

**UNIVERSIDAD NACIONAL DE INGENIERÍA
FACULTAD DE CIENCIAS
SECCIÓN DE POSGRADO Y SEGUNDA
ESPECIALIZACIÓN PROFESIONAL**



**Tesis para optar el Grado Académico de
MAESTRO EN CIENCIAS CON MENCIÓN EN QUÍMICA**

Título:

**Reducción de la Carga de Contaminantes de las Aguas Residuales de la
Planta de Tratamiento de Totorá –Ayacucho Empleando la Técnica de
Electrocoagulación.**

Presentado por:

Gloria Inés Barboza Palomino

Asesor:

Dr. Adolfo La Rosa Toro Gómez

Lima – Perú

2011

Dedicado a mis padres y hermanos.

A Jeni Víctor por haber sido

un gran hermano y amigo.

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar deseo expresar mi gratitud al Dr. Adolfo La Rosa Toro Gómez por su orientación, asesoramiento y sugerencias durante el trabajo de investigación. También quiero agradecer al MSc. Atilio Mendoza A. y la Lic. María Tuiro Salvador por su apoyo en la determinación de metales en la muestra de agua y particularmente en el análisis de aluminio.

Al Ing. Wilsón Lázaro y al Ing. Julio Hinostroza de la Planta de Tratamiento de Aguas EPSASA, a la MSc. Tarcila Alcarraz Alfaro docente de la Universidad Nacional de San Cristóbal de Huamanga, a la Lic. Nelli Guerrero Gárate, a la Lic. Pilar A. García Avelino a quienes agradezco su orientación y apoyo en las determinaciones fisicoquímicas y biológicas de las muestras de agua.

Me gustaría agradecer en forma especial al Bach. en Química Daniel A. Gamero Quijano por su ayuda durante el trabajo de laboratorio.

Finalmente quiero agradecer a la Sra. Sara, y los Sres. Amed, Ricardo, por su trato cordial y las facilidades que me brindaron para el trabajo en el laboratorio.

RESUMEN

La Ciudad de Ayacucho, al igual que otras ciudades del Perú presenta un crecimiento demográfico alto, no existe una política de ordenamiento territorial, y la contaminación de las aguas es uno de los problemas ambientales principales. La capacidad de remoción de bacterias coliformes totales (BCT) y la disminución de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) por la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales PTAR “La Totorá” en la ciudad de Ayacucho se ve afectada por el crecimiento demográfico y el mal uso del sistema de alcantarillado por los ciudadanos como botaderos de basura, ya sea en los domicilios o los buzones recolectores. Esto trae como consecuencia que las aguas tratadas de la PTAR “Totorá” son vertidas a las aguas del río Alameda aún con carga contaminante alta, originando un riesgo de salud ya que estas aguas son utilizadas río abajo para riego de cultivos como legumbres, hortalizas y maíz entre otros y también para uso recreacional.

La electrocoagulación surge como una de las mejores alternativas para el tratamiento de efluentes de todo tipo y se caracteriza por el uso de un equipo simple y fácil de operar, el tiempo de operación es corto, no se utiliza ninguna cantidad de reactivo químico y se puede aplicar para la remoción de contaminantes expresados como turbidez, coliformes fecales y DBO₅.

En la electrocoagulación el coagulante es formado *in situ* por disolución de iones aluminio del electrodo de aluminio que conforma el electrodo de sacrificio. La generación de iones aluminio tiene lugar en el ánodo y en el cátodo hay liberación de burbujas de hidrógeno gaseoso las cuales ayudan a la flotación de los flóculos formados. Durante el proceso intervienen tres etapas: inicialmente se forma el coagulante por oxidación electrolítica del metal del ánodo, luego se da la desestabilización de los contaminantes y emulsiones,

finalmente, se produce la formación de flóculos por agregación de partículas del contaminante o adsorción de éstas en los coagulantes.

La investigación realizada, consistió en la aplicación del método de electrocoagulación con electrodos de sacrificio de aluminio para reducir la carga de contaminantes de las aguas residuales de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales “La Totorá” – Ayacucho. Los ensayos se realizaron en los laboratorios de Análisis Instrumental de la Universidad Nacional de San Cristóbal de Huamanga – Ayacucho, Laboratorio de Electroquímica de la Universidad Nacional de Ingeniería - Lima.

El trabajo de investigación comprendió dos etapas: (a) determinación de las características físicas, químicas y biológicas de las aguas efluentes y receptoras de la PTAR – “La Totorá”, (b) aplicación de la técnica de electrocoagulación para el tratamiento de las aguas del efluente de la PTAR “La Totorá”

La aplicación del método de electrocoagulación a las aguas en estudio resultó ser muy efectivo en el propósito de reducir la carga de contaminantes porque su aplicación permitió la remoción de turbidez, sólidos totales, sólidos disueltos, alcalinidad, dureza total, coliformes fecales y materia orgánica expresada como disminución de DBO_5 . La aplicación de 25 minutos de electrocoagulación a las muestras de agua, utilizando una densidad de corriente de $12,5 \text{ mA/cm}^2$ y 21 – 23 V, con pH de trabajo regulado a 7,33 - 7,34 permitió obtener 94,65% de remoción de turbidez, 65,1 % de remoción de coliformes fecales y 64,8 % de disminución de DBO_5 , logrando mejorar la calidad del agua al reducir la turbidez y disminuir el valor de DBO_5 a $14,75 \text{ mg O}_2/\text{L}$, valor que se encuentra dentro de los límites permisibles según los Estándares de Calidad Ambiental del Agua (ENCAA) para agua de categoría 3. El porcentaje de remoción de coliformes fecales puede aumentar hasta un valor de 93% para un tiempo de proceso de 45 minutos, sin embargo para esta prueba se sugiere mejorar el diseño de los electrodos.

Una de las bondades de este método es que casi la totalidad de los iones Al^{3+} producidos durante el proceso electrocoagulación participan en la desestabilización de los coloides y al mismo tiempo en la formación del precipitado de hidróxido de aluminio, quedando sólo un 1,27 % de aluminio residual en la muestra tratada, hecho que permitió que la concentración de aluminio residual dentro de los límites permisibles según ENCAA para agua de categoría 3; en la actualidad donde el fenómeno ambiental está tomando cada vez mayor interés la efectividad de este método para la remoción de contaminantes lo perfila como un método prometedor de limpieza y purificación para tratamiento de agua.

INDICE

CAPITULO I: INTRODUCCIÓN	1
1.1. SITUACIÓN DE LAS PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES EN EL PERÚ	4
1.2. PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES “LA TOTORA” – AYACUCHO	6
1.3. PROBLEMÁTICA DEL VERTIDO DE LAS AGUAS DE LA PTAR “LA TOTORA”	8
1.4. ELECTROCOAGULACIÓN	12
1.5. OBJETIVOS DE LA TESIS	15
CAPITULO II: MARCO TEÓRICO	16
2.1. ANTECEDENTES	17
2.2. EL AGUA	18
2.2.1. Composición química del agua	18
2.2.2. Sustancias dispersas en el agua	20
2.2.2.1. Los coloides, clasificación y propiedades	21
2.2.3. Usos del agua	27
2.2.4. Contaminación del agua	28
2.3. ASPECTOS MEDIOAMBIENTALES DE LAS AGUAS	30
2.3.1. Parámetros fisicoquímicos en la evaluación de la calidad del agua	30
2.3.2. Normas de calidad	35
2.3.2.1. Ley de Recursos Hídricos N° 29338	35

2.3.2.2. Estándares Nacionales de Calidad Ambiental del Agua	36
2.4. TRATAMIENTO DE AGUA POR COAGULACIÓN Y	
ELECTROCOAGULACIÓN	39
2.4.1. Coagulación – Floculación	39
2.4.1.1. Coagulación química del agua	40
2.4.1.2. Diagrama de coagulación – turbiedad	48
2.4.1.3. Floculación del agua	50
2.4.1.4. Control del proceso de coagulación – floculación	51
2.4.2. Electrocoagulación del agua	53
2.4.2.1. Reacciones involucradas en la electrocoagulación	56
2.4.2.2. Factores que afectan la electrocoagulación	57
2.4.2.3. Aspectos técnicos de operación de electrocoagulación	60
2.4.2.4. Aplicación de la electrocoagulación	61
2.4.2.5 Ventajas y desventajas de la electrocoagulación	63
CAPITULO III: TECNICAS EXPERIMENTALES	
3.1. REACTIVOS, MATERIALES Y EQUIPOS	66
3.1.1. Reactivos	66
3.1.2. Materiales y equipos	66
3.2. TECNICAS EXPERIMENTALES	67
3.2.1. Características fisicoquímicas y biológicas del efluente de la PTAR “La totora”	67
3.2.1.1. Ubicación de las estaciones de muestreo	68
3.2.1.2. Aplicación de técnicas analíticas para la caracterización fisicoquímica de las muestras de agua	68

4.2.2.2. Masa de Al^{3+} que se produce en la electrocoagulación	92
4.2.2.3. Variación de la temperatura con el tiempo de electrocoagulación	95
4.2.2.4. Variación de pH, conductividad y turbidez con el tiempo de electrocoagulación	96
4.2.3. Electrocoagulación y coagulación química	101
4.2.4. Evaluación de la remoción de turbidez, disminución de DBO_5 y remoción de coliformes fecales por electrocoagulación	109
4.2.5. Evaluación de la masa de aluminio residual	116
CONCLUSIONES	120
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	126
ANEXOS	

Lista de Tablas

Tabla 1	Límites máximos permisibles de coliformes fecales (CF) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅) en cuerpos de agua por tipo de uso.	10
Tabla 2	Estándares Nacionales de Calidad Ambiental del Agua. Categoría 3: riego de vegetales y bebida de animales	38
Tabla 3	Condiciones de operación de la electrocoagulación	60
Tabla 4	Estaciones de muestreo	78
Tabla 5.a.	Reporte de Parámetros Físicoquímicos evaluados IN SITU	79
Tabla 5.b.	Reporte de Parámetros Físicoquímicos evaluados en Laboratorio ..	80
Tabla 6.a.	Reporte de Parámetros Físico – Químicos evaluados IN SITU	80
Tabla 6.b.	Reporte de Parámetros Físicoquímicos evaluados en Laboratorio ..	81
Tabla 7	Parámetros físicoquímicos y biológicos del efluente de PTAR “Tотора”	84
Tabla 8	Composición química de láminas de aluminio de chatarra de envases de bebidas.	88
Tabla 9	Influencia de la densidad de corriente y del tiempo en el porcentaje de remoción de turbidez.	90
Tabla 10	Masa de aluminio producida en la electrocoagulación.	93
Tabla 11	Variación de la temperatura por efecto del tiempo de electrocoagulación.	95
Tabla 12	Reporte de datos de pH, conductividad, turbidez y % remoción de turbidez	97
Tabla 13	Valores de Turbidez y pH para diferentes concentraciones del coagulante.	102
Tabla 14	Reporte de datos de pH, turbidez, % remoción turbidez en proceso de coagulación química – floculación y sedimentación.	104
Tabla 15	Tiempo de electrocoagulación equivalente a masa de Al ³⁺ empleado en la técnica de coagulación química.	106
Tabla 16	Resultados del ensayo de coagulación química practicada para un pH regulado.	107
Tabla 17	Resultados del ensayo de electrocoagulación practicado para un	

	pH regulado.	107
Tabla 18	Porcentaje de remoción de turbidez, disminución de DBO5 y porcentaje de remoción de coliformes fecales por electrocoagulación.	110
Tabla 19	Evaluación de aluminio residual en muestra de agua electrocoagulada.	117
Tabla 20	Propiedades fisicoquímicas y biológicas de muestra de agua residual de la PTAR “La Totora” sin tratamiento y con tratamiento por electrocoagulación.	118

Lista de Figuras

Figura 1	Vista de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales PTAR “La Totora” - Ayacucho. (2)	7
Figura 2	Molécula del agua	18
Figura 3	Estructura molecular del agua	18
Figura 4	Representación de la solvatación del ion sodio	19
Figura 5	Tamaño de las partículas suspendidas en el agua	20
Figura 6	Clasificación de los coloides	21
Figura 7	Las formas más comunes de partículas coloidales	23
Figura 8	Estructura reticular del tetraedro de silicio	26
Figura 9	Esquematación de polímeros adsorbidos en la superficie de los coloides	41
Figura 10	Modelo físico de la coagulación: Helmholtz	45
Figura 11	Modelo físico de la coagulación: Gouy – Chapman	45
Figura 12	Modelo físico de la coagulación: Stern	45
Figura 13	Representación de una doble capa difusa	46

Figura 14	Representación de doble capa comprimida	47
Figura 15	Zonas de coagulación de turbiedad según los estudios de Amirtharajh y Mills para distintas dosis de sulfato de aluminio a distintos pH. La forma de estas zonas varía de acuerdo con la calidad del agua.	49
Figura 16	Aparato agitador para la prueba de jarras.	52
Figura 17	Proceso de electrocoagulación en un agua residual.	53
Figura 18	Medición de temperatura.	69
Figura 19	Medición de conductividad.	69
Figura 20	Puntos de muestreo.	79
Figura 21	Muestra sometida a electrocoagulación.	89
Figura 22	Sedimentación del precipitado formado.	90
Figura 23	Separación de partículas finas.	90
Figura 24	Proceso de electrocoagulación.	96
Figura 25	Muestra electrocoagulada.	96
Figura 26	Equipos de medición de pH, Conductividad y Turbidez.	97
Figura 27	Aplicación de coagulante a las muestras de agua.	101
Figura 28	Proceso de sedimentación.	101
Figura 29	Decantación de flóculos.	102
Figura 30	Muestras sometidas a coagulación química.	105
Figura 31	Muestras de agua residual sometidas a electrocoagulación.	108
Figura 32	Prueba de electrocoagulación y equipos utilizados, adelante en un vaso de precipitado se ve la muestra inicial y al lado derecho el par de electrodos.	115
Figura 33	Electrodos conformados por una lámina de aluminio y una rejilla de acero inoxidable.	116
Figura 34	Electroflotación.	116
Figura 35	Precipitados decantados durante la sedimentación.	116

Lista de Gráficos

Gráfico 1	Límites máximos permisibles de coliformes fecales (CF) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅) en cuerpos de agua por tipo de uso.	10
Gráfico 2	Variación de parámetros fisicoquímicos en las estaciones de muestreo.	83
Gráfico 3	Porcentaje de remoción de turbidez para diferentes densidades de corriente vs tiempo de electrocoagulación.	91
Gráfico 4	Concentración de iones Al ³⁺ vs tiempo de electrocoagulación. ...	93
Gráfico 5	Variación de la temperatura con el tiempo de electrocoagulación...	95
Gráfico 6	Variación del pH, conductividad y % de remoción de turbidez con el tiempo de electrocoagulación.	98
Gráfico 7	Variación de la turbidez y el pH con la concentración de sulfato de aluminio.	103
Gráfico 8	Variación de la turbidez y el pH con la concentración de sulfato de aluminio.	105
Gráfico 9	a) porcentaje de remoción de turbidez, (b) porcentaje de disminución de DBO ₅ y (c) porcentaje de remoción de coliformes fecales para diferentes tiempos de aplicación de electrocoagulación en muestras de aguas residuales de la PTAR “La Totorá” – Ayacucho.	114

CAPÍTULO I
INTRODUCCIÓN

Uno de los desafíos mayores que enfrenta hoy la humanidad es proporcionar agua limpia a una inmensa mayoría de la población mundial. El agua es fundamental para todas las formas de vida, lo que la convierte en uno de los recursos esenciales de la naturaleza. Por ello hay una necesidad urgente de desarrollar técnicas innovadoras, más eficaces y económicas para el tratamiento de aguas residuales.

Los efluentes de las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR), muchas de las cuales con deficiencias operativas y de mantenimiento, constituyen uno de los problemas principales en nuestro país, porque éstos son utilizados principalmente como agua de riego, acarreando consecuencias negativas como riesgo de enfermedades y la disminución de la capacidad de autorrecuperación del agua debido a su alto valor en contenido de carga orgánica e inorgánica presente en los vertimientos.

Se han aplicado diferentes técnicas de tratamiento a los vertimientos tanto industriales como domésticos para contrarrestar el impacto ambiental, dentro de las tecnologías tradicionales se encuentran procesos biológicos y procesos fisicoquímicos. Los procesos fisicoquímicos más comunes son: filtración, intercambio iónico, precipitación química, adsorción, ósmosis inversa, entre otros. Hoy en día existen una serie de tecnologías emergentes que están basados en la electroquímica, se puede mencionar en este grupo la electrocoagulación, la electroflotación y la electrofloculación. La electrocoagulación surge como una alternativa interesante para el tratamiento de efluentes de todo tipo, son muchas las ventajas de esta técnica, entre las más resaltantes se menciona que requieren de equipos simples y de fácil operación, elimina requerimientos de almacenamiento y uso de productos químicos, alta efectividad en la remoción de un amplio rango de contaminantes, ello ha motivado a investigar esta técnica en este trabajo y aplicarla para el tratamiento del efluente de la PTAR “La Totorá” con la finalidad de reducir la carga de contaminantes.

La electrocoagulación es un proceso que aplica los principios de coagulación – floculación en un reactor electrolítico. Éste es un recipiente dotado de una fuente de corriente y electrodos encargados de aportar los iones desestabilizantes de las partículas coloidales presentes y permitiendo la remoción de contaminantes.

El control de la calidad del agua en el trabajo se ha determinado por la medición de parámetros que son el pH, la Turbidez, los Sólidos Totales, la Demanda Bioquímica de Oxígeno DBO₅, los Coliformes Fecales entre otros, que se definen del siguiente modo: La Turbidez es la falta de transparencia de un líquido, debido a la presencia de partículas en suspensión. Cuantos más sólidos en suspensión haya en el agua, más sucia parecerá ésta y más alta será la turbidez. La turbidez es considerada una buena medida de la calidad del agua, cuanto más turbia, menor será su calidad. La turbidez se mide en Unidades Nefelométricas de turbidez. Los sólidos totales ST se definen como pequeñas partículas de sólidos dispersas en el agua; no disueltas. La DBO mide la cantidad de oxígeno necesaria o consumida en mg/L para descomposición microbiológica (oxidación) de la materia orgánica en el agua. Normalmente se emplea la DBO₅, que mide el oxígeno consumido por los microorganismos en cinco días. Resulta el parámetro de contaminación orgánica más ampliamente empleado. Los Coliformes Fecales: se define como el número más probable de unidades bacterianas y gérmenes del grupo coliforme que se encuentran por cada 100 mL de agua, tradicionalmente se los ha considerado como indicadores de contaminación fecal en el control de calidad del agua.

Los resultados de la investigación se expresan como porcentaje de remoción de turbidez, porcentaje de remoción de coliformes totales y porcentaje de disminución de DBO₅ en la muestra de agua.

Se evaluó también la presencia de aluminio residual en las muestras de aguas tratadas por la técnica de electrocoagulación.

1.1. SITUACIÓN DE LAS PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES EN EL PERÚ

El agua es esencial para toda forma de vida y aspectos de la misma, es un recurso escaso, vulnerable, estratégico e indivisible, sostiene el desarrollo y el ambiente.

Los mayoría de los desechos industriales producen descargas de desechos líquidos que tienen demanda bioquímica de oxígeno DBO muy altas pero concentraciones de coliformes fecales (CF) menores que las aguas residuales domésticas, pudiéndose decir que los desechos industriales constituyen un gran problema ecológico y los desechos domésticos un gran problema de salud pública aunque ambos contribuyan en el deterioro general de la calidad del agua.

En el Perú, durante el año 2007, los sistemas de alcantarillado recolectaron aproximadamente 743,7 millones de metros cúbicos de aguas residuales, producto de las descargas de los usuarios conectados al servicio de alcantarillado. De ese volumen, sólo 29,1 % ingresaron a un sistema de tratamiento de aguas residuales, muchos de los cuales con deficiencias operativas y de mantenimiento, y el resto se descargó directamente a un cuerpo de agua (mar, río o lagos), se infiltró en el suelo o se usó clandestinamente para fines agrícolas. (1)

En el país, de un total de 143 plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR), pocos son los proyectos que puedan llamarse exitosos. Ello se debe, por un lado, a la visión sesgada de las Empresas Prestadoras de Saneamiento (EPS) que no llega a descubrir el potencial socio económico de las aguas residuales tratadas, lo cual se manifiesta al calificar como castigo para el trabajador la designación de efectuar actividades de operación y mantenimiento de las PTAR y, por otro lado, a la ausencia de una cultura de protección del ambiente como parte de la misión de las EPS. El resultado es la contaminación de los cuerpos de agua que reciben tanto los efluentes de

insuficiente calidad de las PTAR como los vertimientos de aguas residuales crudas provenientes de los sistemas de alcantarillado. (1)

Otro problema que afecta directamente la eficacia de las PTAR, lo constituye el ingreso de efluentes industriales a los sistemas de alcantarillado, cuya carga orgánica y otros elementos como metales pesados, ácidos y bases generan sobrecarga en las unidades de tratamiento y afectan negativamente los procesos biológicos de depuración.

Estudios realizados por la SUNASS, (1) en Empresas Prestadoras de Saneamiento han identificado los principales problemas en la gestión de las aguas residuales que son: (a) El déficit de cobertura de tratamiento y (b) la ineficiencia operativa de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR). Así mismo este estudio menciona entre las causas directas e indirectas de este problema, así como las consecuencias que acarrea, lo siguiente:

- **Principales causas:**

- ✓ Insuficiente investigación y desarrollo tecnológico en el Perú.
- ✓ Acción parcial y desarticulada de las organizaciones del sector.
- ✓ Insuficientes recursos destinados a la operación y mantenimiento de las PTAR.
- ✓ Déficit de financiamiento para el tratamiento de las aguas residuales.

- **Principales consecuencias:**

- ✓ Incumplimiento de los objetivos de calidad de las PTAR
- ✓ Bajo volumen de aguas residuales tratadas.

Con respecto al uso de los efluentes de las PTAR, de las 143 PTAR de las EPS, los efluentes de 61 PTAR (150,6 millones de m³/año) se emplean para el riego agrícola,

mientras que los efluentes de 12 PTAR (20,1 millones de m³/año) se emplean para riego de áreas verdes recreativas y las 03 PTAR restantes infiltran en el suelo, estudios comparativos con los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) establecidos en el Reglamento de la Ley General de Aguas N° 17752 según el tipo de uso, se observó que en el caso de aguas de uso III (aguas para riego de vegetales de consumo crudo y bebida de animales) sólo uno de las 73 PTAR cuyo efluente se emplea en la agricultura o riego de áreas verdes cumple con los ECA de DBO₅ y CF. En el caso de aguas de uso VI (aguas de zonas de preservación de fauna acuática y pesca recreativa o comercial) se obtuvo que ninguna de las 67 PTAR cuyo efluente se vierte a ríos, quebradas y lagos o al mar, cumple con la ECA de DBO₅ y CF. (1)

El beneficio del reuso de las aguas residuales para uso agrícola es que reduce el consumo de agua potable cada vez más escasa en el mundo y son ricas en nutrientes, que ahorra abonos químicos, sin embargo esas aguas contienen claros riesgos de enfermedades y contaminación.

1.2. PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES “LA TOTORA” – AYACUCHO.

La Planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) “La Totorá” se ubica en la ciudad de Ayacucho capital de la provincia de Huamanga, a 3,50 Km del óvalo de la Magdalena, carretera Ayacucho – Huanta.

Las aguas servidas de la Ciudad de Ayacucho son conducidas mediante redes colectoras e ingresan por un emisor principal a la Planta de Tratamiento de Aguas Servidas de Totorá por gravedad y en el sector de Santa Elena ingresa por bombeo.

La Empresa Prestadora de Saneamiento de Ayacucho S.A. (EPSASA) está a cargo de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales PTAR “La Totora”. La misma que cuenta con los siguientes sistemas (2):



Figura 1. Vista de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales PTAR “La Totora” – Ayacucho. (2)

Sistema de Rejas

Conformado por rejas gruesas manuales y dos rejillas automáticas, que permiten remover el material grueso (piedras, plásticos, ramas, animales muertos, trapos, etc.)

Desarenadores

Conformado por dos unidades alargadas, que remueven el material sólido (arena) los mismos que se descargan al lecho de arena.

Medidor de Caudal

Un medidor tipo Khafagi de registro continuo y automático que mide el caudal de ingreso de aguas servidas a la Planta.

Tanques Imhoff

Constituido por seis (06) unidades que permiten separar el material sedimentable del agua servida, donde se producen la estabilización de la materia orgánica, los lodos

estabilizados son descargados a los lechos de secado. Los efluentes se distribuyen: 17% a las lagunas facultativas y 83% a los filtros percoladores.

Filtros Percoladores

Son cuatro (04) estructuras circulares, rellenas de piedras tipo pómez de origen volcánico, que permiten reducir la carga orgánica (DBO) por acción de las bacterias aeróbicas.

Lagunas Facultativas

Dos unidades alargadas que remueven parte de la carga orgánica y coliformes fecales.

Lagunas de Maduración

Dos unidades alargadas que mejora la calidad del agua proveniente de los filtros percoladores y remueve los coliformes fecales.

Lagunas de Maduración Final

Complementa la depuración de las aguas servidas, las mismas que se verterán al río Alameda.

Lechos de Secado

Doce (12) unidades con material filtrante, para la deshidratación de lodos provenientes de los tanques Imhoff.

1.3. PROBLEMÁTICA DEL VERTIDO DE LAS AGUAS DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES “LA TOTORA”

La Ciudad de Ayacucho, al igual que otras ciudades del Perú presenta un crecimiento demográfico alto, no existe una política de ordenamiento territorial, y es uno de los problemas ambientales principales. La capacidad de remoción de bacterias coliformes fecales (BCF) y disminución de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) por la PTAR “La Tatora” se ve afectada por el crecimiento demográfico en la ciudad de

Ayacucho haciendo que el volumen de agua a tratar sea cada vez mayor. Contribuye a este problema el mal uso del sistema de alcantarillado por los ciudadanos como botaderos de basura, ya sea en los domicilios o los buzones recolectores, esto debido a la falta de una educación ambiental y sobre todo la conservación del recurso agua.

Esto trae como consecuencia que las aguas tratadas de la PTAR “La Totorá” son vertidas a las aguas del río Alameda aún con carga contaminante, originando un riesgo de salud ya que estas aguas son utilizadas río abajo para riego de cultivos como legumbres, hortalizas y maíz entre otros y también para uso recreacional.

Como se ha señalado en el ítem 1.1. el uso de los efluentes de las PTAR están destinados en gran porcentaje para el riego agrícola y para riego de áreas verdes recreativas por lo que se debe considerar el cumplimiento de ciertos parámetros de calidad de agua.

Los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) vigentes para los cuerpos de agua son los comprendidos en los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para el Agua, (3) según tipo de uso:

Categoría 1: Poblacional y Recreacional.

Categoría 2: Actividades Marino Costera.

Categoría 3: Riego de Vegetales y Bebida de animales.

Categoría 4: Conservación del Ambiente Acuático.

A continuación se muestran los límites máximos permisibles (LMP) de los principales parámetros sobre las cuales las plantas de tratamiento de aguas residuales municipales tienen influencia.

Tabla 1. Límites máximos permisibles de coliformes fecales (CF) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) en cuerpos de agua por tipo de uso

Parámetros	CATEGORÍA 1		CATEGORÍA 3		
	Aguas superficiales destinadas para recreación		Riego de vegetales		Bebida de Animales
	Contacto primario	Contacto secundario	Vegetales tallo bajo	Vegetales tallo alto	
CF (NMP/100 mL)	200	1000	1000	2000	1000
DBO₅ (mg/L)	5	10	15	15	< = 15

Fuente. Estándares Nacionales de Calidad Ambiental del Agua

Como se señaló anteriormente la capacidad de remoción de bacterias coliformes fecales (BCF) y disminución de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) por la PTAR “La Totora” se ve afectada por muchos factores, de tal manera que la concentración de DBO₅ para el efluente de la PTAR tuvo un valor promedio de 39,7 mg/L (2009) y de coliformes fecales un valor promedio de $2,90 \times 10^5$ NMP/100 mL (2009), siendo todavía deficientes para alcanzar los valores señalados para las aguas de la Categoría III.

El riego con aguas residuales se viene incrementando notablemente en los últimos años, debido a que otorga a la agricultura las siguientes ventajas (4):

- Disponibilidad permanente de agua
- Aporte de gran cantidad de nutrientes
- Incremento del rendimiento de los cultivos
- Mejora de la calidad de los suelos (textura)
- Ampliación de la frontera agrícola

Sin embargo, los riesgos potenciales que se deben tomar en cuenta para un tratamiento de aguas de manera sostenible son (4):

- La contaminación microbiológica de los productos
- La bioacumulación de elementos tóxicos
- La salinización e impermeabilización del suelo
- El desbalance de nutrientes en el suelo.

En consecuencia, se deben dar diversas estrategias de manejo agrícola que pueden contribuir a reducir significativamente estos riesgos potenciales.

El problema aumenta si se usan las aguas residuales con tratamiento inadecuado en la agricultura, ya que implica riesgo de salud para los trabajadores agrícolas y sus familiares, lo mismo que para la población en general que consume los productos así obtenidos.

Dentro de este contexto se planteó la aplicación de la técnica de electrocoagulación en muestras de aguas del efluente de la PTAR “La Totorá” con la finalidad de reducir:

- la presencia de partículas en suspensión, las cuales absorben calor de la luz del sol, haciendo que las aguas turbias se vuelvan más calientes, reduciendo así la concentración de oxígeno en el agua; también dispersan la luz, de esta forma decreciendo la actividad fotosintética en plantas y algas, que contribuye a bajar la concentración de oxígeno más aún. Las partículas suspendidas también ayudan a la adhesión de metales pesados y muchos otros compuestos orgánicos tóxicos y microorganismos.
- la cantidad de organismos, muchos de ellos agentes patógenos a fin de evitar el incremento de enfermedades relacionadas con la calidad del agua.
- La cantidad de materia orgánica disminuyendo DBO_5 .

1.4. ELECTROCOAGULACIÓN

En la actualidad existe una serie de tecnologías emergentes para el tratamiento de aguas que están basadas en la electroquímica y que actualmente se presentan como alternativas que ofrecen ventajas competitivas frente a tecnologías tradicionales. Se puede mencionar en este grupo la electrocoagulación, la electroflotación y la electrofloculación. (5)

La electrocoagulación, aunque no es una tecnología nueva, ha sido poco estudiada y desarrollada, pese a esto se ha logrado buenos resultados en el tratamiento de algunos contaminantes, ubicándose como una técnica con ventajas comparativas con respecto a las tecnologías tradicionales de tratamiento de aguas tales como costos de operación menores, requiere de equipos simples y de fácil operación, elimina requerimientos de almacenamiento y uso de productos químicos, tiene alta efectividad en la remoción de un amplio rango de contaminantes, el proceso puede funcionar a temperatura ambiente y presión ambiental, es una tecnología respetuosa con el medioambiente porque solamente usa electricidad. (5) Por ésta razón en los últimos años la electrocoagulación ha cobrado interés científico, pues se necesita conocer a fondo el proceso y sus mecanismos. (5)

La electrocoagulación es un proceso electroquímico en el cual son desestabilizadas las partículas de contaminantes que se encuentran suspendidas, emulsionadas o disueltas en un medio acuoso, induciendo corriente eléctrica en el agua a través de placas metálicas paralelas de diversos materiales. Mediante este proceso se puede separar simultáneamente metales pesados, sólidos en suspensión, compuestos orgánicos emulsionados y otros muchos contaminantes del agua utilizando la electricidad en lugar de reactivos químicos. Los lodos producidos durante el tratamiento se separan posteriormente por filtración, decantación o flotación. (5)

El proceso de electrocoagulación consiste en suministrar corriente eléctrica continua a través de electrodos que están conectados a una fuente de corriente y al mismo tiempo están sumergidos en el agua residual.

Es importante mencionar que el agua residual está sometida a una electrólisis, la cual se ve favorecida por la presencia de sales en disolución, que posibilita la conducción de electricidad y que están presentes en todas las aguas residuales e industriales. Debido a esto se producen desprendimiento de Hidrógeno y Oxígeno gaseosos en sus respectivos electrodos. Estos gases al ascender a la superficie provocan tres fenómenos (6):

1. Separación rápida de los coloides del electrodo, evitando que se ensucie (limpieza)
2. Arrastre de coloides desestabilizados a la superficie formando una nata, posibilitando no sólo una extracción por sedimentación clásica, sino también, por flotación.
3. Debido a las burbujas que se producen se generan movimientos ascendentes y descendentes lo cual facilitan la desestabilización de los coloides.

La electrocoagulación puede aplicarse casi a todo tipo de aguas residuales, aunque su efecto se asemeja al del proceso físico-químico, existen diferencias muy considerables con el mismo, una de las ventajas de los tratamientos de la electrocoagulación se debe a que es un tratamiento instantáneo que no requiere la adición de productos químicos, es un sistema automático que necesita poco espacio y posibilita el tratamiento de múltiples contaminantes dentro de la propia fábrica, haciendo incluso posible en algunos casos la reutilización del agua tratada.

Durante la aplicación de la técnica de electrocoagulación en un agua residual, ésta sufre una serie de múltiples fenómenos, más o menos complejos entre los cuales se puede mencionar:

- ✓ La descomposición del agua y las sales presentes

- ✓ La disolución del ánodo metálico
- ✓ Desestabilización del estado coloidal
- ✓ Oxidación de la materia orgánica (química y electroquímica)
- ✓ Absorción de moléculas por parte de los flóculos de hidróxidos metálicos.
- ✓ Reducción de la alcalinidad del agua
- ✓ Eliminación y desinfección de patógenos

Son muchas las aplicaciones de la electrocoagulación para la remoción de diversas aguas residuales, siendo una de las aplicaciones más conocidas y más populares el tratamiento de aguas residuales de la industria de galvanoplastia y electroplateado metálico, la electrocoagulación combinada con la electroflotación ha sido probada como alternativa de remoción de cromo para la industria metalúrgica de producción de cromo, de curtiembres e industria de fertilizantes, así mismo ha mostrado alta efectividad en la remoción de grasas y aceites de las aguas residuales producidas por la industria mecánica, las refinerías y talleres de reparación automotriz, la electrocoagulación ha sido también utilizada en el tratamiento de las aguas residuales de la industria alimentaria mostrando remociones altas de grasas y DQO. (5)

Una de las áreas de aplicación en las cuales se ha desarrollado algunos avances importantes de esta tecnología, es el tratamiento de las aguas residuales de lavanderías, tintorerías e industria textil, obteniéndose eficiencias importantes en la remoción de materia orgánica, turbiedad y color. (5)

Finalmente, la electrocoagulación también ha sido probada en la potabilización de aguas. Es importante resaltar que el paso de la corriente a través del agua a tratar tiene efecto desinfectante en cuanto destruye en buen porcentaje los microorganismos presentes en el agua. En esta misma aplicación se ha venido estudiando la electrocoagulación con buenos resultados en el tratamiento de agua para consumo humano contaminada con arsénico,

contaminación ésta que puede afectar la salud de la población mundial ya que puede ocurrir en cualquier región o país. (5)

1.5. OBJETIVOS DE LA TESIS

OBJETIVO GENERAL

- Reducir la carga de contaminantes de las aguas residuales de la planta de tratamiento de Totorá – Ayacucho empleando el método de electrocoagulación con electrodos de sacrificio de aluminio.

OBJETIVOS ESPECIFICOS

- Evaluar parámetros de trabajo para el proceso de electrocoagulación que son: densidad de corriente y tiempo de electrocoagulación y su efecto en el pH, la conductividad y la turbidez de la muestra en estudio.
- Determinar el porcentaje de remoción de la carga de contaminantes de las aguas residuales de PTAR “La Totorá” por medición de la turbidez, coliformes fecales y DBO₅.
- Caracterizar las aguas del efluente y receptoras de la PTAR “La Totorá”, así como las muestras de agua tratadas por el método de electrocoagulación por métodos analíticos tales como: electrométricos (pH, conductividad), nefelométrico (turbidez), volumétricos (alcalinidad, cloruros, dureza total) gravimétricos (sólidos totales), espectrofotométricos de absorción atómica e ICP (metales pesados), método del Número más Probable NMP (coliformes fecales) y método de medición de oxígeno disuelto (DBO₅).

CAPÍTULO II.
MARCO TEORICO

2.1. ANTECEDENTES.

El uso de la electricidad para tratar aguas residuales fue propuesto por primera vez en el Reino Unido en 1889. La electrocoagulación (EC) empleando electrodos de aluminio y hierro fue patentada en Estados Unidos en 1909. (7)

Koby et al en el 2003, (8) realizaron trabajos de EC con aguas residuales de textiles usando electrodos de hierro y aluminio. Ellos concluyeron que la demanda química de oxígeno (COD) y la eficiencia de remoción de turbidez están influenciadas por la conductividad y pH de las aguas residuales así como por las variables del proceso: densidad de corriente y tiempo de operación.

Arango, A. el año 2005, (9) empleó la técnica de EC para la remoción de grasas y aceites de aguas residuales.

Ghernaout et al el año 2007, (10) realizaron experimentos de laboratorio aplicando la técnica de EC para la desinfección de aguas residuales artificiales conteniendo especies no patógenas de *Escherichia coli*. Encontraron que los electrodos de aluminio fueron más eficientes comparados con electrodos de acero inoxidable y acero ordinario.

Mouedhen et al el año 2008, (11) investigaron procesos de EC con electrodos de aluminio. Reportaron que la concentración mínima de iones Cl^- en la solución a tratar debe ser aproximadamente 60 ppm para romper la película pasiva que hay en la superficie del ánodo.

Gilpavas et al el año 2008, (12) aplicaron la técnica de EC al tratamiento de aguas residuales del proceso de curtición. Evaluaron la cinética para la remoción de Cr^{3+} , de DQO (Demanda Química de Oxígeno) y COT (Consumo Orgánico Total).

Rahmani el año 2008, (13) estudió la remoción de turbidez en función del tiempo de electrólisis, tipo de electrodo y corriente aplicada. Encontró que en el rango entre 100 – 300 mA es suficiente para obtener una buena eficiencia de remoción de turbidez del agua.

2.2. EL AGUA. (14)

2.2.1. COMPOSICIÓN QUÍMICA DEL AGUA. (14)

Fueron Cavendish y Lavoisier en 1780 los primeros en demostrar que el agua estaba compuesta de oxígeno e hidrógeno. Posteriormente Humboldt y Gay Lussac, en 1805, determinaron que la relación volumétrica entre H y O era de 2 a 1.

Por último, Dumas en 1842 comprobó que la relación al peso entre estos elementos era de aproximadamente 2 a 16. Fue así como quedó establecido que la molécula de agua estaba constituida por H_2O .

La simplicidad de este concepto tan ampliamente conocido es, sin embargo, sólo aparente, pues en realidad la estructura molecular del agua es extraordinariamente compleja, y aún no bien comprendida.

Forma de la molécula: Se ha hallado que la molécula del agua tiene una forma angular con el oxígeno colocado en el vértice y las uniones con el hidrógeno formando un ángulo de aproximadamente 104.5° .

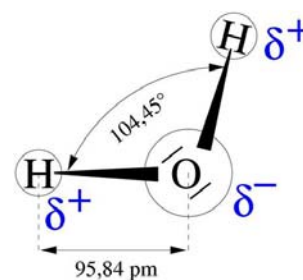


Fig. 2. Molécula del agua

Estructura molecular: Desde la época de Roentgen (1892) los químicos han venido desarrollando diferentes modelos para explicar la estructura molecular del agua. Uno de los más antiguos, aunque no de los más correctos, es el que considera el agua como un arreglo de una, dos o tres moléculas cortas llamadas monohidrol H_2O , dihidrol $(H_2O)_2$ y trihidrol $(H_2O)_3$.

Hoy, en cambio, se tiende a creer que debido a la polaridad de las moléculas, éstas no pueden estar aisladas en el líquido ni unidas en conjuntos pequeños,

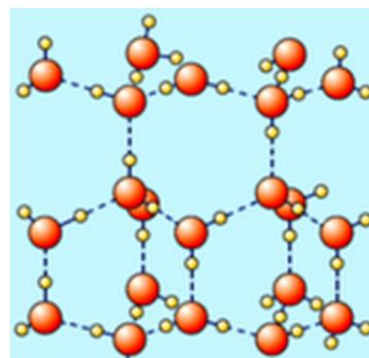


Figura 3. Estructura Molecular del Agua

sino que tienen que atraerse unas con otras formando grupos cerrados, de manera un tanto similar como se presentan en los sólidos, pero con las distancias interatómicas más expandidas.

Se ha concebido por eso la estructura molecular del agua como formada por conjuntos hexagonales, en donde cada molécula está unida a su vecina por medio de **un puente de hidrógeno**, como lo muestra la figura 3.

Ionización y Solvatación.

El carácter bipolar del agua impide que las sustancias que se disuelven en ella conserven sus moléculas intactas. Al contrario, la disolución implica la **ionización** o fraccionamiento de las moléculas en átomos o grupos de átomos con una carga eléctrica positiva (cationes) o negativa (aniones). Por ejemplo, el NaCl en solución se convierte en ion Na^+ e ion Cl^- .

Esto se debe a que cuando el soluto se dispersa, cada extremo de la molécula de la sustancia es atraído por el dipolo de carga opuesta, lo que produce la ruptura molecular y la consiguiente **disociación iónica**.

Cada ion crea y transporta su propio campo eléctrico y, por consiguiente, no puede permanecer aislado de las moléculas de agua que lo rodean y están polarizadas, sino que, por el contrario, produce una atracción electrostática entre él y los dipolos, los cuales quedan formando una envoltura a su alrededor orientada según sea la carga. Cuanto más intenso sea el campo del ion, tanto más moléculas de agua atraerá hacia sí. Este fenómeno se llama **solvatación**.

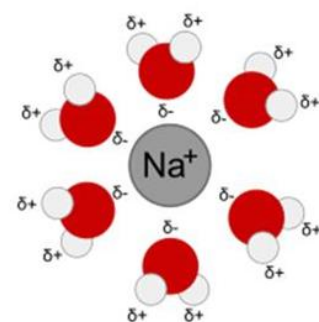


Figura 4. Representación de la solvatación del ion sodio

La disgregación de la molécula del soluto en iones y la solvatación son fenómenos simultáneos.

2.2.2. SUSTANCIAS DISPERSAS EN EL AGUA. (14)

Una sustancia puede estar dentro de otra de varios modos diferentes.

Primero: La molécula de una sustancia A puede estar disgregada dentro de una sustancia B. En este caso se dice que la sustancia A está disuelta dentro de la B.

Segundo: partículas o gotitas muy pequeñas de la sustancia A pueden estar dispersas dentro de la sustancia B. En este caso se dice que la sustancia A está en estado coloidal dentro de la sustancia B.

Tercero: Partículas relativamente grandes de la sustancia A están flotando dentro de la sustancia B. En este caso se dice que la sustancia A está en suspensión en la sustancia B.

Como se ve, según el tamaño de las partículas del sólido o líquido disgregado dentro de otro, hay un cambio en la clasificación del fenómeno y en las características que este reviste. Cuando hay verdadera solución, el soluto tiene dimensiones aproximadamente iguales o inferiores a $1\text{m}\mu$; cuando hay estado coloidal, el coloide tiene dimensiones que varían entre $1\text{m}\mu$ y $1000\text{m}\mu$. Y cuando hay suspensión gruesa las partículas o gotas suspendidas tienen tamaños iguales o mayores a $1000\text{m}\mu$. La

fig. 5 ilustra sobre el tamaño aproximado de las partículas y su distribución. (14, 15)

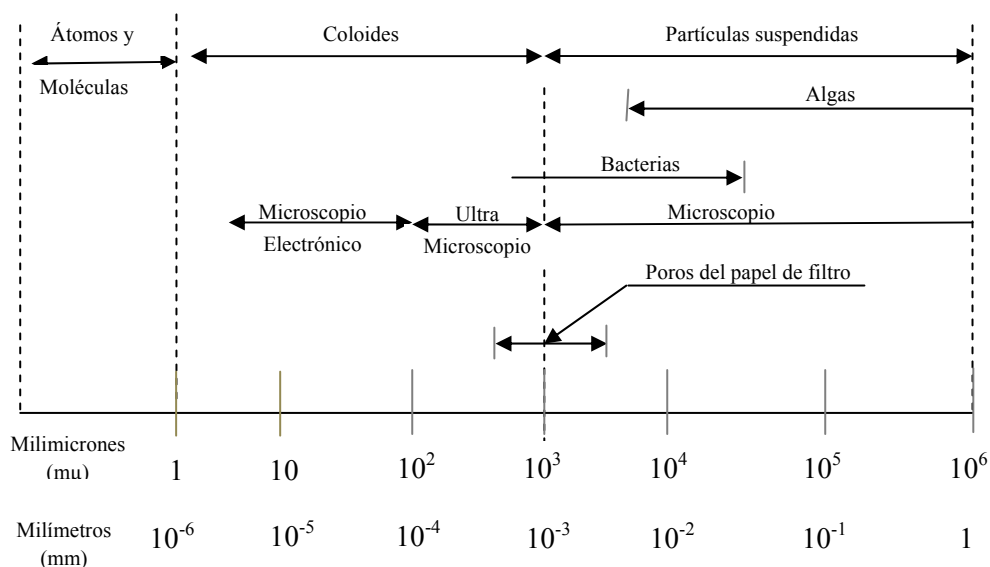


Figura 5. Tamaño de las partículas suspendidas en el agua.

Los coloides propiamente dichos tienen propiedades muy características que los distinguen en una forma muy precisa, y que es necesario estudiarla para poder entender qué es la **coagulación**. Los químicos suelen referirse a la sustancia dispersa como fase dispersa y a la sustancia dispersante como fase dispersante.

Existen ocho clases de disoluciones coloidales, las cuales son:

	Fase dispersa	Fase dispersante	Nombre	Ejemplo
1.	Líquido	Líquido	Emulsión	Aceite en agua
2.	Sólido	Líquido	Sol	Turbiedad en agua
3.	Gas	Líquido	Espuma	Crema batida
4.	Líquido	Gas	Aerosol	Niebla, neblina
5.	Sólido	Gas	Aerosol	Humo, polvo
6.	Líquido	Sólido	Gel	Jalea
7.	Sólido	Sólido		Vidrio coloreado
8.	Gas	Sólido		Piedra pómez

2.2.2.1. Los Coloides, clasificación y propiedades. (14)

Sin pretender dar una clasificación completa de los sistemas coloidales podríamos dividirlos como indica la figura 6 en moleculares y no moleculares (micelares); liofílicos y liofóbicos, diuturnos y caducos, orgánicos e inorgánicos.

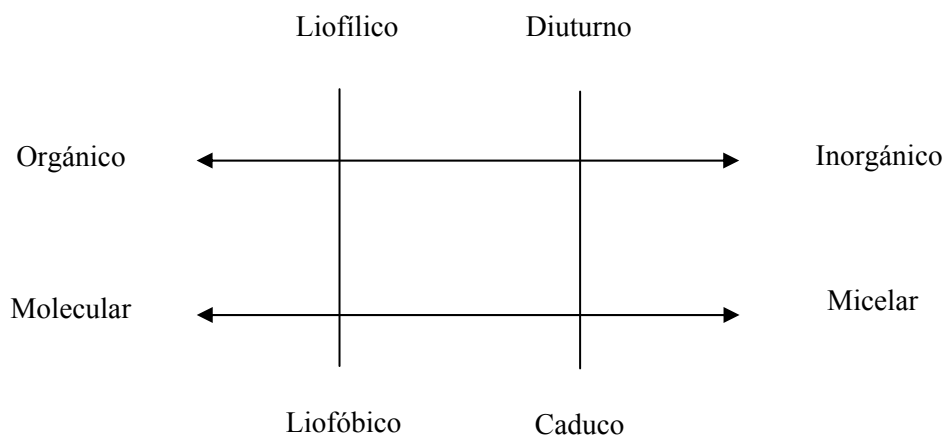


Figura 6. Clasificación de los Coloides

Los coloides moleculares, están constituidos por sustancias poliméricas, formadas por largas cadenas orgánicas, con pesos moleculares muy grandes (15 000 – 100 000) y tamaños entre 10^2 y 5×10^2 m μ de longitud por 0,2 y 1 m μ de grosor. Estos polímeros, como la gelatina, las proteínas, el almidón, etc., no obstante estar dispersados molecularmente, no constituyen verdaderos solutos, sino coloides.

Los coloides de asociación o micelares pueden formarse por asociación de moléculas más pequeñas de minerales (ejemplo: oro) o compuestos orgánicos (ejemplo: jabones, detergentes), que espontáneamente se aglutinan en presencia de un dispersante en partículas de tamaño coloidal.

Los coloides liofílicos (hidrofílicos cuando se refiere al agua) están constituidos por las dispersiones moleculares de sustancias poliméricas o sustancias aglutinadas en tamaño coloidal, que tienen una fuerte atracción por el solvente, y reaccionan químicamente con el agua, en la cual están dispersados (Ejemplo: jabones, materia orgánica encontrada en el agua negra)

Los coloides liofóbicos están, en cambio, formados por sustancias insolubles en el dispersante (ejemplo: arcillas, metales) y por lo mismo son mucho más inestables que los liofílicos. Son el tipo de dispersiones que más interesa en el tratamiento de agua potable.

Los coloides diuturnos (término propuesto por Mysels (1959) que significa de larga duración) son aquellos que no se modifican o se aglutinan durante mucho tiempo comparado con el período de observación.

Los coloides caducos son, al contrario, los transitorios que se aglutinan o cambian rápidamente.

Los coloides, además, pueden ser orgánicos como las proteínas o las grasas, o inorgánicos como el oro o las arcillas, minerales.

Forma de los coloides.

La forma de los coloides tiene relación directa con sus propiedades. Algunos los clasifican en isométricas y anisométricas. Las primeras son las que tienen una dimensión igual en todas direcciones (esferas, poliedros); las segundas son las que se extienden preferentemente en una o dos dimensiones tales como cilindros, láminas, cintas, etc. La figura 7 incluye las formas más comunes de coloides. (14)

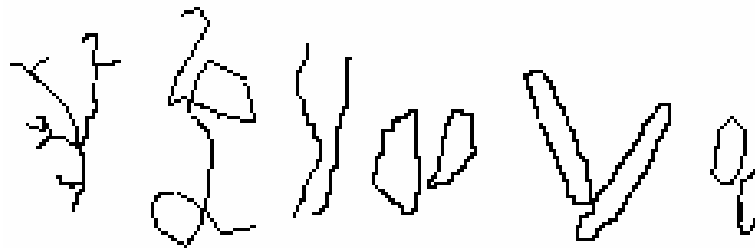


Figura 7. Las formas más comunes de partículas coloidales

En un líquido turbulento, las formas filamentosas o cilíndricas tienen más oportunidad de contacto que las formas esféricas o poliédricas, lo cual influencia la posibilidad de aglutinación de las partículas.

Propiedades de los Coloides.

Algunas de las más importantes son las siguientes:

Propiedades cinéticas	Movimiento browniano
	Difusión
	Presión osmótica
Propiedades ópticas	Efecto Tyndall – Faraday
	Coloración
Propiedades de superficie (adsorción)	
Electrocinetismo	

A) Propiedades cinéticas

Movimiento Browniano

Una de las propiedades que más distingue a las dispersiones coloidales, es el que no pueden sedimentarse. Si una suspensión de dichas partículas es observada en un ultramicroscopio, se puede notar entre ellas un movimiento constante y desordenado debido al bombardeo de las partículas por las moléculas del líquido en el cual están dispersas.

Difusión.

El movimiento incesante de las partículas coloidales hace que éstas se difundan, esto es, que se distribuyen uniformemente en el solvente.

Presión osmótica.

Debido al movimiento browniano, si la concentración de partículas en un líquido no es uniforme, se produce el flujo de material desde las zonas de alta concentración hacia las de baja concentración hasta alcanzar un equilibrio.

B) Propiedades ópticas.

Las propiedades ópticas son: la dispersión de la luz y la opalescencia.

Diseminación de la luz.

Un rayo de luz es diseminado al pasar a través de una suspensión coloidal. La diseminación es proporcional al tamaño de las partículas. La diseminación hace aparecer las soluciones turbias. La **turbiedad** es por tanto una forma de medir la concentración de partículas coloidales en un líquido.

Opalescencia.

Los coloides son primeramente incoloros. Sin embargo, las suspensiones coloidales aparecen con una cierta coloración. Por ejemplo, la suspensión de hidróxido férrico es roja. Esto puede deberse:

1. A la diseminación de la luz.
2. A la absorción selectiva por el coloide de una cierta longitud de onda.

C) Propiedades de Superficie.

Cuando la materia se subdivide hasta llegar al tamaño coloidal se produce un gran incremento del área.

Esta enorme superficie tiene la tendencia de adsorber, en la interfase sólido-líquido, moléculas, iones o coloides. La capacidad de adsorción de las superficies es una de sus principales propiedades.

Para que la adsorción se produzca se necesita que:

- a) El adsorbido tenga una baja solubilidad en el agua y
- b) Exista una afinidad especial del soluto por el sólido (coloide) en el cual queda adsorbido.

Una vez que el soluto se transporta hasta la superficie queda adherido a ella debido a:

- a) Fuerzas físicas (fisiosorción)
- b) Fuerzas químicas (quimiosorción)

En el primer caso, la unión puede deberse a las fuerzas de Van der Waals, atracción electrostática o a interacción dipolo a dipolo, y es un fenómeno irreversible.

En el segundo caso, en cambio, la unión es de tipo químico muy estable e irreversible y se forma por la reacción de uno o más átomos o iones de la superficie con iones del soluto, sin que aquellos pierdan su identidad en la estructura reticular del sólido.

D) Propiedades electrocinéticas (electrocinetismo)

Se ha observado que las partículas de una dispersión coloidal, se mueven de un polo de determinado signo a otro, al estar sometidas a un campo eléctrico, lo que demuestra que poseen una carga electrostática.

Esta carga primaria de los coloides se debe a tres causas principales: reemplazo isomórfico, ionización y adsorción.

Reemplazo isomórfico

Al hablar de arcillas, la estructura reticular de los cristales puede tener imperfecciones. Dichas imperfecciones pueden originar el reemplazo de un átomo de mayor valencia o viceversa, creando así una carga eléctrica en la partícula.

Por ejemplo, si en la estructura reticular tetraédrica del SiO un átomo de Si (estado de oxidación +4) es reemplazado por uno de Al (estado de oxidación +3), el cristal quedaría cargado negativamente.

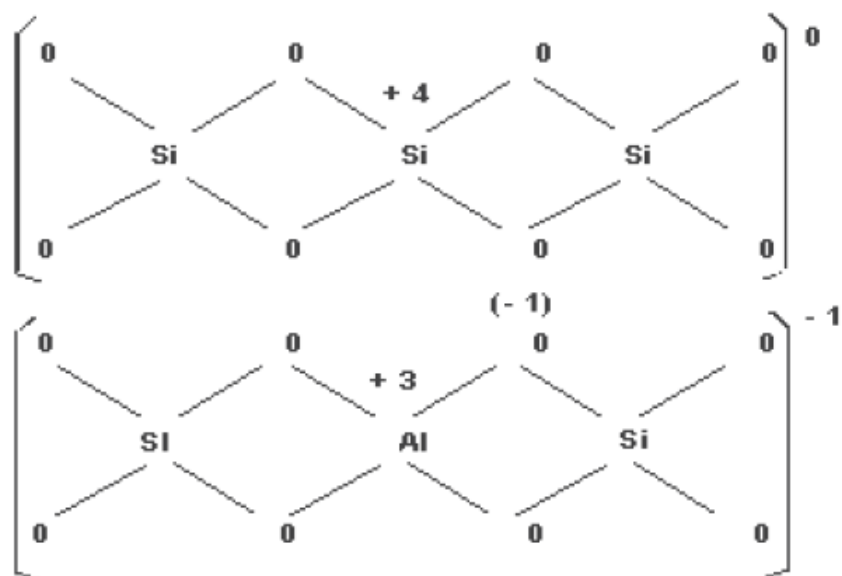


Figura 8. Estructura reticular del tetraedro de silicio

Ionización

Muchos coloides naturales contienen en la superficie grupos químicos (carboxilos, hidroxilos, etc.), que pueden ionizarse dando origen a cargas eléctricas.

Adsorción preferencial

Los coloides pueden también cargarse por adsorción preferencial de iones en la superficie.

Esta carga primaria de los coloides produce una fuerza repulsiva, que impide la aglomeración o coagulación de las partículas.

2.2.3. USOS DEL AGUA. (16)

El agua es el recurso que ha condicionado principalmente el desarrollo de la civilización. Los núcleos de población se han asentado, a lo largo de la historia, junto a los cursos de los ríos. La presencia de grandes fuentes de agua ha sido decisiva en el desarrollo de la sociedad humana, llegando a influir no sólo en el mero mantenimiento de la vida, sino también en lo que se refiere al crecimiento económico y a la mejora de la calidad de vida. Este hecho permite constatar que el agua tiene importantes aplicaciones, que podrían resumirse en los siguientes puntos:

- Abastecimiento de agua potable.
- Sostenimiento de la fauna acuática.
- Producción agraria e industrial.
- Generación de energía.
- Navegación y recreo.
- Evacuación de residuos.

Es evidente que todas estas actividades demandan agua; sin embargo, no todas ellas la consumen. La “demanda” es la cantidad de agua que se requiere para un uso

determinado, mientras que el “consumo” es la cantidad de agua que deja de estar disponible después de su utilización, por no ser reaprovechable.

Finalmente, la calidad del agua puede verse totalmente alterada según la utilización que se haga de ella. Así, algunos usos del agua generan las llamadas “aguas residuales”, es decir, los efluentes de actividades domésticas, agrarias o industriales.

2.2.4. CONTAMINACIÓN DEL AGUA. (16)

La contaminación del agua puede definirse como la alteración de su calidad por la acción natural o humana que hace que no sea adecuada para la aplicación a la que se destina. Las alteraciones que puede sufrir el agua pueden ser físicas, químicas o biológicas.

Alteraciones Físicas.

Propiedades organolépticas. Tales como color, olor (color debido a la presencia de materiales disueltos o suspendidos; olor a la presencia de productos químicos o a materia orgánica en descomposición o a organismos como las algas o los hongos).

Temperatura. Esta variable está relacionada con diversos fenómenos que ocurren en el agua, como la solubilidad de gases y sales, así como en los procesos biológicos, La elevación de la temperatura del agua puede acelerar la putrefacción, aumentar la solubilidad de las sales y disminuir la de los gases.

Materia en suspensión. Generalmente el agua en movimiento transporta sólidos insolubles. Según el tamaño de las partículas, se pueden formar suspensiones, que pueden ser inestables y sedimentar cuando el agua queda en reposo, o pueden ser estables incluso con el agua en reposo. En el primer caso se habla de “sedimento”, mientras que en el segundo caso se habla de “turbidez”.

Espuma. Un agua formará espuma si contiene agentes tensoactivos, que son sustancias que disminuyen la tensión superficial de los líquidos y, por tanto, aumentan la estabilidad de las burbujas gaseosas que puedan formarse en la superficie. El ejemplo más representativo de agentes tensoactivos son los detergentes sintéticos, que son vertidos en las aguas naturales en grandes cantidades por su extendido uso industrial y doméstico.

Radiactividad. Todas las aguas presentan una determinada radiactividad natural, como consecuencia de la presencia de isótopos radiactivos solubles, en especial los de potasio, provenientes de diversos tipos de rocas, y que no suponen peligro para los seres vivos.

Alteraciones Químicas

La presencia de compuestos químicos por encima de determinados niveles de concentración suele ser la que más afecta a la calidad del agua. Los compuestos orgánicos (hidrocarburos, pesticidas, detergentes) dan al agua un carácter reductor, ya que son capaces de combinarse con el oxígeno disuelto en ella. Los productos inorgánicos (nitrógeno, fósforo, sales, metales) varían de forma importante las propiedades del agua como su alcalinidad, carácter corrosivo o toxicidad.

Alteraciones Biológicas

Las alteraciones biológicas del agua se refieren, principalmente, al desequilibrio provocado por un aumento del número de microorganismos presentes especialmente bacterias, protozoos y algas. Las bacterias son los microorganismos encargados de oxidar la materia orgánica del agua; los protozoos se alimentan de bacterias y, por tanto, equilibran las poblaciones de microorganismos; las algas poseen la capacidad fotosintética que les permite liberar oxígeno, manteniendo la concentración suficiente en el agua.

Otro tipo de alteración biológica es la disminución de la flora y fauna acuáticas de un agua, provocada a menudo por la reducción de la concentración de oxígeno libre disuelto por debajo del valor mínimo ($> 4 \text{ mg/L}$) que permite la vida de los organismos superiores.

2.3. ASPECTOS MEDIOAMBIENTALES DE LAS AGUAS

2.3.1. PARÁMETROS FÍSICO – QUÍMICOS EN LA EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA

La calidad del agua ha de definirse en relación con el uso o actividad a que se le quiere dedicar, y por ello no podemos hablar de “buena” o “mala” calidad en abstracto, sino que cada actividad exige una calidad adecuada.

Para evaluar los cambios que las diferentes aplicaciones del agua puedan originar en su calidad, empleamos parámetros físicos, químicos o biológicos. A estos parámetros se les denomina **indicadores de calidad del agua**.

Se pueden considerar los siguientes:

- **Potencial de Hidrógeno, pH. (17)**

Es un término usado para expresar el grado de acidez o alcalinidad de una solución y constituye un parámetro de interés en la caracterización de un cuerpo de agua, su variación indica las alteraciones producidas por agentes extraños.

- **Temperatura. (16,18)**

La temperatura del agua es un parámetro muy importante ya que ejerce una notable influencia en la solubilidad del oxígeno (un aumento de $10 \text{ }^\circ\text{C}$ disminuye la solubilidad del oxígeno en un 20 %), lo que tiene un gran efecto sobre los seres vivos que puede contener, sobre la velocidad de las reacciones químicas y bioquímicas y en sus posibilidades de utilización. Por tanto, un agua cuya

temperatura sea unos 10 – 15 °C superior a su valor medio normal podría considerarse como “térmicamente contaminada”.

- **Conductividad. (17)**

Es la expresión numérica de la habilidad del agua para transportar una corriente eléctrica. Depende de la concentración total de sustancias disueltas ionizadas en el agua y de la temperatura a la cual se haga la determinación.

¿Por qué es importante medir la conductividad en el agua?

- ✓ Para obtener un estimado rápido del contenido de sólidos totales disueltos; multiplicado por un factor que oscila entre 0,55 – 0,90 se puede obtener el contenido de sólidos disueltos en mg/L.

- **Demanda Bioquímica de Oxígeno DBO₅. (19)**

Es una prueba usada para la determinación de los requerimientos de oxígeno para la degradación bioquímica de la materia orgánica en las muestras de agua.

Mide el oxígeno requerido por los organismos en sus procesos metabólicos al consumir materia orgánica presentes en las aguas residuales. Cuanto mayor sea el valor de este parámetro, más contaminada estará el agua.

Aplicación

- ✓ Es la única prueba que se aplica y da una medida de la cantidad de materia orgánica biológicamente oxidable presente en la muestra.
- ✓ La determinación es usada en estudios para medir la capacidad de purificación del curso de agua y para chequear la calidad del efluente.

- **Contenido en sólidos. (16,18)**

El contenido en sólidos del agua es el parámetro más inmediato para medir la calidad del agua. Estos sólidos (totales) pueden estar disueltos, suspendidos (provocando turbidez) o ser sedimentables.

El término de sólidos totales (ST) se refiere a la materia que permanece como residuo después de evaporación y secado de 103 a 105 °C

- **Turbiedad. (17,19)**

Es una expresión de la propiedad óptica de una muestra de agua, que hace que la luz sea dispersada y no transmitida a través de la suspensión

¿A qué se debe?

A la presencia de materia suspendida (arcilla, limo, sedimento, materia orgánica e inorgánica finamente dividida, plancton y otros organismos microscópicos)

- **Alcalinidad. (19)**

Se debe generalmente a la presencia de bicarbonatos, carbonato e hidróxido y con menos frecuencia (ocasionalmente) a boratos, silicatos y fosfatos.

Hay tres clases de alcalinidad: tipo hidróxido (OH^-), tipo carbonatos (CO_3^{2-}) y tipo bicarbonatos (HCO_3^-).

Con el fin de distinguir las clases de alcalinidad presentes en una muestra y de determinar las cantidades de cada una de ellas se efectúa una titulación con 0,02 N de H_2SO_4 , usando dos indicadores sucesivamente (fenoftaleína y anaranjado de metilo)

Significado Sanitario

La alcalinidad del agua tiene poca importancia sanitaria. Aguas con alta alcalinidad, son usualmente de mal sabor, siendo rechazadas por el público.

- **Dureza. (17)**

Se define como la característica del agua que representa la concentración total de iones calcio y magnesio, expresada como **carbonato de calcio**.

Las aguas pueden clasificarse en términos del grado de dureza en (19):

- Aguas blandas : 0 a 75 mg/L como CaCO_3

- Aguas moderadamente duras : 75 a 150 mg/L como CaCO₃
- Aguas duras : 150 a 300 mg/L como CaCO₃
- Aguas muy duras : más de 300 mg/L como CaCO₃

¿Por qué es importante la medición de Dureza en el agua?. (17)

Las aguas duras son tan satisfactorias al consumo humano como las aguas blandas. Los problemas son de tipo doméstico e industrial: a mayor dureza mayor consumo de jabón y formación de incrustaciones sobre superficies metálicas.

- **Cloruros. (19)**

Las aguas naturales contienen cloruros en concentraciones que varían ampliamente. El contenido de cloruros aumenta normalmente, cuando se incrementa el contenido mineral.

Aguas de vertientes y montañas usualmente tienen una concentración baja de Cloruros, mientras que aguas de río o subterráneas usualmente tienen una cantidad considerable

Significado Sanitario

Concentraciones cercanas a los 250 ppm (mg/L) de cloruros, da un sabor salado al agua, en caso de usarse para bebida son rechazada por mucha gente.

- **Nitrito – NO₂⁻**

Se encuentran en las aguas como estado intermedio de la descomposición biológica del nitrógeno orgánico. Se forma en condiciones aeróbicas a partir del amonio.

Es inestable en presencia de O₂ y en las aguas naturales por lo general no se le encuentra. (17)

¿Por qué es importante medir Nitritos en el agua?. (17)

- ✓ Su presencia en el agua es algunas veces indicador de contaminación orgánica fecal.

- **Metales Pesados.**

Las aguas procedentes de las industrias como la minera, la de recubrimientos metálicos, las fundidoras y otras más contaminan el agua con diversos metales. Por ejemplo, las sales de metales como el plomo, el zinc, el mercurio, la plata, el níquel, el cromo, el cadmio y el arsénico son muy tóxicas para la flora y la fauna terrestres y acuáticas.

Las sales solubles en agua de los metales pesados como el plomo, cadmio y mercurio son muy tóxicos y acumulables por los organismos que los absorben, los cuales a su vez son fuente de contaminación de las cadenas alimenticias al ser ingeridos por alguno de sus eslabones. Al ser ingeridos por el hombre en el agua y alimentos contaminados por los compuestos de mercurio, plomo o cadmio le provocan ceguera, amnesia, raquitismo, miastenia o hasta la muerte.

¿Por qué es importante medir el contenido de metales pesados en el agua? (17)

- ✓ Debido a las propiedades tóxicas que muchos de estos elementos confieren a los organismos vivos, caso del plomo puede causar varios efectos no deseados, como son perturbación de la biosíntesis de la hemoglobina y anemia, daño a los riñones, distintos tipos de cáncer, entre otros.
- ✓ Muchos de ellos son acumulativos en el organismo.
- ✓ Afectan la calidad del agua de consumo humano por ejemplo el plomo puede entrar en el agua potable a través de la corrosión de tuberías, afectan los sistemas de tratamiento de aguas residuales y el sistema biológico de los cuerpos hídricos.

- **Organismos patógenos. (16,18)**

Los organismos patógenos que se pueden encontrar en el agua proceden de residuos humanos y pueden causar enfermedades gastrointestinales como fiebre tifoidea,

cólera o disentería. Como la identificación de los organismos patógenos presentes en el agua es extremadamente difícil y lenta, se utiliza como indicador de su posible existencia la presencia de heces. Las heces humanas se caracterizan por contener una elevada cantidad de bacterias en forma de bastoncillo, llamadas “coliformes”, que son fáciles de determinar, por lo que se utilizan como indicadores de la contaminación fecal. Su presencia se interpreta como un indicador de heces y, por tanto, de que puede haber organismos patógenos presentes; su ausencia indica que el agua no contiene heces y, por tanto, se halla exenta de organismos productores de enfermedades.

2.3.2. NORMAS DE CALIDAD DEL AGUA

Las Normas de Calidad de Agua en el país son fijados por el Ministerio del Ambiente MINAM teniendo en cuenta que los límites que se establecen en cada caso, sean factibles de ser alcanzados con los recursos locales disponibles para tal fin.

2.3.2.1. LEY DE RECURSOS HÍDRICOS N° 29338

Promulgado el 30 de Marzo de 2009, en El Título III USO DE LOS RECURSOS HÍDRICOS, se tiene los siguientes artículos relacionados con el uso de agua:

Artículo 35: Clases de usos de agua y orden de prioridad, reconoce las siguientes clases de uso de agua:

1. Uso primario
2. Uso poblacional
3. Uso productivo

Artículo 36. Uso primario del agua.

Consiste en la utilización directa y efectiva de la misma, en las fuentes naturales y cauces públicos del agua, con el fin de satisfacer necesidades primarias humanas.

Artículo 39. Uso poblacional del agua.

Consiste en la captación del agua de una fuente o red pública, debidamente tratada, con el fin de satisfacer las necesidades humanas básicas.

Artículo 42. Uso productivo del agua.

Consiste en la utilización de la misma en procesos de producción o previos a los mismos.

El Reglamento de la Ley N° 29338, Ley de Recursos Hídricos (Decreto Supremo N° 001-2010-AG) Aprobado el 24 de marzo 2010 en el artículo 106. 2. sobre la Clasificación de los Cuerpos de Aguas, señala que la Autoridad Nacional del Agua clasifica los cuerpos de agua, tomando como base la implementación progresiva de los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para el Agua (ECA- Agua), de acuerdo con los usos actuales y potenciales a que se destina el agua.

2.3.2.2. ESTANDARES NACIONALES DE CALIDAD AMBIENTAL PARA AGUAS

Según Decreto Supremo N° 002-2008 – MINAM (30 de julio del 2008), se aprobó los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Agua, con el objetivo de establecer el nivel de concentración o el grado de elementos, sustancias o parámetros físicos, químicos y biológicos presentes en el agua, en su condición de cuerpo receptor y componente básico de los ecosistemas acuáticos, que no representa riesgo significativo para la salud de las personas ni para el ambiente.

Según el ENCA – Agua la clasificación de los cuerpos de agua es el siguiente (3):

Categoría 1: Poblacional y Recreacional

Categoría 2: Actividades marino costeras

Categoría 3: Riego de vegetales y bebida de animales

Categoría 4: Conservación del ambiente acuático

A continuación se detalla los niveles de concentración o el grado de elementos, sustancias o parámetros físicos, químicos y biológicos presentes en el agua de categoría 3. (3)

Tabla 2. ESTANDARES NACIONALES DE CALIDAD AMBIENTAL DEL AGUA.

CATEGORÍA 3: RIEGO DE VEGETALES Y BEBIDA DE ANIMALES

PARÁMETROS PARA RIEGO DE VEGETALES DE TALLO BAJO Y TALLO ALTO		
PARÁMETROS	UNIDAD	VALOR
Fisicoquímicos		
Bicarbonatos	mg/L	370
Calcio	mg/L	200
Carbonatos	mg/L	5
Cloruros	mg/L	100 – 700
Conductividad	µS/cm	< 2000
Demanda Bioquímica de Oxígeno	mg/L	15
Demanda Química de Oxígeno	mg/L	10
Fluoruros	mg/L	1
Fosfatos = P	mg/L	1
Nitratos (NO ³ – N)	mg/L	10
Nitritos (NO ² – N)	mg/L	0,06
Oxígeno disuelto	mg/L	≥ 4
pH	Unidad de pH	6,5 – 8,5
Sodio	mg/L	200
Sulfatos	mg/L	300
Inorgánicos		
Aluminio	mg/L	5
Arsénico	mg/L	0,05
Cadmio	mg/L	0,005
Cromo (+6)	mg/L	0,1
Hierro	mg/L	1
Plomo	mg/L	0,05
Manganeso	mg/L	0,2
Zinc	mg/L	2

PARÁMETROS PARA RIEGO DE VEGETALES			
PARÁMETROS	Unidad	Vegetales Tallo Bajo	Vegetales Tallo Alto
		Valor	Valor
Biológicos			
Coliformes Termotolerantes	NMP/100 mL	1 000	2 000
Coliformes Totales	NMP/100 mL	5 000	5 000
Enterococos	NMP/100 mL	20	100
Escherichia coli	NMP/100 mL	100	100

PARÁMETROS PARA BEBIDAS DE ANIMALES		
PARÁMETROS	UNIDAD	VALOR
Fisicoquímicos		
Conductividad	μS/cm	< = 5 000
Demanda Bioquímica de Oxígeno	mg/L	< = 15
Demanda Química de Oxígeno	mg/L	40
Fluoruros	mg/L	2
Nitratos (NO ³ – N)	mg/L	50
Nitritos (NO ² – N)	mg/L	1
Oxígeno disuelto	mg/L	> 5
pH	Unidad de pH	6,5 – 8,4
Sulfatos	mg/L	500
Inorgánicos		
Aluminio	mg/L	5
Arsénico	mg/L	0,1
Cadmio	mg/L	0,01
Cromo (+6)	mg/L	1
Hierro	mg/L	1
Plomo	mg/L	0,05
Manganeso	mg/L	0,2
Zinc	mg/L	24
Biológicos		
Coliformes Termotolerantes	NMP/100 mL	1 000
Coliformes Totales	NMP/100 mL	5 000
Enterococos	NMP/100 mL	20
Escherichia coli	NMP/100 mL	100

Nota:

NMP/100: Número más probable en 100 mL

Vegetales de tallo alto: Son plantas cultivables o no, de porte arbustivo o arbóreo y tiene una buena longitud de tallo las especies leñosas y forestales tienen un sistema radicular pivotante profundo (1 a 20 metros). Ejemplo: Forestales, árboles frutales, etc.

Vegetales de tallo bajo: Son plantas cultivables o no, frecuentemente porte herbáceo debido a su poca longitud de tallo, alcanzan poca altura. Usualmente, las especies herbáceas de porte bajo tiene un sistema radicular difuso o fibroso, poco profundo (13 a 50 cm). Ejemplo: Hortalizas y verduras de tallo corto, como ajo, lechuga, fresa, col, repollo, apio y arvejas, etc.

Animales mayores: Entiéndase como animales mayores a vacunos, ovinos, porcinos, camélidos y equinos, etc.

Animales menores: Entiéndase como animales menores a caprinos, cuyes, aves y conejos.

2.4. TRATAMIENTO DE AGUA POR COAGULACIÓN Y ELECTROCOAGULACIÓN.

2.4.1. COAGULACIÓN – FLOCULACIÓN.

La coagulación – floculación es uno de los procesos fisicoquímicos más utilizados en el tratamiento de aguas, y básicamente consiste en la aglutinación de las partículas contaminantes en pequeñas masas con peso específico superior al del agua, denominadas flóculos. (20)

Dicho procesos se usa para (14):

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

Se debe distinguir dos aspectos fundamentales en la coagulación – floculación del agua (14):

- a. La desestabilización de las partículas suspendidas, o sea la remoción de las fuerzas que las mantienen separadas.
- b. El transporte de ellas dentro del líquido para que hagan contacto, generalmente estableciendo puentes entre sí y formando una malla tridimensional de coágulos porosos.

Al primer aspecto los autores suelen referirse como a coagulación y al segundo como a floculación.

2.4.1.1. COAGULACIÓN QUÍMICA DEL AGUA.

La coagulación tiene inicio en el instante en que se agrega un coagulante al agua, (14) este proceso es muy rápido, toma desde décimas de segundo hasta cerca de 100 segundos, de acuerdo con las demás características del agua. (15)

La coagulación se lleva a cabo generalmente con la adición de sales de aluminio y hierro. Este proceso es el resultado de dos fenómenos (15):

- El primero, esencialmente químico, consiste en las reacciones del coagulante con el agua y la formación de especies hidrolizadas con carga positiva. Este proceso depende de la concentración del coagulante y el pH final de la mezcla.
- El segundo, fundamentalmente físico, consiste en el transporte de especies hidrolizadas para que hagan contacto con las impurezas del agua.

La rapidez de estos fenómenos depende del tamaño de las partículas en relación con la agitación del líquido, de su concentración y de su grado de desestabilización; por lo tanto, uno de los aspectos importantes para que se lleve a cabo la coagulación es la dispersión de los coagulantes en el agua. Por ejemplo, la coagulación por adsorción – neutralización requiere de tiempos inferiores a 1 s y la coagulación por barrido requiere entre 1 a 7 s. (20) Para poder llevar a cabo una dispersión efectiva de los coagulantes en el volumen de agua a tratar se requiere de una intensa turbulencia en el punto de aplicación de los mismos. (20) Se lleva a cabo en una unidad de tratamiento denominada mezcla rápida. (15)

La coagulación está fundamentalmente en función de las características del agua y de las partículas presentes, las mismas que definen el valor de los parámetros conocidos como pH, alcalinidad, color verdadero, turbiedad, temperatura, fuerza iónica, sólidos

totales disueltos, tamaño y distribución de tamaños de las partículas en estado coloidal y en suspensión, etc. (15)

Sustancias químicas empleadas en la coagulación. (15)

A la variedad de elementos químicos empleados en la coagulación se les clasifica como coagulantes, modificadores de pH y ayudantes de coagulación.

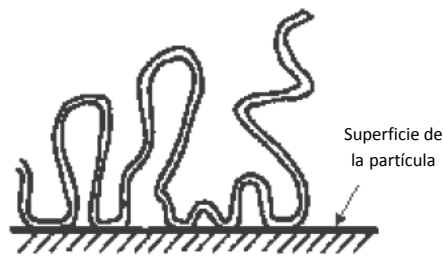


Figura 9. Esquematización de polímeros adsorbidos en la superficie de los coloides

Coagulantes metálicos. (14,15)

Los productos químicos más usados como coagulantes en el tratamiento de aguas los podemos clasificar en tres tipos: sales de aluminio, sales de hierro y compuestos varios.

Coagulación con sales de aluminio. (14)

Las sales de aluminio forman un floculo ligeramente pesado. Las más conocidas de éstas son el sulfato de aluminio, el sulfato de aluminio amoniacal y el cloruro de polialuminio.

El primero es el coagulante que por su bajo costo y su manejo relativamente sencillo se usa con mayor frecuencia en las plantas de tratamiento de agua potable.

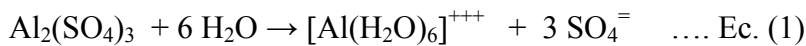
El sulfato de aluminio es una sal derivada de una base débil (hidróxido de aluminio) y de un ácido fuerte (ácido sulfúrico), por lo que sus soluciones acuosas son muy ácidas;

su pH varía entre 2 y 3,8. Por esta razón, su almacenamiento debe hacerse en un lugar seco, libre de humedad.

Química de coagulación con Al (III). (14, 15)

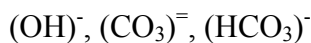
El sulfato de aluminio $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ es un polvo de color marfil, ordinariamente hidratado, que con el almacenaje suele convertirse en terrones relativamente duros.

Cuando está en solución se encuentra hidrolizado, esto es, asociado con el agua:



Los iones de aluminio hidratados $[\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6]^{+++}$ actúan como un ácido en el sentido Brönsted y reaccionan, por tanto, con las bases que encuentran en el agua, así:

1. Con la alcalinidad, que la expresaremos como:

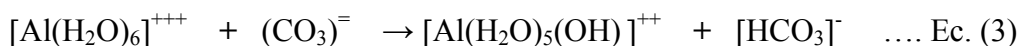
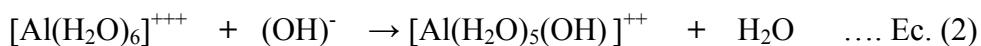


2. Con las moléculas de agua H_2O .

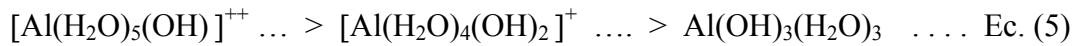
Como las bases que constituyen la alcalinidad son más frecuentes que el H_2O , el $[\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6]^{+++}$ reaccionará siempre antes con ellas, que con la molécula de agua. Por tanto, habrá un consumo y un descenso del pH.

1. Reacciones con la alcalinidad. (14)

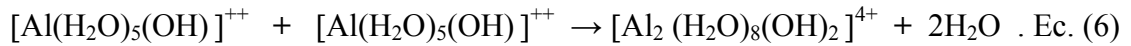
Las reacciones con la alcalinidad, desde el punto de vista de la teoría de ácidos y bases, ocurren con más facilidad que las reacciones con el H_2O . Pueden expresarse en la forma siguiente:



El $[\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_5(\text{OH})]^{++}$ es un compuesto inestable y transitorio que se hidroliza rápidamente, reemplazando un H_2O por un $(\text{OH})^-$. Así:



El producto final es un hidróxido de aluminio insoluble que precipita a ciertos pH y que puede no tener carga o tenerla negativa $\text{Al}(\text{OH})_4^-$. De acuerdo a Stumm y Morgan (1962), las especies monoméricas, esto es, que contienen un solo ion de aluminio, se polimerizan reaccionando entre sí:



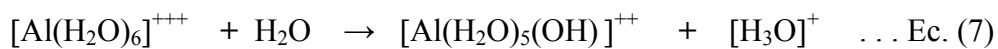
Estas reacciones de polimerización continúan con el tiempo, formando compuestos tales como $\text{Al}_6(\text{OH})_{15}^{3-}$, $\text{Al}_8(\text{OH})_{20}^{4+}$ y, finalmente, $\text{Al}(\text{OH})_3(\text{H}_2\text{O})_3$ ó $[\text{Al}(\text{OH})_4]^-$ según el pH.

Tanto los iones de aluminio hidratados como los compuestos poliméricos pueden ser adsorbidos rápidamente por las partículas del agua, produciendo su desestabilización.

Los hidróxidos de aluminio son, en cambio, menos efectivos como coagulantes.

2. Reacciones con el agua. (14)

Cuando toda la alcalinidad se consume (si se consume), el ion de aluminio hidratado reacciona con el agua, que es una base débil:



Como en el caso anterior $[\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_5(\text{OH})]^{++}$ es considerado como un compuesto transitorio, que se hidroliza para producir hidróxidos de aluminio, y que se combina para producir compuestos poliméricos hasta llegar al $\text{Al}(\text{OH})_3(\text{H}_2\text{O})_3$, neutro o $[\text{Al}(\text{OH})_4]^-$ negativo.

3. Influencia del pH. (14)

“La concentración de iones de hidrógeno de la mezcla final del agua y el sulfato de aluminio es de fundamental importancia en la formación del flóculos”.

Esto es debido, a que en todas las reacciones entre el $[\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6]^{+++}$ y el agua, los iones H^+ y OH^- están involucrados y por tanto dichas reacciones serán dependientes del pH.

Obsérvese en las reacciones del ion aluminio hidratado con la alcalinidad, es similar a la reacción con la molécula de agua (Reacciones ácido – base) con la sola diferencia que en el primer caso se forman además de la base conjugada $[\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_5(\text{OH})]^{++}$ ácidos débiles (H_2O), $[\text{CO}_3]^-$, $[\text{HCO}_3]^-$, en cambio en el caso de la reacción con el agua, se forma un ácido fuerte $[\text{H}_3\text{O}]^+$, (hidronio).

De aquí se puede deducir que en la reacción del Al (III) con la alcalinidad, la disminución del pH es mucho más lenta que en la reacción del Al (III) con la molécula del agua sin la presencia de ésta. La alcalinidad viene a actuar como una solución amortiguadora que evita el brusco descenso del pH.

Modelos teóricos de la coagulación. (14)

Existen dos modelos de la coagulación. El modelo físico o de la doble capa, basado en fuerzas electrostáticas de atracción y repulsión. El otro modelo es químico, llamado “puente químico”, que relaciona una dependencia entre el coagulante y la superficie de los coloides.

A) Modelo físico de la coagulación (doble capa)

El modelo físico explica la coagulación del agua teniendo en cuenta las fuerzas electrostáticas existentes en las partículas, considerándolas rodeadas de una doble capa eléctrica que interacciona con la fase acuosa. Para explicar este concepto, se han presentado, sucesivamente, tres teorías:

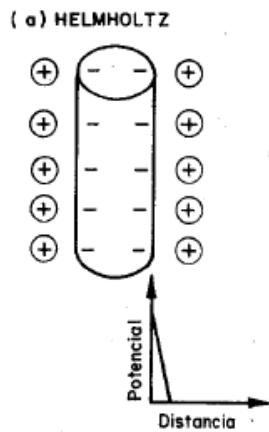


Fig. 10. Helmholtz

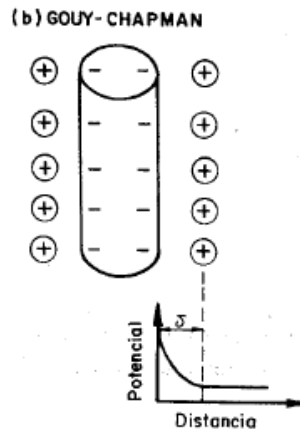


Fig. 11. Gouy-Chapman

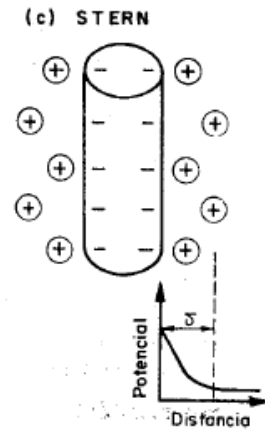


Fig. 12. Stern

- a. La primera supone que acudirán a la superficie del coloide, tantos iones positivos (contraiones) del medio dispersante cuantos sean necesarios para neutralizar su carga (ver Fig. 10.). Se formará una capa adherida alrededor de él, en la que caerá todo el potencial q . Esta fue la teoría inicial propuesta por Helmholtz en 1879 y analizada por Nernst diez años más tarde.

- b. Gouy en 1910 y Chapman en 1913 demostraron que la teoría de Helmholtz-Nernst, no era adecuada, pues la agitación térmica del líquido tiende a separar los contraiones de la superficie del coloide y a formar una capa difusa alrededor de ella, en la que el potencial cae lentamente prolongándose hasta una distancia δ dentro del líquido que la rodea, como lo indica la Fig. 11.

- c. En 1924, Stern mostró que era necesario aceptar la posibilidad de la coexistencia de las teoría de Helmholtz y las de Gouy, considerando la formación de una capa adherida y una capa difusa alrededor del coloide, como lo indica la Fig. 12., en la

que el potencial ψ cae rápidamente en la capa adherida y lentamente en la capa difusa. Ver Figura 13.

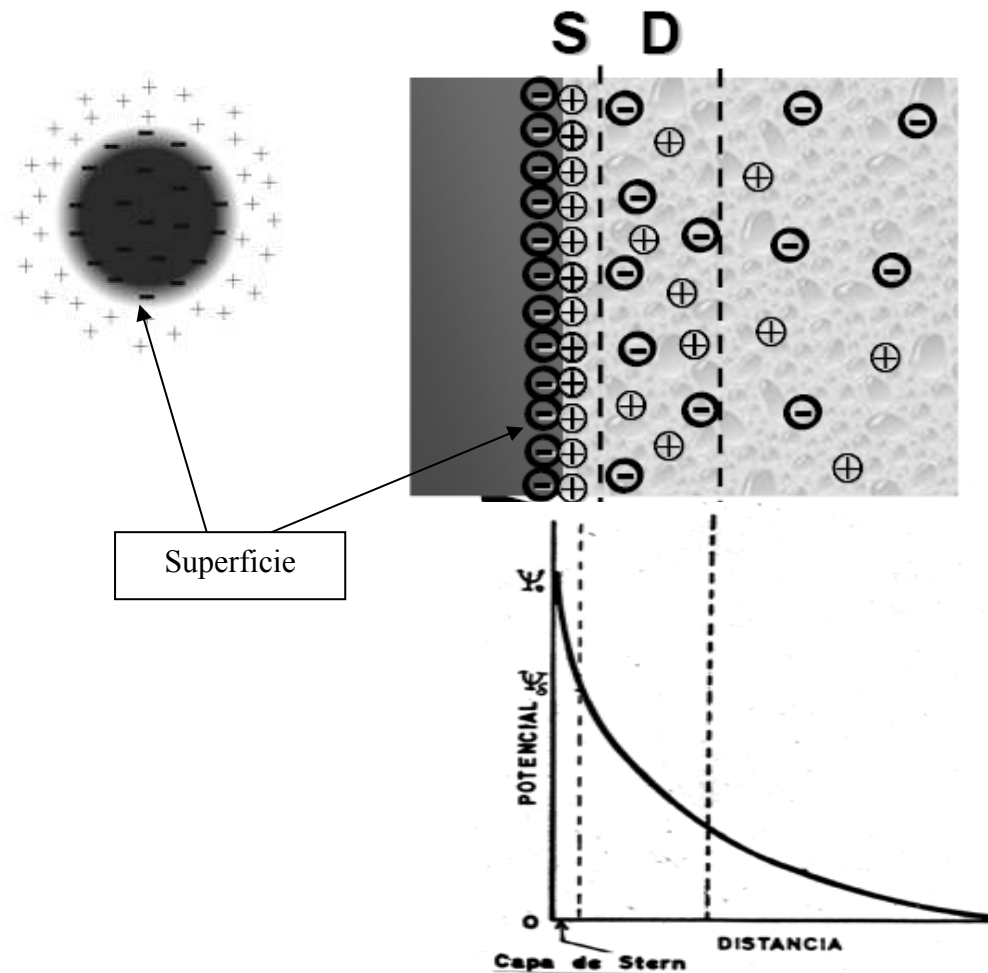


Figura 13. Representación de una doble capa difusa

La desestabilización de los coloides sucede sí:

a) Se neutraliza la carga q , lo cual puede hacerse por cambio de la concentración de los iones que determinan el potencial del coloide o por adsorción de iones que posean una carga opuesta a las de los iones determinantes de potencial, y que sean capaces de reemplazar a éstos en la capa de Stern.

b) Se comprime la doble capa, esto se logra incrementando la concentración del electrolito, lo que permite la incorporación de contraiones en la capa difusa o de Gouy-Chapman. El volumen de la capa difusa necesario para mantener la electroneutralidad baja y por tanto el espesor de la capa difusa se reduce. El alcance de la interacción repulsiva entre partículas coloidales similares disminuye.

La doble capa es mucho más comprimida cuando los contraiones son de carga alta que cuando son de carga baja.

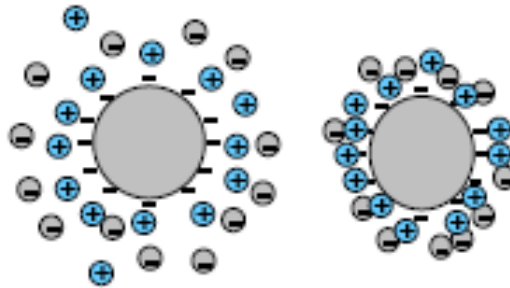


Figura 14. Representación de doble capa comprimida

B) Modelo químico de la coagulación (Puente químico)

El modelo químico de la coagulación considera que la carga primaria de las partículas coloidales se debe a la ionización directa de los grupos químicos presentes en la superficie de ellas, tales como hidróxidos, carboxilos, fosfatos, o sulfatos; y, que la precipitación de los coloides se realiza por reacción de estos grupos con los iones metálicos polivalentes agregados con los coagulantes.

Según esto, el efecto desestabilizante de ciertos iones se interpreta más en términos de interacción química que exclusivamente de términos de adsorción de contraiones en la doble capa, como en el modelo físico.

La Mer propuso, (14) para esto, la teoría del puente químico que supone la molécula del polímero adherida a la superficie del coloide en uno más sitios de adsorción, dejando libre, extendida en el agua, el resto de la cadena, la cual puede pegarse de nuevo a otros coloides en sitios de adsorción vacantes. Se forma así un puente químico entre las partículas, que permite el incremento del tamaño de éstas y promueve su eventual precipitación.

El modelo de puente químico, también explica la relación (estequiométrica) que existe entre la cantidad de superficie disponible o cantidad de coloides y la cantidad de coagulantes agregados.

Cuando se agrega una concentración de coagulantes tan alta, que se excede el límite de solubilidad de este compuesto en el agua, se produce la precipitación de los hidróxidos que se forman por la reacción con la alcalinidad y el agua misma con los coagulantes, con lo que se induce a la producción de una masa esponjosa (flóculo de barrido) que atrapa en su caída a los coloides y partículas suspendidas las cuales se ven forzadas a decantar, incorporadas dentro del precipitado que desciende.

La coagulación por barrido no excluye, sin embargo, la posibilidad de que simultáneamente se produzca también, en parte o en una etapa inicial, coagulación por puente químico, e incluso coagulación por adsorción-neutralización. La coagulación corriente, pues, se realiza por medio de diferentes mecanismos que se superponen y complementan.

2.4.1.2. Diagramas de Coagulación – Turbiedad

Según referencia (14), A. Amirtharajah (1987) los describe de la siguiente manera:

“Son diagramas sencillos pero herramientas muy efectivas para indicar las condiciones de dosis químicas y pH en que ocurre una efectiva coagulación”.

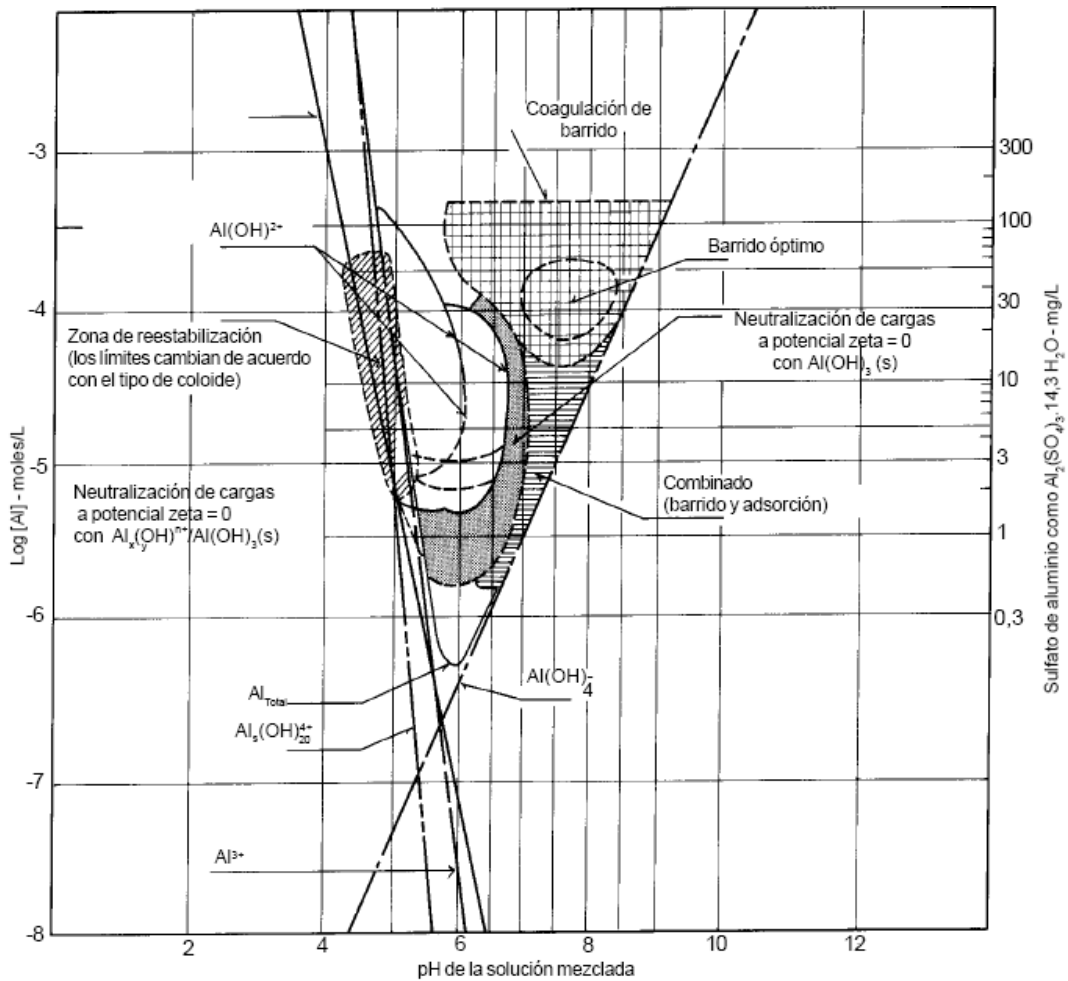


Figura 15. Zonas de coagulación de turbiedad según los estudios de Amirtharajh y Mills para distintas dosis de sulfato de aluminio a distintos pH. La forma de estas zonas varía de acuerdo con la calidad del agua.

Los resultados sobre coagulación de varios investigadores fueron introducidos dentro del diagrama $\log Al^{3+}$ en moles por litro vs pH de la solución mezclada y superpuesta a los diagramas de estabilidad.

Las líneas de estabilidad para $Al(OH)_4^-$, $Al(OH)_2^+$ y $Al_8(OH)_{20}^{4+}$ que forman el marco de los diagramas de coagulación y de las regiones donde las especies hidrolíticas solubles o el hidróxido de aluminio en fase sólida (que tiene carga eléctrica) interacciona con las especies coloidales para producir coagulación, se muestra en la figura 15.

Evidentemente, el diagrama corresponde a una situación particular que ilustra el uso del diagrama de solubilidad de sulfato de aluminio, pues las líneas que limitan las diferentes regiones se alteran con las características del agua. (15)

Se nota la existencia de cuatro regiones distintas, caracterizadas para valores de dosis de coagulante - pH de la mezcla. (15)

Región 1. Ocurre la neutralización de la carga de las partículas coloidales para las especies hidrolizadas positivas, de aluminio, que son adheridas a la superficie del coloide. Se evidencian si el pH es mantenido en 4,8 y la dosis del coagulante varía aproximadamente de 10 a 70 mg/L.

Región 2. Zona de reestabilización a pH mayor que 4,8 y mantenido fijo en 6,0. La reestabilización ha sido atribuido a la presencia de iones sulfato y al aprisionamiento de los coloides reestabilizados en complejos de sulfato tipo $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})\text{SO}_4^+$.

Región 3. Para varias dosis del coagulante comprendido entre 3 y cerca a 60 mg/L, existe una región conocida como “corona” a la cual el mecanismo se debe a la neutralización de carga por el hidróxido de aluminio positivo.

Región 4. Generalmente, para valores de pH de 6 a 8 con dosis de coagulante superiores a un valor próximo de 30 mg/L, tiende a ocurrir la formación excesiva de los precipitados de hidróxido de aluminio, de forma que las partículas coloidales son aprisionadas en los mismos, lo que caracteriza el mecanismo de barrido.

2.4.1.3. FLOCULACIÓN DEL AGUA.

La etapa siguiente a la coagulación se denomina **floculación** y durante ésta las partículas ya desestabilizadas chocan entre ellas para aumentar su tamaño y favorecer su posterior eliminación por sedimentación y/o filtración. (20) Realizada la coagulación del agua, se necesitará una agitación relativamente lenta, la cual se

realizará dentro del floculador. En esta unidad las partículas chocarán entre sí, se aglomerarán y formarán otras mayores denominadas *flóculos*. (15)

Los dos objetivos básicos que se persiguen son:

- a. Reunir los microflóculos para formar partículas mayores con peso específico superior al agua.
- b. Compactar el flóculo (disminuyendo su grado de hidratación) para producir una baja concentración volumétrica, que permita una alta eficiencia en la fase de separación (sedimentación – filtración).

2.4.1.4. CONTROL DEL PROCESO DE COAGULACIÓN – FLOCULACIÓN. (14)

La coagulación-floculación del agua constituye el proceso básico en el tratamiento de aguas, de ella depende la eficiencia del proceso subsiguiente: el de la separación de sólidos por sedimentación y filtración. La remoción de turbiedad en los sedimentadores y en los filtros así como la calidad del agua que se obtenga en ellos, se relacionan directamente con la manera como las partículas sean desestabilizadas y con la intensidad de las fuerzas que las aglutinan.

En general los métodos de control la coagulación – floculación podrían dividirse en tres grandes grupos:

- a. Sistema de simulación del proceso de coagulación (Prueba de jarras).
- b. Sistema de medida de las cargas electrostáticas de las partículas (Potencial Zeta y Potencial de corriente).
- c. Sistemas de medida de la filtrabilidad del agua.

Sistemas de simulación del proceso de coagulación

Estos sistemas consisten en simular en unos vasos de precipitado o jarras el proceso de coagulación y floculación que se produce en una planta de tratamiento y evaluar

distintos parámetros durante o al final de los ensayos para caracterizar su funcionamiento.

Con los sistemas de simulación se pueden determinar los siguientes parámetros:

1. Determinación de dosis óptima mediante la evaluación de:

1.1. Evaluaciones cualitativas:

- a. Tamaño de flóculo producido.
- b. Tiempo inicial de formación del flóculo.

1.2. Evaluaciones cuantitativas:

- a. Determinaciones físicas: Turbiedad y/o color residuales.
- b. Determinaciones químicas; pH, alcalinidad, hierro y/o manganeso.

2. Determinación de la velocidad de sedimentación en las jarras.

3. Determinación de la influencia del pH en la coagulación.

Prueba de jarras

El aparato de prueba de jarras fue desarrollado entre 1918 y 1921 por Langelier y Bayles, separadamente. Consta básicamente de un agitador múltiple de velocidad variable que puede crear turbulencia simultáneamente en 6 vasos de precipitado.



Figura 16. Aparato agitador para la prueba de jarras.

La prueba de jarras se ejecuta básicamente colocando en seis vasos de precipitado 2 litros de agua de la muestra, agregándole diversas dosis de coagulantes a cada uno mientras se agita fuertemente la muestra y luego suspendiendo la agitación violenta y dejando por 10 – 30 minutos una agitación lenta, durante la cual se observa el aspecto y tamaño del flóculo formado en cada vaso.

2.4.2. ELECTROCOAGULACIÓN DEL AGUA

La electrocoagulación es un proceso que aplica los principios de la coagulación en un reactor electrolítico. Este es un recipiente dotado de una fuente de corriente y de electrodos, placas metálicas paralelas de diversos materiales, siendo el hierro y el aluminio los más utilizados, que son encargados de aportar los iones desestabilizadores de las partículas contaminantes que se encuentran suspendidas, emulsionadas o disueltas en un medio acuoso. (5)

La corriente eléctrica proporciona la fuerza electromotriz que provoca una serie de reacciones químicas, que desestabilizan las formas en las que los contaminantes se encuentran presentes, bien sean suspendidas o emulsificadas. Es así que los contaminantes presentes en el medio acuoso forman agregados, produciendo partículas sólidas que son menos coloidales y menos emulsificadas o solubles. Cuando esto ocurre, los contaminantes forman componentes hidrofóbicos que se precipitan y/o flotan y se pueden remover fácilmente por algún método de separación sedimentación o filtración. (5,9)

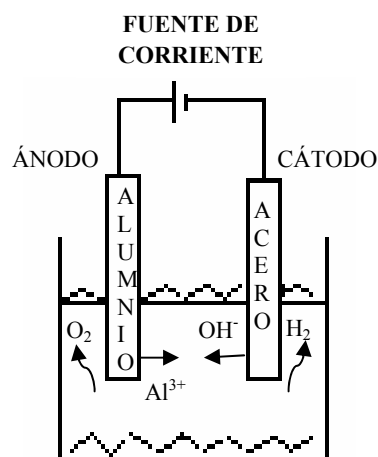


Figura 17. Proceso de electrocoagulación en un agua residual

Es importante mencionar que el agua sometida a una electrólisis se ve favorecida por la presencia de sales en disolución, que posibilitan la conducción de electricidad y que están presentes en todas las aguas residuales e industriales. (21)

En la electrocoagulación se produce un desprendimiento de hidrógeno y oxígeno gaseoso en sus respectivos electrodos, estos gases al ascender a la superficie provocan tres fenómenos (21):

- ✓ Separación rápida del electrodo, que evita que se ensucie.
- ✓ Arrastre de sólidos desestabilizados a la superficie, los cuales forman una nata que posibilita una extracción por sedimentación clásica o por flotación.
- ✓ Debido a las burbujas de gas se producen corrientes ascendentes y descendentes de la solución que ocasionan una mejor superficie de contacto y provocan un aumento en la eficiencia de desestabilización. Esta agitación “espontánea” evita la agitación “mecánica”.

Procesos de electrocoagulación. (5)

Durante la electrólisis ocurren una serie de procesos físicos y químicos que permiten la remoción de los contaminantes. Estos procesos se pueden describir de la siguiente manera:

En los electrodos ocurren una serie de reacciones que proporcionan iones tanto positivos como negativos. El ánodo provee iones metálicos. A este electrodo se le conoce como electrodo de sacrificio, ya que la placa metálica que lo conforma se disuelve, mientras la placa que forma el cátodo permanece sin disolverse.

Los iones producidos cumplen la función de desestabilizar las cargas que poseen las partículas contaminantes presentes en el agua. Cuando estas cargas se han neutralizado

los sistemas que mantienen las partículas en suspensión desaparecen, permitiendo la formación de agregados de los contaminantes e iniciando así el proceso de coagulación.

Los iones que proveen los electrodos desencadenan un proceso de eliminación de contaminantes que se puede dar por dos vías: la primera por reacciones químicas y precipitación y la segunda procesos físicos de agregación de coloides, que dependiendo de su densidad pueden flotar o precipitar.

Las reacciones más importantes que pueden sufrir las partículas de contaminantes son: hidrólisis, electrólisis, reacciones de ionización y formación de radicales libres. Estas reacciones cambian las propiedades del sistema agua – contaminantes, que conlleva a la eliminación de la carga contaminante del agua.

De acuerdo a la ley de Faraday, que rige el proceso de electrocoagulación, la cantidad de sustancias formadas en un electrodo es proporcional a la cantidad de cargas que pasan a través del sistema, y el número total de moles de sustancia formada en un electrodo está relacionado estequiométricamente con la cantidad de electricidad puesta en el sistema.

$$m(Al^{3+}) = \frac{PE \times I \times t}{F}$$

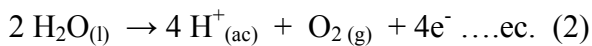
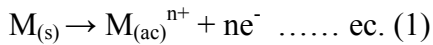
En la electrocoagulación el coagulante es formado in situ mediante reacciones dadas por la disolución de iones del metal que conforma el electrodo de sacrificio.

Se considera que en el proceso de electrocoagulación intervienen tres etapas (5): inicialmente se forma el coagulante por oxidación electrolítica del metal del ánodo, luego se da la desestabilización de los contaminantes y emulsiones y, finalmente, se produce la formación de flóculos por agregación de partículas del contaminante o adsorción de éstas en el coagulante.

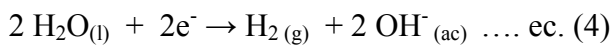
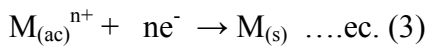
2.4.2.1. REACCIONES INVOLUCRADAS EN LA ELECTROCOAGULACIÓN

En una celda simple de electrocoagulación donde solo hay un ánodo y un cátodo los cuales son hechos de un metal M, se presentan en general las siguientes reacciones electroquímicas. (12)

En el ánodo se presentan las siguientes reacciones de oxidación (12, 8):



En el cátodo se presentan las siguientes reacciones de reducción:



Los materiales más comúnmente utilizados como electrodos en la electrocoagulación son aluminio y hierro porque ambos metales generan hidróxidos insolubles probados extensamente como agentes coagulantes de una gran variedad de componentes del agua natural. En el trabajo de investigación se utilizó como ánodo el aluminio porque se encontró que fue más eficiente que el hierro y el estaño en la remoción de turbiedad del agua, (13) así mismo en la desinfección de aguas residuales artificiales que contenían especies no patógenas de Escherichia coli, (10).

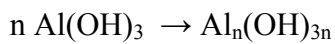
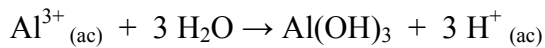
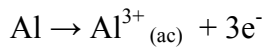
El aluminio como ánodo

La disolución del ánodo produce especies como Al^{3+} , $Al(OH)_2^{+}$ los cuales producen espontáneamente los respectivos hidróxido o polihidróxidos; estos dependen del pH de la solución iónica. Los hidróxidos y polihidróxidos formados en estas reacciones electroquímicas tienen una gran afinidad por partículas dispersas e iones, lo que

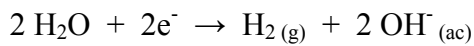
permite la coagulación. Y los gases formados son los que realizan la flotación del material coagulado. (12)

A continuación se muestra el mecanismo general (5,12):

En el ánodo:



En el cátodo (11,12):



Los iones Al^{3+} en combinación con los OH^{-} reaccionan para formar algunas especies monoméricas como $\text{Al}(\text{OH})_2^{+}$, y otras poliméricas tales como $\text{Al}_6(\text{OH})_{15}^{3+}$, $\text{Al}_7(\text{OH})_{17}^{4+}$, $\text{Al}_8(\text{OH})_{20}^{4+}$, $\text{Al}_{13}\text{O}_4(\text{OH})_{24}^{7+}$ y $\text{Al}_{13}(\text{OH})_{34}^{5+}$ que por procesos de precipitación forman el $\text{Al}(\text{OH})_{3(\text{s})}$, como se muestra en la reacción de ánodo. El $\text{Al}(\text{OH})_{3(\text{s})}$ es una sustancia amorfa de carácter gelatinoso. (5)

2.4.2.2. FACTORES QUE AFECTAN LA ELECTROCOAGULACIÓN

Son muchos los factores que intervienen en el proceso de electrocoagulación y algunos de estos factores tienen mayor influencia sobre el proceso.

Los siguientes son aquellos que se relacionan más directamente con la efectividad de dicho proceso.

pH. El pH influye sobre la eficiencia de la corriente en el proceso de solubilidad del metal para formar hidróxido. Se ha observado en diferentes investigaciones que el pH varía durante el proceso de electrocoagulación y esta variación es dependiente del

material de los electrodos y del pH inicial del agua a tratar. El pH durante el proceso puede incrementarse para aguas residuales ácidas, efecto atribuido a la generación de hidrógeno molecular que se origina en el cátodo. En contraposición, en aguas residuales alcalinas el pH puede decrecer y, dependiendo de la naturaleza del contaminante, el pH influye sobre la eficiencia del proceso. (5)

La regulación del pH también tiene un efecto positivo en la remoción de turbidez, así como lo manifiesta Kobya, (8) que reporta mayor eficiencia en la remoción de turbidez a pH entre 6 a 8.

Densidad de corriente. El suministro de corriente al sistema de electrocoagulación determina la cantidad de iones de aluminio Al^{3+} o iones hierro Fe^{2+} liberados por los respectivos electrodos. La eficiencia en la remoción y el consumo de energía se incrementan con el aumento en la densidad de corriente. Para algunas conductividades del medio acuoso el consumo de energía se incrementa proporcionalmente con los aumentos de conductividad, lo que conlleva a un consumo mayor de energía.

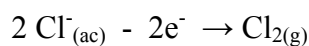
En general un aumento de la densidad de corriente genera un aumento en la remoción de contaminante. Una densidad de corriente demasiado grande producirá una disminución significativa de la eficacia. La selección de la densidad de corriente podría realizarse teniendo en cuenta otros parámetros de operación, como pH y temperatura.

La energía eléctrica que se suministra a la celda electroquímica puede ser mediante corriente alterna (CA) o bien como corriente directa (CD). Cuando se suministra corriente directa se produce en el cátodo una impermeabilización, lo que causa una menor eficiencia en la remoción. (5)

Conductividad. Un incremento en la conductividad eléctrica genera a su vez un incremento en la densidad de corriente. La adición de algunos electrólitos tales como NaCl o CaCl₂ genera un aumento en la conductividad del agua residual. (5)

Presencia de NaCl. La sal aumenta la conductividad del agua residual. Se ha encontrado que los iones de cloruro pueden reducir los efectos adversos de iones HCO₃⁻ y SO₄⁼, pues la presencia de iones carbonatos o sulfatos pueden conducir a la precipitación de Ca²⁺ y Mg²⁺ produciendo una capa insoluble depositada sobre los electrodos que aumentaría el potencial entre éstos, decreciendo así la eficiencia de la corriente. Se recomienda, sin embargo, que para un proceso de electrocoagulación normal se mantenga cantidades de Cl⁻ alrededor del 20%. (5,9)

La presencia de sal también ayuda a disminuir el consumo de energía al aumentar la conductividad y, además, cuando hay cloruros en el agua se puede presentar las reacciones siguientes en presencia de una corriente eléctrica, lo que favorece la desinfección (20):



Temperatura. Los efectos de la temperatura sobre la electrocoagulación no han sido muy investigados, pero se ha encontrado que la eficiencia en la corriente se incrementa inicialmente hasta llegar a 60°C, punto donde se hace máxima para luego decrecer. El incremento de la eficiencia con la temperatura es atribuida al incremento en la actividad de destrucción de la película de óxido de aluminio de la superficie del electrodo. (5,9)

2.4.2.3. ASPECTOS TÉCNICOS DE OPERACIÓN DE ELECTROCOAGULACIÓN

La tabla 3 muestra las condiciones de operación de la electrocoagulación.

Tabla 3. Condiciones de operación de la electrocoagulación

Consumos de energía:	Los consumos de energía varían entre 0.1 a 1.0 kWh/m ³ (dependiendo del tipo de agua a tratar)
Desgaste de electrodos:	El desgaste de material está directamente relacionado con la corriente aplicada al sistema (amperaje) y el tiempo del agua residual en la celda de electrocoagulación. Se estima un mínimo reemplazo de los electrodos de una a dos veces por año.
Condiciones de operación:	El sistema de electrocoagulación puede funcionar de forma automática, mediante controles electrónicos que regulan la corriente y el voltaje, de acuerdo con los cambios en la calidad del agua residual a tratar, dados por su resistividad.
Producción de lodos:	La generación o producción de lodos está directamente relacionado con el nivel de contaminación del agua residual y de las especies catiónicas (aluminio, hierro) que se disuelven en el agua de acuerdo con la corriente aplicada a los electrodos. En todo caso la generación de lodos es menor que un sistema químico o biológico convencional. Se obtiene un lodo más compacto (dado aluminio o hierro) con un nivel de humedad entre 97 a 99%.

Fuente: Ecosystem 2002. Ref. (6, 21)

En realidad, las condiciones de operación de un sistema de electrocoagulación son altamente dependientes de las condiciones químicas del medio acuoso, especialmente de la conductividad y el pH, pero también influyen el tamaño de partículas, el tipo de electrodos, el tiempo de residencia en el reactor, el espaciamiento entre los electrodos y la concentración de los contaminantes. El tratamiento general de las aguas residuales requiere aplicaciones bajas de voltaje, generalmente de < 50 Volts, con amperaje variable, de acuerdo con las características químicas del agua. (21)

2.4.2.4. APLICACIÓN DE LA ELECTROCOAGULACIÓN (5,9)

Una de las aplicaciones más conocidas y populares de la electrocoagulación ha sido el tratamiento de aguas residuales de la industria de galvanoplastia y electroplateado metálico, proceso que busca remover la carga de metales solubles en las descargas de una industria por demás contaminante. La industria metalúrgica, la de producción de cromo, las curtiembres y la industria de fertilizantes, utilizan en sus procesos cromo (+6), elemento de una alta toxicidad. La electrocoagulación combinada con electroflotación ha sido probada como alternativa para la remoción del cromo en esta agua residual. Este tratamiento ha permitido obtener aguas tratadas con concentraciones de cromo por debajo de 0,5 ppm.

La industria mecánica, las refinerías, los talleres de reparación automotriz, el transporte y la distribución y almacenamiento de aceites, producen aguas residuales con altos contenidos de elementos propiamente aceitosos y grasos, que se caracterizan por presentar una gran estabilidad química de sus emulsiones aceite-agua. Esto representa una problemática ambiental importante. La electrocoagulación ha

mostrado alta efectividad en desestabilizar dichas emulsiones y la consecuente remoción de los aceites y grasas.

La electrocoagulación también ha sido utilizada en el tratamiento de las aguas residuales de la industria alimentaria, estas aguas se caracterizan por altos contenidos de DBO y DQO además de altos porcentajes de grasas. Una investigación realizada con las aguas residuales de los restaurantes de Hong Kong, las cuales fueron tratadas por electrocoagulación y electroflotación, mostró remociones de 99 y 88 % en grasas y DQO respectivamente.

Una de las áreas de aplicación en las cuales se han desarrollado algunos avances importantes de esta tecnología y que incluso ha tenido mayor implementación de la misma, es el tratamiento de las aguas residuales de lavanderías, tintorerías e industria textil, obteniendo eficiencias importantes en la remoción de materia orgánica, turbiedad y color.

La electrocoagulación también ha sido probada en la potabilización de aguas. Es importante resaltar que el paso de la corriente eléctrica a través del agua a tratar tiene efecto desinfectante en cuanto que destruye, en porcentajes por encima del 99%, los microorganismos presentes en el agua. En esta misma aplicación se ha venido estudiando la electrocoagulación con buenos resultados en el tratamiento de aguas para consumo humano contaminadas con arsénico, contaminación ésta que puede afectar la salud de la población mundial ya que puede ocurrir en cualquier región o país.

Otras posibles aplicaciones de la electrocoagulación están dadas en la remoción de nitratos en aguas superficiales y subterráneas contaminadas por nitratos lixiviados, procedentes de los fertilizantes artificiales usados en los cultivos.

Finalmente, la electrocoagulación también ha sido probada en el tratamiento de aguas cuyos contaminantes son materia orgánica, como DBO en aguas residuales domésticas y efluentes de la industria de los colorantes.

2.4.2.5 VENTAJAS Y DESVENTAJAS DE LA ELECTROCOAGULACIÓN

Ventajas: Son muchas las ventajas de la electrocoagulación. Entre las más relevantes están (5):

- Los costos de operación son menores comparativamente con los de procesos convencionales usando polímeros.
- Requiere de equipos simples y de fácil operación.
- Elimina requerimientos de almacenamiento y uso de productos químicos.
- Genera lodos más compactos y en menor cantidad, lo que involucra menor problemática de disposición de estos lodos.
- Produce flóculos más grandes que aquellos formados en la coagulación química y contienen menos agua ligada.
- Alta efectividad en la remoción de un amplio rango de contaminantes.
- Purifica el agua y permite su reciclaje. El paso de la corriente eléctrica favorece el movimiento de las partículas de contaminante más pequeñas, incrementando la coagulación.
- Reduce la contaminación en los cuerpos de agua.

- El agua tratada por electrocoagulación contiene menor cantidad de sólidos disueltos que aquellas tratadas con productos químicos, situación que disminuye los costos de tratamiento de estos efluentes en el caso de ser reusados.
- Puede generar aguas potables, incoloras e inodoras.
- Los contaminantes son arrastrados por las burbujas a la superficie del agua tratada, donde pueden ser removidos con mayor facilidad.

Desventajas: Las principales desventajas del proceso de electrocoagulación son (5):

- Es necesario reponer los electrodos de sacrificio.
- Los lodos contienen altas concentraciones de hierro y aluminio, dependiendo del material del electrodo de sacrificio utilizado.
- Puede ser un tratamiento costoso en regiones en las cuales el costo de la energía eléctrica sea alto.
- El óxido formado en el ánodo puede, en muchos casos, formar una capa que impide el paso de la corriente eléctrica, disminuyendo de esta forma la eficiencia del proceso.

CAPITULO III
TÉCNICAS EXPERIMENTALES

Este capítulo se divide en dos secciones: materiales utilizados en la caracterización de la muestra de agua, prueba de coagulación química, pruebas experimentales de electrocoagulación y las técnicas aplicadas.

3.1. REACTIVOS, MATERIALES Y EQUIPOS

A continuación se listan los reactivos, materiales y equipos utilizados en el desarrollo de la investigación.

3.1.1. Reactivos

- Ácido sulfúrico 0,02 N
- Nitrato de plata 0,01 N
- Cromato de potasio al 5% p/v
- EDTA disódico 0,01 M
- Buffer pH =10 (Cloruro de amonio – Hidróxido de amonio)
- Hidróxido de sodio
- Carbonato de sodio anhidro
- Cloruro de Sodio q.p.
- Carbonato de calcio q.p.
- Sulfato de aluminio $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18 H_2O$
- Hidróxido de sodio 0,05 N
- **Indicadores:** Fenofaleína, anaranjado de metilo, negro de eriocromo T, calcón carboxílico.

3.1.2. Materiales y Equipos

- Materiales de laboratorio para análisis
- Aparato de prueba de jarras
- Celda electroquímica

- pH meter 370 pH, JENWAY
- Turbidímetro TBI VELP
- Conductímetro EXTECH INSTRUMENTS
- Fuente de Corriente DC REGULATED POWER SUPPLY 5A (FA- 350)
- Agitador magnético HANNA INSTRUMENTS
- Cronómetro
- Digital Multimeter 60.101
- BLUE TOOTH GPS (GARMIN GPS). Pocket PC OTEK

3.2. TÉCNICAS EXPERIMENTALES

La ejecución del trabajo de investigación está dividido en dos partes:

- caracterización fisicoquímica y biológica de las aguas.
- aplicación de la técnica de electrocoagulación.

3.2.1. Caracterización fisicoquímica y biológica del efluente de la PTAR “La Totorita”.

La muestra de agua utilizadas para los ensayos de electrocoagulación fueron obtenidos del efluente proveniente de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales PTAR “La Totorita” ubicada en la comunidad de Totorilla a aproximadamente 3,5 Km de la ciudad de Ayacucho.

La obtención de una muestra representativa para la aplicación del método de electrocoagulación comprendió las siguientes etapas:

3.2.1.1. Ubicación de estaciones de muestreo

Se establecieron 3 estaciones de muestreo al inicio del trabajo para conocer las características físicas y químicas de las aguas tanto efluentes y receptoras, teniendo en cuenta las siguientes consideraciones:

- Comparación de características fisicoquímicas antes del punto de descarga, en el punto de descarga y después del punto de descarga de las aguas de la PTAR “La Totorá”.
- Accesibilidad al lugar de muestreo.

3.2.1.2. Aplicación de técnicas analíticas para la caracterización fisicoquímica de las muestras de agua.

La recolección de las muestras de agua se realizó con envases de polietileno de 1 litro de capacidad (02 envases por cada estación)

En envases de ½ litro para determinar parámetros de metales, con adición de ácido nítrico, $\text{pH} < 2$, para preservar las muestras.

Durante la ejecución de los ensayos de electrocoagulación el muestreo de agua se limitó sólo al efluente de la PTAR “La Totorá”. Muestreando en cada ocasión entre 6 a 7 litros de agua.

El tipo de muestra más común durante la realización de la investigación fue de tipo puntual. Realizándose en una oportunidad la obtención de una muestra compuesta.

Se realizaron mediciones in situ tales como:

- hora de muestreo,
- temperatura,
- pH,
- conductividad y

- turbidez.



Fig. 18. Medición de temperatura



Fig. 19. Medición de conductividad

La determinación de otros parámetros fisicoquímicos: alcalinidad, dureza total, cloruros, sólidos totales se realizaron en el Laboratorio de Análisis Instrumental de la Facultad de Ingeniería Química de la UNSCH – Huamanga.

Métodos Analíticos empleados:

pH. Método electrométrico.

Para realizar la medición del pH de una muestra de agua se introdujo el pH – metro en una muestra contenida en un vaso o en el envase de polietileno.

Conductividad. Método electrométrico.

Para realizar la medición de la conductividad de agua se introdujo la celda conductimétrica en una muestra de agua contenida en un vaso de precipitado o en el envase de polietileno. Los resultados de las muestras de agua se expresan en microsiemens/centímetro ($\mu\text{S}/\text{cm}$).

Turbidez. Método Nefelométrico.

La medición de turbiedad requiere de un instrumento y de patrones de referencia de turbiedad. Para agua el instrumento recomendado es el nefelómetro, usando el patrón de

formazina como patrón de referencia. La turbidez de las muestras se expresó en Unidades Nefelométricas de Turbiedad (NTU).

Alcalinidad. Método volumétrico.

Para medir el grado de alcalinidad de una muestra de agua se valoró 50 mL de la misma con una solución de ácido (H_2SO_4 0,02N) utilizando dos tipos de indicadores: fenolftaleína para evaluar presencia de iones hidróxido y anaranjado de metilo; determinando por titulación la cantidad de ácido que pueda neutralizar el agua, el punto final se determinó por el cambio de color del indicador anaranjado de metilo de amarillo-naranja a un rojo claro. La ecuación que se utilizó para la determinación de mg $CaCO_3/L$ fue:

$$mg \text{ CaCO}_3 / L = (N \times V)_{H_2SO_4} \times 1000 \quad (\text{ec. 3.1})$$

Dureza Total. Método complexométrico.

La determinación de dureza está basado en la cuantificación de iones calcio y magnesio por titulación con solución de EDTA 0,01 M y su posterior conversión a dureza total expresada como, $CaCO_3/L$.

El método consistió en que a 50 mL de muestra de agua que contiene los iones calcio y magnesio se le añadió 1 mL de solución buffer de pH 10, posteriormente, se le agregó el indicador negro de eriocromo T, que hace que se forme un complejo de color púrpura, enseguida se procedió a titular con EDTA (sal disódica) hasta la aparición de un color azul. Se aplicó la siguiente ecuación para determinar dureza total:

$$mg \text{ CaCO}_3 / L = \frac{(M \times V)_{EDTA}}{V \text{ muestra}} \times 100\,000 \quad (\text{ec. 3.2})$$

Cloruros. Método volumétrico. Método de Mohr.

Para analizar los cloruros, se ajustó el pH de 50 mL de muestra de agua en el intervalo de 7,0 a 8,3; por adición de 0,25 g de bicarbonato de sodio. La muestra, a un pH neutro

o ligeramente alcalino, se tituló con solución de nitrato de plata (AgNO_3 0,01 N), usando como indicador $\frac{1}{2}$ mL de solución de cromato de potasio al 5% p/v.

El cloruro de plata AgCl , precipita cuantitativamente primero, al terminarse los cloruros, el AgNO_3 , reacciona con el K_2CrO_4 formando un precipitado rojo ladrillo de Ag_2CrO_4 . Se aplicó la siguiente ecuación para determinar mg de NaCl/L .

$$\text{mg NaCl/ L} = (N \times V)_{\text{AgNO}_3} \times 1170 \quad (\text{ec. 3.3})$$

DBO₅

El método utilizado consiste en llenar por completo frascos Winkler e incubarlos bajo condiciones controladas ($20^\circ\text{C} \pm 1^\circ\text{C}$, oscuridad y cinco días)

Se determina la cantidad de oxígeno disuelto, tanto al inicio como al cabo de los cinco días, mediante la oxidación del ion yoduro, contenido en el reactivo álcali-yoduro-azida, a yodo por el oxígeno disuelto en la muestra y posterior valoración del yodo con tiosulfato de sodio usando almidón como indicador. La valoración se lleva a cabo en medio ácido en presencia de sulfato de manganeso.

La determinación de DBO_5 fue realizado en laboratorio externo, por la medición de la concentración de oxígeno disuelto (OD), por el método de Winkler.

Coliformes Fecales y Coliformes Totales

Las determinaciones de coliformes fecales y totales fueron realizados en laboratorio externo, por la técnica del número más probable (NMP). Standart Methods Fort The Examination of Water and Wastewater. 16 th. Ed.

Metales Pesados.

Se realizaron determinaciones de metales tales como: plomo, cromo, arsénico cadmio, aluminio por método de absorción atómica e ICP.

La determinación de la concentración de aluminio disuelto se llevó a cabo en la muestra de agua inicial y en la muestra sometida a la prueba de electrocoagulación para evaluar

aluminio residual en las muestras sometidas al ensayo. Estas determinaciones se realizaron en el Laboratorio de Espectrometría. Facultad de Ingeniería Geológica, Minera y Metalúrgica. UNI, por el método de absorción atómica.

3.2.1.3. Comportamiento de parámetros fisicoquímicos del efluente de la PTAR “La Totorá”

Se recolectó muestras de agua durante un día, en los siguientes horarios 8 a.m., 11 a.m., 2 p.m. y 5 p.m. con la finalidad de estudiar la variabilidad de diferentes parámetros fisicoquímicos de la muestra de agua durante un día de muestreo, además con muestras de 1L del efluente de la PTAR “La Totorá” tomadas en cada hora de muestreo, se preparó una muestra compuesta para comparar los parámetros de calidad de una muestra simple y compuesta. Esta parte del trabajo de investigación permitió definir la hora de muestreo de agua para la aplicación de la técnica de electrocoagulación.

3.2.2. Aplicación de la Técnica de Electrocoagulación.

La aplicación de la técnica de electrocoagulación en el tratamiento de las aguas del efluente de la PTAR “La Totorá” comprendió las siguientes etapas:

3.2.2.1. Caracterización del electrodo de aluminio.

La caracterización química de las láminas de aluminio se realizó mediante el método de espectrometría de emisión de chispa eléctrica en el equipo HORIBA Jovin Yvon.

3.2.2.2. Evaluación de los parámetros de la electrocoagulación.

La evaluación de los parámetros de la electrocoagulación consistió en evaluar la densidad de corriente, la masa producida durante la electrocoagulación, la variación de

temperatura, pH, conductividad y turbidez para diferentes tiempos de aplicación de la electrocoagulación a las muestras de agua del efluente de la PTAR “La Titora”.

Se ejecutaron por separado los siguientes ensayos:

- A) Densidad de corriente Vs remoción de turbidez
- B) Masa de aluminio producido por electrocoagulación
- C) Variación de la temperatura Vs tiempo de electrocoagulación
- D) pH, Conductividad y Turbidez Vs tiempo de electrocoagulación

El porcentaje de remoción de turbidez se calculó aplicando la siguiente ecuación:

$$\% \text{ Remoción de Turbidez} = \frac{T_i - T_f}{T_i} \times 100 \quad (\text{ec. 3.4})$$

Donde:

T_i = Turbidez de la muestra antes de la electrocoagulación

T_f = Turbidez de la muestra después de la electrocoagulación

3.2.2.3. Electrocoagulación y coagulación química.

Se realizó una prueba de coagulación química utilizando el equipo de prueba de jarras del Laboratorio de la Planta de Tratamiento de Agua EPSASA- Ayacucho.

El equipo de prueba de jarras consta de 6 vasos de capacidad de 2 L en las cuales se colocaron las muestras de agua añadiéndose a los mismos diferentes cantidades de solución de sulfato de aluminio preparado con 2g de la sal comercial en 100 mL de solución.

Los parámetros de trabajo ajustados en el equipo de prueba se detallan a continuación:

Mezcla rápida = 300 rpm Tiempo = 5 segundos

Mezcla lenta = 40 rpm Tiempo = 15 minutos

Sedimentación = Sin agitación Tiempo = 15 minutos

Con ello se determinó la dosis óptima de coagulante para la muestra de agua en estudio.

Se realizó ensayos de simulación de esta prueba de jarras en el laboratorio y se determinó la dosis óptima de coagulante utilizando el reactivo $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18 \text{H}_2\text{O}$.

Determinado la dosis óptima del coagulante y el pH de trabajo. Para las pruebas de electrocoagulación se calcularon los tiempos equivalentes a las pruebas de coagulación química utilizando para ello la ecuación de la 1era ley de Faraday.

3.2.2.4. Evaluación de la remoción de turbidez, disminución de DBO_5 y remoción de coliformes fecales por electrocoagulación.

Especificaciones técnicas del equipo

- Un vaso de precipitado de capacidad de 400 mL.
- Electrodo:
 - Ánodo: Placa plana de aluminio de dimensiones de 2 x 4,5 cm y con área efectiva de reacción de 8 cm².
 - Cátodo: Rejilla de acero inoxidable de dimensiones de 2 x 4,5 cm y con área efectiva de reacción de 8 cm².
- Fuente de Corriente Directa.
- Agitador Magnético.
- Multímetro para medición de intensidad de corriente
- Cronómetro.
- Termómetro.
- pH metro

Las láminas de aluminio utilizadas como ánodo fueron cortadas de hojas de aluminio obtenidas de latas que sirven de cubierta de bebidas. La superficie del electrodo fue primeramente pulida mecánicamente bajo una lija de papel de agua de grado 400 con el fin de asegurar la reproducibilidad de superficie, se enjuagó con agua destilada y se secó antes de su inmersión en la muestra. Los electrodos estaban conectados a una fuente de alimentación digital con control de voltaje y cantidad de corriente. La corriente se mantuvo constante en 100 mA para cada corrida. La distancia del ánodo / cátodo se mantuvo constante y fue de 0,5 cm. Se utilizó agitación magnética con una velocidad de 300 rpm para todos los ensayos de electrocoagulación, los tiempos de electrocoagulación aplicados a las muestras de agua fueron 5, 15, 25, 35 y 45 minutos. Finalizado el proceso de electrocoagulación, se realizó el ajuste de pH por adición de una solución diluida de H₂SO₄ 0,02 N ó solución de hidróxido de sodio 0,02 N. Después se realizó el proceso de floculación mediante agitación magnética con una velocidad de 40 rpm por 15 minutos. Finalmente se separó la solución sobrenadante de cada vaso de precipitado que contenía la muestra de agua tratada y se evaluaron los diferentes parámetros de calidad.

El porcentaje de remoción de turbidez fue calculado mediante la ecuación 3.4 de la página 73.

El porcentaje de remoción de coliformes totales fue calculado usando la ecuación:

$$\% \text{remoción CT} = \frac{CT_i - CT_f}{CT_i} \times 100 \quad (\text{ec. 3.5})$$

Donde:

CT_i: Cantidad de coliformes totales en muestra inicial

CT_f: Cantidad de coliformes totales en muestra electrocoagulada

El porcentaje de disminución de DBO₅ fue calculado usando la ecuación:

$$\% \text{ disminución DBO}_5 = \frac{DBO_i - DBO_f}{DBO_i} \times 100 \quad (\text{ec. 3.6})$$

Donde:

DBO_i: Concentración DBO₅ en la muestra inicial

DBO_f: Concentración DBO₅ en la muestra electrocoagulada

3.2.2.5. Evaluación de aluminio residual

El porcentaje de aluminio residual fue determinado con la ecuación:

$$\% \text{ Al residual} = \frac{m \text{ Al (residual)}}{m \text{ Al (inicial)}} \times 100 \quad (\text{ec. 3.7})$$

Donde:

m (Al) residual: mg de Al por litro de solución en muestra electrocoagulada.

m (Al) inicial: mg de Al por litro de muestra inicial

Los ensayos de electrocoagulación se realizaron en el Laboratorio de Electroquímica.

Facultad de Ciencias. UNI.

CAPITULO IV
MEDICIONES EXPERIMENTALES
RESULTADOS Y DISCUSIONES

En este capítulo, los resultados de los experimentos y la discusión de resultados está dados bajo los siguientes títulos: (1) caracterización físico – química y biológica del efluente de la PTAR “La Totorá”, (2) Aplicación de la técnica de electrocoagulación.

4.1. CARACTERIZACIÓN FÍSICOQUÍMICA Y BIOLÓGICA DEL EFLUENTE DE LA PTAR “LA TOTORA”

4.1.1. Ubicación de estaciones de muestreo

Dado que el río Alameda ha sido identificado como uso de riego, y es el receptor del efluente de la PTAR “La Totorá”, se han seleccionado 03 estaciones de muestreo, antes, en y después del punto de descarga.

La tabla 4 proporciona la descripción y las coordenadas de las estaciones de muestreo seleccionados para la toma de muestras de agua.

Tabla 4. Estaciones de muestreo:

N° Estación	Descripción	Coordenadas de las Estaciones de Muestreo		
		Altitud	Latitud	Longitud
1	A 30 m de distancia antes de la salida de las aguas tratadas de la PTAR “La Totorá” en el cauce del río Alameda.	2624,5 msnm	13°8’28.524” S	74°12’23.970” O
2	A la salida de la PTAR “La Totorá”	2625,6 msnm	13°8’27.510” S	74°12’23.772” O
3	A 35 m río abajo después de la confluencia del efluente de la PTAR “La Totorá” con el río Alameda.	2617,0 msnm	13°8’26.856” S	74°12’22.608” O

La Figura 20 muestra fotografías de las estaciones de muestreo.

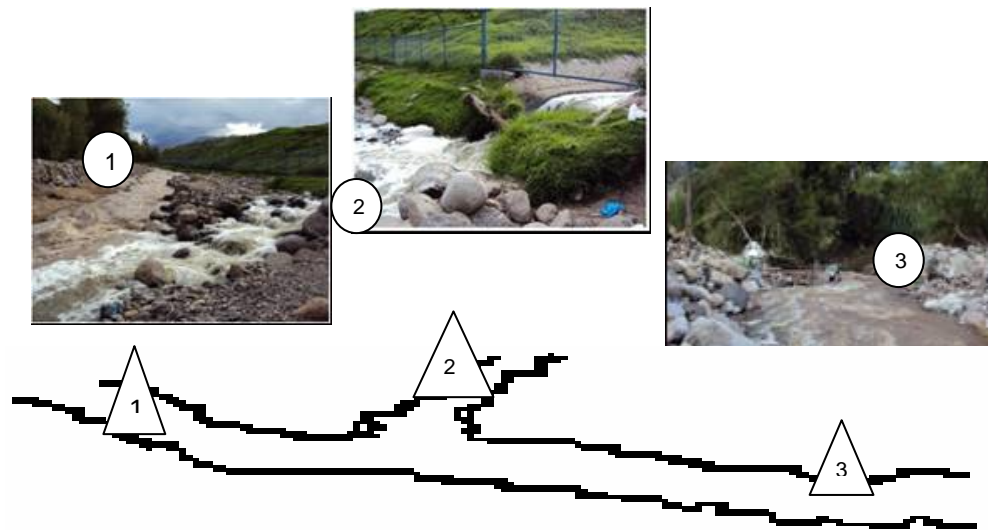


Fig. 20 Puntos de muestreo.

4.1.2. Parámetros Físicoquímicos de las aguas del efluente de la PTAR “Totora” y su receptor el río Alameda

Fecha muestreo: 02 de mayo del 2 009

Temporada: Secano

Tabla 5.a. Reporte de Parámetros Físicoquímicos evaluados IN SITU

Parámetros	Estaciones de Muestreo		
	1	2	3
Hora	10:54	11:10	11:30
Temperatura ambiente (°C)	22	23	22
Temperatura agua de río (°C)	18	21	20
pH	8,13	7,71	7,81
Conductividad (µS/cm)	262	675	588
Turbidez (NTU)	17,4	22,4	20,2
Color	Incoloro	Verde	Verde

Tabla 5.b. Reporte de Parámetros Físicoquímicos evaluados en Laboratorio

Parámetros	Estaciones de Muestreo		
	1	2	3
Sólidos Totales	346	442	404
Sólidos Totales Disueltos	220	410	350
Alcalinidad	126	226	182
Dureza total	200,2	160,1	164,2
Cloruros	60,84	152,1	119,4
Nitritos mg NO ₂ ⁻ /L	0,071	0,413	0,536

Análisis realizado en el Laboratorio de Instrumental de la FIQM – UNSCH

Algunos parámetros físicoquímicos tales como temperatura, conductividad, turbidez, sólidos totales, alcalinidad y cloruros presentan valores más altos en el punto de descarga del efluente de la PTAR “La Totorá”.

4.1.3. Comportamiento de Parámetros Físicoquímicos durante un día de estudio para el efluente de la PTAR “La Totorá”

Fecha muestreo: 20 de enero del 2010

Temporada: Lluviosa

Tabla 6.a. Reporte de Parámetros Físico – Químicos evaluados IN SITU

Hora	Estación 1				Estación 2				Estación 3			
	Temperatura (°C)	pH	Conductividad (µS)	Turbidez (NTU)	Temperatura (°C)	pH	Conductividad (µS)	Turbidez (NTU)	Temperatura (°C)	pH	Conductividad (µS)	Turbidez (NTU)
8 a.m.	8	8,17	268,7	32,4	16	7,93	661	17,45	9	8,12	269	27,8
11 a.m.	-	-	-	-	17,5	7,89	665	21,5	15	8,01	482	24,1
2 p.m.	-	-	-	-	18,5	8,14	692	26,8	15	8,09	517	24,7
5* p.m.	-	-	-	-	18	8,33	617	21,3	14	8,29	365	12,5

(*) Toma de muestra después de una lluvia suave en la parte alta de la ciudad.

Tabla 6.b. Reporte de Parámetros Fisicoquímicos evaluados en Laboratorio

Parámetros	Estaciones de Muestreo			
	1	2		3
		Muestra simple	Muestra compuesta	
Sólidos Totales	334	470	461	406
Sólidos Totales Disueltos	309	436	442	324
Alcalinidad	94,9	162,16	159,12	100,9
Dureza total	97,8	118,36	112,50	102,3
Cloruros	32,17	111,9	109,4	37,3
DBO5*		38	44	
Coliformes Fecales NPM/100 mL*	--	1,53 x 10 ⁵	3x10 ⁵	--

Análisis realizado en el Laboratorio de Instrumental de la FIQM – UNSCH

(*) Planta de EPSASA- Ayacucho

La muestra compuesta resultó de la mezcla de 04 muestras de 1 litro tomadas a diferentes horas (8:00 a.m., 11 a.m., 2:00 p.m. y 5 p.m.) del efluente de la PTAR “Totora”, el 20-01-2010.

En el gráfico 1 se procesaron los datos de la Tabla 6.a para estudiar el comportamiento de ciertos parámetros fisicoquímicos del efluente de la PTAR “ La Totora” realizados en un día de muestreo.

El análisis del gráfico 1 permitió ver la tendencia de aumento en los diferentes parámetros fisicoquímicos evaluados a medida que transcurre el día y sobre todo en el horario de las 2 de la tarde se observó valores más altos para la conductividad y la turbidez.

Este análisis determinó la hora de toma de muestras del efluente de la PTAR “Totora” para los ensayos de electrocoagulación, fijándose en un horario próximo a las 2 de la tarde.

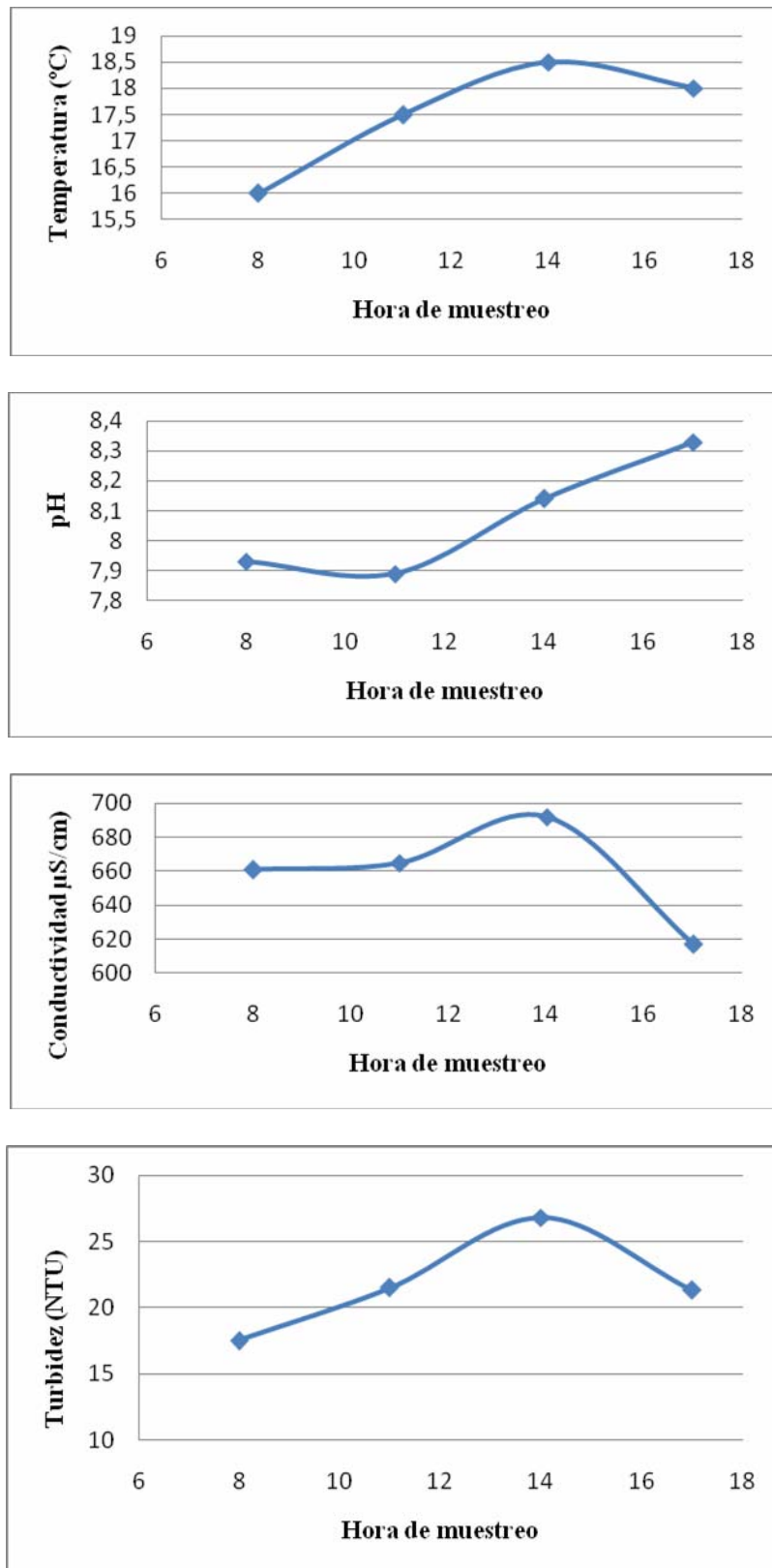


Gráfico 1. Comportamiento de parámetros fisicoquímicos temperatura, pH, conductividad y turbidez del efluente de la PTAR “La Totorá” en un día de estudio.

En el gráfico 2 se procesaron los datos de la Tabla 6.b para estudiar el comportamiento de siguientes parámetros químicos: alcalinidad, dureza total y cloruros del efluente de la PTAR “Totora” realizados en un día de muestreo.

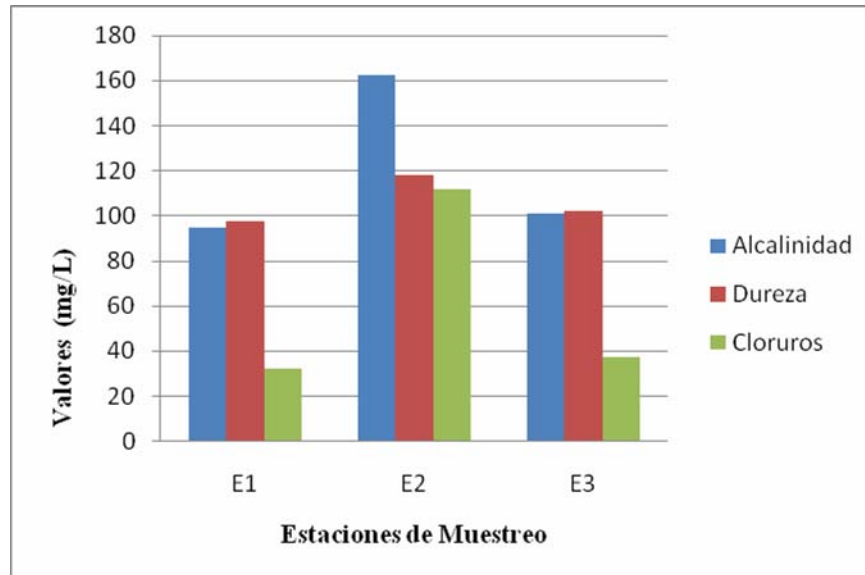


Gráfico 2. Variación de parámetros fisicoquímicos en las estaciones de muestreo.

El análisis del gráfico 2 permitió visualizar que los parámetros inorgánicos tales como cloruros y alcalinidad para la muestra de agua de la estación 2 que corresponde al efluente de la PTAR “Totora” presentó valores más altos comparados a las muestras de agua de las estaciones de muestreo 1 y 3. En lo que respecta a la dureza total también la concentración fue ligeramente mayor en la estación 2 comparado con la estación 1 que corresponde al río Alameda.

4.1.4. Resumen de evaluación de parámetros fisicoquímicos y biológicos para el efluente de la PTAR “La Totora”

La tabla N° 7 muestra un resumen de las mediciones de parámetros fisicoquímicos y biológicos realizados a las muestra de agua del efluente de la PTAR “Totora” durante el trabajo de investigación realizado.

Tabla 7. Parámetros fisicoquímicos y biológicos del efluente de PTAR “Totora”

Parámetros	02/05/09	30/06/09	20/01/10*	02/02/10	02/03/10	17/05/10	ENCAA Categoría 3	
							Riego	Bebida de Animales
Hora	11:10 a.m.	10:30 a.m.	5 :00 p.m.	2:00 p.m.	3:00 p.m.	2:30 p.m.	--	--
pH	7,71	7,61	8,09	7,86	7,75	7,80	6,5 -8,5	6,5 -8,4
Conductividad (µS/cm)	675	795	665	678	683	759	< 2000	< 5000
Turbidez (NTU)	22,4	23,2	23,7	22,4	28,8	30,05	--	--
Sólidos Totales (mg/L)	442	456	461	432	454	551	--	--
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	226	214	159,1	180,5	161,2	153,5	--	--
Dureza Total (mg CaCO ₃ / L)	160,1	154	112,5	133,3	118,9	112,9	--	--
Cloruros (mg NaCl/L)	152,1	140	109,4	119,7	127	142,6	100-700	--
DBO ₅ (mg/L)**	--	38	44	45	40	40	15	<= 15
Coliformes Fecales** NMP/100 mL	2x10 ⁶	5 x10 ⁵	3 x10 ⁵	7x10 ⁵	1,4x10 ⁵	1,53x10 ⁵	1000 ⁽¹⁾ 2000 ⁽²⁾	1000
Aluminio ^{***} (mg/L)	--	--	0,045		0,139	0,25	5	5
Arsénico ^{***} (mg/L)	--	--	0,027		--	< 0,02	0,05	0,1
Cadmio ^{***} (mg/L)	--	0,0006	--	--	--	< 0,003	0,005	0,01
Cromo ^{***} (mg/L)	--	0,021	--	--	--	< 0,01	--	--
Plomo ^{***} (mg/L)	--	0,0058	--	--	--	< 0,01	0,05	0,05

(1) Vegetales de tallo bajo. (2) Vegetales de tallo alto.

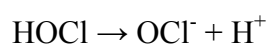
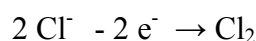
(*) Muestra compuesta. (**) Análisis realizado en laboratorio de EPSASA – Ayacucho. (***) Análisis realizado por terceros.

Conclusiones Parciales:

- La Tabla 7 muestra información útil para la ejecución del trabajo de investigación, en primer lugar reportó valores altos para los parámetros importantes que miden la calidad del agua que vienen a ser la concentración de coliformes fecales y DBO₅. Estos indicadores de calidad nos indican que las aguas del efluente de la PTAR “La Totorá” están contaminadas, la ingesta indirecta de estas aguas por fuentes contaminadas a través del consumo de alimentos de tallo bajo y de tallo alto regados por aguas con tratamiento insuficiente, así como el contacto con campos regados con aguas residuales insuficientemente tratadas representa un elevado riesgo de infección parasítica y bacteriana, así mismo tiene impacto negativo en las aguas receptoras.
- Los valores altos de turbidez reportados se deben a la presencia de partículas materiales tales como algas, arcillas, los cienos, partículas orgánicas y sustancias solubles en agua. Las partículas suspendidas absorben calor de la luz del sol, haciendo que las aguas turbias se vuelvan más calientes, y reduciendo así la concentración de oxígeno en el agua (el oxígeno se disuelve mejor en el agua más fría). Además algunos organismos no pueden sobrevivir en agua más caliente, mientras que se favorece la multiplicación de otros. El principal impacto de una alta turbidez es meramente estético: a nadie le gusta el aspecto del agua sucia. Pero además, es esencial eliminar la turbidez para desinfectar efectivamente el agua. Las partículas suspendidas también ayudan a la adhesión de metales pesados y muchos otros compuestos orgánicos tóxicos y pesticidas.
- Valores altos de DBO reflejan un cuerpo de agua de mala calidad ecológica, muy contaminado, en donde solo pueden vivir los organismos más resistentes a la contaminación, tornándose el agua de un aspecto séptico, con alta turbiedad, color y olor.

- La contaminación por coliformes fecales es uno de los problemas más influyentes en el deterioro de los cuerpos de agua. Su presencia en sistemas acuáticos es evidencia de contaminación fecal. Su determinación permite evaluar la presencia de organismos patógenos que pueden causar enfermedades con diferentes niveles de gravedad, desde gastroenteritis simple hasta cuadros graves de diarreas, disentería, hepatitis, o fiebre tifoidea.
- La determinación de cloruros en la muestra de agua reportó un valor promedio de 131,8 mg NaCl/L que da un promedio de 79,98 mg Cl⁻/L, valor que permitió realizar pruebas de electrocoagulación sin adición de reactivos químicos. Según Referencia (5,11) la presencia de NaCl favorece la electrocoagulación, la concentración mínima de iones Cl⁻ debe ser aproximadamente 60 ppm para la ruptura de la película pasiva anódica y reducir notablemente la cantidad de voltaje de la celda durante la electrocoagulación.

Según referencia (20) la presencia de NaCl reduce el efecto adverso de la presencia de otros iones como HCO₃⁻ y SO₄²⁻, que en presencia de Ca²⁺ o Mg²⁺ forman una película aislante en la superficie de los electrodos, que hace pasivo a los mismos. La presencia de cloruro de sodio también ayuda a disminuir el consumo de energía al aumentar la conductividad y, además, cuando hay cloruros en el agua se puede presentar las siguientes reacciones en presencia de corriente eléctrica, lo que favorece la desinfección:



Según Kobya et al (8) la formación de Cl_2 ocurre como una reacción secundaria si el ánodo tiene potenciales suficientemente altos.

- El valor de pH promedio de las muestras de agua fue de 7,80 que cumple con los valores de calidad de agua para riego y bebida de animales según los estándares de calidad ambiental del agua. (3) Ensayos de electrocoagulación realizados para valores de pH entre 6 a 8 reportaron mayor eficiencia en la remoción de turbidez. (8)
- La carga contaminante del efluente de la PTAR “La Totorá” está representada principalmente por altos porcentajes de materia orgánica expresados como DBO y microorganismos de origen fecal (CF) que se relacionan directamente con los valores altos de la turbidez del agua.

4.2. APLICACIÓN DE LA TÉCNICA DE ELECTROCOAGULACIÓN

4.2.1. Caracterización del electrodo de aluminio

Rahmani en 2008 (13), señaló que la proporción de remoción de turbiedad resultan ser más altos utilizando electrodos de aluminio que con los electrodos de hierro y acero limpio. *Gheraout et al.*, 2008, (10) sostuvo que los electrodos de aluminio fueron encontrados más eficientes en la destrucción de células de *E. coli* comparados con electrodos de acero limpio (acero inoxidable), por ello para la investigación realizada se eligió como electrodo de sacrificio para las pruebas de electrocoagulación láminas de aluminio de chatarra de envases de bebidas.

La caracterización química de las láminas fue mediante el análisis por método de espectrometría de emisión en chispa eléctrica realizado en el equipo HORIBA Jovin Yvon, reportando el siguiente resultado promedio de la evaluación de 05 zonas de la superficie de la lámina analizada.

Tabla 8. Composición química de láminas de aluminio de chatarra de envases de bebidas.

Elemento	Promedio %
Al	98,41
Cr	0,099
Cu	0,1138
Fe	0,6006
Mg	0,1582
Mn	0,235
Si	0,2888
Ti	0,095

4.2.2. Evaluación de los parámetros de la electrocoagulación

4.2.2.1. Densidad de corriente Vs remoción de turbidez

Varios parámetros de estudio son interdependientes y sus influencias no pueden ser estudiadas por separado, la densidad de corriente y el tiempo de electrocoagulación tienen efecto en el pH, la conductividad y la turbidez de la muestra en estudio.

En un inicio se aplicó la técnica de electrocoagulación a 130 mL de muestra que se encontraba en reposo cuyas partículas mayores sedimentaron por gravedad, se realizó el ensayo para diferentes tiempos de electrocoagulación y para tres valores de densidad de corriente. La muestra electrocoagulada se sometió a reposo por un tiempo de 04 horas, tiempo que permitió la decantación del precipitado formado, luego el líquido sobrenadante fue trasvasado a embudos de decantación, donde permanecieron en reposo por 12 horas; este proceso permitió la separación de partículas finas que todavía quedaron en suspensión. Finalmente se tomaron alícuotas de la muestra tratada para la medición de la turbidez.

Dichos datos permitieron evaluar el porcentaje de remoción de la turbidez en las muestras tratadas.

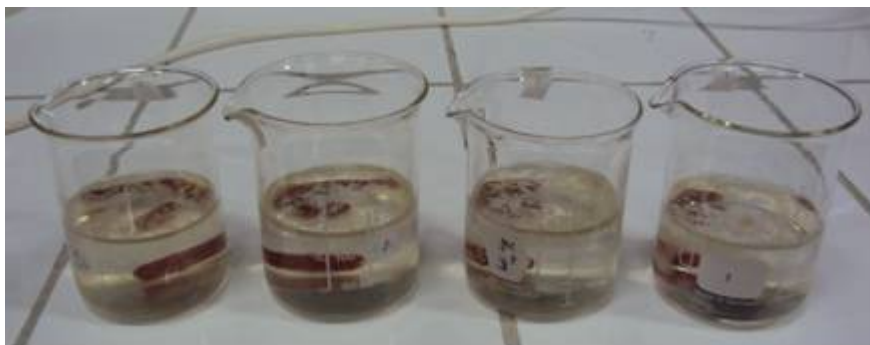


Fig. 21. Muestra sometida a electrocoagulación



Fig. 22. Sedimentación del precipitado formado



Fig. 23. Separación de partículas finas

La tabla 9 muestra algunos parámetros fisicoquímicos de la muestra inicial y resultados del porcentaje de remoción de turbidez para ensayos realizados suministrando tres diferentes densidades de corriente. Para cada densidad de corriente aplicada se corrieron 04 pruebas para tiempos distintos de 5, 10, 15 y 20 minutos.

Tabla 9. Influencia de la densidad de corriente y del tiempo en el porcentaje de remoción de turbidez.

Parámetros Físico – Químicos de muestra inicial			
pH	7,81		
Turbidez	9,85 NTU		
Conductividad	531 $\mu\text{S}/\text{cm}$		
Observación: Se trabajo con muestra de agua reposada.			
ELECTROCOAGULACIÓN			
VARIACIÓN DE % DE REMOCIÓN DE TURBIDEZ			
Tiempo (min)	Densidad de corriente		
	7,3 mA/cm^2	9,13 mA/cm^2	12,5 mA/cm^2 ^(*)
5	16,7	51,1	70,1
10	25,9	62,3	82,4
15	36,2	72,18	86,5
20	48,0	76,24	86,8

(*) Turbidez (13,8 NTU), Conductividad (690 $\mu\text{S}/\text{cm}$)

La Tabla 9 permitió realizar el gráfico 3, el cual muestra que el incremento de la densidad de corriente favorece la mayor remoción de contaminantes, hecho que también fue manifestado por *Restrepo et al.* (5) Así mismo hay una relación directa del porcentaje de remoción de turbidez con el tiempo de aplicación de la electrocoagulación.

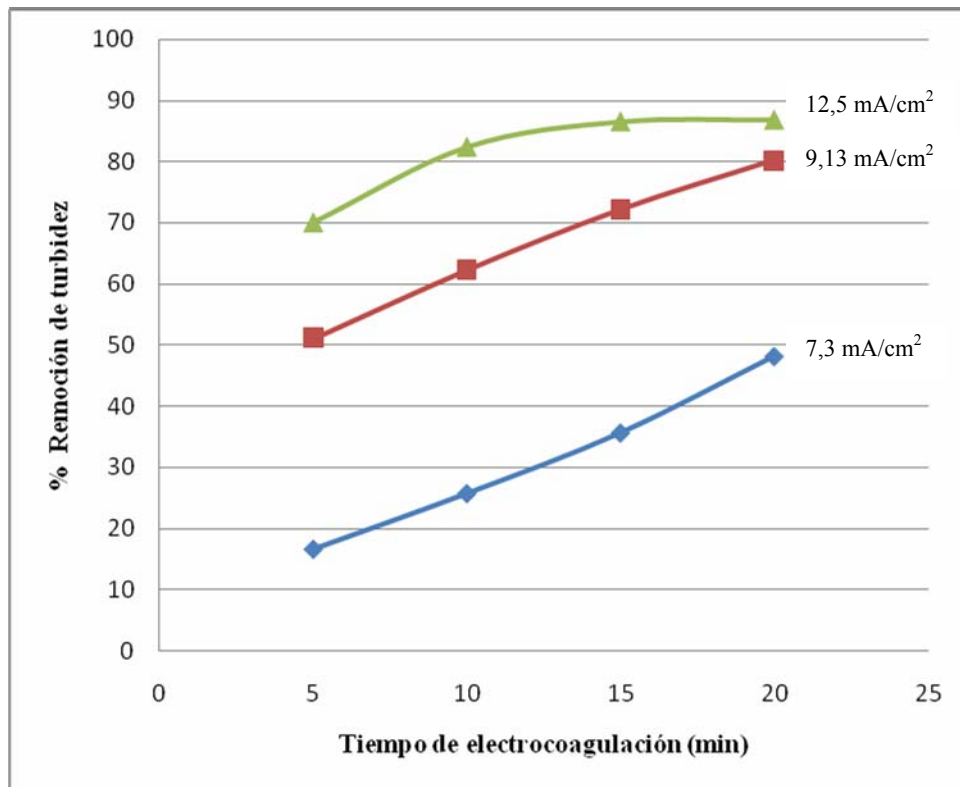


Gráfico 3. Porcentaje de remoción de turbidez para diferentes densidades de corriente vs tiempo de electrocoagulación.

Respecto al efecto de la corriente en el porcentaje de remoción de contaminantes tal como manifestó *Gilpavas* (12) es explicado por la ley de Faraday, el cual describe la relación entre la densidad de corriente y la cantidad de iones aportados a la solución.

Rahmani (13) señaló que la remoción de turbiedad ocurre como resultado de la desestabilización del coloide debido al efecto del campo generado entre los electrodos y las reacciones con las especies iónicas coagulantes formadas in situ durante la oxidación

del ánodo, seguido por una flotación de partículas aglomeradas y su posterior sedimentación.

Los resultados experimentales muestran que la eficiencia de remoción de la turbidez depende del tiempo de electrólisis.

4.2.2.2. Masa de Al^{3+} que se produce en la electrocoagulación

La cantidad de iones Al^{3+} que se suministra a la muestra de agua está directamente relacionada con la intensidad de corriente y el tiempo de operación, según la 1era ley de Faraday.

$$m \text{ Al}^{3+} = (\text{PE} \times \text{I} \times \text{t}) / \text{F}$$

Donde:

$m \text{ Al}^{3+}$: masa de aluminio en (g) producida por electrólisis.

PE : Peso equivalente del Al^{3+}

I : Intensidad de corriente (A)

T : Tiempo (s)

F: Constante de Faraday (96 485, 309 C mol⁻¹)

Así tenemos el cálculo de la masa de aluminio teórico para una prueba de electrocoagulación de 5 minutos:

$$m \text{ Al}^{3+} = \frac{(27/3) \text{ g mol}^{-1} \times 0,1 \text{ A} \times 300 \text{ s}}{96 500 \text{ C mol}^{-1}} = 0,0028 \text{ g}$$

La Tabla 10 contiene los datos de las masas de iones Al^{3+} obtenidos en 04 pruebas de electrocoagulación practicadas para distintos tiempos de electrocoagulación.

Tabla 10. Masa de aluminio producida en la electrocoagulación

Características iniciales de muestra de agua					
pH = 7,82		Conductividad = 690 $\mu\text{S}/\text{cm}$		Turbidez = 13,8 NTU (muestra reposada)	
ELECTROCOAGULACIÓN					
Electrodos: Aluminio – Acero inoxidable			Área = 8 cm^2		
Densidad de Corriente = 12,5 mA/cm^2			Volumen de muestra = 130 mL		
Tiempo (min)	Wi Al (g)	Wf Al (g)	W Al EC (g)	Wt Al EC (g)	Conc. Al^{3+} (ppm)
5	0,2170	0,2140	0,0030	0,0028	23,08
10	0,1897	0,1835	0,0062	0,0056	47,69
15	0,2180	0,2085	0,0095	0,0084	73,07
20	0,2060	0,1934	0,0126	0,0112	96,92

Leyenda:

Wi Al: masa inicial del electrodo de aluminio
 Wf Al: masa final del electrodo de aluminio
 W Al EC: masa de Al^{3+} generado por electrocoagulación
 Wt Al EC: masa teórica de Al^{3+} que debe generarse por electrocoagulación
 Conc Al^{3+} : concentración de Al^{3+} en la muestra expresada en mg/L

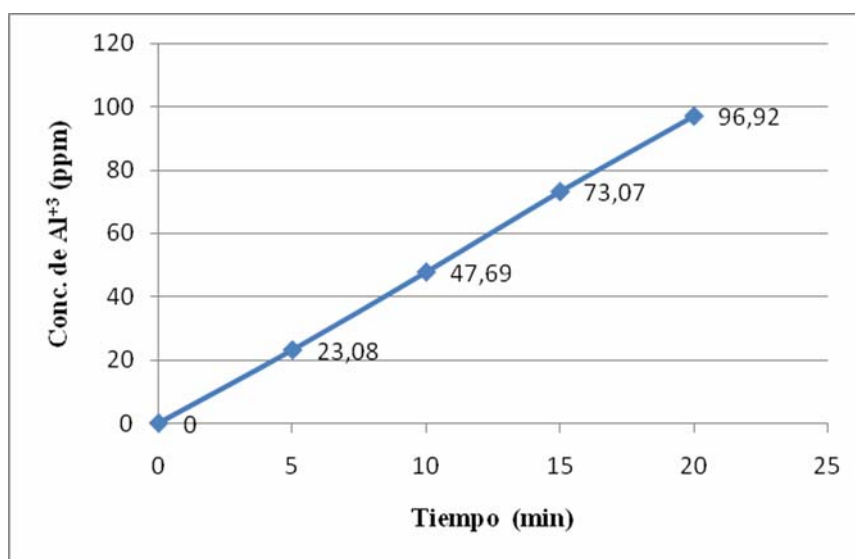


Gráfico 4. Concentración de iones Al^{3+} vs tiempo de electrocoagulación.

La cantidad de aluminio generado durante la electrolisis excede al valor teórico calculado desde la 1era ley de Faraday.

Se calculó la eficiencia de producción de Al^{3+} para los 04 ensayos realizados, utilizando la siguiente ecuación:

$$\% \text{ eficiencia producción } Al^{3+} = \frac{\text{masa } Al^{3+} \text{ producido exp.}}{\text{masa } Al^{3+} \text{ producido teór.}} \times 100$$

Para la prueba N° 1 de electrocoagulación, de la tabla 10 se tiene: masa de Al^{3+} producido experimentalmente fue 0,0030 g y la masa teórica de Al^{3+} que debió generarse por electrocoagulación fue calculado 0,0028g, reemplazando estos datos en la ecuación anterior se determinó:

$$\% \text{ eficiencia producción } Al^{3+} = \frac{0,0030 \text{ g}}{0,0028 \text{ g}} \times 100 = 107,14 \%$$

Los valores de eficiencia de producción de Al^{3+} para las pruebas 2, 3 y 4 fueron 110,7%, 113,1 % y 112,5 % respectivamente, con un valor promedio de 110,8 %, el cual se encuentra dentro del rango 109 al 215% de eficiencia de corriente para la producción de aluminio reportado en la literatura del trabajo de Mouedhen (11); la eficiencia de corriente para la producción de aluminio depende de diferentes condiciones a las cuales se realiza los ensayos (composición de la muestra, pH, duración de la electrólisis, entre otros), algunos investigadores sugieren que las eficiencias superiores a 100% se explica por “la corrosión por picadura” del ánodo causada por la presencia de iones Cl^- en el medio, Mouedhen (11) reafirma que la cantidad de aluminio producido en la solución acuosa está en función de la concentración del electrolito cloruro de sodio.

Se puede observar también que la cantidad de iones producidos aumenta conforme aumenta el tiempo de electrocoagulación para una densidad de corriente constante suministrada a la celda de electrocoagulación, este hecho permite el aumento de producción de flóculos y favorece la remoción de contaminantes.

4.2.2.3. Variación de la temperatura con el tiempo de electrocoagulación

Tabla 11. Variación de la temperatura por efecto del tiempo de electrocoagulación

Características iniciales de muestra de agua					
pH = 7,82		Conductividad = 690 $\mu\text{S/cm}$		Turbidez = 13,8 NTU (muestra reposada)	
ELECTROCOAGULACIÓN					
Electrodos: Aluminio – Acero inoxidable				Área = 8 cm^2	
Densidad de Corriente = 12,5 mA/cm^2					
Volumen de muestra = 130 mL					
Tiempo (min)	Conc. Al^{3+} (ppm)	Observación	Ti $^{\circ}\text{C}$	Tf $^{\circ}\text{C}$	ΔT
5	23,08	Presencia de floc voluminoso	18	18,5	0,5
10	47,69	Presencia de floc voluminoso	18	20	2
15	73,07	Presencia de floc fino	18	21,3	3,3
20	96,92	Presencia de floc fino	18	22,7	4,7

Los datos mostrados en la tabla 11 permitieron realizar el gráfico 5 donde se observó el incremento de temperatura en la muestra de agua cuando ésta se sometió a mayor tiempo de electrocoagulación.

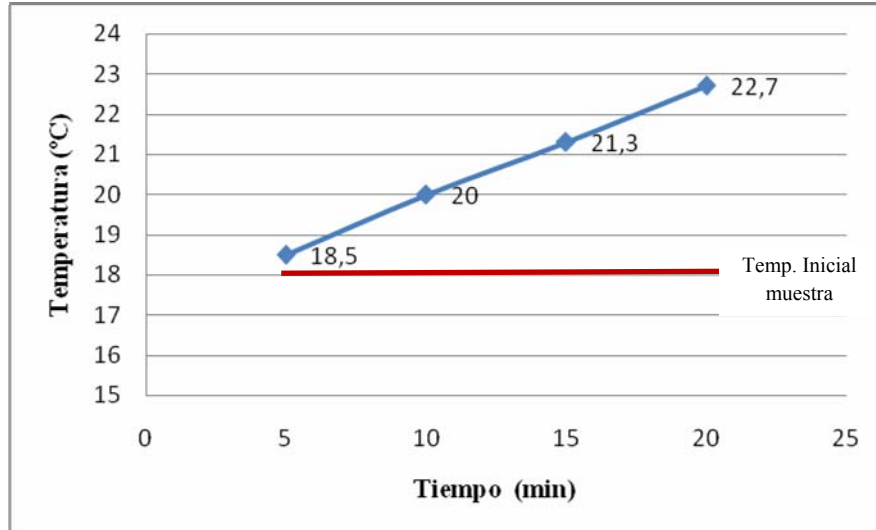


Gráfico 5. Variación de la temperatura con el tiempo de electrocoagulación.

Durante todos los ensayos para diferentes tiempos de electrocoagulación se pudo observar un aumento de la temperatura en la solución aproximadamente en un rango de 1,46 $^{\circ}\text{C}$ promedio por cada 5 minutos adicionales de electrólisis, esto como

consecuencia de la liberación de calor de la reacción entre la solución y los electrodos, además por el voltaje aplicado.

Teniendo en cuenta la teoría de las colisiones el incremento de la temperatura propicia que un mayor número de las moléculas de los reactivos tengan suficiente energía para que los choques sean eficaces.

Las temperaturas superiores al ambiente se usan para beneficiar los efectos sobre la cinética en todos los pasos del procesos del electrodo, incrementando el coeficiente de difusión, el cambio de densidad de corriente y la velocidad de reacción química (7), sin embargo las pruebas de electrocoagulación para el tratamiento de aguas requiere sólo de tiempos pequeños lo que conlleva a cambios pequeños de la temperatura en la solución, por lo que esta variable no va a afectar el proceso.

4.2.2.4. Variación de pH, conductividad y turbidez con el tiempo de electrocoagulación

La figura 24 muestra el equipo de electrocoagulación conformado por la fuente de corriente, el agitador magnético, la celda electroquímica, los electrodos y medidor de la intensidad de corriente. La muestra de agua tratada por electrocoagulación se observa en la figura 25.



Fig. 24. Proceso de electrocoagulación



Fig. 25. Muestra electrocoagulada

La muestra tratada luego es dejada en reposo para su sedimentación, posteriormente fue trasvasado a un embudo de decantación para la separación de partículas sólidas finas. Finalmente se tomó alicuota para la medición de pH, conductividad y turbidez, cuyos equipos se muestran en la figura 26.



Fig. 26. Equipos de medición de pH, Conductividad y Turbidez.

Los datos obtenidos se resumen en la siguiente tabla.

Tabla 12. Reporte de datos de pH, conductividad, turbidez y % remoción de turbidez

Características iniciales de muestra de agua					
pH = 7,82		Conductividad = 690 $\mu\text{S}/\text{cm}$		Turbidez = 13,8 NTU (muestra reposada)	
ELECTROCOAGULACIÓN					
Electrodos: Aluminio – Acero inoxidable			Área = 8 cm ²		
Densidad de Corriente = 12,5 mA/cm ²			Voltios = 31,1 V		
Volumen de muestra = 130 mL					
Tiempo (min)	Conc. Al ³⁺ (ppm)	pH	Conductividad (μS)	Turbidez (NTU)	% remoción turbidez
5	23,08	8,21	651	4,13	70,1
10	47,69	8,31	631	2,43	82,4
15	73,07	8,41	620	1,86	86,5
20	96,92	8,51	606	1,82	86,8

El gráfico 6 muestra la variabilidad del pH, conductividad y % de remoción de turbidez para diferentes tiempos de electrocoagulación a que es sometida la muestra de agua de la PTAR “La Totorá”.

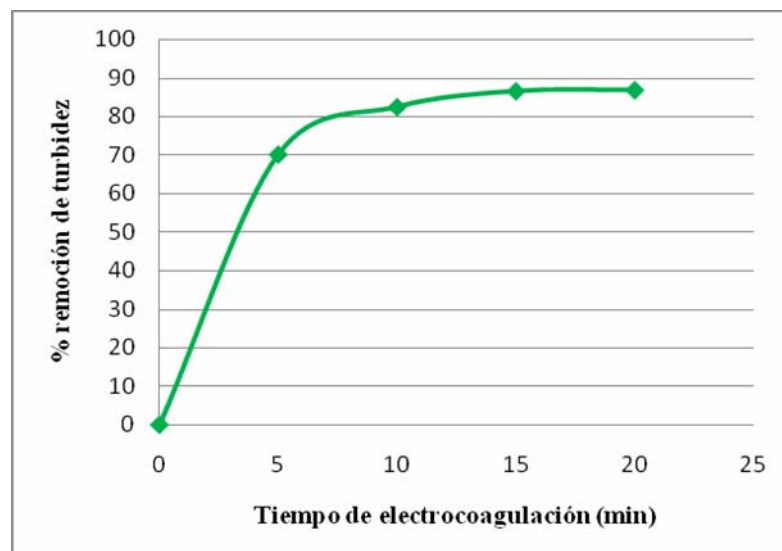
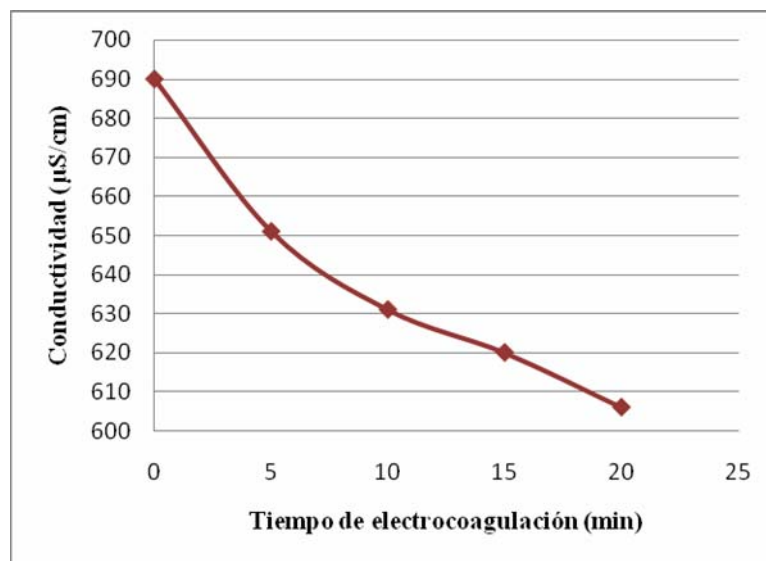
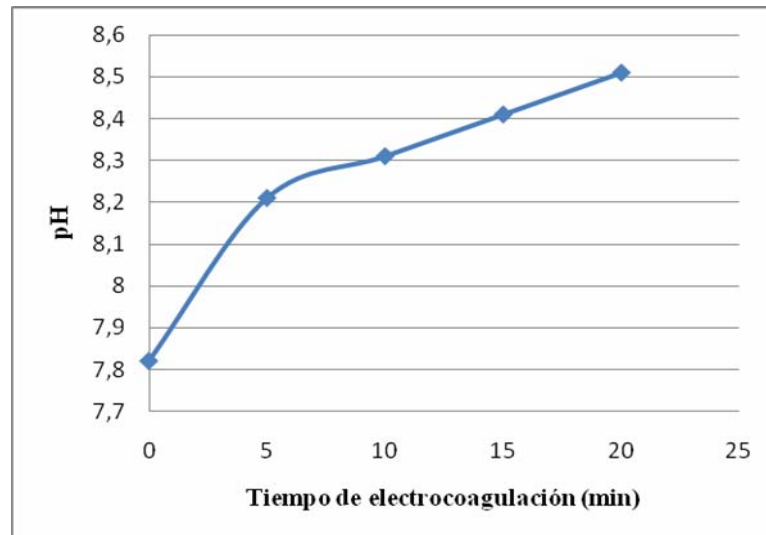


Gráfico 6. Variación del pH, conductividad y % de remoción de turbidez con el tiempo de electrocoagulación.

Para todos los ensayos se observó un incremento del pH en un rango promedio de 0,1 unidades por cada 5 minutos adicionales en el proceso de electrocoagulación. Esto se puede explicar partiendo que en un proceso de electrocoagulación con electrodo de aluminio las principales reacciones que ocurren en los electrodos durante la electrólisis son:

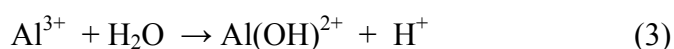


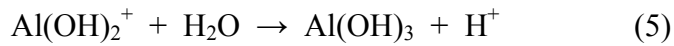
Según *Gilpavas*, (12) el incremento de pH en la electrocoagulación se da como consecuencia de la generación de iones OH^- en la superficie del cátodo durante la electrocoagulación según la reacción (2).

La presencia de los aniones Cl^- y SO_4^{2-} como electrólitos en la muestra de agua, ocasiona el intercambio con los iones OH^- del $\text{Al}(\text{OH})_3$ para liberar OH^- , este hecho también causa un aumento del pH. (11)

La variación del pH observado en el gráfico 6 tiende a ser constante y es explicado por muchos investigadores (11) quienes señalan que cuando el pH alcanza valores mayores que 9, se da la reacción de disolución del hidróxido de aluminio para formar $[\text{Al}(\text{OH})_4]^-$ el cual consume la alcalinidad.

El incremento del porcentaje de remoción de turbidez reportado en la tabla 12 y representado en el gráfico 6, es debido a que en el proceso de electrocoagulación los iones aluminio (Al^{3+}), que provienen de la disolución electrolítica del ánodo, se hidrolizan espontáneamente, generando varias especies monoméricas según la siguiente secuencia de reacciones (omitiendo la coordinación del agua por simplicidad) (11):





También, producto de la hidrólisis, se forman especies diméricas, triméricas y poliméricas de aluminio tales como: $\text{Al}_2(\text{OH})_2^{4+}$, $\text{Al}_3(\text{OH})_4^{5+}$, $\text{Al}_6(\text{OH})_{15}^{3+}$, $\text{Al}_7(\text{OH})_{17}^{4+}$, $\text{Al}_8(\text{OH})_{20}^{4+}$, $\text{Al}_{13}\text{O}_4(\text{OH})_{24}^{7+}$, $\text{Al}_{13}(\text{OH})_{34}^{5+}$ que por procesos de precipitación forman el $\text{Al(OH)}_3(s)$, como lo manifiestan *Restrepo et al* (5) y *Mouedhen et al* (11); los cuales por distintos mecanismos disminuyen la turbidez de la muestra problema.

El modo de actuar de las especies de aluminio generadas en el proceso de electrocoagulación, se puede explicar en función de dos mecanismos:

1. Neutralización de las cargas de partículas coloidales negativas por los cationes, producto de la hidrólisis.
2. Incorporación de impurezas en el precipitado de hidróxido amorfo, Al(OH)_3 (en el curso de la floculación).

La importancia de este mecanismo está estrechamente vinculada con el pH y la dosis del coagulante aplicado durante el proceso de electrocoagulación que está directamente relacionado con la cantidad de hidróxido formado.(11) Los compuestos amorfos formados de $\text{Al(OH)}_3(s)$, tienen un área superficial grande, la cual es beneficiosa para una rápida adsorción de los compuestos orgánicos solubles, atrapando las partículas coloidales. Finalmente, estos flóculos son separados del medio acuoso por sedimentación, centrifugación y/o flotación.

El tercer parámetro observado en el proceso de electrocoagulación es la conductividad, el cual mostró una disminución concordando con los ensayos realizados por *Gilpavas* (12) en el estudio de las aguas residuales del proceso de curtición, esto puede ser debido a que como se ha señalado líneas arriba las especies aportados por el ánodo reaccionan con algunos iones y adsorben algunas especies químicas presentes en el agua lo que

ocasiona su precipitación de modo que disminuye la cantidad de iones disueltos en el agua lo que genera una disminución de la conductividad de la solución.

4.2.3. Electrocoagulación y coagulación química.

Se ejecutaron pruebas utilizando tecnología química y electrocoagulación con condiciones de operación similares, especialmente en dosis de aluminio y pH.

En un primer momento se simuló el proceso de coagulación química, floculación y sedimentación que se realizan en las plantas de tratamiento de agua potable, con la finalidad de obtener la dosis óptima del coagulante y el pH de trabajo. Una corrida fue realizada en la planta de tratamiento de EPSASA – Ayacucho, para la cual se tomó una muestra de 5 galones de agua del efluente de la PTAR “La Titora”.

La coagulación química se realizó por adición de una solución de sulfato de aluminio comercial (2g de la sal / 100 mL) en volúmenes calculados para 2 litros de muestras de agua contenidos en las cubetas del aparato de prueba de jarras para dar concentraciones de 15, 20, 25, 30, 35, 40, 45, 50, 55 ppm de $Al_2(SO_4)_3$.

Las figuras 27, 28 y 29 muestran las características de las aguas residuales durante las pruebas de coagulación – floculación y sedimentación.



Fig. 27. Aplicación de coagulante a las muestras de agua.



Fig. 28. Proceso de sedimentación.



Figura 29. Decantación de flocúlos.

Los parámetros de trabajo en el aparato de prueba de jarras fueron:

Mezcla rápida = 300 rpm Tiempo = 5 segundos

Mezcla lenta = 40 rpm Tiempo = 15 minutos

Sedimentación = Sin agitación Tiempo = 15 minutos

Tabla 13. Valores de Turbidez y pH para diferentes concentraciones del coagulante.

ppm $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	Turbidez (NTU)	pH
0	28,8	7,70
15	20,5	7,39
20	16.8	7,37
25	13,5	7,35
30	10.6	7,30
35	8.85	7,26
40	8,28	7,24
45	8,62	7,20
50	6,56	7,15
55	5,23	7,12

La gráfica de los datos obtenidos permitió ver la variabilidad de la turbidez y el pH en función de la concentración del coagulante. Ver gráfico 7

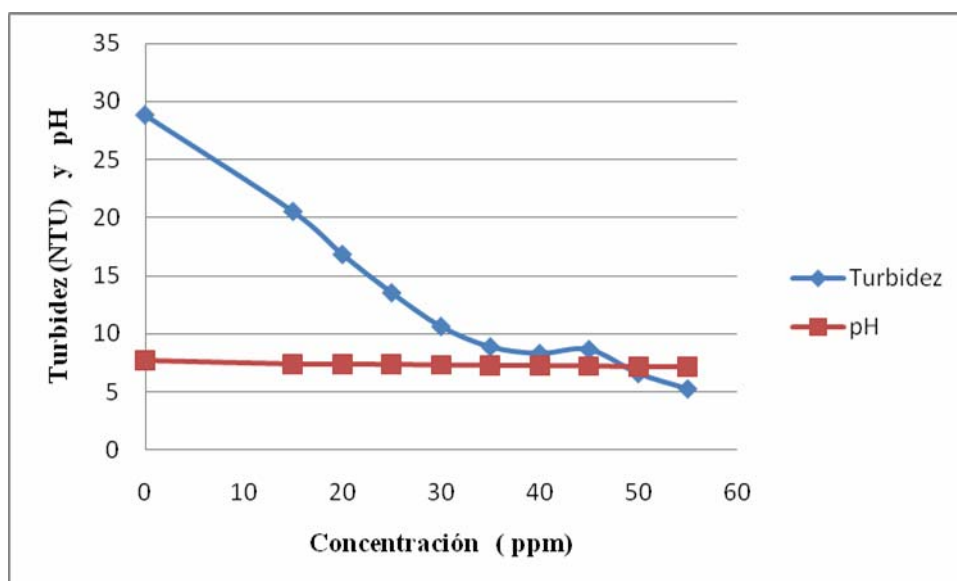


Gráfico 7. Variación de la turbidez y el pH con la concentración de sulfato de aluminio.

Del gráfico 7 se obtiene que la dosis óptima de coagulante para la muestra de la PTAR “Totora “ es de 40 ppm de sulfato de aluminio (comercial) por tener mínima turbidez.

Para el trabajo de investigación fue necesario utilizar el reactivo puro de sulfato de aluminio, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18 \text{H}_2\text{O}$, por lo que se volvió a realizar esta prueba en el laboratorio. Según los siguientes pasos:

A) Preparación de solución de sulfato de aluminio.

Tomando como referencia datos empleados en la Planta de Tratamiento de Agua Potable (EPSASA - Ayacucho), se preparó 50 mL de una solución de sulfato de aluminio disolviendo 0,25 g de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18 \text{H}_2\text{O}$. Cuya concentración equivale a 5000 ppm de la sal.

B) Coagulación Química

La coagulación química se realizó por adición de un volumen calculado de solución de sulfato de aluminio a 200 mL de una muestra de agua, con agitación a 300 rpm por un tiempo de 5 segundos, proceso que corresponde a la mezcla rápida.

La aplicación de la ecuación de dilución: $C_1.V_1 = C_2.V_2$, permitió determinar los volúmenes de la solución de sulfato de aluminio a añadirse a los 200 mL para obtener concentraciones de 25, 35, 45, 55 y 65 ppm de la sal de sulfato de aluminio.

C) Floculación

La floculación se realizó luego por agitación lenta de la muestra sometida a la coagulación química por un tiempo de 15 minutos a 40 rpm.

D) Sedimentación

La tercera etapa del tratamiento corresponde a la sedimentación del agua tratada con la finalidad de separar los flocúlos formados por precipitación.

En la siguiente tabla se resumen los datos obtenidos para este ensayo:

Tabla 14. Reporte de datos de pH, turbidez, % remoción turbidez en proceso de coagulación química – floculación y sedimentación.

Características iniciales de muestra de agua					
pH = 7,85		Conductividad = 721 μ S		Turbidez = 27,9 NTU	
Coagulación Química: Mezcla rápida, tiempo de 5 s RPM: 300			Floculación: Mezcla lenta, tiempo 15 min RPM: 40		
Sedimentación: Reposo, tiempo 15 min			Solución de sulfato aluminio: 5000 ppm		
Volumen de Muestra: 200 mL					
Conc. sulfato aluminio (ppm)	V (mL) sulfato aluminio	pH	Turbidez	% remoción turbidez	Observación
25	1	7,49	12,56	54,98	--
35	1,4	7,43	10,41	62,68	--
45	1,8	7,34	8,56	69,31	Sedimenta floc.
55	2,2	7,27	8,98	67,81	Buena sedimentación
65	2,6	7,22	7,98	71,39	Buena sedimentación

Graficando turbidez y pH vs concentración de sulfato de aluminio se obtiene la dosis óptima para la coagulación de la muestra de PTAR “La Totorá”, del gráfico 8

se obtiene que este valor corresponde a 45 ppm de sulfato de aluminio (puro), para un pH de 7,34.

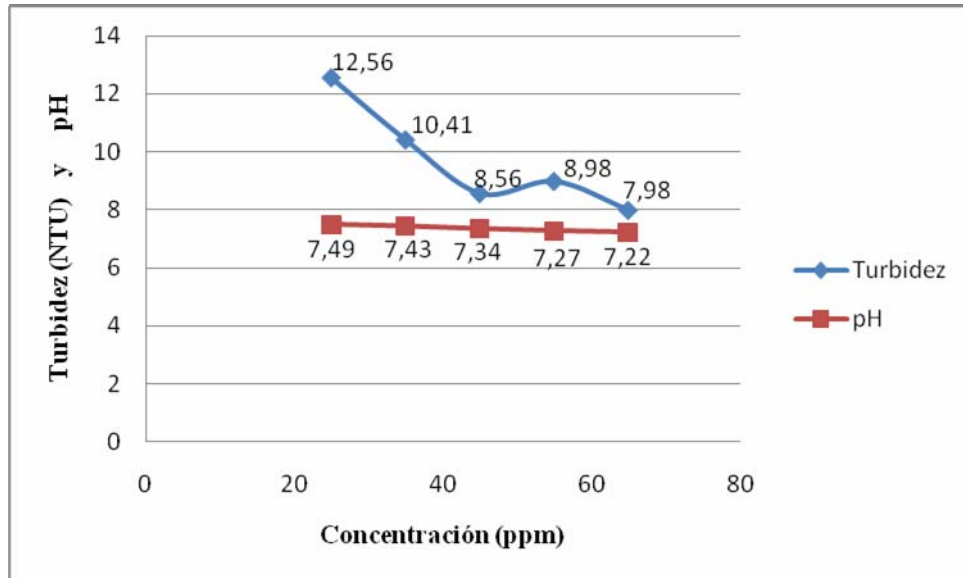


Gráfico 8. Variación de la turbidez y el pH con la concentración de sulfato de aluminio.

La figura 30 muestra las aguas del efluente de la PTAR “Totora” sometidas a las pruebas de coagulación química – floculación y sedimentación.

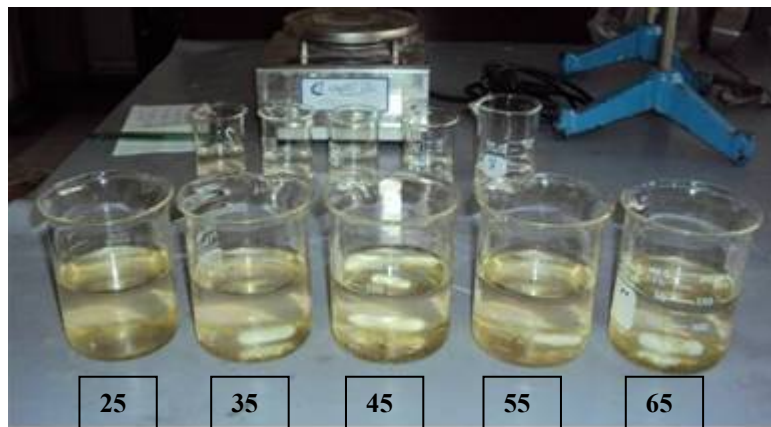


Fig. 30. Muestras sometidas a coagulación química

Electrocoagulación

Para la aplicación de la técnica de electrocoagulación primeramente se halló el cuadro de equivalencias de la masa de Al^{3+} utilizado por coagulación química, para producir dicha cantidad por electrocoagulación; entonces se determinó el tiempo de electrocoagulación que ha de producir la cantidad necesaria de iones Al^{3+} en la muestra de agua.

Tabla 15. Tiempo de electrocoagulación equivalente a masa de Al^{3+} empleado en la técnica de coagulación química

Concentración sal de aluminio (ppm)	Concentración de Al^{3+} (ppm)	$m\text{Al}^{3+}$ requerido en muestra de 200 mL (g)	Tiempo de electrocoagulación (s)
25	2,02	$4,05 \times 10^{-4}$	44
35	2,84	$5,67 \times 10^{-4}$	60
45	3,65	$7,3 \times 10^{-4}$	78
55	4,46	$8,9 \times 10^{-4}$	95
65	5,27	$1,053 \times 10^{-3}$	113

Se muestra el cálculo realizado para determinar el tiempo de electrocoagulación equivalente a la dosis óptima de coagulante necesario para una buena floculación.

$$m \text{Al}^{3+} = \frac{PE \times I \times t}{F} \quad \text{1era ley de Faraday}$$

Luego:

$$t_{(s)} = \frac{m \text{Al}^{3+} \times F}{PE \times I} \Rightarrow t_{(s)} = \frac{7,3 \times 10^{-4} \text{ g} \times 96\,500 \text{ C} \cdot \text{mol}^{-1}}{(27/3) \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1} \times 0,1 \text{ A}} = 78,27 \text{ s}$$

Posteriormente se realizaron pruebas aplicando la técnica de coagulación química y electrocoagulación a pH regulado (7,34), valor que permite la formación de flóculos que fácilmente pueden ser sedimentados. Una buena sedimentación favorece la separación del precipitado formado.

Los resultados se detallan en las Tablas 16 y 17.

Tabla 16. Resultados del ensayo de coagulación química practicada para un pH regulado.

Características iniciales de la muestra de agua			
pH inicial = 7,41		Conductividad = 769 μ S/cm	
Turbidez = 24,2 NTU			
Coagulación Química: Solución de sulfato aluminio: 5000 ppm Mezcla rápida, tiempo 5 s RPM : 300		Floculación: Mezcla lenta, tiempo 15 min RPM: 40	
Sedimentación: Reposo, tiempo 15 min		Volumen de muestra: 200 mL	
pH regulado antes de floculación: 7,33 – 7,34			
Vol. Sol. sulfato de Aluminio (mL)	Masa de aluminio (g)	Turbidez (NTU)	% remoción turbidez
1	0,00040	9,65	60,12
1,4	0,00057	8,69	64,09
1,8	0,00073	7,27	69,96
2,2	0,00089	6,61	72,68
2,6	0,00105	6,42	73,47

Tabla 17. Resultados del ensayo de electrocoagulación practicado para un pH regulado.

Características iniciales de la muestra de agua			
pH inicial = 7,41		Conductividad = 769 μ S/cm	
Turbidez = 24,2 NTU			
Electrocoagulación: Mezcla rápida, a tiempo variable RPM: 300 Densidad de Corriente: 12,5 mA/cm ²		Floculación: Mezcla lenta, tiempo 15 min RPM: 40	
Volumen de muestra: 200 mL		Sedimentación: 15 min	
Electrodos: Aluminio – Acero inoxidable		Área = 8 cm ²	
pH regulado antes de floculación: 7,33 – 7,34			
Tiempo EC (s)	Masa de aluminio mi – mf = m Al (g)	Turbidez (NTU)	% remoción turbidez
44	0,1738 - 0,1735 = 0,0003	12,15	49,79
60	0,1989 – 0,1984 = 0,0005	11,29	53,34
78	0,2010 – 0,2003 = 0,0007	9,88	59,17
95	0,1967 – 0,1958 = 0,0009	8,16	66,28
113	0,2015 – 0,2005 = 0,001	7,62	68,51

La figura 31 muestra las aguas del efluente de la PTAR “Totorá” sometidas a las pruebas de electrocoagulación – floculación y sedimentación.

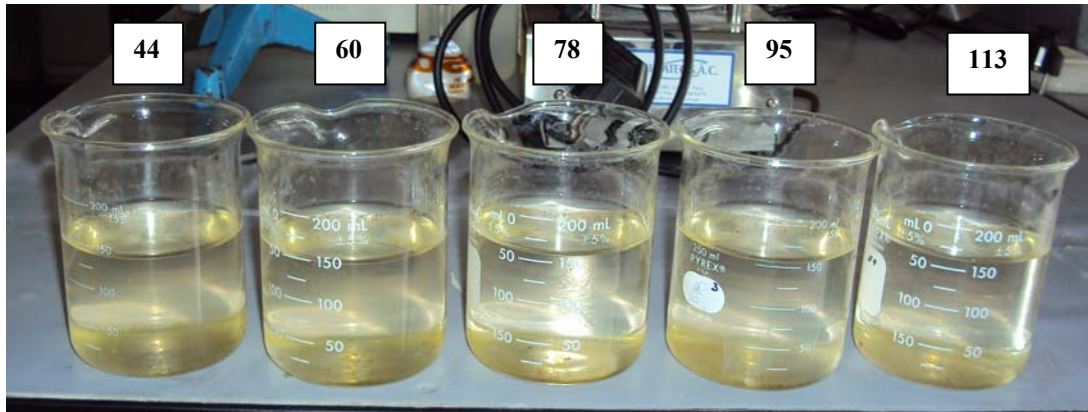


Fig. 31. Muestras de agua residual sometidas a electrocoagulación

Los resultados reportados en las tablas 16 y 17, mostraron que hay menor eficiencia de remoción de turbidez practicando pruebas de electrocoagulación que coagulación química, por ejemplo para una prueba de electrocoagulación (EC) de 78 s equivalente a una prueba de coagulación química (CQ), se obtuvo 59,17 % de remoción de turbidez frente a 69,96% obtenido por coagulación química (CQ). Sin embargo analizando los resultados para diferentes concentraciones de coagulante esta diferencia disminuye a medida que se aumenta el tiempo de electrocoagulación, así para 78s de proceso de EC equivalente a la prueba de CQ la diferencia es de 10,79%, para 95 s es de 6,4% y para 113s de 4,96%. Por lo que se concluye que a mayor tiempo de electrocoagulación la eficiencia de remoción de turbidez de una muestra de agua se asemeja a la eficiencia obtenida mediante la práctica de coagulación química.

4.2.4. Evaluación de la remoción de turbidez, disminución de DBO₅ y remoción de coliformes fecales por electrocoagulación

Se realizaron pruebas de electrocoagulación en muestras de agua del efluente de la PTAR “La Totorá” para evaluar el porcentaje de remoción de turbidez, el porcentaje de disminución de DBO₅ y el porcentaje de remoción de coliformes fecales.

Se utilizaron vasos de precipitado de capacidad de 400 mL para la realización de las diferentes pruebas de electrocoagulación, el volumen de muestra de agua en cada prueba fue de 400 mL.

Los valores de los parámetros de electrocoagulación aplicados fueron:

- Densidad de corriente: 12,5 mA/cm²
- Electroodos
Ánodo: Aluminio
Cátodo: Rejilla de acero inoxidable
- Dimensiones de electrodos
Ánodo: 2cm de ancho por 4,5 cm de largo
Cátodo: 2cm de ancho por 4,5 cm de largo
- Distancia entre electrodos: 0,5 cm
- Área efectiva 8 cm²
- pH regulado: 7,33 – 7,34
- Temperatura: 18 °C
- Tiempo de electrocoagulación:
Se realizó cinco pruebas 5, 15, 25, 35 y 45 min
- Agitación durante EC 300 rpm
- Mezcla lenta (floculación) 15 min

Los datos obtenidos en las pruebas se detallan en la Tabla 18.

Tabla 18. Porcentaje de remoción de turbidez, disminución de DBO₅ y porcentaje de remoción de coliformes fecales por electrocoagulación

Características iniciales de muestra de agua							
pH : 7,72		Conductividad: 649 μ S/cm Turbidez : 18,53 NTU DBO ₅ : 41,80 mg/L Coliformes Fecales: 43 x 10 ⁶ NMP/100 mL					
Electrocoagulación: RPM: 300				Floculación: Mezcla lenta, tiempo 15 min RPM: 40			
Electrodos: Aluminio – Acero inoxidable Área = 8 cm ²				Sedimentación : 4h			
Densidad de Corriente: 12,5 mA/cm ² Voltios: 21 – 23 V				Volumen de Muestra: 400 mL			
pH regulado antes de floculación: 7,33 – 7,34							
Nº Muestra	Tiempo EC min	Turbidez (NTU)	% remoción turbidez	DBO ₅ mgO ₂ /L	% disminución de DBO ₅	Coliformes fecales CF NMP/100 mL	% remoción CF
1	5	3,44	81,43	38,4	8,13	28x10 ⁶	34,8
2	15	2,43	86,88	19,1	54,3	21x10 ⁶	51,2
3	25	0,99	94,65	14,7	64,8	15x10 ⁶	65,1
4	35	1,5	91,9	10,8	74,2	9x10 ⁶	79,1
5	45	2,27	87,74	4,4	89,5	3x10 ⁶	93

Los datos obtenidos y reportados en la tabla 18, nos muestran la variabilidad de los porcentajes de remoción de turbidez, de la disminución de DBO₅ y de la remoción de coliformes fecales.

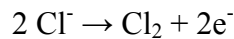
La remoción de turbidez se da como resultado de la desestabilización de los coloides como se explicó en las páginas 99 y 100. La medida de DBO está relacionado con materia orgánica biodegradables compuesta principalmente de proteínas, carbohidratos y lípidos (aceites y grasas) cuya principal característica común es la insolubilidad en agua, por lo que se encuentra formando emulsión aceite/agua. Generalmente las partículas coloidales oleosas tienen carga negativa sobre su superficie debido a la carga por fricción, o a la ionización de los grupos carboxílicos hidrofílicos. Durante la

electrocoagulación se produce la desestabilización de microgotas por acción de los cationes poliméricos y, especialmente por los precipitados de hidróxido de aluminio cargados superficialmente que permite que las microgotas se sitúen lo suficientemente cercanas como para conseguir coalescencia de la fase aceitosa en un mecanismo de desestabilización dominante. Todo este mecanismo conlleva a la disminución de la DBO en la muestra tratada por electrocoagulación. El pH de trabajo favorece la ruptura de emulsión aceite/agua, bibliografía consultada señala que la ruptura de emulsión aceite/agua sólo tiene lugar a valores de pH comprendidos entre 5 y 9, así mismo el gas de H₂ generado en el cátodo puede adherirse a la superficie de los flóculos, disminuyendo su densidad del conjunto, y posibilitando su separación por flotación, hecho que contribuye a la disminución de DBO. La remoción de coliformes fecales por aplicación de la técnica de electrocoagulación está relacionada con el proceso electroquímico que produce *in situ* iones coagulantes (Al³⁺) y a la vez dentro del reactor se producen las siguientes fases del proceso en forma sucesiva, como manifiesta *Ghernaout et al* (10):

- (1) formación de coagulantes por oxidación electroquímica del electrodo de sacrificio.
- (2) Desestabilización de los contaminantes, partículas en suspensión y rompimiento de emulsiones y
- (3) Agregación de la fase desestabilizada para formar flóculos.

El grupo coliformes agrupa todas las especies bacterianas que son bioquímicamente similares a *Escherichia coli*, que son bacterias gram negativas, y se caracterizan porque su membrana externa contiene lípidos y proteínas, pero también lipopolisacáridos (LPS). Estos lipopolisacáridos le confieren carga negativa. El mecanismo por el cual los coliformes son removidos puede ser resumido como sigue:

- A. Compresión de la doble capa difusa alrededor de los microorganismos cargados negativamente por atracción electrostática con los iones generados por oxidación del ánodo en sacrificio, produciéndose la neutralización de cargas de las especies iónicas negativas presentes en el agua residual por los iones de carga opuesta producidos por la disolución electroquímica del ánodo en sacrificio y la formación de flóculos que crea una manta de lodo que atrapa y forma puentes (enlaces) con los microorganismos (coliformes) que todavía permanecen en el medio acuoso.(10)
- B. En adición, puede también ocurrir reacciones secundarias como menciona *Koby* et al (8) en el ánodo que generan sustancias oxidantes que pueden reaccionar con la materia orgánica presente en el agua:



Entonces la remoción de los coliformes fecales puede ocurrir por dos efectos directo e indirecto (10): el efecto directo es producido por la aplicación de campo eléctrico, que permite la formación de flóculos (hidróxido de aluminio) que por coagulación por barrido o enredado, adsorbe los microorganismos, el hidróxido de aluminio es menos pesado y por acción de los gases formados en la electrocoagulación pueden ser arrastrados a la superficies de la masa de agua, a partir del cual pueden ser removidos o sedimentados por floculación. El efecto indirecto se debe a la formación de Cl_2 en pequeña escala, el cual al reaccionar con el agua produce:



El HClO formado tiene actividad desinfectante en el agua; sin embargo este efecto es influenciado por el valor del pH. A pH alto por encima del neutro pierde su capacidad desinfectante debido a la ionización del HClO:



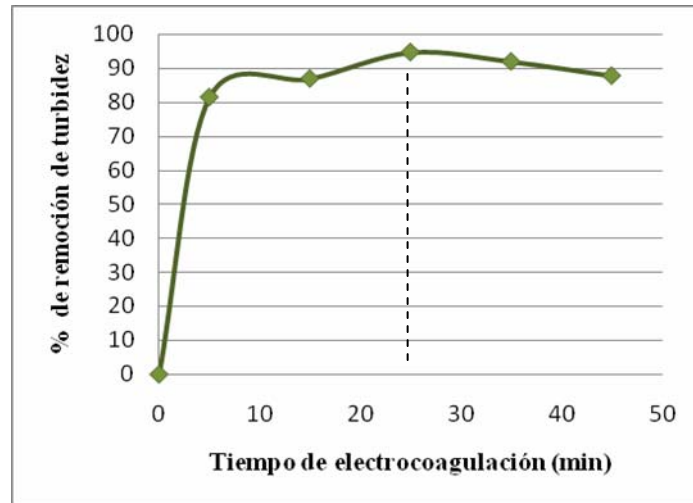
El ácido hipocloroso neutral puede penetrar la pared celular de los microorganismos patógenos mejor que los iones hipoclorito cargados negativamente.

La pared celular de los microorganismos patógenos están cargados negativamente, de esta manera puede ser penetrado por el ácido hipocloroso neutro, en lugar de por el ión hipoclorito cargado negativamente.

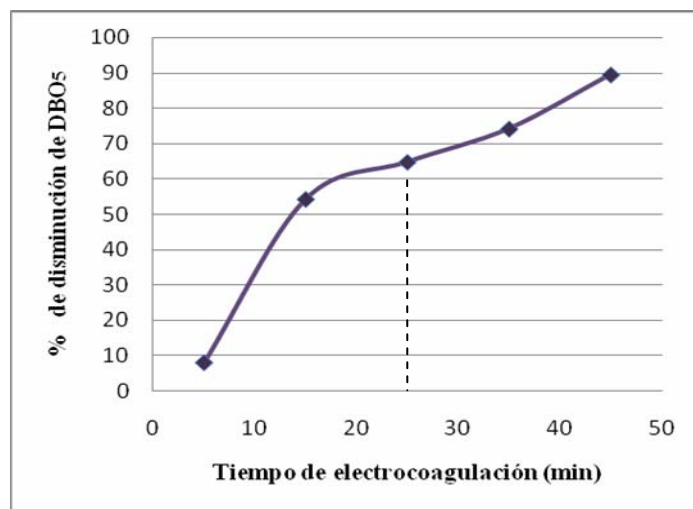
Los datos de la tabla 18 permitieron realizar el gráfico 9 donde se pudo observar la variación del porcentaje de remoción de turbidez, el porcentaje de disminución de DBO₅ y el porcentaje de remoción de coliformes fecales frente al tiempo de electrocoagulación practicado en las muestras de aguas de la PTAR “La Totorá”.

En el gráfico 9(a) se observó que hay un incremento del porcentaje de remoción de turbidez en relación al tiempo de electrocoagulación, alcanzando un máximo de 94,65% para un tiempo de 25 min, que concuerda con pruebas de EC realizados por *Rahmani* (13) quien reportó un porcentaje de remoción de turbidez de 93% cuando trabajó por 20 min con electrodo de aluminio, utilizando voltaje de 20V y pH de trabajo de 7,5.

(a)



(b)



(c)

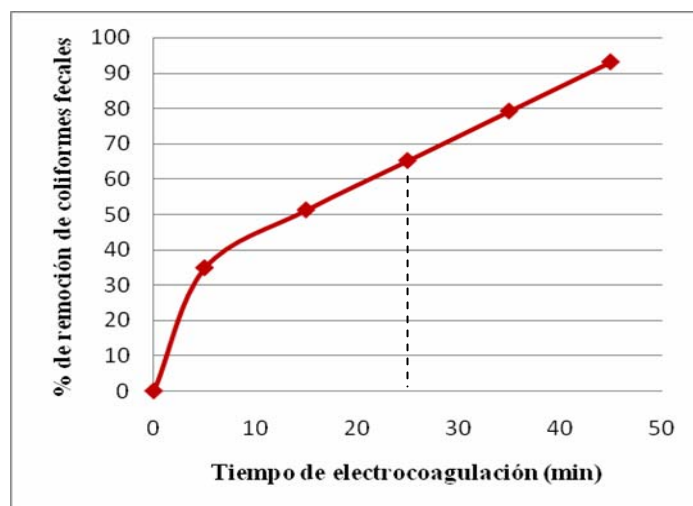


Gráfico 9. (a) porcentaje de remoción de turbidez, (b) porcentaje de disminución de DBO5 y (c) porcentaje de remoción de coliformes fecales para diferentes tiempos de aplicación de electrocoagulación en muestras de aguas residuales de la PTAR “La Totorá” - Ayacucho

A mayor tiempo de electrocoagulación se observó que el porcentaje de remoción de turbidez disminuye debido al quebrantamiento del electrodo de aluminio, que contaminó el precipitado formado dándole una tonalidad oscura y aumentando la turbidez del agua tratada. Esto se puede evitar con el empleo de sacos o bolsas anódicas, los que son confeccionados por un tejido especial y resistente donde se coloca el ánodo, posibilitando su disolución durante el proceso de electrocoagulación sin transferencia de impurezas a la muestra tratada.

Para la prueba de EC que reportó el máximo valor de porcentaje de remoción de turbidez, se obtuvo un 64,8 % del porcentaje de disminución de DBO₅, el valor de DBO₅ para esta prueba fue de 14,7 mg O₂/L (Tabla 18), que cumple con los estándares nacionales de calidad ambiental para el agua y 65,1 % de remoción de coliformes fecales. El gráfico 9(c) reportó una tendencia creciente del porcentaje de remoción de coliformes fecales (CF), alcanzando un 93% para 45 minutos de aplicación de la técnica de electrocoagulación, es posible alcanzar una remoción del 100% de CF aplicando mayor tiempo de electrocoagulación según la tendencia del comportamiento mostrado en el gráfico. Líneas abajo se muestran fotografías del proceso realizado:



Fig. 32. Prueba de electrocoagulación y equipos utilizados, adelante en un vaso de precipitado se ve la muestra inicial y al lado derecho el par de electrodos.

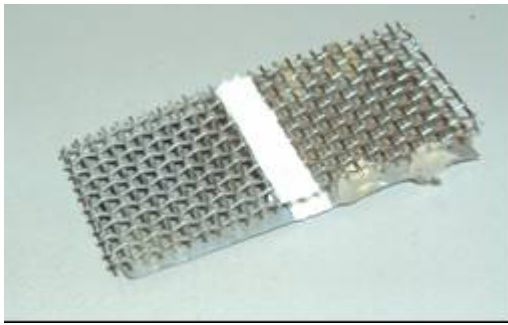


Fig. 33. Electrodo conformado por una lámina de aluminio y una rejilla de acero inoxidable

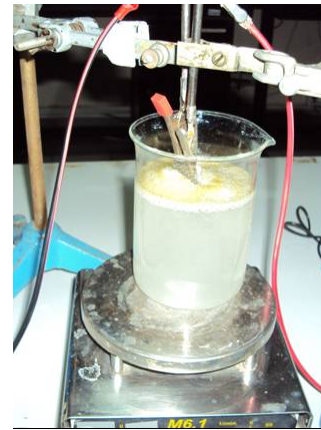


Fig. 34. Electroflotación.



Fig. 35. Precipitados decantados durante la sedimentación.

4.2.5. Evaluación de aluminio residual

La medición de aluminio residual se llevó a cabo para cuantificar la concentración de aluminio en la muestra tratada por electrocoagulación luego de haberse llevado a cabo la floculación y sedimentación.

La determinación de aluminio residual se realizó por absorción atómica en el Laboratorio de Espectrometría de la Facultad de Ingeniería Geológica, Minera y Metalúrgica – UNI.

Los resultados de dicho análisis se muestran en la Tabla 19.

Tabla 19. Evaluación de aluminio residual en muestra de agua electrocoagulada

Prueba EC	Tiempo (min)	Masa de Aluminio teórico (g)	Masa de aluminio experimental (g)	Concentración de aluminio (mg / L)	Concentración de aluminio residual (mg / L)	ENCAA Categoría 3 Conc. Al (mg/L)	
						Riego	Bebida de Animales
1	5	0,00279	0,0033	9,5	N.D.	5	5
2	15	0,00839	0,0098	24,5	0,64		
3	25	0,01399	0,0158	39,5	0,69		
4	35	0,01959	0,0216	54	N.D.		
5	45	0,02518	0,0318	79,5	N.D.		

* Concentración de Aluminio en muestra de agua no tratada: 0,19 mg/L

* N.D. No determinado

Los resultados reportan que buen porcentaje de aluminio producido en el proceso de electrocoagulación han participado en la desestabilización de los coloides presentes en el agua y al mismo tiempo han formado el hidróxido de aluminio que adsorbe los contaminantes. Pequeña porción de los iones Al^{3+} producidos por electrocoagulación quedan disueltos en la solución, y es esa parte la que es evaluada en este ensayo.

La concentración de aluminio residual para una prueba de 25 min de tratamiento de agua por electrocoagulación fue de 0,69 mg Al/L, valor que es muy aceptable ya que se encuentra dentro de los límites permisibles que se exige de acuerdo a los estándares de calidad ambiental del agua para agua de categoría 3 destinada a actividad de riego y bebida de animales.

Los datos obtenidos para el ensayo N° 3, que corresponde a una prueba de 25 min de electrocoagulación, permitieron evaluar el porcentaje de aluminio residual en la muestra de agua tratada:

Concentración de Al en la muestra inicial = 0,19 mg/L

Concentración de Al aportada por electrocoagulación = 39,5 mg/L

Concentración de Al en la muestra tratada = 39,69 mg/L

Concentración de Al residual en la muestra tratada = 0,69 mg/L

Luego el porcentaje de aluminio residual = $[(0,69 \text{ mg/L} - 0,19 \text{ mg/L}) / 39,5 \text{ mg/L}] \times 100$

Porcentaje de aluminio residual = 1,27 %

Finalmente se incluye en el trabajo las propiedades fisicoquímicas y biológicas del agua residual de la PTAR “La Tatora” sin tratamiento y con tratamiento por electrocoagulación.

Tabla 20. Propiedades fisicoquímicas y biológicas de muestra de agua residual de la PTAR “La Tatora” sin tratamiento y con tratamiento por electrocoagulación

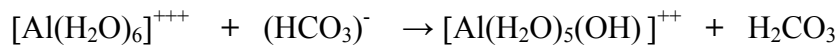
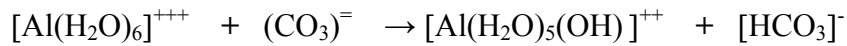
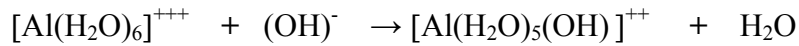
Parámetros	Muestra Agua residual inicial	Muestra tratada por EC 25 min	ENCAA Categoría 3	
			Riego	Bebida de Animales
pH	7,72	7,34 (regulado)	6,5 -8,5	6,5 -8,4
Conductividad ($\mu\text{S/cm}$)	649	628	< 2000	< 5000
Turbidez (NTU)	18,53	0,99	--	--
Sólidos Totales (mg/L)	330	248	--	--
Sólidos Disueltos (mg/L)	298	230		
Alcalinidad (mg CaCO_3/L)	165,13	138,7	--	--
Dureza Total (mg CaCO_3/L)	112,4	104,84	--	--
Cloruros (mg NaCl/L)	103,2	103,0	100-700	--
DBO_5 mg O_2/L	41,80	14,70	15	≤ 15
Coliformes Fecales NMP/100 mL	43×10^6	15×10^6	1000 ⁽¹⁾ 2000 ⁽²⁾	1000
Coliformes Totales NMP/100 mL	75×10^6	39×10^6	5000	5000
Aluminio (mg Al/L)	0,19	0,69	5	5

(1) Vegetales de tallo bajo. (2) Vegetales de tallo alto

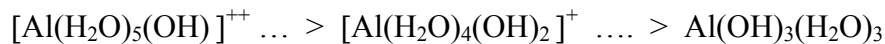
Los resultados mostrados en la tabla 20 señalan que el método de electrocoagulación fue efectivo para la remoción de contaminantes del agua residual, hubo disminución en los valores de los parámetros fisicoquímicos y biológicos de la muestra de agua tratada, tales como: conductividad, turbidez, sólidos totales, sólidos disueltos, alcalinidad, dureza total, DBO_5 , coliformes fecales y coliformes totales.

Referencia (14) menciona que la disminución de la alcalinidad se debe a que los iones de aluminio hidratados $[\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6]^{+++}$ actúan como un ácido en el sentido Brønsted y

reaccionan con las bases $(\text{OH})^-$, $(\text{CO}_3)^{2-}$, $(\text{HCO}_3)^-$ que se encuentran en el agua y que constituyen la alcalinidad, estas reacciones se pueden expresar en la forma siguiente:



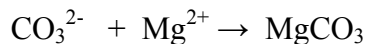
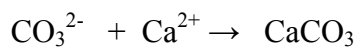
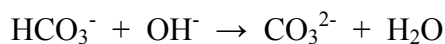
El $[\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_5(\text{OH})]^{++}$ es un compuesto inestable y transitorio que se hidroliza rápidamente, reemplazando un H_2O por un $(\text{OH})^-$. Así:



el producto final es un hidróxido de aluminio insoluble que precipita a ciertos pH.

La ocurrencia de estas series de reacciones químicas favorece la formación de precipitado de hidróxido de aluminio que influencia directamente en la remoción de contaminantes.

La literatura (24) menciona que la disminución de la dureza total ocurre debido a que se producen las siguientes reacciones muy cerca del cátodo:



Sin embargo la presencia de iones Cl^- en la muestra de agua reduce las reacciones de HCO_3^- y SO_4^{2-} , que en presencia de iones Ca^{2+} y Mg^{2+} producen una capa insoluble que se deposita sobre los electrodos decreciendo la eficiencia de la corriente porque aumenta el potencial entre los electrodos. (5) Otros autores (24) manifiesta que las reacciones debido a la dureza del agua son favorecidas en medio ácido.

CONCLUSIONES

- El método de electrocoagulación resultó ser muy efectivo y útil en el propósito de reducir la carga de contaminantes del efluente de la PTAR “La Totorá”. Su aplicación permitió la remoción de turbidez, sólidos totales, sólidos disueltos, alcalinidad, dureza total, coliformes fecales y materia orgánica expresada como disminución de DBO₅. En la actualidad donde el fenómeno ambiental está tomando cada vez mayor interés la electrocoagulación se perfila como un método prometedor de limpieza y purificación para tratamiento de agua.
- La caracterización de los parámetros fisicoquímicos y biológicos del efluente de la PTAR “La Totorá” reportó valores altos para parámetros importantes que miden la calidad del agua, tales como coliformes fecales con 43×10^6 NMP/100 mL y DBO₅ con 41,80 mg O₂/L ver tabla 20, página 118; valores altos de coliformes fecales evidencian contaminación fecal, relacionado con la presencia de organismos patógenos, por lo que el efluente en estudio está contaminado y su uso representa un riesgo elevado para la salud, además ocasiona un impacto negativo en las aguas receptoras que son utilizadas para riego. Los demás parámetros fisicoquímicos evaluados, tales como pH, conductividad, turbidez, sólidos totales, sólidos disueltos, alcalinidad, dureza total, cloruros y metales (aluminio, arsénico, cadmio y plomo) ver tabla 7 pp. 84 y tabla 20 pp. 118, están dentro de los límites máximos permisibles según los Estándares de Calidad Ambiental del Agua (ENCAA) para agua de categoría 3 destinada para riego y bebida de animales.
- El estudio del comportamiento de los parámetros fisicoquímicos del efluente de la PTAR “La Totorá” a medida que transcurre el día permitió fijar la hora de muestreo de agua, el cual fue establecido en un horario cercano a las 2 de la tarde, horario en el cual la muestra de agua presentó valores más altos de conductividad y turbidez.

- La densidad de corriente aplicada y el tiempo de electrocoagulación tienen efecto sobre el pH, la conductividad y la turbidez de la muestra tratada, se observó que a mayor densidad de corriente aumenta el porcentaje de remoción de turbidez, el mismo efecto tiene el tiempo de electrocoagulación aplicado, al aumentar éste aumenta el porcentaje de remoción de turbidez, aumenta el pH de la solución tratada debido a las reacciones que se producen durante el proceso y la producción de iones OH^- en el cátodo; sin embargo se observó una relación inversa entre el tiempo de electrocoagulación y la conductividad de la muestra. A mayor tiempo de electrocoagulación disminuye la conductividad de la muestra tratada debido a la disminución de la cantidad de iones disueltos en la solución por precipitación o adsorción en el precipitado de hidróxido de aluminio formado durante el proceso de electrocoagulación.
- La producción de Al^{3+} durante la electrocoagulación exceden al valor teórico calculado por aplicación de la 1era ley de Faraday, los valores de eficiencia de producción de Al^{3+} durante los ensayos realizados dieron un valor promedio de 110,8% ver pp. 94, la bibliografía revisada señala que esta eficiencia tiene un rango entre 109 – 215%, así mismo la literatura sugiere que la eficiencia superior a 100 % se explica por “la corrosión por picadura” del ánodo causada por la presencia de iones Cl^- en el medio.
- El proceso de electrocoagulación aplicado a las aguas del efluente de la PTAR “La Totorá” no ha requerido la adición del electrolito NaCl , debido a que las muestras de agua contenían aproximadamente 79,98 mg Cl^-/L , cantidad señalada como favorable según ref. (5, 11) para romper la película pasiva de óxido que está presente en la superficie del ánodo, la eliminación de esta película favorece el proceso de electrocoagulación.

- Las pruebas de coagulación química y electrocoagulación aplicadas a las muestras de agua en condiciones de operación similares especialmente en la dosis de Al^{3+} y pH, permitió observar que a menores tiempos de electrocoagulación el porcentaje de remoción de turbidez es menor comparado al tratamiento por coagulación química, así para pruebas de tiempo de electrocoagulación de 78s, 95 s y 113s equivalentes a una coagulación química se observaron diferencias del orden de 10,79; 6,4 y 4,96 unidades respectivamente; esta diferencia se va reduciendo a medida que se aplica mayor tiempo de electrocoagulación. Los valores inferiores en lo que respecta al porcentaje de remoción de turbidez cuando se realizó las pruebas por el método de electrocoagulación se deben a que en este proceso es necesario romper la película pasiva de óxido que está presente en la superficie del ánodo para la producción del coagulante Al^{3+} . La alimentación de mayor cantidad de coagulante Al^{3+} mediante coagulación química en el tratamiento de aguas requiere el uso de mayor cantidad de sales de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18 \text{H}_2\text{O}$ que es una desventaja de este método.

Un aporte adicional de las pruebas de coagulación química fue la determinación del pH de trabajo, el que fue establecido para el valor de 7,34; valor en el cual se observó una buena formación de flóculos que sedimentaron fácilmente por reposo.

- La aplicación de 25 minutos de electrocoagulación a muestras de agua en estudio, utilizando electrodo de sacrificio de aluminio, con una densidad de corriente de 12,5 mA/cm^2 y 21 – 23 V, con pH de trabajo regulado a 7,33 - 7,34 permitió obtener 94,65% de remoción de turbidez y 65,1 % de remoción de coliformes fecales, además se logró aislar materia orgánica que se ve reflejada en el porcentaje de disminución de DBO_5 que fue de 64,8%, logrando mejorar la calidad del agua al reducir la turbidez y disminuir el valor de DBO_5 a 14,75 $\text{mg O}_2/\text{L}$ ver tabla 18,

página 110, valor que se encuentra dentro de los límites permisibles según ENCAA para agua de categoría 3.

- El porcentaje de remoción de coliformes fecales todavía puede ser mayor aplicando mayor tiempo de electrocoagulación, como se reportó en la tabla 18, página 110, el cual fue de 93% para un tiempo de electrocoagulación de 45 minutos, así mismo el valor de DBO₅ disminuyó hasta 4,4 mg O₂/L para este ensayo, sugiriéndose para ello mejorar el diseño de los electrodos.
- El proceso de floculación aplicado después del proceso de electrocoagulación favoreció la formación de flóculos. La sedimentación también influye en la eficiencia de remoción de la carga contaminante de las muestras de agua.
- La cantidad de iones Al³⁺ producido al aplicar el método de electrocoagulación se relaciona directamente con el tiempo del proceso, para una prueba de 25 minutos la concentración de aluminio producido fue de 39,5 mg Al/L y la concentración de aluminio residual reportó 0,69 mg Al/L; la diferencia es la cantidad de aluminio que participó en la desestabilización de los coloides al mismo tiempo en la formación del precipitado de hidróxido de aluminio. El valor reportado para aluminio residual está dentro de los límites permisibles según ENCAA para agua de categoría 3.
- La presencia de la alcalinidad en la muestra de agua favoreció el proceso de electrocoagulación porque su presencia genera reacciones químicas que conllevan a la formación de hidróxido de aluminio que es el artífice de la remoción de contaminantes.
- La remoción de coliformes fecales durante la aplicación del método de electrocoagulación en una muestra de agua es favorecida por aplicación de un campo eléctrico y por coagulación por barrido o enredado que hace que los microorganismos que poseen en su membrana externa carga negativa se adsorban en

el hidróxido de aluminio formado, sin embargo es necesario mediante este proceso la producción de oxidantes para que se dé un efecto adicional de desinfección del agua.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Méndez Vega, J., Marchan Peña, J. Estudio diagnóstico situacional de los sistemas de tratamiento de aguas residuales en las EPS del Perú y propuestas de solución. SUNASS Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento. 2008. Depósito Legal en la Biblioteca Nacional del Perú N° 2008 – 14631. Disponible en:
http://www.sunass.gob.pe/doc/supervision/diagnostico/diagnostico_situacional_aguas_eps.pdf
2. Planta de tratamiento de aguas servidas de Totorá- Ayacucho. Disponible en:
<http://www.epsasa.com.pe/educacionsanitaria/tratamiento.php?id=3>
3. Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para el Agua. Disponible en :
http://www.minam.gob.pe/index.php?option=com_content&view=article&id=102:estandares-ambientales&catid=22:biodiversidad
http://www.minam.gob.pe/dmdocuments/ds_002_2008_eca_agua.pdf
4. Moscoso, Julio. Aspectos técnicos de la agricultura con aguas residuales. Asesor CEPIS. Lima 1995. Programa de reuso de aguas residuales. Disponible en:
<http://www.cepis.org.pe/bvsacd/scan/019502.pdf>
5. Restrepo Mejía, A. Arango Ruiz, A. Garcés Giraldo, L. La electrocoagulación: retos y oportunidades en el tratamiento de aguas. Disponible en:
http://www.lasallista.edu.co/fxcul/media/pdf/Revista+Limpia/Vol1n2/p+1_v1n2_58-77_electrocoagulacion.pdf
6. Tratamiento de aguas residuales mediante “electrocoagulación”. Ecosystem S.A. (Chile)/ Disponible en: <http://ecofield.com.ar/blog/?p=317>
7. Jaramillo Páez, C., Jaramillo Giraldo, A., Taborda Ocampo, G. Construcción de un reactor electroquímico para electrocoagulación como método alternativo en la

- descontaminación de aguas residuales. Revista Universidad de Caldas (Manizales). Vol. 25. N° 02. Julio - Diciembre 2005. p. 145-158.
8. Kobya, M., Taner Can, O., Bayramoglu, M. Treatment of textile wasterwaters by electrocoagulation using iron and aluminum electrodes. Journal of Hazardous Materials. B100, (2003). p. 163 – 178.
Disponible en www.elsevier.com/locate/jhasmat
 9. Arango Ruíz, Álvaro. La electrocoagulación una alternativa para el tratamiento de aguas residuales. Revista Lasallista de investigación / vol 2, número 001. Enero – junio, (2005). Corporación Universitaria Lasallista. Antioquia. Colombia. ISSN (Versión impresa): 1794- 4449. p. 49 – 56. Disponible en:
<http://redalyc.uaemex.mx/src/inicio/ArtPdfRed.jsp?iCve=69520109>
 10. Ghernaout, D., Badis, A., Kellil, A., Ghernaout, B. Application of electrocoagulation in Escherichia coli cultura and two surface waters. Science Direct. Desalination. Vol. 219 Issues 1-3. 25, January 2008. p. 118 – 125.
Online: linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0011916407005681
 11. Mouedhen, G., Feki, M., De Petris Wery, M., Ayedi, H. Behavior of aluminum electrodes in electrocoagulation process. Journal of Hazardous Materials 150 (2008). p. 124 -135. Disponible en <http://www.sciencedirect.com>
 12. Gilpavas, E. Dario Arbeláez, E. Sierra Maya, L. White Londoño, C. Oviedo Amézquita, C. Restrepo Torres, P. Aplicación de la electroquímica en el tratamiento de aguas residuales. Cuaderno de Investigación N° 65. ISSN 1692-0694. Documento 65-072008. Medellín. Julio de 2008. Universidad de EAFIT. Escuela de Ingeniería.
Disponible en:
<http://bdigital.eafit.edu.co/bdigital/Journal/HRU100/Cuaderno65.pdf>

13. Rahmani AR. Removal of Water Turbidity by the Electrocoagulation Method. J. Res Health Sci Vol. 8. N° 1. p. 18-24. University of Medical Sciences. Iran. 2008. Disponible en: http://www.sid.ir/en/VEWSSID/J_pdf/129720080103.pdf
14. Arboleda Valencia, Jorge. Teoría y práctica de la purificación del agua. Tercera edición. Tomo 1. Mc. Graw – Hill 2000. p. 1 - 43.
15. Barnechea Martel, Ada. Capítulo 4: Coagulación. Tratamiento de agua para consumo humano. Plantas de filtración rápida. Manual 1. Teoría. Tomo 1. Ingeniera Lidia de Vargas (coordinadora) OPS/CEPIS/PUB 04.109. Original: español. p. 153 – 220. Disponible en:
<http://www.bvsde.ops-ms.org/bvsatr/fulltext/tratamiento/manualI/tomoI/cuatro.pdf>
16. Jarabo Friedrich, F. Elortigui Escartín, N. Jarabo Uzcátegui, J. Fundamentos de Tecnología Ambiental. 1era Ed. 2000. Impreso en España. S.A.P.T. Publicaciones Técnicas, S.L. p. 61 -69.
17. INSTITUTO DEL AGUA Y MEDIO AMBIENTE. Manual de Curso Teórico – Práctico de Control de Calidad para Agua de Bebida – Lima 2007
18. ECOLOGÍA INDUSTRIAL. Ingeniería medioambiental aplicada a la Industria y a la empresa. Coedición. Ediciones Mundi- Prensa S.A. Madrid. 1995. p. 105 – 118
19. Jimeno Blasco; Enrique. Análisis de Aguas y Desagües. 2da Edición. Ediciones Banco de Libros. Dirección de Bienestar universitario. UNI
20. Martín Domínguez, A. Rivera Huerta, M. Piña Soberanis, M. Pérez Castrejón, S. Incidencia del gradiente de velocidad en la eficiencia de la electrocoagulación para remover arsénico en un reactor a flujo pistón. INTERCIENCIA. Vol. 33 N° 7. Julio 2008. 0378-1844/08/07/496-07. p. 496 – 502. Disponible en:
<http://www.scielo.org.ve/pdf/inci/v33n7/art07.pdf>

21. Chávez Porras, A., Cristancho Montenegro, D., Ospina Granados, E. Una alternativa limpia para el tratamiento de las aguas residuales galvánicas. Rev. Ing. Univ. Medellin Vol.8 N° 14 Medellin Jan./June 2009. Print version ISSN 1692-3324. Colombia. Disponible en:
http://www.scielo.org.co/scielo.php?pid=S1692-3242009000100004&script=sci_arttext
22. Guerrero Gárate, Nelli S. Manual del Curso – Taller “Muestreo y Monitoreo de Aguas” Junio 2008 – FIQM / UNSCH
23. PROTOCOLO DE MONITOREO DE CALIDAD DE AGUA. Dirección General de Asuntos Ambientales. República del Perú Ministerio de Energía y Minas. Sub Sector Minería. Volumen II. Linda Broughton. Disponible en:
<http://intranet2.minem.gob.pe/web/archivos/dgaam/legislacion/guias/procaliagua.PDF>
24. Malakootian, N. Yousefi. The efficiency of Electrocoagulation Process Using Aluminum Electrodes in Removal of Hardness from Water. Iran. J. Environ. Health. Sci. Eng. 2009, Vol. 6, N° 2, pp 131 -136. Disponible en:
<http://www.bioline.org.br/pdf?se09020>

ANEXO 01

Cuadro 1: Recomendaciones para Muestreo y Preservación de Muestras

PARAMETRO	Cantidad Mínima de Muestra	Tipo de Frasco	Preservación	Tiempo Máximo de Almacenaje
Acidez	100	P.V.	Enfriamiento, 4°C	24 horas
Alcalinidad	100	P.V.	Enfriamiento, 4°C	24 horas
Arsénico	100	P.V.	HNO ₃ a PH < 2	6 meses
Carbón Orgánico	25	P.V.	Enfriamiento, 4°C H ₂ SO ₄ a PH < 2	24 horas
Cloro	100	P.V.	Determ. in Situ	No almacenar
Cloruros	50	P.V.	No requiere	7 días
Conductividad	100	P.V.	Enfriamiento, 4°C	24 horas ¹
Cianuro	500	P.V.	Enfriamiento, 4°C NaOH a PH 12	24 horas
DQO	50	P.V.	H ₂ SO ₄ a PH < 2	7 días
PARAMETRO	Cantidad Mínima de Muestra	Tipo de Frasco	Preservación	Tiempo Máximo de Almacenaje
Dureza	100	P.V.	Enfriamiento, 4°C	24 horas
Flúor	300	P.V.	Enfriamiento, 4°C	7 días
Fósforo Total	50	P.V.	Enfriamiento, 4°C	7 días ²
Mercurio Total	100	P.V.	HNO ₃ a PH < 2	38 días (vidrio)
Metales Totales	100	P.V.	HNO ₃ a PH < 2	6 meses
Metales Solubles	100	P.V.	Filtración in situ HNO ₃ a PH < 2	6 meses
Nitratos	100	P.V.	Enfriamiento, 4°C H ₂ SO ₄ a PH < 2	24 horas ²
Nitritos	50	P.V.	Enfriamiento, 4°C	24 horas ²
Ph	25	P.V.	Determ. in situ	6 horas ³
SST, SST, SDT	100	P.V.	Enfriamiento, 4°C	7 días
Sulfatos	50	P.V.	Enfriamiento, 4°C	7 días
Turbiedad	100	P.V.	Enfriamiento, 4°C	24 horas

P.V. Plástico o vidrio

1 Si la muestra se preserva mediante enfriamiento su Temperatura deberá elevarse a 25 °C para efectuar la medición o corregir por T y reportar a 25 °C.

2 Se puede utilizar cloruro de mercurio 40 mg/L como preservante alternativo, especialmente cuando se requiere de un período de almacenamiento mayor.

3 Si la medición no puede ser realizada in situ, reportar el valor indicando obtenido en el laboratorio señalando el tiempo al que se ha evaluado.

Fuente: Manual del Curso – Taller “Muestreo y Monitoreo de Aguas” Junio 2008 – FIQM / UNSCH. Ref. (22)

ANEXO 02

Tabla 1. Propiedades fisicoquímicas y biológicas de muestra de agua residual de la PTAR “La Totora” sin tratamiento de electrocoagulación

Fecha de muestreo: 17/05/2010

Parámetros	Muestra Agua residual inicial	ENCAA Categoría 3	
		Riego	Bebida de Animales
pH	7,80	6,5 -8,5	6,5 -8,4
Conductividad (μS/cm)	759	< 2000	< 5000
Turbidez (NTU)	30,05	--	--
Sólidos Totales (mg/L)	551	--	--
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	153,5	--	--
Dureza Total (mg CaCO ₃ / L)	112,9	--	--
Cloruros (mg NaCl/L)	142,6	100-700	--
DBO ₅ mg O ₂ /L	40	15	< = 15
Coliformes Fecales NMP/100 mL	1,53 x 10 ⁵	1000 ⁽¹⁾ 2000 ⁽²⁾	1000
Inorgánicos*			
Aluminio (mg /L)	0,25	5	5
Arsénico (mg/L)	< 0,02	0,05	0,1
Bario total (mg/L)	0,041	0,7	
Berilio (mg/L)	< 0,001		0,1
Boro (mg/L)	0,3	0,5 - 6	5
Cadmio (mg/L)	< 0,003	0,005	0,01
Cobalto (mg/L)	< 0,005	0,05	1
Cobre (mg/L)	< 0,005	0,2	0,5
Cromo (mg/L)	< 0,01	0,1	1
Hierro (mg/L)	0,22	1	1
Litio (mg/L)	0,02	2,5	2,5
Magnesio (mg/L)	6,10	150	150
Manganeso (mg/L)	0,069	0,2	0,2
Mercurio (mg/L)		0,001	0,001
Níquel (mg/L)	< 0,002	0,2	0,2
Plata (mg/L)	< 0,005	0,05	0,05
Plomo (mg/L)	< 0,01	0,05	0,05
Selenio (mg/L)	< 0,02	0,05	0,05
Zinc (mg/L)	0,034	2	24

(1) Vegetales de tallo bajo. (2) Vegetales de tallo alto

(*) Los parámetros inorgánicos fueron analizados por el método de ICP. Norma de Ref. EPA. Method 200.7. Revisión. 4.4. Determination of metals and trace elements in water and wastes by Inductively Coupled Plasma – Atomic. Emission Spectrometry. CIMM PERÚ S.A.