

UNIVERSIDAD CENTRAL DE VENEZUELA
FACULTAD DE CIENCIAS
ESCUELA DE QUÍMICA
DEPARTAMENTO DE GEOQUÍMICA
PROYECTO GEOQUÍMICO II



**EVALUACIÓN DE LA CALIDAD QUÍMICA E HIDROGEOQUÍMICA DE LAS AGUAS
DEL MORRO DE LECHERÍA, BARCELONA, EDO. ANZOÁTEGUI.**

Trabajo Especial de Grado presentado ante
la ilustre Universidad Central de Venezuela
por el Br. **Luis Eduardo Arreaza León** como
requisito para aprobar la asignatura Proyecto
Geoquímico II y optar al Título de Licenciado
en Geoquímica.

Caracas, Mayo de 2016

ACTA

Los abajo firmantes, designados por la Universidad Central de Venezuela, como integrantes del Jurado examinador del Trabajo Especial de Grado titulado: **“EVALUACIÓN DE LA CALIDAD QUÍMICA E HIDROGEOQUÍMICA DE LAS AGUAS DEL MORRO DE LECHERÍA, BARCELONA, EDO. ANZOÁTEGUI”**, presentado por el Br. Luis Eduardo Arreaza León, certificamos que este trabajo cumple con los requisitos exigidos por nuestra Magna Casa de Estudios para optar al título de Licenciado en Geoquímica.

Profesor Ramón Luis Montero
Tutor Académico

Profesor Williams Meléndez
Tutor Académico

Profesor Santiago Marrero
Jurado

Profesor Paulino Betancourt
Jurado

Dedicatoria

A mi más grande tesoro: MI FAMILIA, porque lo son todo para mí y gracias a ellos he llegado hasta este punto.

¡LOS AMO!

AGRADECIMIENTOS

A Dios, por ser mi guía y fiel compañero a lo largo de toda mi carrera, y por permitirme disfrutar de esta maravillosa etapa.

A mi querida Universidad Central de Venezuela, a la Facultad de Ciencias y al Instituto de Ciencias de la Tierra, por haberme brindado las herramientas necesarias para formarme como profesional.

A mis padres, Luz Marina León y Juan Rafael Arreaza, sin ellos este logro definitivamente no hubiese sido posible. Gracias por haberme dado las herramientas que me hicieron crecer como persona, por haber estado conmigo cuando más los necesité, por cada palabra de aliento cuando todo se hacía cuesta arriba. Ustedes son mi motor, mi fuerza vital, lo que me impulsa a seguir adelante y ser cada día mejor. Los amo. ¡Son los mejores!

A mi hermana, Yessica Arreaza, que ha sido parte fundamental en mi vida. Gracias por haberme permitido compartir contigo momentos que nunca olvidaré. Porque cada consejo que me diste me hizo crecer y madurar; porque siempre estuviste ahí conmigo cuidándome, apoyándome, guiándome, aun cuando no me lo hacías saber. No te cambio por nada. Te adoro.

A mi sobrina bella, Brithanny Arreaza, mi negrita consentida. Fuiste mi compañía, mi alegría, mi tormento, mi razón de ser. Gracias por todo tu cariño, Dios te cuide y te acompañe siempre mi niña. Te extraño.

A mi segunda familia, mis padres y hermanos de crianza, Isola de Lovera, Eduardo Lovera, Ruth Lovera y Libny Lovera, quienes fueron mis guías durante largos años, me protegieron en todo momento y me enseñaron a ser una persona de bien. No me alcanzará la vida para agradecer todo lo que hicieron por mí. Los amo enormemente.

Gracias infinitas a Anais Benavides, Denis Vegas, Jesús Guerra y Rosimar Torrealba. No hay palabra que pueda describir lo agradecido que estoy con ustedes. Han sido más que amigos, mis hermanos. Gracias por el apoyo en todos estos años. Por abrirme las puertas de sus hogares, por cuidarme, por sus consejos, sus regaños, su cariño, su confianza, su respeto y por estar conmigo siempre. Los amo muchísimo ¡Gracias totales!

A mi grupo de siempre: Endrina Ferreira, Carla Márquez, Javier Salazar, Jesús Suárez, Jefferson Escobar y Grace Navas. Definitivamente fueron un grupo de personas únicas, amigos extraordinarios, con los que compartí momentos que siempre recordaré con cariño. Gracias por brindarme su sincera amistad. Los quiero chicos.

A mi amiga incondicional, mi hermanita Karly Padrón. Gracias por permitirme ser parte de tu vida, y por haber caminado junto a mí este largo trecho. Han sido 7 años de una amistad única, de haber compartido materias, de estudiar juntos, de reír, de llorar, de darnos ánimos mutuamente, de estar siempre el uno para el otro. Eres de esas personas que jamás se olvidan. Te amo pimplita.

A mi amigo del alma Daniel Romero. Fuiste la primera persona que conocí cuando empecé en la Universidad, y a pesar de que tomamos caminos diferentes, eso no fue impedimento para llegar a ser grandes amigos. Gracias por todo el apoyo, por tu confianza, por haber estado en los momentos más importantes de mi vida, por ser el hermano que siempre quise tener. Te amo hermanito.

A mi tutor, profesor Ramón Montero, por haberme brindado la oportunidad de desarrollar este proyecto. Por su apoyo y su confianza. Muchísimas Gracias profe.

Al profe Carlos Barrios, por haber sido siempre ser un excelente profesor, un gran amigo, un apoyo incondicional a lo largo de mi carrera. Gracias profe. Dios lo cuide siempre.

A mi profe bella Raiza Fernández, por tener siempre una palabra de aliento en los momentos más adecuados. Por haber sido luz en momentos de oscuridad, por todo el cariño brindado desde inicios de la carrera. Por todo el apoyo y por siempre estar presente. Muchísimas gracias profe. Siempre la recordaré con mucho cariño.

A mis amigos Rebeca Mirabal, Francis Núñez, Yulimar De Araujo, Juan Volcán, Elías Azar, Andrés Piñango, Luis Omaña, Dubraska González y Oriana Gómez, por haber estado en momentos especiales y haber sido un excelente grupo.

A las personas que me ayudaron en toda la etapa de laboratorio: el señor Fernando Ramos, Gersi Lunar, Neidy Hernández, Leidy Manzanilla y María Chaveli Fernández. Muchas gracias por haberme brindado todo su apoyo en esta etapa tan importante.

¡MUCHISIMAS GRACIAS A TODOS!

RESUMEN

En la presente investigación fue realizada evaluación de la calidad química de las aguas del Morro de Lechería, Barcelona, Edo. Anzoátegui. Para ello, fueron captadas 19 muestras de aguas superficiales de los canales navegables del Complejo Turístico del Morro de Lechería, con el fin de estudiar los factores y procesos que controlan la calidad química de las aguas.

Para cumplir con los objetivos planteados, durante la fase de campo fueron medidos los parámetros pH, conductividad y temperatura; mientras que en el laboratorio se determinó la concentración de las especies químicas Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , HCO_3^- , SO_4^{2-} y sílice disuelta (SiO_2). Las técnicas utilizadas para realizar las determinaciones de las concentraciones de las especies químicas fueron la titulación potenciométrica, la espectroscopía de emisión y absorción atómica de llama, la cromatografía iónica y la fotolorimetría de UV molecular. Los resultados obtenidos fueron validados a través de los cálculos de balance iónico y de la conductividad teórica.

Por su parte, la utilización del diagrama de Piper permitió identificar la presencia de un solo tipo de agua, siendo esta del tipo $\text{Na}^+\text{-Cl}^-$. Asimismo, las figuras de Stiff y los diagramas de Gibbs, indicaron que los factores que se consideran responsables de la composición química y de la calidad de las aguas son principalmente la actividad antrópica y el clima, mediante procesos de evaporación. En el mismo orden de ideas, las relaciones iónicas indicaron que el proceso que podría estar controlando la composición química de las aguas sería principalmente la intrusión marina, además de procesos de meteorización de silicatos y de disolución de minerales como el carbonato de calcio.

Finalmente, en lo referente a la calidad, se señala que el 100 % de las muestras de agua está asociado básicamente a la armonía paisajística, el comercio, la navegación y la industria, según lo establecido por el Decreto 883 de la Gaceta Oficial N° 5.021 (1995), debido a las altas concentraciones de las especies químicas determinadas y a los altos valores de los parámetros fisicoquímicos determinados en campo.

ÍNDICE

INTRODUCCIÓN.....	1
MARCO TEÓRICO.....	3
El agua.....	3
Ciclo hidrológico.....	4
Clasificación de las aguas en el ambiente natural.....	5
Parámetros fisicoquímicos que controlan la movilidad de las especies químicas en las aguas naturales.....	18
Factores que controlan la composición química de las aguas naturales.....	19
ZONA DE ESTUDIO.....	21
Ubicación y superficie.....	21
Geología.....	22
Clima.....	23
Hidrografía.....	24
Actividades económicas.....	25
ANTECEDENTES.....	26
Internacionales.....	26
Nacionales.....	28
METODOLOGÍA EXPERIMENTAL.....	31
Etapa pre-campo.....	31
Etapa de campo.....	32
Etapa de laboratorio.....	33
PRESENTACIÓN Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS.....	36
Validación de los resultados.....	36
Hidroggeoquímica de las aguas.....	39
Clasificación de las aguas.....	39
Variación de los parámetros fisicoquímicos y los sólidos disueltos totales (SDT).....	41
Variación de la concentración de los cationes mayoritarios Na^+ , K^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+}	46

Variación de la concentración de la sílice disuelta (SiO ₂).....	54
Variación de la concentración de los aniones mayoritarios HCO ₃ ⁻ , Cl ⁻ y SO ₄ ²⁻	56
Figuras de Stiff.....	61
Relaciones iónicas.....	64
Evaluación de la calidad química de las aguas.....	70
CONCLUSIONES.....	72
RECOMENDACIONES.....	73
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	74
APÉNDICES.....	80
Apéndice A.....	80
Apéndice B.....	82
Apéndice C.....	83
Apéndice D.....	84
Apéndice E.....	87

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Diagrama esquemático del ciclo hidrológico.....	5
Figura 2. Diagrama de Piper.....	14
Figura 3. Figuras de Stiff.....	15
Figura 4. Mapa de ubicación de la zona de estudio.....	22
Figura 5. Mapa geológico del norte de Anzoátegui.....	24
Figura 6. Esquema de la metodología llevada a cabo en la etapa de pre-campo.....	31
Figura 7. Ubicación de los puntos de muestreo.....	32
Figura 8. Esquema de la metodología llevada a cabo en la etapa de campo.....	33
Figura 9. Esquema de la metodología llevada a cabo en la etapa de laboratorio.....	35
Figura 10. Error porcentual del balance iónico.....	37
Figura 11. Relación entre la conductividad de campo y teórica.....	38
Figura 12. Diagrama de Piper para el sector del Morro de Lechería.....	40
Figura 13. Caja gráfica obtenida para el pH.....	41
Figura 14. Distribución espacial del pH.....	42
Figura 15. Caja gráfica obtenida para la conductividad.....	43
Figura 16. Distribución espacial de la conductividad.....	44
Figura 17. Caja gráfica obtenida para la concentración de los SDT.....	45
Figura 18. Distribución espacial de la concentración de SDT.....	46
Figura 19. Caja gráfica obtenida para la concentración de sodio.....	47
Figura 20. Distribución espacial de la concentración de sodio.....	48
Figura 21. Caja gráfica obtenida para la concentración de potasio.....	49
Figura 22. Distribución espacial de la concentración de potasio.....	50
Figura 23. Caja gráfica obtenida para la concentración de calcio.....	51
Figura 24. Distribución espacial de la concentración de calcio.....	52
Figura 25. Caja gráfica obtenida para la concentración de magnesio.....	53
Figura 26. Distribución espacial de la concentración de magnesio.....	53
Figura 27. Caja gráfica obtenida para la concentración de sílice.....	54
Figura 28. Distribución espacial de la concentración de sílice.....	55
Figura 29. Caja gráfica obtenida para la concentración de bicarbonato.....	56

Figura 30. Distribución espacial de la concentración de bicarbonato.....	57
Figura 31. Caja gráfica obtenida para la concentración de cloruro.....	58
Figura 32. Distribución espacial de la concentración de cloruro.....	59
Figura 33. Caja gráfica obtenida para la concentración de sulfato.....	60
Figura 34. Distribución espacial de la concentración de sulfato.....	61
Figura 35. Ubicación de las zonas afectadas.....	62
Figura 36. Distribución espacial de las figuras de Stiff.....	63
Figura 37. Diagramas de Gibbs elaborados para la identificación de procesos y factores controladores de la composición química de las aguas superficiales.....	64
Figura 38. Distribución espacial de la relación Na^+/Cl^-	66
Figura 39. Relación $\text{Cl}^-/\text{HCO}_3^-$ contra Cl^-	68

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. El agua en el mundo.....	3
Tabla 2. Concentración de especies según el tipo de agua	13
Tabla 3. Clasificación de las aguas según la concentración de SDT.....	16
Tabla 4. Tipos de aguas y usos asociados.....	17
Tabla 5. Limite o rango de algunos parámetros que determinan la calidad de las aguas.....	17
Tabla 6. Valores obtenidos para la relación Na^+/Cl^-	66
Tabla 7. Clasificación de las aguas según la relación $\text{Cl}^-/\text{HCO}_3^-$	66
Tabla 8. Clasificación de las aguas según la relación $\text{Mg}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$	68
Tabla 9. Clasificación de las aguas según la relación $\text{SO}_4^{2-}/\text{Cl}^-$	69
Tabla 10. Intervalos de resultados obtenidos comparados con la normativa nacional.....	70
Tabla 11. Clasificación de las aguas en función de su calidad química.....	70

INTRODUCCIÓN

El agua es un recurso natural escaso, indispensable para la vida humana y el sostenimiento del medio ambiente. Es de vital importancia para los seres humanos, ya que su uso es esencial para muchos aspectos de la vida cotidiana, bien sea para consumo, aseo, uso doméstico e industrial, además de ser imprescindible en el ecosistema; sin embargo, la falta de planeación y el desconocimiento de las posibles consecuencias de un mal aprovechamiento traen consigo la alteración y deterioro de la calidad de este recurso.

Haciendo referencia particular a las aguas superficiales, cuando se desarrollan actividades en su área de drenaje sobre las que se ejerce poco o ningún control, el impacto negativo sobre la calidad del agua se reflejará en la restricción de la diversidad de usos que ellas representan. Por ello, la evaluación de estos recursos hídricos en cuanto a su calidad, su gestión y monitoreo representa la garantía de un desarrollo socioeconómico sustentable y armónico con el medio ambiente.

En Venezuela, las medidas legislativas que se han ido adoptando progresivamente para evitar el deterioro de la calidad química del agua y los riesgos que se derivan de ella, han contribuido a mejorar parcialmente esta situación. En este sentido, resulta oportuno mencionar el Decreto Presidencial N° 883 (1995) el cual establece las normas para la clasificación y el control de la calidad de los cuerpos de agua y vertidos o efluentes líquidos, con el propósito de controlar la calidad de los cuerpos de agua, tomando en consideración sus usos actuales y potenciales.

En otro orden de ideas, en diversas regiones del país la contaminación de las aguas superficiales por sustancias químicas y biológicas es un problema grave que cada vez se torna más crítico, producto de las descargas de aguas residuales realizadas sin un tratamiento previo, que por ende ocasionan un daño ecológico irreversible. Este hecho deja en evidencia la clara necesidad de seguir investigando en todas aquellas áreas que puedan contribuir a proteger el medio ambiente, la salud humana y a conseguir un uso sostenible del agua.

Con referencia a lo anterior, en el sector de Lechería y específicamente en el Complejo Turístico El Morro, el deterioro de la calidad química de los cuerpos de agua se ha puesto de manifiesto, producto principalmente del vertido de aguas residuales domésticas e industriales a los canales navegables del Complejo, así como de las frecuentes descargas de aguas negras provenientes de las estaciones de bombeo, como consecuencia de la rotura de las tuberías o la falta de mantenimiento de estas.

Es evidente entonces que esta situación puede ocasionar una problemática de salud pública, además de daños ecológicos en la zona, por lo que se hace prioritaria la evaluación de estas aguas con el fin de tomar acciones de control y mitigación de riesgos a los que puedan estar sometidos los integrantes de la comunidad; por tal motivo, los resultados de esta investigación permitirán informar sobre el estado actual de las aguas de los canales navegables del Complejo a los organismos competentes y a la comunidad, con el propósito de contribuir con el proceso de concientización para la ejecución de medidas que reduzcan los daños ocasionados producto de esta realidad.

Ante la situación planteada, la evaluación de la calidad de las aguas de los canales navegables del Complejo Turístico El Morro desde el punto de vista fisicoquímico, permitirá caracterizar la naturaleza de sus aguas y determinar su adaptabilidad para los diferentes usos; por ello, para el desarrollo de este trabajo de investigación se plantearon los siguientes objetivos específicos:

1. Caracterizar las aguas superficiales a través de la medición de los parámetros fisicoquímicos pH, conductividad eléctrica y temperatura, así como de la determinación de las especies químicas Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- y sílice disuelta (SiO_2).
2. Identificar las facies hidrogeoquímicas presentes en las aguas.
3. Establecer los tipos de aguas presentes en la zona de estudio en función de su calidad química.
4. Identificar los diferentes procesos y factores que pueden intervenir en la composición química de las aguas superficiales.

MARCO TEÓRICO

A continuación son definidos algunos de los conceptos fundamentales asociados al área de la hidrogeoquímica, que fueron de utilidad para sustentar y facilitar la comprensión e interpretación de los resultados obtenidos.

El agua

El agua es uno de los recursos naturales que mayor importancia reviste para la sociedad y el medio ambiente, ya que es un elemento necesario para el funcionamiento de los ecosistemas, la supervivencia de la población y la producción agropecuaria e industrial (Ávila, 1996).

Este importante recurso cubre las tres cuartas partes del planeta, encontrándose en la naturaleza bajo diversas formas y características, teniendo cada una de ellas su función dentro del gran ecosistema del planeta. La mayor parte del agua en la Tierra no es utilizable de forma directa para el consumo humano, pues constituye los mares y océanos, representando alrededor del 97%; mientras que, aproximadamente el 3% restante corresponde a agua dulce (Flores *et al.*, 2008). En la tabla 1 se puede observar las diferentes maneras en las que se encuentra distribuida el agua en la Tierra.

Tabla 1. El agua en el mundo (Davis y De Wiest, 1971).

Tipo de agua	Porcentaje del agua total
Aguas superficiales	
Lagos de agua dulce	0,009
Lagos salados y mares interiores	0,008
Almacenamiento temporal en ríos y canales	0,0001
Aguas subterráneas	
Aguas vadosas (incluida la humedad del suelo)	0,005
Agua subterránea almacenada hasta una profundidad de 1 Km (algunas de estas aguas son saladas)	0,33
Agua subterránea más profunda (muy salada e im potable)	0,29
Otras aguas	
Casquetes polares y glaciares	2,15
Atmósfera	0,001
Océanos	97,2

El agua que se encuentra en cada uno de los depósitos mostrados en la tabla 1, no permanece en ellos de manera indefinida. El agua puede cambiar rápidamente de un estado de la materia a otro dependiendo de las temperaturas y presiones existentes en la superficie de la Tierra. Por consiguiente, el agua se está moviendo constantemente entre la hidrosfera, la atmósfera, la tierra sólida y la biosfera. Esta circulación interminable del suministro de agua de la Tierra se denomina ciclo hidrológico. El ciclo nos muestra muchas interrelaciones cruciales entre partes diferentes del sistema Tierra (Tarbuck y Lutgens, 2005).

Ciclo hidrológico

El ciclo hidrológico puede ser definido como la circulación de agua entre el océano, la atmósfera y la tierra, producido por la influencia de la fuerza de gravedad y la energía solar. La figura 1 muestra de manera esquemática el recorrido del agua y los procesos involucrados en este sistema.

A pesar de que no hay arranque o punto final definido del ciclo, para comenzar a describirlo un buen punto de partida serían los océanos, ya que representan una vasta reserva de agua. El agua se evapora de la superficie del océano y se va a la atmósfera, donde es transportado en forma de vapor de agua dependiendo de la distribución de la temperatura y la velocidad del viento. Bajo ciertas condiciones atmosféricas, el vapor de agua se condensa y precipita luego en forma de lluvia o nieve (Singhal y Gupta, 2010).

La precipitación que cae sobre los continentes y tierras firmes se distribuye en la Tierra de diversas maneras, a saber: una parte es retenida en el suelo y vuelve a la atmósfera por evaporación o puede pasar a la atmósfera en forma de vapor mediante respiración de las plantas, proceso conocido como transpiración, la combinación de ambos fenómenos es llamada evapotranspiración; otra porción se convierte en escorrentía superficial que alimenta los ríos. Una parte de la escorrentía superficial entra en el suelo como infiltración y forma lo que corresponde la escorrentía subterránea, que posteriormente puede pasar de nuevo a los ríos o pasar a profundidades mayores como agua subterránea (Fagundo y González, 2005).

Una parte del agua que se añade a la reserva de agua subterránea, fluye lateralmente bajo su gradiente hidráulico y se descarga a los ríos, lagos u océanos donde parte de ella puede regresar a la atmósfera por evaporación (Singhal y Gupta, 2010).

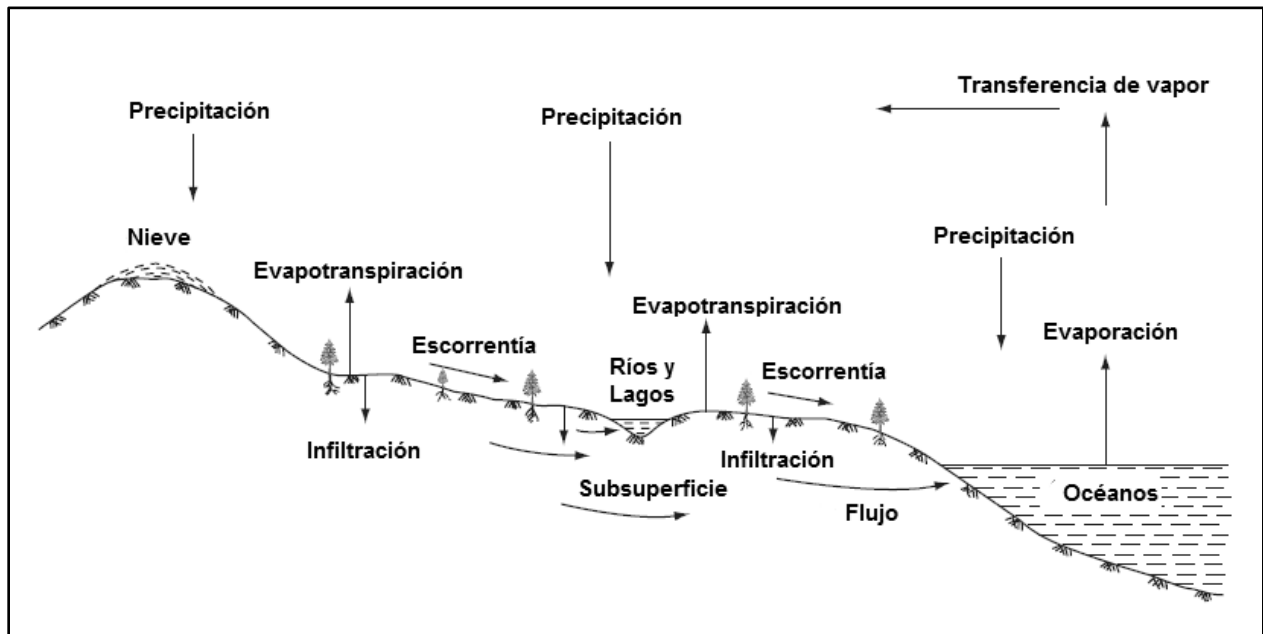


Figura 1. Diagrama esquemático del ciclo hidrológico (Singhal y Gupta, 2010).

En resumen, el ciclo hidrológico representa la circulación continua del agua de los océanos a la atmósfera, de la atmósfera a los continentes y desde los continentes de vuelta al mar. Esta interacción entre los diferentes sistemas de la Tierra, permite entonces realizar una clasificación de los diferentes tipos de agua de acuerdo al ambiente donde se encuentren y a las características que estas presenten.

Clasificación de las aguas en el ambiente natural

Considerando que casi en su totalidad las aguas provienen del ciclo hidrológico, éstas se pueden clasificar de acuerdo a su origen como superficiales y subterráneas, sin embargo, atendiendo a sus características y propiedades, estas también pueden ser clasificadas de acuerdo a su composición química y su uso (Fagundo y González, 2005).

1. Clasificación de las aguas según su origen

- Aguas subterráneas

El agua subterránea es definida por López *et al.* (2009) como aquella ubicada debajo de la superficie del terreno; es decir, se encuentra bajo el nivel freático saturando completamente los poros y fisuras del terreno. La ocurrencia de las aguas subterráneas está asociada a las formaciones geológicas más o menos permeables conocidas como acuíferos, su movimiento depende de las propiedades físicas de las rocas que lo componen. Este movimiento puede expresarse en términos de retención y rendimiento de agua (Keith, 1973).

Las aguas subterráneas representan el mayor porcentaje de agua dulce que puede ser aprovechable para los seres humanos, constituyendo alrededor del 0,62% del total del agua contenida en la Tierra, convirtiéndose en un recurso verdaderamente importante debido a la demanda existente en la sociedad, así como por su uso tanto en actividades agrícolas e industriales como domésticas (Davis y De Wiest, 1971).

Custodio y Llamas (1976) clasifican las aguas subterráneas según su origen en aguas meteóricas, aguas marinas, aguas fósiles, aguas congénitas, aguas juveniles, aguas metamórficas, aguas magmáticas, aguas volcánicas y aguas minerales.

Las aguas meteóricas se caracterizan por presentar una composición isotópica similar a la del agua de lluvia. Su composición química está determinada principalmente por el agua de infiltración y por el material del acuífero (Custodio y Llamas, 1976).

Por su parte, las aguas marinas corresponden al agua de mar que ha invadido recientemente los sedimentos costeros (Custodio y Llamas, 1976). Asimismo, las aguas fósiles son aquellas atrapadas en el terreno durante miles de años y que debido a la prolongada interacción agua-roca, presentan altos valores de salinidad; mientras que, las aguas congénitas son aquellas atrapadas en el momento de la formación de los sedimentos. Pueden ser expulsadas después de la consolidación de los sedimentos, y si la roca es porosa permanece en ella como agua congénita. Este tipo de agua no

necesariamente corresponde a aguas fósiles ya que pueden corresponder a sedimentos muy recientes (Custodio y Llamas, 1976).

Del mismo modo, las aguas juveniles corresponden a las aguas que proceden del interior de la tierra y que nunca han estado en contacto con la superficie (Custodio y Llamas, 1976).

Las aguas metamórficas son aquellas desprendidas de sedimentos en procesos de metamorfismo. Poseen altas concentraciones de CO_2 , HCO_3^- y B y suelen ser menos cloruradas que el agua de mar; mientras que, las aguas magmáticas y volcánicas se desprenden de eventos como emisiones de lava o gases volcánicos y suelen ser de tipo cloruradas sódicas. Frecuentemente tienen concentraciones anormalmente elevadas de Li^+ , F^- , SiO_2 , B, S^{2-} , CO_2 y bajos en I^- , Br^- , Ca^{2+} y NO_3^- (Custodio y Llamas, 1976).

Finalmente, las aguas minerales son de composición química muy variada, pero caracterizadas por elementos en disolución en mayor cantidad que las aguas meteóricas. Suelen estar asociadas a fenómenos volcánicos y orogénicos muchas veces son termales (Custodio y Llamas, 1976).

- Aguas superficiales

Son aquellas que circulan sobre la superficie de la Tierra. Su existencia es consecuencia de las precipitaciones, cuando la velocidad de caída de la lluvia es mayor que la capacidad del suelo para absorberla, donde fluyen sobre la superficie del terreno a través de un proceso denominado escorrentía; del mismo modo, las aguas superficiales se pueden producir por el afloramiento de las aguas subterráneas (Tarbuck y Lutgens, 2005).

La importancia de este tipo de agua radica en que son eje de desarrollo de los seres humanos, ya que representan una fuente de abastecimiento para el impulso de diferentes actividades socioeconómicas, siendo utilizadas como vías para el desplazamiento de mercancías, como fuentes de agua para irrigación y como fuente de energía; además, cuando se consideran como parte del sistema Tierra, representan un

vínculo básico en el reciclado constante del agua del planeta (Tarbuck y Lutgens, 2005; Torres *et al.*, 2009).

Las aguas superficiales se presentan en el planeta en forma de mares, océanos, ríos, lagos, manantiales y humedales.

Mares y océanos

Son cuerpos de agua salada que ocupan las grandes depresiones de la tierra, rodeando los continentes. Se denomina salada por la alta concentración de sales minerales disueltas en comparación con el agua dulce. Esta agua cubre el 71% de la superficie de la Tierra y tienen grandes profundidades (De la Lanza-Espino, 1999).

Ríos y lagos

Un río es una corriente superficial de agua dulce continua, con un caudal determinado que va a desembocar en otra, en un lago o en el mar. Por su parte, un lago es una masa de agua dulce o salada, acumulada de forma permanente en una depresión continental. El aporte de agua a los lagos viene de los ríos y del afloramiento de aguas freáticas (Pitto, 2006).

Manantiales

Son un flujo natural de agua proveniente del subsuelo desde un solo punto o por un área pequeña. Pueden aparecer en tierra firme o manifestarse en ríos, lagunas, lagos o mares. Los manantiales tienden a ser permanentes o intermitentes, cuyo origen podría estar asociado al agua de lluvia que se infiltra o ser de origen ígneo o metamórfico. Si alcanza importantes niveles de profundidad, puede originar manantiales de agua caliente (Gil, 2008).

Humedales

Comprenden las extensiones de marismas, pantanos y turberas, o superficies cubiertas de aguas, sean éstas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros. Los humedales

figuran entre los medios más productivos del mundo. Son cunas de diversidad biológica y fuentes de agua y productividad primaria de las que innumerables especies vegetales y animales dependen para subsistir (Ramsar, 2006).

2. Clasificación de las aguas según su composición química

- Origen de las especies químicas en las aguas naturales

La composición química de las aguas proporciona información importante acerca de procesos como la interacción agua-roca, así como de la influencia antrópica, entre otros (Custodio y Llamas, 1976). Según Porras *et al.* (1985) el conocimiento de los efectos de cada uno de los elementos que contiene el agua o del conjunto de todos ellos, permite establecer mediante las normas e indicadores de calidad, las posibilidades de utilización de un agua de composición definida.

La mayoría de las especies químicas presentes en las aguas naturales están en estado iónico, cuya concentración dependerá de una serie de factores, entre los que destaca la litología. Las especies químicas principales o mayoritarias son: Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , NO_3^- , y sílice disuelta (SiO_2) (Custodio y Llamas, 1976). Para entender el origen de estas especies en las aguas naturales, seguidamente son descritas algunas de las características resaltantes de cada una de ellas.

El ión sodio (Na^+) proviene principalmente del ataque de minerales tales como feldespatos, feldespatoideos y otros silicatos. Del mismo modo, tiene su origen en la disolución de sedimentos de tipo marino y en el cambio de bases con arcillas del mismo origen (Custodio y Llamas, 1976). Las sales de Na^+ son altamente solubles y tienden a permanecer en solución, ya que no se producen entre ellas reacciones de precipitación como ocurre en el caso del Ca^{2+} . Sin embargo, el Na^+ puede ser adsorbido en arcillas de elevada capacidad de intercambio catiónico o puede ser intercambiado por Ca^{2+} provocando una disminución de la dureza de las aguas (Porras *et al.*, 1985).

La concentración de Na^+ en aguas naturales puede variar, alcanzando valores de hasta 120000 mg/L en zonas evaporíticas; sin embargo, raramente sobrepasa los valores de 100 o 150 mg/L en aguas dulces (Porras *et al.*, 1985). Hem (1985) señala que las

actividades humanas pueden tener una influencia significativa en las concentraciones de Na^+ en las aguas naturales, un ejemplo de ello es el uso de sal para el deshielo de carreteras en invierno. Del mismo modo, la reutilización del agua para riego muchas veces deja un residuo que es mucho más alto en la concentración de Na^+ que en el agua original.

Por su parte, el ión potasio (K^+) tiene su origen en los procesos de meteorización de minerales como la ortosa y otros silicatos, del mismo modo puede ser aportado localmente por la disolución de sales potásicas naturales tales como la silvita y la carnalita (Custodio y Llamas, 1976). Porras *et al.* (1985) indican que el K^+ tiende a ser fijado irreversiblemente en procesos de formación de arcillas y de adsorción en las superficies de minerales con alta capacidad de intercambio iónico; por ello, su concentración en aguas naturales es generalmente mucho menor que la del Na^+ , a pesar de que su contenido en las rocas es por lo común ligeramente inferior a la del Na^+ .

Porras *et al.* (1985) señalan que generalmente, la concentración de K^+ en aguas dulces no suele sobrepasar los 10 mg/L, aunque en ciertos casos pueden alcanzarse valores de hasta 100000 mg/L (salmueras). El K^+ también puede tener su origen en procesos de contaminación industrial, minera y agrícola, en esos casos el valor de concentración estaría por encima de los 10 mg/L (Custodio y Llamas, 1976; Porras *et al.*, 1985).

Por otra parte, Porras *et al.* (1985) indican que el ión calcio (Ca^{2+}) se encuentra ampliamente distribuido tanto en rocas ígneas como sedimentarias y metamórficas, siendo el catión principal en la mayoría de las aguas naturales. Custodio y Llamas (1976) indican que el Ca^{2+} está presente en las aguas naturales, debido a la disolución de minerales como calcita, dolomita, yeso, anhidrita, feldespatos y otros silicatos cálcicos; así como, por la disolución de cemento calcáreo de algunas rocas sedimentarias.

Los factores principales que controlan la movilidad del Ca^{2+} son el equilibrio de carbonatos (CO_3^{2-}), el pH y el intercambio iónico. El proceso de intercambio que ocurre con los cationes, fundamentalmente Na^+ , que se encuentran retenidos en la superficie

de los minerales con los que entra en contacto el agua, se favorece notablemente en terrenos arcillosos de baja permeabilidad. La concentración de Ca^{2+} en aguas dulces va desde los 10 mg/L hasta 250 mg/L, en aguas de terrenos yesíferos pueden llegar a 600 mg/L y en salmueras de CaCl_2 hasta 50000 mg/L (Porras *et al.*, 1985).

Asimismo, el ión magnesio (Mg^{2+}) en las aguas naturales, procede de la disolución de minerales como la dolomita y de calizas magnesianas, así como de las evaporitas y de la alteración de silicatos ferromagnesianos, tales como la forsterita (Custodio y Llamas, 1976).

En aguas dulces la concentración del ión Mg^{2+} no suele sobrepasar los 40 mg/L; por su parte, en terrenos calcáreos puede alcanzar valores de 100 mg/L y en evaporíticos pueden llegar hasta 1000 mg/L (Porras *et al.*, 1985).

En cuanto a los aniones, Custodio y Llamas (1976) señalan que el ión cloruro (Cl^-) es la especie más abundante en el agua de mar, pero puede ser el menos importante de los fundamentales en aguas continentales. En las aguas naturales debe su origen a la disolución de terrenos de origen marino, a la mezcla con agua marina en regiones costeras y debido al agua de lluvia en zonas próximas a la costa; mientras que, las aguas connatas o fósiles también aportan una cantidad importante de este ión.

Porras *et al.* (1985) indican que el Cl^- no forma sales de baja solubilidad, no se oxida ni se reduce en aguas naturales, no es adsorbido significativamente ni entra a formar parte de procesos bioquímicos, lo que le da un carácter de trazador casi ideal. La concentración de Cl^- en aguas naturales es muy variable, desde menos de 10 mg/L a más de 2000 o 3000 mg/L; en el agua de mar el Cl^- tiene valores de concentración que está alrededor de 20000 mg/L.

Por su parte, los iones sulfatos (SO_4^{2-}) tienen su origen principalmente en la disolución de terrenos formados en condiciones de gran aridez o de origen marino, en la oxidación de sulfuros de rocas ígneas, sedimentarias y metamórficas y en la disolución del yeso, anhidrita y terrenos yesíferos; asimismo, las actividades urbanas, agrícolas e industriales pueden aportar cantidades importantes (Custodio y Llamas, 1976).

El SO_4^{2-} está sometido a procesos de reducción especialmente en presencia de bacterias y de materia orgánica. En ambientes reductores, a pH menor que 7, la forma reducida estable es el H_2S , mientras que en soluciones alcalinas predomina el ión HS^- . En aguas dulces la concentración normal de SO_4^{2-} puede variar entre 2 y 150 mg/L. En aguas salinas, asociado al Ca^{2+} , puede llegar a 5000 mg/L y con Mg^{2+} y Na^+ , en salmueras, puede alcanzar hasta 200000 mg/L (Porras *et al.*, 1985).

Los iones bicarbonato (HCO_3^-) y carbonato (CO_3^{2-}) tienen su fuente principal en la disolución de CO_2 atmosférico o del suelo, en la disolución de calizas o dolomitas e hidrólisis de silicatos catalizados por el CO_2 (Custodio y Llamas, 1976).

En la mayoría de las aguas naturales con pH inferior a 8,3, la especie carbonatada dominante es el HCO_3^- . En estas aguas la concentración de HCO_3^- varía entre 50 y 400 mg/L, alcanzando valores de hasta 800 mg/L. Concentraciones de hasta 1000 mg/L pueden encontrarse en aguas pobres en Ca^{2+} y Mg^{2+} o en las que se producen fenómenos de liberación de CO_2 (Porras *et al.*, 1985).

Por otro lado, el nitrato (NO_3^-) no tiene un origen muy claro, es relativamente estable pero puede ser fijado por el terreno o ser reducido a N_2 o NH_4^+ en ambientes reductores. Generalmente, es un indicador de contaminación ya sea urbana, industrial o ganadera, en cuyo caso su concentración suele estar por encima de los 10 mg/L (Custodio y Llamas, 1976).

Finalmente, la sílice disuelta (SiO_2) tiene su origen principalmente en la hidrólisis de feldespatos y silicatos en general. El cuarzo y la sílice amorfa, debido a su baja solubilidad dependiente fuertemente de la temperatura, no son fuentes significativas de esta especie en las aguas naturales (Porras *et al.*, 1985). Por su parte, Hem (1985) señala que las concentraciones de sílice disuelta observadas comúnmente en aguas naturales van desde 1 a 30 mg/L, alcanzando valores de hasta 100 mg/L. En estos casos Custodio y Llamas (1976) indican que esto va a depender principalmente del tipo de roca, ya que por ejemplo las rocas carbonatadas apenas tienen sílice soluble, aportando alrededor de 7 mg/L a las aguas naturales; mientras que, las rocas volcánicas pueden aportar valores que logran alcanzar los 100 mg/L.

Aunque la sílice disuelta suele representarse como SiO_2 , en la mayoría de las aguas naturales aparece como H_4SiO_4 monomérico que no comienza a disociarse hasta valores de pH superiores a 9, siendo su solubilidad prácticamente independiente del pH hasta dicho valor.

La tabla 2 resume las concentraciones de las especies mencionadas anteriormente según el tipo de agua:

Tabla 2. Concentración de especies según el tipo de agua (Custodio y Llamas, 1976).

Especie	Tipos de agua	Concentraciones (mg/L)
Na⁺	- Dulce	1 – 150
	- De mar	10000
	- Salmuera	Hasta 100000
	- Subterránea	6-500
	- Superficiales	<1 a >300
K⁺	- Dulce	0,1 – 10
	- De mar	400
	- Salmuera	100 - 100000
	- Superficial	1 - 3
Ca²⁺	- Dulce	10 – 250
	- De mar	400
	- Salmuera	Hasta 50000
	- Subterránea	Varía ampliamente
Mg²⁺	- Dulce	1 – 100
	- De mar	1200
	- Salmuera	Algunos miles de ppm
Cl⁻	- Dulce	10 – 250 (a veces >250)
	- De mar	18000 – 21000
	- Salmuera	Hasta 220000
HCO₃⁻	- Dulce	50 – 350 (a veces 880)
	- De mar	100
CO₂	- En general	1 – 30
	- Acuíferos profundos	Hasta 1500
SO₄²⁻	- Dulce	2 – 150
	- De mar	3000
	- Salmuera	Hasta 200000
NO₃⁻	- En general	0,1 – 10
	- De mar	<1
	- Subterránea	<10
	- Contaminada	200 – 1000

- Herramientas utilizadas para la clasificación de las aguas según su composición química

Tal como se ha visto, las principales especies iónicas en la mayoría de las aguas naturales son Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} y los aniones Cl^- , HCO_3^- , CO_3^{2-} y SO_4^{2-} . Una vez determinadas estas especies, pueden ser interpretadas mediante una representación gráfica denominada diagrama de Piper. Este diagrama utiliza dos triángulos equiláteros separados para graficar las concentraciones de los cationes y aniones expresadas en porcentajes de meq/L y un romboedro central donde se representa un tercer punto deducido a partir de los cationes y aniones (Custodio y Llamas, 1976).

Cada vértice de un triángulo representa una concentración del 100% de uno de los constituyentes, así en cada vértice se representa la concentración de Mg^{2+} , $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ y Ca^{2+} para el diagrama que contiene los cationes, y del mismo modo se representa Cl^- , $\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}$ y SO_4^{2-} para graficar los aniones (Fetter, 2000). En la figura 2 se puede observar los tipos de aguas que pueden ser identificadas mediante el uso de este diagrama.

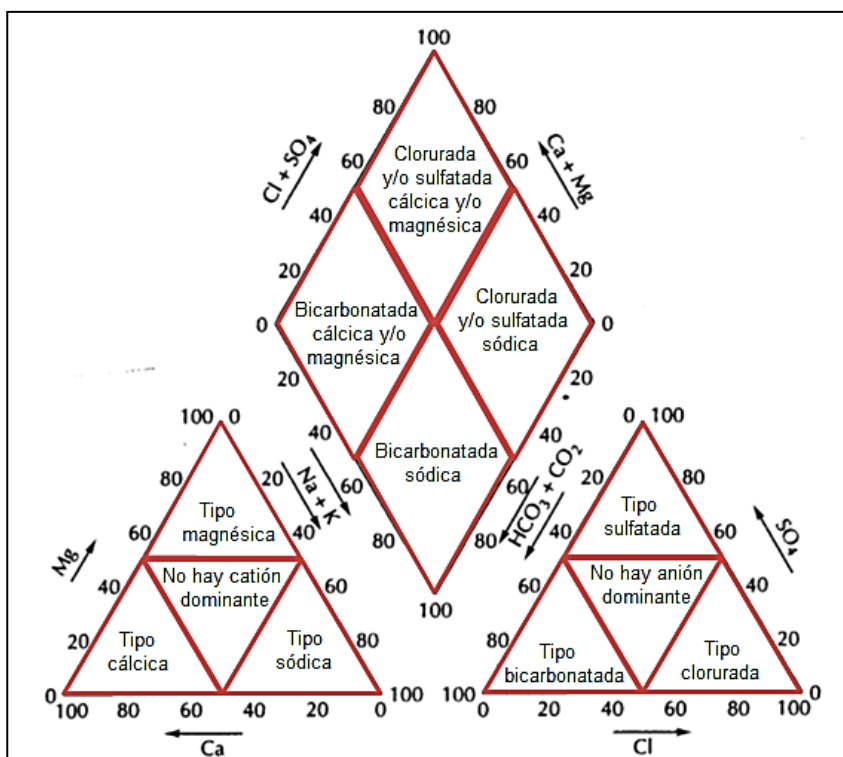


Figura 2. Diagrama de Piper (Fetter, 2000).

A través del diagrama de Piper se pueden clasificar las aguas naturales sobre la base de sus iones mayoritarios estableciéndose facies hidroquímicas. Este término se utiliza para describir los cuerpos de aguas naturales, que difieren en su composición química. Las facies son una función de la litología con la que interaccionan los cuerpos de agua, la cinética de las reacciones químicas y, cuando se trata de aguas subterráneas, los patrones de flujo del acuífero (Fetter, 2000).

Un segundo tipo de representación gráfica para el análisis químico de las aguas naturales son las figuras de Stiff. En este tipo de representación es creada una forma poligonal a partir de cuatro ejes horizontales paralelos, que se extienden a ambos lados de un eje vertical cero. Los cationes se representan gráficamente en meq/L a la izquierda del eje cero, uno en cada eje horizontal, y los aniones se representan a la derecha (Fetter, 2000).

Estas figuras son útiles para hacer una rápida comparación visual entre aguas de diferentes fuentes. Cuanto mayor sea el área de la forma poligonal, mayores son las concentraciones de los diversos iones (Fetter, 2000). La figura 3 muestra un análisis químico representado a través de una figura de Stiff.

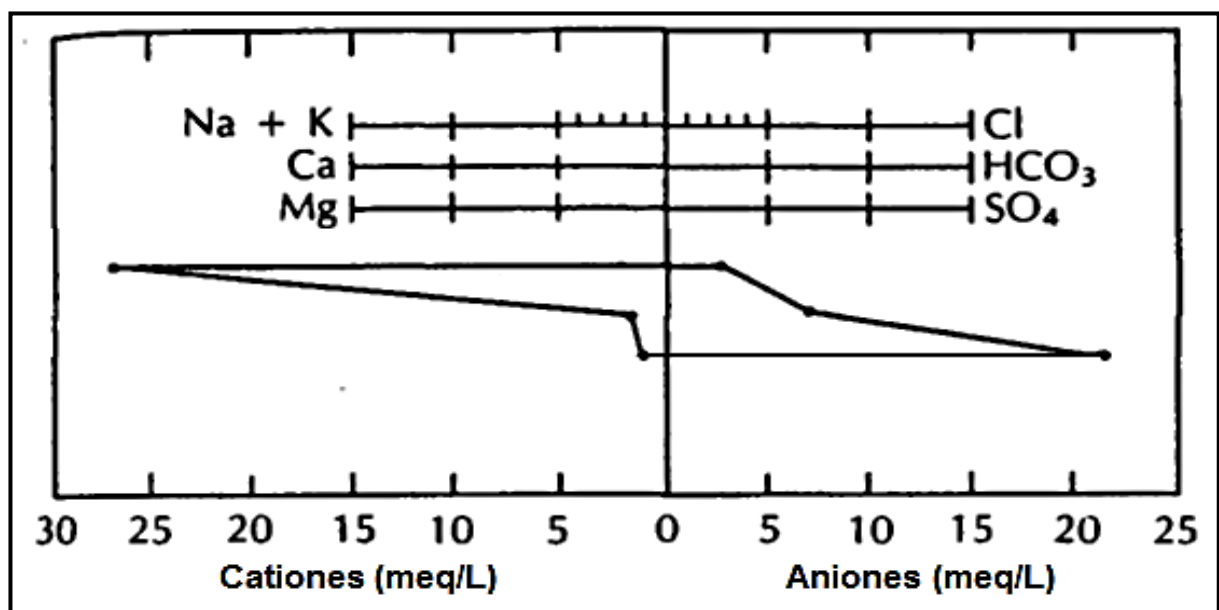


Figura 3. Figuras de Stiff (Fetter, 2000).

- Clasificación atendiendo a la concentración de sólidos disueltos totales (SDT)

Los sólidos disueltos están constituidos principalmente por sustancias químicas inorgánicas, tales como Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , además de sustancias orgánicas en solución, como ácidos fúlvicos y húmicos, junto con aquellas que están en forma coloidal como sílice, óxidos de Al y Fe. Estas especies tienen diferentes orígenes, encontrándose entre las más importantes las siguientes: meteorización química de las rocas presentes en la cuenca de drenaje, precipitación atmosférica, descomposición de la biomasa e intervención antrópica (Yanes, 1988). La concentración de los sólidos disueltos totales viene dada por la siguiente ecuación:

$$\text{SDT} = \sum (\text{Na}^+ + \text{K}^+ + \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Cl}^- + \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-} + \text{NO}_3^- + \text{SiO}_2) \text{ (mg/L)} \quad (1)$$

Atendiendo a este valor en las aguas naturales, Davis y De Wiest (1971) establecieron una clasificación en base a intervalos, clasificándolas en aguas dulces, salobres, saladas y salmueras. Los intervalos correspondientes a cada tipo de agua pueden apreciarse en la tabla 3.

Tabla 3. Clasificación de las aguas según la concentración de SDT (Davis y De Wiest, 1971).

Tipo de agua	SDT (mg/L)
Dulce	<1000
Salobre	1000-10000
Salada	10000-100000
Salmuera	>100000

3. Clasificación de las aguas en función de su calidad química

En lo que se refiere al marco legal en Venezuela, atendiendo a una serie de parámetros medidos en las aguas, fue publicado en Gaceta Oficial N° 5021 (1995) el Decreto Presidencial N° 883, el cual clasifica las aguas según la calidad que éstas presenten. Según el artículo 3 de dicho decreto, la calidad de un cuerpo de agua está gobernada por sus características físicas, químicas y biológicas, que determinan su composición y utilidad al hombre y demás seres vivos. En este sentido, en la tabla 4 se presenta la clasificación de las aguas según esta norma, sobre la base de sus usos actuales y potenciales, atendiendo a ciertos parámetros que determinan la calidad para cada tipo de agua.

Tabla 4. Tipos de aguas y sus usos asociados según Decreto N° 883 (Gaceta Oficial N° 5021, 1995).

Tipo de agua	Usos asociados
Excelente o clase 1	Fuente de abastecimiento previo acondicionamiento para uso doméstico, protección de las comunidades hidrobiológicas, recreación de contacto total, riego de hortalizas y legumbres consumidas en crudo y frutas sin remoción de piel, riego de cultivos arbóreos, cereales y de forraje, cría natural o intensiva (acuicultura) de especies destinadas a la alimentación humana; abrevadero de animales; armonía paisajística; comercio y navegación; industrial.
Muy buena o clase 2	Fuente de abastecimiento previo acondicionamiento para uso doméstico, protección de las comunidades hidrobiológicas, recreación de contacto total, riego de hortalizas y legumbres consumidas en crudo y frutas sin remoción de piel, riego de cultivos arbóreos, cereales y de forraje, cría natural o intensiva (acuicultura) de especies destinadas a la alimentación humana; abrevadero de animales; armonía paisajística; comercio y navegación; industrial.
Buena o clase 3	Fuente de abastecimiento previo acondicionamiento para uso doméstico, recreación de segundo contacto, riego de cultivos arbóreos, cereales y de forraje, cría natural o intensiva (acuicultura) de especies destinadas a la alimentación humana; abrevadero de animales; armonía paisajística; comercio y navegación; industrial
Aceptable o clase 4	Armonía paisajística; comercio y navegación; industrial.

Algunos de los parámetros físicos y químicos que determinan la calidad de las aguas y definen los criterios para su uso, son presentados en la Tabla 5.

Tabla 5. Límite o rango de algunos parámetros que determinan la calidad de las aguas según Decreto N° 883 (Gaceta Oficial N° 5021, 1995).

Parámetro	Límite o rango máximo permitido de acuerdo al tipo de agua			
	Clase 1 Excelente	Clase 2 Muy buena	Clase 3 Buena	Clase 4 Aceptable
Sodio (mg/L)	140	140	----	----
Potasio (mg/L)	----	20	20	----
Calcio (mg/L)	200	200	200	----
Magnesio (mg/L)	70	70	70	----
Cloruros (mg/L)	300	250	250	----
Sulfatos (mg/L)	340	340	340	----
Bicarbonatos (mg/L)	----	370	370	----
Nitratos + nitritos (mg/L)	10	10	----	----
pH	6,5-8,5	6,5-8,5	6,5-8,5	3,8-10,5
Sólidos disueltos totales	1300	1300	1300	----
Conductividad (µS/cm)	----	2000	----	----

Parámetros fisicoquímicos que controlan la movilidad de las especies químicas en las aguas naturales

Dentro de los parámetros que controlan la movilidad de las especies químicas en las aguas naturales se encuentran la temperatura, la conductividad eléctrica, el pH y el potencial redox. Para efectos de esta investigación, tanto la conductividad como el pH, serán considerados como indicadores de calidad. Seguidamente son descritos brevemente los parámetros señalados.

1. Temperatura

La temperatura es un parámetro que afecta notablemente a la solubilidad de diferentes sales, en función del aumento de solubilidad con el aumento de este parámetro. En acuíferos someros, la temperatura estará influenciada por las variaciones diarias o estacionales de la temperatura del ambiente. En áreas continentales, este parámetro aumentará a medida que se incrementa la profundidad, en un intervalo aproximado de 3 °C/100 m (Porras *et al.*, 1985).

2. Conductividad eléctrica

Este parámetro está vinculado directamente con el contenido iónico en las aguas naturales. A medida que aumenta la concentración de los iones en solución, aumenta también hasta cierto punto la conductividad o la capacidad para conducir la corriente eléctrica. La unidad de medida de este parámetro es el $\mu\text{S}/\text{cm}$ (microsiemens/cm) o $\mu\text{mho}/\text{cm}$ (micromho/cm), ambas equivalentes. Los valores normales de conductividad en aguas dulces oscilan entre 100 y 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$; mientras que, en salmueras pueden alcanzarse valores de 100000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Porras *et al.*, 1985).

3. pH

El pH que se define matemáticamente como el logaritmo negativo de la actividad de iones H^+ , es un parámetro que se utiliza para medir el grado de acidez o basicidad del medio acuoso. Por lo general, el pH de las aguas naturales se mantiene entre 6,5 y 8,0 aunque puede alcanzar valores que oscilen entre 3 y 11. Debido a que este parámetro

es fácilmente alterable con el aumento de la temperatura, es importante que su determinación se realice al momento de tomar la muestra de agua (Porrás *et al.*, 1985).

4. Disponibilidad de electrones o potencial redox (Eh)

El potencial redox es un número que indica las condiciones oxidantes o reductoras dentro del sistema. Potenciales redox positivos indican que el medio es relativamente oxidante, y potenciales negativos indican que el medio es relativamente reductor. Generalmente este valor es expresado en voltios o milivoltios (Hem, 1985).

En este mismo orden de ideas, la composición química de las aguas naturales está dominada por una serie de factores, algunos de ellos pueden ser más importantes que los otros en una situación específica, pero generalmente están superpuestos de una manera compleja y hacen difícil su estudio en forma individual. En pocas palabras, todos ellos actúan conjuntamente, aunque su importancia relativa varía según las características y la situación del sistema natural en estudio (Yanes, 1988).

Factores que controlan la composición química de las aguas naturales

Como se mencionó anteriormente, la composición química de las aguas está controlada por diversos factores, entre los que figuran la geología, el clima y la morfología del terreno, así como las actividades antrópicas. Seguidamente son descritos brevemente los factores señalados.

1. Factor geológico

Entre los factores geológicos, los más resaltantes son el ambiente tectónico y la litología. El ambiente tectónico, si es muy activo, promueve el transporte total disuelto y suspendido. Por su parte, la litología determina el contenido de las especies mayoritarias en la fase disuelta (Meybeck, 1987), e igualmente, determina las facies hidrogeoquímicas dominantes en una región determinada, es decir el tipo de agua (Fagundo y González, 2005).

2. Factor climático

El clima influye directa e indirectamente en las características fisicoquímicas de los sistemas de aguas superficiales. Directamente lo realiza a través de los procesos de evaporación y dilución. En sistemas fluviales por ejemplo, cuando el aporte de agua es pequeño, las aguas son más concentradas por el proceso de evaporación; aumentando así la salinidad y la conductividad, siendo las especies mayoritarias más abundantes. Cuando el aporte de agua es grande, la salinidad y la conductividad disminuyen debido a un proceso de dilución. La influencia indirecta es efectuada por intermedio de la erosión y la meteorización ya que estos dos procesos condicionan el transporte total disuelto y suspendido, y ellos a su vez están afectados por el clima. Por lo tanto, cualquier factor climático que favorezca o no la meteorización o erosión, afectará las características fisicoquímicas de las aguas (Yanes, 1988).

3. Factor morfológico

Los factores morfológicos engloban el relieve y una forma elemental del mismo como es la pendiente. La morfología es el factor más importante que incrementa la erosión y por ende el transporte de material suspendido (Gibbs, 1967).

4. Factor antrópico

Los factores antrópicos están asociados con todas aquellas actividades realizadas por los seres humanos que afectan el medio ambiente. La actividad humana puede afectar la composición química del agua, modificando parámetros como la temperatura e introduciendo solutos que pueden producir una degradación de las características naturales de las aguas (López, *et al.*, 2009).

Los principales agentes de degradación de la calidad química de las aguas naturales están relacionados generalmente a residuos generados por las actividades domésticas e industriales y al uso de fertilizantes y pesticidas empleados en las actividades agrícolas (Porrás *et al.*, 1985).

ZONA DE ESTUDIO

En esta sección se presentan de manera resumida los rasgos más importantes de la zona de estudio, incluyendo su ubicación y superficie, geología, clima, relieve y actividades económicas desarrolladas en el área.

Ubicación y superficie

La zona de estudio está ubicada en el estado Anzoátegui, geográficamente al noreste de Venezuela. Limita al norte con el Mar Caribe, al este con los estados Sucre y Monagas, al oeste con los estados Guárico y Miranda y al Sur con el estado Bolívar. La superficie territorial del estado es 43300 Km², lo que representa 4,7% de la extensión del territorio nacional. El estado Anzoátegui está subdividido en 21 municipios, siendo dos de ellos objeto de estudio en esta investigación, a saber: Municipio Diego Bautista Urbaneja y el Municipio Juan Antonio Sotillo (INE, 2011). La figura 4 muestra la ubicación de la zona de estudio.

El Municipio Diego Bautista Urbaneja cuya capital es Lechería, está subdividido en dos parroquias, Lechería y El Morro, ambas con capital Lechería. La superficie del municipio es de 12 Km², lo cual representa el 0,02% del total del estado Anzoátegui (INE, 2011).

Por su parte, el Municipio Juan Antonio Sotillo tiene como capital Puerto La Cruz y está subdividida en dos parroquias, Puerto La Cruz y Pozuelos. La superficie del municipio es de 244 Km², lo cual representa el 0,56% del total del estado Anzoátegui (INE, 2011).

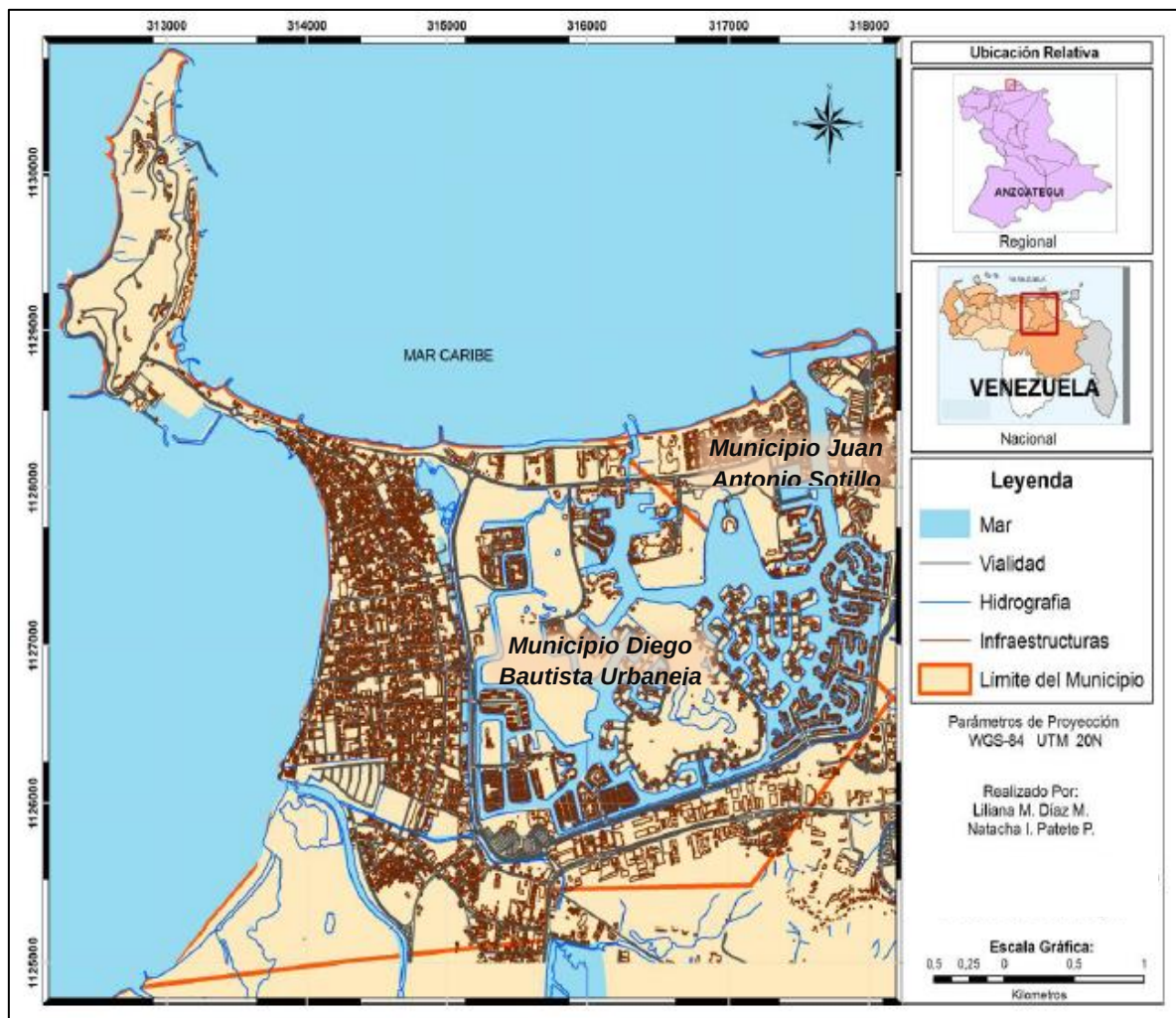


Figura 4. Mapa de ubicación de la zona de estudio (Díaz y Patete, 2011).

Geología

Las formaciones o grupos que conforman el Área Metropolitana del norte del estado Anzoátegui son el Grupo Sucre, Grupo Guayuta, Grupo Santa Anita y Grupo Merecure.

Las rocas más antiguas del noreste de Venezuela son los esquistos, filitas, cuarcitas y calizas metamorizadas de la serie Caribe, de probable edad Mesozoica. Estas rocas están en contacto de falla con sedimentos no metamorizados del Cretácico Superior, con un espesor cercano a los 1525 metros de areniscas depositadas en aguas poco profundas, además de lutitas y calizas de arrecifes, generalmente variables, pertenecientes al Grupo Sucre, constituido por las formaciones Barranquín, El Cantil y Chimana (González de Juana *et al.*, 1980).

A estas siguen facies de aguas más profundas, con unos 915 a 1220 metros de calizas negras y lutitas calcáreas, con desarrollos locales de areniscas y ftnita en su parte superior, que constituyen el Grupo Guayuta (formaciones Querecual y San Antonio), de edad cretácica superior (González de Juana *et al.*, 1980).

Suprayacente, y en estado concordante con el Grupo Guayuta, está el Grupo Santa Anita (Formación San Juan, Vidoño y Caratas) en un tramo superior de arenisca, del Cretácico Superior, un tramo intermedio de lutitas, perteneciente al Cretácico Superior-Paleoceno, y un tramo inferior de limonita calcáreas, areniscas dolomíticas y lutitas, del Paleoceno-Eoceno. Toda la formación tiene un espesor cercano a los 732 metros (González de Juana *et al.*, 1980).

El Grupo Santa Anita está cubierto por el Grupo Merecure, constituido por las formaciones Jabillos, Naricual y Areo. En la parte oriental del área, el contacto entre ambas parece ser transicional, pero en las cercanías de Barcelona puede existir una discordancia erosional. La parte media de Merecure contiene foraminíferos orbitoides indicativos de una edad más joven. La parte superior del Grupo Merecure está constituido por el tramo carbonífero de Naricual y es probablemente, de edad más temprana. El espesor del Grupo Merecure es de 1677 a 2286 metros (González de Juana *et al.*, 1980; Boiero y De Gouveia, 2005). La figura 5 presenta el mapa geológico del norte de Anzoátegui, el cual comprende las formaciones descritas anteriormente.

Clima

El Municipio Diego Bautista Urbaneja cuenta con un clima tropical y una temperatura promedio anual de 27,8° C. Presenta una precipitación promedio de 636 mm anuales; el patrón de distribución es unimodal, con un período lluvioso que comienza el mes de junio y finaliza el mes de octubre, descargándose en este periodo el 78% de las lluvias, siendo julio y agosto los que representan los máximos módulos mensuales (INE, 2011).

Por su parte, el Municipio Juan Antonio Sotillo presenta una temperatura media de 27,3°C y una precipitación promedio de 1200 mm anuales; el período lluvioso se desarrolla desde el mes de mayo hasta noviembre, donde se descarga el 91% de las lluvias, siendo julio y agosto los máximos módulos mensuales (INE, 2011).

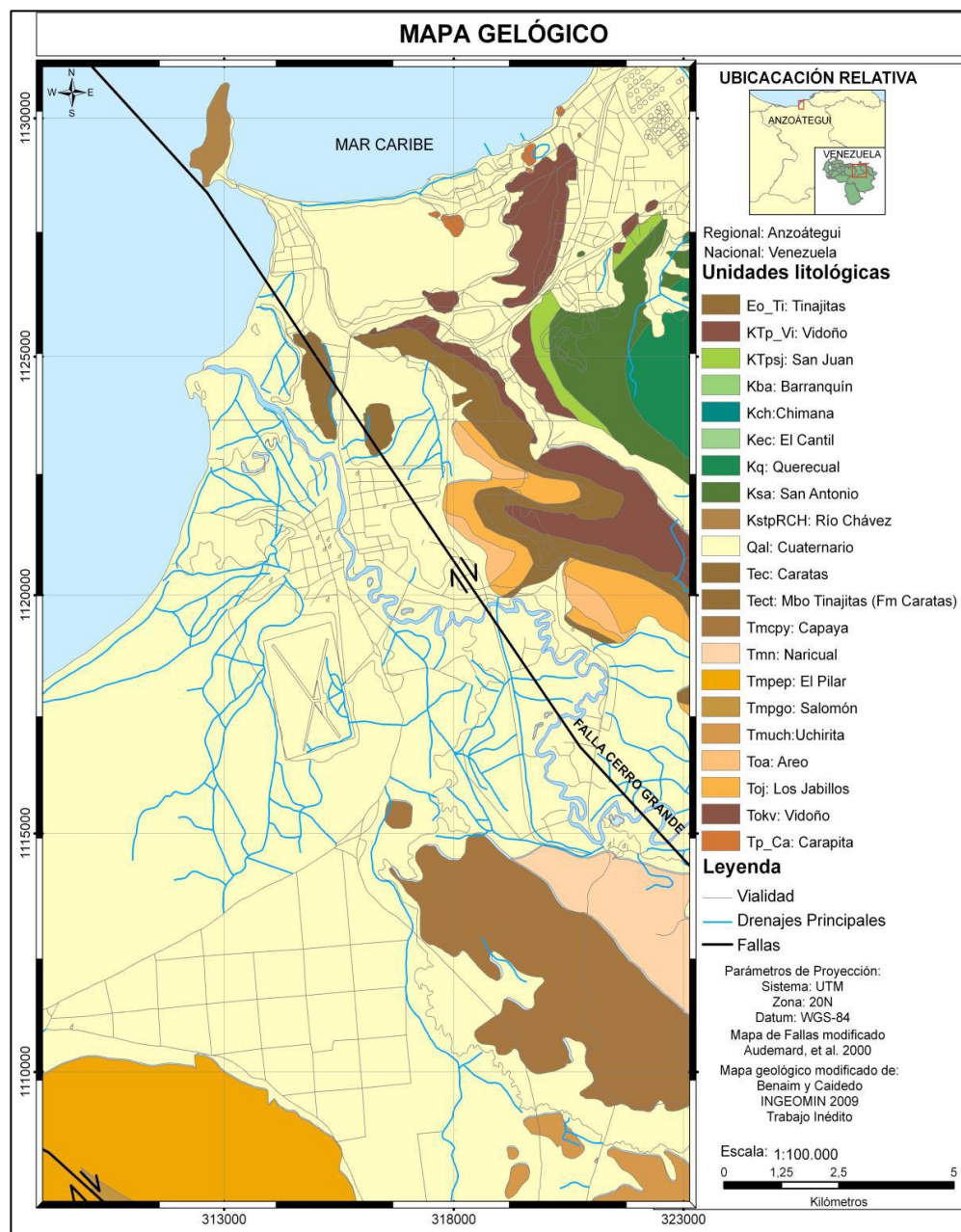


Figura 5. Mapa geológico del norte de Anzoátegui (Díaz y Patete, 2011).

Hidrografía

El Municipio Diego Bautista Urbaneja cuenta con diferentes cuerpos de agua dentro de su hidrografía, entre los que destacan el Río Viejo, naciente del Río Neverí, que desemboca en la Bahía de Barcelona. Está caracterizado por ser de escaso caudal y circulación y también de poca profundidad. Posee apenas 3 Km de recorrido, de los cuales 2 Km se encuentran ubicados dentro del Municipio Diego Bautista Urbaneja.

Posee frondosos manglares que sirven de hábitat para cangrejos y distintas especies de aves, además de especies acuáticas como las lisas y los bagres, ya de poca presencia y no aptas para el consumo humano. Asimismo, este municipio cuenta con la presencia de la Laguna Rómulo Gallegos, además de los canales navegables del Complejo Turístico El Morro, los cuales funcionan como vías de comunicación entre los distintos puntos del conjunto residencial (INE, 2011).

Por su parte, en el Municipio Juan Antonio Sotillo se cuenta con la presencia de la Laguna El Paraíso o Laguna el Maguey, muy cercana al Municipio Diego Bautista Urbaneja. Esta Laguna cumple una importante función hidráulica, debido a que recibe y almacena las aguas de lluvia proveniente de una cuenca con una superficie de 1200 ha. El número de aves que hace uso del sitio ha sido uno de los atributos que más importancia ha recibido para valorar este humedal (INE, 2011).

Actividades económicas

La actividad económica de Lechería y Puerto La Cruz se encuentra ubicada en el sector terciario, debido al intenso comercio, actividad inmobiliaria y al turismo que acusa un vigoroso y acelerado crecimiento en aras de constituir la principal fuente de ingreso para ambos municipios. Colateralmente, se explota la pesca artesanal que cubre los requerimientos básicos de una población de pescadores. El turismo en los últimos años ha representado la actividad económica de mayor crecimiento; en Lechería, el Complejo Turístico El Morro y la zona costera en general, así como la población perteneciente al sector de Puerto La Cruz, han generado múltiples desarrollos de carácter hotelero, residencial y recreacional, los cuales se complementan con una multiplicidad de empresas de servicios para la atención de los turistas tanto nacionales como internacionales (INE, 2011).

ANTECEDENTES

A continuación serán citados una serie de trabajos de investigación tanto internacionales como nacionales, enmarcados en el área del conocimiento de la hidrogeoquímica, con el propósito de visualizar el estado actual de esta línea de investigación; así como para dar soporte conceptual al presente estudio.

Internacionales

Jiang *et al.* (2009) realizaron una investigación con el objetivo de determinar la influencia de los procesos naturales y antrópicos sobre la composición química de las aguas en un sistema kárstico de ríos subterráneos al sureste de la Provincia de Yunnan en China. Durante el proceso de captación de 42 muestras fueron medidos los parámetros pH y conductividad eléctrica; mientras que en el laboratorio determinaron las concentraciones de las especies Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , SO_4^{2-} , Cl^- , HCO_3^- y NO_3^- . Los análisis químicos indican una heterogeneidad en cuanto a la composición química de las aguas en todo el sistema, destacándose la presencia de altas concentraciones de Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , Na^+ y K^+ , relacionados a factores antrópicos asociados al uso de fertilizantes y aguas residuales; del mismo modo, los autores señalan que los procesos de interacción agua-roca son la principal fuente de especies como Ca^{2+} y HCO_3^- . Los resultados de esta investigación sugieren que tanto los procesos naturales como antrópicos tienen influencia sobre la composición de las aguas; sin embargo, las actividades humanas juegan un papel más relevante.

Jamshidzadeh y Mirbagheri (2011) estudiaron la cantidad y calidad del agua subterránea en la cuenca de Kashan en Irán Central, con la finalidad de evaluar si las mismas podrían ser utilizadas para el consumo y actividades agrícolas. En este sentido, fueron consideradas 21 muestras de pozos y 53 pozos de observación para evaluar la calidad y la cantidad de las aguas subterráneas, respectivamente. Con la finalidad de evaluar la calidad química de las aguas, se midieron los parámetros fisicoquímicos pH y conductividad eléctrica y se determinaron las especies HCO_3^- , CO_3^{2-} , Cl^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ y K^+ y sólidos disueltos totales (SDT). Con base en los resultados obtenidos, los autores señalan que se ha observado un descenso del nivel freático de

aproximadamente 7,93 m entre los años 1990 y 2006; por otra parte, la calidad de las aguas subterráneas en la mayor parte de la cuenca indicaron que estas no son aptas para el consumo humano, pudiendo ser perjudiciales para salud. Los análisis indicaron que la degradación de la calidad de las aguas se debe al efecto de intrusiones salinas hacia la cuenca.

Flores (2012) evaluó la calidad de las aguas superficiales de la subcuenca del río Viejo en Nicaragua, a través de la captación de 15 muestras de aguas, localizadas en 9 tributarios y 6 sobre la corriente principal del río Viejo. Para cumplir con el objetivo, fueron medidos los parámetros pH, temperatura, conductividad eléctrica y oxígeno disuelto, así como la determinación de sólidos totales, nutrientes, demanda química y bioquímica de oxígeno y contaminantes orgánicos y metálicos. Los resultados del análisis fisicoquímico revelaron, casi en todos los sitios de muestreo, valores que le confieren al agua características óptimas en cuanto a su utilización para riego, recreación, protección de la vida acuática y consumo humano.

Devic *et al.* (2014) llevaron a cabo una investigación con el objetivo de evaluar el impacto de los procesos naturales y antrópicos sobre la composición de las aguas subterráneas en Serbia, a través del análisis de 66 muestras de agua. Se llevó a cabo la determinación de las especies Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- , HCO_3^- y de los elementos traza Pb, As, Mn, Ni, Cu, Cd, Fe, Zn y Cr. Los resultados indican que las aguas subterráneas se encuentran en un severo estado de contaminación producto de actividades urbanas, industriales y agrícolas, manifestándose con la presencia de las especies Mn, As y NO_3^- , haciéndolas no aptas para el consumo humano. Los autores señalan que de acuerdo con los reglamentos de la Ley de Aguas de Serbia, éstas requieren de atención urgente debido a los altos niveles de contaminación.

Trujillo y Guerrero (2015) realizaron la caracterización fisicoquímica y bacteriológica del agua marina de las playas Huanchaco y Huanchaquito de la ciudad de Trujillo, Perú. Se evaluaron ocho estaciones de muestreo por seis meses a través de los parámetros temperatura, pH, oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno, cloruros, coliformes totales, fecales y *Escherichia coli*. De acuerdo a los resultados obtenidos, los valores reportados no sobrepasaron los estándares de calidad ambiental establecidos

por la legislación nacional de aguas superficiales para recreación de contacto primario, excepto los parámetros de demanda bioquímica de oxígeno y coliformes fecales, que sobrepasaron los límites permisibles, encontrándose en Huanchaco valores promedio más altos que Huanchaquito.

Nacionales

Ayala (2006) realizó un estudio geoquímico en el estado Falcón, específicamente en la Península de Paraguaná, con la finalidad de determinar la calidad de aguas subterráneas de la zona, así como establecer los procesos y factores que controlan la composición química de las mismas, a través de la captación de 36 muestras de aguas. Se midieron los parámetros fisicoquímicos pH y conductividad eléctrica y se determinaron las especies Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} y HCO_3^- . Los resultados obtenidos permitieron establecer diferentes tipos de aguas, destacándose las $\text{Na}^+\text{-Cl}^-$, $\text{Ca}^{2+}\text{-Cl}^-$ y $\text{Mg}^{2+}\text{-Cl}^-$. Esta composición está posiblemente asociada a procesos de evaporación, interacción del agua con sedimentos marinos y posible intrusión del agua de mar producto de la sobreexplotación de los pozos. Del mismo modo, se concluye que solo el 6% de las muestras son de buena calidad o aptas para el consumo humano, el 94% restante no cumple con las condiciones para tal fin, debido a las altas concentraciones de Na^+ y Cl^- .

Jiménez (2009) determinó la calidad química de las aguas subterráneas del sector sur-central del área Junín de la Faja Petrolífera del Orinoco. Para alcanzar los objetivos propuestos, se realizó el análisis de 31 muestras, distribuidas de la siguiente manera: 18 de aljibes, 12 de río y 1 muestra de morichal, de las cuales se realizó mayor énfasis en las muestras de aljibes. Se llevó a cabo la determinación de la concentración de las especies químicas Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , HCO_3^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , y SiO_2 (sílice disuelta). La interpretación de los resultados permitió establecer que los tipos de agua presentes en la zona son $\text{Ca}^{2+}\text{-HCO}_3^-$, $\text{Na}^+\text{-K}^+\text{-HCO}_3^-$, $\text{Na}^+\text{-SO}_4^{2-}$ y $\text{K}^+\text{-SO}_4^{2-}$. Los resultados obtenidos permitieron establecer que algunos de los factores que controlan la composición química de las aguas subterráneas son la interacción agua-medio poroso, a través del intercambio iónico, la precipitación atmosférica y las actividades antrópicas. En cuanto a la calidad química, el 93,5% de las muestras entran en la clasificación de buena a

excelente, por lo que pueden ser usadas para cualquier actividad; mientras que el 6,5% restante está por debajo de la clasificación de buenas, cuyo uso puede ser dirigido a las actividades agrícolas, ganaderas e industriales de la región.

Díaz y Naime (2010) realizaron un estudio para diagnosticar el grado de contaminación del colector CP-2, ubicado en el Municipio Diego Bautista Urbaneja, en Lechería, estado Anzoátegui, perteneciente al sistema de drenaje de la margen derecha del río Neverí. Para llevar a cabo esta investigación, los autores realizaron la determinación de parámetros físicos, químicos y biológicos como la demanda bioquímica de oxígeno, la demanda química de oxígeno, pH, temperatura, coliformes totales y fecales, sólidos suspendidos totales, nitrógeno total, fósforo total, aceites y grasa. Entre los resultados más importantes, destaca el hecho de que los valores de sólidos suspendidos totales, coliformes totales y coliformes fecales exceden considerablemente los límites establecidos por la legislación nacional. Además, los autores señalan que el agua que entra al CP-2 ya viene contaminada y esta situación se ve agravada a lo largo de su trayectoria por fuentes contaminantes de aguas residuales domésticas.

Díaz (2012) realizó un estudio de la calidad química y microbiológica en 16 estaciones de muestreo, dentro de las 5 lagunas internas del Parque Nacional Laguna de Tacarigua conocidas como el Guapo, Placer, Laguna Grande, Cazote, Laguna Arena y en el sector La Boca, en el estado Miranda. Para ello, realizó en campo las mediciones de los parámetros temperatura, conductividad, pH, salinidad, turbidez y profundidad; además efectuó un análisis de las especies mayoritarias Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} y HCO_3^- , elementos trazas e indicadores de calidad microbiológica. En esta zona se estableció que los tipos de aguas presentes son $\text{Na}^+\text{-Cl}^-$, $\text{Na}^+\text{-Mg}^{2+}\text{-Cl}^-$ y $\text{Mg}^{2+}\text{-Cl}^-$. En cuanto a los indicadores microbiológicos, los valores obtenidos indican que en la Laguna existe la presencia de microorganismos vibrio que son causantes de enfermedades gastrointestinales al ingerir alimentos o aguas contaminadas, provenientes de este ecosistema.

Por su parte, González (2013) realizó un estudio de la calidad química y microbiológica de algunos afluentes que drenan al humedal costero Laguna de Tacarigua. Para ello, fueron analizadas 11 muestras captadas en diversos ríos, caños y quebradas,

simultáneo a la medición de los parámetros fisicoquímicos conductividad, temperatura y pH. Asimismo, se determinó la concentración de las especies Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , SO_4^{2-} , Cl^- , HCO_3^- y NO_3^- , así como de los elementos traza Al, B, Ba, Fe, Li, Mn, Ni y Sr. Los resultados obtenidos permitieron establecer la presencia de 5 tipos de aguas, destacándose las $\text{Na}^+ - \text{Ca}^{2+} - \text{HCO}_3^-$, $\text{Na}^+ - \text{Mg}^{2+} - \text{HCO}_3^-$, $\text{Na}^+ - \text{K}^+ - \text{Cl}^-$, $\text{Na}^+ - \text{Ca}^{2+} - \text{Cl}^-$ y $\text{Na}^+ - \text{Mg}^{2+} - \text{Cl}^-$. Esta composición está posiblemente asociada a procesos de intrusión marina, así como también a los aerosoles marinos y la actividad antrópica. En relación al análisis microbiológico, las 6 muestras analizadas presentan contaminación fecal tanto humana como animal, haciéndolas no aptas para actividades como recreación o riego de hortalizas; igualmente, el 64% de las muestras analizadas son clasificadas como de clase 4 o aceptables, destinadas a la armonía paisajística, el comercio y navegación o la industria.

METODOLOGÍA EXPERIMENTAL

La metodología de trabajo implementada en este estudio se dividió en tres fases, a saber: la etapa pre-campo, previa a la captación de muestras; la etapa de campo, que incluyó la toma de muestras y la medición de los parámetros fisicoquímicos *in situ* y la etapa de post-campo, que involucró el análisis químico en el laboratorio.

Etapa de pre-campo

Esta etapa consistió en la recopilación de información relevante referente a las aguas superficiales, así como en la descripción de la zona de estudio considerando aspectos como geología, hidrografía y actividades económicas realizadas en el área, con el objetivo de realizar el plan de muestreo pertinente para la captación de las muestras. La figura 6 muestra de manera resumida los pasos a realizados en esta etapa.

Del mismo modo, en esta etapa se llevó a cabo la preparación del material que se utilizó para almacenar las muestras de aguas superficiales. Para ello, se seleccionaron envases de polietileno de 1000 mL correspondientes a la recolección de las muestras, de las que posteriormente se tomaron las alícuotas correspondientes para la determinación de cationes, aniones, alcalinidad y sílice disuelta. Estos envases fueron lavados previamente con abundante agua destilada y agua desionizada, a fin de evitar posibles contaminaciones de las muestras por impurezas presentes en estos envases.

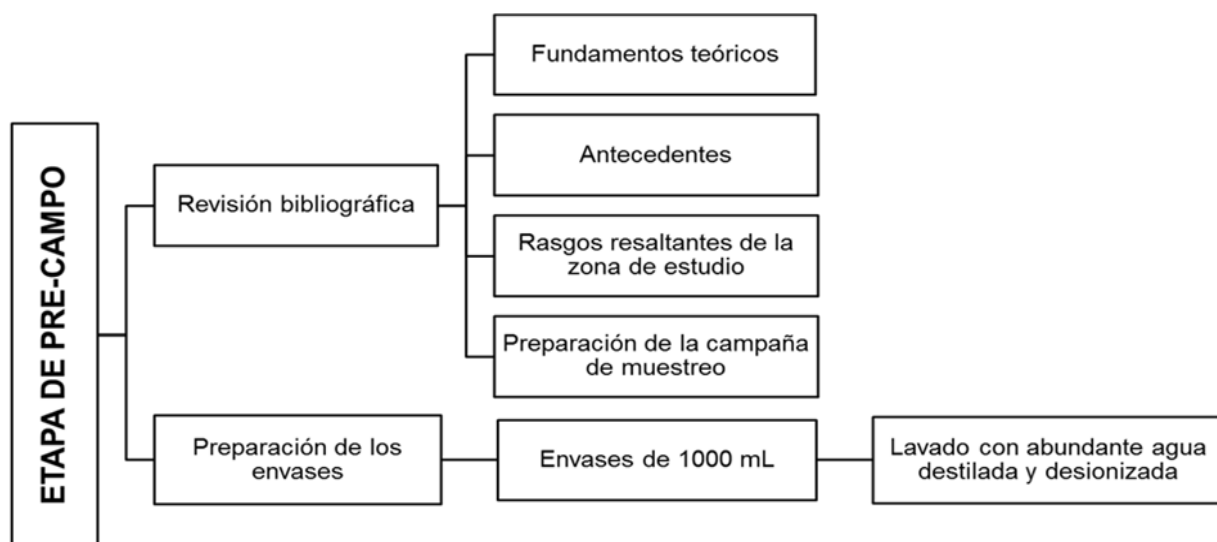


Figura 6. Esquema de la metodología llevada a cabo en la etapa de pre-campo

Etapa de campo

La etapa de campo consistió principalmente en la toma de 19 muestras de aguas superficiales, así como de la medición *in situ* de los parámetros fisicoquímicos pH, conductividad eléctrica y temperatura. Previo a la captación definitiva de las muestras, los envases fueron curados con lo que correspondería a la muestra de agua superficial.

Una vez tomadas las muestras en los recipientes de 1000 mL, estas fueron preservadas a una temperatura no mayor a 5 °C hasta su posterior análisis en el laboratorio, con el fin de evitar la descomposición del NO_3^- y la pérdida o ganancia de HCO_3^- (APHA, 1995). En la figura 7 es presentada la ubicación de los distintos puntos de muestreo en la zona de estudio; asimismo, la figura 8 indica los pasos realizados en esta etapa.

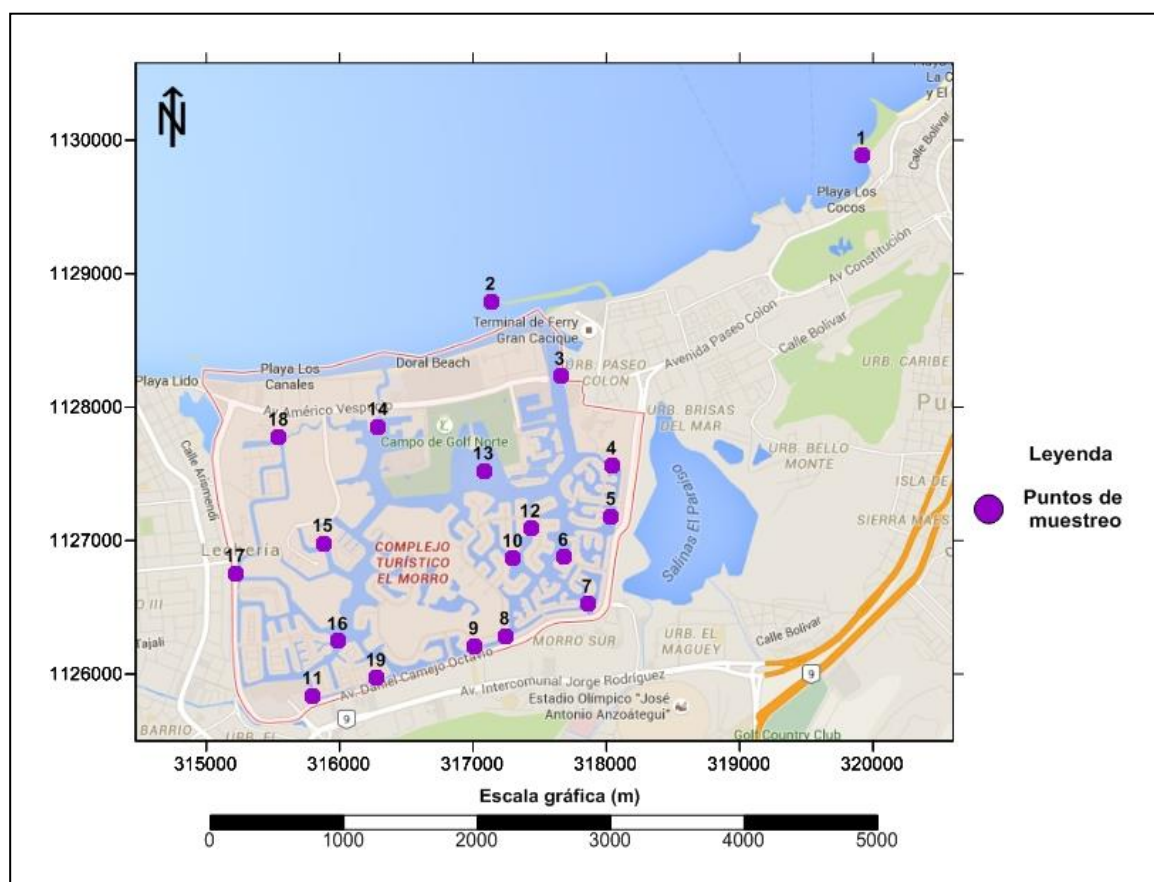


Figura 7. Ubicación de los puntos de muestreo

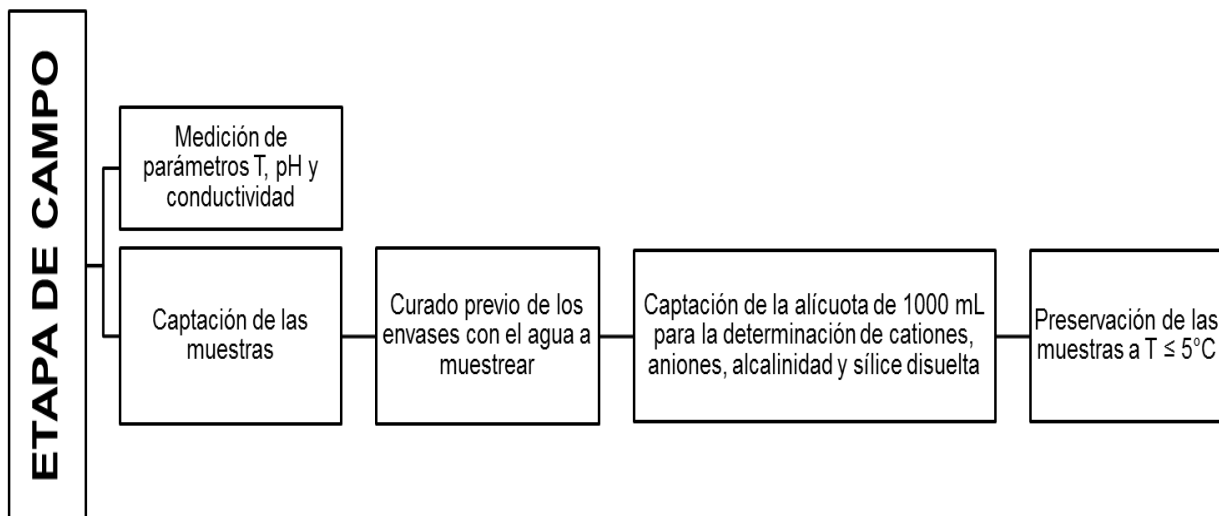


Figura 8. Esquema de la metodología llevada a cabo en la etapa de campo

Etapa de laboratorio

En esta etapa se llevó a cabo la determinación de los cationes, sílice disuelta y aniones. La figura 9 señala las técnicas y métodos empleados en esta etapa, las cuales son descritas a continuación.

Inicialmente, se procedió a realizar la determinación de la alcalinidad, a través de una titulación potenciométrica. Para ello, se tomaron alícuotas de 20 mL de muestra, la cual fue titulada con una solución previamente valorada de H_2SO_4 0,0217 N. La titulación fue realizada empleando una bureta de 10 mL y un potenciómetro provisto de un electrodo de pH, marca Thermo Scientific, modelo Orion 5 Star.

Para la determinación de cationes mayoritarios y sílice disuelta, se llevó a cabo el proceso de filtración de las muestras empleando una membrana de filtro Milipore de 0,45 μm , con el fin de eliminar los posibles sólidos suspendidos. Los envases utilizados para colocar las muestras una vez filtradas, fueron tratados previamente con HNO_3 al 10% (v/v) por un periodo de 24 horas y posteriormente, se lavaron con abundante agua destilada y agua desionizada (APHA, 1995). Seguidamente, las alícuotas de muestras filtradas fueron acidificadas con 2 mL de HNO_3 concentrado (12M) bidestilado, de

manera que el pH fuera inferior a 2, y de esa manera evitar la adsorción de los cationes Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} y metales traza sobre las paredes de los envases.

A continuación, se llevó a cabo la determinación cationes mayoritarios; para el caso del Na^+ y K^+ , se utilizó la técnica de espectroscopía de emisión atómica en llama; mientras que el análisis de las especies Ca^{2+} y el Mg^{2+} , se realizó a través de la técnica de espectroscopía de absorción atómica de llama. En ambos casos se empleó un espectrómetro de absorción y emisión atómica en llama marca Perkin Elmer Precisely, modelo AAnalyst 200. Para la cuantificación de los cationes se aplicó el método de la curva de calibración; para ello, se prepararon patrones de concentración conocida que permitieron construir curvas de calibración para conocer la concentración de los cationes en cada muestra. Las curvas de calibración elaboradas son presentadas en el apéndice A.

Por su parte, la determinación de la concentración de sílice disuelta (SiO_2) en las muestras de agua, se llevó a cabo a través de la técnica de espectrofotometría de UV-visible mediante un espectrofotómetro de absorción molecular, Spectronic 20. Esta metodología consistió en tomar una alícuota de la muestra a la que se le agregó 1 mL de una solución de molibdato de amonio, y se esperó 10 minutos hasta que se formó el complejo amarillo silicomolibdato. Seguidamente, fueron agregados 4 mL de una solución de ácido tartárico al 10%, para evitar las posibles interferencias con fósforo. Finalmente, se añadió 1 mL de una solución reductora, para de esta manera reducir el complejo amarillo (silicomolibdato) al silicomolibdeno azul. Luego de 30 minutos se llevó a cabo el análisis. Para la cuantificación de la sílice disuelta en las muestras, fue realizada una curva de calibración a través de la preparación de patrones de concentración conocida. La curva de calibración construida en este caso es presentada en el apéndice A.

Finalmente, la determinación de los aniones Cl^- y SO_4^{2-} se realizó mediante la técnica de cromatografía iónica, empleando un cromatógrafo iónico marca Thermo Scientific, modelo Dionex ICS-2100. Al igual que en los casos anteriores, se prepararon patrones de concentración conocida, para la posterior construcción de las curvas de calibración

que permitieran conocer la concentración de los aniones en las muestras. Las curvas de calibración elaboradas son presentadas en el apéndice A.

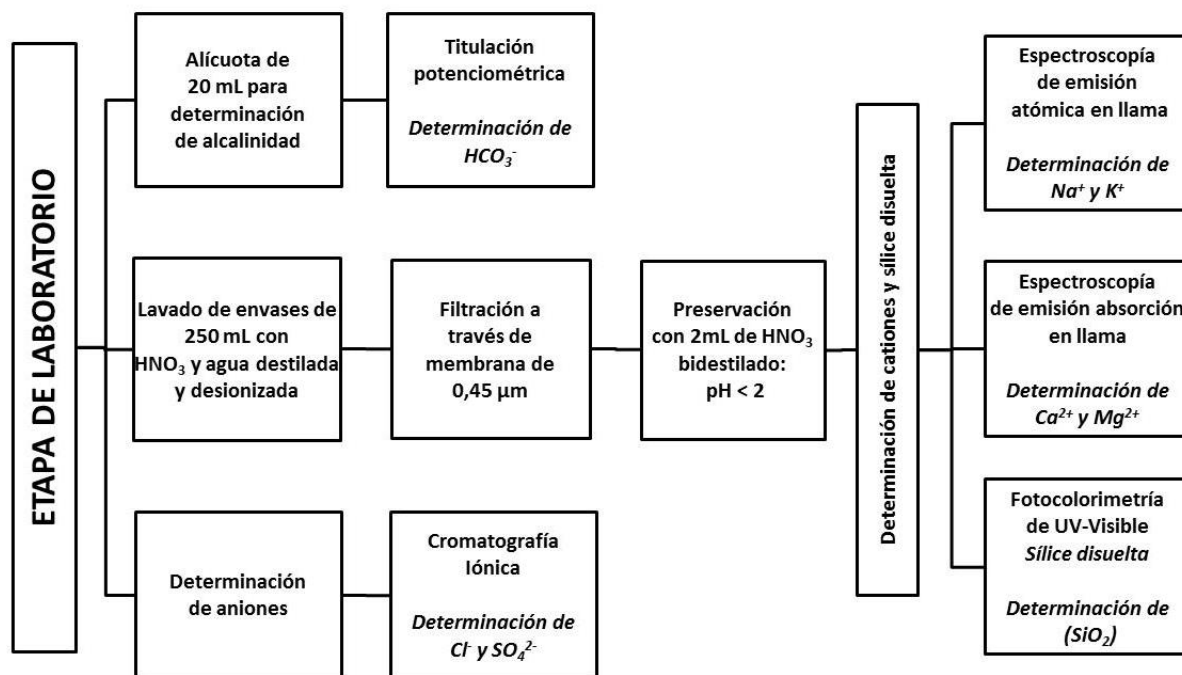


Figura 9. Esquema de la metodología llevada a cabo en la etapa de laboratorio

Todos los equipos utilizados para el análisis de las muestras de aguas superficiales, se encuentran ubicados en el Instituto de Ciencias de la Tierra de la Universidad Central de Venezuela en Caracas, Venezuela.

PRESENTACIÓN Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

En esta sección son presentados y discutidos los resultados obtenidos luego de culminar las diferentes etapas de la metodología propuesta para la recolección y análisis de las 19 muestras de aguas superficiales, pertenecientes al sector El Morro de Lechería, Edo. Anzoátegui. Inicialmente, se llevó a cabo la validación de los resultados y la determinación de la precisión de los métodos analíticos empleados. Seguidamente, la descripción y análisis de los parámetros fisicoquímicos medidos en campo y de las concentraciones de las especies químicas de interés, se llevó a cabo haciendo uso de cajas gráficas y mapas de distribución espacial, elaborados con los programas Statistica 8 y el software Surfer 9.

Posteriormente, es mostrada la clasificación de las aguas a través del diagrama de Piper y las figuras de Stiff, ambas herramientas elaboradas por el programa Rockworks 2005. Del mismo modo, para la identificación de los diferentes procesos y factores que controlan la composición química de las aguas, fueron realizados diferentes gráficos y correlaciones inter-elementales.

Finalmente, la evaluación de la calidad de las aguas con el fin de establecer sus posibles usos, se realizó atendiendo a la normativa para la clasificación y control de la calidad de cuerpos de agua contenida en el Decreto N° 883 (Gaceta Oficial N° 5.021, 1995).

Validación de los resultados

La validación de los resultados se lleva a cabo con el propósito de establecer si los resultados obtenidos son confiables; para ello, se realizó el cálculo del balance iónico así como del establecimiento de la relación entre la conductividad de campo y la conductividad teórica.

En este orden de ideas, el balance iónico fue calculado una vez obtenidas las concentraciones de los cationes y aniones, expresadas en meq/L. La ecuación empleada para la determinación del balance iónico y los resultados obtenidos para cada muestra son presentados en el Apéndice D. La figura 10 muestra la distribución del balance iónico para las diecinueve muestras analizadas. Hem (1985) señala que

valores del error porcentual del balance iónico iguales o menores al 10%, son considerados datos confiables desde el punto de vista geoquímico. De esta manera, puede observarse que de las 19 muestras analizadas, 14 presentan un error inferior al 10%, lo que indica que los resultados son confiables. Sin embargo, 5 de las muestras analizadas presentan un error que excede el 10%. Este es el caso de las muestras 2, 3, 5, 6 y 13, cuyos valores del error porcentual del balance iónico son 12,4%, 10,6%, 18,6%, 17,2% y 11,9%, respectivamente. En casos como este, Montero (1996) sugiere que un error superior al 10% en las muestras podría ser el producto de la presencia de especies orgánicas u otros iones no determinados que pudieran estar afectando el balance de cargas.

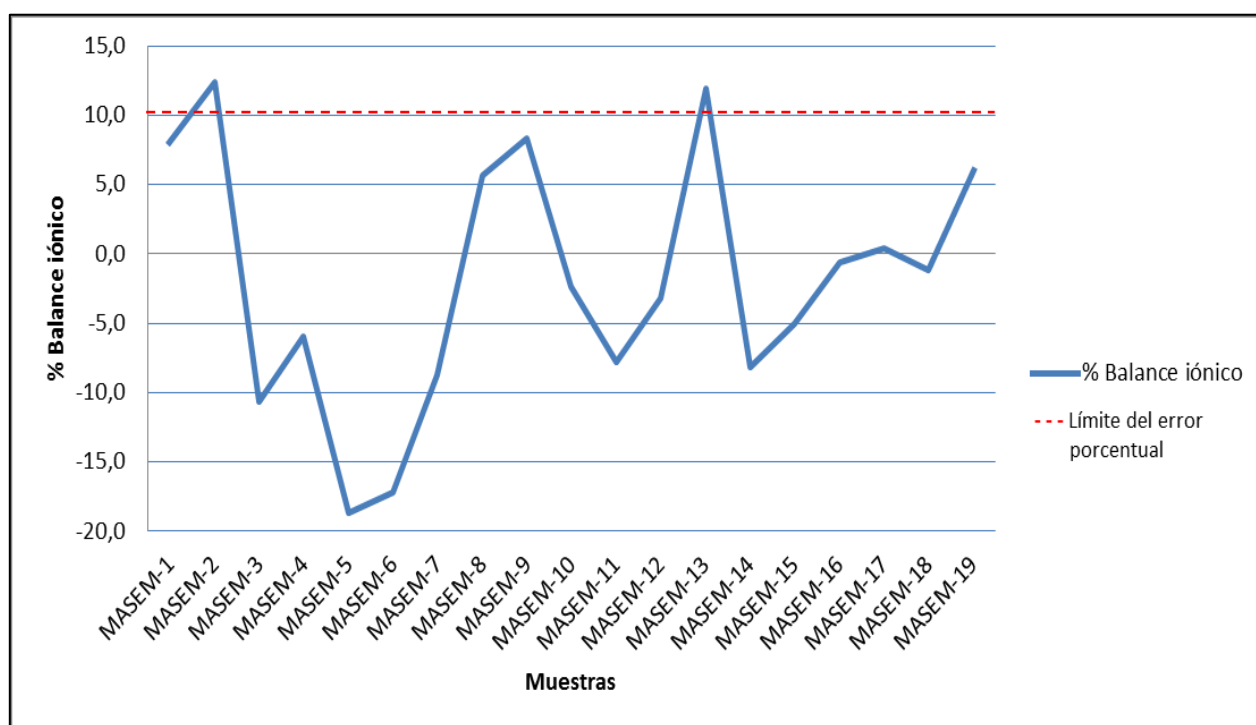


Figura 10. Error porcentual del balance iónico

Otra manera de realizar la validación de los resultados es estableciendo la relación entre la conductividad de campo y la conductividad teórica. El cálculo de conductividad teórica se define como la resultante de las contribuciones aditivas de los componentes iónicos y de las conductividades equivalentes iónicas, calculada a partir de la sumatoria del producto de la concentración del ión por su conductividad. Los valores correspondientes al cálculo de conductividad teórica son presentados en el apéndice D.

Por otra parte, la figura 11 muestra la relación existente entre la conductividad de campo y la teórica para las 19 muestras captadas en la zona de estudio, donde se puede observar que la gráfica presenta una pendiente positiva de 1,13. El valor de la pendiente cercana a la unidad sugiere que los valores de ambos parámetros son relativamente parecidos. Las diferencias entre los valores de la conductividad de campo y la teórica pueden asociarse a la capacidad de respuesta presentada por el electrodo ante la medición de la propiedad en muestras de elevadas conductividades, además de la interferencia que posiblemente pudo causar la presencia de materia orgánica no analizada, en el momento de la medida (Rodríguez, 2000). Del mismo modo, se puede observar una buena relación lineal dada por un valor de coeficiente de correlación cercano a 1 ($R^2 = 0,93$), y esto, en conjunto con el análisis del balance iónico obtenido permite verificar la confiabilidad de resultados para posteriores interpretaciones hidrogeoquímicas.

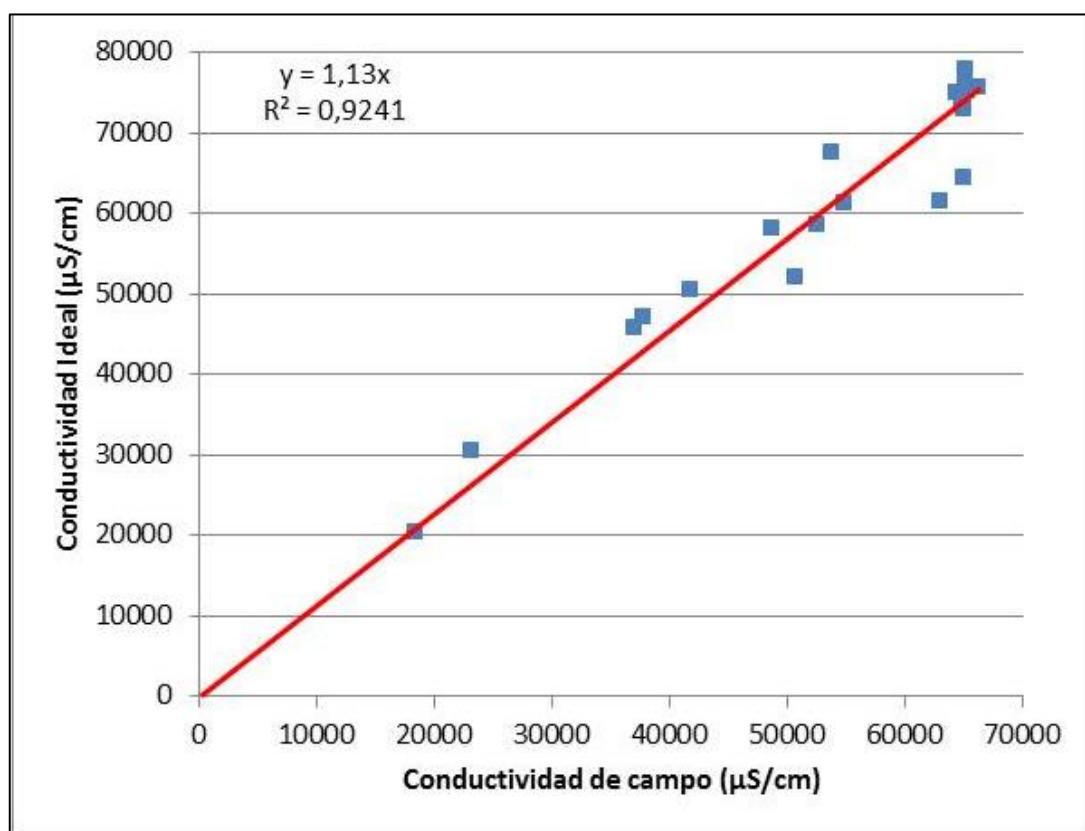


Figura 11. Relación entre la conductividad de campo y teórica

Por otro lado, el límite de detección fue calculado para cada una de las especies químicas determinadas, los resultados obtenidos son presentados en el apéndice D. Este parámetro fue calculado mediante la regresión lineal de las curvas de calibración de las medidas arrojadas en los análisis (Miller, 2002).

Hidrogeoquímica de las aguas

Esta fase se encuentra destinada a la caracterización hidrogeoquímica de las muestras de aguas superficiales. Por esta razón se tomará en cuenta el análisis estadístico no paramétrico, pues los datos geoquímicos rara vez siguen una distribución normal. Dicha caracterización se realiza con el fin de describir la población de datos, para visualizar la tendencia central y realizar así una descripción general del sistema en cuanto a la variabilidad de las especies químicas y de los parámetros fisicoquímicos estudiados.

Por este motivo se emplearon cajas gráficas, dado que esta herramienta estadística permite comparar varios grupos de datos y al mismo tiempo observar los principales parámetros de distribución empírica, como la asimetría de dispersión, los valores anómalos, la localización de los puntos y su tendencia central. Adicionalmente, fueron contruidos mapas de distribución espacial para cada uno de los parámetros de estudio tanto químicos como fisicoquímicos, con la finalidad de facilitar la observación de la distribución y abundancia de dichos parámetros en la zona de estudio.

Asimismo, en el marco de la caracterización química de las muestras analizadas se emplearon tanto el diagrama de Piper como las figuras de Stiff, con el propósito establecer el o los tipos de aguas presentes en la zona de interés y de esta manera clasificarlas según la tendencia de concentración de las especies mayoritarias.

1. Clasificación de las aguas

Diagrama de Piper

El diagrama de Piper es una herramienta geoquímica que permite interpretar y clasificar aguas a partir de los análisis químicos basados en la concentración que presentan las

especies químicas mayoritarias. Adicionalmente, este diagrama permite inferir posibles procesos involucrados o responsables de dicha composición, destacando los de mezclas de masas de agua, así como los de evolución hidrogeoquímica de las mismas (Custodio y Llamas, 1976). Este diagrama fue elaborado utilizando el programa computacional para el procesamiento de datos RockWorks 2005.

La figura 12 presenta el diagrama de Piper obtenido para las 19 muestras aguas captadas. En la figura se puede observar sólo un tipo de agua asociada a la zona de estudio, siendo esta del tipo $\text{Na}^+ - \text{Cl}^-$, la cual estaría íntimamente asociada a la invasión del agua de mar hacia los canales navegables del Complejo Turístico El Morro, lo que estaría incrementando la concentración de ciertas especies iónicas, como lo son en este caso el Na^+ y el Cl^- , las cuales son las especies que predominan en el agua de mar.

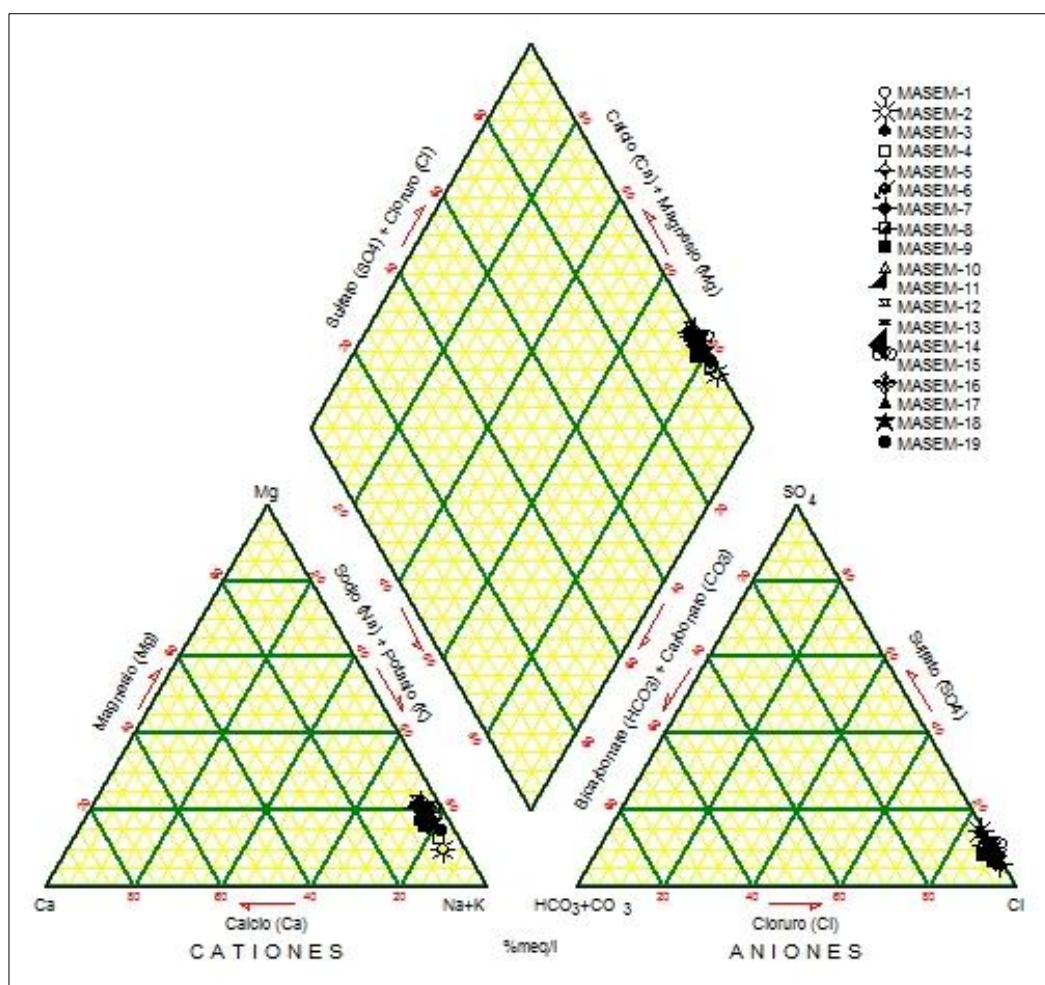


Figura 12. Diagrama de Piper para el sector del Morro de Lechería

2. Variación de los parámetros fisicoquímicos y los sólidos disueltos totales (SDT)

a. pH

La caja gráfica construida para los valores de pH, representada mediante la figura 13, muestra que el valor de fondo es de 8,57 unidades de pH, con valores máximos y mínimos de 9,4 y 7,01 unidades de pH, respectivamente. El valor de 6,08 correspondiente a la muestra MASEM-02 está alejado de la distribución, considerándose como un valor anómalo negativo con respecto a la distribución.

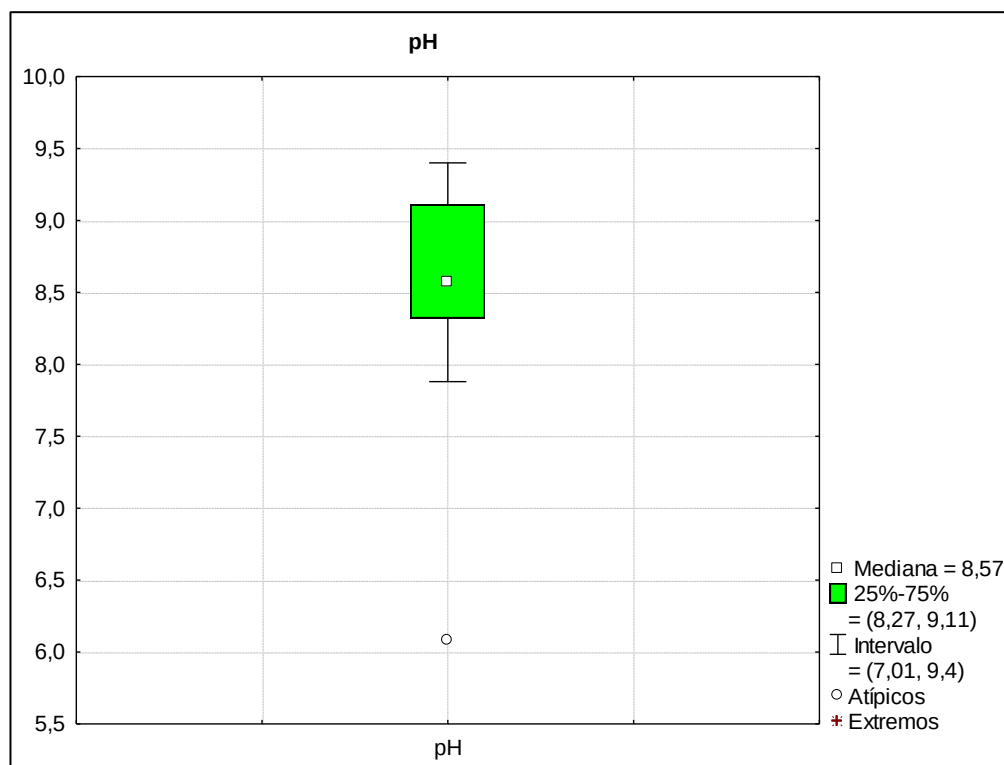
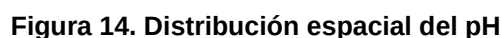


Figura 13. Caja gráfica obtenida para el pH

En este sentido, Yanes (1997) establece la presencia de varios tipos de aguas basándose en distintos niveles de pH, como: ligeramente ácidas (6,4 – 7,1), ligeramente alcalinas (7,1 – 7,6), alcalinas (7,6-8,2) y muy alcalinas (8,2 – 10,9). De acuerdo con ésta clasificación, el 5,3% de las muestras analizadas son clasificadas como ligeramente ácidas, un 10,5% son catalogadas como alcalinas y el 84,2% son clasificadas como muy alcalinas.

Según lo antes expuesto, uno de los procesos que controla principalmente el pH de los cuerpos de agua, es la interacción de éstas con el CO₂ atmosférico, lo que le confiere a las aguas un pH ácido (Hem, 1985). Otro factor que podría estar condicionando el pH de las aguas, es la cercanía que existe entre la zona de estudio con el agua de mar; en tal sentido, De la Lanza-Espino (2001) señala que en el agua de mar los aniones HCO₃⁻ y CO₃²⁻ presentan una alta concentración que dan origen a un pH alcalino entre 7,5 y 8,5. Sin embargo, los valores de pH superiores a 8,5 distribuidos en su mayoría en las muestras tomadas hacia la parte este de la zona de estudio, sugieren que existen otros factores que están ocasionando un aumento del pH en el área, por lo que no se descarta el efecto de la actividad antrópica.



b. Conductividad

En cuanto a la conductividad, la caja gráfica de este parámetro, representada por la figura 15, arroja una distribución cuya mediana es de 54700 $\mu\text{S/cm}$, así como un intervalo mínimo y máximo entre 41600 y 64900 $\mu\text{S/cm}$, respectivamente. La figura 16, por su parte, muestra la distribución espacial de este parámetro, donde se observa una tendencia de menores conductividades hacia la zona sureste, y hacia la parte norte y suroeste se registran valores más altos de conductividad.

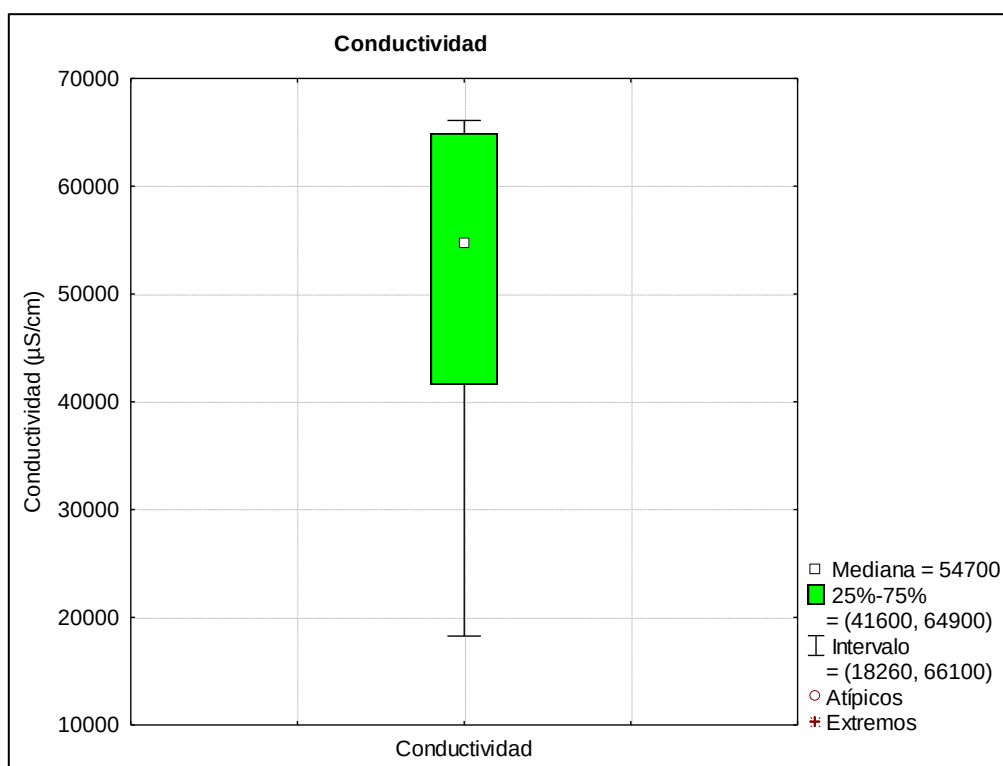


Figura 15. Caja gráfica obtenida para la conductividad

La presencia de especies iónicas cargadas hace que una solución sea conductora, por lo que a medida que la concentración de iones incrementa, de esta misma manera aumenta el valor de la conductividad de la solución. De este modo, el valor de conductividad es indicativo de la concentración de iones presentes en solución (Hem, 1985). Esto permite señalar que los valores elevados de conductividades observadas para las muestras MASEM-14, MASEM-15, MASEM-16 y MASEM-19, está asociada a

las altas concentraciones de iones presentes en estas aguas. Este hecho puede ser consecuencia de un proceso de mezcla con el agua de mar, cuyas aguas traen consigo una elevada concentración de iones en solución, evidenciándose hacia la zona suroeste donde se tienen los valores más altos de conductividad. Asimismo, los bajos valores observados en la zona sureste, podrían ser respuesta de un proceso de dilución producto de la entrada de aguas de lluvias y servidas procedentes de zonas aledañas a la zona de estudio, que si bien aportan concentraciones apreciables de iones, estas son menores que las aportadas por el agua de mar.

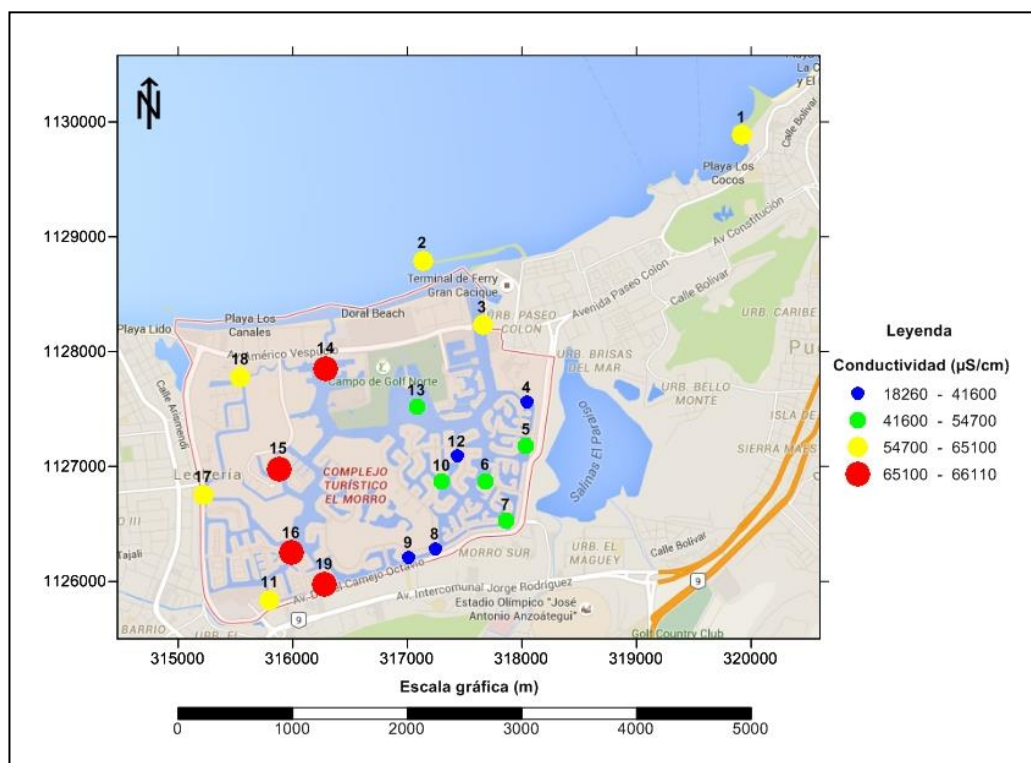


Figura 16. Distribución espacial de la conductividad

c. Sólidos disueltos totales (SDT)

La caja gráfica mostrada en la figura 17, construida para los sólidos disueltos totales (SDT), permite indicar que este parámetro tiene un valor de fondo de 28624 mg/L, así como un intervalo mínimo y máximo entre 9464 y 35714 mg/L, respectivamente. El valor esperado para este parámetro en el agua de mar estaría alrededor de los 33000 mg/L, lo que concuerda con el valor de fondo obtenido para las muestras de aguas

analizadas, estableciéndose que las diferentes especies químicas determinadas tienen un origen marino.

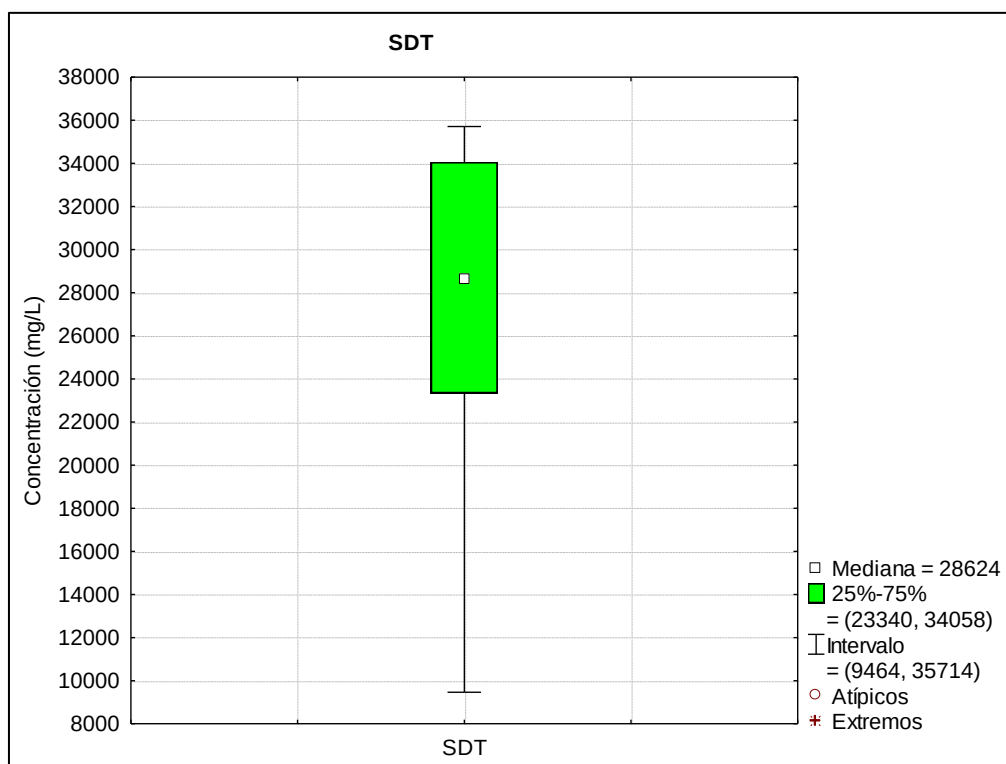


Figura 17. Caja gráfica obtenida para la concentración de los SDT

Los valores de SDT de las muestras permiten clasificar el 94,7% las aguas captadas en aguas saladas, debido a que sus concentraciones son superiores a 10000 mg/L de SDT, mientras que el 5,3%, correspondiente a la muestra MASEM-09, es clasificada como agua salobre, debido a que la concentración de SDT es inferior a 1000 mg/L, según la clasificación de Davis y De Wiest (1971).

En cuanto a la distribución espacial de los valores de este parámetro, en la figura 18 se observa un comportamiento algo similar al que mostró la distribución espacial de los valores de conductividad, esto ocurre debido a que este parámetro también depende de la concentración de iones en solución.

El incremento de sólidos disueltos totales (SDT), frecuentemente está relacionado con los procesos de evaporación los cuales aumentan la salinidad por el incremento del ión Na^+ y Cl^- (Rao, 2005). Asimismo, no se descarta la posibilidad que la variación de los

valores de sólidos disueltos totales (SDT) sean consecuencia, por una parte, de las actividades antrópicas desarrolladas en el área, ocasionando un posible efecto de dilución por entrada de aguas servidas hacia el sector sureste, así como al efecto de intrusión marina, debido a la cercanía de los puntos de muestreo con la zona costera (Narany, 2014), evidenciándose este proceso al igual que para el caso de la conductividad, hacia el sector oeste de la zona de estudio.

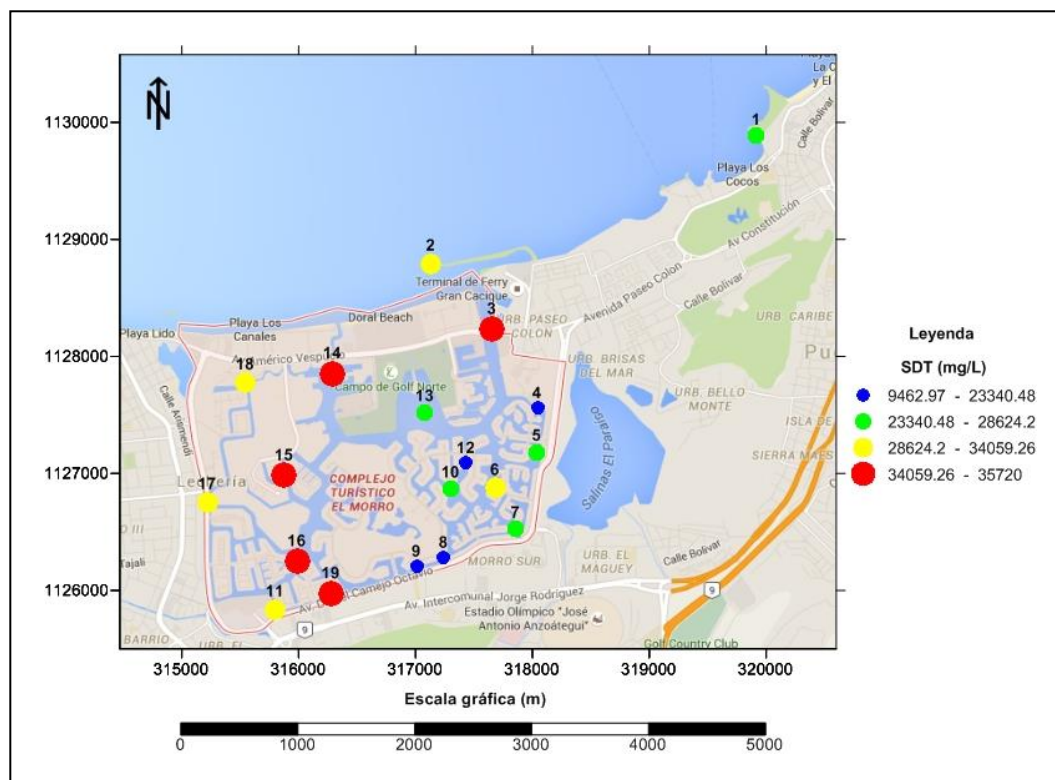


Figura 18. Distribución espacial de la concentración de SDT

3. Variación de la concentración de los cationes mayoritarios Na^+ , K^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+}

a. Sodio

Para las muestras estudiadas, según la caja gráfica representada en la figura 19, el sodio presentó un valor de fondo de 8000 mg/L, así como un intervalo mínimo y máximo de concentraciones que está entre 3128 mg/L y 11880 mg/L, respectivamente. De

acuerdo con estos valores, Custodio y Llamas (1976) señalan que aguas con concentraciones de alrededor de 10000 mg/L para esta especie química, corresponden a aguas de tipo marina.

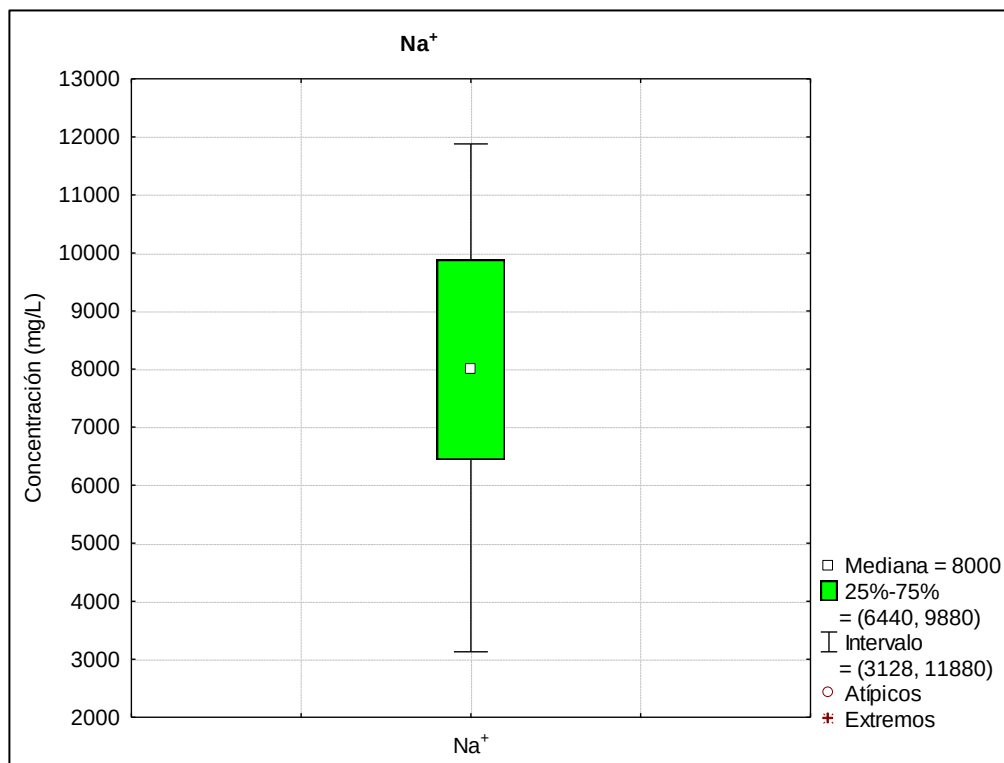


Figura 19. Caja gráfica obtenida para la concentración de sodio

La distribución espacial de la concentración del Na^+ en los puntos de muestreo es mostrada en la figura 20; en ella se observa que las mayores concentraciones para esta especie se encuentran ubicadas hacia la parte norte y suroeste de la zona de estudio.

La variación en la concentración del Na^+ puede atribuirse al control que ejerce el proceso de intrusión marina, debido a la cercanía que existe entre la zona de estudio y la costa, evidenciándose este hecho en las muestras localizadas hacia el sector norte y oeste. Igualmente, la fuente de Na^+ puede estar asociada a procesos de meteorización de silicatos, contaminación por actividades antrópicas, intercambio iónico y el posible aporte atmosférico, este último constituye un aporte significativo a la concentración de dicho ión, debido a que las precipitaciones llevan consigo núcleos salinos de

Por su parte, en el sector sureste de la zona de estudio se reportan las menores concentraciones para esta especie química, pudiendo ser consecuencia de un efecto de dilución producto de la entrada de aguas servidas y drenajes de aguas de lluvia hacia la zona de estudio.



Para el caso del potasio, según la caja gráfica representada en la figura 21, se obtuvo un valor de fondo de 400 mg/L, así como un intervalo mínimo y máximo de concentraciones que está entre 106 mg/L y 505 mg/L, respectivamente. De acuerdo a estos valores, Custodio y Llamas (1976) señalan que aguas con concentraciones de alrededor de 400 mg/L para esta especie química, corresponden a aguas de tipo marina.

La distribución espacial de la concentración del K^+ es mostrada en la figura 22, allí se observa una tendencia similar a la mostrada por el Na^+ , donde las mayores concentraciones para esta especie se encuentran ubicadas hacia la parte norte y suroeste de la zona de estudio, y las menores concentraciones hacia la zona sureste.

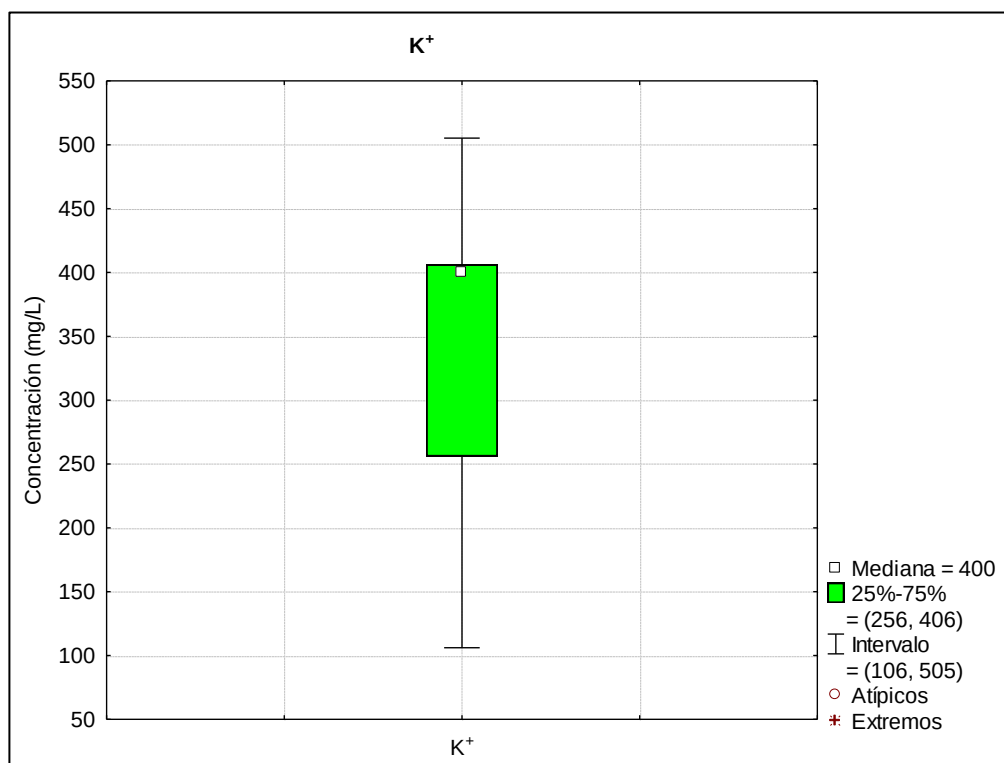


Figura 21. Caja gráfica obtenida para la concentración de potasio

Al igual que el Na^+ , la distribución de la concentración de esta especie puede atribuirse al proceso de mezcla agua de mar con el agua cercana a la zona costera, por efecto de la intrusión marina, ya que en la mayoría de los casos la concentración de potasio en las muestras de agua es similar al promedio de la concentración para esta especie en el agua de mar, y esto explicaría el hecho de que las mayores concentraciones se encuentran distribuidas hacia los sectores norte y suroeste de la zona de estudio. Asimismo, el K^+ puede ser aportado a través de la disolución de sales acumuladas en la superficie del terreno, mediante procesos de evaporación. En ocasiones, el aporte de este elemento también podría estar asociado a los residuos sólidos urbanos y la contaminación por vertidos de aguas residuales (Keith, 1973).

Nótese que, al igual que en los casos anteriores, las menores concentraciones para esta especie se observan hacia el sector sureste de la zona de estudio, pudiendo ser esto consecuencia de un proceso de dilución producto de la entrada de aguas servidas y de lluvia hacia esa zona del área de estudio.

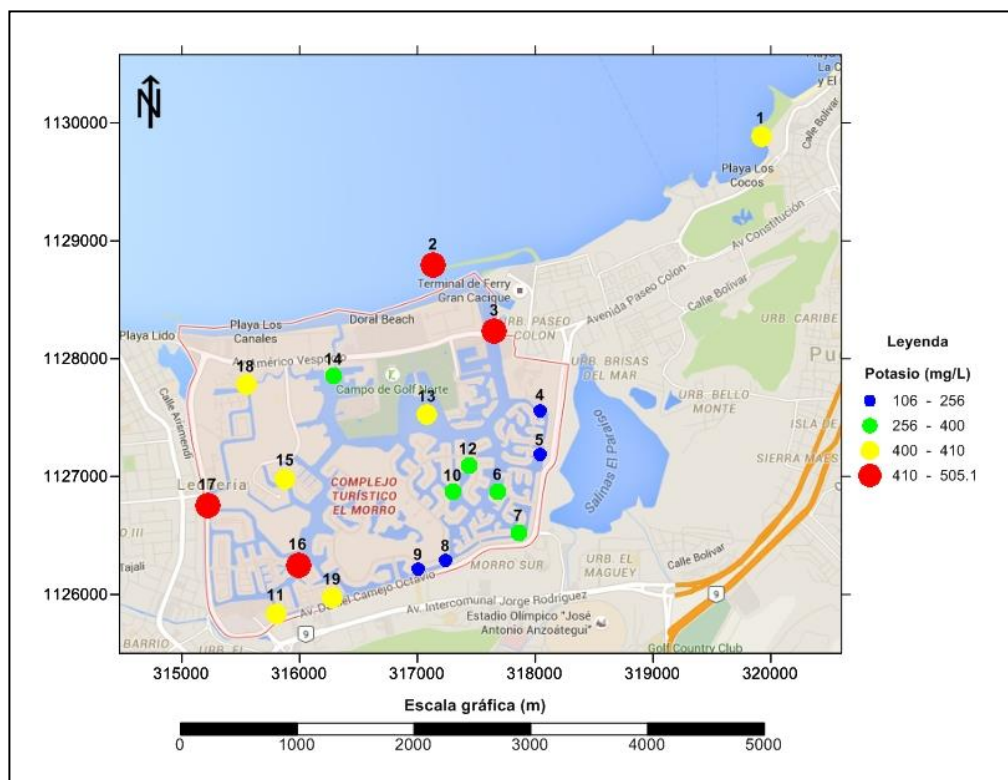


Figura 22. Distribución espacial de la concentración de potasio

c. Calcio

Para el caso del calcio, según la caja gráfica representada en la figura 23, se obtuvo un valor de fondo de 446,4 mg/L, así como un intervalo mínimo y máximo de concentraciones que está entre 216 mg/L y 584 mg/L, respectivamente. Al tomar en consideración el valor de fondo obtenido para estas muestras, Custodio y Llamas (1976) señalan que aguas con concentraciones de alrededor de 400 mg/L para esta especie química, corresponden a aguas de tipo marina.

La distribución espacial de la concentración del Ca^{2+} en los puntos de muestreo es mostrada en la figura 24, donde se pueden observar valores de concentraciones típicas

para el agua de mar hacia la parte norte y suroeste de la zona de estudio; mientras que las menores concentraciones se encuentran hacia la zona sureste.

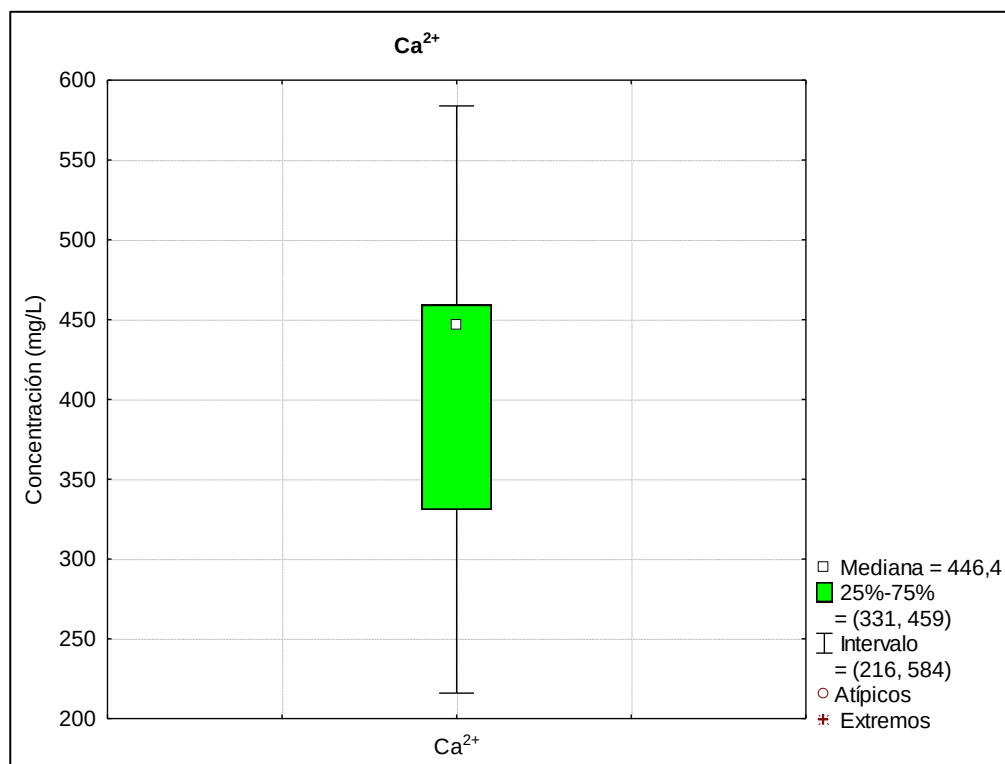


Figura 23. Caja gráfica obtenida para la concentración de calcio

La distribución de la concentración para esta especie química hacia la zona norte y suroeste, podría estar asociada principalmente al efecto de mezcla con el agua de mar, debido a la proximidad con la zona costera.

Además, se pueden considerar otros factores para la contribución de Ca²⁺ en las muestras analizadas, tales como la disolución de rocas carbonáticas. En este sentido, en la zona de estudio predominan las Formaciones Barranquín y Querecual (INE, 2011), las cuales están constituidas por capas ocasionales de calizas verdosas o negras, para el caso de la Formación Barranquín, y de calizas arcillosas con estratificación delgada, laminadas, carbonáceo-bituminosas y lutitas calcáreas, para el caso de la Formación Querecual (González de Juana *et al.*, 1980).

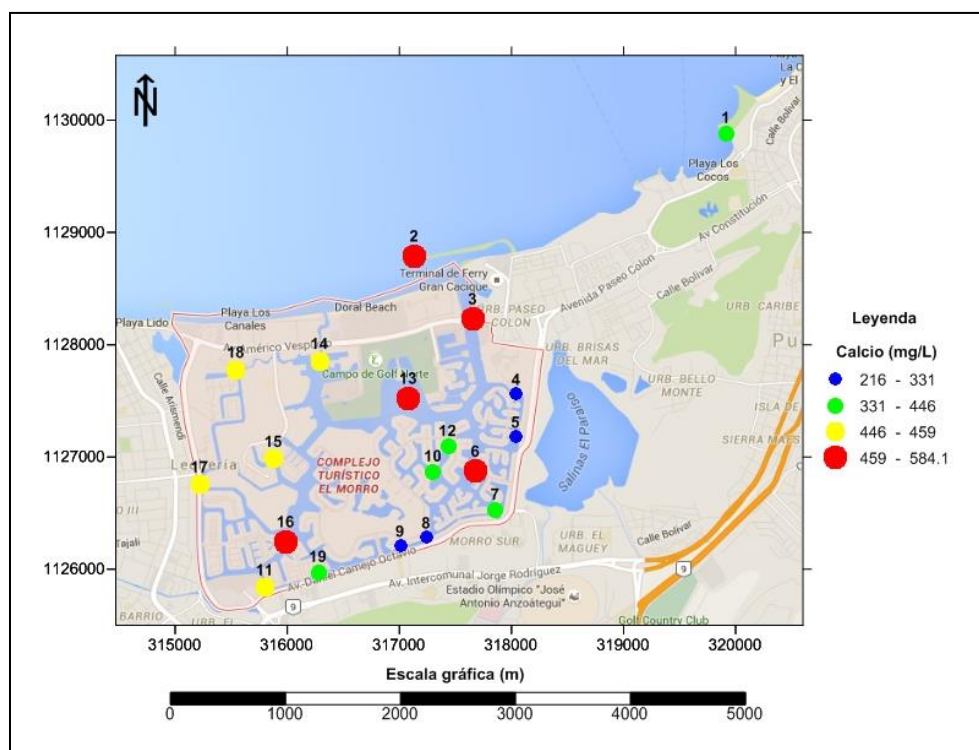


Figura 24. Distribución espacial de la concentración de calcio

d. Magnesio

De acuerdo a la caja gráfica construida para el Mg^{2+} y representada en la figura 25, se obtuvo un valor de fondo de 1076,5 mg/L, así como un intervalo mínimo y máximo de concentraciones que está entre 351 mg/L y 1500 mg/L, respectivamente. Custodio y Llamas (1976) señalan que aguas con concentraciones de alrededor de 1200 mg/L para esta especie química, corresponden a aguas de tipo marina.

Por su parte, la figura 26, refleja la distribución espacial de la concentración para esta especie química, obsérvese la presencia de altas concentraciones hacia los sectores norte y suroeste de la zona de estudio; mientras que las menores concentraciones se encuentran ubicadas hacia el sector sureste.

El proceso controlador del patrón de distribución de la concentración de Mg^{2+} , al igual que en los casos anteriores, podría estar asociado al efecto de mezcla del agua de mar con las aguas superficiales captadas y al efecto de dilución por la entrada de aguas servidas y de lluvia hacia la zona de estudio.

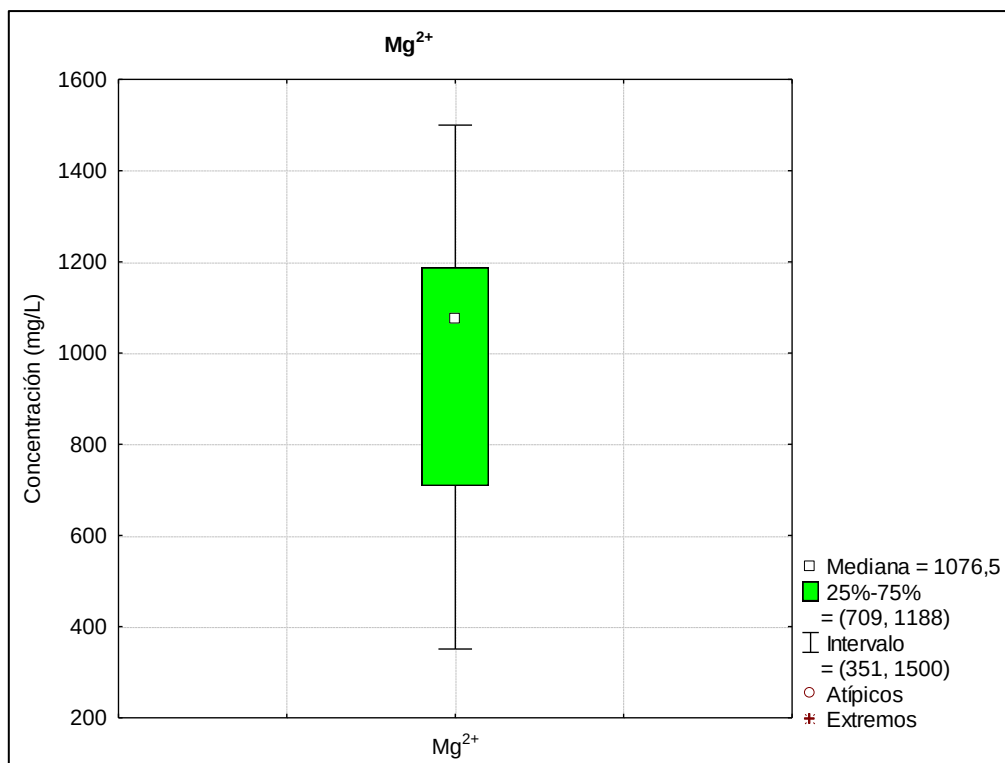


Figura 25. Caja gráfica obtenida para la concentración de magnesio

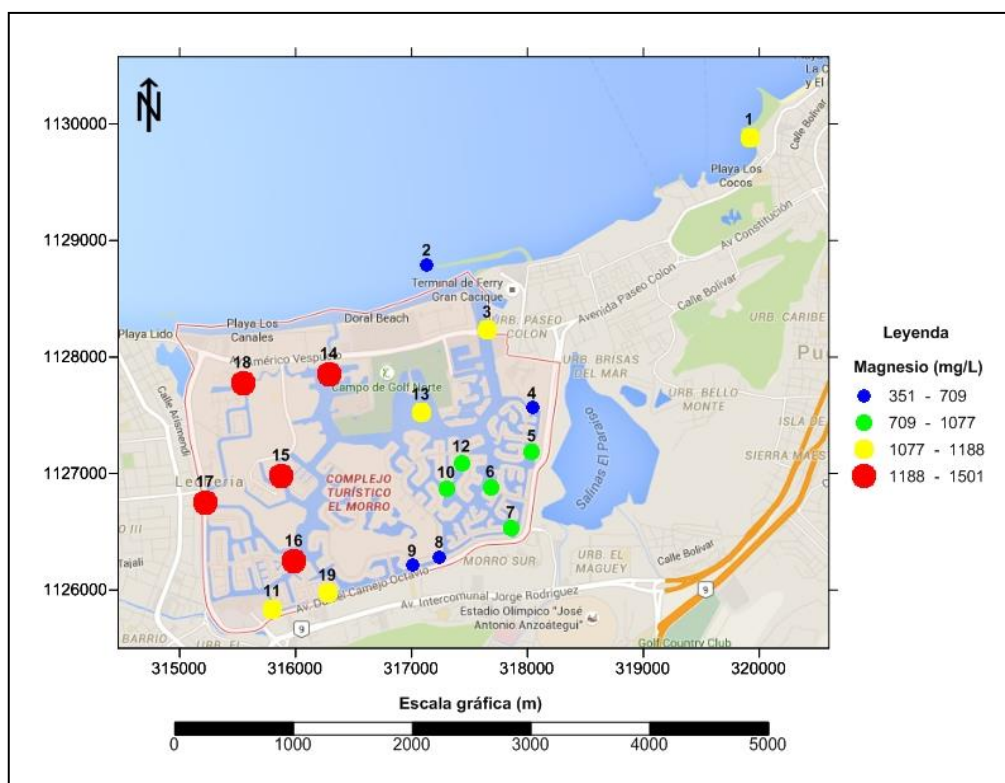


Figura 26. Distribución espacial de la concentración de magnesio

4. Variación de la concentración de la sílice disuelta (SiO_2)

La figura 27 muestra que el valor de fondo para esta especie es de 0,54 mg/L; mientras que, el intervalo mínimo y máximo de concentraciones va desde 0,13 mg/L hasta 1,32 mg/L, respectivamente.

Igualmente, se puede observar la existencia de un valor atípico, correspondiente a la muestra MASEM-08, con un valor de concentración de 1,8 mg/L; asimismo, la muestra MASEM-09 presenta el valor más extremo de sílice, con un valor de concentración de 2,97 mg/L.

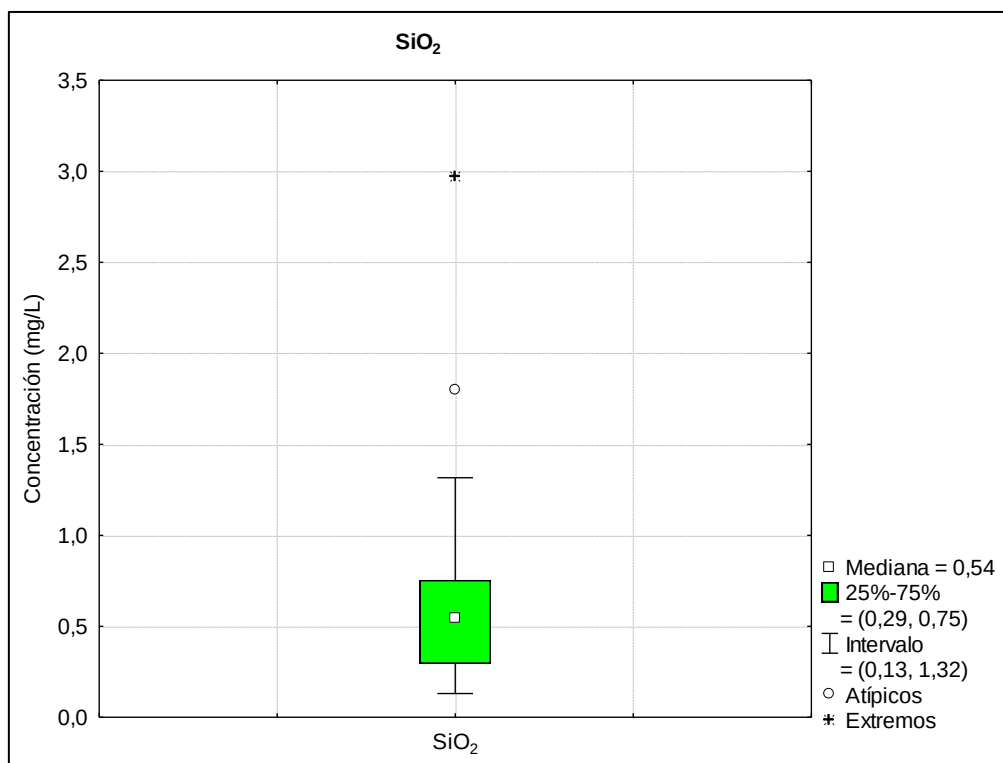


Figura 27. Caja gráfica obtenida para la concentración de sílice

Hem (1985) señala que el intervalo de concentraciones más común de sílice (SiO_2) disuelta en aguas naturales va de 1 mg/L hasta 30 mg/L, dependiendo de la litología que las aguas estén atravesando. Sin embargo, como ya se ha mencionado anteriormente, las aguas estudiadas están influenciadas por el agua de mar debido a la cercanía a la zona costera, por lo que este mismo autor reporta que comúnmente los

valores de concentración de sílice disuelta en el agua de mar están por debajo de 1 mg/L, aparentemente porque los organismos marinos, especialmente las diatomeas, extraen del agua la sílice para construir sus caparazones y esqueletos.

La distribución espacial de sílice disuelta es mostrada en la figura 28, nótese que al contrario de las especies químicas ya discutidas, las mayores concentraciones se encuentran ubicadas hacia la parte sureste de la zona de estudio, en donde de igual forma se reportaron los valores más altos de pH. En tal sentido, Custodio y Llamas (1976) señalan que la concentración de sílice disuelta se hace mayor a medida que aumenta el pH en el medio, por lo que este último parámetro podría estar controlando la concentración de sílice en ese sector de la zona de estudio.

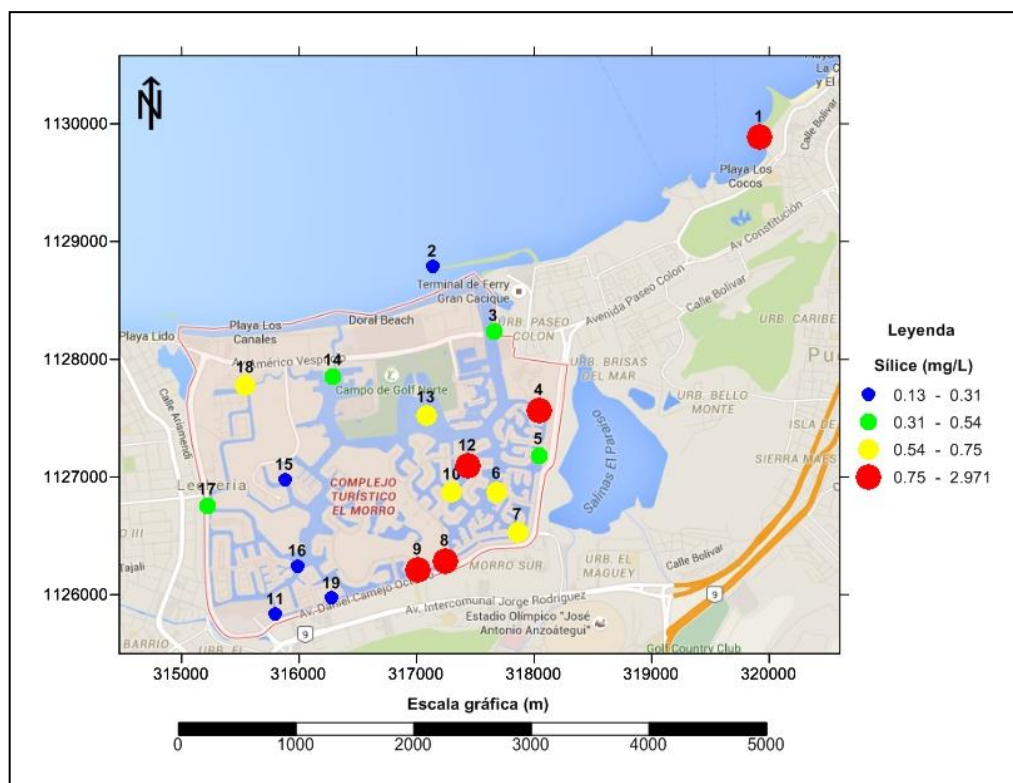


Figura 28. Distribución espacial de la concentración de sílice

5. Variación de la concentración de los aniones mayoritarios HCO_3^- , Cl^- y SO_4^{2-}

a. Bicarbonato

La caja gráfica construida para el bicarbonato, mostrada en la figura 29, permite visualizar un valor de fondo de concentración para esta especie de 285 mg/L, así como un intervalo mínimo y máximo de 249 mg/L hasta 324,2 mg/L, respectivamente. Por su parte la figura 30 muestra la distribución espacial del bicarbonato, donde se observa que las menores concentraciones se encuentran ubicadas hacia el sector oeste de la zona de estudio, y las mayores concentraciones se encuentran localizadas hacia la zona norte y este de la zona.

Custodio y Llamas (1976) indican que la concentración promedio de esta especie química en el agua de mar es de 100 mg/L; sin embargo, para las muestras analizadas, el intervalo de concentraciones se encuentra por encima del reportado por estos autores.

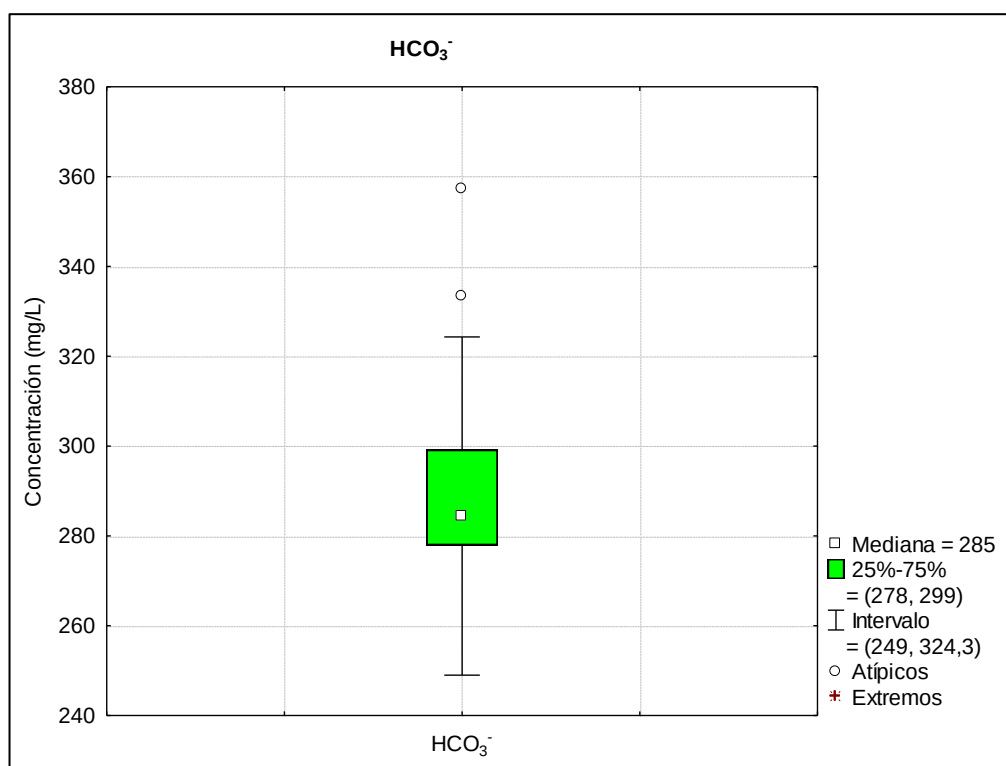


Figura 29. Caja gráfica obtenida para la concentración de bicarbonato

Considerando la variación de la concentración de bicarbonato con el pH, Porras et al. (1985) señalan que en las aguas que poseen un pH inferior a 8,3 unidades, la especie carbonatada predominante es el bicarbonato. Sin embargo, en este caso, las mayores concentraciones de bicarbonato se localizan en las zonas donde se reportan los mayores valores de pH. Es posible que diversos procesos estén afectando dicho comportamiento, tales como el clima y la disolución de CO_2 en H_2O .

Custodio y Llamas (1976) plantean diversos orígenes para el ión HCO_3^- , entre los que se encuentran la disolución de CO_2 atmosférico o del suelo, disolución de calizas e hidrólisis de silicatos catalizadas por el CO_2 atmosférico; no obstante, es posible que todos los procesos estén actuando al mismo tiempo.

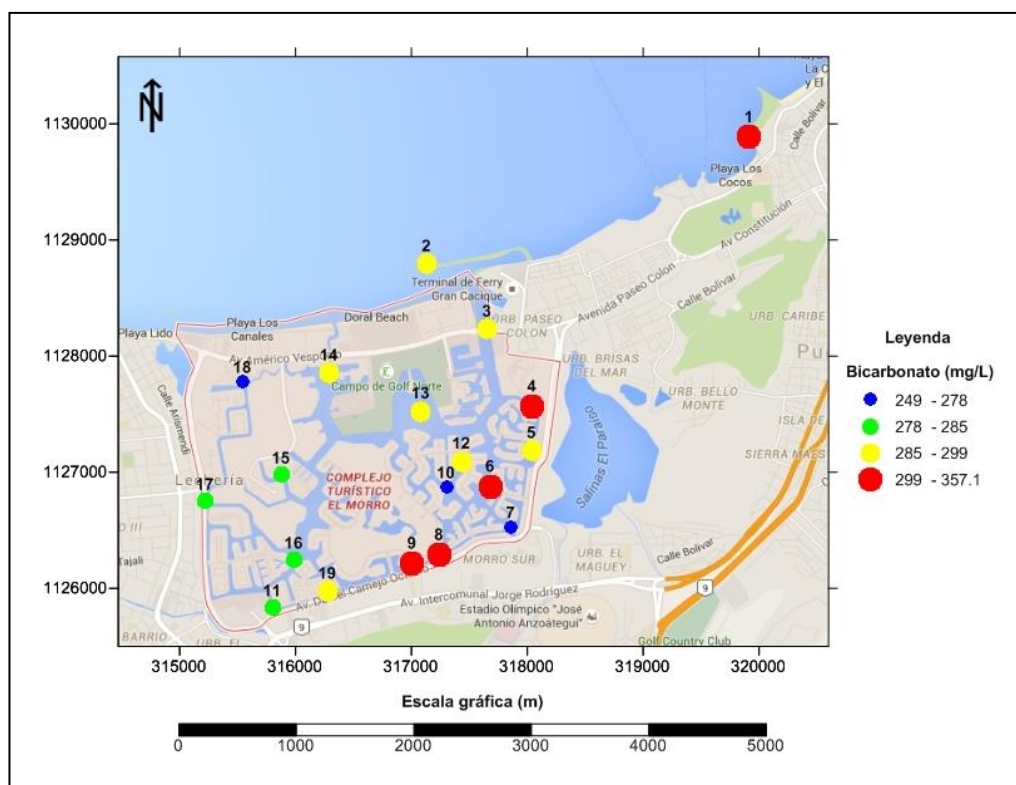


Figura 30. Distribución espacial de la concentración de bicarbonato

b. Cloruro

Las concentraciones de Cl^- (figura 31) indican un promedio para esta especie de 16234 mg/L, con un intervalo de concentración que va desde 4705 mg/L hasta 20979 mg/L. La figura 32 muestra la distribución espacial de cloruro, apreciándose que la zona está dominada por relativamente altas concentraciones; sin embargo, éstas no presentan un patrón de distribución definido.

Uno de los procesos que estaría controlando la variación de la concentración de esta especie química sería el de mezcla con el agua de mar, donde el ión cloruro tiene una concentración cerca de 19000 mg/L (Hem, 1985).

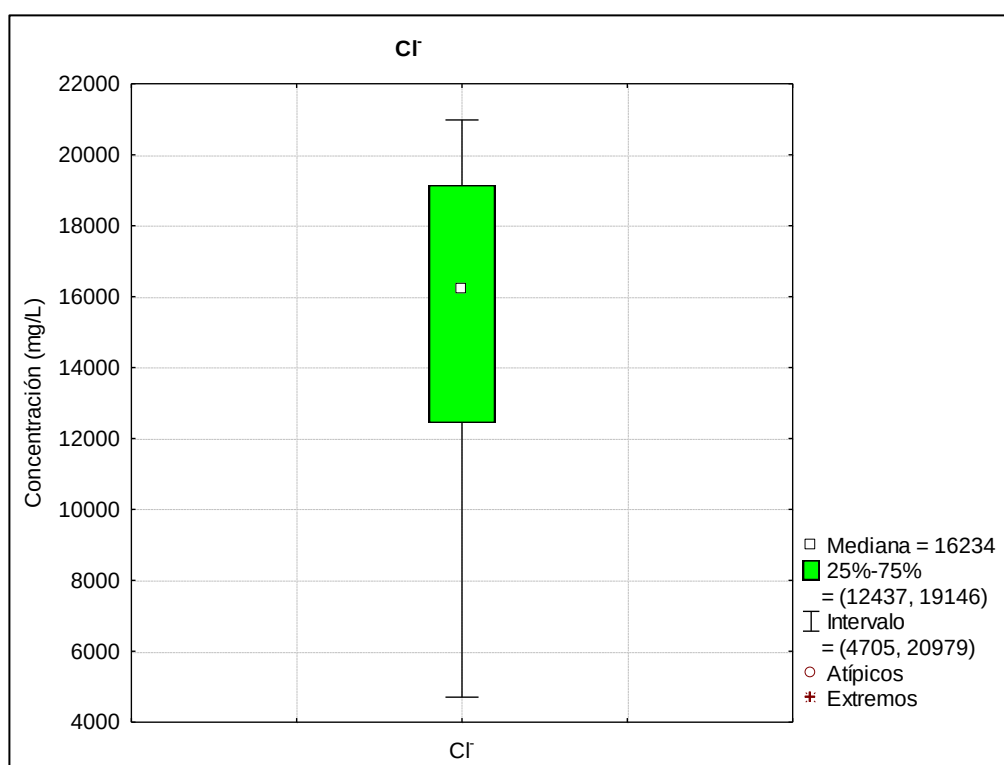


Figura 31. Caja gráfica obtenida para la concentración de cloruro

Por su parte, Custodio y Llamas (1976) indican que el Cl^- también podría estar vinculado a las actividades antrópicas, a través de la descarga de vertidos industriales y domésticos que puedan aportar altas concentraciones de esta especie. Asimismo, el factor climático también podría estar influyendo, a través del proceso de evaporación, que permite la precipitación de sales y que posteriormente son disueltas aumentando la

concentración de esta especie química (Davis y De Wiest, 1971). Por otro lado, el efecto de dilución por la entrada de aguas servidas hacia el sector sureste, podría ser el proceso controlador de las concentraciones de Cl^- en la zona de estudio.

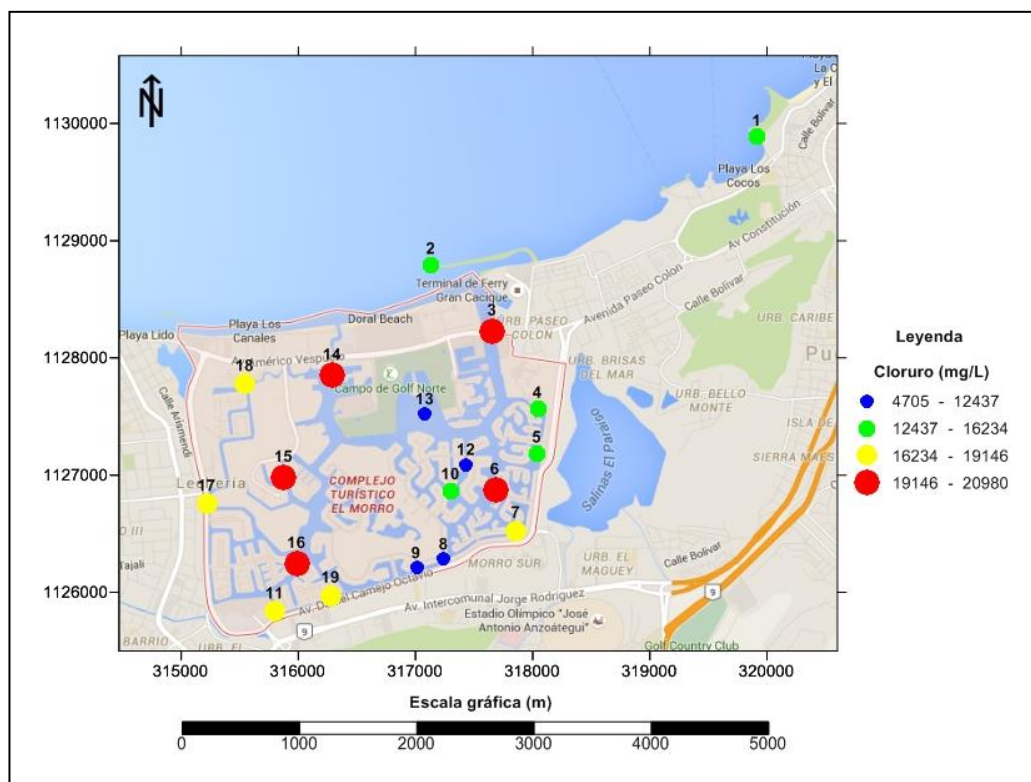


Figura 32. Distribución espacial de la concentración de cloruro

c. Sulfato

En lo que se refiere al SO_4^{2-} (figura 33), se puede observar que el valor de fondo para este ión es de 2260 mg/L, mientras que los valores correspondientes al mínimo y al máximo van desde 630 hasta 3003 mg/L, respectivamente.

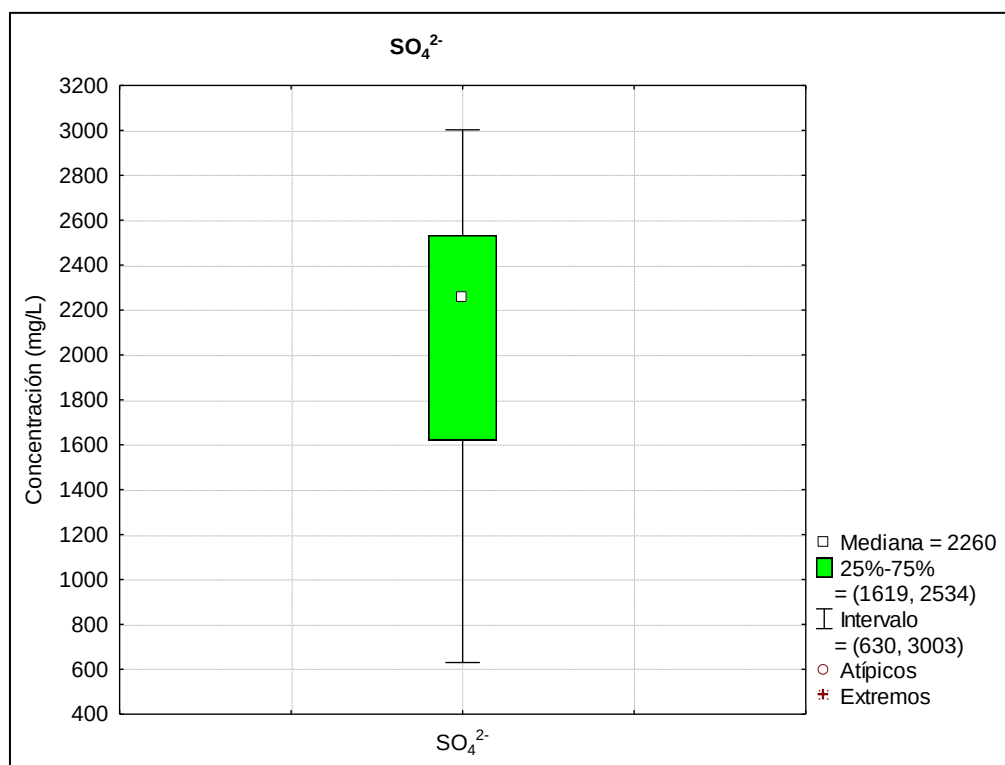
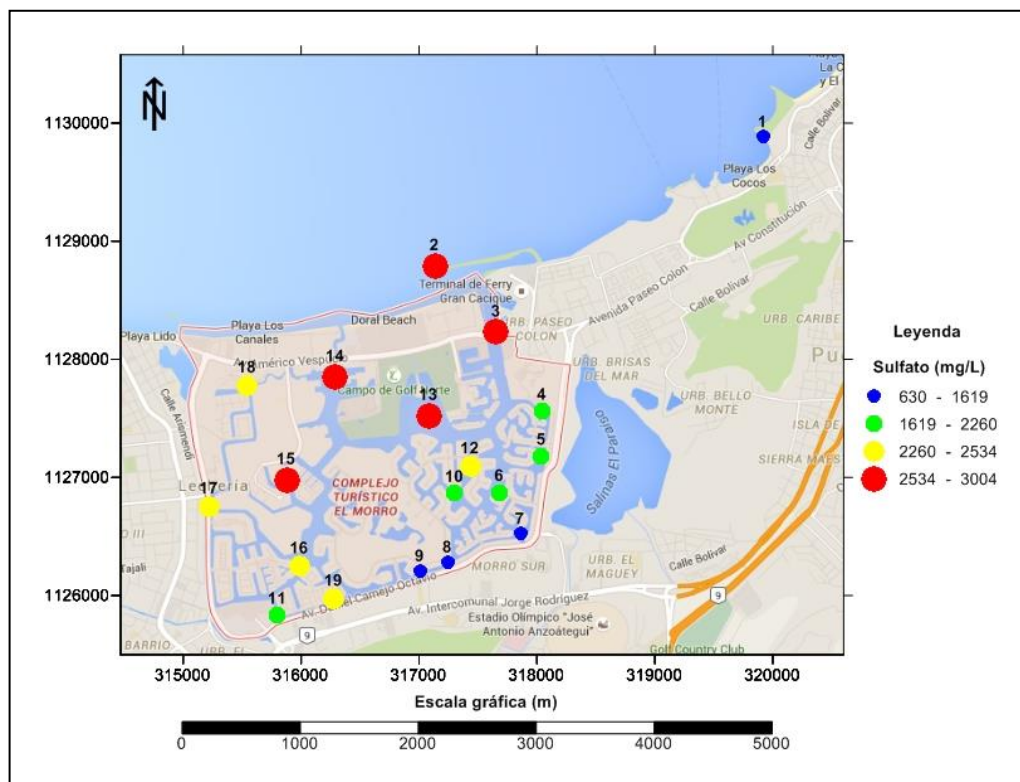


Figura 33. Caja gráfica obtenida para la concentración de sulfato

En la figura 34 se encuentra representada la distribución espacial para esta especie, obsérvese que las mayores concentraciones se encuentran en las zonas más cercanas a la costa. Al igual que en los casos anteriores, el proceso de intrusión marina está ejerciendo control sobre la concentración de SO_4^{2-} en la zona de estudio, ya que el valor de fondo coincide con la concentración promedio de esta especie en el agua de mar, correspondiente a 3000 mg/L (Custodio y Llamas, 1976).

Por otra parte, la concentración de SO_4^{2-} también podría estar relacionada con las actividades antrópicas, ya que las faenas urbanas e industriales son capaces de aportar cantidades importantes de SO_4^{2-} (Custodio y Llamas, 1976). Por otro lado, la disminución de la concentración de esta especie hacia el sector sureste podría estar vinculada con el aporte de aguas servidas hacia esa zona.



6. Figuras de Stiff

El uso de las figuras de Stiff en el presente trabajo de investigación, se hace con la finalidad de poder establecer posibles procesos de contaminación o de dilución que también pudieran estar controlando la variación de la concentración de las especies químicas, de acuerdo a las discusiones realizadas anteriormente.

A pesar de que esta herramienta es utilizada preferencialmente en aguas subterráneas, su propósito en esta investigación es establecer una rápida comparación visual de las diferentes muestras de agua captadas en la zona de estudio, de acuerdo al área de la figura generada, ya que cuanto mayor sea el área de la forma poligonal, mayores son las concentraciones de los diversos iones (Fetter, 2000).

Dentro de la zona de estudio, existen algunos sectores donde los valores de las concentraciones pudieran estar afectados por los procesos de contaminación o de dilución ya mencionados, específicamente en los puntos de muestro ubicados hacia el sector El Morro Sur y hacia la Laguna el Maquey, también conocida como Salinas El

Paraíso. En estos sectores, se conoce de la existencia de estaciones de bombeo que no se encuentran en funcionamiento óptimo, así como de tuberías en mal estado (Castejón, 2009).

En este sentido, Arocha (1983) señala que las estaciones de bombeo son un conjunto de estructuras civiles, equipos, tuberías y accesorios, que suministran energía a un fluido para elevarlo de un nivel inicial a otro nivel energético mayor. El uso de las estaciones de bombeo es extendido, empleando desde redes de abastecimiento de agua potable hasta redes de cloacas, y en este último, su importancia radica en que permite extraer las aguas servidas de un determinado sector, el cual no puede ser drenado por gravedad (Arocha, 1983).

Por otra parte, existen también drenajes de aguas de lluvias que conducen caudales constantes y permanentes hacia los canales del Complejo Turístico el Morro, el problema radica en que a través de estos drenajes también se realizan descargas de aguas residuales, lo que conlleva a la contaminación progresiva de los canales. Dentro de las zonas que realizan sus descargas hacia los canales del Complejo se tiene, por un lado el sector Las Garzas, el cual realiza sus descargas hacia el sector Casas Bote C, ubicado en las cercanías del sector el Morro Sur; por otro lado, se tienen las descargas provenientes de la Laguna El Maguey, las cuales afectan el sector Casas Bote A y B (Castejón, 2009). En la figura 35 se puede observar la ubicación de los sectores mencionados anteriormente.

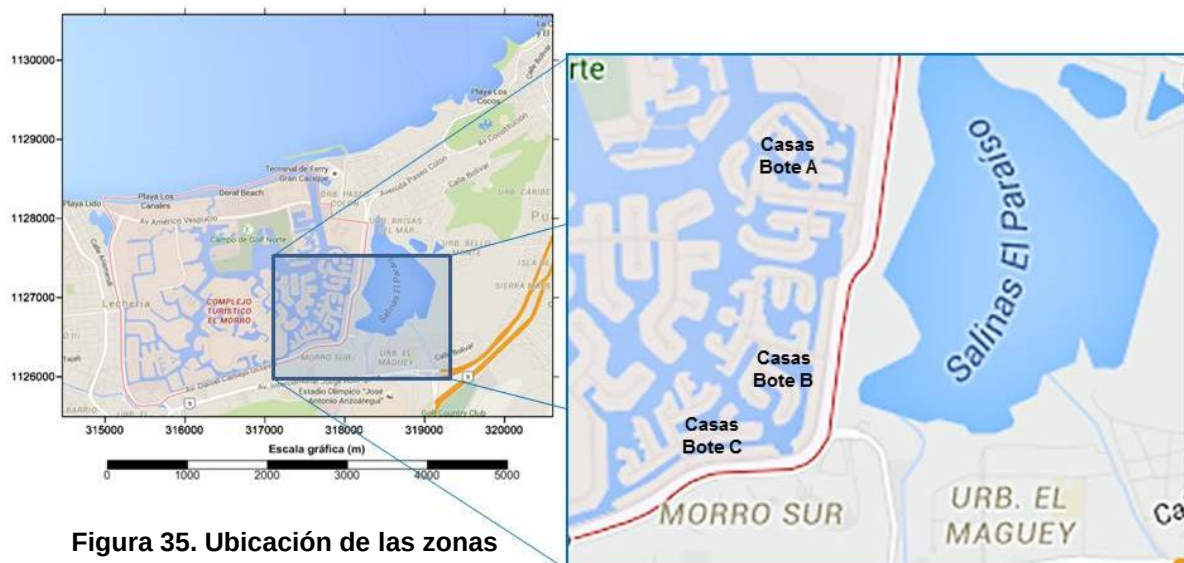


Figura 35. Ubicación de las zonas afectadas

A través de las figuras de Stiff, se observó una disminución en las concentraciones de las especies químicas en los sectores mencionados anteriormente. En cuanto a la distribución espacial (figura 36) se presenta la ubicación de las figuras de Stiff para las muestras MASEM-04 y MASEM-08, la primera representativa de los sectores Casas Bote A y B y la segunda para el sector Casas Bote C.

En la figura también se puede observar que el área de la forma poligonal para las muestras MASEM-04 y MASEM-08 es menor que para las muestras MASEM-18 y MASEM-19, lo que se traduce en una disminución de la concentración de las especies químicas. Esta disminución en la concentración podría ser el resultado de las descargas de aguas de lluvia que se realizan en esos sectores, generando así un efecto de dilución en las muestras de aguas captadas en esas zonas. Además, como ya se mencionó, estas descargas no solo podría ocasionar un efecto de dilución, sino la contaminación de los canales, por tratarse también de aguas servidas.

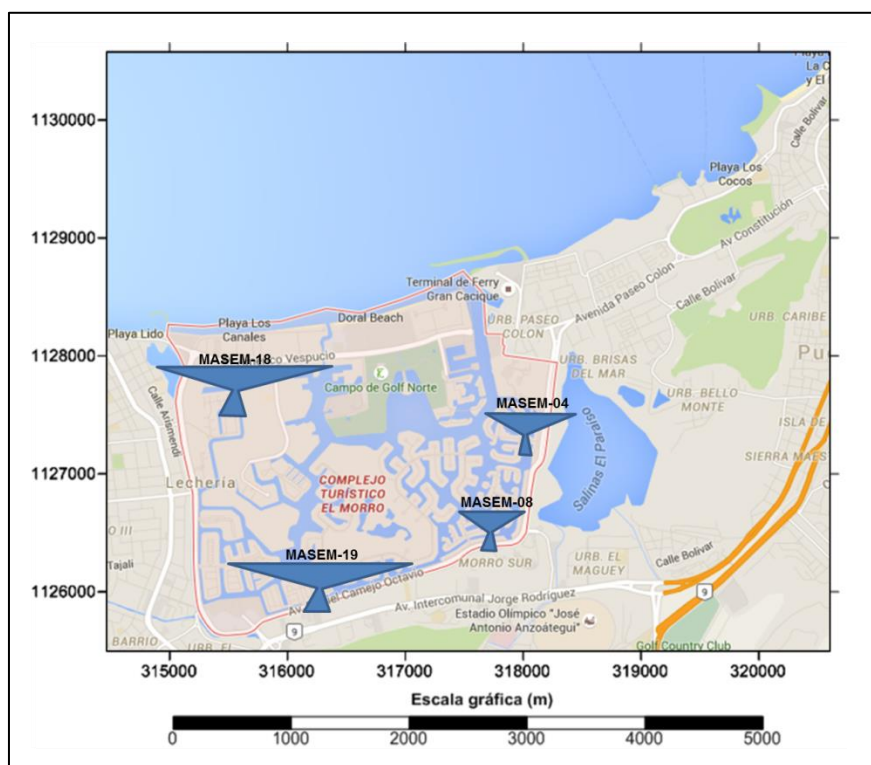


Figura 36. Distribución espacial de figuras de Stiff

Las figuras de Stiff para todas las muestras captadas en la zona de estudio son presentadas en el apéndice E.

Relaciones iónicas

Fueron seleccionadas una serie de relaciones iónicas que permiten establecer y corroborar los posibles factores y procesos que controlan la composición química de las aguas superficiales. Dichas relaciones son presentadas y descritas a continuación.

a. Diagrama de Gibbs

Con el fin de evaluar los procesos que modifican la composición química de estas aguas, fueron usados los diagramas de Gibbs, aplicados en estudios similares por Rajmohan y Elango (2004), así como más recientemente por Narany *et al.* (2014). En el diagrama de Gibbs se utiliza la concentración de los sólidos disueltos totales (SDT), expresada en mg/L, en función de las relaciones $(Na^+ + K^+) / (Na^+ + K^+ + Ca^{2+})$ y de $Cl^- / (Cl^- + HCO_3^-)$, cuyas relaciones permiten identificar cuatro zonas, que corresponden a los posibles procesos y factores controladores de la composición química del agua.

Los diagramas de Gibbs obtenidos para el total de las muestras de aguas, están presentados en la figura 37. Obsérvese que en el diagrama de la izquierda, las muestras están ubicadas en la zona donde predomina el proceso de evaporación. Asimismo, en el diagrama de Gibbs de la derecha, se nota que las muestras se sitúan hacia el área donde domina el proceso de evaporación. Esto parece indicar que uno de los factores que controla la composición química de las aguas superficiales es el clima, a través del proceso de evaporación atmosférica.

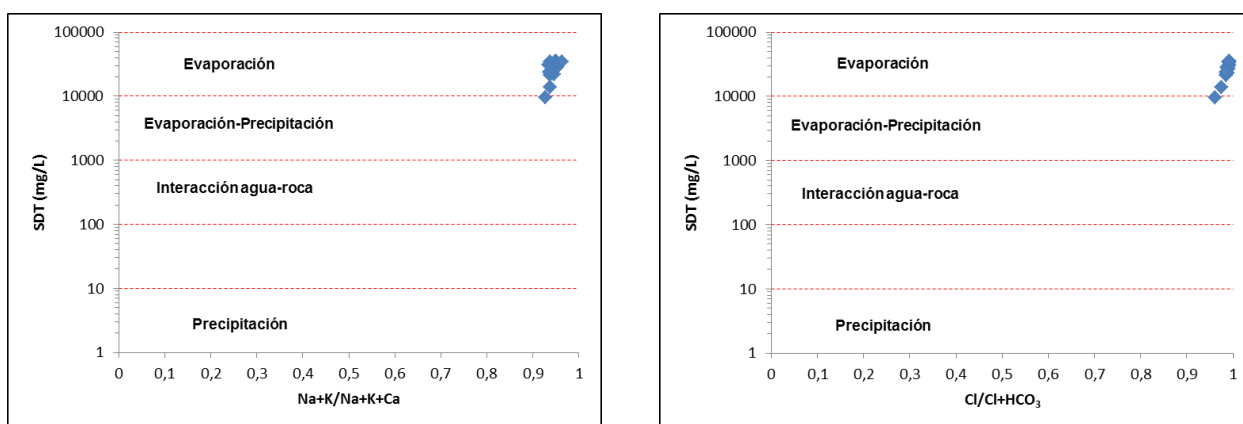


Figura 37. Diagramas de Gibbs elaborados para la identificación de procesos y factores controladores de la composición química de las aguas superficiales

b. Relación Na^+/Cl^-

La relación Na^+/Cl^- , también conocida como relación de Sulin, es utilizada en este caso para inferir la posible fuente de estas dos especies químicas.

Los valores de este índice podrían verse afectados por distintos procesos, a saber: cuando la relación Na^+/Cl^- es aproximadamente igual a 1, la disolución de halita es el proceso responsable de la liberación de Na^+ al sistema; mientras que, un valor superior a 1 para esta relación, indica que el Na^+ liberado a través de procesos de meteorización de silicatos (Meybeck, 1987). En tal sentido, si el proceso de meteorización de silicatos es la posible fuente de Na^+ , las muestras de agua deberían tener la especie HCO_3^- como el anión dominante (Lakshmanan *et al.*, 2003).

En este caso en particular, una vez realizado el análisis de las muestras, se determinó que el anión predominante es el ión Cl^- , lo que sugiere que existe otra fuente que aporta estas especies al sistema, tanto Na^+ como Cl^- . Tomando esto en consideración, y como ya se ha discutido anteriormente, el proceso de mezcla con el agua de mar sería el que en mayor parte condiciona la concentración de estas especies químicas en las muestras de agua. De acuerdo a esto, Herrera (2001) señala que para el agua de mar, este índice tiene un valor característico de 0,82.

En la tabla 6 se pueden observar los valores correspondientes a la relación Na^+/Cl^- para las 19 muestras captadas en la zona de estudio. En líneas generales, se obtuvieron valores cercanos a 0,82 establecido por Herrera (2001) como valor característico para el agua de mar. Por otra parte, las muestras MASEM-02, MASEM-09 Y MASEM-13, presentaron un valor ligeramente por encima de la unidad, lo que sugiere un exceso de Na^+ en las muestras analizadas. Los resultados obtenidos para la relación de Sulin, concuerdan con lo establecido por el diagrama de Piper, confirmando la presencia de aguas asociadas a eventos de intrusión marina en la zona de estudio. Por su parte, la figura 38 muestra la distribución espacial de los valores obtenidos en la zona de estudio para esta relación.

Tabla 6. Valores obtenidos para la relación Na^+/Cl^- (en mmol/L)

Muestra	Relación Na^+/Cl^-	Muestra	Relación Na^+/Cl^-
MASEM-1	0,98	MASEM-11	0,67
MASEM-2	1,25	MASEM-12	0,77
MASEM-3	0,66	MASEM-13	1,11
MASEM-4	0,80	MASEM-14	0,71
MASEM-5	0,56	MASEM-15	0,76
MASEM-6	0,57	MASEM-16	0,80
MASEM-7	0,69	MASEM-17	0,85
MASEM-8	0,93	MASEM-18	0,83
MASEM-9	1,03	MASEM-19	1,00
MASEM-10	0,83		

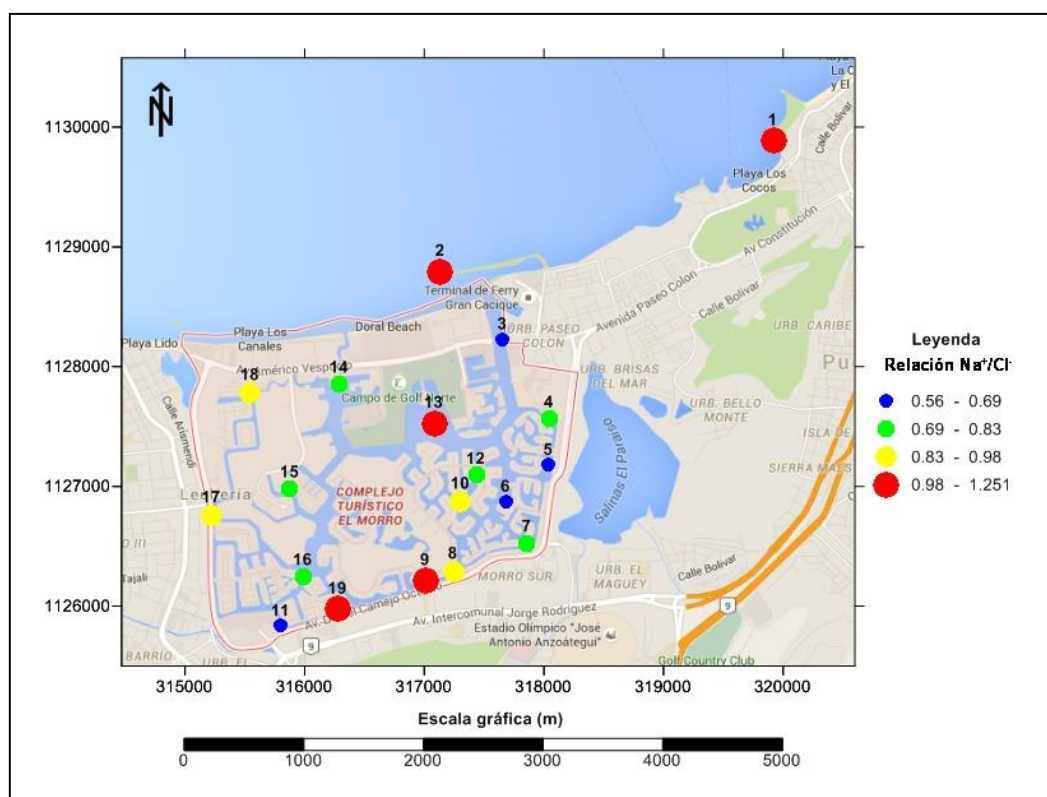


Figura 38. Distribución espacial de la relación Na^+/Cl^- .

c. Relación $\text{Cl}^-/\text{HCO}_3^-$

Entre las relaciones más importantes para establecer la existencia de un proceso de salinización por invasión marina, destaca la relación $\text{Cl}^-/\text{HCO}_3^-$. Dado que el cloruro prevalece en el agua de mar y que el bicarbonato caracteriza a la mayor parte de las

aguas dulces, siendo muy baja su concentración en el agua de mar, el rápido incremento de esta relación es un excelente trazador de la invasión marina. En el agua de mar sus valores oscilan entre 20 y 50, mientras que en las aguas dulces varían en el rango entre 0,1 y 5,0 (Bosch e Izquierdo, 2003).

En la tabla 7 se presentan los valores de las relaciones obtenidos para las 19 muestras captadas en la zona de estudio, así como la clasificación de las mismas.

Tabla 7. Clasificación de las aguas según la relación $\text{Cl}^-/\text{HCO}_3^-$

Muestra	Relación $\text{Cl}^-/\text{HCO}_3^-$	Clasificación de las aguas	Muestra	Relación $\text{Cl}^-/\text{HCO}_3^-$	Clasificación de las aguas
MASEM-1	71	Marina	MASEM-11	109	Marina
MASEM-2	75	Marina	MASEM-12	65	Marina
MASEM-3	124	Marina	MASEM-13	65	Marina
MASEM-4	64	Marina	MASEM-14	127	Marina
MASEM-5	86	Marina	MASEM-15	123	Marina
MASEM-6	112	Marina	MASEM-16	118	Marina
MASEM-7	106	Marina	MASEM-17	114	Marina
MASEM-8	40	Marina	MASEM-18	121	Marina
MASEM-9	25	Marina	MASEM-19	110	Marina
MASEM-10	103	Marina			

Se puede observar que el 100% de las aguas estudiadas se clasifican como aguas marinas, debido a su elevada relación $\text{Cl}^-/\text{HCO}_3^-$, excediendo en la mayoría de los casos el valor de 50 reportado en la literatura. Por ende se puede inferir que la concentración de estas especies, especialmente la de cloruros, son elevadas debido posiblemente a la influencia que ejerce el agua de mar en la zona de estudio.

Al graficar la relación $\text{Cl}^-/\text{HCO}_3^-$ contra Cl^- , tal como se muestra en la figura 39, se puede observar que existe una buena relación lineal dada por un valor de coeficiente de correlación cercano a 1 ($R^2 = 0,9552$), quedando en evidencia la tendencia de aumento de la relación conforme lo hace la salinidad, corroborándose el hecho de que existe un enriquecimiento de cloruros, posiblemente debido al proceso de invasión marina, sin descartar la influencia de los distintos factores que puedan estar condicionando la composición química, por ejemplo, el factor climático, a través del proceso de evaporación.

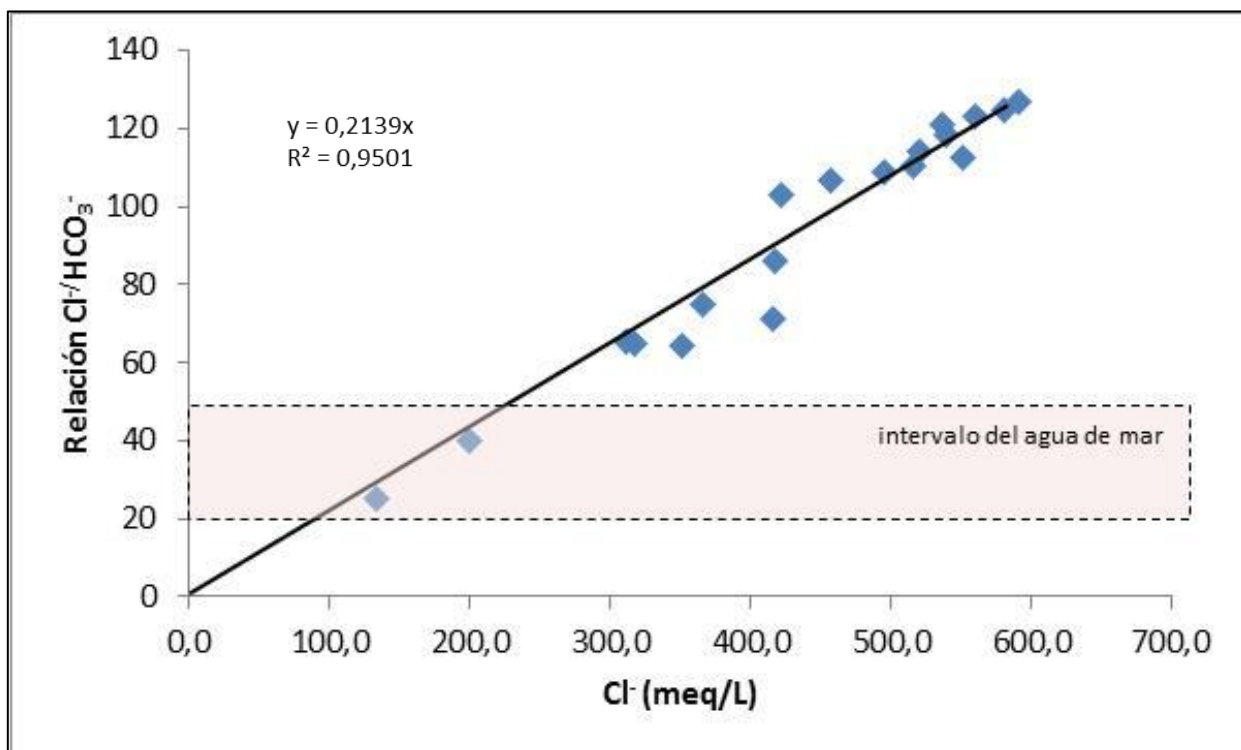


Figura 39. Relación $\text{Cl}^-/\text{HCO}_3^-$ contra Cl^-

d. Relación $\text{Mg}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$

La relación $\text{Mg}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$ puede considerarse indicativa de un aporte marino, especialmente cuando su incremento va acompañado de un aumento del contenido de cloruros y de la relación $\text{Cl}^-/\text{HCO}_3^-$. En el agua de mar, esta relación alcanza valores en torno a 5, mientras que en las aguas dulces es de 0,3 a 1,5 (Custodio y Llamas, 1976; Bosch e Izquierdo, 2003).

A continuación, se presentan los valores obtenidos para esta relación, así como la clasificación obtenida para las 19 muestras de agua. De acuerdo a los resultados presentados en la tabla 8, el 100% de las muestras analizadas son clasificadas como aguas de tipo marina, lo que permite inferir que el origen de estas dos especies en las muestras de agua, se debe al proceso de intrusión marina en la zona de estudio.

Tabla 8. Clasificación de las aguas según la relación Mg^{2+}/Ca^{2+}

Muestra	Relación Mg^{2+}/Ca^{2+}	Clasificación de las aguas	Muestra	Relación Mg^{2+}/Ca^{2+}	Clasificación de las aguas
MASEM-1	4	Marina	MASEM-11	4	Marina
MASEM-2	2	Marina	MASEM-12	5	Marina
MASEM-3	4	Marina	MASEM-13	4	Marina
MASEM-4	3	Marina	MASEM-14	4	Marina
MASEM-5	4	Marina	MASEM-15	4	Marina
MASEM-6	3	Marina	MASEM-16	5	Marina
MASEM-7	4	Marina	MASEM-17	5	Marina
MASEM-8	4	Marina	MASEM-18	4	Marina
MASEM-9	3	Marina	MASEM-19	5	Marina
MASEM-10	4	Marina			

e. Relación SO_4^{2-}/Cl^-

La relación SO_4^{2-}/Cl^- es de gran interés para identificar el proceso de invasión marina ya que tiene un valor característico de 0,1 en el agua de mar (Bosch e Izquierdo, 2003; Herrera, 2001).

En la tabla 9 se muestran los resultados obtenidos para la relación SO_4^{2-}/Cl^- en las muestras analizadas. De manera general, los valores son muy cercanos al característico para el agua de mar, lo que permite corroborar que las concentraciones de estas especies, están vinculadas con el proceso de la intrusión marina en la zona de estudio.

Tabla 9. Clasificación de las aguas según la relación SO_4^{2-}/Cl^-

Muestra	Relación SO_4^{2-}/Cl^-	Clasificación de las aguas	Muestra	Relación SO_4^{2-}/Cl^-	Clasificación de las aguas
MASEM-1	0,07	Marina	MASEM-11	0,08	Marina
MASEM-2	0,17	Marina	MASEM-12	0,15	Marina
MASEM-3	0,09	Marina	MASEM-13	0,17	Marina
MASEM-4	0,10	Marina	MASEM-14	0,10	Marina
MASEM-5	0,08	Marina	MASEM-15	0,10	Marina
MASEM-6	0,08	Marina	MASEM-16	0,09	Marina
MASEM-7	0,06	Marina	MASEM-17	0,09	Marina
MASEM-8	0,12	Marina	MASEM-18	0,09	Marina
MASEM-9	0,10	Marina	MASEM-19	0,10	Marina
MASEM-10	0,11	Marina			

Evaluación de la calidad química de las aguas

La calidad química de las muestras de agua captadas en el área de estudio fue evaluada atendiendo a los intervalos de concentración obtenidos para cada una de las especies químicas determinadas, así como de los parámetros fisicoquímicos pH y conductividad, tomando como valores estándar los establecidos según la normativa para la clasificación y control de la calidad de los cuerpos de agua y vertidos o efluentes líquidos del Decreto Presidencial 883 (Gaceta Oficial N° 5.021, 1995).

Una vez determinadas las concentraciones de las especies químicas Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} y HCO_3^- , se pudo observar que para todas las muestras analizadas los valores de concentración de dichas especies están por encima de los límites máximos permitidos por el Decreto 883 para las aguas tipo 1, 2 y 3, lo que conduce a clasificar estas muestras como aguas clase 4 o aceptables.

Asimismo, considerando los valores de conductividad así como la concentración de SDT, se tiene que todas las muestras analizadas presentan valores que exceden los límites máximos permitidos por el Decreto 883 para las aguas tipo 1,2 y 3, lo que conlleva a que estas sean catalogadas como aguas clase 4 o aceptables.

Con respecto a los valores de pH, para todas las muestras analizadas se tienen valores que entran dentro del intervalo permitido para la clasificación de las aguas como clase 4 o aceptables.

En la tabla 10 se comparan los valores de los límites máximos permitidos de los diferentes parámetros que determinan los tipos de agua en función de su calidad según el Decreto 883, con los valores de concentración obtenidos en el presente trabajo de investigación.

Tabla 10. Intervalos de resultados obtenidos comparados con la normativa nacional

Parámetro	Límites máximos permitidos	Intervalos para las muestras analizadas	% de muestras cuyos valores exceden o entran dentro del límite máximo permitido
Na⁺ (mg/L)	140	3128-11880	100
K⁺ (mg/L)	20	106-401	100
Ca²⁺ (mg/L)	200	216-401	100
Mg²⁺ (mg/L)	70	351-1162	100
Cl⁻ (mg/L)	250	4704-18285	100
SO₄²⁻ (mg/L)	340	630-2382	100
HCO₃⁻ (mg/L)	370	249-357	100
pH (unidades)	3,8-10,5	6,08-9,4	100
SDT (mg/L)	1300	9464-35714	100
Cond. (µS/cm)	2000	18260-66100	100

Por su parte, en la tabla 11 se presenta la clasificación de las aguas en función de su calidad química, donde el 100% de las muestras analizadas se clasifican como aguas clase 4 o aceptables, cuyo uso se asocia básicamente a la armonía paisajística, el comercio, la navegación y la industria.

Tabla 11. Clasificación de las aguas en función de su calidad química

Muestra	Parámetro fuera del límite permitido	Tipo de agua
MASEM-1	Cationes/Aniones/SDT/Cond.	Clase 4 o aceptable
MASEM-2	Cationes/Aniones/SDT/Cond.	Clase 4 o aceptable
MASEM-3	Cationes/Aniones/SDT/Cond.	Clase 4 o aceptable
MASEM-4	Cationes/Aniones/SDT/Cond.	Clase 4 o aceptable
MASEM-5	Cationes/Aniones/SDT/Cond.	Clase 4 o aceptable
MASEM-6	Cationes/Aniones/SDT/Cond.	Clase 4 o aceptable
MASEM-7	Cationes/Aniones/SDT/Cond.	Clase 4 o aceptable
MASEM-8	Cationes/Aniones/SDT/Cond.	Clase 4 o aceptable
MASEM-9	Cationes/Aniones/SDT/Cond.	Clase 4 o aceptable
MASEM-10	Cationes/Aniones/SDT/Cond.	Clase 4 o aceptable
MASEM-11	Cationes/Aniones/SDT/Cond.	Clase 4 o aceptable
MASEM-12	Cationes/Aniones/SDT/Cond.	Clase 4 o aceptable
MASEM-13	Cationes/Aniones/SDT/Cond.	Clase 4 o aceptable
MASEM-14	Cationes/Aniones/SDT/Cond.	Clase 4 o aceptable
MASEM-15	Cationes/Aniones/SDT/Cond.	Clase 4 o aceptable
MASEM-16	Cationes/Aniones/SDT/Cond.	Clase 4 o aceptable
MASEM-17	Cationes/Aniones/SDT/Cond.	Clase 4 o aceptable
MASEM-18	Cationes/Aniones/SDT/Cond.	Clase 4 o aceptable
MASEM-19	Cationes/Aniones/SDT/Cond.	Clase 4 o aceptable

CONCLUSIONES

De acuerdo a los resultados obtenidos y a las discusiones realizadas en este trabajo de investigación, se concluye que:

- En los canales navegables del Complejo Turístico del Morro de Lechería, se identificó solo un tipo de agua; a saber: $\text{Na}^+\text{-Cl}^-$.
- Los valores de SDT permitieron determinar que el 94,7% de las muestras se clasifican como aguas saladas, mientras que el 5,3% restante se clasificó como aguas salobres.
- Los procesos que podrían estar controlando la composición química de las aguas de la zona de estudio serían principalmente la intrusión marina, además del proceso de dilución producto de la entrada de aguas de lluvia y servidas. Igualmente, los procesos de meteorización de silicatos y la disolución de minerales como el carbonato de calcio, también parecen estar operando en las aguas.
- Otros factores que se consideran responsables de la composición y de la calidad química de las aguas del Complejo Turístico del Morro de Lechería son principalmente la actividad antrópica y el clima, mediante procesos de evaporación.
- El uso del 100% de las aguas de la zona de estudio se asocia básicamente a la armonía paisajística, el comercio, la navegación y la industria, según lo establecido por la normativa para la clasificación y control de la calidad de los cuerpos de agua y vertidos o efluentes líquidos del Decreto 883 de la Gaceta Oficial N° 5.021 de 1995.

RECOMENDACIONES

Con la finalidad de ampliar el estudio de la calidad de aguas de esta zona, se proponen las siguientes recomendaciones:

- Considerar el estudio de especies orgánicas, así como de parámetros bioquímicos como demanda química y biológica de oxígeno, coliformes totales, coliformes fecales análisis de sedimentos, turbidez, entre otros, con la finalidad de mejorar la caracterización de la calidad de las aguas.
- Realizar un estudio de elementos traza como Li, Ba, Mn, Sr, B, Fe, Ni, entre otros, en toda la zona de estudio, con el fin de conocer en qué concentraciones están presentes estas especies en las aguas y conocer en qué grado están afectando la calidad química de las mismas.
- involucrar a las comunidades adyacentes para coordinar, junto con las autoridades pertinentes, las propuestas de saneamiento necesarias de los canales del complejo turístico.
- Realizar talleres de sensibilización ambiental, dirigidos a los habitantes del complejo turístico, para fomentar una cultura de protección y conservación de los ecosistemas marinos.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- American Public Health Association (APHA). (1995). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 19th Edition Washington DC. p. 932-938.
- Arocha, S. (1983). *Cloacas y drenajes*. Ediciones Vega S.R.L. 1^{era} Edición. Caracas, Venezuela, 262 p.
- Ávila, P. (1996). *Escasez de agua en una región indígena de Michoacán*. Edición ilustrada Editor El Colegio de Michoacán A.C. Pág. 1-29.
- Ayala, L. (2006). *Procesos, factores y calidad química de las aguas subterráneas de la región de Santa Ana, Península de Paraguaná, estado Falcón*. Universidad Central de Venezuela, Trabajo Especial de Grado, Facultad de Ciencias, Escuela de Química, 142p.
- Boiero A, y De Gouveia, G. (2005). *Determinación y Análisis de Espectros de Respuesta en los municipios Bolívar, Urbaneja, Sotillo y Guanta del Estado Anzoátegui*. Universidad de Oriente, Trabajo Especial de grado, Facultad de Ingeniería, 195p.
- Bosch, A. e Izquierdo, A. (2003). *Gestión y contaminación de recursos hídricos*. Universidad de Almería, Servicio de Publicaciones. Almería, 319p.
- Castejón, E. (2009). *Aguas Residuales*. En el marco de la Jornada “Pensar en Venezuela”: aporte del CIV al desarrollo del país. Anzoátegui, Venezuela.
- Custodio, E. y Llamas, M. (1976). *Hidrología Subterránea*. Ediciones Omega. Barcelona, España. 2359p.
- Davis, S. N. y De Wiest, R. J. M. (1971). *Hidrogeología*. Ediciones Ariel. Barcelona, España. 563p.
- De la Lanza-Espino, G. (1999). *Diccionario de hidrología y ciencias afines*. Editorial Plaza y Valdés. 286p.

- De la Lanza-Espino, G. (2001). *Características fisicoquímicas de los mares de México*. Instituto de geografía, Universidad Nacional Autónoma de México. Editorial Plaza y Valdés, México.
- Devic, G., Djordjevic, D., y Sakan, S. (2014). Natural and anthropogenic factors affecting the groundwater quality in Serbia. *Science of the Total Environment*. 468–469, 933–942.
- Díaz, S. (2012). *Estudio de la calidad del agua del humedal costero, Laguna de Tacarigua, Edo. Miranda, Venezuela*. Universidad Central de Venezuela, Trabajo Especial de Grado, Facultad de Ciencias, Escuela de Química, 162p.
- Díaz, I. y Naime, S. (2010). *Estudio para la descontaminación del dren CP-2, Municipio Diego Bautista Urbaneja, Estado Anzoátegui*. Universidad de Oriente, Trabajo Especial de Grado, Facultad de Ingeniería, 159p.
- Díaz, L. y Patete, N. (2011). *Evaluación de las estructuras que presenten vulnerabilidad y riesgo sísmico en la ciudad de Lechería, Municipio Turístico El Morro Licenciado Diego Bautista Urbaneja del estado Anzoátegui*. Universidad de Oriente, Trabajo Especial de Grado, Facultad de Ingeniería, 152p.
- Fagundo, J. y González, P. (2005). *Hidrogeoquímica*. Centro Nacional de Medicina Natural y Tradicional. La Habana, Cuba. 314p.
- Fetter, C.W. (2000). *Applied Hydrogeology*. 4th Edition. Prentice-Hall. New Jersey, USA. 588p.
- Flores, S. (2012). Calidad fisicoquímica de las aguas superficiales de la subcuenca del Río Viejo. *Universidad y Ciencia*. 6, 6-12.
- Flores, R., Herrera, L. y Hernández, D. (2008). *Ecología y medio ambiente*. 2^{da} Edición. Editorial Cengage Learning Latin America. 232p.
- Gaceta Oficial N° 5.021 (1995). *Decreto 883, Normas para la Clasificación y el Control de la Calidad de los Cuerpos de Agua y Vertidos o efluentes líquidos*. República de Venezuela.

- Gibbs, R. (1967) The Geochemistry of the Amazon River System, The factor that control the salinity and the composition and concentration of the suspended solids. *Geological Society of America Bulletin*, 78 (10), 1203-1232.
- Gil, J (2008). *Recursos hidrogeológicos*. Disponible:
<http://gea.ciens.ucv.ve/geoquimi/hidro/wp-content/uploads/2011/07/recursos.pdf>
 [Consulta: 2015, Septiembre].
- González, A. (2013). *Estudio de la calidad de agua de afluentes al humedal costero Laguna de Tacarigua, Edo Miranda. Venezuela*. Universidad Central de Venezuela, Trabajo Especial de Grado, Facultad de Ciencias, Escuela de Química, 234p.
- González de Juana, C., Iturralde de Arozena, J. y Picard, X. (1980). *Geología de Venezuela y de sus Cuencas Petrolíferas*. Primera Edición. Ediciones Foninves. 1031p.
- Hem, J. D. (1985). *Study and interpretation of the characteristics of natural water*. United States Geological Survey. Washington, 363p.
- Herrera, C. (2001). *Caracterización hidrogeoquímica del macizo de Betancuria. Fuerteventura, Archipiélago de Canarias*. Universidad Politécnica de Cataluña. Tesis Doctoral. 223 p.
- Instituto Nacional de Estadística (INE). (2011). *Informe Geoambiental del estado Anzoátegui*. Ministerio del Poder Popular del Despacho de la Presidencia, Gerencia de Estadísticas Ambientales. Caracas, Venezuela. 252p.
- Jamshidzadeh, Z. y Mirbagheri, S.A. (2011). Evaluation of groundwater quantity and quality in the Kashan Basin, Central Iran. *Desalination*. 270, 23-30.
- Jiang, Y., Wue, Y., Groves, C., Yuan, D. y Kambesis, P. (2009). Natural and anthropogenic factors affecting the groundwater quality in the Nandong karst underground river system in Yunan, China. *Journal of Contaminant Hydrology*. 109, 49–61

- Jiménez, J. (2009). *Factores y procesos que determinan la calidad química de las aguas subterráneas del sector sur-central del área Junín de la Faja Petrolífera del Orinoco*. Universidad Central de Venezuela, Trabajo Especial de Grado, Facultad de Ciencias, Escuela de Química, 85p.
- Keith, D. (1973). *Hidrología. Agua subterránea*. Ediciones Paraninfo. Madrid, España. 371p.
- Lakshmanan, E., Kannan, R. y Senthil Kumar, M. (2003). Major ion chemistry and identification of hydrogeochemical processes of ground water in a part of Kancheepuram district, Tamil Nadu, India. *Environmental Geosciences*. 10, 157–166.
- López G., Juan., Fornés A., Juan M., Ramos G. Gerardo y Villarroja G. Fermín. (2009). *Las aguas subterráneas: Un recurso natural del subsuelo*. 4º Edición. Instituto Geológico y Minero de España. Madrid. 100p.
- Meybeck, M. (1987) *Global chemical weathering of surficial rocks estimated from river dissolved load*. *American Journal of Science*. 287, 401-428.
- Miller, J. (2002). *Estadística y Quimiometría para Química Analítica*. 4^{ta} Edición. Pearson Educación. España, 278p.
- Montero, R. (1996). *Caracterización hidrogeoquímica de las aguas subterráneas asociadas a zonas de explotación de hidrocarburos*. Universidad Central de Venezuela, Trabajo de Ascenso, Facultad de Ciencias, Instituto de Ciencias de la Tierra, 203p.
- Narany, T., Ramli, M., Aris, A., Sulaiman, W., Juahir, H. y Fakharian, K. (2014). Identification of the Hydrogeochemical Processes in Groundwater Using Classic Integrated Geochemical Methods and Geostatistical Techniques, in Amol-Babol Plain, Iran. *The Scientific World Journal*. Vol. 2014, 15p.
- Pitto, M. (2006). *Estudio Hidrogeoquímico de las Aguas Superficiales de la zona costera comprendida entre bocas de los ríos Yaracuy y Tocuyo, Estado Falcón*. Universidad

Central de Venezuela, Trabajo Especial de Grado, Facultad de Ciencias, Escuela de Química.

Porras, J., Nieto, P., Alvarez-Fernández, C., Fernández, A. y Gimeno, M. (1985). *Calidad y Contaminación de las aguas subterráneas en España*. Instituto Geológico y Minero de España. Madrid. Disponible:

<http://aguas.igme.es/igme/publica/libro43/lib43.htm> [Consulta: 2014, Diciembre]

Rajmohan, E. y Elango, N. (2004). Identification and evolution of hydrogeochemical processes in the groundwater environment in an area of the Palar and Cheyyar River Basins, Southern India. *Environmental Geology*. 46, 47-61.

Secretaría de la Convención de Ramsar, (2006). *Manual de la Convención de Ramsar: Guía a la Convención sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 1971)*. 4ta Edición. Secretaría de la Convención de Ramsar, Gland (Suiza). Disponible en: http://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/pdf/lib/lib_manual2006s.pdf. [Consulta: 2015, Septiembre].

Rao, N. (2005). Seasonal variation of groundwater quality in a part of Guntur District, Andhra Pradesh, India. *Environmental Geology*. 49, 13-429.

Rodríguez, D. (2000). *Estudio hidrogeoquímico de las aguas subterráneas de la zona La Fuente – Paraguachí, Isla de Margarita, Venezuela*. Universidad Central de Venezuela, Trabajo Especial de Grado, Facultad de Ciencias, Escuela de Química.

Sánchez, F. (2005) Evolución geoquímica de las aguas subterráneas. Universidad de Salamanca. 6p. Disponible: http://hidrologia.usal.es/temas/Evolucion_geoquimica.pdf [Consulta: 2015, octubre].

Singhal, B. y Gupta, R. (2010). *Applied Hydrogeology of Fractured Rocks*. 2nd Edition. Springer Science and Business Media. 400p.

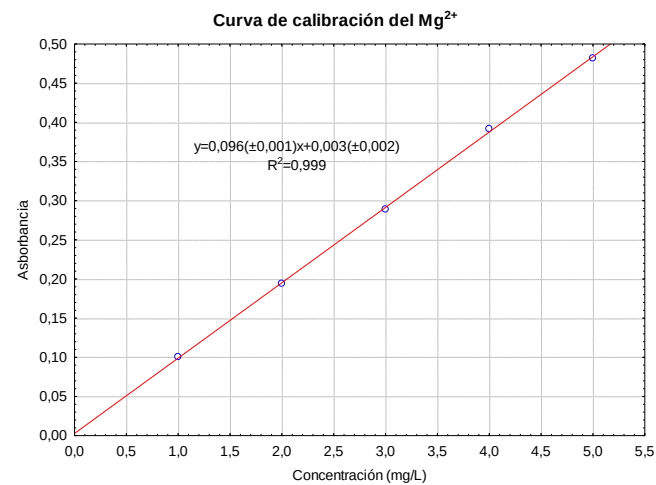
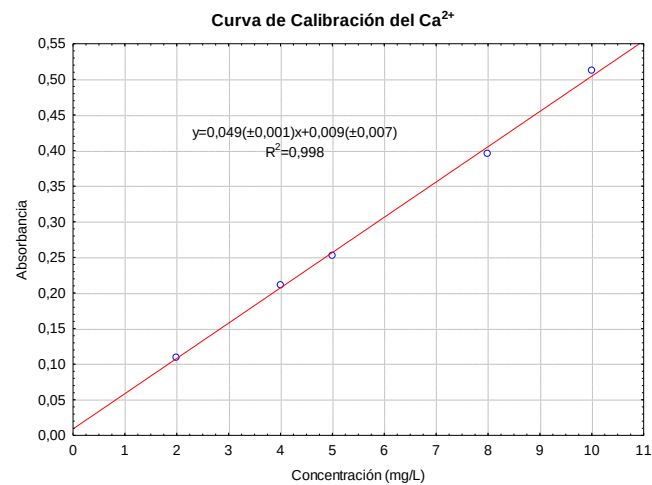
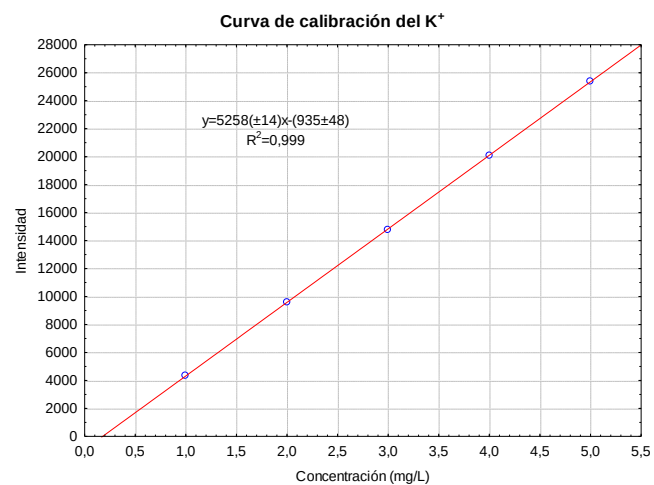
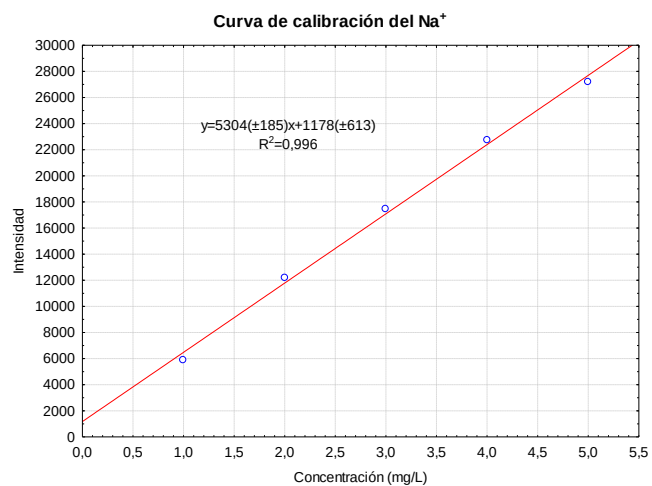
Tarback, E. y Lutgens, F. (2005). *Ciencias de la Tierra: una introducción a la geología física*. 8^{va} Edición. Pearson Educación. España, 736p.

- Trujillo, G. y Guerrero, A. (2015). Caracterización físicoquímica y bacteriológica del agua marina en la zona litoral costera de Huanchaco y Huanchaquito, Trujillo, Perú. *Rebiol.* 35, 23-33.
- Vargas, J. (1997). Estudio preliminar de las características hidrogeológicas de la isla de Margarita, Edo. Nueva Esparta, Venezuela. Universidad Central de Venezuela, Trabajo Especial de Grado.
- Yanes, C. (1988) *Hidrogeoquímica del río Paragua y sus afluentes en el tramo la Paragua-Estación hidrometeorológica de Auraima*. Universidad Central de Venezuela, Trabajo de Ascenso, Facultad de Ciencias, Instituto de Geoquímica.199p.
- Yanes, C. 1997. *Estudio geoquímico regional de los ríos del Escudo de Guayana*. Universidad Central de Venezuela, Trabajo Doctoral, Facultad de Ciencias, Instituto de Ciencias de la Tierra, Facultad de Ingeniería, Escuela de Geología y Minas.

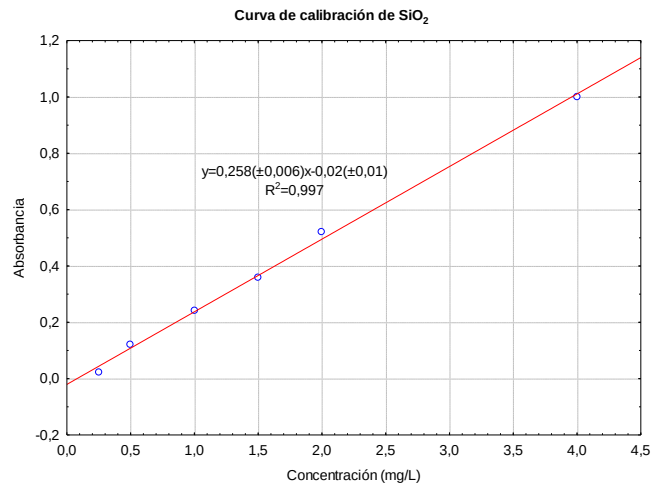
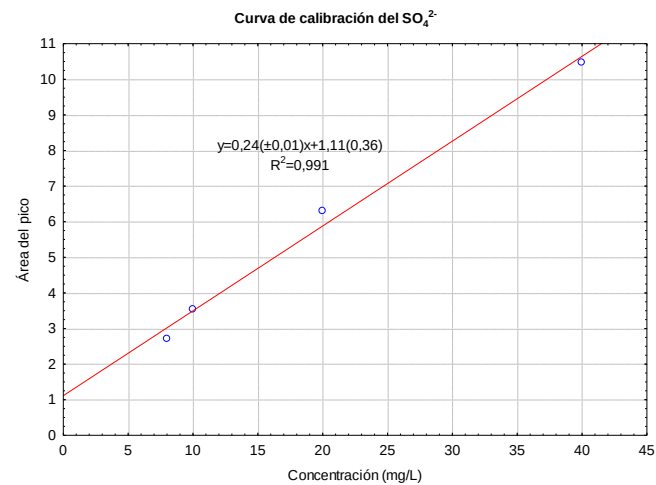
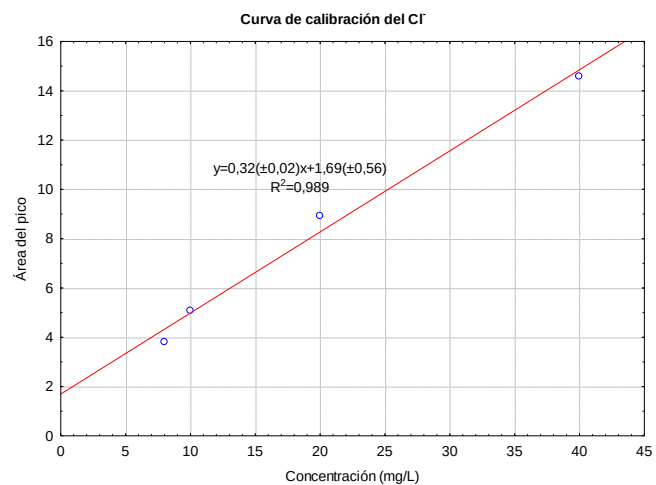
APÉNDICES

Apéndice A

Curvas de calibración para los cationes



Curvas de calibración para los aniones y la sílice disuelta



Apéndice B

Tabla de resultados de los parámetros conductividad, pH y temperatura

Muestra	Coordenadas UTM		Parámetros medidos en campo		
	N	E	Cond (µS/cm)	pH	T (°C)
MASEM-1	1130234	320105	54700	7,88	30,3
MASEM-2	1129142	317322	62800	6,08	27,9
MASEM-3	1128581	317843	64300	8,33	28,3
MASEM-4	1127913	318231	37600	9,11	31,7
MASEM-5	1127533	318226	41600	9,31	32,5
MASEM-6	1127225	317869	53700	8,87	31,3
MASEM-7	1126876	318047	48500	9,22	33,1
MASEM-8	1126635	317430	22960	9,1	32,4
MASEM-9	1126561	317197	18260	9,13	33,7
MASEM-10	1126190	317490	52400	9,4	33,6
MASEM-11	1126187	315989	64900	7,89	31,9
MASEM-12	1127442	317622	36900	8,98	31,5
MASEM-13	1127874	317270	50500	8,47	29,7
MASEM-14	1128203	316479	65100	8,57	30,6
MASEM-15	1127331	316065	66100	8,32	31,3
MASEM-16	1126597	316175	65200	8,27	31,7
MASEM-17	1127104	315409	64900	8,63	32,0
MASEM-18	1128127	315732	64700	8,51	31,8
MASEM-19	1126323	316465	65100	8,36	33,8

Apéndice C

Tabla de resultados de la concentración de cationes, aniones, sílice disuelta y sólidos disueltos totales (SDT)

	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	SiO ₂	SDT
MUESTRA	(± 767 mg/L)	(± 1 mg/L)	(± 6 mg/L)	(± 4 mg/L)	(± 10 mg/L)	(± 7 mg/L)	(± 185 mg/L)	(± 0,04 mg/L)	(± 789,12 mg/L)
MASEM-1	9393	403	410	1118	357	1469	14753	1,32	27904,32
MASEM-2	10570	505	584	663	298	3003	13001	0,20	28624,20
MASEM-3	8787	438	520	1168	285	2534	20604	0,31	34336,31
MASEM-4	6440	254	322	530	334	1659	12437	0,75	21976,75
MASEM-5	5333	250	321	709	297	1619	14811	0,48	23340,48
MASEM-6	7220	375	459	956	299	2194	19548	0,59	31051,59
MASEM-7	7217	310	365	862	262	1349	16234	0,66	26599,66
MASEM-8	4258	193	255	655	304	1183	7085	1,80	13933,80
MASEM-9	3128	106	216	351	324	630	4705	2,97	9462,97
MASEM-10	8000	314	375	888	249	2139	14943	0,70	26908,70
MASEM-11	7667	400	446	1150	278	1888	17556	0,29	29385,29
MASEM-12	5630	256	331	945	298	2273	11235	1,15	20969,15
MASEM-13	7943	404	487	1077	291	2538	11049	0,54	23789,54
MASEM-14	9683	398	454	1207	285	2708	20979	0,41	35714,41
MASEM-15	9790	406	454	1226	278	2608	19868	0,29	34630,29
MASEM-16	9880	410	460	1500	278	2385	19146	0,26	34059,26
MASEM-17	10113	414	456	1255	278	2260	18450	0,33	33226,33
MASEM-18	10227	406	453	1188	271	2296	19061	0,68	33902,68
MASEM-19	11880	401	401	1162	285	2382	18285	0,13	34796,13

Apéndice D

Cálculos: porcentaje de error del balance iónico, conductividad ideal y límite de detección (LD)

Cálculo 1. Porcentaje de error del balance iónico

$$\%Balance\ iónico\ (BI) = \frac{\sum cationes - \sum aniones}{\sum cationes + \sum aniones} \times 100$$

Donde:

$\sum cationes$ = sumatoria de los cationes determinados, en meq/L

$\sum aniones$ = sumatoria de los aniones determinados, en meq/L

Tabla de resultados del porcentaje de balance iónico

Muestra	$\sum cationes$ (meq/L)	$\sum aniones$ (meq/L)	%BI
MASEM-1	531,2	452,0	8,1
MASEM-2	556,3	433,7	12,4
MASEM-3	515,4	637,8	-10,6
MASEM-4	346,2	390,4	-6,0
MASEM-5	312,7	455,8	-18,6
MASEM-6	425,1	601,2	-17,2
MASEM-7	410,9	489,7	-8,8
MASEM-8	256,7	229,2	5,7
MASEM-9	178,4	151,0	8,3
MASEM-10	447,7	469,6	-2,4
MASEM-11	460,6	538,4	-7,8
MASEM-12	345,6	368,7	-3,2
MASEM-13	468,7	368,9	11,9
MASEM-14	553,3	652,0	-8,2
MASEM-15	559,6	618,5	-5,0
MASEM-16	586,5	593,5	-0,6
MASEM-17	576,4	571,4	0,4
MASEM-18	575,5	589,2	-1,2
MASEM-19	642,5	569,4	6,0

Cálculo 2. Conductividad ideal

$$CI (\mu S/cm) = CI_{\text{cationes}} + CI_{\text{aniones}}$$

$$CI_{\text{cationes}} (\mu S/cm) = \sum (C_{\text{cationes}} \times \mu_{\text{cationes}}) + [H^+] \times 1000 \times 349,8$$

$$CI_{\text{aniones}} (\mu S/cm) = \sum (C_{\text{aniones}} \times \mu_{\text{aniones}})$$

C = concentración de cada especie expresada en mg/L
 μ = conductividad equivalente de cada especie a 25 °C
 $[H^+]$ = concentración de los protones del agua, determinado a partir de la medida del pH

Tabla de resultados obtenidos para la conductividad ideal de cada muestra

Muestra	pH	[H ⁺]	COND.CAT	COND.ANI	CI
MASEM-1	7,88	1,3E-08	27224	34288	61512
MASEM-2	6,08	8,3E-07	28521	33057	61578
MASEM-3	8,33	4,7E-09	26524	48534	75057
MASEM-4	9,11	7,8E-10	17720	29633	47353
MASEM-5	9,31	4,9E-10	16084	34619	50703
MASEM-6	8,87	1,3E-09	21901	45717	67618
MASEM-7	9,22	6,0E-10	21081	37188	58270
MASEM-8	9,1	7,9E-10	13212	17363	30575
MASEM-9	9,13	7,4E-10	9160	11361	20521
MASEM-10	9,4	4,0E-10	22930	35735	58665
MASEM-11	7,89	1,3E-08	23723	40929	64652
MASEM-12	8,98	1,0E-09	17793	28058	45851
MASEM-13	8,47	3,4E-09	24133	28099	52232
MASEM-14	8,57	2,7E-09	28366	49628	77994
MASEM-15	8,32	4,8E-09	28691	47077	75768
MASEM-16	8,27	5,4E-09	30105	45159	75264
MASEM-17	8,63	2,3E-09	29543	43463	73006
MASEM-18	8,51	3,1E-09	29475	44826	74301
MASEM-19	8,36	4,4E-09	32782	43319	76101

Conductividades equivalentes de los iones en solución a 25 °C (Cravotta, 1986)

Especie iónica	Conductividad a 25 °C (μS -L/cm-mg)
Ca ²⁺	3,00
Mg ²⁺	4,34
Na ⁺	2,17
K ⁺	1,89
Cl ⁻	2,14
HCO ³⁻	0,74
SO ₄ ²⁻	1,67

Cálculo 3. Límite de detección (LD)

Tabla de límites de detección calculados para cada especie

<i>Especie</i>	<i>Límite de detección (mg/L)</i>
Na ⁺	0,35
K ⁺	0,03
Ca ²⁺	0,47
Mg ²⁺	0,1
Cl ⁻	5,16
SO ₄ ²⁻	4,55
SiO ₂	0,14

El límite de detección fue calculado mediante las siguientes ecuaciones:

$$S_m = S_b + 3 S_a$$
$$LD = (S_m - S_b)/m$$

S_m = mínima señal analítica

S_b = promedio del intercepto de la recta de regresión

S_a = desviación estándar del intercepto.

LD = límite de detección

m = pendiente

Apéndice E

Figuras de Stiff

