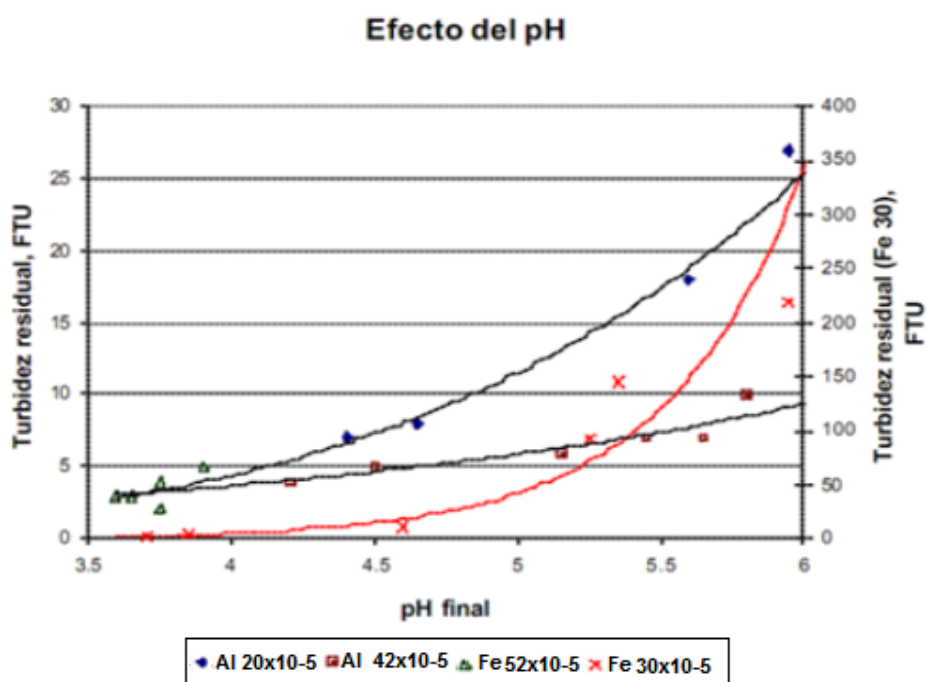


Figura 2: Influencia del pH en el coagulante

Para Rodríguez y otros (2006 pp. 22) mientras más acida sea el agua, la coagulación será más óptima, es por esta razón el rango del pH que presenta es menor al de Cánepa (Tabla 1).

Tabla 4: Características de algunos reactivos coagulantes

Coagulante	Dosis (mg/L)	pH óptimo	Aplicaciones
Cal	150-500	9-11	Eliminación de coloides (1)
$Al_2(SO_4)_3$	75-250	4.5-7	Eliminación de coloides (1)
FeCl ₃ FeCl ₂	35-150 70-200	4-7 4-7	Eliminación de coloides (2)
Polímero catiónico	2-5		Eliminación de coloides (3)
Polímero aniónico y no iónico		0.25-1.0	Ayudante de floculación y sedimentación

Fuente: Cánepa de Vargas, Lidia (2000)

(1) Eliminación de coloides y de fosforo. Agua de baja alcalinidad y alta concentración de fosforo

(2) Eliminación de coloides y de fosforo. Agua de baja alcalinidad y alta concentración de fosforo

(3) Eliminación de coloides. Ayudante con coloides metálicos

➤ **Influencia de la Temperatura del Agua**

Cárdenas (2000) menciona que la variación de 1°C en la temperatura del agua conduce a la formación de corrientes de densidad (variación de la densidad del agua) de diferentes grados que afectan a la energía cinética de las partículas en suspensión, por lo que la coagulación se hace más lenta; temperaturas muy elevadas desfavorecen igualmente a la coagulación.

Al parecer no existe un rango específico de temperatura óptima. Sin embargo Fernández (2005, p. 65) menciona que trabajan mejor en el rango de 3.5 – 25 C.

3.1.5.3. Coagulación – Floculación

El proceso unitario más óptimo para la disminución de la turbidez es el de Coagulación-floculación, el cual consta del ingreso de un químico denominado coagulante en una determinada dosis.

Bratby (2006, p. 5) nos explica que la *coagulación* es el proceso mediante el cual un sistema dado puede transformarse de un estado estable a uno inestable. En otras palabras es la desestabilización del sistema (al desestabilizar el sistema se refiere a cambiar cargas eléctricas de las partículas suspendidas, de negativas a positivas y viceversa) mientras que el objetivo principal de la *floculación* según Cárdenas (2000 p. 265) es reunir las partículas ya desestabilizadas para formar aglomeraciones de mayor peso y tamaño que sedimenten con mayor eficiencia.

Cárdenas (2000) agrega que la coagulación es la desestabilización de un coloide producida por la eliminación de las dobles capas eléctricas que rodean a todas las partículas coloidales, con la formación de núcleos microscópicos, mientras que la floculación es la aglomeración de partículas desestabilizadas, primero en microflóculos, y más tarde en aglomerados voluminosos llamados flóculos.

- **Sistema de coagulación-floculación**

Dentro de un sistema de floculación de aguas se incluyen los siguientes procesos (Cárdenas 2000)

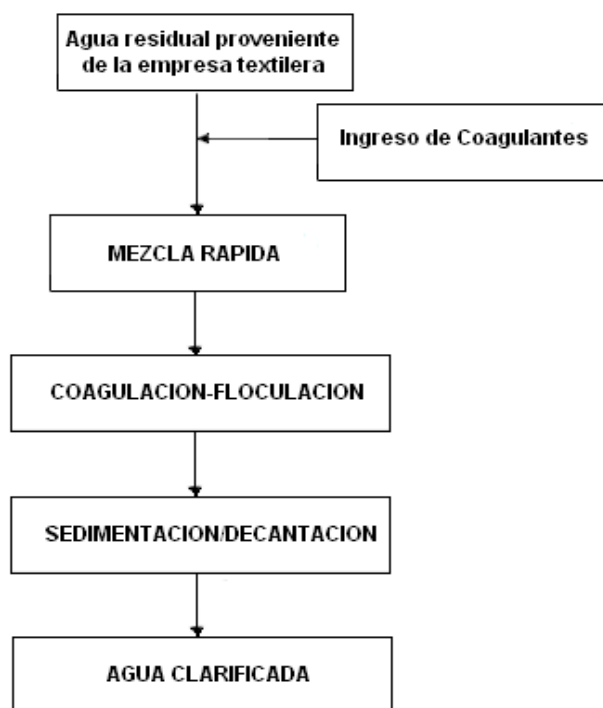


Figura 3: Sistema de Floculación

Fuente (Cárdenas 2000)

Como ya se ha mencionado en varias ocasiones, en muchos casos parte de la materia en suspensión puede estar formada por partículas de muy pequeño tamaño ($10^{-6} - 10^{-9}$ m), lo que conforma una suspensión coloidal. Estas suspensiones coloidales requieren tratamientos avanzados de aguas residuales industriales estables, en muchas ocasiones debido a interacciones eléctricas entre las partículas.

Por tanto tienen una velocidad de sedimentación extremadamente lenta, por lo que haría inviable un tratamiento mecánico clásico. Una forma de mejorar la eficacia de todos los sistemas de eliminación de materia en suspensión es la adición de ciertos reactivos químicos que, en primer lugar, desestabilicen la suspensión coloidal (coagulación) y a continuación favorezcan la floculación de las mismas para obtener partículas fácilmente sedimentables. Es una operación que se utiliza a menudo, tanto en el tratamiento de aguas residuales urbanas y potables como en industriales (industria de la alimentación, pasta de papel, textiles, etc.)

Los coagulantes suelen ser productos químicos que en solución aportan carga eléctrica contraria a la del coloide. Habitualmente se utilizan sales con cationes de alta relación carga/masa (Fe^{3+} , Al^{3+}) junto con polielectrolitos orgánicos, cuyo objetivo también debe ser favorecer la floculación: (Cárdenas 2000)

- **Sales de Fe³⁺:** Pueden ser Cl₃Fe o Fe₂(SO₄)₃, con eficacia semejante. Se pueden utilizar tanto en estado sólido como en disoluciones. La utilización de una u otra está en función del anión, si no se desea la presencia de cloruros o sulfatos.
- **Sales de Al³⁺:** Suele ser Al₂(SO₄)₃ o policloruro de aluminio. En el primer caso es más manejable en disolución, mientras que en el segundo presenta la ventaja de mayor porcentaje en peso de aluminio por kg dosificado.
- **Polielectrolitos:** Pueden ser polímeros naturales o sintéticos, no iónicos (poliacrilamidas) aniónicos (ácidos poliacrílicos) o catiónicos (polivinilaminas). Las cantidades a dosificar son mucho menores que para las sales, pero tanto la eficacia como el coste es mucho mayor.

Tabla 5: Poder coagulante relativo de distintos reactivos.

Coagulante	Coloides positivos	Coloides negativos
NaCl	1	1
Na ₂ SO ₄	30	1
Na ₃ PO ₄	1000	1
MgSO ₄	30	30
AlCl ₃	1	1000
Al ₂ (SO ₄) ₃	30	>1000
ClFe ₃	1	1000
Fe ₂ (SO ₄) ₃	30	>1000

Fuente: Cánepa de Vargas, Lidia (2000)

3.1.6. Floculación

Es un proceso químico mediante el cual, con la adición de sustancias denominadas floculantes, se aglutinan las sustancias coloidales presentes en el agua, facilitando de esta forma su decantación y posterior filtrado. Es un paso del proceso de potabilización de aguas de origen superficial y del tratamiento de aguas servidas domésticas, industriales y de la minería.

Los compuestos que pueden estar presentes en el agua pueden ser:

- Sólidos en suspensión.
- Partículas coloidales (menos de 1 micra), gobernadas por el movimiento browniano.
- Sustancias disueltas (menos que varios nanómetros).

El proceso de floculación es precedido por la coagulación, por eso se suele hablar de los procesos de coagulación-floculación. Estos facilitan la retirada de las sustancias en suspensión y de las partículas coloidales.

La floculación es la aglomeración de partículas desestabilizadas en microflóculos y después en los flóculos más grandes que tienden a depositarse en el fondo de los recipientes construidos para este fin, denominados sedimentadores.

Los factores que pueden promover la coagulación-floculación son el gradiente de la velocidad, el tiempo y el pH. El tiempo y el gradiente de velocidad son importantes al aumentar la probabilidad de que las partículas se unan y da más tiempo para que las partículas descendan, por efecto de la gravedad, y así se acumulen en el fondo. Por otra parte el pH es un factor prominente en la acción desestabilizadora de las sustancias coagulantes y floculantes.

La solución floculante más adecuada a la naturaleza de los materiales en suspensión con el fin de conseguir aguas decantadas limpias y la formación de lodos espesos se determina por pruebas, ya sea en laboratorio o en el campo.

(Aliaga 2010)

3.1.6.1. Factores que influyen en la Floculación

Cánepa (2000) muestra los principales factores:

- La naturaleza del agua;
- Las variaciones de caudal;
- La intensidad de agitación;
- El tiempo de floculación, y
- El número de compartimentos de la unidad

3.1.6.2. Tipo de Floculadores

Cárdenas (2000) clasificó los Floculadores en lentos y rápidos.

Cánepa (2000) los clasifica de la siguiente forma: De potencia, que a su vez se dividen en hidráulicos y mecánicos y contacto de sólidos, siendo el más conocido el de manto de lodos.

Cárdenas (2000) informa que los más utilizados son los de potencia, y en nuestro país son los hidráulicos, por el bajo consumo energético y la facilidad de mantenimiento, mientras que en países industrializados es muy común el uso de floculadores mecanizados (Ritcher 1992).

Los floculadores hidráulicos, son aquellos que aprovechan la energía del agua para realizar las operaciones de coagulación y floculación. Sin embargo, tienen la desventaja por poseer menor posibilidad de control (Irwin 2008).

3.1.7. Consideraciones cinéticas

3.1.7.1. Reacciones heterogéneas

Como es conocido, la cinética estudia los sistemas lejos del equilibrio y en la coordenada tiempo, por lo cual no sólo es útil en diseño sino también en la investigación de mecanismos de reacción. Si se conocen las etapas a través de las cuales se verifica una reacción, se tienen las condiciones para favorecerla o inhibirla.

En cinética, se distingue entre reacciones homogéneas y reacciones heterogéneas.

El primer término se refiere a las reacciones que suceden dentro de una sola fase, por ejemplo, entre moléculas de un gas o de una disolución. Una reacción se denomina heterogénea si hay más de una fase. Muchas reacciones que aparentemente son homogéneas, en realidad, son heterogéneas puesto que éstas ocurren en las paredes del reactor o en la superficie de alguna otra fase.

A continuación se realiza una breve descripción de los conceptos cinéticos para reacciones que transcurren en sistemas heterogéneos, puesto que la reacción de precipitación de plata ocurre de esta manera.

La reacción química ocurre en una interfase sólido – líquido y en términos generales puede ser representada por la ecuación (1.6).



Las etapas generales que conforman este sistema son:

1. Transporte de A a la superficie del sólido B.
2. Transporte de A a través de la capa de productos sólidos Q.
3. Adsorción de A en la interfase.
4. Reacción química en la interfase.
5. Desorción de los productos de reacción.
6. Transporte de productos fluidos de reacción a través de la capa Q de productos sólidos.
7. Transporte de productos fluidos de reacción a través de la película fluida.

Por lo general, la constante cinética para una de las etapas mencionadas es significativamente menor que para las otras y esta etapa será la que controle la cinética global, en tanto que las demás etapas estarán cerca del equilibrio.

Si las etapas propiamente químicas del proceso son rápidas (etapas 3,4 y 5), la velocidad de reacción depende esencialmente de la velocidad de transporte. En este caso se tiene un control por transporte y por tanto las variables hidrodinámicas, como velocidad del fluido, viscosidad, etc; afectan a la velocidad de reacción. Por otro lado, si la velocidad de las etapas químicas es lenta comparada con la velocidad de transporte se tiene un control químico. En este caso, las variables hidrodinámicas no afectan a la velocidad de reacción, siendo en tal caso muy sensible a la temperatura. (Giraldo 1997).

3.1.7.2. Velocidad de reacción en sistemas heterogéneos

La velocidad de una reacción en sistemas heterogéneos en forma general puede representarse por la ecuación (1.7).

Cantidad de sustancia transformada

$$\text{Velocidad de reacción: } \text{-----} \quad (5)$$

Tiempo de observación

De esta manera, la velocidad de reacción respecto a la ecuación general (5) puede ser descrita como la ecuación (6) y (7).

$$\text{Velocidad de reacción de A} = \frac{1}{S} \left[\frac{dN_A}{dt} \right] \quad (6)$$

$$\text{Velocidad de reacción de B} = \frac{1}{S} \left[\frac{dN_B}{dt} \right] = -b \frac{1}{S} \left[\frac{dN_A}{dt} \right] \quad (7)$$

En donde:

S = Área de la superficie del sólido.

NA = Numero de moles de A.

NB = Numero de moles de B.

t = Tiempo.

b = Coeficiente estequiométrico.

Las unidades más usuales de la velocidad de reacción son: mol/cm² · min, mol/cm² s, etc., aunque la unidad del SI es mol/ m² s.

Una ecuación cinética experimental es una expresión cuantitativa de las dependencias observadas. Al menos, en ciertos intervalos de condiciones, estas expresiones toman una forma general como la representada a temperatura constante, como en la ecuación (8).

$$V = -\frac{1}{S} \left[\frac{dN_A}{dt} \right] = k_{exp} \pi c^{ni} \quad (8)$$

En donde:

k_{exp} = Constante experimental de velocidad

Πc = Producto de las concentraciones de los reactantes fluidos

n_i = Órdenes de reacción

En cinética heterogénea una constante experimental de velocidad puede ser:

1. Una constante química, y por ello cuantificará el efecto de la naturaleza de las sustancias así como la naturaleza de la interfase.
2. Una constante de transporte, y en este caso cuantifica el régimen de transporte y depende por tanto de las variables hidrodinámicas.

En cualquier caso, la constante de velocidad suele estar afectada por factores como:

Temperatura, área superficial y concentración.

3.1.7.3. Efecto de la temperatura

La forma más práctica de evaluar el efecto de la temperatura es a través del cálculo de la energía de activación del sistema de reacción. Las constantes de velocidad aumentan al incrementarse la temperatura. El químico sueco Svante Arrhenius encontró que dicho aumento podía describirse de acuerdo a la ecuación (9).

$$k = k_o \exp \left[-\frac{E_a}{RT} \right] \quad (9)$$

Donde:

k_o = Es el factor de frecuencia

E_a = Es la energía de activación de la reacción

R = Constante de los gases

T = Temperatura.

En forma logarítmica la ecuación (10), resulta:

$$\ln k = \ln k_o - \left[\frac{E_a}{R} \right] \frac{1}{T} \quad (10)$$

La representación gráfica de los valores de $\ln k$ frente $1/T$ da una línea recta de pendiente negativa cuyo valor es $(-E_a/R)$. Esto permite determinar la energía de activación del proceso si se conocen previamente las constantes de velocidad a diferentes temperaturas.

En procesos controlados por la reacción química (50, 61, 64), la energía de activación es superior a 40 kJ/mol (> 10 kcal/mol). Por otra parte, en procesos controlados por transporte se obtienen valores inferiores a 20 kJ/mol (< 5 kcal/mol). Regímenes de control mixto presentan energías de activación entre 20 y 40 kJ/mol. (Giraldo 1997).

3.1.7.4. Efecto del área superficial

El área de la interfase, en igualdad de otros factores, afecta proporcionalmente a la velocidad de reacción ya que un aumento de dicha área conlleva a un aumento proporcional del número de puntos activos. Por ello, en las reacciones que intervienen sólidos, una disminución del tamaño de partícula aumenta la velocidad de reacción.

Asimismo, la geometría de la interfase es también muy importante en tales reacciones, ya que condicionará la evolución del área durante la reacción. A igualdad de otros factores, las partículas con geometría laminar reaccionarán rápidamente en contraste con las formas isométricas. (Giraldo 1997).

3.1.7.5. Efecto de la concentración

El efecto de la concentración en las reacciones heterogéneas se ve acentuado en condiciones extremas; es decir, a concentraciones muy bajas, se tiene una difusión lenta y se dice que el proceso está controlado por la difusión. En el otro extremo, a concentraciones muy elevadas, la difusión se verifica más rápidamente y la reacción química será la etapa controlante del proceso.

3.1.7.6. Conversión X

Como es conocido, existen una serie de expresiones de velocidad para diferentes tipos de control. Estas expresiones resultan conceptuales, pero no informan directamente de cómo evolucionará la reacción en una partícula sólida en función de las variables cinéticas.

La variable más útil para describir la evolución de una reacción es la conversión, X, que es un número adimensional y que se identifica con la fracción de sustancia reaccionada, de acuerdo a la ecuación (11).

$$X = \frac{\text{masa reaccionada}}{\text{masa inicial}} = \frac{\text{volumen reaccionado}}{\text{volumen inicial}} \quad (11)$$

De esta manera la conversión es cero a tiempo cero y es la unidad para un tiempo (τ), al cual ha tenido lugar la reacción completa del sólido.

Un modelo cinético es en realidad una hipótesis de cómo funcionará una reacción, lo cual permite una formulación matemática basada en dicha hipótesis.

En los sistemas sólidos – fluido, en general, el modelo cinético se describe por una ecuación simple, basada en la conversión, como la expresada en la ecuación (12) (Giraldo 1997).

$$X = f(\text{variables cinéticas}) \quad (12)$$

La representación matemática de cada modelo difiere respecto a otro. Las condiciones que en la práctica debe cumplir un modelo son que sea una representación próxima a la realidad y que pueda ser utilizado sin excesiva complicación.

Resulta inútil seleccionar un modelo muy próximo a la realidad pero que sea tan complejo que resulte inaplicable.

3.1.8. Residuos sólidos

Material que no representa una utilidad o un valor económico para el dueño, el dueño se convierte por ende en generador de residuos. Desde el punto de vista legislativo lo más complicado respecto a la gestión de residuos, es que se trata intrínsecamente de un término subjetivo, que depende del punto de vista de los actores involucrados (esencialmente generador y fiscalizador).

Son los restos de las actividades humanas, considerados por sus generadores como inútiles, indeseables o desechables. Se presentan en estado sólido, semisólido o semilíquido (es decir, con un contenido líquido insuficiente para que este material pueda fluir libremente). Tchobanoglous 1997.

Tabla 6: Composición de los Residuos Sólidos

Orgánicos	Inorgánicos
Residuos de Comida	Vidrio
Papel	Latas de hojalata
Cartón	Aluminio
Plásticos	Otros Metales
Textiles	Suciedad, cenizas, etc
Jebes	
Cuero	
Residuos de jardín	
Madera	
Orgánicos misceláneos	

Fuente: Tchobanoglous, George (1997)

3.1.9. Composición de los residuos sólidos

Usualmente los valores de composición de residuos sólidos se describen en términos de porcentaje en masa, también en base húmeda y contenidos como materia orgánica, papales y cartones, plásticos, textiles, vidrios, metales, etc.

La utilidad de conocer la composición de residuos sirve para una serie de fines, entre los que se pueden destacar estudios, reciclaje, factibilidad de tratamiento, investigación, tratamiento de lixiviados y gases, identificación de residuos, estudio de políticas de gestión y manejo y se clasifican en:

3.1.10. Propiedades físicas de los RSU

➤ Contenido de Humedad

Para el cálculo del contenido de humedad de los residuos sólidos, se ha utilizado el método peso-húmedo y la ecuación (2.1):

$$M = \frac{w-d}{w} \times 100 \quad (13)$$

Donde:

M = Contenido de humedad en porcentaje

w = Peso inicial de la muestra

d = Peso de la muestra después de secarse

Los contenidos de humedad de los residuos sólidos emplazados en el vertedero dan origen a la generación de lixiviados, los que se ven incrementados en época de avenidas; dichos lixiviados al no ser tratados producen contaminación en los cuerpos de agua subterráneos y superficiales, y en los suelos.

➤ **Volumen**

El volumen total de los residuos sólidos que genera la ciudad de Puno, permitirá el diseño adecuado del tratamiento de los lixiviados.

➤ **Peso Específico**

El peso específico de los sólidos rellenados depende de su constitución y humedad, este valor se debe medir para tener un valor más real. Se deben distinguir valores en distintas etapas del manejo. Este parámetro y teniendo en cuenta el peso total de los residuos sólidos y el volumen calculado, estaremos en condiciones de calcular el peso específico de los residuos sólidos.

3.1.11. Propiedades químicas

• **Composición Química**

La composición química de los residuos sólidos es importante para conocer la cantidad de lixiviados que se producen en el vertedero de la ciudad de Puno y sus cálculos se efectúan con las siguientes formulas:

Formulas químicas empíricas del total de residuos sólidos generados

✓ **Formulas químicas sin azufre:**

Sin Agua $C_{49}H_{79}O_{21}N$

Con Agua $C_{49}H_{185}O_{75}N$

✓ **Formula química con azufre**

Sin agua $C_{586}H_{934}O_{248}N_{12}S$

Con agua $C_{586}H_{2194}O_{885}N_{12}S$

Formulas químicas empíricas de la fracción orgánica

✓ Formulas químicas sin azufre:

Sin agua $C_{20}H_{31}O_{10}N$

Con agua $C_{20}H_{78}O_{34}N$

✓ Formula química con azufre

Sin agua $C_{291}H_{445}O_{143}N_{0.7}S_{14}$

Con agua $C_{291}H_{1124}O_{486}N_{0.7}S_{14}$

3.1.12. Contenido Energético

El contenido energético de los componentes de los residuos sólidos, se puede determinar utilizando una caldera de escala real como calorímetro, una bomba calorimétrica de laboratorio o por cálculo si se conoce la composición elemental.

Para determinar el contenido energético de los residuos de la ciudad de Puno, se utilizará el método de cálculo según:

$$CE = \frac{\frac{\text{total de energía Kcal}}{\text{Kg}}}{\text{Total peso seco}} \quad (14)$$

3.1.13. Propiedades biológicas

• Producción de olores

Por la escasa cobertura y frecuencia de recolección en hogares, puntos de acopio con y sin contenedor el almacenamiento se realiza por periodos de tiempo que en promedio son de 7 días, dando lugar a la generación de olores que es producto de la descomposición anaeróbica de los componentes fácilmente descomponibles.

• Producción de lodos negros

Ubicados principalmente en el vertedero, se debe principalmente a la presencia de sulfuros metálicos. La formación de estos compuestos disminuye la producción de olores

y se originan cuando el ión sulfuro se combina con sales metálicas como el hierro y otros provenientes de las latas de hojalata, aluminio, plomo, etc.

Estos lodos son transportados por los lixiviados hacia el fondo del vertedero para ser evacuados por el sistema de drenaje; el fondo del vertedero al no contar con la impermeabilización adecuada y el sistema de drenaje no cuenta con una poza de tratamiento de lixiviados, estos contaminan directamente los cuerpos de agua y los suelos de forma constante y progresiva.

3.1.14. Mecanismos de coagulación predominantes

3.1.14.1. Precipitación (coagulación-floculación) de metales pesados

Irwin Thomas. (2008); estableció criterios que conducen a conocer mejor el proceso de precipitación de metales la estudiada precipitación ocurre con la adición de agentes químicos similares a los que se utilizaron para el proceso de neutralización. Los metales precipitaron en forma de hidróxidos, sales básicas insolubles y en algunos casos como sales insolubles tales como carbonatos, sulfuros, fosfatos ó cromatos, dependiendo de la concentración del ion presente.

Si bien el proceso de precipitación de metales es antiguo (Fischer y Peters, 1997); es recién en las dos últimas décadas que está siendo objeto de estudio en cuanto a sus fundamentos físico-químicos. Ha recibido especial atención, la precipitación de metales a partir de soluciones diluidas dentro del campo de tratamiento físico-químico de aguas y afluentes.

Las reglas más importantes de la precipitación pueden estar resumidas como siguen:

Elegir el valor correcto del pH de precipitación. En caso de soluciones diluidas que contienen un solo metal o un metal como mayoritario, debe aplicarse la neutralización al valor del pH de precipitación del mismo o por encima de dicho valor.

Se debe elegir el adecuado agente de precipitación. Con NaOH, algunos metales divalentes anfóteros a pHs más altos.

En presencia de varios metales disueltos se alcanzan solubilidades menores del producto a ser precipitado, la presencia de metales de fácil precipitación favorecen a aquellos de difícil precipitación.

Al incrementar la concentración del agente de precipitación se disminuye la solubilidad del producto precipitado.

La revisión del valor del pH después de la precipitación debe ser tomada en cuenta; caso contrario, se corre el riesgo de que los hidróxidos metálicos fuertes vuelvan a solución; este efecto puede ser compensado cuando el valor del pH es ajustado a un valor por encima del calculado. En presencia de agentes que se oxidan durante el proceso de la neutralización, éstos deben ser oxidados durante la neutralización.

3.1.14.2. Método de eliminación mediante Procesos anaerobios

Las tecnologías clásicas para la remoción de materia orgánica, que como en el caso de los lixiviados es predominantemente materia orgánica disuelta, son los procesos biológicos de tratamiento. Para el caso de un lixiviado joven, en especial lixiviados de rellenos con altos contenidos de MOFBD, los consecuentemente altos contenidos de materia orgánica parecieran idealmente apropiados para la aplicación de los procesos anaerobios de tratamiento. De hecho existen numerosos reportes de trabajo de todo tipo de tecnologías anaerobias, desde las más simples lagunas anaerobias, hasta complicados sistemas de lecho fluidizado, pasando por filtros anaerobios y reactores UASB. En términos de las reducciones de DBO se reportan muy altas eficiencias a cargas razonables. Usualmente se usan para llegar a niveles de tratamiento secundario, pero cuando se requieren eficiencias superiores se utilizan como pretratamiento, precediendo a sistemas aerobios como los lodos activados.

Las principales ventajas que tienen los procesos anaerobios en este contexto son la mayor simplicidad en el sistema de tratamiento y la menor producción de lodos.

Esto se refleja en menores costos de inversión de capital y de operación y mantenimiento, y en menores requisitos técnicos en el personal que opera el sistema.

Sin embargo, existen varias precauciones que hay que tener en cuenta al aplicar este tipo de procesos. Los altos contenidos de amoníaco y de minerales disueltos pueden generar problemas de toxicidad para los microorganismos.

Esto implicaría una remoción previa del amoníaco en caso de que este fuera el problema, o la aplicación de cargas de trabajo reducidas debido a las limitaciones en la actividad microbiana por motivo de la toxicidad.

3.1.14.3. Método de eliminación mediante Procesos Aerobios

Los procesos aerobios al igual que los anaerobios han sido ampliamente estudiados para el tratamiento de los lixiviados de rellenos sanitarios. Existe experiencia con una gran variedad de tipos de sistemas, desde las tradicionales lagunas aireadas, hasta sofisticados sistemas que acoplan reactores biológicos con procesos de ultrafiltración con membranas. Su rango de aplicación es conocido al igual que los problemas y limitaciones que pueden surgir en su aplicación. Se utilizan cuando se requiere obtener una baja concentración de DBO en los efluentes. Vale la pena aclarar que como usualmente las concentraciones de DBO en los lixiviados son muy altas es relativamente fácil tener remociones porcentuales superiores al 90% en este parámetro. Sin embargo la DBO remanente puede ser todavía alta. Los costos de inversión y de operación y mantenimiento son significativamente superiores a los de los procesos anaerobios cuando los lixiviados son concentrados, como es el caso de un lixiviado joven, por lo que se logran mejores relaciones beneficio / costo cuando se utilizan para tratar lixiviados con concentraciones medias o bajas de DBO. Por esta razón, y dependiendo de las exigencias del vertimiento, se usan preferencialmente como pos tratamiento a los sistemas anaerobios, o para lixiviados viejos con bajos niveles de DBO.

3.1.14.4. Método de eliminación mediante Sistemas Naturales

Los sistemas naturales, lagunas y humedales artificiales, también se han propuesto como alternativas para el tratamiento de lixiviados. Tienen la ventaja de la simplicidad en su operación, y la posibilidad de lograr diferentes niveles de tratamiento, desde un pretratamiento, hasta un tratamiento terciario en caso de necesitarse.

La combinación de las lagunas y los humedales puede manejar adecuadamente muchos de los problemas que en otras tecnologías aparecen como son la acumulación de precipitados, la formación de espumas, la toxicidad a los microorganismos, y las variaciones en cargas hidráulicas y orgánicas. Esto se logra al tener tiempos de retención hidráulica muy altos y volúmenes de procesos igualmente grandes, que permiten acomodar variaciones en caudal, acumulaciones de precipitados, junto con una baja producción de gases y por lo tanto de espumas. Desde el punto de vista de costos en valor presente, la tecnología ha probado ser muy competitiva al compararse con otras alternativas. Es importante mencionar que los análisis financieros deben tener en cuenta el valor presente de los costos de capital y de operación y mantenimiento de los sistemas.

De otra forma se puede llegar a conclusiones erradas con respecto al costo real por volumen de lixiviado tratado en un relleno sanitario. Si bien es cierto que los costos de capital pueden llegar a ser similares en sitios donde el costo del terreno es alto, los bajos costos de operación y mantenimiento son una de las principales razones de los bajos costos en valor presente. En aplicaciones en donde el costo de la tierra no es muy alto, o donde las zonas de amortiguamiento del relleno sanitario se pueden usar en el proceso, la tecnología presenta costos de inversión inicial substancialmente menores que otras alternativas.

3.1.14.5. Método de eliminación mediante Evaporación

La utilización de la evaporación como sistema de tratamiento de lixiviados es una aplicación nueva, al igual que los humedales. En ella se utiliza la energía que se tiene en el biogás del relleno sanitario en evaporar el lixiviado por calentamiento. Existen varios tipos de tecnologías ya desarrolladas para lograr el objetivo. Las tecnologías existentes permiten lograr el control del total de emisiones de lixiviados del relleno sanitario, quedando un lodo que se dispone nuevamente en el relleno.

La experiencia y los cálculos de producciones de gas y lixiviados en los rellenos sanitarios indican que se tiene gas en exceso para suplir las necesidades energéticas de evaporación del lixiviado. Dependiendo del tipo de lixiviado en algunos casos existe la necesidad de hacer un post-quemado de la mezcla gas-vapor de agua que sale del evaporador para lograr la destrucción de emisiones de COVs que se arrastran durante el proceso de evaporación, de tal manera que la cantidad requerida de biogás se aumenta con respecto a los cálculos termodinámicos normales. Sin embargo, una vez quemados los COVs las emisiones del proceso se limitan a vapor de agua y a un lodo espesado.

3.1.14.6. Método de eliminación mediante Sistemas de Membranas

La tecnología del tratamiento de aguas utilizando membranas es una tecnología de rápido desarrollo en la última década. Con mayor frecuencia se observan más aplicaciones de las membranas en el tratamiento de todo tipo de efluentes, incluyendo obviamente los lixiviados de rellenos sanitarios. Se encuentra en la literatura aplicaciones de la microfiltración, la ultrafiltración, la nanofiltración, la ósmosis inversa, la ósmosis directa e inclusive la pervaporación al tratamiento de los lixiviados, bien sea de manera directa, o acoplada a otro tipo de proceso de tratamiento. Por ejemplo, se observa que tanto la

microfiltración como la ultrafiltración se han acoplado a procesos biológicos de tratamiento aerobio, en reemplazo de los sedimentadores, tanto para la remoción de DBO, como para la nitrificación del amoníaco.

Igualmente se encuentran reportes de la aplicación en serie de procesos de ósmosis inversa con procesos de precipitación-cristalización y nanofiltración para la remoción de sustancias precipitables de lixiviados con alto contenido de sólidos disueltos inorgánicos. De la misma manera se tienen reportes de la aplicación directa de la ósmosis inversa, y la ósmosis directa en el tratamiento de lixiviados. A continuación se hará una breve reseña de estos procesos.

Como se puede observar, el tratamiento de los lixiviados de los rellenos sanitarios es un problema difícil de atacar, tal vez, sin exageración, uno de los problemas más desafiantes en la ingeniería del tratamiento de las aguas residuales. Esta apreciación quizás ayuda a explicar la gran cantidad de tecnologías y de investigación que se ha realizado, y aún se realiza, alrededor del tema.

En general puede decirse que todavía hay mucho campo para la innovación. Tal vez la solución final y racional consista en no producir los lixiviados, o al menos en producir lixiviados de características mucho menos contaminantes. Sin embargo esta solución se podrá dar cuando se mire de una manera global el flujo de materiales en la sociedad y se internalizen los costos ambientales en todo el ciclo de los materiales, desde su producción, transformación, distribución, uso y descarte.

3.2. HIPOTESIS

3.2.1. Hipótesis General

Aplicando el método de coagulación-Floculación se demuestra que es una tecnología útil para el tratamiento de lixiviados proveniente del botadero de residuos sólidos urbanos de la ciudad de Puno ubicado en el área Suroeste del cerro Cancharani – PUNO, evitando la contaminación del medio ambiente.

3.2.2. Hipótesis específica

- Conociendo las características de los residuos sólidos urbanos como la materia orgánica, DQO y turbidez provenientes del botadero ubicado en el área Sur Oeste del cerro Cancharani de la ciudad de Puno se caracteriza los lixiviados.
- Conociendo los parámetros óptimos de pH, velocidad y tiempo de retención se define la tecnología propuesta.
- Para el tratamiento de lixiviados de residuos sólidos por el proceso de coagulación y floculación, se determina la cinética y modelo matemático.

IV. MATERIALES Y METODOS

4.1. GENERALIDADES

En este capítulo se describen las técnicas, instalaciones y procedimientos experimentales empleados durante la realización de esta tesis, desde la cinética y caracterización de los residuos sólidos urbanos de la fracción orgánica y los lixiviados.

Se empleó como materia prima inicial los residuos sólidos del botadero de la ciudad de Puno, las muestras fueron recolectadas de manera que se obtenga una muestra representativa de los lixiviados.

Los factores que influyen en el proceso de coagulación son:

a) pH

El pH es un factor crítico en el proceso de coagulación. Siempre hay un intervalo de pH en el que un coagulante específico trabaja mejor, que coincide con el mínimo de solubilidad de los iones metálicos del coagulante utilizado.

b) Agitación rápida de la mezcla (velocidad de agitación)

Para que la coagulación sea óptima, es necesario que la neutralización de los coloides sea total antes de que comience a formarse el floculo o precipitado.

c) Tipo y cantidad de coagulante.

Los coagulantes principalmente utilizados, son las sales de aluminio.

En este apartado se presenta el método experimental para la realización de los experimentos correspondientes al tratamiento del lixiviado con agentes químicos por el proceso de coagulación. (Restrepo Osorno, 2009).

d) Tiempo de mezcla

El tiempo es importante al aumentar la probabilidad de que las partículas se unan para que las partículas descendan, por efecto de la gravedad, y así se acumulen en el fondo.

4.2. AMBITO DEL ESTUDIO

El presente trabajo de investigación se ejecutó en el Laboratorio de Control de Calidad de Aguas de la Facultad de Ingeniería Química de la UNA – Puno. Que está a 3814 m.s.n.m. y la temperatura ambiental aproximada está en 13 a 15 °C respectivamente.

- Las muestras se tomaron del botadero de residuos sólidos urbanos ubicado en el área Sur Oeste del cerro Cancharani - PUNO.
- Los análisis del lixiviado del botadero se han llevado a cabo en los laboratorios de Ensayo y Control de Calidad de la Facultad de Ciencias Farmacéuticas, Bioquímicas y Biotecnológicas de la Universidad Católica de Santa María, de la Ciudad de Arequipa.
- La parte experimental de coagulación y floculación se realizaron en el laboratorio de Control y Calidad de Aguas de la Facultad de Ingeniería Química – UNA - Puno.

Ubicación:

Provincia : Puno

Departamento : Puno

Dirección : Av. Sesquicentenario N° 1150 – Puno

4.3. MATERIALES, EQUIPOS Y REACTIVOS

Todas las disoluciones se prepararon con agua destilada obtenida en el equipo de destilación del laboratorio de la Facultad de Ingeniería Química, del Laboratorio de Análisis y Control de Calidad de Agua

4.3.1. Materiales

- 4 Vasos de precipitado de 300 ml
- 2 vasos de precipitado de 5 ml
- 2 Matraz de Erlenmeyer de 250 ml
- 1 Matraz de Erlenmeyer de 500 ml
- 2 Matraz de Erlenmeyer de 20 ml

- 1 Pipeta de 5 ml
- 1 Probeta de 10 ml
- 1 Probeta de 50 ml
- 1 Cronómetro
- 2 Embudos de pírrex
- 1 Espátula

4.3.2 Equipos

- Termómetro digital Marca FISHER SCIENCE EDUCATION
- pH metro Marca FISHER SCIENCE EDUCATION
- Equipo de Jar test Modelo YFL4C (20-300 RPM)
- Balanza analítica Marca METTLER TOLEDO AB204 Max. 210g Min. 10 mg
- Agitador magnético Marca CAT M6.1 (0-1600) rpm
- Equipos de filtración, papel Filtro de 0,45 μ m

4.3.3. Reactivos

- Sulfato de aluminio Tipo B Ultri3n 8157 al 98%
- Hidróxido de calcio Marca Dentaflux al 90 %

4.4. MÉTODO EXPERIMENTAL

4.4.1. Materia Prima

La materia prima se considera en el presente trabajo al lixiviado procedente del botadero de residuos sólidos urbanos de la ciudad de Puno, ubicado en el área Sur Oeste del cerro Cancharani – Puno, donde se han tomado muestras de cinco puntos distintos.

4.4.2. Recolección de Muestra

Las muestras de Lixiviado bruto se tomaron directamente del botadero de residuos sólidos urbanos, entre los meses de enero del 2017 y abril del 2017. Se empleó recipientes de plástico de 500 ml, totalmente limpios, para el transporte al laboratorio y el almacenamiento de los lixiviados se conservó en una cámara fría a temperatura ambiente.

Para que la muestra sea representativa, se optó por sitios con un flujo constante; el sitio de muestreo se seleccionó de acuerdo con los problemas planteados y los objetivos a cumplir.

Tabla 7: Toma de muestras del Lixiviado de R.S.U. – Cancharani

N° de muestra	Tiempo (horas)	Cantidad de muestra (ml)
1	9:00	500
2	9:30	500
3	10:00	500
4	10.30	500
5	11:00	500
6	11:30	500
7	12.00	500
8	12.30	500

Fuente: Elaboración propia

4.4.3. Caracterización de los lixiviados del botadero

Los lixiviados empleados en este trabajo proceden del botadero de residuos sólidos urbanos “Cancharani” de la Ciudad de Puno, el botadero posee un área superficial de, aproximadamente, 4 000 m², siendo su volumen total de 43 000 m³. La generación media de residuos por habitante y día en la ciudad de Puno se situó en los 0,721 kg en el año 2016; recibándose diariamente en el botadero unas 76,82 toneladas de RSU. (Estudios Municipalidad Provincial de Puno).

La composición de los residuos sólidos que genera la ciudad de Puno, contienen un 40.69 % de humedad, humedad que da origen a un efluente. Por otra parte, la descomposición anaeróbica actúa rápidamente produciendo cambios en la materia orgánica, parte de la cual primero es convertida en líquido y luego de este a gas, es en este momento que cualquier agua proveniente de infiltración o precipitación lixiviara los residuos arrastrando consigo sólidos en suspensión y compuestos orgánicos en solución, esta mezcla heterogénea de un elevado potencial contaminante es lo que se denomina lixiviados o líquidos percolados, la tabla 8, muestra los principales contaminantes que genera el vertedero.

La preparación de las muestras para su análisis, antes del proceso de coagulación-floculación y posteriormente las muestras de la parte experimental, se desarrollaron en el

Laboratorio de Control de Calidad de Aguas de la Facultad de Ingeniería Química de la UNA – Puno.

Tabla 8: Caracterización físico-química de los lixiviados de los R.S.U.

Componente	Resultado
Fierro	50 (mg/L)
Sulfatos	100 (mg/L)
Nitratos	5 (mg/L)
amoniaco	0,35 (mg/L)
DQO	3000 (mg/L)
Materia orgánica	80,2 (mg/L)
pH	5 – 8.5
Temperatura	13,5 °C

Fuente: Informe de ensayo- Universidad Católica de Santa María

El lixiviado se caracteriza principalmente por su baja biodegradabilidad (expresada como la relación (DBO_5/DQO) y su intenso color marrón-negro. También destaca su concentración en amoniaco y en sulfatos.

Se llevó a cabo el tratamiento de lixiviados del botadero de RSU a escala de laboratorio

4.5. MÉTODOS

Los lixiviados empleados en este trabajo proceden del botadero municipal de residuos sólidos urbanos (RSU) de la ciudad de Puno, ubicado en el área Sur Oeste del cerro Cancharani, botadero municipal de residuos sólidos que genera la ciudad de Puno a una altitud de 4 000 m.s.n.m., a una distancia de 8 km. de la ciudad.

La generación media de residuos por habitante y día en Puno se situó en los 0,721 kg en el año 2016; recibiendo diariamente en el vertedero unas 76,82 toneladas de RSU. (Estudios Municipalidad Provincial de Puno) ver anexos.

El equipo que se empleó para realizar el tratamiento de coagulación-floculación es un Jar test. Este dispositivo consiste en una serie de 4 agitadores de varilla múltiples que giran a la misma velocidad. Las palas agitadoras están diseñadas para apilar los sedimentos en el centro del fondo de los vasos, pudiéndose subir y bajar, sin parar el motor. Dispone de pantalla de iluminación detrás de los vasos.

Los coagulantes utilizados para el tratamiento de coagulación-floculación son: sulfato de aluminio $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$; combinado con hidróxido de calcio $\text{Ca}(\text{OH})_2$.



Figura 4: Equipo de Jar test-Facultad de Ingeniería química

4.6. DESARROLLO EXPERIMENTAL

En este apartado se presenta las técnicas, instalaciones y procedimientos experimentales empleados durante la realización de esta tesis, correspondiente al tratamiento de las aguas residuales mediante agentes químicos por el proceso de coagulación-floculación. (Restrepo Osorno, 2009).

Los experimentos de coagulación mediante $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ han sido llevados a cabo mediante las siguientes unidades:

- Sistema o prueba de jarras (Jar – test).
- Sistema de sedimentación o decantación.

A continuación se describen cada una de las partes de las que consta dicha instalación experimental.

4.7. ETAPAS DEL PROCESO EXPERIMENTAL

El procedimiento experimental de coagulación-floculación consta de las siguientes fases:

- Preparación de la muestra: en un vaso de 500 mL se vierten 200 mL de la muestra a tratar. A continuación, se añade la dosis correspondiente de coagulante y se eleva el

pH hasta el valor seleccionado mediante la adición de hidróxido de calcio, en forma de lechada de cal.

- Coagulación: se coloca el vaso en uno de los brazos del Jar-test y se agita a una velocidad de 200 rpm durante 3 minutos.
- Floculación: se modifica la velocidad de agitación entre 25-35 rpm y se mantiene en agitación durante 20 minutos.
- Sedimentación: se deja reposar el contenido del vaso durante 30 minutos en un embudo de decantación.

4.7.1. Prueba de jarras (Jar – Test)

Este método determina las condiciones de operación óptimas generalmente para el tratamiento de aguas, permite ajustar el pH, hacer variaciones en las dosis de las diferentes sustancias químicas que se añaden a las muestras, alternar velocidades de mezclado y recrear a pequeña escala lo que se podría ver en un equipo de tamaño industrial. Una prueba de jarras puede simular los procesos de coagulación o floculación que promueven la recuperación de metales suspendidos.

Es el método más utilizado para la determinación del coagulante óptimo y su dosis, además de otros parámetros como velocidad de agitación, tiempo de mezcla, temperatura y pH. Consiste en una serie de recipientes a los que se adicionan distintas dosis de coagulantes. Una serie de agitadores se introducen simultáneamente en dicha serie de recipientes, produciendo una agitación fuerte, que genera una mezcla íntima, se ha utilizado un vaso de precipitado, con equipo de agitación y control de la velocidad (figura 5), que consiste sencillamente en un agitador de velocidad graduable entre 0–300 rpm, con un motor que garantizó la igualdad en las condiciones de agitación. El agitador actúa sobre un vaso de precipitado transparente, de forma alta, de 500 ml de capacidad, de modo que al vaso se pueda aplicar diferentes tratamientos y compararlos bajo las mismas condiciones de agitación (figura 6).

La precipitación alcalina es el método utilizado en esta tesis gracias a las características y las ventajas que presenta sobre otros métodos (capítulo de marco teórico). Los compuestos químicos que se utilizan como agentes coagulantes fue el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ y, como precipitante el hidróxido de calcio $\text{Ca}(\text{OH})_2$. (Tapia 2002).



Figura 5: Instalación experimental para el ensayo de coagulación

El objetivo de este trabajo de investigación es la remoción de hierro de los lixiviados presente en los residuos sólidos del botadero de la ciudad de Puno, mediante agentes químicos, la eficacia del tratamiento será determinada por el método de coagulación y floculación.

Las suspensiones coloidales suelen estar cargadas negativamente por lo que se usa un coagulante que aporte cargas positivas, como es el sulfato de aluminio.

Se realizaron como promedio 8 muestras, utilizándose para el proceso vasos de precipitados de 500 cm³ de capacidad cada uno.

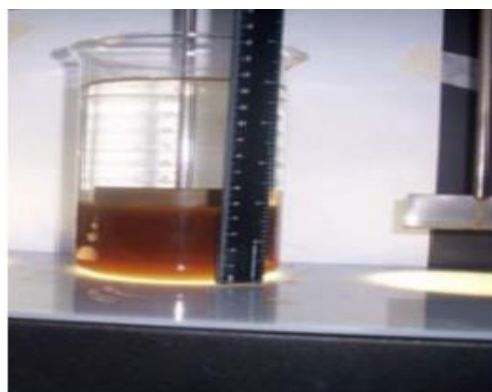


Figura 6: Muestra de sedimentación

Mediante diferentes ensayos en el equipo se determinaron los parámetros de diseño del proceso de coagulación-floculación.

4.7.2. Coagulación-floculación

La principal aplicación de este proceso es la eliminación de metales pesados y sólidos en suspensión mediante la formación de los correspondientes hidróxidos, que son

posteriormente separados en un decantador.

Este proceso tiene tres etapas:

1. Ajuste del pH, para provocar un desplazamiento del equilibrio químico que no favorezca la solubilidad. El pH óptimo para la precipitación de lixiviado está comprendida entre 8.5 y 12, obteniendo buenos rendimientos de eliminación de estos metales con concentraciones inferiores a 1 mg/L en el efluente tratado.
2. Coagulación, mediante la cual los elementos precipitados se unen formando coágulos, que favorecen su decantación, para lo cual se utiliza el sulfato de aluminio.
3. Adición de un agente precipitante, siendo el más eficaz el hidróxido de calcio.

La precipitación alcalina es el método utilizado en esta tesis gracias a las características y las ventajas que presenta sobre otros métodos.

Para esta prueba se seleccionaron las siguientes sustancias:

- a) Polielectrolito (sulfato de aluminio) como coagulante
- b) Flocculante hidróxido de calcio $\text{Ca}(\text{OH})_2$

Se realizaron los experimentos de precipitación en las condiciones óptimas que se indican en la tabla siguiente:

Tabla 9: Condiciones de operación en los experimentos de coagulación-floculación

COAGULACION	FLOCULANTE
30-100 mg/L $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ (10 %)	20 mg/L de $\text{Ca}(\text{OH})_2$
Velocidad de agitación: 20-100 pm	Velocidad de agitación: 25 rpm
Tiempo:3 min	Tiempo:15 min

Fuente: Elaboración propia

El procedimiento que se siguió fue el siguiente:

1. Se prepararon ocho muestras de 200 ml de muestra de lixiviado en un vaso de precipitados con agitación
2. Se adicionó a la muestra el polielectrolito o coagulante (sulfato de aluminio) de mililitro en mililitro hasta que se observó una buena formación de cuábulos (se añadió diferentes dosis del mismo de forma que las concentraciones sean 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90 y 100 ppm).(mg/L)

Tabla 10: Tratamiento de adición de coagulante

Nº de Pruebas	Al ₂ (SO ₄) ₃ (mg/L)	pH
1	30	8
2	40	8
3	50	8
4	60	8
5	70	8
6	80	8
7	90	8
8	100	8

Fuente: Elaboración propia

3. Se registró esa concentración de la sustancia utilizada y se midió el pH.
4. Luego en cada uno de los vasos de precipitados del equipo de prueba de jarras, se adicionó hidróxido de calcio 1 M como floculante, ajustando el pH de cada muestra a un pH distinto (3.5, 5, 6, 7.2, 8.3, 9, 10,11).
5. Se mezcló rápidamente a 25-35 rpm durante 12 minutos, se registró el tiempo en el que se formaron los flóculos.
7. Se dejó sedimentar por 30 minutos y se registró el pH al cual había una mejor formación de coágulos, una vez que se formaron los precipitados, se decantó y filtró el contenido de los contenedores, y se tomaron muestras para analizar sus concentraciones y absorbancia para el hierro, DBO₅, DQO.

Las muestras se enviaron para su análisis al Laboratorio de Ensayo y Control de Calidad de la Universidad Católica de Santa María de Arequipa, los valores de absorbancia y concentración medidos se construye una gráfica donde se represente el porcentaje de reducción de absorbancia frente a la concentración de coagulante empleado.

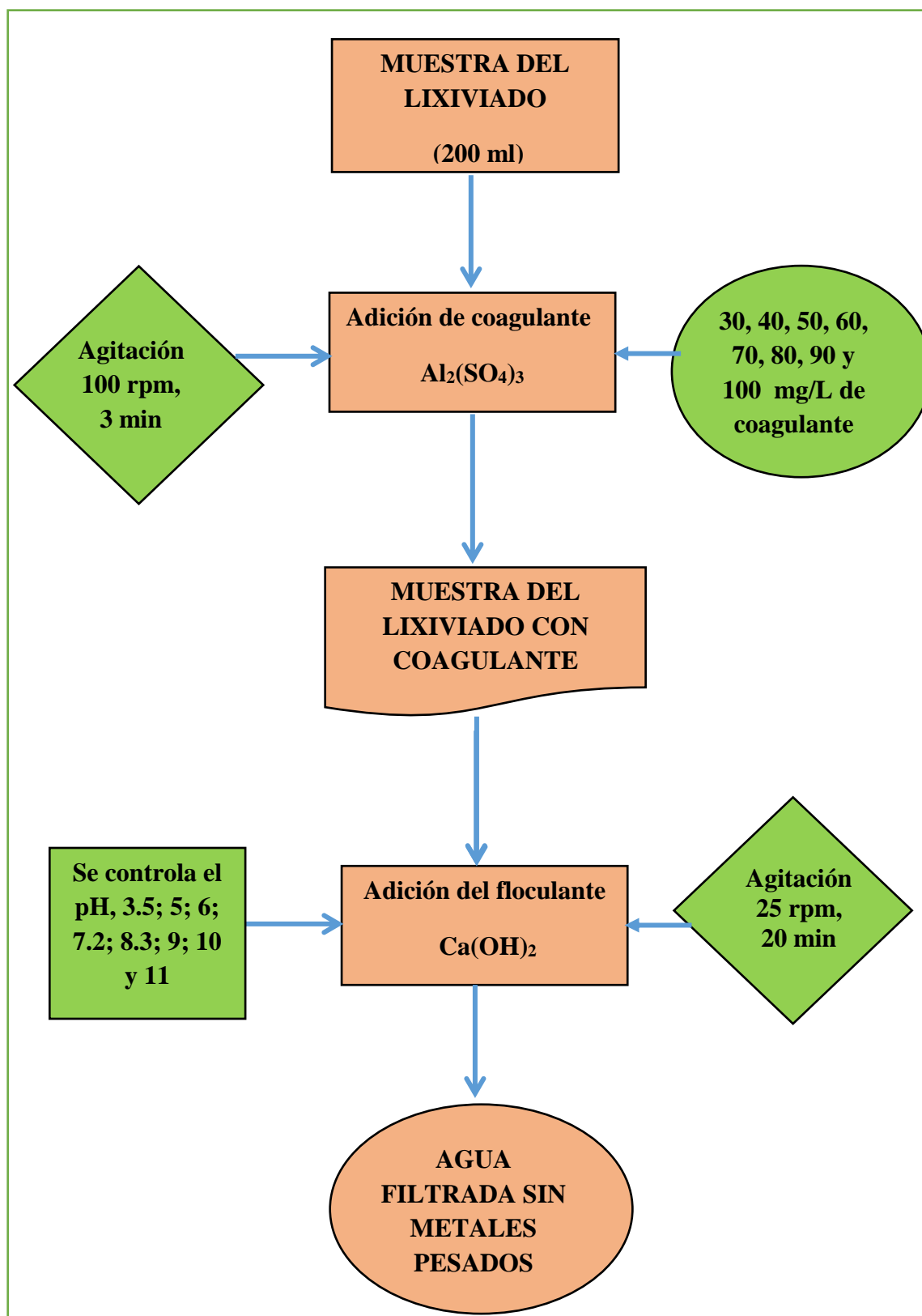


Figura 7: Diagrama de flujo de la prueba de jarras

Fuente: Elaboración propia

4.7.3. Curva de calibración

La curva de calibración se realizó con los datos proporcionados a través del certificado de análisis de la Universidad Católica de Santa María. En la tabla 11 se muestra la concentración y la absorbancia de las muestras estándares de hierro. En la figura 4 se muestra la gráfica de estos puntos, así como la regresión lineal y la recta que se forma.

Tabla 11: Datos de la curva de calibración para el Fe

	Concentración Fe (ppm)	Absorbancia Fe
Blanco	0	0
Estándar 1	0,1	0,0431
Estándar 2	0,2	0,0735
Estándar 3	0,4	0,1018
Estándar 4	0,8	0,1341
Estándar 5	1,2	0,161

Fuente: Informe de ensayo- Universidad Católica de Santa María

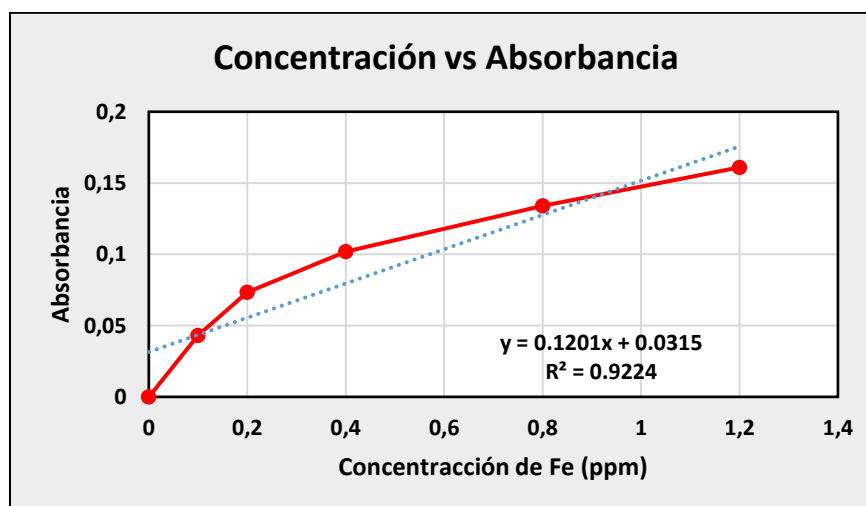


Figura 8: Curva de calibración, línea de tendencia del Fe

La curva de color rojo corresponde a la curva de calibración y se ha efectuado la línea de tendencia con el objeto de visualizar la ecuación lineal y el valor del coeficiente de regresión lineal que corresponde a 92.24 %, lo que indica que el proceso de recuperación de hierro es buena y está dentro de los márgenes.

4.7.4. Eficiencia de recuperación de metales

La eficiencia de recuperación del hierro se calculó con la siguiente ecuación: Los cálculos se observan en el anexo N°5.

$$\% = \frac{C_i - C_f}{C_i} \times 100 \tag{15}$$

Dónde:

C_i= Concentración inicial del metal en el lixiviado.

C_f= Concentración final del metal en el agua después de la precipitación alcalina

4.8. DESARROLLO DEL MODELO MATEMÁTICO POR EXPERIMENTACIÓN Y ESTADÍSTICA

4.8.1. Diseño factorial 2^k

El diseño factorial de experimentos es una técnica estadística que permite planificar eficientemente la experimentación de modo que con un número mínimo de ensayos se logre determinar la significancia de cada una de las variables independientes evaluadas, el efecto de sus interacciones y se obtiene un modelo matemático empírico, que constituye la base para un proceso posterior de optimización. Para el desarrollo matemático experimental se ha utilizado el programa Statgraphics Centurión XVI.

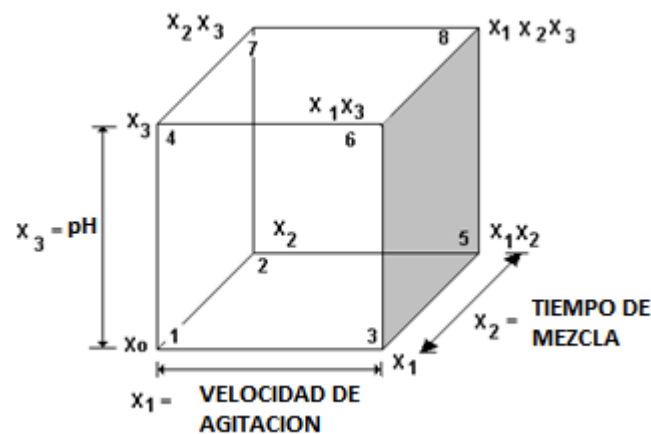


Figura 9: Esquemización del diseño factorial 2³

Para nuestro caso los factores serán optimizados en experimentos factoriales generales, tomándose en cuenta tres factores con dos niveles.

Para la determinación de la muestra o número de experimentos, en un diseño factorial completo se da la siguiente ecuación:

$$N = 2^k$$

Donde:

N = Número total de experimentos

k = Número de variables

En nuestro caso, como hemos mencionado, se realiza un experimento que depende de tres factores y se plantea dos niveles, por lo que se requerirán:

$$\text{Número de experimentos} = N^k = 2^3 = 8 \text{ experimentos}$$

Cuya resolución será la siguiente:

4.8.2. Influencia de las variables, velocidad de agitación, tiempo de residencia en el reactor y pH.

El modelo factorial asume cierta linealidad y debe predecir adecuadamente todos los puntos de diseño, incluyendo el central. Por lo que elegimos 3 variables que según muestras pruebas exploratorias intervienen y mejoran la recuperación de metales por precipitación alcalina. Estas variables son: velocidad de agitación, tiempo de residencia en el reactor y pH.

Puesto que se desea determinar el efecto de las tres variables sobre el rendimiento de la recuperación de metales, para ello experimentalmente se realizaron pruebas preliminares para determinar los niveles de cada variable, las que se indican en la siguiente tabla.

➤ **Identificación de las variables de trabajo**

Se ha efectuado la optimización eficaz del proceso, encontrando los rangos de trabajo más óptimos de dicho proceso, se trabajó en función a los factores y niveles establecidos en la tabla 13:

Tabla 12: Variables naturales-datos del diseño experimental

FACTOR	SIMBOLO	UNIDAD	NIVEL (-) INFERIOR	NIVEL (+) SUPERIOR
Velocidad de agitación	X ₁	rpm	20	100
Tiempo	X ₂	minutos	3	15
pH	X ₃	Escalar	3.5	11

Fuente: Elaboración propia

4.8.3. Diseño factorial experimental

➤ **Formulación y propósito**

Para un diseño factorial 2³ para tres factores o variables originales (pH, velocidad y tiempo) y cada factor con tres niveles k = 3 se tiene el siguiente modelo matemático:

$$Y = b_0 + b_1X_1 + b_2X_2 + b_3X_3 + b_4X_1X_2 + b_5X_1X_3 + b_6X_2X_3 + b_7X_1X_2X_3$$

Dónde:

Y = Variable respuesta Rendimiento

X₁, X₂, X₃ = Variables codificadas de entrada de velocidad, tiempo y pH.

X₁X₂, X₁X₃, X₂X₃, X₁X₂X₃ = Interacciones entre las tres variables principales

Primero se halló los valores de X₁, X₂ y X₃ en función a las variables de entrada del proceso y luego los valores b₀, b₁, b₂, b₃...B₇ (estimadores de los coeficientes de regresión) en función a la variable respuesta Rendimiento de extracción [Y].

4.8.4. Rendimiento de recuperación de metales

La variable respuesta del diseño factorial se cuantifica en el porcentaje de rendimiento de hierro recuperado (ver resultados en la tabla17), el cual se determinó de la siguiente manera:

$$\% \text{ RENDIMIENTO} = \frac{W_2}{W_1} \times 100$$

Dónde:

%R = Rendimiento de hierro

W₁ = Peso inicial de Fe

W₂ = Peso de Fe recuperado

Tabla 13: Cálculo % de rendimiento para el diseño factorial

N° DE PRUEBA	W ₁ (mg)	W ₂ (m g)	RENDIMIENTO %
1	50	11,645	23,29
2	50	13,455	26,91
3	50	11,235	22,47
4	50	8,070	6,14
5	50	8,345	6,69
6	50	6,980	3,96
7	50	7,115	4,23
8	50	6,090	2,18

Fuente: Elaboración propia

Conforme a lo establecido, el diseño factorial es de 08 corridas experimentales previamente combinadas, lo que nos da una visión de los efectos de las variables que permitirá visualizar los efectos y resultados finales.

➤ **Matriz de diseño**

Tabla 14: Matriz de diseño factorial $2^3 = 8$

N° DE PRUEBA	DISEÑO	COMBINACION DE NIVELES			VARIABLE RESPUESTA (RENDIMIENTO %) "Y"
		X ₁	X ₂	X ₃	
1	[1]	20	3	3,5	23,29
2	a	100	3	3,5	26,91
3	b	20	15	3,5	22,47
4	ab	100	15	3,5	16,14
5	c	20	3	11	16,69
6	ac	100	3	11	13,96
7	bc	20	15	11	14,23
8	abc	100	15	11	12,18

Fuente: Elaboración propia

Determinamos con los valores de la tabla 14 el número de pruebas experimentales a realizar (combinando los valores máximo y mínimo de tres factores establecidos). Para un diseño 2^3 se tiene 8 pruebas experimentales.

Diseño que cumple la condición de ortogonalidad en tanto la sumatoria de sus vectores X₁, X₂, X₃ de su producto es cero. (Montgomery 1996).

Los resultados y cálculos se ver en el anexo 4.

V. RESULTADOS Y DISCUSION

5.1. RESULTADOS

5.1.1. Caracterización del Lixiviado

La caracterización del efluente tratado mediante el proceso de precipitación bajo las mejores condiciones de operación encontradas se recoge en la tabla 15.

Tabla 15: Caracterización del lixiviado tratado mediante el proceso coagulación-floculación

Componente	Muestra sin tratar	Muestra tratada
Fierro	50 (mg/L)	2,825 (mg/L)
Sulfatos	100 (mg/L)	10 (mg/L)
Nitratos	5 (mg/L)	1 (mg/L)
amoniacó	0,35 (mg/L)	0,08 (mg/L)
DQO	3000 (mg/L)	31 (mg/L)
Materia orgánica	80.2 (mg/L)	1.18 (mg/L)
PH	5 – 8.5	8
Temperatura	13,5 °C	12 °C

Fuente: Informe de ensayo- Universidad Católica de Santa María y elaboración propia

5.1.2. Coagulación utilizando sulfato de aluminio como coagulante para la recuperación de hierro (Fe).

En este apartado se ha estudiado la reducción de lixiviado presente en los residuos sólidos urbanos de la ciudad de Puno mediante el proceso de coagulación y floculación utilizando como coagulante sulfato de aluminio y como floculante el hidróxido de calcio.

El objetivo final es la evaluación de las mejores condiciones para llevar a cabo el proceso de coagulación utilizando $Al_2(SO_4)_3$ como coagulante, Para ello, se han realizado diversos experimentos de coagulación sobre el lixiviado con distintas concentraciones, que se consiguieron haciendo diferentes.

Las variables de operación que se utilizaron en todas las diluciones fueron y la dosis de coagulante (de 30 a 100 mg/L), se realizaron experimentos variando la velocidad de

agitación (20-100 rpm), el tiempo de mezcla (12 - 15 min.) y el pH (de 3,5 a 11), con objeto de establecer sus influencias en los procesos ensayados.

Tabla 16: Concentración de hierro remanente de la muestra tratada con Ca(OH)_2

Concentración de Fe (mg/L)	% recuperación de Fe
2,825	94.35
2,795	94.41
2,775	94.45
2,745	94.51
2,595	94.81
2,69	94.62

Fuente: Informe de ensayo- Universidad Católica de Santa María

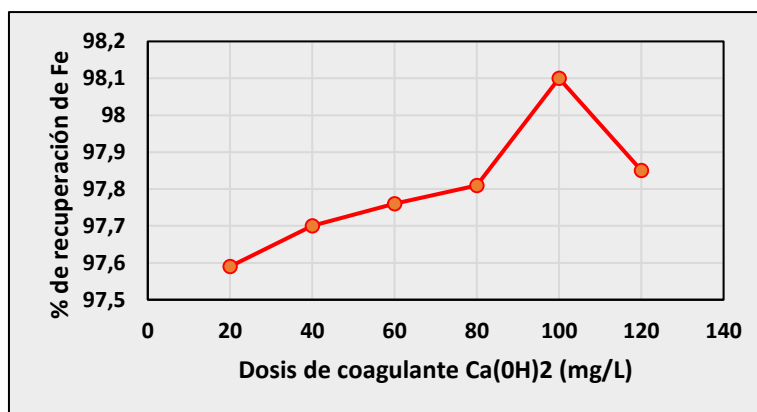


Figura 10: Eficiencia de recuperación de Fe con Ca(OH)_2

La figura muestra el porcentaje de recuperación de hierro luego del proceso de coagulación y floculación utilizando sulfato de aluminio como coagulante e hidróxido de calcio como floculante, alcanzando un máximo de recuperación de 94.81 % para una dosis de coagulante de 100 mg/L, lo cual corresponde a una recuperación de 47,405 mg/L. Los datos utilizados se observan en el anexo 5.

Según Pellón, *et al.* (2009), Se comprobó que no existen diferencias significativas entre los lixiviados provenientes de los diferentes vertederos evaluados.

A partir del balance hídrico se obtuvo un estimado de $42 \text{ m}^3/d$ de lixiviado (época de lluvia) con un mínimo de $13 \text{ m}^3/d$ (seca), comparable con los resultados reportados en la literatura.

La tecnología se distingue por lo siguiente: tanque séptico - filtro anaerobio - sistema de lagunas, con la que se garantiza la reducción del principal contaminante, expresado en términos de DQO y DBO_5 de 2011 a 75 mg/L y de 902 a 30 mg/L respectivamente así como de microorganismos patógenos, asegurando además la disposición final del residuo tratado.

Según Giraldo, (1997). En general se reportan unos excelentes rendimientos de la tecnología para la remoción de la mayoría de los contaminantes. Igualmente se observa que las aplicaciones han sido para lixiviados con concentraciones de DBO relativamente bajas, menores a 1000 mg/l, es decir, lixiviados viejos, o lixiviados a los cuales se les ha realizado un pretratamiento previo.

Para Dianderas C.J. (2011), La técnica de oxidación bacteriana empleada para el tratamiento de minerales sulfurados auríferos se fundamenta en la acción efectiva de la bacteria *Thiobacillus Ferrooxidans* para oxidar especies reducidas de azufre a sulfato, y para oxidar el ión ferroso a ión férrico. Presentan punto isoeléctrico entorno de 4.0 – 5.0 y se desenvuelven en el intervalo de temperatura de 28 – 35 °C.

En el tratamiento de Coagulación – Floculación con el coagulante que mejor resultados se obtienen es con el que contiene únicamente cloruro férrico, ya que produce una mayor disminución de la materia orgánica; el que además contiene sulfato de aluminio es la primera vez que se usa, por tanto se debería seguir investigando con él para obtener mejores resultados.

En ambos tratamientos de Coagulación - Floculación se ha producido una reducción de aproximadamente un 55 % de los sólidos en suspensión en la muestra de agua, lo que muestra que ambos coagulantes resultan efectivos para disminuir este parámetro. Aliaga (2010).

Según Teca (2013). El proceso de coagulación/floculación consiste en la remoción de DQO y partículas suspendidas mediante la adición de sustancias químicas (coagulantes); resultado que las dosis óptimas del proceso de coagulación/floculación se encuentran en el intervalo de 200-450 ppm de $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ como coagulante y 100 ppm de polímero aniónico

de poliacrilamida como floculante. Las mejores remociones alcanzadas fueron 75.39 % para la DQO y 55.48 % para la turbidez, por lo que resultaron los aditivos tensioactivos más eficientes entre los probados en el estudio para el tratamiento de los lixiviados.

Influencia de la velocidad de agitación, del pH y del tiempo

Una adecuada agitación es necesaria tanto en el momento de dosificación del agente coagulante como en el proceso de formación y engorde del flóculo. En el lixiviado se estudiaron la influencia de la velocidad de agitación. En ambos casos se fijaron las siguientes condiciones: tiempo de mezcla 3 minutos y dosis de coagulante 30 a 100 mg/L, y se varió la velocidad de agitación en el rango 20-100 rpm. Los resultados fueron que se eliminó el 94.81 % del hierro. (Ver tabla 18)

El tiempo de formación de los flóculos es de 8.4 segundos con el hidróxido de calcio como floculante.

El proceso de coagulación depende de una serie de características físico-químicas del lixiviado y muy especialmente del pH.

El pH junto con la dosis de coagulante, son los factores que más influyen de cuantos intervienen en el proceso de coagulación. Su influencia es determinante ya que afecta a todos los equilibrios de hidrólisis que se producen, como consecuencia de la adición de catión metálico.

Otra de las causas por las que el pH es tan determinante en el proceso, es que la adición del catión metálico provoca una reducción automática del pH, tanto mayor cuanto más alta sea la dosis del coagulante, y en mayor grado cuanto menor sea la alcalinidad del agua.

Con objeto de establecer la influencia que el pH ejerce en el proceso de coagulación del lixiviado de los residuos sólidos municipales, se efectuó el modelo matemático por experimentación y estadística, Según se observa en el anexo 4, el pH 7.25 conlleva a una mayor velocidad de eliminación del hierro (60 rpm) a un tiempo de 9 min y rendimiento de 11,98 %.

Determinación del modelo matemático y el estudio cinético

La ecuación de regresión generada representa a los datos experimentales que le dieron origen y describe el sistema bajo estudio.

La validez del modelo de regresión matemático queda demostrada por la similitud de los valores hallados por el modelo matemático y los resultados experimentales.

Por consiguiente se concluye que el pH, es la variable más significativa en el proceso de eliminación del tensioactivo.

El coeficiente de correlación obtenido fue de $R^2 = 99,63$ por ciento, nos indica que el proceso de remoción de lixiviado de los residuos sólidos de la ciudad de Puno es correcta y la más adecuada.

$$Y = 35.0292 - 0.0546562 * \text{Velocidad} - 0.538125 * \text{Tiempo} - 2.05833 * \text{pH}$$

➤ Curva de calibración

La curva de calibración se realizó con los datos proporcionados a través del certificado de análisis de la Universidad Católica de Santa María

Tabla 17: Datos de la curva de calibración para el Fe

	Concentración Fe (ppm)	Absorbancia Fe
Blanco	0	0
Estándar 1	0,1	0,0431
Estándar 2	0,2	0,0735
Estándar 3	0,4	0,1018
Estándar 4	0,8	0,1341
Estándar 5	1,2	0,161

Fuente: Informe de ensayo- Universidad Católica de Santa María

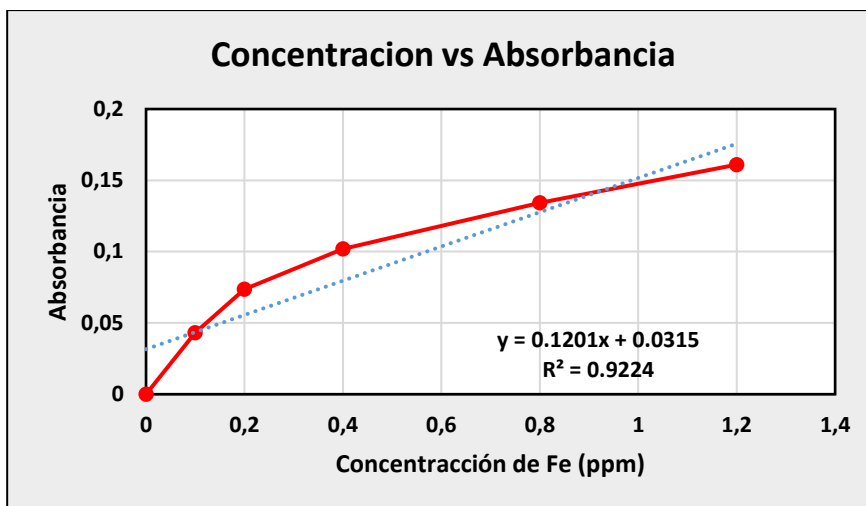


Figura 11: Curva de calibración, línea de tendencia del Fe

La curva de color rojo corresponde a la curva de calibración y se ha efectuado la línea de tendencia con el objeto de visualizar la ecuación lineal y el valor del coeficiente de regresión lineal que corresponde a 92.24 %, lo que indica que el proceso de recuperación de hierro es buena y está dentro de los márgenes.

➤ **Eficiencia de recuperación de metales**

Tabla 18: Valores de eficiencia de recuperación de Hierro con Ca(OH)₂

N° de muestras	pH	Eficiencia de recuperación de hierro (%)
1	9	94,35
2	9.5	94,41
3	10	94,45
4	10.5	94,51
5	11	94,81
6	11.5	94,62

Fuente: Elaboración propia

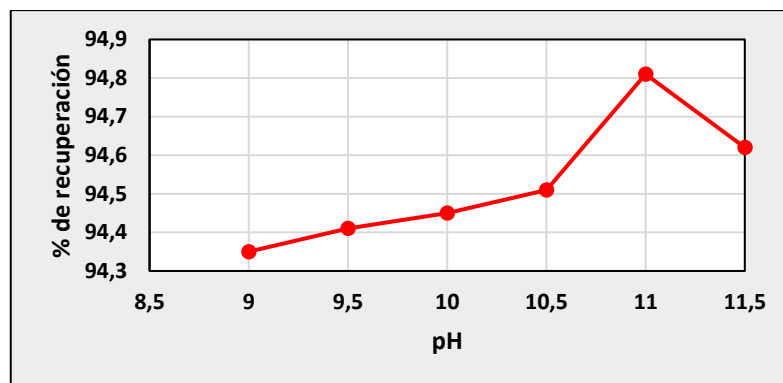


Figura 12: Eficiencia de recuperación de hierro con Ca(OH)

El porcentaje de recuperación de hierro a través del método experimental de floculación- coagulación es del 94,81 %

VI. CONCLUSIONES

- El tratamiento de la técnica de precipitación alcalina para la eliminación del hierro del lixiviado originado por los residuos sólidos de la ciudad de Puno, utilizando como coagulante el sulfato de aluminio y como floculante el hidróxido de calcio ha dado buenos resultados en la remoción de hierro.

Por consiguiente se concluye que el pH, es la variable más significativa en el proceso de precipitación alcalina para la recuperación de hierro.

- La caracterización de los lixiviados indica la presencia de hierro con 50 mg/L, materia orgánica con 80,2 mg/L y DQO con 300 mg/L.

El mejor agente precipitante para la remoción de metal fue el hidróxido de calcio $\text{Ca}(\text{OH})_2$, por la cantidad de iones OH^- que tiene dentro de su molécula y cuya agitación debe mantenerse en continuo movimiento para poder tener una suspensión homogénea.

Se ha demostrado que el tratamiento del lixiviado por el método de proceso de coagulación y floculación evita la contaminación del medio ambiente al haber recuperado una concentración máxima de hierro con una dosis de 100 mg/L, concentración de 0,0186 mg/L y tratado con $\text{Ca}(\text{OH})_2$, con un rendimiento del 98.10 %, para la recuperación de hierro es el tratamiento con el hidróxido de calcio, con un porcentaje de recuperación del 94,81 %

Los parámetros físico-químicos evaluados en el proceso de recuperación del hierro por el método de precipitación alcalina alcanzaron una velocidad de agitación óptima de 150 rpm, un tiempo de 10 minutos a un pH de 9 y 8.8 utilizando $\text{Ca}(\text{OH})_2$ como floculante respectivamente.

- La cinética del proceso de tratamiento del lixiviado indica que el coeficiente de correlación obtenido fue de $R^2 = 99,63$ por ciento, lo cual nos indica que el proceso de remoción de lixiviado de los residuos sólidos de la ciudad de Puno es correcta y la más adecuada, obteniéndose el siguiente modelo matemático.

VII. RECOMENDACIONES

- Se hace necesario promover la utilización del proceso de coagulación-Floculación para la recuperación de metales pesados y su utilización en los diferentes botaderos de residuos sólidos urbanos del Departamento de Puno.
- Se recomienda llevar a cabo un estudio sobre la viabilidad y compatibilidad del tratamiento mediante coagulación-Floculación con un post-tratamiento biológico con el proceso coagulación-Floculación, un posterior tratamiento biológico se sería la opción más favorable para la degradación de la fracción final de la materia orgánica presente en el efluente tratado. Un estudio de la toxicidad así como la identificación de los compuestos orgánicos presentes mayoritariamente en el efluente final serían útiles con el fin de estudiar las opciones de combinación de ambos tratamientos.
- La Facultad de Ingeniería Química y la Universidad como institución científica y técnica deben seguir promoviendo el desarrollo de trabajos de tesis e investigación sobre tratamiento de lixiviados en los diferentes botaderos del Departamento de Puno.

VIII. REFERENCIAS

- Acurio G, *et all*, (1977) Diagnostico de la situación del manejo de residuos sólidos municipales en américa latina y el caribe, IADB-PAHO.
- Aliaga Simorte S. (2010) “aplicación del proceso Fenton y coagulación - floculación para la regeneración de aguas depuradas” Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Industrial de Zaragoza- España.
- Bautista P.; Mohedano A.F.; Gilarranz M.A.; Casas J.A.; Rodríguez J.J.(2007) “Application of Fenton oxidation to cosmetic wastewaters treatment”. Journal of Hazardous Materials.
- Bratby John (2006) “Coagulation and Flocculation in Water and Wastewater Treatment – Third Edition.
- Cánepa de Vargas, Lidia. (2000) Floculación, Capitulo 6. [Artículo en línea] 263-306.
- Cárdenas, Yolanda 2000 SEDAPAL. Evaluación de Plantas y Desarrollo Tecnológico. [Consultado el 31 de agosto del 2011].
- Cazares Laura (1982) “Técnicas actuales de Investigación”2da. Edición, Editorial Barcelona-España.
- Cuchimaque Lugo Carolina, Vargas Fiallo Luz Yolanda, Ríos Reyes Carlos Alberto (2002), “Remoción de Fe y Mn en aguas naturales por Adsorción-oxidación sobre clinoptilolita” Facultad de Ingeniería, Antioquia, Medellín, Colombia.
- Chohey N.P.-Hicks T.G. “Manual de Cálculos de Ingeniería Química” Edit. Mc Graw Hill primera edición – 1986.
- Dianderas Juvenal C. (2011) “Biolixiviación o Lixiviación Bacteriana”, Tesis para el grado de Magister, UNSD-Chile.
- Fischer & Peters (1997) “Análisis Químico Cuantitativo”, Edit. Interamericana S.A. México.

- Giraldo Eugenio (1997) “Tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios por osmosis inversa”. Universidad de los Andes, Colombia.
- Irwin Thomas. (2008). Floculadores, fundamentos “Engineer’s Guide to Water and Wastewater,” Philadelphia Mixers.
- <http://www.engineeringfundamentals.net/Floculadores/fundamentos.htm>
- Lau lih. 2007. Cactus potential as natural coagulant in water treatment. Universidad tecnológica Malaysia. Malaysia. Tesis en Línea [Consultado el 31 de agosto del 2011].
- Medina, L.F. (1998) “Investigando en Ingeniería” Edit. UNSA, Arequipa.
- Méndez Novelo Roger Iván, Pietro Giovanna Bronca José Alfredo, Santos Ocampo Beatriz, Sauri Riancho María Rosa, Giácoman Vallejos Germán, y Castillo Borges Elba René (2009) “determinación de la dosis óptima de reactivo Fenton en un tratamiento de lixiviados por Fenton–adsorción “Universidad Autónoma de Yucatán, Facultad de Ingeniería. Av. Industrias No Contaminantes por Periférico Norte, s/n. Tablaje Catastral 12685. Mérida, Yucatán, México.
- Montgomery – Runger (1996) “Probabilidad y Estadística aplicadas a la Ingeniería” Edit. Mc Graw Hill. México.
- Pellón Alexis Arrechea, Matilde López Torres, María del Carmen Espinosa Lloréns, Rigoberto Escobedo Acosta. (2009) “Tecnología para el tratamiento de lixiviados provenientes de vertederos de residuos sólidos urbanos” Departamento de Estudios sobre Contaminación Ambiental (DECA), Centro de Investigaciones del Ozono (CIO), Centro Nacional de Investigaciones Científicas (CNIC).
- Raymond Desjardins (1992) “Tratamiento del Agua”. Restrepo Osorno, Hernán. (2009). Evaluación del proceso de Coagulación – Floculación de una planta de tratamiento de agua potable. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Minas.
- Ritcher y Cánepa. (1992) Manual Diseño, criterios para el diseño de Floculadores y sedimentadores. CEPIS, Perú. Libro publicado en la página del CEPIS. Brasil.

- Rodríguez Antonio y otros. (2006). Tratamientos avanzados de aguas residuales industriales. Universidad de Alcalá del Círculo de Innovación en Tecnologías Medioambientales y Energía. (CITME). Madrid, España.
- Tchobanoglous, George “Gestión integral de residuos sólidos” (1997) Editorial Mc Graw - Hill.
- Teca Gavilanes, Diego E. (2013) “Estudio de selección de aditivos tensioactivos para el tratamiento de lixiviados generados en el relleno sanitario del Cantón Antonio Ante, Provincia de Imbabura” Quito-Ecuador.
- Treybal R. “Operaciones de Transferencia de Masa” (1993) Edit. AZA, Argentina Pág.628.
- Wehenpohi Gunther, López Trujillo Arlette, Sánchez Rubio, Reyes Martínez Onésimo (2000) “Guía En Elaboración de Planes Maestros para la Gestión Integral de los Residuos Sólidos Municipales (Pmgirsm)” Secretaria de Ecología, México.

ANEXOS

ANEXO 1

**FOTOGRAFÍAS DE LA TOMA DE MUESTRAS DE LIXIVIADOS DEL
BOTADERO DE RSU.CANCHARANI-PUNO**



Foto 1. Residuos sólidos en el botadero



Foto 2. Lixiviados en el botadero Cancharani



Foto 3. Toma de muestras del lixiviado de los residuos sólidos en el botadero Cancharani-Puno



Foto 4. Residuos sólidos acumulados a la intemperie en el botadero

ANEXO 2

FOTOGRAFÍAS DEL ANALISIS DE LIXIVIADOS EN EL LABORATORIO DE LA FIQ-UNA

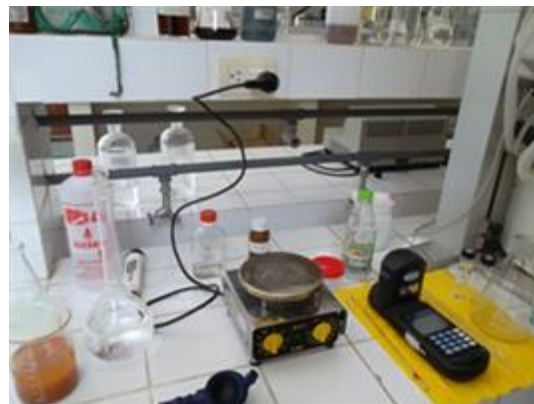


Foto 5. Materiales, equipos y reactivos usados en la presente investigación. FIQ-UNA



Foto 6. Muestra de lixiviados en laboratorio



Foto 7. Muestra de los lixiviados preparados



Foto 8. Filtrado de lixiviados



Foto 9. Muestra de lixiviados después del filtrado



Foto 10. Floculación de la muestra con Hidróxido de calcio (pH = 7 a 8)



Foto 11. Formación de floculo pasado los 15 min.



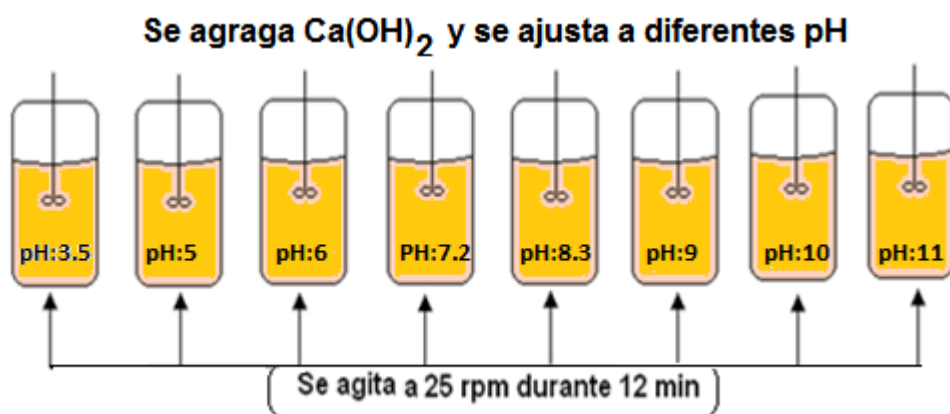
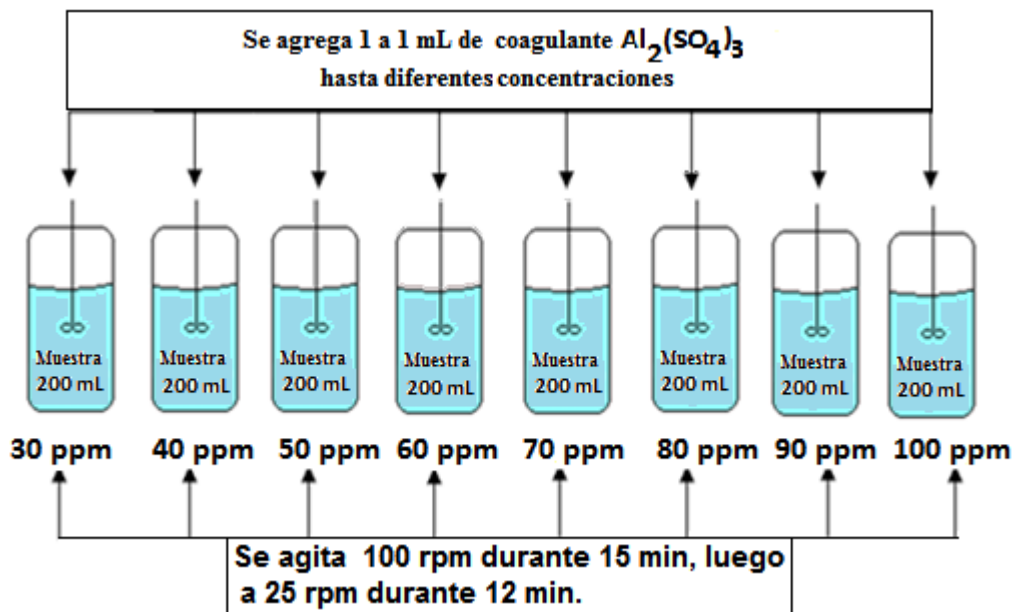
Foto 12. Filtración de la muestra tratada con papel filtro 0,45 μ .



Foto 13 Comparación del blanco con la muestra tratada.

ANEXO 3

CROQUIS DEL PROCESO DE COAGULACION-FLOCULACION



ANEXO 4

DATOS EXPERIMENTALES PARA EL TRATAMIENTO DEL LIXIVIADO

Efectos estimados para Y

Efecto	Estimado	Error Estd.	V.I.F.
promedio	11.9838	2.12944	
A:Velocidad	-4.3725	4.25888	1.0
B:Tiempo	-6.4575	4.25888	1.0
C:pH	-15.4375	4.25888	1.0

Errores estándar basados en el error total con 4 g.l.

Esta tabla muestra las estimaciones para cada uno de los efectos estimados. También se muestra el error estándar de cada uno de estos efectos, el cual mide su error de muestreo. Note también que el factor de inflación de varianza (V.I.F.) más grande, es igual a 1.0. Para un diseño perfectamente ortogonal, todos los factores serían igual a 1. Factores de 10 o más normalmente se interpretan como indicativos de confusión seria entre los efectos.

Camino de Máximo Ascenso para Y

Velocidad	Tiempo	pH	Predicción para Y
60.0	9.0	7.25	11.9838
61.0	9.22153	7.58099	11.1286
62.0	9.44305	7.91199	10.2734
63.0	9.66458	8.24298	9.41827
64.0	9.88611	8.57397	8.56312
65.0	10.1076	8.90496	7.70796

Estos datos nos indican el trayecto de máximo ascenso (o descenso). Este es el trayecto, desde el centro de la región experimental actual, a través del cual la respuesta estimada cambia más rápidamente con un cambio menor en los factores experimentales. Indica buenas características para ejecutar experimentos adicionales si el objetivo es incrementar o decrementar Y

Análisis de Varianza para Y

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
A:Velocidad	38.2375	1	38.2375	1.05	0.3626
B:Tiempo	83.3986	1	83.3986	2.30	0.2040
C:pH	476.633	1	476.633	13.14	0.0223
Error total	145.105	4	36.2762		
Total (corr.)	743.374	7			

R-cuadrada = 97.4803 por ciento

R-cuadrada (ajustada por g.l.) = 97.8404 por ciento

Error estándar del est. = 0.02297

Error absoluto medio = 0,357812

El estadístico R-Cuadrada indica que el modelo, así ajustado, explica 97.4803 % de la variabilidad en Y. El estadístico R-cuadrada ajustada, que es más adecuado para comparar modelos con diferente número de variables independientes, es 97.8404 %. El error estándar del estimado muestra que la desviación estándar de los residuos es 0.02297. El error medio absoluto (MAE) de 0,357812 es el valor promedio de los residuos.

Coefficiente de regresión para Y

Coefficiente	Estimado
constante	35.0292
A:Velocidad	-0.0546562
B:Tiempo	-0.538125
C:pH	-2.05833

Esta ventana despliega la ecuación de regresión que se ha ajustado a los datos. La ecuación del modelo ajustado es

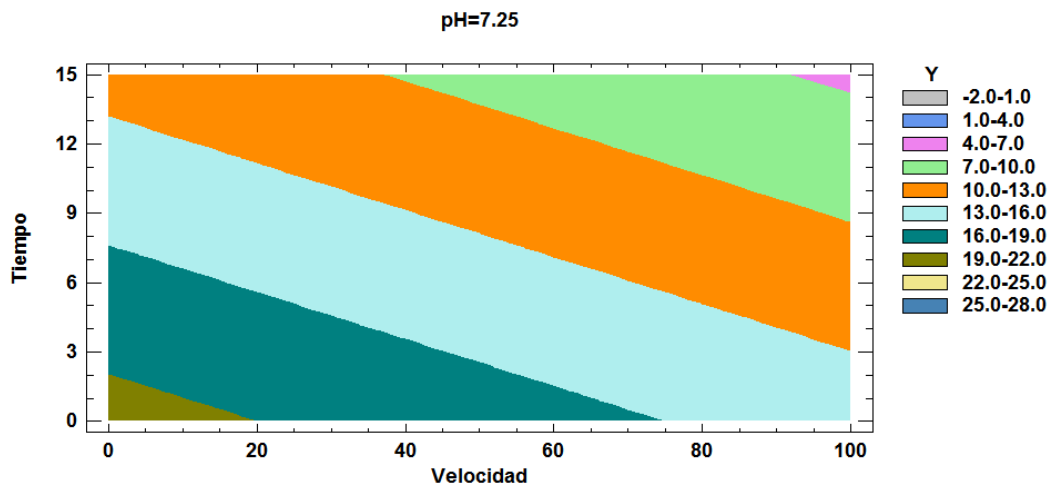
$$Y = 35.0292 - 0.0546562 * \text{Velocidad} - 0.538125 * \text{Tiempo} - 2.05833 * \text{pH}$$

Figura 13. Efectos principales para Y



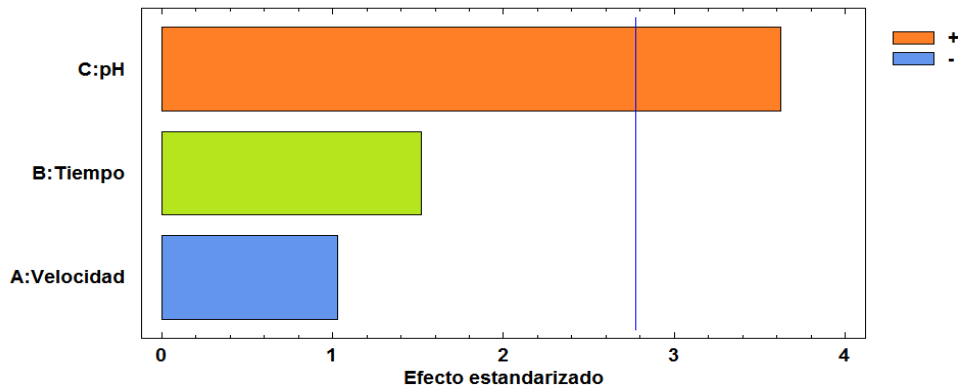
En la figura 5 se puede visualizar que no existe interacción entre los factores, por lo que estas variables son independientes lo que corresponde a la superficie respuesta, nos indica que la pendiente correspondiente a las variables todas son negativas.

Figura 14. Contornos de Superficie de la Respuesta Estimada



Visualizando el grafico (isolineas), podemos interpretar lo siguiente: El valor óptimo para el tiempo es 15 minutos y que está a una velocidad de 100 rpm y un pH de 7.25. Esta ventana muestra la ruta ascendente. Este Indica localizaciones buenas para ejecutar experimentos adicionales si su objetivo es aumentar o disminuir el Rendimiento. Como en el caso de la recuperación de Fe, la mejor respuesta o rendimiento está indicado con el color verde con valores de 25-28 %

Figura 15. Parapeto estandarizado para Y



Esta figura ha sido elaborada en base a los datos de la tabla 14, la cual muestra cada uno de los efectos estimados e interacciones, entre las variables, pH, tiempo y pH, la más significativa para la variables respuesta es el pH, cualquier cambio en ésta afecta a la variable respuesta Y en mayor grado.

La línea azul indica el margen sobre el que varía el sistema

Los colores indican cuan representativos son las variables y sus combinaciones. No hay indicios de correlación de serie en los residuos.

ANEXO N° 5

TABLAS CORRESPONDIENTES A LOS CALCULOS DEL PROCESO DE
LIXIVIACIONConcentración de hierro remanente de la muestra tratada con $\text{Ca}(\text{OH})_2$

N° Muestra	Dosis (mg/L)	Concentración de Fe (mg/L)	% recuperación de Fe
1	20	2.825	94.35
2	40	2.795	94.41
3	60	2.775	94.45
4	80	2.745	94.51
5	100	2.595	94.81
6	120	2.69	94.62

Determinación del pH óptimo utilizando coagulante $\text{Ca}(\text{OH})_2$ a una
concentración de 100 ppm

Muestra	pH	Tiempo de floculación (segundos)	Mejor formación de flóculos
1	3.5	11.6	6°
2	5	10	5°
3	7.2	8	3°
4	8.3	7	1°
5	9	7.87	2°
6	11	8.52	4°

- La eficiencia de recuperación del hierro se calculó con la siguiente ecuación: Los cálculos se observan en el anexo N°4.

$$\% = \frac{c_i - c_f}{c_i} \times 100$$

Dónde:

C_i= concentración inicial del metal en el agua

C_f= concentración final del metal en el agua después de la precipitación alcalina

Ejemplo:

Concentración inicial del hierro = 50 mg/L

Concentración final según Tabla 19 tratado con hidróxido de calcio

$$\% = \frac{C_i - C_f}{C_i} \times 100$$

1. $\% = \frac{50 - 2.825}{50} \times 100 = 94.35$
2. $\% = \frac{50 - 2.795}{50} \times 100 = 97.70$
3. $\% = \frac{50 - 2.775}{50} \times 100 = 97.76$
4. $\% = \frac{50 - 2.745}{50} \times 100 = 97.81$
5. $\% = \frac{50 - 2.595}{50} \times 100 = 94.81$
6. $\% = \frac{50 - 2.69}{50} \times 100 = 97.85$

Concentración final de Fe (mg/L)	% recuperación de Fe
2,825	94.35
2,795	94.41
2.775	94.45
2,745	94.51
2,595	94.81
2,69	94.62