



---

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO**

**INSTITUTO DE CIENCIAS BÁSICAS E INGENIERÍA**

**ÁREA ACADÉMICA DE CIENCIAS DE LA TIERRA Y MATERIALES**

**LICENCIATURA EN INGENIERÍA EN GEOLOGÍA AMBIENTAL**

**TÍTULO**

**Indicadores de la Calidad del Agua de la Laguna de  
Zupitlán, Municipio de Acatlán, Estado de Hidalgo, México.**

**TESIS**

**QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE**

**Ingeniero en Geología Ambiental**

**Presenta:**

**Anallely Ávila Ortíz**

**Director de tesis:**

**M. en C. Misael E. Cruz Sánchez**

**Mineral de la Reforma, Hidalgo**

**Noviembre, 2009.**



**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO**  
**INSTITUTO DE CIENCIAS BÁSICAS E INGENIERÍA**  
**DIRECCIÓN**

M. en C. Julio César Leines Medécigo  
Director de Control Escolar de la  
Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo  
Presente

Por este conducto le comunico que el Jurado asignado a la pasante de la Licenciatura en Ingeniería en Geología Ambiental: **ANALLELY AVILA ORTIZ**, quien presenta el trabajo de: **"INDICADORES DE LA CALIDAD DEL AGUA DE LA LAGUNA DE ZUPITLAN, MUNICIPIO DE ACATLAN, ESTADO DE HIDALGO, MEXICO"**, después de revisar el trabajo ha decidido autorizar la impresión del mismo, hechas las correcciones que fueron acordadas.

A continuación se anotan las firmas de conformidad de los integrantes del Jurado:

PRESIDENTE: M. en C. Timóteo Camargo Cruz

PRIMER VOCAL: M. en C. Misael Eduardo Cruz Sánchez

SEGUNDO VOCAL: Dr. Antelmo Vargas Blancas

TERCER VOCAL: Biól. Enrique Cruz Chávez

SECRETARIO: Dr. Evodio Pedro Castañeda Ovando

PRIMER SUPLENTE: Dr. Marius Ramírez Cardona

SEGUNDO SUPLENTE: Dr. Juan Hernández Ávila

Atentamente  
"Amor, Orden y Progreso"  
Mineral de la Reforma, Hgo., a 15 de Octubre de 2009

M. en C. Octavio Castillo Acosta  
Director



## *AGRADECIMIENTOS*

A mi director de tesis por su tiempo, apoyo y paciencia durante la realización del presente trabajo de investigación.

A la Q. Verónica García Hernández, Laboratorio de Espectrometría ICP y AA, AACTyM, UAEH, por su gentil apoyo para la determinación de metales en soluciones acuosas mediante espectrometría de emisión en plasma acoplado inductivamente (ICP).

A la Q. Cecilia Salcedo Luna de la Unidad de Servicio y Apoyo a la Investigación (USAI), Facultad de Química, UNAM, por su asesoría para la identificación de fases cristalinas por difracción de rayos x (polvos).

A la Q. Patricia Girón García del Laboratorio de Fluorescencia de Rayos X, Instituto de Geología, UNAM, por su valioso apoyo en la realización de los análisis químicos de las distintas muestras empleadas en esta investigación.

Al Dr. Juan Hernández Ávila del laboratorio de Microscopia Electrónica, AACTyM, UAEH, por las facilidades otorgadas para la realización del análisis de las muestras de sedimentos.

A la Q. Cliseria Martínez Sánchez del laboratorio de Minerales No Metálicos, AACTyM, UAEH, por su apoyo en las técnicas analíticas realizadas en laboratorio.

Al M. en C. Timoteo Camargo Cruz, por su colaboración en la discusión de la hidrogeología de la región.

A la Secretaría de Educación Pública por el apoyo otorgado para culminar mi carrera a través del programa de becas (PRONABES 2004-2006) y durante la realización del servicio social (BECANET 2008-2009).

# DEDICATORIA

A *Dios* por darme la vida y poner en mi camino a personas tan maravillosas que me llenan de alegría.

A *mis padres Bertha y Javier* que son mi mayor tesoro, por traerme al mundo y hacer de mí una buena persona, por el amor que me han demostrado siempre, por su apoyo incondicional y sus sabios consejos. Gracias por la confianza que siempre han depositado en mí y por ayudarme a realizar una de mis grandes metas. Mil gracias.

A *mis hermanos Yesenia, Selene, Javier Jesús y Luis Ángel* por todo su cariño, por todos los hermosos momentos y tristezas que compartimos, han sido mi motivación para seguir adelante. Los adoro.

A *Misael* por todo su apoyo, comprensión, amistad y paciencia durante mi estancia en la universidad, gracias por todo el tiempo que has compartido conmigo, por todas las cosas que me has enseñado, por ayudarme a culminar con éxito mi carrera y sobre todo por hacer de mí una mejor persona. Eres un excelente amigo.

# ÍNDICE

	<b>Página</b>
<b>Lista de tablas.</b>	<b>i</b>
<b>Lista de figuras.</b>	<b>iii</b>
<b>Resumen.</b>	<b>xi</b>
<b>Introducción.</b>	<b>xii</b>
<b>Objetivo.</b>	<b>xv</b>
<b>Capítulo 1. Antecedentes.</b>	<b>1</b>
1.1. Hidrosfera.	<b>2</b>
1.2. Ambientes lacustres.	<b>3</b>
1.2.1. Características físicas.	<b>3</b>
1.2.2. Hidrodinámica.	<b>6</b>
1.2.3. Procesos bioquímicos.	<b>6</b>
1.2.4. Tipos de sedimentos.	<b>7</b>
1.3. Indicadores de la calidad del agua.	<b>13</b>
1.4. Salinidad.	<b>17</b>
1.4.1. Solubilidad de las sales.	<b>17</b>
1.4.2. Salinidad en agua de riego.	<b>19</b>
1.4.3. Salinidad en suelos.	<b>20</b>
1.5. Fitoplancton.	<b>23</b>
1.5.1. Diatomeas.	<b>23</b>
1.5.1.1. Reproducción.	<b>25</b>
1.5.1.2. Ciclo de vida de las diatomeas.	<b>27</b>
1.5.1.3. Las diatomeas como bioindicadores.	<b>28</b>
1.5.2. Dinoflagelados.	<b>30</b>
1.5.2.1. Clasificación de los dinoflagelados.	<b>30</b>
1.5.2.2. Ciclo de vida de los dinoflagelados.	<b>32</b>
1.5.2.3. Los dinoflagelados como bioindicadores.	<b>33</b>
1.5.3. Toxicidad de diatomeas y dinoflagelados.	<b>34</b>

	<b>Página</b>
<b>Capítulo 2. Descripción del área de estudio.</b>	<b>36</b>
2.1. Localización y vías de acceso.	<b>37</b>
2.2. Fisiografía.	<b>40</b>
2.3. Geología.	<b>40</b>
2.4. Geomorfología.	<b>41</b>
2.5. Hidrogeología.	<b>42</b>
2.6. Clima.	<b>44</b>
2.7. Vegetación.	<b>45</b>
<b>Capítulo 3. Desarrollo experimental.</b>	<b>46</b>
3.1. Toma de muestras de agua de la laguna de Zupitlán.	<b>47</b>
3.2. Análisis fisicoquímicos realizados a las muestras de agua en el laboratorio.	<b>49</b>
3.3. Identificación de fitoplancton en el agua de la laguna de Zupitlán.	<b>50</b>
3.4. Precisión y exactitud de los análisis químicos.	<b>52</b>
3.5. Parámetros de calidad para agua riego.	<b>54</b>
3.5.1. pH.	<b>54</b>
3.5.2. Conductividad eléctrica (CE).	<b>54</b>
3.5.3. Parámetros de salinidad.	<b>54</b>
3.6. Clasificación de agua de acuerdo al diagrama de Piper.	<b>58</b>
3.7. Representación de cationes y aniones mayores en el diagrama de Stiff.	<b>60</b>
3.8. Caracterización de sedimentos periféricos de la laguna de Zupitlán.	<b>61</b>
3.8.1. Toma de muestras de sedimentos.	<b>61</b>
3.8.2. Mineralogía de sedimentos mediante análisis por difracción de rayos X (método de polvos).	<b>62</b>
3.8.3. Composición química de los sedimentos.	<b>63</b>
3.8.4. Factor de enriquecimiento.	<b>64</b>
3.8.5. Microorganismos bentónicos.	<b>65</b>

	<b>Página</b>
<b>Capítulo 4. Resultados y discusión.</b>	<b>67</b>
4.1. Evaluación de la calidad del agua de la laguna de Zupitlán.	<b>68</b>
4.2. Identificación del fitoplancton en el agua de la laguna de Zupitlán.	<b>76</b>
4.3. Caracterización de los sedimentos periféricos de la laguna de Zupitlán.	<b>83</b>
4.3.1. Textura de los sedimentos.	<b>83</b>
4.3.2. Mineralogía de los sedimentos periféricos de la laguna de Zupitlán.	<b>84</b>
4.3.3. Composición química de sedimentos.	<b>89</b>
4.3.4. Microorganismos en sedimentos.	<b>101</b>
<b>Conclusiones.</b>	<b>107</b>
<b>Bibliografía.</b>	<b>110</b>
<b>Glosario.</b>	<b>125</b>
<b>Anexo.</b>	<b>132</b>

## Lista de tablas

	<b>Página</b>
Tabla 1.1. Principales minerales evaporíticos en medios marinos y lacustres (Kendall y Harwood, 1996).	<b>10</b>
Tabla 1.2. Clasificación de solubilidad de los compuestos (Drever, 1997).	<b>18</b>
Tabla 1.3. Principales sales encontradas en suelos y agua para irrigación (Longenecker y Lyrely, 1994; Tanji, 1990).	<b>22</b>
Tabla 1.4. Diferencias entre diatomeas céntricas y pennales (Round <i>et al.</i> , 1990).	<b>24</b>
Tabla 1.5. Principales toxinas producidas por el fitoplancton (FAO, 2005).	<b>34</b>
Tabla 3.1. Valores de precisión (%) y exactitud (%) de los análisis químicos realizados para la muestra de agua correspondiente al mes de Marzo de 2008.	<b>53</b>
Tabla 3.2. Ubicación geográfica de cada punto de muestreo.	<b>61</b>
Tabla 3.3. Precisión y exactitud de los elementos mayores en base al estándar AGV-1.	<b>63</b>
Tabla 3.4. Precisión y exactitud de los elementos traza en base al estándar AGV-1.	<b>64</b>
Tabla 4.1. Parámetros fisicoquímicos y de salinidad para la laguna de Zupitlán, evaluados durante Marzo (M), Junio (J), Septiembre (S) y Diciembre (D) de 2008.	<b>69</b>
Tabla 4.2. Minerales disueltos en la laguna de Zupitlán (Aqua Chem 3.1, 1998).	<b>73</b>



	<b>Página</b>
Tabla 4.3. Semimetales y metales pesados presentes en el agua (mg/L) de la laguna de Zupitlán, durante los meses de Marzo (M), Junio (J), Septiembre (S) y Diciembre (D) de 2008.	<b>75</b>
Tabla 4.4. Fitoplancton identificado en el agua de la laguna de Zupitlán.	<b>77</b>
Tabla 4.5. Textura y densidad aparente de los sedimentos.	<b>84</b>
Tabla 4.6. Abundancia relativa de fases minerales presentes en los sedimentos de la laguna de Zupitlán.	<b>88</b>
Tabla 4.7. Composición química para los diferentes puntos de la laguna de Zupitlán y valores reportados para basalto y corteza terrestre.	<b>89</b>
Tabla 4.8. Factores de enriquecimiento (FE) de los sedimentos de la laguna de Zupitlán respecto de la composición química promedio de un basalto.	<b>91</b>
Tabla. 4.9. Factores de enriquecimiento (FE) de los sedimentos de la laguna de Zupitlán respecto de la composición química promedio de la corteza terrestre.	<b>92</b>
Tabla 4.10. Concentración de materia orgánica (%) y NO <sub>3</sub> (mg/Kg) para la laguna Zupitlán.	<b>99</b>
Tabla 4.11. Principales microorganismos presentes los sedimentos de la laguna de Zupitlán.	<b>106</b>

## Lista de figuras

	<b>Página</b>
Figura 1.1. Distribución del agua en la Tierra (Montaigne, 2002).	<b>2</b>
Figura 1.2. Estratificación en la densidad de aguas de un lago controlada por la temperatura (Hamblin, 1996).	<b>4</b>
Figura 1.3. Ciclos estacionales que alteran la estratificación térmica de los sistemas lacustres (Hamblin, 1996).	<b>5</b>
Figura 1.4. Modelo de distribución de los sedimentos detríticos en un sistemas lacustre ideal (Kukal, 1971).	<b>8</b>
Figura 1.5. Modelo de sedimentación química en lagos (Reeves, 1968).	<b>11</b>
Figura 1.6. Porcentaje de suelos afectados por salinidad a nivel mundial (Bailey <i>et al.</i> , 2005).	<b>21</b>
Figura 1.7. Reproducción sexual y asexual de diatomeas (Round <i>et al.</i> , 1990).	<b>26</b>
Figura 1.8. Ciclo de vida de las diatomeas (Round <i>et al.</i> , 1990).	<b>27</b>
Figura 1.9. Estructura de los dinoflagelados atecados (Wilson, 1967).	<b>31</b>
Figura 1.10. Estructura de los dinoflagelados tecados (Wilson, 1967).	<b>32</b>
Figura 1.11. Ciclo de vida de los dinoflagelados: 1) incremento poblacional de células móviles vegetativas en la fase haploide; 2) fusión de células vegetativas generando cigotos diploides; 3) cambio morfológico del cigoto diploide a planocigoto, perdiendo gradualmente su movilidad; 4) cambio morfológico a quiste, pérdida total de movilidad; 5) deposición del quiste en sedimentos; 6) germinación del quiste bajo condiciones favorables (modificado de Brock <i>et al.</i> , 1987).	<b>33</b>
Figura 1.12. Estructura química de algunas toxinas: a) ácido domoico, b) saxitoxina, c) microcistina, d) ácido okadaico, e) Brevitoxina (modificado de FAO, 2005).	<b>35</b>
Figura 2.1. Ubicación geográfica de la laguna de Zupitlán, municipio de Acatlán, Estado de Hidalgo (modificado de INEGI, 2008).	<b>37</b>

	<b>Página</b>
Figura. 2.2. Vista panorámica de la laguna de Zupitlán, Acatlán, Hgo.	<b>38</b>
Figura 2.3. Canales de distribución para la irrigación de cultivos en la parte NE de la laguna de Zupitlán.	<b>39</b>
Figura 2.4. Carpas que actualmente habitan la laguna de Zupitlán.	<b>40</b>
Figura 2.5. Mapa geológico de la región (Geyne <i>et al.</i> , 1963).	<b>41</b>
Figura 2.6. Dirección de flujo de las corrientes subterráneas en el Valle de Tulancingo (modificado de Regionalización Hidrológica del Estado de Hidalgo, 1976).	<b>42</b>
Figura 2.7. Fragmento de la columna estratigráfica del Estado de Hidalgo (Carta Metalogénica Geológico-Estructural del Estado de Hidalgo, 1999).	<b>43</b>
Figura 2.8. Modelo digital de elevaciones con las principales corrientes superficiales alrededor de la laguna de Zupitlán, programa Arc View 3.1 (1998).	<b>44</b>
Figura 2.9. Datos de precipitación de las tres estaciones meteorológicas cercanas a la laguna de Zupitlán (SEMARNAT, 2007).	<b>45</b>
Figura 3.1. Imagen satelital indicando la ubicación de los seis puntos de muestreo en la laguna de Zupitlan en Acatlán, Hgo. Perspectiva a 3.9 Km de altura (Google Earth, 2008).	<b>48</b>
Figura 3.2. Detalle de la toma de muestras de agua en la laguna de Zupitlán.	<b>48</b>
Figura 3.3 Detalle de la determinación de nitrógeno amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ) por espectrofotometría de absorción de radiación visible.	<b>50</b>
Figura 3.4. Diagrama de flujo del análisis de agua para la laguna de Zupitlán.	<b>51</b>
Figura 3.5. Interpretación del diagrama de Piper (Drever, 1997).	<b>59</b>
Figura 3.6. Diagrama de Stiff (Drever, 1997).	<b>60</b>
Figura 3.7. Difractómetro de rayos X D5000, Siemens (Facultad de Química, UNAM).	<b>62</b>

	<b>Página</b>
Figura 3.8. Diagrama de flujo del análisis de sedimentos para la laguna de Zupitlán.	<b>66</b>
Figura 4.1. Diagrama de Piper para la laguna de Zupitlán (Aqua Chem 3.1, 1998).	<b>70</b>
Figura 4.2. Clasificación química del agua de la laguna de Zupitlán empleando el diagrama de Stiff (Aqua Chem 3.1, 1998).	<b>71</b>
Figura 4.3. Diagrama para la clasificación de aguas para riego (Richards, 1980).	<b>72</b>
Figura 4.4. Reducción relativa de la infiltración de agua de riego promovida por la conductividad eléctrica y la relación de adsorción de sodio (Can <i>et al.</i> , 2008).	<b>72</b>
Figura 4.5. Coloración típica del agua de la laguna de Zupitlán.	<b>76</b>
Figura 4.6. Valva de <i>Nitzschia fonticoloides</i> , una variedad de diatomea planctónica que se caracteriza por su estructura de bacilo (taxa <i>bacillariophyceae</i> ), ausencia de rafe central y múltiples poros sobre su valva, además de ápices simétricos (Ávila <i>et al.</i> , 2006, Benitez, 2000).	<b>78</b>
Figura 4.7. Vista pleural de <i>Nitzschia lanceolata</i> , cuya longitud del rafe central es de 31 $\mu\text{m}$ (Leira y Sabatel, 2005).	<b>78</b>
Figura 4.8. Vista pleural de <i>Nitzschia sigma</i> , con una ligera separación de sus valvas en la parte central y un rafe de 36 $\mu\text{m}$ de longitud (Licursi y Gómez, 2008).	<b>78</b>
Figura 4.9. Micrografía de una valva de <i>Pseudo nitzschia calliantha</i> , con una morfología característica de bacilo. Esta diatomea se desarrolla en ambientes que van desde agua dulce a salina con elevadas concentraciones de materia orgánica (Loureiro <i>et al.</i> , 2009).	<b>79</b>
Figura 4.10. Vista frontal de <i>Pseudo nitzschia australis</i> , cuyo rafe central tiene una longitud de 40 $\mu\text{m}$ (Loureiro <i>et al.</i> , 2009), una diatomea típica de ambientes contaminados con materia orgánica.	<b>79</b>

- Figura 4.11. Especie dulceacuícola *Cymbella affinis*, la cual posee una valva semi elíptica con margen ventral casi recto y suavemente rostrado, puntas obtusas o subtruncadas, tiene un margen convexo con rafe excéntrico, se caracteriza por tener una área axial estrecha no dilatada y una línea media suavemente arqueada. Posee un eje apical de 40  $\mu\text{m}$  de longitud y un eje transapical 6  $\mu\text{m}$  sobre el margen ventral y dorsal (Subero *et al.*, 2002). **79**
- Figura 4.12. División celular de *Asterionella* sp., una diatomea que presenta la tendencia a formar estrellas mediante la agrupación de células que se unen a través de uno de los extremos de sus valvas. Esta diatomea es típica de zonas de agua de corrientes lentas, lagos y embalses con características alcalinas y contaminadas con materia orgánica. En la porción izquierda se observan numerosos dinoflagelados de la variedad *Prorocentrum compressum* (PC) (Graham y Wilcox, 2000). **80**
- Figura 4.13. Valva de *Asterionella* sp. (parte inferior), característica de zonas de agua de corrientes lentas, lagos o lagunas, puede habitar en aguas con ligeros índices de contaminación orgánica, pero siempre en medios ligeramente alcalinos. En la parte superior se observa una diatomea del género *Synedra* sp., la cual tiene una forma alargada, sin rafe central y sus valvas no presentan estrías (Alvial *et al.*, 2007; Morin *et al.*, 2009; Hay *et al.*, 2009). **80**
- Figura 4.14. Diatomea del género *Stephanodiscus* sp., caracterizado por presentar una estructura circular aplanada, de 19  $\mu\text{m}$  de diámetro. Destaca la presencia de poros radiales que finalizan en una elegante ornamenta circular (Round *et al.*, 1990). **80**
- Figura 4.15. Grupo de dinoflagelados proroceales pertenecientes a la variedad *Prorocentrum compressum* caracterizados por una estructura globular. Es posible apreciar en uno de ellos un flagelo en forma de aleta (parte superior izquierda). En la parte inferior y de forma horizontal se observa la hifa de un hongo (Hackett *et al.*, 2004; Leander y Keeling, 2004). **81**
- Figura 4.16. Protozoo ciliado perteneciente al grupo de los Espirotriquídeos (parte central) caracterizado por presentar una estructura de bacilo (cuerpo delgado y alargado). Esta variedad denominada *Spirostonum* sp. es característico de aguas altamente contaminadas con materia orgánica. Se observan otros tipos de ciliados con estructura globular con dimensiones variables en su longitud que van desde 1  $\mu\text{m}$  hasta 5  $\mu\text{m}$  (Brock *et al.*, 1987). **81**

	<b>Página</b>
Figura 4.17. Micrografía de un trozofoito de una amiba con dimensiones del cuerpo central del orden de 15 $\mu\text{m}$ , destaca la presencia de numerosos pseudópodos (flagelos) del orden de 20 $\mu\text{m}$ de longitud, coexistiendo con residuos de materia orgánica (Latapie <i>et al.</i> , 2003; Oddó, 2006).	<b>81</b>
Figura 4.18. Distribución de puntos de muestreo de sedimentos en la laguna de Zupitlán.	<b>83</b>
Figura 4.19. Patrón de difracción de rayos X de los sedimentos de la laguna Zupitlán para el sitio L1, se indican las principales reflexiones asociadas a: anortita (A); cuarzo (Q), tridimita (T), clorita cálcica (Cl) y halloisita (H).	<b>85</b>
Figura 4.20. Patrón de difracción de rayos X de los sedimentos de la laguna Zupitlán para el sitio L2, se indican las principales reflexiones asociadas a: cuarzo (Q); anortita (A), cristobalita (X) y clorita cálcica (Cl).	<b>85</b>
Figura 4.21. Patrón de difracción de rayos X de los sedimentos de la laguna Zupitlán para el sitio L3, se indican las principales reflexiones asociadas a: anortita (A), cristobalita (X) y halloisita (H).	<b>86</b>
Figura 4.22. Patrón de difracción de rayos X de los sedimentos de la laguna Zupitlán para el sitio L4, se indican las principales reflexiones asociadas a: anortita (A); cristobalita (X), tridimita (T), afwillita (F), clorita cálcica (Cl) y halloisita (H).	<b>86</b>
Figura 4.23. Patrón de difracción de rayos X de los sedimentos de la laguna Zupitlán para el sitio L5, se indican las principales reflexiones asociadas a anortita (A); tridimita (T), cuarzo (Q) y halloisita (H).	<b>87</b>
Figura 4.24. Patrón de difracción de rayos X de los sedimentos de la laguna Zupitlán para el sitio L6, se indican las principales reflexiones asociadas a anortita (A); cuarzo (Q), clorita cálcica (Cl) y halloisita (H).	<b>87</b>
Figura 4.25. Distribución del FE de cromo en los sedimentos de la laguna de Zupitlán.	<b>93</b>
Figura 4.26. Distribución del FE de zirconio en los sedimentos de la laguna de Zupitlán.	<b>93</b>
Figura 4.27. Distribución del FE de plomo en los sedimentos de la laguna de Zupitlán.	<b>94</b>

	<b>Página</b>
Figura 4.28. Distribución del FE de torio en los sedimentos de la laguna de Zupitlán.	<b>94</b>
Figura 4.29. Distribución del FE de cobalto en los sedimentos de la laguna de Zupitlán.	<b>95</b>
Figura 4.30. Distribución del FE de itrio en los sedimentos de la laguna de Zupitlán.	<b>96</b>
Figura 4.31. Distribución del FE de vanadio en los sedimentos de la laguna de Zupitlán.	<b>96</b>
Figura 4.32. Distribución del FE de níquel en los sedimentos de la laguna de Zupitlán.	<b>97</b>
Figura 4.33. Distribución del FE de cobre en los sedimentos de la laguna de Zupitlán.	<b>97</b>
Figura 4.34. Distribución del FE de zinc en los sedimentos de la laguna de Zupitlán.	<b>98</b>
Figura 4.35. Distribución del FE de P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> en los sedimentos de la laguna de Zupitlán.	<b>98</b>
Figura 4.36. Distribución de la concentración de Materia Orgánica (%) en los sedimentos de la laguna de Zupitlán.	<b>100</b>
Figura 4.37. Distribución de la concentración de NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/Kg) en los sedimentos de la laguna de Zupitlán.	<b>100</b>
Figura 4.38. Vista frontal de <i>Surirella biseriata</i> con dimensiones comprendidas entre 150 µm de longitud y 40 µm de ancho. Es una diatomea cuya célula es cuneiforme, desde la vista superior se observa ovada, con un polo anchamente redondeado y el otro más apuntado (Crosby y Wood, 1959).	<b>101</b>
Figura 4.39. Vista frontal de <i>Surirella linearis</i> , la cual se caracteriza por la presencia de costillas radiales muy bien marcadas del orden de 16.6 µm y un rafe central con una longitud de 110 µm (Hargraves, 1982).	<b>102</b>

	<b>Página</b>
Figura 4.40. Micrografía de restos de frústulas de diatomeas, se observan dos variedades del género <i>Surirella</i> : <i>biseriata</i> (SB) y <i>linearis</i> (SL). Además de la especie <i>Denticulopsis delicata</i> (DD) en la parte central de la micrografía y <i>Frustulia rhomboides</i> (FR) caracterizada por valvas lanceoladas, estriadas transversalmente en la zona media (Hargraves, 1982; Subero <i>et al.</i> , 2002; Alvial <i>et al.</i> , 2007).	<b>102</b>
Figura 4.41. Detalle de la diatomea bentónica <i>Aulacoseira</i> sp., cuya longitud es de 43 $\mu\text{m}$ y un diámetro de 6 $\mu\text{m}$ (Alvial <i>et al.</i> , 2007).	<b>102</b>
Figura 4.42. Etapa de desprendimiento de hipovalvas durante la reproducción de la diatomea <i>Stephanodiscus</i> sp., donde la auxospora, de 21 $\mu\text{m}$ de longitud, desprende una hipovalva (7.5 $\mu\text{m}$ ) para el crecimiento de una nueva célula y la réplica de la misma (Round <i>et al.</i> , 1990).	<b>103</b>
Figura 4.43. Micrografía de la etapa de reproducción de <i>Stephanodiscus</i> sp., donde se produce una nueva auxospora, de 20 $\mu\text{m}$ de longitud, diámetro de 12 $\mu\text{m}$ , la cual en etapas posteriores se rompe revelando parte de la célula (Round <i>et al.</i> , 1990).	<b>103</b>
Figura 4.44. Etapa de reproducción de <i>Stephanodiscus</i> sp., donde se forma una nueva célula partiendo de una valva normal y una valva inicial. Posee un diámetro de 60 $\mu\text{m}$ (Round <i>et al.</i> , 1990).	<b>103</b>
Figura 4.45. Detalle de la especie bentónica <i>Eupodiscus radiatus</i> , cuyo diámetro es de 20 $\mu\text{m}$ , con una cubierta de 1.7 $\mu\text{m}$ que rodea a un cuerpo mayor (16.6 $\mu\text{m}$ ), la separación entre estos es de 1.3 $\mu\text{m}$ (Bernández <i>et al.</i> , 2008).	<b>104</b>
Figura 4.46. Imagen de una diatomea de la variedad <i>Gonphonema acuminatum</i> depositada sobre sedimentos amorfos, sus dimensiones son del orden de 20 $\mu\text{m}$ de longitud, destaca su rafe central y numerosas estrías radiales sobre la valva (Rautio <i>et al.</i> , 2000).	<b>104</b>
Figura 4.47. Micrografía de un fragmento de la valva de una diatomea de la variedad <i>Eunotia</i> sp., cubierta parcialmente por material amorfo posiblemente constituido por materia orgánica y sedimentos minerales (Alvial <i>et al.</i> , 2007).	<b>104</b>
Figura 4.48. Micrografía de fragmentos de las epitecas de un dinoflagelado de la variedad <i>Oxytoxum</i> sp. depositados sobre un detrito. Las dimensiones de las epitecas son del orden de 30 $\mu\text{m}$ de longitud (Leander y Keeling, 2004).	<b>105</b>



Figura 4.49. Micrografía de fragmentos de *Oxytoxum elegans* intermezclados con fragmentos minerales anhedrales (posiblemente plagioclasa) y partículas amorfas de sedimentos (Mauseth, 1995; Morden y Sherwood, 2002). **105**

Figura 4.50. Micrografía de un microorganismo protozooario adherido a los sedimentos, posiblemente se trata de un ciliado de la variedad *Vorticella* sp., dada su estructura de campana con una cavidad contráctil de mayor tamaño que el cuerpo. Su hábitat característico es de sedimentos con elevados contenidos de materia orgánica y fangosos (Brock *et al*, 1987). **105**

# RESUMEN

La evaluación de la calidad del agua de la laguna de Zupitlán se ha realizado considerando diferentes aspectos de la laguna, por una parte, se considera su principal uso y por otra las características del fitoplancton, además del análisis de las posibles fuentes de contaminación basada en los factores de enriquecimiento de metales y en las concentraciones de materia orgánica y nitratos en los sedimentos. Para ello se realizaron diversos análisis fisicoquímicos a muestras de agua (en los meses de Marzo, Junio, Septiembre y Diciembre de 2008) y sedimentos (en Junio de 2008).

La evaluación de los índices de salinidad y las concentraciones de metales pesados en el agua considerada como agua de riego, ha permitido establecer que la calidad es apropiada para este uso, salvo su baja salinidad y la presencia de cadmio en concentraciones superiores a las recomendadas para este fin. Cuando se considera la vida acuática, los análisis fisicoquímicos realizados a las muestras de agua, indican una contaminación inorgánica, con concentraciones de  $\text{NH}_3$ , Cu, Ag, Cd y Pb que superan los valores límites recomendados para la sobrevivencia de peces. Algunos organismos presentes en el fitoplancton (pelágico y bentónico) como *Nitzschia* sp., *Pseudo nitzschia* sp., *Stephanodiscus* sp. y *Eupodiscus* sp. indican que la laguna de Zupitlán presenta contaminación con materia orgánica. De esta forma la vida acuática y en particular los peces sufren de dos tipos de contaminación que afectan su supervivencia, población y crecimiento.

Las principales fuentes de incorporación de metales y nutrientes a la laguna de Zupitlán son: (1) las actividades agrícolas que contribuyen con Pb, Cd, Th,  $\text{NO}_3^-$  y materia orgánica a través de los lixiviados de los suelos y (2) las recargas subterráneas que incorporan a la laguna V, Ni, Cu, Zn y  $\text{P}_2\text{O}_5$  provenientes de la región de Tulancingo. Estas dos fuentes de contaminación antropogénica influyen directamente en el proceso de eutroficación de la laguna de Zupitlán.

# **INTRODUCCIÓN**

La laguna de Zupitlán es uno de los principales cuerpos de agua superficial del Valle de Tulancingo, es un cuerpo de agua endorreico perenne léntico que tiene una superficie de 9.143 Km<sup>2</sup> aproximadamente, con una capacidad de 2.08 millones de metros cúbicos (Camargo, 2000). Hasta hace diez años, éste lugar fue uno de los centros recreativos más importantes del municipio de Acatlán, representando una fuente de empleo para muchas personas de la región debido a las actividades piscícolas y en particular a la pesca de carpa y tilapia. Esta actividad ha desaparecido gradualmente en los últimos 6 años, a consecuencia de la disminución de la población y tamaño de los peces. Actualmente el agua de la laguna se utiliza para la irrigación de zonas agrícolas en la región, donde el maíz, la alfalfa y el frijol representan los principales cultivos.

La relación entre la calidad del agua y las actividades humanas es bastante estrecha: el agua se emplea intensivamente para propósitos domésticos, industriales y agrícolas, después de su uso, regresa en estado degradado a los ríos, lagos, estuarios y océanos. Además, las aguas residuales también son lixiviadas hacia aguas subterráneas o descargadas directamente hacia estuarios y mares. Las actividades industriales y agrícolas incorporan una gran diversidad de sustancias al ambiente acuático, ya sea directa o indirectamente a través de la atmósfera. Por tanto, todas las etapas del ciclo hidrológico están afectadas por las actividades humanas, aunque no todas las actividades promueven un deterioro de la calidad del agua (Ongley, 1997).

En los sistemas acuáticos, la contaminación inorgánica y orgánica provoca una serie de modificaciones fisicoquímicas en el agua que repercuten en la composición y distribución de las comunidades (Labunska *et al.*, 2000). En los organismos acuáticos, la manifestación de los efectos tóxicos (derivada de la acumulación de metales pesados, pesticidas, etc.), varían desde respuestas individuales (bioquímicas y fisiológicas) hasta respuestas poblacionales. La magnitud de los cambios registrados en los organismos depende del tiempo que dure la perturbación; de las condiciones iniciales del sistema acuático, de su intensidad y de su naturaleza (Borovik, 2000).

Para evaluar el tipo de contaminación o grado de afectación en medios acuáticos se utilizan diferentes indicadores ya sean físicos, químicos o biológicos, los cuales estarán en función del uso potencial del agua. En los últimos años se han desarrollado una gran cantidad de métodos para evaluar la calidad de agua dulce, incluidos los parámetros fisicoquímicos (pH, conductividad eléctrica, temperatura, metales disueltos, etc), indicadores biológicos (fitoplancton, macroinvertebrados, macrófitas, algas y peces) y el análisis fisicoquímico de los sedimentos (los cuales conservan un mayor registro de las condiciones de los cuerpos de agua en función del tiempo). Sin embargo, hay una gran necesidad de desarrollar herramientas, métodos y estrategias para la gestión integrada de los recursos hídricos y para mejorar las técnicas de control de la calidad del agua en circunstancias y lugares particulares (Whitton *et al.*, 1991; Whitton y Kelly, 1995; Whitton y Rott, 1996; Sabater *et al.*, 1996; Benito y Puig, 1999; Doutelero *et al.*, 2004).

## **OBJETIVO**

Determinar los principales indicadores de la calidad del agua de la laguna de Zupitlán ubicada en el municipio de Acatlán, Estado de Hidalgo, mediante análisis fisicoquímicos del agua y sedimentos, así como análisis morfológico del fitoplancton pelágico y bentónico, para establecer la calidad del medio acuático en función de su uso.

# **CAPÍTULO 1**

## **ANTECEDENTES**

## 1.1. Hidrosfera.

La hidrosfera esta constituida por toda el agua presente en la Tierra. Alrededor del 97% del agua del planeta es salada y se encuentra contenida en los océanos. El 3% restante es agua dulce, de la cual el 67 % se encuentra congelada en los casquetes polares y glaciares; el 30% lo constituyen las aguas subterráneas, el 2 % corresponde a permafrost y el 1 % es agua superficial y atmosférica (Manahan, 2003). La mayor parte del agua dulce del planeta se encuentra en forma de hielo, por tanto, sólo una pequeña fracción de la misma forma parte de los procesos terrestres, biológicos y atmosféricos. Del total del agua superficial y atmosférica, el 67% corresponde a lagos de agua dulce; el 12% lo constituye la humedad terrestre, el 10% se encuentra presente en la atmósfera y el 10% restante se distribuye entre humedales, ríos y biota (figura 1.1).

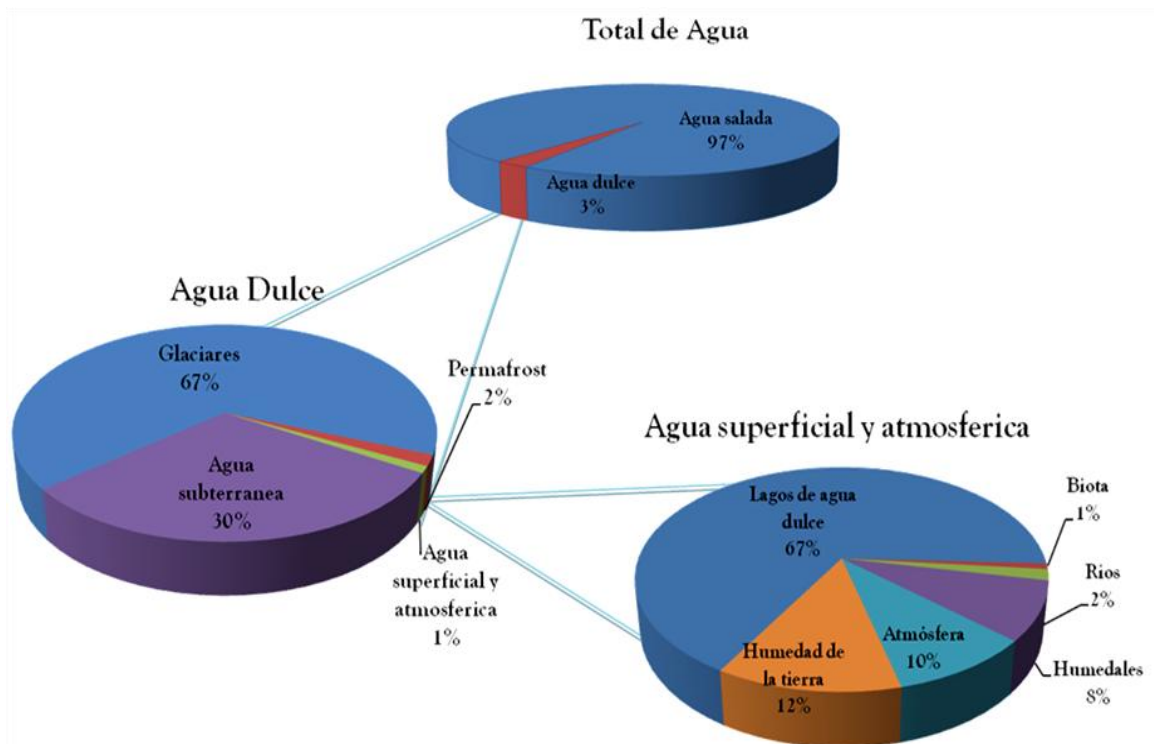


Figura 1.1. Distribución del agua en la Tierra (Montaigne, 2002).



## **1.2. Ambientes lacustres.**

Las depresiones cerradas en la corteza continental son innumerables y se convierten en sistemas lacustres cuando hay suficiente agua y condiciones del subsuelo que impiden la infiltración total. Dichos sistemas representan un importante recurso hídrico a escala mundial y son considerados como la segunda reserva de agua dulce explotable después del agua subterránea. Estos sistemas han sido utilizados con múltiples propósitos, por ejemplo, el abastecimiento de agua dulce; actividades agrícolas, actividades piscícolas, turismo y recreación, entre otros.

Los lagos, entendidos como sistemas dinámicos, se pueden considerar como organismos vivos que tienen un nacimiento; un período de desarrollo, una etapa de envejecimiento y muerte. Esta evolución se encuentra relacionada con procesos geológicos; biológicos, hidrológicos y antrópicos. Los períodos de vida de los lagos son muy diversos, algunos pueden durar millones de años, mientras que otros constituyen únicamente almacenamientos temporales de agua que pueden durar periodos cortos de tiempo que se traduce en algunos meses o años (Viessman *et al.*, 1977). Dentro de los ambientes lacustres se encuentran las lagunas, las cuales se definen como la retención natural de agua dulce o salobre, de menor extensión y profundidad que un lago, aunque con la misma dinámica, comportamiento y morfología (Foucault y Raoult, 1985).

### **1.2.1. Características físicas.**

Los lagos son parte del ciclo hidrológico, siendo recargados por la precipitación, las corrientes superficiales y por aguas subterráneas (Labaugh *et al.*, 1997), a su vez, pueden alimentar acuíferos subterráneos y corrientes superficiales, ocasionalmente, pueden originar manantiales, siendo el destino de numerosas redes de aguas subterráneas. El comportamiento hidráulico de los sistemas lacustres depende de la topografía subyacente y de los procesos físicos que le dieron origen (Viessman *et al.*, 1977).

Los principales factores físicos que condicionan la dinámica lacustre son la densidad y la cinética del cuerpo de agua. La densidad es una función de la temperatura, la concentración de sedimentos y la salinidad (Young y Sttodard, 1996). Generalmente la

densidad del agua se incrementa con la disminución de la temperatura, alcanzando un valor máximo hacia 4°C, debajo de esta temperatura, esta situación se revierte, presentándose una disminución de la densidad conforme disminuye la temperatura.

Debido a la densidad del agua y a la variación de la temperatura con la profundidad (termoclina), un sistema lacustre se divide en tres principales estratos: epilimnion, metalimnion e hypolimnion. El epilimnion es la zona de menor profundidad, mayor temperatura y menor densidad, el hypolimnion corresponde a la zona más profunda con aguas más frías, densas y en ocasiones poco oxigenadas; mientras que el metalimnion es la zona con características intermedias entre epilimnion e hypolimnion (Hamblin, 1996). El comportamiento de la termoclina es diferente en cada uno de estos estratos, pues en el epilimnion (primeros 4 metros) la temperatura se mantiene constante, mientras que en el metalimnion (4-12 metros) sufre una brusca inflexión disminuyendo la temperatura conforme aumenta la profundidad, en tanto en el hypolimnion (más de 12 metros) la temperatura disminuye hasta alcanzar 4°C (figura 1.2).

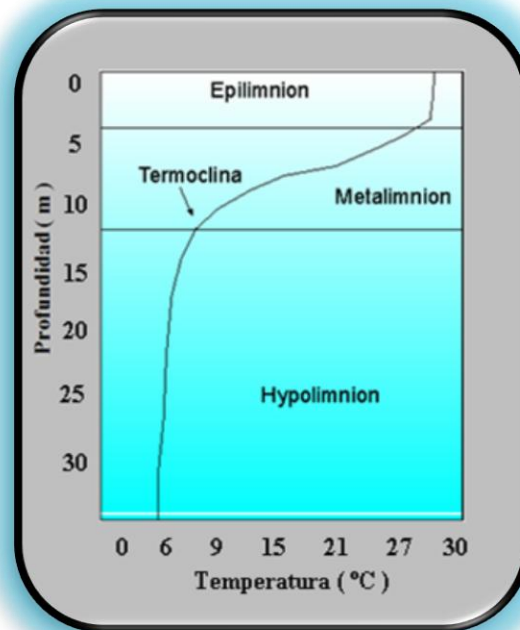


Figura 1.2. Estratificación de la densidad de aguas de un lago controlada por la temperatura (Hamblin, 1996).

La estratificación térmica es considerada como el factor hidrológico más importante y depende de las variaciones de temperatura en las diferentes estaciones del año (Ligget y Lee, 1971): en primavera y otoño existe una mezcla de agua, sin diferenciación de estratos debido a un fenómeno de convección en el cuerpo de agua; en tanto que en verano existe una clara diferenciación de estratos (epilimnion, metalimnion e hypolimnion), por otra parte, en invierno se inicia un proceso de congelación en los primeros metros de la columna de agua debido a las bajas temperaturas, por lo que el agua más profunda queda atrapada en una sola capa con temperaturas relativamente bajas, como se observa en la figura 1.3 (Hamblin, 1996).

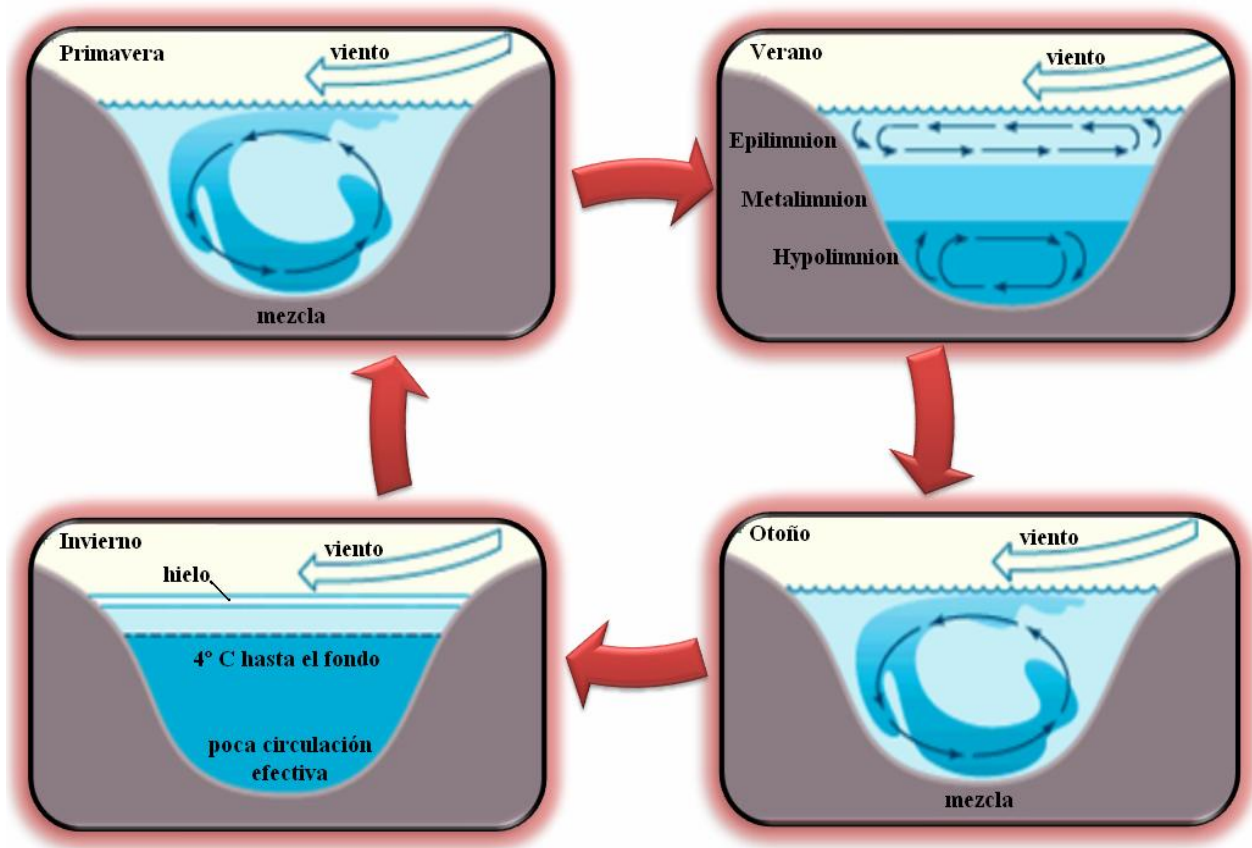


Figura 1.3. Ciclos estacionales que alteran la estratificación térmica de los sistemas lacustres (Hamblin, 1996).

### **1.2.2. Hidrodinámica.**

Los sistemas lacustres constituyen ecosistemas relativamente cerrados, en los que los patrones de circulación interna determinan su evolución (Novak, 1991). En la circulación interna influyen varios procesos de intercambio con el ambiente, tales como:

(a) La fuerza de arrastre del viento en la superficie del cuerpo de agua creando una circulación a gran escala y una turbulencia de pequeña escala debida a la acción de las olas.

(b) Los procesos de intercambio de calor en la superficie del agua son la primera causa de expansión y contracción del cuerpo de agua y de las pérdidas por evaporación.

(c) La radiación solar, que penetra la superficie y causa el calentamiento de las capas internas del sistema lacustre, afecta la circulación por medio de la creación de barreras térmicas.

Los lagos y lagunas también pueden discriminarse en regiones según el proceso de interacción de las aguas con los sedimentos, en algunos lugares predomina la erosión, en otros el transporte o la tasa de sedimentación (Harvey *et al.*, 1997).

### **1.2.3. Procesos bioquímicos.**

La ecología de los sistemas lacustres representa un sistema altamente organizado y jerarquizado que depende de procesos hidrodinámicos (Colinvaux, 1980). La productividad de un lago o laguna depende de las fuentes de nutrientes (fósforo y nitrógeno principalmente), de la cantidad de oxígeno y del tiempo de residencia (Cañón, 2001).

Uno de los mayores problemas ambientales que enfrentan estos ecosistemas es la eutroficación, conocida también como el envejecimiento de las aguas, siendo un proceso natural dentro de ambientes semicerrados. Sin embargo, las actividades humanas (descarga de aguas urbanas, industriales y agrícolas) tienden a acelerar su aparición, debido a la incorporación de elevados contenidos de fósforo y nitratos principalmente, producto de las actividades agrícolas intensivas (Cañón, 2001).

La eutroficación usualmente se manifiesta por el crecimiento excesivo del fitoplancton (productor primario de la cadena trófica) que satura las aguas lacustres con algas en un proceso conocido como “Explosión de Algas” o HAB (Harmful Algal Bloom) por sus siglas en inglés. En lagos sin influencia antropogénica, las concentraciones de nutrimentos como el fósforo, nitrógeno o silicio son tan bajas que se convierten en los factores limitantes para el crecimiento del fitoplancton. El fósforo inorgánico disuelto es el principal factor limitante de las comunidades de algas lacustres y de esta manera se convierte en uno de los controles naturales de la eutroficación (Jolánkai, 1992).

La productividad orgánica ha permitido clasificar a los sistemas lacustres en tres categorías (Kukal, 1971):

(1) **Oligotróficos:** se caracterizan por tener una escasa productividad orgánica, en consecuencia, se presenta una baja demanda de oxígeno, lo que deriva en una columna de agua generalmente oxigenada.

(2) **Eutrófico:** son aquellos sistemas que presentan alta productividad orgánica con acumulación de materia orgánica en el fondo del lago y por lo tanto elevada demanda de oxígeno.

(3) **Distrófico:** aquellos dominados por humus coloidal y con aguas pobremente oxigenadas.

#### **1.2.4. Tipos de sedimentos.**

En los medios lacustres puede encontrarse cualquier tipo de sedimentos: detríticos, químicos, bioquímicos y orgánicos (Corrales *et al.*, 1977).

##### **(a) Sedimentos detríticos.**

Los sedimentos detríticos son partículas no consolidadas que son erosionadas de rocas preexistentes ya sea ígneas, sedimentarias o metamórficas y que son transportados en forma mecánica por aire, agua o hielo. Kukal (1971) diseñó un modelo de distribución de los sedimentos detríticos en un sistema lacustre ideal, en el cual la parte externa de los

lagos esta conformada por la mezcla de sedimentos gruesos y finos, mientras que en el centro del cuerpo de agua predominan los sedimentos correspondientes a la fracción arcilla (figura 1.4).

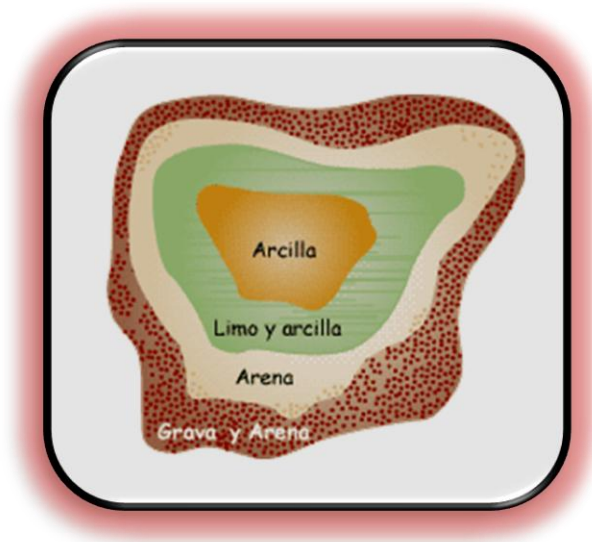


Figura 1.4. Modelo de distribución de los sedimentos detríticos en un sistemas lacustre ideal (Kukal, 1971).

La granulometría del material detrítico en un lago es muy variada, la cual va desde gravas hasta arcillas, predominando los tamaños correspondientes a las fracciones más finas. Las gravas y arenas pueden tener un origen diverso, correspondiendo a detritos introducidos mediante corrientes fluviales o como resultado de la erosión. Cuando estos sedimentos han llegado por medio de corrientes fluviales, su tamaño dependerá de la capacidad de transporte de la corriente; su extensión no será muy amplia y generalmente las acumulaciones adoptarán forma de cuña (Reeves, 1968).

En ocasiones el sedimento más grueso, introducido por ríos, corresponde a la fracción arena, alcanzando profundidades mayores en su distribución, la cual está controlada, tanto por la corriente fluvial como por la pendiente del fondo; cuanto menor sea ésta, el material arenoso alcanzará mayor extensión. Generalmente las arenas lacustres están bien redondeadas y su tamaño disminuye hacia el centro del cuerpo del lago. Si los sedimentos gruesos derivan de la erosión, su distribución será similar a la del caso anterior, pero

presentarán diferentes características: la composición mineralógica es más uniforme y por lo general las gravas son angulosas mostrando una disposición en capas tabulares (Kukal, 1971).

La composición mineralógica de las arcillas depende de la litología de la zona, si el lago se encuentra sobre rocas con alto contenido de Fe, Ca o Mg y el agua tiene un pH alcalino, se forman montmorillonita e illita; los medios lacustres con estas características suelen ser salados y en ellos se forman depósitos carbonatados. La presencia de sedimentos carbonatados asociados a illita y montmorillonita indica climas semiáridos y aguas saladas. En tanto que otra variedad de arcillas, como caolinita requiere condiciones de mayor humedad, es decir zonas donde la precipitación sea mayor que la evaporación, además requiere para su formación agua rica en elementos alcalinos, pH ácido y un medio oxidante (Caballero, 2000).

Por otra parte, los principales depósitos biotróficos son aquellos producidos por la acumulación de conchas de bivalvos, generalmente éstos organismos viven en aguas someras y con corrientes de turbidez. Sus restos pueden depositarse en zonas más profundas que aquellas que habitan o por encima del nivel del agua a consecuencia de la acción del oleaje (Caballero, 2000).

#### **(b) Sedimentos químicos y bioquímicos.**

Los sedimentos químicos están constituidos por partículas formadas a partir de la precipitación química desde la columna de agua. Su naturaleza depende de las características fisicoquímicas del agua así como de los iones que se encuentran disueltos; dichos iones proceden tanto de las rocas que circundan el lago como de los aportes fluviales que llegan a él. De acuerdo a Reeves (1968), los iones presentes en lagos son similares a los del agua marina, pero con diferentes concentraciones, siendo más abundantes algunos aniones como  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  y  $\text{NO}_3^-$  y cationes como  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  y  $\text{Ca}^{2+}$ . Por esta razón los principales minerales formados en los lagos derivan de carbonatos, sulfatos, nitratos y eventualmente cloruros y boratos (tabla 1.1). Su precipitación depende de los valores de pH, temperatura y solubilidad de cada compuesto.

Tabla 1.1. Principales minerales evaporíticos en medios marinos y lacustres (Kendall y Harwood, 1996).

Minerales	Nombre	Formula química
<b>Cloruros</b>	*Halita	NaCl
	Silvita	KCl
	Camalita	CaMgCl <sub>3</sub> *6H <sub>2</sub> O
<b>Sulfatos</b>	*Anhidrita	CaSO <sub>4</sub>
	*Yeso	CaSO <sub>4</sub> *2H <sub>2</sub> O
	Polihalita	K <sub>2</sub> MgCa <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>4</sub> *2H <sub>2</sub> O
	Kieserita	MgSO <sub>4</sub> *H <sub>2</sub> O
	*Thenardita	Na <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>
	*Mirabilita	Na <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> *10H <sub>2</sub> O
	*Glauberita	CaSO <sub>4</sub> *Na <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>
	*Epsomita	MgSO <sub>4</sub> *7H <sub>2</sub> O
<b>Carbonatos</b>	*Trona	Na <sub>3</sub> (CO <sub>3</sub> )(HCO <sub>3</sub> )*2H <sub>2</sub> O
	Natrón	Na <sub>2</sub> CO <sub>3</sub> *10H <sub>2</sub> O
<b>Boratos</b>	*Bórax	Na <sub>2</sub> B <sub>4</sub> O <sub>7</sub>
<b>Nitratos</b>	Soda	NaNO <sub>3</sub>

\*Minerales característicos de sistemas lacustres.

Los principales carbonatos presentes en medios lacustres son calcita, aragonita y dolomita. Puesto que aragonita es la forma metaestable de los dos carbonatos de calcio, no se encuentra en sedimentos antiguos, debido a su transformación en calcita. La precipitación de la mayor parte del CaCO<sub>3</sub>, especialmente de calcita está controlada por procesos bioquímicos, principalmente por la acción fotosintética de algas y vegetación litoral.

Dentro de los sedimentos químicos típicos en ambientes lacustres se encuentran las evaporitas, principalmente sulfatos (yeso y anhidrita) y cloruros, los cuales se forman por un aumento en la concentración de las sales disueltas. Las evaporitas lacustres pueden estar constituidas por minerales que no son comunes en las evaporitas marinas.



El yeso es abundante en algunos tipos de lagos, su precipitación, que en ocasiones puede ser anterior a la de los carbonatos, depende tanto de la concentración de iones de  $\text{SO}_4^{2-}$  y  $\text{Ca}^{2+}$ , como de la presencia de ácido sulfhídrico o sulfuros (Reeves, 1968); la oxidación de éstos lleva a la formación de ácido sulfúrico, que reaccionará con el  $\text{CaCO}_3$ , dando lugar al yeso. La anhidrita se presenta generalmente en forma de depósitos masivos, finamente bandeada o con estructura esferulítica, frecuentemente alternando con calcita, dolomita o arcillas. Otros sedimentos de origen químico presentes en sistemas lacustres son los oolitos calcáreos, cuyas características son similares a los formados en medios marinos someros (Kendall y Harwood, 1996).

El cloruro de sodio (halita) es menos frecuente que los carbonatos y sulfatos en los depósitos lacustres, esto se debe principalmente a su elevada solubilidad y la baja concentración del ion cloro (figura 1.5).

Algunos sulfatos como thenardita y glauberita constituyen acumulaciones estratificadas acompañados de otras sales como halita, yeso y polihalita, en ocasiones también presentan delgadas interestratificaciones con algunas arcillas.

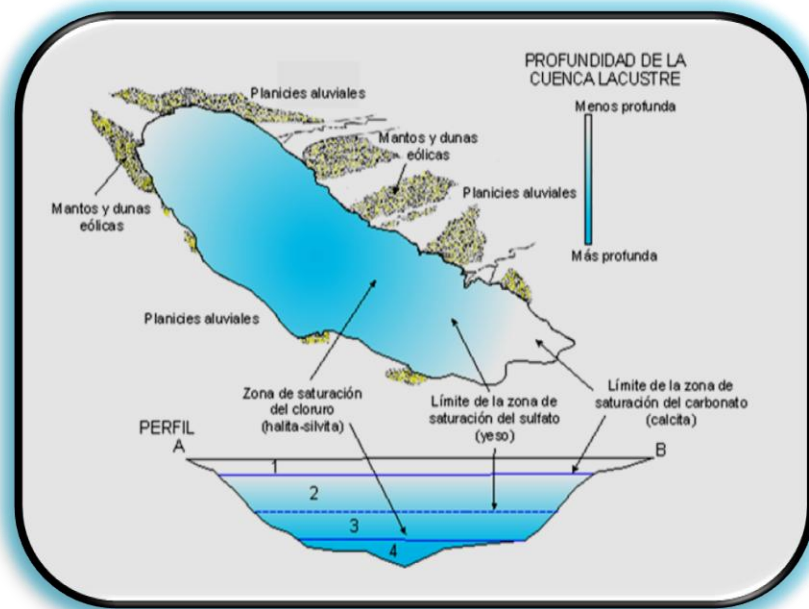


Figura 1.5. Modelo de sedimentación química en lagos (Reeves, 1968).

En los lagos también pueden precipitar minerales de hierro, en algunos casos su formación es principalmente química, sin embargo, las bacterias y otros microorganismos influyen en su precipitación. Generalmente el hierro se deposita como óxido intermezclado con sedimentos finos.

Otro tipo de sedimentos de origen bioquímico en sistemas lacustres, lo constituyen los oncolitos, formados a partir de algas azul-verdes, los cuales presentan una forma ovoide cuando son pequeños, o bien, casi esféricos cuando poseen mayor tamaño. Éstos se originan por precipitación de  $\text{CaCO}_3$  sobre un núcleo de naturaleza variada, que pueden ser fragmentos de conchas o partículas detríticas (Foucault y Raoult, 1985).

### **(c) Sedimentos de origen orgánico.**

Dentro de los sedimentos de origen orgánico se pueden diferenciar dos grupos: (a) aquellos que están constituidos por acumulaciones de partes duras de los organismos y que no han sufrido transporte y (b) los que están formados por el depósito de las partes blandas. A los primeros corresponden los sedimentos de diatomeas, que se localizan en lagos de regiones frías, ya que el desarrollo de estos organismos es favorecido por temperaturas bajas. En verano, en la superficie del agua se forma una capa de diatomeas que al alcanzar un grosor determinado (unos pocos milímetros) se precipita (Kukal, 1971). Por otra parte, cuando los organismos que viven en un lago mueren, sus constituyentes blandos se acumulan y lo hacen generalmente junto con los sedimentos más finos; una vez depositados comienzan a sufrir procesos de descomposición. En algunos casos, estos procesos tienen lugar en condiciones oxidantes, mientras que en otros, se realizan en ausencia de oxígeno. Los productos resultantes son de varios tipos, dependiendo de la naturaleza de la materia orgánica original y de las características fisicoquímicas del medio. Los más importantes son el sapropel y la gyttja; el primero se forma como producto de alteración de macrófitas en condiciones reductoras, mientras que la gyttja deriva de materiales ricos en grasas y proteínas procedentes principalmente de organismos planctónicos cuya alteración se realiza en condiciones oxidantes (Kukal, 1971).

### 1.3. Indicadores de la calidad del agua.

La contaminación del agua se considera como cualquier alteración en su calidad que pueda ser nociva para los organismos acuáticos y seres humanos o que pueda interferir con los usos del agua (Albert *et al.*, 1995) y puede ser originada por (a) causas naturales (deslizamiento de laderas) o (b) antropogénicas (descargas de residuos domésticos, industriales o agrícolas).

Para considerar la calidad del agua se debe dividir en: (a) aguas naturales, lo cual incluye agua dulce (ríos, lagos y subterránea) y agua salada (estuarios y mares); (b) aguas residuales (domésticas, industriales y municipales) y (c) aguas tratadas (domésticas, industriales o agrícolas). De esta forma, su calidad estará definida en función a su uso potencial ya sea doméstico; industrial, agrícola, para generación de energía en plantas hidroeléctricas, combatir incendios, actividades piscícolas, etc. (Heitman, 1990).

La contaminación de cuerpos de agua dulce se puede clasificar en diferentes categorías: (a) orgánica; (b) tóxica, (c) por sedimentos, (d) por descargas de calor, (e) por nutrientes inorgánicos y (f) por petróleo. La manera en que las diversas formas de contaminación afectan una comunidad acuática depende de la naturaleza del hábitat. En aguas lóxicas la comunidad acuática es dominada por organismos bentónicos, los cuales son muy sensibles a la deposición de sedimentos y materia orgánica, sin embargo, las aguas lénticas son dominadas por plancton, el cual es más sensible al incremento de nutrientes inorgánicos (Langmuir, 1997).

**(a)** La contaminación orgánica es un fenómeno complejo debido a que involucra tanto la estimulación de la comunidad acuática motivada por el enriquecimiento de materia orgánica, como al abatimiento de la misma, promovido por la disminución en la concentración de oxígeno disuelto, con la consecuente alteración del lecho por deposición de materia orgánica.

**(b)** La contaminación por sustancias tóxicas se genera por la presencia de metales pesados (Pb, Hg); depresores respiratorios ( $\text{NH}_3$ ,  $\text{CN}^-$ ,  $\text{S}^{2-}$ ), ácidos y bases inorgánicos ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ , NaOH), sustancias fenólicas (fenol, acridina), detergentes sintéticos (ABS,

lissapol), insecticidas y herbicidas (DDT, aldrin, malation). Estas sustancias pueden estar en solución e ingresar a organismos como algas, macrófitas e invertebrados mediante difusión en sus superficies externas o en el caso de los peces vía superficie interna, siendo las branquias el principal portal de ingreso.

(c) La contaminación por sólidos se presenta por la descarga de cantidades importantes de sustancias sólidas particuladas, originadas mediante diversos procesos, tales como: erosión del suelo y de las rocas, descarga de residuos industriales y de drenaje urbano, entre otros. El efecto de estas partículas sobre la vida acuática depende principalmente de que se encuentren en suspensión y en menor proporción de que sean orgánicas o inorgánicas. En el caso de que se mantengan en suspensión producen un aumento de la turbidez y en consecuencia disminuye el paso de luz solar reduciéndose la actividad fotosintética. Cuando su concentración es muy elevada (300-400 mg/L), los sedimentos tienen una acción abrasiva sobre los tejidos suaves de los peces (branquias).

(d) El incremento de la temperatura acuática puede dañar a las comunidades de diversas maneras: disminuyendo la solubilidad de los gases (particularmente de oxígeno); favoreciendo la actividad bacteriana y disminuyendo la disponibilidad de oxígeno, incrementando los requerimientos de oxígeno y alimento por los organismos acuáticos (aumento de la actividad metabólica de los organismos hasta en 250% por cada 10 °C de incremento en temperatura), perturbando el patrón de reproducción, particularmente de los peces (madurando en tiempos relativamente cortos) y causando desorden fisiológico en la mayoría de los organismos acuáticos.

(e) El aumento en la concentración de formas inorgánicas de nitrógeno y fósforo (y en ocasiones silicio) promueve el aumento en la población de algas, particularmente en aguas lénticas, las cuales son favorables para los organismos planctónicos. En consecuencia, aumenta la demanda de oxígeno, disminuyendo la concentración de oxígeno disuelto a niveles nocivos para la mayoría de los peces (< 7 mg/L).

(f) La contaminación por petróleo tiene un carácter estético más que biológico, los pequeños derrames de petróleo pueden crear una película superficial visible de grandes

extensiones, lo cual es un argumento de reclamo para las organizaciones ambientales. En el caso de derrames masivos, la disminución de oxígeno y asfixia es uno de los principales daños a las comunidades acuáticas, pero los efectos son de corto plazo y las comunidades se recuperan rápidamente.

Se considera como indicador de la calidad de agua a un parámetro o conjunto de parámetros cualitativos y cuantitativos, que proporcionan información sobre la magnitud y evolución de un proceso que afecta o se desarrolla en un cuerpo de agua, respecto de parámetros de calidad establecidos como referencia (Hammer, 1991).

Para evaluar el tipo de contaminación o grado de afectación en medios acuáticos se utilizan diferentes indicadores físicos, químicos y biológicos, lo cual estará en función del uso potencial del agua (Stumm y Morgan, 1996):

#### **(a) Indicadores físicos**

Los parámetros físicos más empleados para la evaluación de la calidad del agua son: la temperatura, la turbidez, la concentración de sólidos suspendidos, el color del agua, la velocidad de flujo, las perturbaciones mecánicas, entre otras.

#### **(b) Indicadores químicos**

Los indicadores químicos se basan en la química convencional del agua. Entre los principales parámetros se consideran la concentración de cationes mayores ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$ ); aniones mayores ( $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ), pH, salinidad, alcalinidad, dureza, gases disueltos ( $\text{O}_2$  y  $\text{CO}_2$ ), conductividad eléctrica, demanda bioquímica de oxígeno, demanda química de oxígeno y carbón orgánico total. Además de una variedad bastante amplia de metales pesados (Cr, Mn, Cd, Pb, Hg, As, Se, etc.), moléculas inorgánicas ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{CN}^-$ , F) y moléculas orgánicas (benceno, MTBE, DDT, lindano, aldrin, etc.).

### **(c) Indicadores biológicos**

Los indicadores biológicos son organismos o comunidades de organismos que responden fisiológica o conductualmente a un amplio espectro de sustancias o concentraciones tóxicas, ya sea de origen orgánico, inorgánico, natural o antropogénico (Hellowell, 1986). Aunque todo organismo es indicador de las condiciones del medio ambiente en el cual se desarrolla, un indicador biológico acuático se ha considerado como aquel organismo específico cuya presencia y abundancia señala algún proceso o estado del sistema en el cual habita (Pinilla, 1998).

Como bioindicadores se usan frecuentemente macroinvertebrados (insectos, moluscos, anélidos y crustáceos), macrófitas y peces, por su fácil colecta, manejo e identificación, además de que existe mayor información ecológica asociada a ellos. Adicionalmente, se emplean organismos del fitoplancton como protozoarios ciliados, diatomeas, dinoflagelados y cianobacterias, desafortunadamente, estos microorganismos, presentan serios problemas en su colecta, preservación e identificación.

La contaminación de un sistema acuático se refleja en sus comunidades a través del desarrollo simultáneo de tres clases de fenómenos: 1) modificación del tipo de comunidades; 2) aparición y proliferación de especies asociadas a determinados aportes y 3) desaparición parcial o total de la población inicial (Melcalfe, 1989; Toro *et al.*, 2003; Moya, 2006). De ahí que la presencia o ausencia de determinadas especies permite efectuar un diagnóstico del nivel de contaminación del sistema estudiado y en comparación con los análisis químicos o de toxicidad es más sencillo y relativamente más económico (Peña *et al.*, 1999).

## **1.4. Salinidad.**

La salinidad se define como el contenido de sales disueltas en un cuerpo de agua, aunque también es válido emplear este término para referirse al contenido de sales en un suelo (Lewis, 1980).

La salinidad del agua dulce puede definirse como la concentración de electrolitos (sustancias que pueden disociarse en iones con carga positiva o negativa) presentes en disolución (Lewis, 1980).

En las aguas dulces, las sales más abundantes son carbonatos, sulfatos y cloruros. Los cationes de mayor importancia son el calcio (64%), el magnesio (17%), el sodio (16%) y el potasio (3%).

La concentración de sales minerales en las aguas dulces está relacionada con los procesos de osmoregulación de los organismos acuáticos. Además la salinidad es una condición ambiental que influye en la distribución, la abundancia y el desarrollo del zooplancton y fitoplancton. Distintas especies del mismo género toleran de forma diferente la concentración de sal. Las plantas adaptadas a condiciones salinas se llaman halófitas. Algunos organismos (principalmente bacterias) que pueden vivir en condiciones muy salinas se clasifican como halófilos extremófilos. La variación diaria y estacional de la salinidad puede ser grande en determinados ambientes y condiciona la existencia de especies eurihalinas, organismos que pueden vivir en un amplio rango de salinidades como es el caso de las aguas salobres.

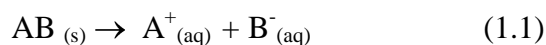
### **1.4.1. Solubilidad de las sales.**

La solubilidad de una sal es un parámetro que representa la cantidad máxima de sal presente en un volumen de solución a una temperatura definida, se expresa en g/L, mg/L o moles /L. Por lo general, la solubilidad de las sustancias aumenta con la temperatura, sin embargo, en los gases se presenta un fenómeno inverso: la solubilidad disminuye a medida que aumenta la temperatura. Dependiendo de la solubilidad de los compuestos, se pueden agrupar en distintas clases como se aprecia en la tabla 1.2.

Tabla 1.2. Clasificación de la solubilidad de los compuestos (Drever, 1997).

Solubilidad	Concentración
Soluble	>50 g/L
Moderadamente soluble	10-50 g/L
Ligeramente soluble	1-10 g/L
Moderadamente insoluble	0.01-1 g/L
Insoluble	<0.01 g/L

El equilibrio de solubilidad es el estado que se alcanza cuando en una solución la velocidad de disolución de una sal iguala la velocidad de precipitación de la misma. Así, cada solución alcanza dicho equilibrio a una concentración constante que depende de la temperatura. Este equilibrio se puede expresar mediante la constante del producto de solubilidad ( $K_{ps}$ ), la cual depende de las concentraciones de los iones en solución en función de su equilibrio de ionización (ecuaciones 1.1, 1.2 y 1.3).



donde:

$AB_{(s)}$  = sal o compuesto sólido

$A^+_{(aq)}$  y  $B^-_{(aq)}$  = iones en solución acuosa

$$\text{Producto iónico} = [A^+] [B^-] \quad (1.2)$$

donde:

$[A^+]$  = concentración del ión  $A^+$  en solución

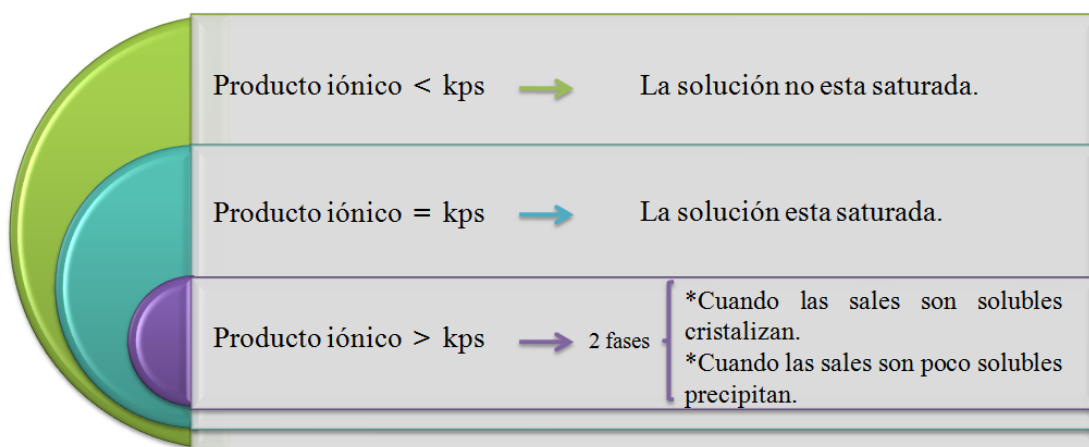
$[B^-]$  = concentración del ión  $B^-$  en solución

$$K_{ps} = [A^+] [B^-] \quad (1.3)$$

El producto iónico  $[A^+][B^-]$  es el producto de las concentraciones de los iones en cualquier momento de la disolución de la sal. El producto iónico es igual a la  $K_{ps}$  únicamente cuando la sal se encuentra en equilibrio con sus iones en disolución.



De tal manera que se presentan distintos fenómenos en una solución, dependiendo el valor de  $K_{ps}$  y el producto iónico (Drever, 1997):



#### 1.4.2. Salinidad en agua de riego.

El agua usada para riego puede variar enormemente en calidad dependiendo del tipo y cantidad de sales disueltas. Las sales presentes en el agua para riego se encuentran en cantidades pequeñas pero significativas y se originan por la disolución o intemperismo de las rocas; por la disolución de cal y yeso, así como la de otros minerales contenidos en los suelos. Estas sales son transportadas por el agua hasta el sitio donde son usadas, en el caso de riego, las sales son aplicadas junto con el agua y permanecen en el suelo cuando el agua se evapora o es empleada por los cultivos.

La calidad de agua para riego se determina no solo en función de la cantidad de sales presentes sino también por la clase de sales. A medida que el contenido de sales aumenta, se desarrollan diversos problemas tanto para los suelos como para las plantas (Ayers y Wescot, 1994). Generalmente se considera sal al cloruro de sodio, sin embargo, es común encontrar otras sales en el agua que forman parte de la composición natural del agua o que son el resultado de la incorporación de otras sustancias de origen antropogénico (Fipps, 2005). Además de las sales, existe un cierto número de elementos traza que pueden estar presentes en el agua limitando su uso para irrigación (Anexo).

La calidad del agua para riego generalmente se estima considerando los riesgos o problemas potenciales esperados a través de su uso por largos periodos de tiempo. De esta forma, los criterios de calidad del agua para riego se han desarrollado en base a los problemas ocasionados en el suelo tales como salinización o disminución de la velocidad de infiltración o bien respecto de la afectación de los cultivos por la incorporación de ciertos elementos tóxicos (Ayers y Westcot, 1994).

La evaluación de la calidad de agua de riego requiere de la determinación de diversos parámetros particularmente para evaluar el riesgo de salinidad. Un análisis de la calidad del agua para riego incluye la determinación de: (1) concentración total de sales solubles; (2) proporción relativa de sodio respecto a otros cationes, (3) contenido de bicarbonatos, así como su relación con calcio y magnesio y (4) concentración de elementos y compuestos específicos (Ayers y Westcot, 1994).

### **1.4.3. Salinidad en suelos.**

La salinidad es un grave problema que afecta a los suelos, particularmente en regiones áridas y semiáridas. Existen dos tipos: (1) la salinidad primaria que es un proceso natural de deposición de sales debido a la evaporación de agua de los terrenos o superficies, donde influyen factores geológicos como la presencia de cuencas cerradas y (2) la salinidad secundaria, que es el resultado de la acumulación de las sales del suelo por actividades antropogénicas, principalmente por irrigación de zonas agrícolas con aguas de mala calidad (Williams, 1987; Bailey *et al.*, 2005).

La superficie agrícola del planeta afectada por salinidad es de alrededor de mil millones de hectáreas (figura 1.6). En algunos países como Paquistán, 4.7 millones de hectáreas han sido afectados debido a salinidad secundaria. En Australia, aproximadamente 5.7 millones de hectáreas son afectadas por la salinidad debido al riego por inundación. Se estima que para el año 2050 las cifras aumentarán a 17 millones de hectáreas, en la parte Este, Sur y Victoria en Australia (NWRLA, 2001). Sin embargo el aumento en la concentración de sales no es solo un problema de áreas continentales, pues este problema también está afectando zonas costeras (estuarios, marismas, humedales)

debido al incremento de sales por la introducción de aguas residuales urbanas, agrícolas e industriales en los ríos con las consecuentes descargas al mar (SEAC, 1996). Otros países que presentan graves problemas por salinidad de suelos son: India y China (7 millones de hectáreas), Estados Unidos (4.2 millones de hectáreas), Irán y Egipto (1 millón de hectáreas afectadas).

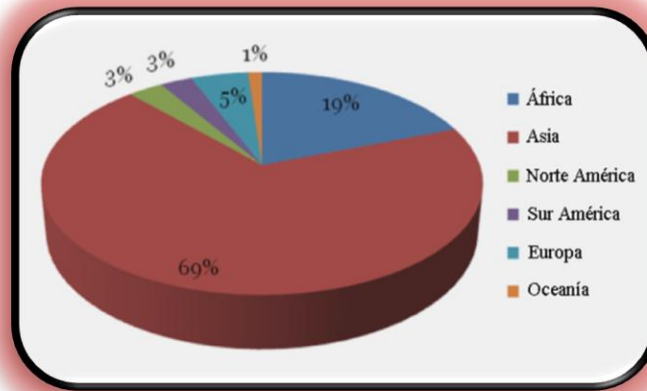


Figura 1.6. Porcentaje de suelos afectados por salinidad a nivel mundial (Bailey *et al.*, 2005).

El agua, es vehículo de sales y elementos importantes, pero se puede convertir en un factor negativo en la producción agrícola si posee niveles excesivos de sulfatos, cloruros, magnesio, flúor, etc. Las sales pueden encontrarse en el suelo de varias formas: precipitadas bajo la forma de cristales; disueltas en la solución, o bien adsorbidas en el complejo de intercambio. El contenido en sales en cualquiera de estas tres situaciones cambia continuamente dependiendo de la humedad del suelo, pasando las sales de una condición a otra. Así en período seco la cristalización aumenta, las sales en solución disminuyen y aumentan las adsorbidas; en tanto que en épocas de lluvia el comportamiento es inverso (Mendelssohn *et al.*, 1999).

Las sales son el resultado de la combinación de unos cuantos elementos químicos, principalmente: O, Ca, Mg, Na, K, Cl, S, C y N, los cuales son frecuentes en la corteza terrestre. De esta forma, las sales proceden de la meteorización de las rocas ígneas y se acumulan en rocas sedimentarias, suelos y aguas. Otra parte de sus constituyentes provienen de las emisiones volcánicas, particularmente cloro y azufre. La secuencia de liberación de los iones constituyentes de las rocas y minerales, su movilidad y su facilidad

para acumularse en las depresiones fisiográficas, dando suelos salinos, son inversamente proporcionales al coeficiente de energía de estos iones. Por tanto, los nitratos, cloruros, sulfatos y carbonatos de iones alcalinos y alcalinotérreos (tabla 1.3), son las sales que con mayor facilidad pueden formarse debido a la meteorización de la corteza terrestre (Mendelssohn *et al.*, 1999).

Tabla 1.3. Principales sales encontradas en suelos y agua para irrigación (Longenecker y Lyrely, 1994; Tanji, 1990).

Clase	Fórmula química	Contenido relativo en agua	Presencia en los suelos	Solubilidad	Toxicidad para las plantas
<b>CLORUROS</b>					
Sódico	NaCl	Moderado a alto	común	alta	+++
Magnésico	MgCl <sub>2</sub>	Moderado	común	alta	++++
Cálcico	CaCl <sub>2</sub>	Moderado	raro	alta	++
Potásico	KCl	Bajo	baja	alta	+
<b>SULFATOS</b>					
Sódico	Na <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	Moderado a alto	común	muy variable	++
Magnésico	MgSO <sub>4</sub>	Moderado a bajo	común	media	++++
Cálcico	CaSO <sub>4</sub> * 2H <sub>2</sub> O	Moderado a bajo	común	baja	+
Potásico	K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	Bajo	baja	alta	+
<b>CARBONATOS</b>					
Sódico	Na <sub>2</sub> CO <sub>3</sub>	Traza o ausente	en suelos sódicos	media	+++++
Cálcico	CaCO <sub>3</sub>	Muy bajo	común	baja	+
<b>BICARBONATOS</b>					
Sódico	NaHCO <sub>3</sub>	Bajo	en suelos sódicos	media	++++
<b>NITRATOS</b>					
	NO <sup>3-</sup>	Bajo a ausente	común	alta	+
<b>BORATOS</b>					
	BO <sup>3-</sup>	Traza o ausente	baja	media	+++

Toxicidad: + muy baja; ++ baja, +++ moderada, ++++ alta, +++++ muy alta.

## 1.5. Fitoplancton.

Se denomina fitoplancton al conjunto de organismos acuáticos autótrofos del plancton, que tienen capacidad fotosintética y que viven dispersos en el agua, constituye la base de la cadena alimentaria de los ecosistemas acuáticos, siendo el productor primario de estos ambientes. El fitoplancton capta dióxido de carbono ayudando a regular el clima y es el principal responsable de la presencia de oxígeno (O<sub>2</sub>) en la atmósfera. Dentro de los principales microorganismos que conforman el fitoplancton se encuentran las diatomeas, los dinoflagelados y las cianobacterias.

### 1.5.1. Diatomeas.

Las diatomeas son algas unicelulares del reino protista pertenecientes a la clase *Bacillariophyceae*, las cuales se encuentran ampliamente distribuidas en habitats acuáticos tanto marinos como continentales. Son organismos que presentan membrana celular, cromatóforos, vacuolas y otros elementos. Su membrana celular está formada por celulosa impregnada de una mezcla silícica (SiO<sub>2</sub>\*nH<sub>2</sub>O) por lo que forma una especie de caparazón a la que se le conoce como frústulo o teca. Este caparazón está conformado por dos partes a las que se denomina semitecas. A cada una de estas semitecas se les llama epiteca o hipoteca según su posición (arriba o abajo), siendo de mayor tamaño la epiteca que la hipoteca. La zona superior de la epiteca y la zona inferior de la hipoteca reciben el nombre de valvas, las cuales tienen una partición conocida como rafe, dividiéndolas simétricamente, de ahí el nombre del grupo; al borde de las semitecas se les conoce como pleuras (Du Buf y Bayer, 2002).

La evidencia fósil sugiere que las diatomeas se originaron durante o antes del período Jurásico Temprano. Actualmente se conocen más de 200 géneros vivientes de diatomeas y se estiman alrededor de 100 000 especies extintas. Además de presentarse tanto en agua dulce como salada, también se encuentran en ambientes donde existen condiciones extremas de temperatura o salinidad. La mayoría son pelágicas (viven en aguas libres), aunque algunas son bentónicas (adheridas al sedimento), o incluso pueden vivir sobre superficies húmedas (Round *et al.*, 1990).

Las diatomeas se clasifican en tres tipos: diatomeas céntricas (*Coscinodiscophyceae*); diatomeas pennales sin rafe (*Fragilariophyceae*) y diatomeas pennales con rafe (*Bacillariophyceae*). Aunque generalmente solo se consideran como “diatomeas céntricas” aquellas que presentan valva circular y cuyas estrías van desde el centro al borde, y como "diatomeas pennales" aquellas que tienen forma alargada. En la tabla 1.4 se muestran las principales características de cada una de ellas (Round *et al.*, 1990).

Tabla 1.4. Diferencias entre diatomeas céntricas y pennales (Round *et al.*, 1990).

Ordenes	Pennales	Centrales
<b>Tipo de simetría de las ornamentaciones</b>	Bilateral	Radial
<b>Forma de los frústulos</b>	Alargada	Circular, triangular, cuadrangular
<b>Presencia de rafe</b>	Si	No
<b>Movilidad</b>	Si	No
<b>Tipo de reproducción sexual</b>	Isogamia	Oogamia
<b>Hábitat preferencial</b>	Agua dulce	Agua marina o salobre

#### (a) Diatomeas céntricas

Las diatomeas de simetría radiada están en relación con una mayor o menor disposición de sílice, de manera que la zona de mayor disposición forma una especie de muro donde se delimita una zona de depresión formando una especie de retículo semejante a una red y delimitando a su vez otras zonas de menor disposición de sílice, en la cual aparecen poros denominados punteaduras, donde la célula se pone en contacto con el medio acuático. Estas zonas de depresión también reciben el nombre de aerolas. Dentro de este grupo se encuentran *Coscinodiscus* y *Triceratium* (Round *et al.*, 1990).

#### (b) Diatomeas pennales

Las diatomeas con simetría lateral presentan un abultamiento de mayor disposición de sílice denominado nódulo, habiendo dos nódulos polares y un nódulo central. Cruzando toda la célula hay una rendija que se abre y que va de nódulo a nódulo. Es una zona donde las células están en contacto con el medio acuático y en esas zonas no hay sílice, siendo

esta zona la responsable del movimiento que presentan algunas diatomeas. Todas las diatomeas con capacidad de movimiento poseen rafe, ya que es en el rafe donde se produce una serie de diferencias de presión que permiten el desplazamiento del alga. En esa zona también se lleva a cabo la producción de mucílago que hace que la célula pueda quedar adherida al sustrato. También presentan ornamentación formada por estrías y costillas. Las costillas son zonas donde hay una mayor disposición de sílice y que se alternan con las estrías, zonas de menor disposición de sílice, en estas estrías aparecen pequeños poros llamados punetas, en las zonas más deprimidas, a través de las cuales la célula puede ponerse en contacto con el medio acuático. Dentro de este grupo se encuentran *Navicula* y *Camphanema* (Round *et al.*, 1990).

#### **1.5.1.1. Reproducción.**

Generalmente la reproducción de las diatomeas es por división celular (mitosis), solo cuando las condiciones no lo permiten las diatomeas se reproducen sexualmente, pero ello depende del grupo de diatomeas.

La reproducción asexual tiene lugar por bipartición, sin embargo, dadas las características del frústulo, se produce un fenómeno único en el mundo de los seres vivos: cuando ocurre la mitosis, las dos valvas se separan y cada una de ellas produce una nueva hipoteca, de manera que la hipoteca de la célula parental actúa siempre como epiteca de una célula hija de forma que cada hipoteca es más joven que la epiteca correspondiente; como consecuencia tras sucesivas divisiones celulares a lo largo del tiempo, se produce una disminución del tamaño de las células (Round *et al.*, 1990).

La reproducción sexual se presenta cuando la diatomea ya es demasiado pequeña, transformándose en gametangios produciendo gametos. El espermatozoide se dirige a una ovocélula, la fecunda y forma un pequeño cigoto con capacidad de aumentar hasta cuatro veces su tamaño original al cual se le denomina auxocigoto o auxoespora. Cuando el cigoto aumenta de tamaño se desprende de sus valvas originales y fabrica otras nuevas (figura 1.7).

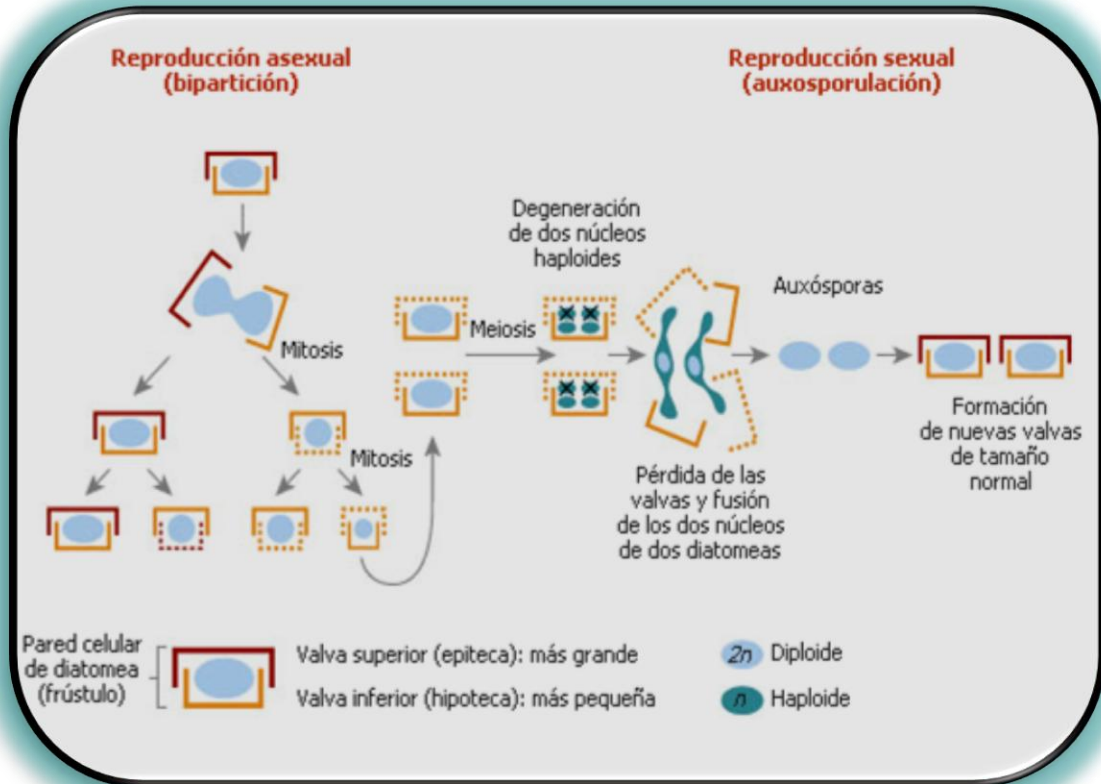


Figura 1.7. Reproducción sexual y asexual de diatomeas (Round *et al.*, 1990).

El grupo de las diatomeas céntricas se reproduce sexualmente por oogamia y son especies dioicas en las que los microgametos constituyen la única forma flagelada que aparece en las diatomeas.

Las diatomeas pennales se reproducen por isogamia y son especies monoicas (que por cada gametangio hay dos gametos ameboides), los gametos se aproximan y se rodean de un material mucilaginoso, se desplazan los dos gametos ameboides hacia el centro y se produce la fecundación. Se forma un auxocigoto y éste aumenta su tamaño hasta cuatro veces, liberando sus valvas y fabricando nuevas (Mann y Droop, 1996).

#### 1.5.1.2. Ciclo de vida de las diatomeas.

El ciclo de vida de una diatomea se puede ejemplificar con el género *Stephanodiscus*, el cual inicia con la formación de los gametos móviles los cuales no se



observan en este género en particular (figura 1.8a), después de la fecundación, se produce una nueva auxoespora (figuras 1.8b y 1.8c), la cual en etapas posteriores se rompe revelando parte de la célula (figura 1.8d). De este modo, en la etapa inicial de división celular se desarrollan dos nuevas hipovalvas (figura 1.8e). Una de las células de esta etapa se forma con una valva normal (figura 1.8f) y una valva inicial (figura 1.8g). Posteriormente, una célula se forma siguiendo algunas divisiones de otra célula que no se ilustra pero que es una réplica de la figura 1.8f, figura 1.8h y figura 1.8i. Posteriormente se tiene reducción a tamaño vegetativo (figura 1.8i) y pequeñas células producen gametos ya sea macho o hembra (Round *et al* 1990), finalmente regresa a su tamaño original, iniciando de esta manera un nuevo ciclo.

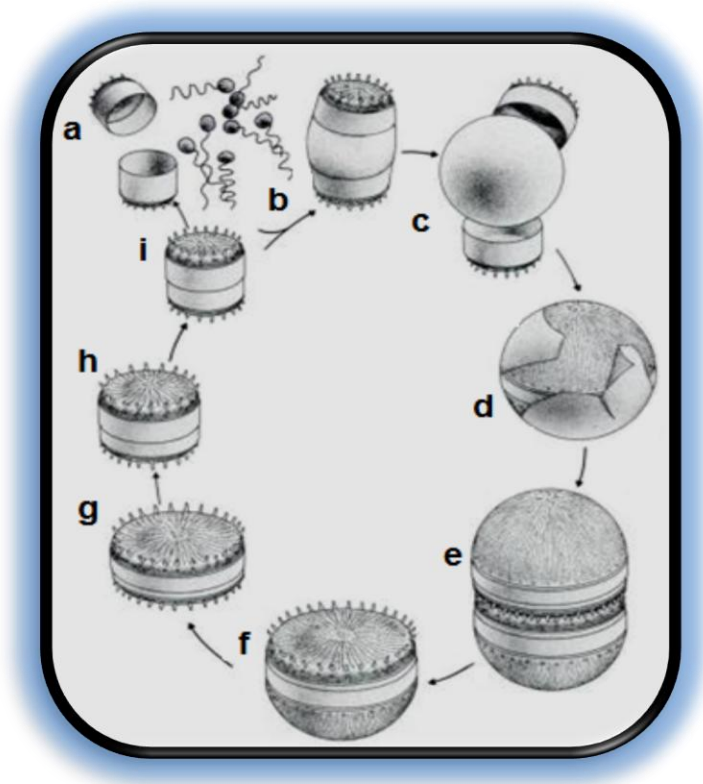


Figura 1.8. Ciclo de vida de las diatomeas (Round *et al.*, 1990).

### **1.5.1.3. Las diatomeas como bioindicadores.**

Desde los años ochenta, las diatomeas se han utilizado como indicadores biológicos para calidad de agua en la mayoría de los países de Europa y en Estados Unidos (Pan *et al.*, 1999). En la actualidad, se emplean cada vez con mayor frecuencia en Asia, África, Sudamérica y Caribe (Chile, Argentina, Brasil, Costa Rica).

Las diatomeas son herramientas muy útiles porque tienen una gran diversidad florística (solo en aguas dulces 10,000 taxa). Estudiarlas representa un costo muy bajo ya que el muestreo es sencillo y rápido, además, tienen la ventaja de ofrecer información de efectos ambientales prolongados, ya que los organismos acuáticos integran los efectos de calidad del agua por largo tiempo, en tanto que los métodos físicoquímicos permiten un diagnóstico instantáneo de las condiciones del agua. Los análisis físicoquímicos son un buen indicador de la calidad química de los sistemas acuáticos, pero no integran factores que alteran la vegetación o el flujo (Karr *et al.*, 2000). Los parámetros usados para determinar la calidad ecológica en sistemas acuáticos a partir de comunidades biológicas, integran los efectos ambientales de la química del agua, así como las características físicas y geomorfológicas de ríos y lagos (Stevenson y Pan, 1999).

Las diatomeas son altamente sensitivas, otorgan información asociada a la cantidad de material orgánico, son excelentes indicadores de algunas características físicoquímicas de los sistemas acuáticos como la mezcla o estratificación, la temperatura, el pH o la salinidad (Gell, 1998). También son indicadores de eutrofización e impacto antropogénico en general (Christie y Smol, 1993; Smith *et al.*, 1999). Además, las valvas silíceas de las diatomeas bien preservadas, tanto fósiles como actuales, pueden ser utilizadas como trazadores para la reconstrucción paleolimnológica de sistemas acuáticos (Kelly *et al.*, 1998, Prygiel *et al.*, 2002), cambios climáticos (Bigler y Hall, 2002) y procesos naturales como erupciones volcánicas (Cruces *et al.* 2006).

En general, las diatomeas se consideran excelentes sensores naturales de la calidad ambiental del medio, debido a que son las algas más abundantes en los ecosistemas fluviales, con una amplia distribución geográfica y gran capacidad de colonizar ambientes

de condiciones extremas o en condiciones límite para otros organismos (Sunda y Huntsman, 1998).

Actualmente se estudian las comunidades de diatomeas epilíticas o bentónicas bien estructuradas, que viven adheridas a los sedimentos y en zonas de máxima corriente de agua. A diferencia de otros organismos, las diatomeas que se fijan a los sedimentos no absorben los nutrientes depositados en el fondo del agua y son los bioindicadores más representativos de la composición química del agua que circula (Alvial *et al.*, 2007).

En los ambientes lacustres es posible encontrar diatomeas tanto bentónicas como planctónicas (provenientes de la columna de agua), por esta razón, los sedimentos entregan un registro temporal y espacial de lo que habita en el sistema lacustre (Anderson y Battarbee, 1994). Las diatomeas depositadas en los sedimentos lacustres pueden entregar información ambiental de los procesos transcurridos en el ecosistema acuático (Brugam, 1983). Esto es posible, porque entre las capas sedimentarias que se depositan lentamente y con poca perturbación se van archivando los restos silíceos de las diatomeas que pueden ser utilizadas como indicadores de las condiciones ambientales del lago al momento de depositarse (Smol y Cumming, 2000).

Una de las dificultades para la realización de estudios basados en diatomeas es la falta de información acerca de la composición y distribución de las especies en una región geográfica de interés (Smol y Cumming, 2000). A pesar de su potencial, el uso de diatomeas como indicador biológico para calidad de agua en sistemas fluviales es limitado, debido a que sus modelos distribucionales responden a una multitud de diversos factores biogeográficos, biogeoquímicos y antropogénicos (Potapova y Charles , 2002).

### **1.5.2. Dinoflagelados.**

Los dinoflagelados corresponden a un grupo de microorganismos de carácter cosmopolita presentes en el fitoplancton cuyo tamaño fluctúa entre 20 y 500  $\mu\text{m}$ , por lo que se les ubica dentro del microplancton (Steidinger y Tangen, 1996).

Los dinoflagelados están considerados como el grupo más primitivo de eucariotes, pues combinan caracteres de procariotas con caracteres de eucariotas. El phylum *Dinoflagellata* data del Precámbrico Tardío – Cámbrico y su registro fósil está constituido primordialmente por las formas enquistadas que se producen durante la fase diploide del ciclo de vida de estos organismos (Brock *et al.*, 1987).

Los dinoflagelados son abundantes y diversos en ambientes pelágicos a someros debido a sus diferentes requerimientos nutricionales, permitiéndoles habitar tanto en medio marino como en aguas dulces. Sus hábitos alimenticios varían según sean autótrofos (fotosintéticos), predadores, parásitos o simbioses, favoreciendo su desarrollo en diferentes ecosistemas (Wilson, 1967).

#### **1.5.2.1. Clasificación de los dinoflagelados.**

Para su clasificación, los dinoflagelados pueden ser divididos en dos grandes grupos, diferenciados por la presencia o ausencia de placas en su amphiesma, por lo que se les denomina tecados o atecados respectivamente. Las formas más comunes de dinoflagelados fósiles son quistes y representan especies relacionadas con los géneros vivientes: *Peridinium* (*peridinioideas*), *Gonyaulax* (*gonyaulacoideas*) y *Ceratium* (*ceratioideas*).

##### **(a) Dinoflagelados atecados.**

La estructura celular de los dinoflagelados atecados se divide en dos regiones una superior: epicono (o episoma) y una inferior: hipocono (o hiposoma), ambas separadas por el cingulum (o cingulo) que corresponde a un surco transversal que rodea a toda la célula y que aloja al flagelo transversal. En el hipocono, y en posición ventral, se encuentra el

sulcus, el cual corresponde a un surco longitudinal que aloja al flagelo longitudinal. La cara por la que se puede ver el sulco se denomina ventral y la contraria dorsal (figura 1.9).

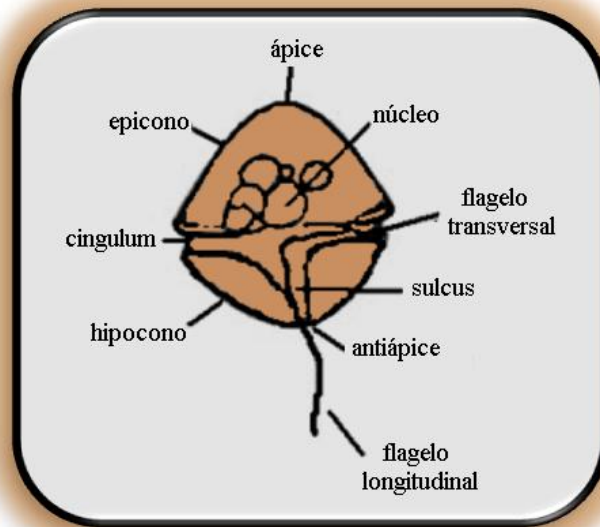


Figura 1.9. Estructura de los dinoflagelados atecados (Wilson, 1967).

### (b) Dinoflagelados tecados.

La estructura celular de este grupo se basa también en dos regiones denominadas epiteca la superior e hipoteca la inferior. Al igual que en los atecados, ambas se encuentran separadas por el cingulum, que aloja al flagelo transversal, y en la región ventral de la hipoteca se encuentra el sulcus que aloja al flagelo longitudinal. Los dinoflagelados tecados, además de diferenciarse de los atecados por la presencia de placas, también lo hacen porque generalmente la epiteca e hipoteca presentan prolongaciones denominadas cuernos. La epiteca se prolonga en un cuerno apical, y la hipoteca en dos cuernos antapicales, los cuales en algunas especies corresponden a espinas. La dirección en que se proyectan los cuernos antapicales puede variar en las diferentes especies, es decir, se pueden disponer hacia arriba, casi paralelos al cuerno apical, o bien hacia abajo. El grupo de los tecados también se caracteriza por la presencia de estructuras accesorias: aleta o expansiones aliformes, espinas, etc., todas se utilizan como una característica taxonómica (figura 1.10).

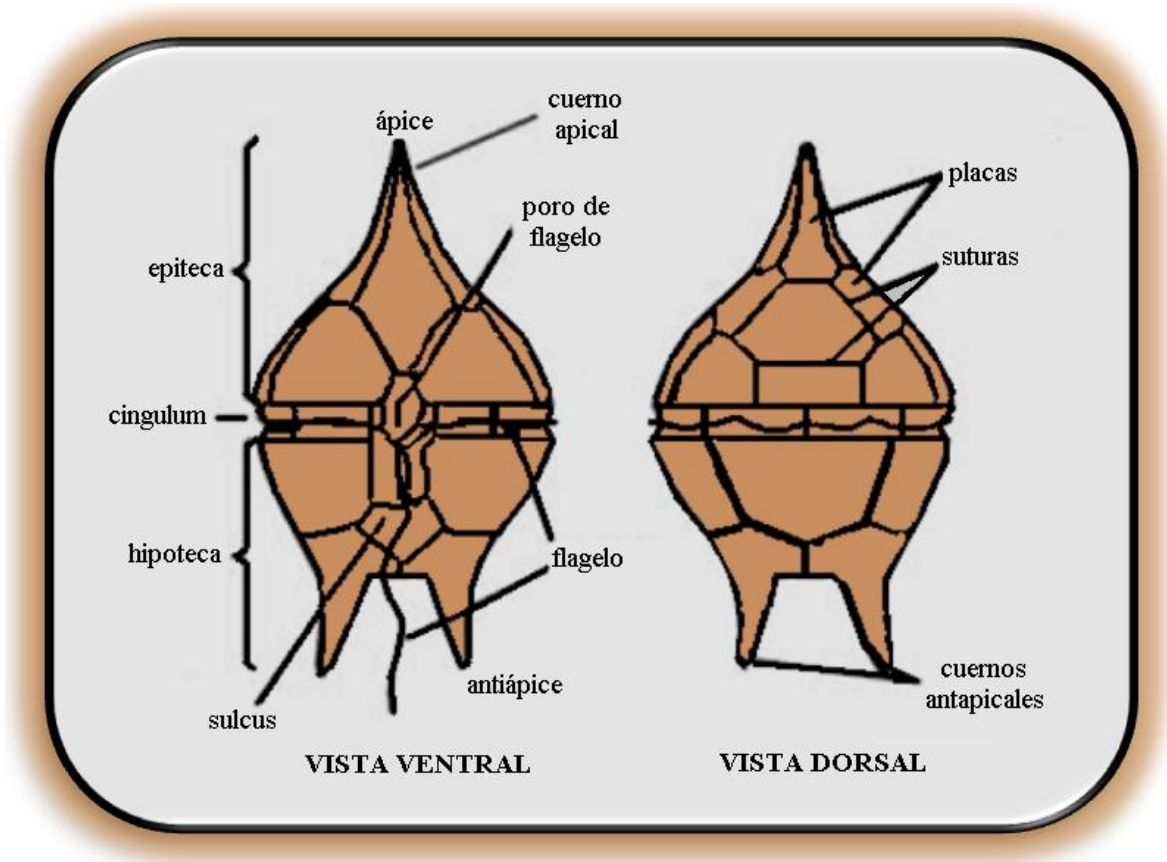


Figura 1.10. Estructura de los dinoflagelados tecados (Wilson, 1967).

### 1.5.2.2. Ciclo de vida de los dinoflagelados.

El ciclo vital de muchas especies de dinoflagelados presenta dos estadios principales. Uno móvil en el cual la célula está envuelta en una membrana llamada amphiesma y ocasionalmente por una estructura celulósica llamada teca, la cual no es fosilizable. En el otro estadio, la célula es inmóvil y se encuentra dentro de un quiste, el cual en ocasiones está hecho de un material proteínico muy resistente que si es fosilizable. En términos generales su reproducción es asexual (figura 1.11).

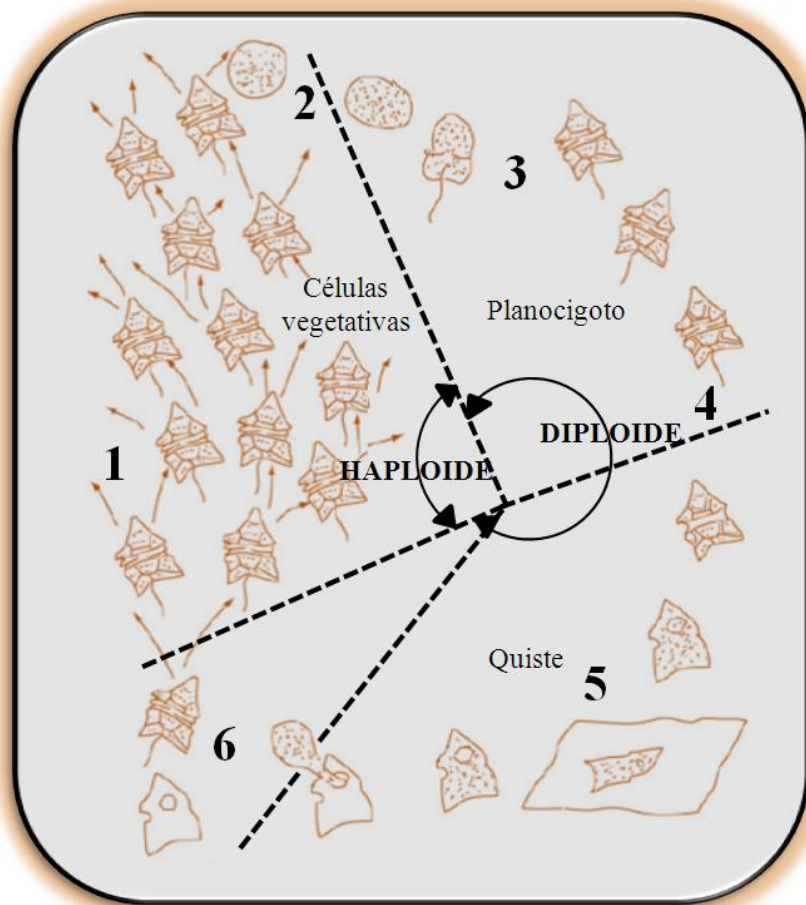


Figura 1.11. Ciclo de vida de los dinoflagelados: 1) incremento poblacional de células móviles vegetativas en la fase haploide; 2) fusión de células vegetativas generando cigotos diploides; 3) cambio morfológico del cigoto diploide a planocigoto, perdiendo gradualmente su movilidad; 4) cambio morfológico a quiste, pérdida total de movilidad; 5) deposición del quiste en sedimentos; 6) germinación del quiste bajo condiciones favorables (modificado de Brock *et al.*, 1987).

### 1.5.2.3. Los dinoflagelados como bioindicadores.

El fitoplancton como productor primario se encuentra afectado por la disponibilidad de nutrientes, en especial las especies autótrofas, las cuales presentan un mayor crecimiento de su población en respuesta a una mayor oferta de nutrimentos: materia orgánica,  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{PO}_4^{3-}$  (Washington, 1984). Por otra parte, especies heterótrofas registran de igual manera un incremento poblacional en relación al incremento de las autótrofas. Los dinoflagelados por tanto, pueden ser utilizados como indicadores de sistemas altamente productivos (Washington, 1984).

### 1.5.3. Toxicidad de diatomeas y dinoflagelados.

Diversas especies de dinoflagelados, diatomeas y cianobacterias que constituyen el fitoplancton producen moléculas orgánicas complejas con altas propiedades tóxicas denominadas comúnmente toxinas (figura 1.12). Este tipo de fitoplancton provoca dos tipos de toxicidad principalmente: uno ejerce su acción sobre poiquiloterms marinos (peces) y otro a los vertebrados homeotermos (leones marinos) que ingieren algunos moluscos bivalvos, estos moluscos se alimentan por filtración del agua que contiene el plancton. Las toxinas se retienen en el tracto digestivo, sifones branquiales, cavidad paleal y especialmente en el hepatopáncreas donde se acumulan (Anderson, 1989; Smayda, 1989; Hallegraeff, 1993). La presencia de las toxinas no tiene ningún efecto sobre los moluscos y sobre los peces, ni altera su aspecto, olor, sabor, etc. Sin embargo, dependiendo de la toxina acumulada en el zooplancton y su posterior ingesta por el ser humano, se pueden presentar diferentes tipos de intoxicaciones: paralítica, diarreica y amnésica (tabla 1.5). Las toxinas de microalgas representan un problema ambiental debido principalmente a su acumulación en mariscos y pescados que posteriormente son ingeridos por el ser humano (OMS, 1990).

Tabla 1.5. Principales toxinas producidas por el fitoplancton (FAO, 2005).

Toxina	Fitoplancton que la produce	Características y efectos en el hombre
<b>Saxitoxina</b>	Dinoflagelados ( <i>Alexandrium</i> y <i>Gymnodinium</i> )	Provoca intoxicación paralítica, la actuación de esta toxina es muy rápida, notándose los síntomas sólo minutos después de ingerir el alimento contaminado.
<b>Ácido ocadaiko</b>	Dinoflagelados ( <i>Gambierdiscus</i> y <i>Prorocentrum</i> )	Provoca intoxicación diarreica, trastornos digestivos y vómitos, en un plazo de unos 30 minutos a algunas horas tras la ingestión de los moluscos contaminados.
<b>Ácido domoico</b>	Diatomeas ( <i>Pseudo nitzschia pungens</i> y <i>Pseudo nitzschia australis</i> )	Produce intoxicación amnésica, con daños neurológicos que pueden ser severos y permanentes.
<b>Microcistina</b>	Cianobacterias	Se han encontrado en aguas de consumo humano, en suplementos dietéticos a base de algas y en hortalizas regadas con aguas contaminadas
<b>Brevitoxina</b>	Dinoflagelados ( <i>Alexandrium</i> , <i>Gymnodinium catenatum</i> y <i>Pyrodinium compressum</i> ).	La intoxicación se manifiesta por un hormigueo en los labios, lengua, boca y cara, pérdida de fuerza muscular, parálisis, dificultad respiratoria, náuseas, mareos y vómitos. Estos síntomas suelen aparecer dentro de los 30 a 60 minutos después de la ingesta.



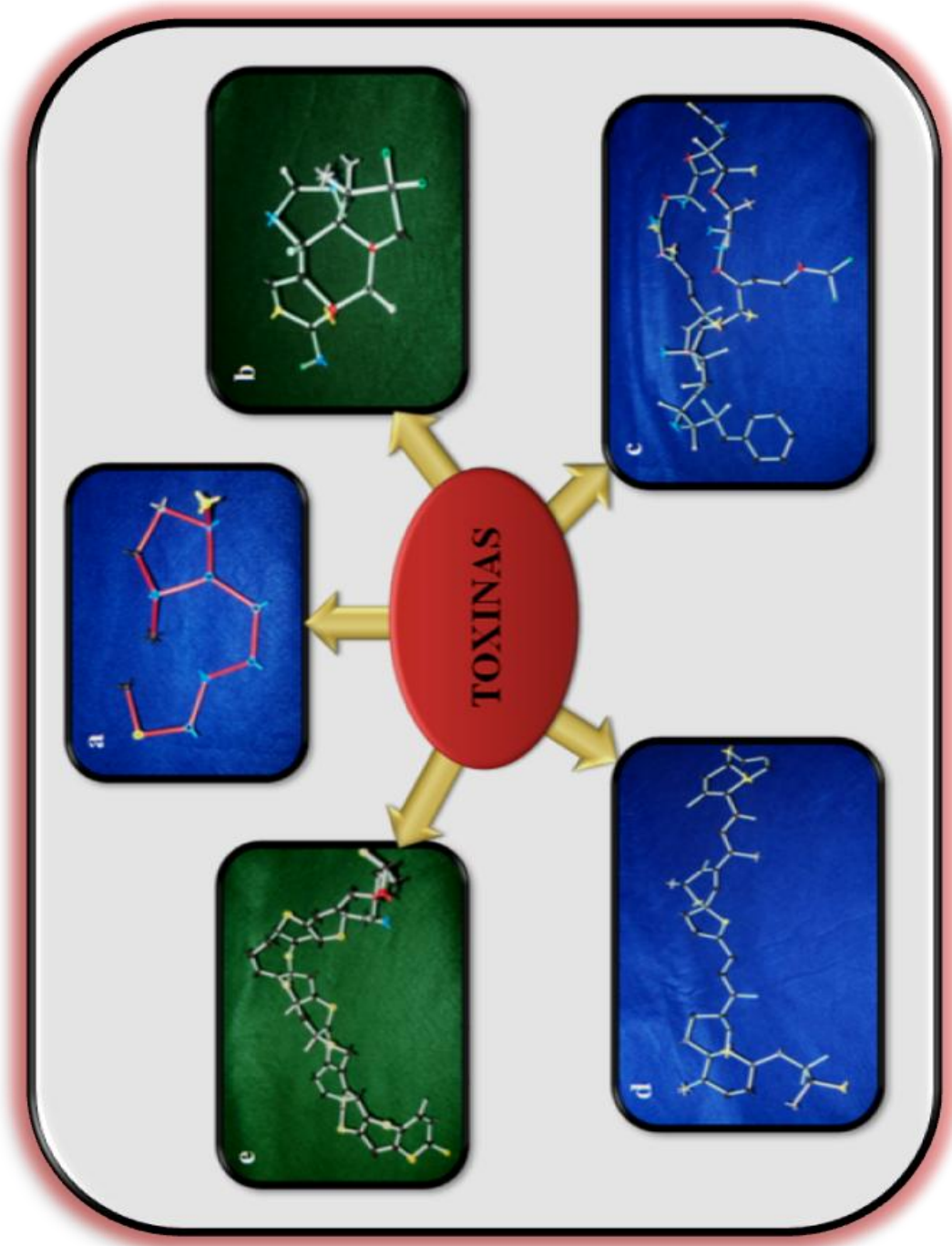


Figura 1.12. Estructura química de algunas toxinas: a) ácido domoico, b) saxitoxina, c) microcistina, d) ácido okadaico, e) brevixina (modificado de FAO, 2005).

**CAPÍTULO 2**

**DESCRIPCIÓN DEL**

**ÁREA**

**DE ESTUDIO**

## 2.1. Localización y vías de acceso.

La laguna de Zupitlán se localiza entre el poblado de Los Migueles y la hacienda de Zupitlán, municipio de Acatlán, Estado de Hidalgo. Entre las coordenadas geográficas  $20^{\circ}08'42''$  y  $20^{\circ}09'32''$  de latitud norte y entre  $98^{\circ}23'12''$  y  $98^{\circ}24'36''$  de longitud oeste, sobre una altitud de 2 000 msnm.

La principal vía de acceso para llegar a la laguna de Zupitlán es a través de la carretera federal No. 132 México-Tuxpan o la carretera estatal No. 130 Pachuca-Tulancingo, a la altura del poblado de Santa María se toma la carretera Tulancingo-Huasca, recorriendo 3.5 Km hasta llegar al poblado de Jaltepec, donde se toma una desviación hacia la laguna recorriendo 4.5 Km de pavimento y 0.5 Km de terracería. Otra vía de acceso es partiendo de la cabecera municipal de Acatlán, se toma la carretera Acatlán-Los Migueles, recorriendo aproximadamente 3 Km de pavimento y 1 Km de terracería (figura 2.1).

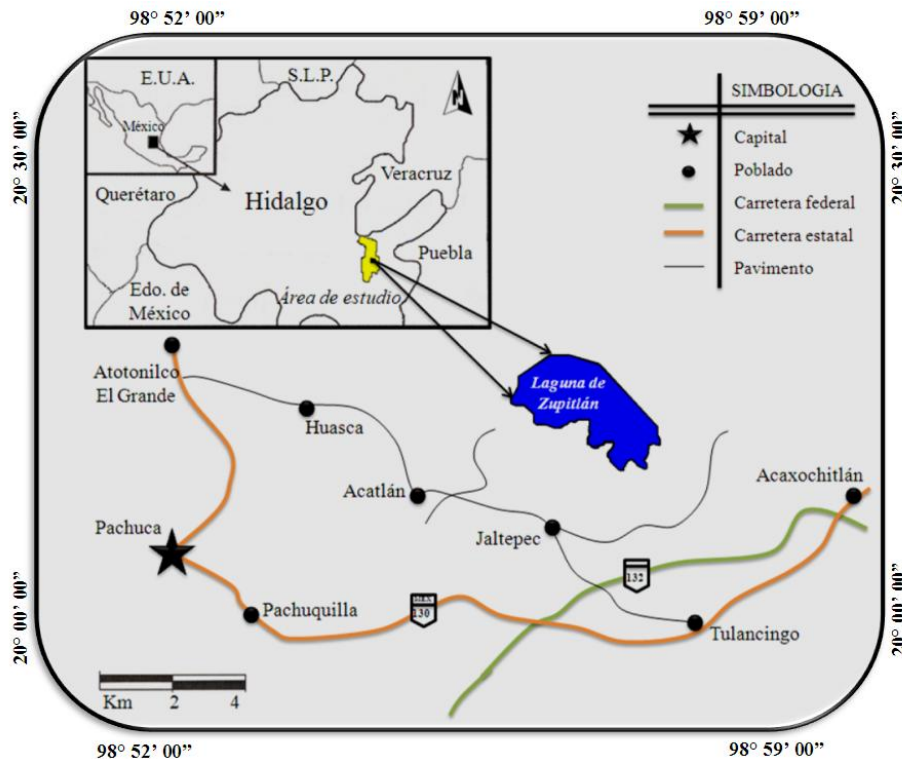


Figura 2.1. Ubicación geográfica de la laguna de Zupitlán, municipio de Acatlán, Estado de Hidalgo (modificado de INEGI, 2008).

La laguna de Zupitlán es un cuerpo de agua endorreico perenne léntico que tiene una superficie de 9. 143 Km<sup>2</sup> aproximadamente, con una capacidad de 2.08 millones de metros cúbicos y una profundidad máxima del orden de 10 metros (figura 2.2). La laguna tiene una ligera inclinación hacia la parte norte, donde disminuye su profundidad hasta los 5 metros aproximadamente. Las principales fuentes de recarga de la laguna son la precipitación pluvial, escorrentías y una recarga subterránea que se encuentra en la parte SW del cuerpo de agua, siendo ésta la zona de mayor profundidad.



Figura 2.2. Vista panorámica de la laguna de Zupitlán, Acatlán, Hgo.

El agua de la laguna se utiliza principalmente para la irrigación de zonas agrícolas (aproximadamente 1 250 hectáreas), siendo maíz, alfalfa y fríjol los principales cultivos en la región. En la parte NE se encuentran los canales de distribución de agua para irrigación, los cuales se dirigen hacia el poblado de Los Migueles. El agua se caracteriza por presentar una coloración verde y turbidez notable (figura 2.3).



Figura 2.3. Canales de distribución para la irrigación de cultivos en la parte NE de la laguna de Zupitlán.

La laguna de Zupitlán es uno de los principales cuerpos de agua superficial del Valle de Tulancingo, la cual hasta hace diez años era uno de los centros recreativos más importantes del municipio de Acatlán, además de representar una fuente de empleo para muchas personas de la región a través de actividades piscícolas. Esta última actividad ha desaparecido gradualmente en los últimos seis años, debido a la disminución de la diversidad y tamaño de los peces, particularmente, de carpa (*Cyprinus carpio*) y tilapia (*Oreochromis* sp.), los cuales han pasado de peces de gran tamaño con un peso comprendido entre seis y ocho Kg a tan solo un Kg (figura 2.4).



Figura 2.4. Carpas que actualmente habitan la laguna de Zupitlán.

## 2.2. Fisiografía.

La laguna de Zupitlán se encuentra dentro de la provincia geológica del Cinturón Volcánico Transmexicano, en los límites con la Sierra Madre Oriental, dentro de la subprovincia de Llanuras y Sierras de Querétaro e Hidalgo (Ortega *et al.*, 1992).

## 2.3. Geología.

La geología que conforma el área está constituida superficialmente de rocas ígneas extrusivas y depósitos sedimentarios continentales de acumulación reciente, que datan del Holoceno. Los basaltos cubren áreas aisladas alrededor de la laguna, sus afloramientos están representados por derrames masivos de estructura compacta y vesicular, asociada en el subsuelo con depósitos de tezontle, arenas y cenizas volcánicas finas (figura 2.5). La unidad formada por depósitos sedimentarios ocupa la mayor parte de la superficie del valle; los sedimentos consisten en gravas, arenas y arcillas medianamente consolidados, derivados de las rocas preexistentes, los cuales se encuentran cubiertos por una capa de suelo agrícola (Camargo, 2000).

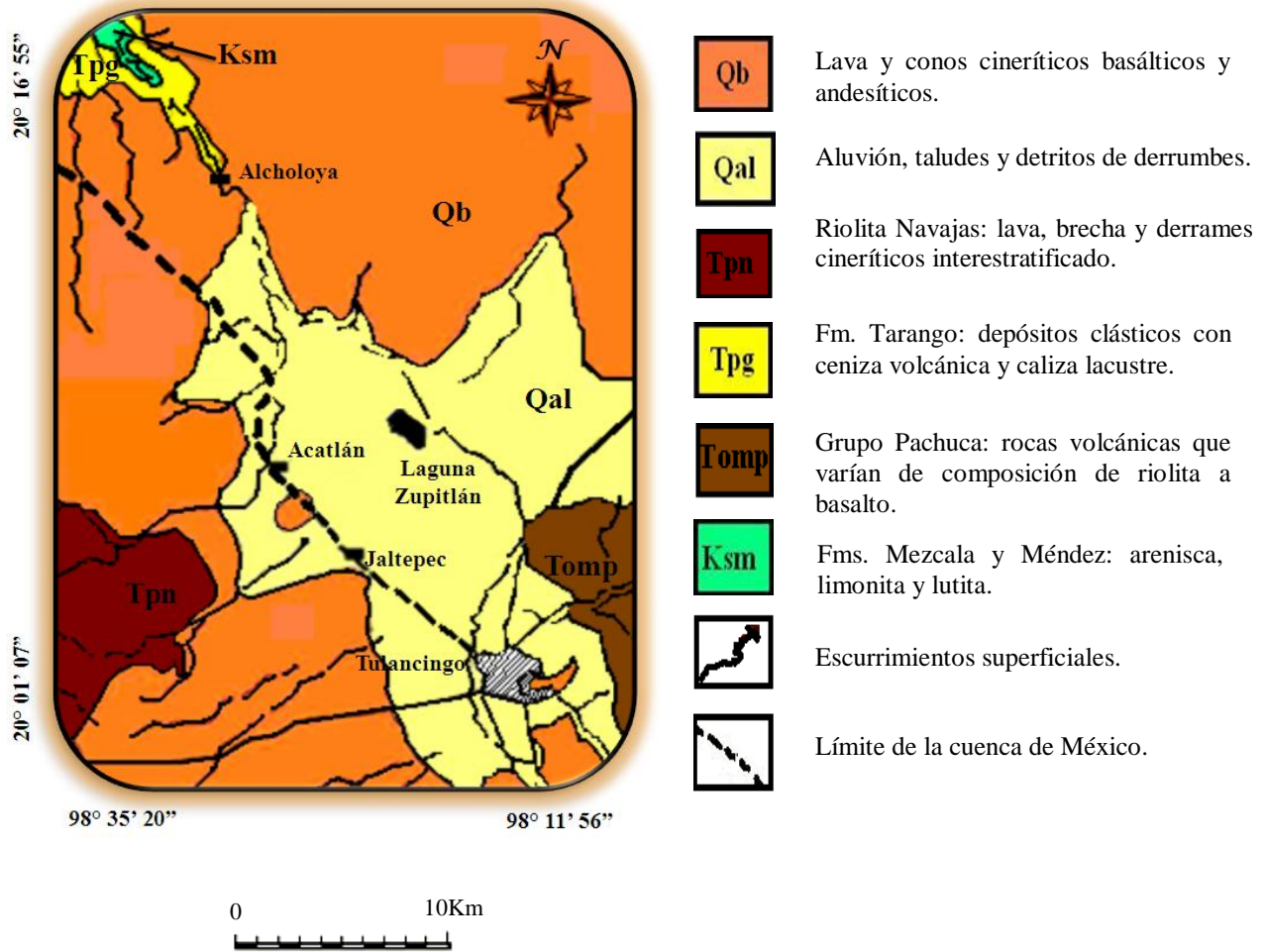


Figura 2.5. Mapa geológico de la región (Geyne *et al.*, 1963).

## 2.4. Geomorfología.

La laguna de Zupitlán se encuentra ubicada en la porción central del Valle de Tulancingo, que se caracteriza por su relieve ondulado con una ligera pendiente en dirección hacia el norte. Esta planicie se encuentra rodeada por sierras volcánicas, con innumerables abánicos y llanuras aluviales (CNA, 2002).

## 2.5. Hidrogeología.

La laguna de Zupitlán se ubica en la Región Hidrológica (RH26) “Cuenca del Río Pánuco”, ubicada en centro-noreste de la República Mexicana. Dentro de la subcuenca (26C-2) Río Grande Tulancingo, el cual se forma en el estado de Puebla y con diferentes nombres (Quetzalapa, Amajac, Metztlán y Río Grande Tulancingo) cruza la subcuenca hasta su confluencia con el Río Metztlán (CNA, 2002). La laguna de Zupitlán es uno de los principales cuerpos de agua superficial del Valle de Tulancingo, cuyas aguas son el resultado de una recarga subterránea que fluye en dirección S-N, esta recarga tiene su origen desde el municipio de Cuatepec, pasando por los municipios de Santiago Tulantepec y Tulancingo, particularmente de los poblados de San José, Romeros y Jaltepec (figura 2.6).

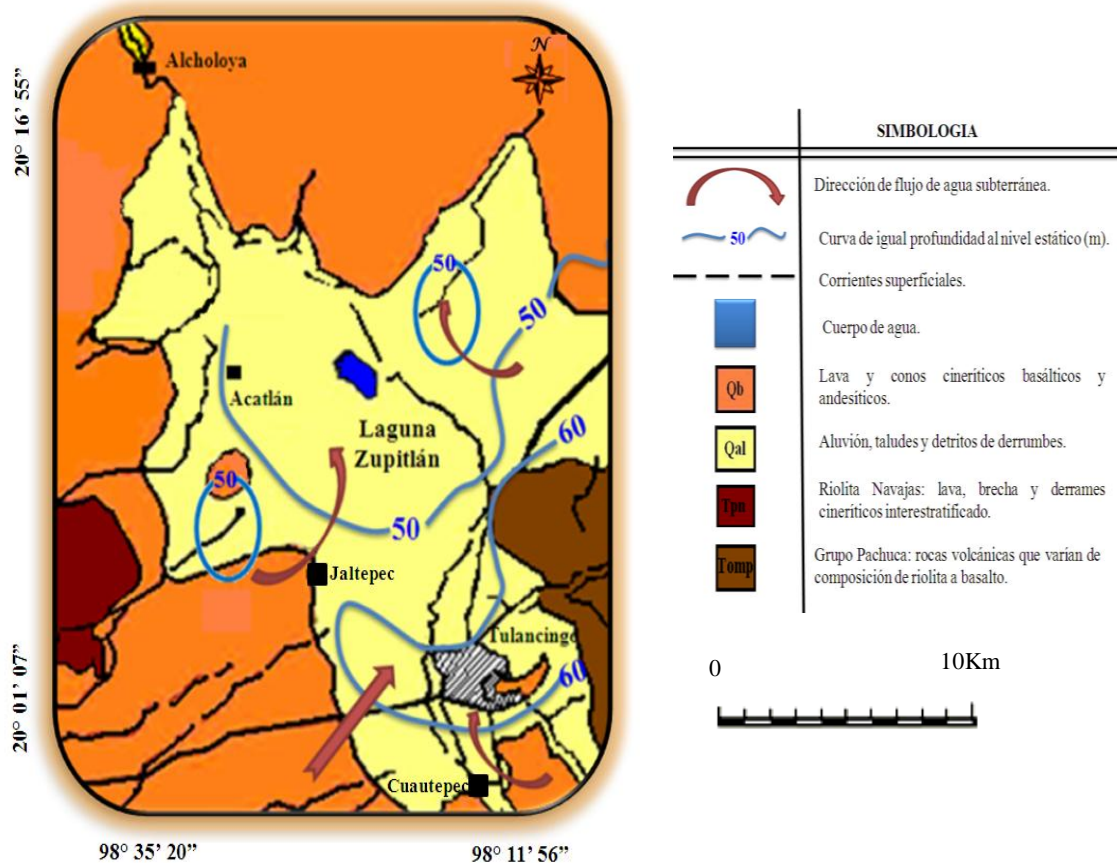


Figura 2.6. Dirección de flujo de las corrientes subterráneas en el Valle de Tulancingo (Modificado de Regionalización Hidrológica del Estado de Hidalgo, 1976).



En las porciones Este, Oeste y Noroeste del Valle de Tulancingo las rocas de Riolitas Navajas y de la Formación Pachuca son impermeables y definen las barreras laterales del acuífero; la Formación Atotonilco El Grande es permeable y conforma el principal acuífero en explotación, en tanto que los basaltos y sedimentos aluviales son permeables y funcionan como zona de recarga. La laguna de Zupitlán se localiza en la porción central del valle, la cual está constituida por materiales de permeabilidad lateral, área de alimentación y volumen de recarga considerable.

El agua subterránea que recarga a la laguna fluye sobre rocas basálticas que datan del Pleistoceno, estas rocas descansan concordantemente en la Formación Atotonilco y discordantemente en las rocas del Grupo Pachuca y Riolitas Navajas (figura 2.7). Presentan fracturamiento y alta vesicularidad, disminuyendo estas características conforme aumenta la profundidad, en algunas partes aflora y en otras subyace al material aluvial, el espesor de las rocas basálticas varía entre 20 y 40 m en promedio (Geohidrológica Mexicana S. A., 1980).

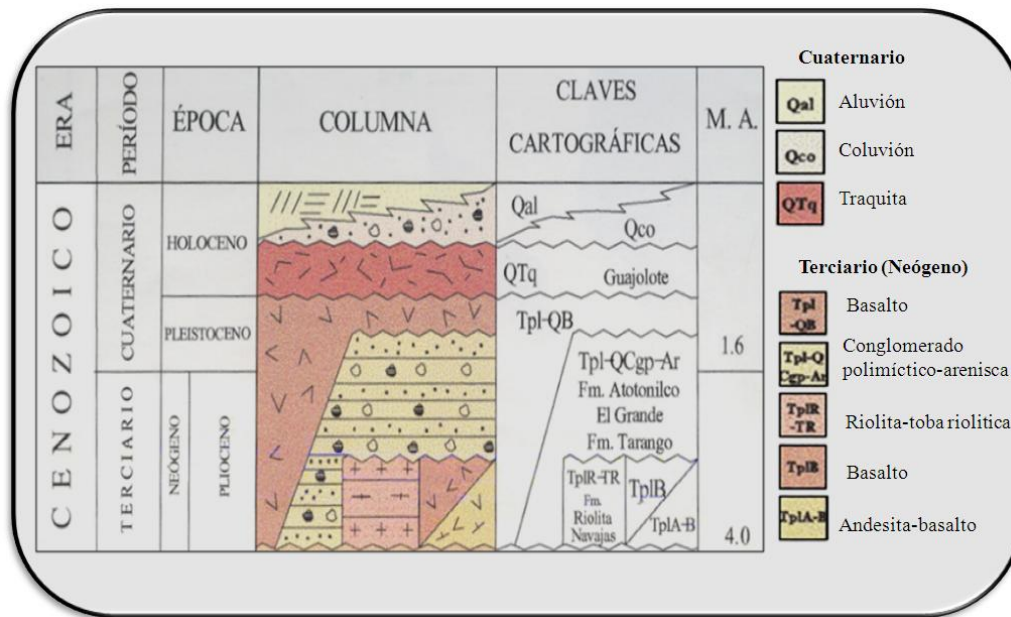


Figura 2.7. Fragmento de la columna estratigráfica del Estado de Hidalgo (Carta Metalogénica Geológico-Estructural del Estado de Hidalgo, 1999).

De acuerdo a la Carta Topográfica de Tulancingo F14D82 en escala 1:50, 000 (1988) algunas corrientes de agua superficiales como el Rio Los Enlamaderos recargaban a la laguna de Zupitlán, desafortunadamente, con el paso del tiempo, algunos flujos superficiales han reducido su caudal, limitando estas recargas como se aprecia en el modelo digital de elevaciones de la región (figura 2.8), de acuerdo a la base de datos de INEGI (2008).

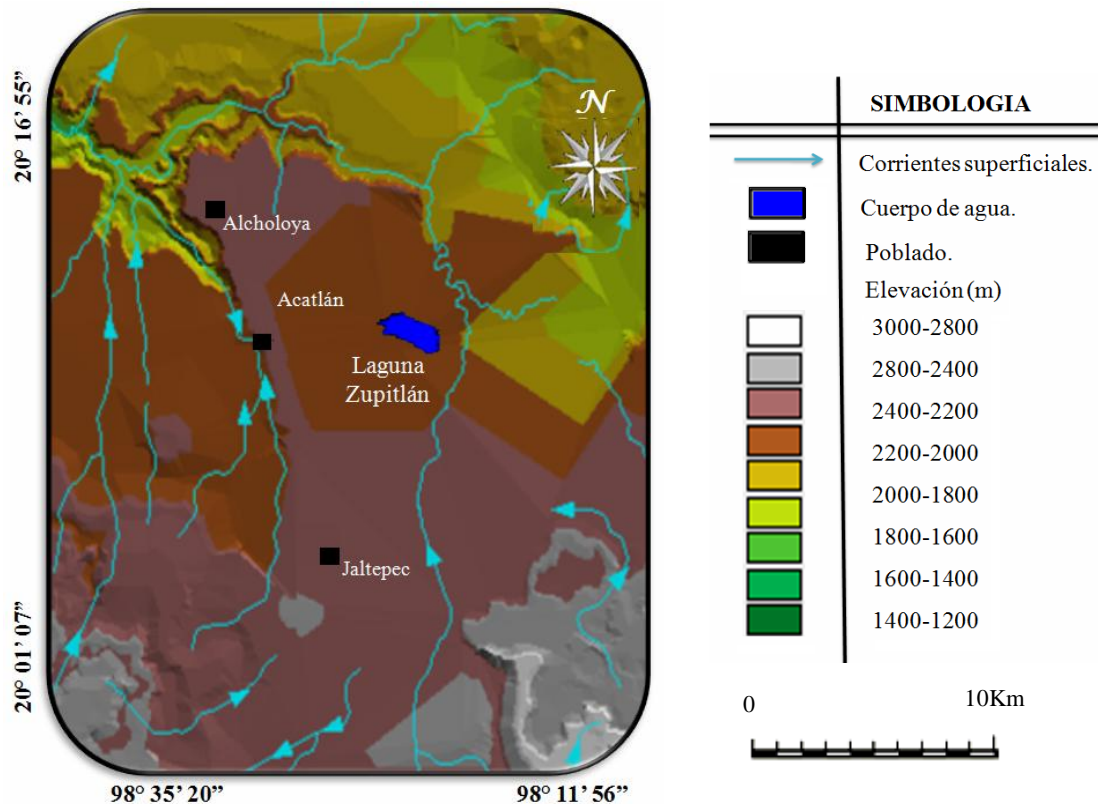


Figura 2.8. Modelo digital de elevaciones con las principales corrientes superficiales alrededor de la laguna de Zupitlán, programa Arc View 3.1 (1998).

## 2.6. Clima.

En la zona de estudio predomina el clima semiseco templado con lluvias en verano BS<sub>1</sub> k w'' (i') g (García, 1970). La temperatura media anual es de 14 °C y la precipitación promedio es de 600 mm (promedio de 25 años), calculada a partir de las tres estaciones meteorológicas mas cercanas a la laguna ubicadas en Alcholoaya, Tulancingo y El Zembo (figura 2.9)

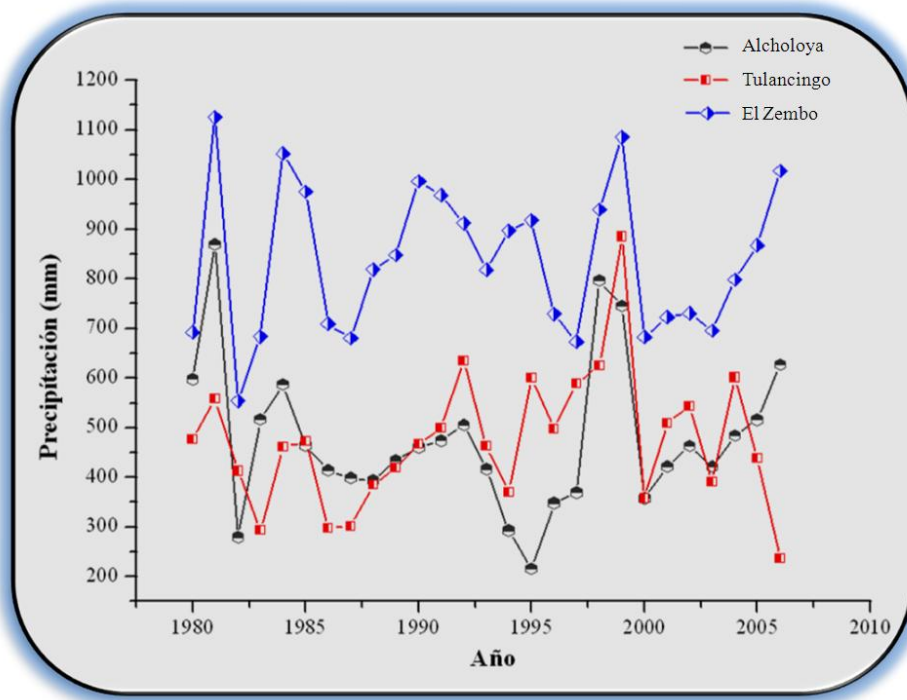


Figura 2.9. Datos de precipitación de las tres estaciones meteorológicas cercanas a la laguna de Zupitlán (SEMARNAT, 2007).

## 2.7. Vegetación.

La vegetación de los alrededores de la laguna de Zupitlán está constituida por distintas especies de matorral xerófilo como: pirul (*Schinus molle*), nopal (*Opuntia sp.*) y sauce llorón (*Salix babylónica*). Dentro de la vegetación hidrófita emergente se encuentra el tular (*Schoenoplectus*) (Universum, 2009).

# **CAPÍTULO 3**

## **DESARROLLO EXPERIMENTAL**

### **3.1. Toma de muestras de agua de la laguna de Zupitlán.**

Previo a la toma de muestras de agua, una serie de botellas de polietileno (HDPE, Nalgene) se lavaron con detergente Alconox (libre de residuos), enjuagando inicialmente con agua corriente, seguido de un enjuague con HCl de alta pureza (JT Baker) y finalmente con agua desionizada (conductividad eléctrica de 6  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) para finalmente dejarlas secar a temperatura ambiente en un lugar libre de polvo.

En base a las características morfológicas de la laguna de Zupitlán se determinó la toma de 10 muestras simples de agua con un volumen aproximado de 1L empleando botellas de polietileno con capacidad de 2L (EPA y USAID, 2005; Lazarova *et al.*, 2005). Se recolectaron seis muestras simples de la periferia de la laguna en los puntos de muestreo 1 a 6 distribuidos en función de su accesibilidad (figura 3.1). Las otras cuatro muestras simples de agua se recolectaron de manera aleatoria en el interior de la laguna. La toma de muestras simples se realizó en los primeros 30 cm de la columna de agua con el apoyo de una lancha (figura 3.2) en los meses de Marzo (primavera), Junio (verano), Septiembre (otoño) y Diciembre (invierno) del año 2008 (Lazarova *et al.*, 2005). Antes de cada toma de muestra de agua, las botellas de polietileno se enjuagaron con la misma agua en los distintos puntos de muestreo.

Una vez tomadas las muestras simples de agua, se etiquetaron con un número de registro, fecha, hora, temperatura y coordenadas geográficas (GPS, marca Garmín). Colocándolas en una hielera para trasportarlas al laboratorio en un lapso de tiempo no mayor a 24h, conservándolas a temperaturas de 4°C (NOM 014-SSA1-1993). Una vez transportadas al laboratorio, se preparó una muestra integrada para cada mes de muestreo (Lazarova *et al.*, 2005), mezclando volúmenes equivalentes de las diez muestras simples en un recipiente de mayor volumen. De esta forma la muestra integrada fue sujeta a diversos análisis fisicoquímicos en laboratorio, realizando cada análisis por triplicado.

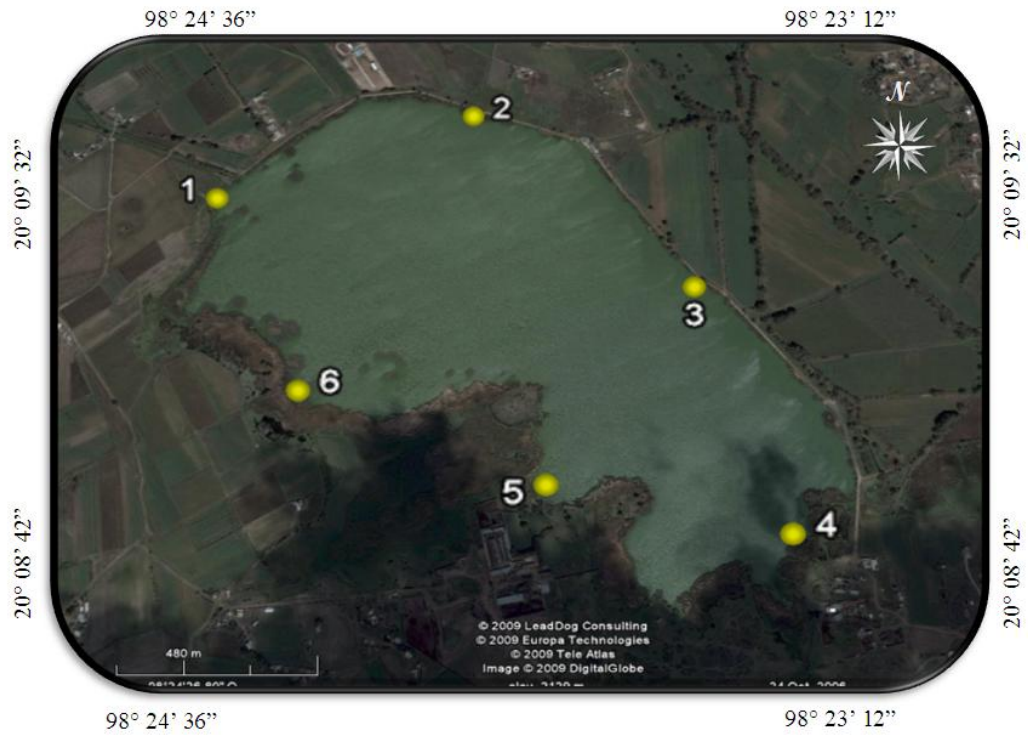


Figura 3.1. Imagen satelital indicando la ubicación de los seis puntos de muestreo en la laguna de Zupitlan en Acatlán, Hgo. Perspectiva a 3.9 Km de altura (Google Earth, 2008).



Figura 3.2. Detalle de la toma de muestras de agua en la laguna de Zupitlán.

### **3.2. Análisis fisicoquímicos realizados a las muestras de agua en el laboratorio.**

(a) Inicialmente, las muestras integradas fueron filtradas empleando una bomba de vacío, matraz kitazato y embudo Bushner adaptado con papel filtro Whatman No. 42.

(b) El agua filtrada se separó en tres fracciones: una se aciduló con  $\text{HNO}_3$  (0.5N) hasta pH 3, otra se aciduló con  $\text{H}_2\text{SO}_4$  (0.5N) hasta pH 2 y la tercera fracción se conservó con su pH natural (EPA y USAID, 2005; Lazarova *et al.*, 2005). Los ácidos que se emplearon son reactivos analíticos de alta pureza marca J.T. Baker con un contenido de impurezas de metales pesados inferior a 0.01 mg/L ( $\text{HNO}_3$ ) y amonio inferior a 0.01 mg/L ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ).

(c) La fracción de agua acidulada con  $\text{HNO}_3$  se utilizó para la realización de análisis multielemental (Al, Ca, Cr, Fe, Mn, Mg, Ni, Na, K, Cd, Co, Cu, Pb, Si, Zn, Ag, As, Ba, Mo y Se) por espectroscopia de emisión atómica en plasma acoplado inductivamente (AES-ICP) en un equipo Óptima 2000 XL marca Perkin Elmer, empleando curvas de calibración estándar en el intervalo de concentración de 0 a 25 ppm para cada elemento.

(d) La fracción de agua acidulada con  $\text{H}_2\text{SO}_4$  fue empleada para cuantificar nitrógeno amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ) por espectrofotometría de absorción de radiación visible mediante su complejación con reactivo de Nessler (figura 3.3.) y análisis a 410 nm empleando curvas de calibración estándar (Welcher, 1995).

(e) La fracción de agua que no se aciduló se empleó para determinar pH; conductividad eléctrica (método ASTM D 1125-91), sólidos totales disueltos STD (Richards, 1980), cloruros (método ASTM D 1125-91), fosfatos ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) por espectrofotometría de absorción de radiación visible mediante su complejación con molibdato de amonio y análisis a 640 nm empleando curvas de calibración estándar (Eaton *et al.*, 1995), sulfatos ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) por precipitación con  $\text{BaCl}_2$  y gravimetría (Eaton *et al.*, 1995), carbonatos ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) y bicarbonatos ( $\text{HCO}_3^-$ ) mediante el método ASTM 1067-92,

alcalinidad o dureza total (método ASTM D 1126-92), nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) por el método del salicilato y análisis espectrofotométrico a 410 nm, empleando curvas de calibración estándar (Licon *et al.*, 2001).



Figura 3.3. Detalle de la determinación de nitrógeno amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ) por espectrofotometría de absorción de radiación visible.

### **3.3. Identificación de fitoplancton en el agua de la laguna de Zupitlán.**

La identificación de microorganismos en el agua de la laguna se realizó mediante la comparación de su morfología (Brock *et al.*, 1987; Round *et al.*, 1990, Mann y Droop, 1996), para ello, se depositaron partículas de agua sin tratamiento en un portamuestras de vidrio, utilizando muestras colectadas en el mes de Junio del 2008. Una vez realizada la deposición, las muestras se sometieron a sequedad a temperatura ambiente en un desecador para evitar la incorporación de polvo o partículas contenidas en el aire. Posteriormente se recubrieron con una aleación Au-Pd y fueron observadas bajo el Microscopio Electrónico de Barrido, aplicando un voltaje de 20 KeV.

El diagrama de flujo de la figura 3.4 permite tener una visión general de los diferentes tratamientos y análisis realizados a las muestras de agua.



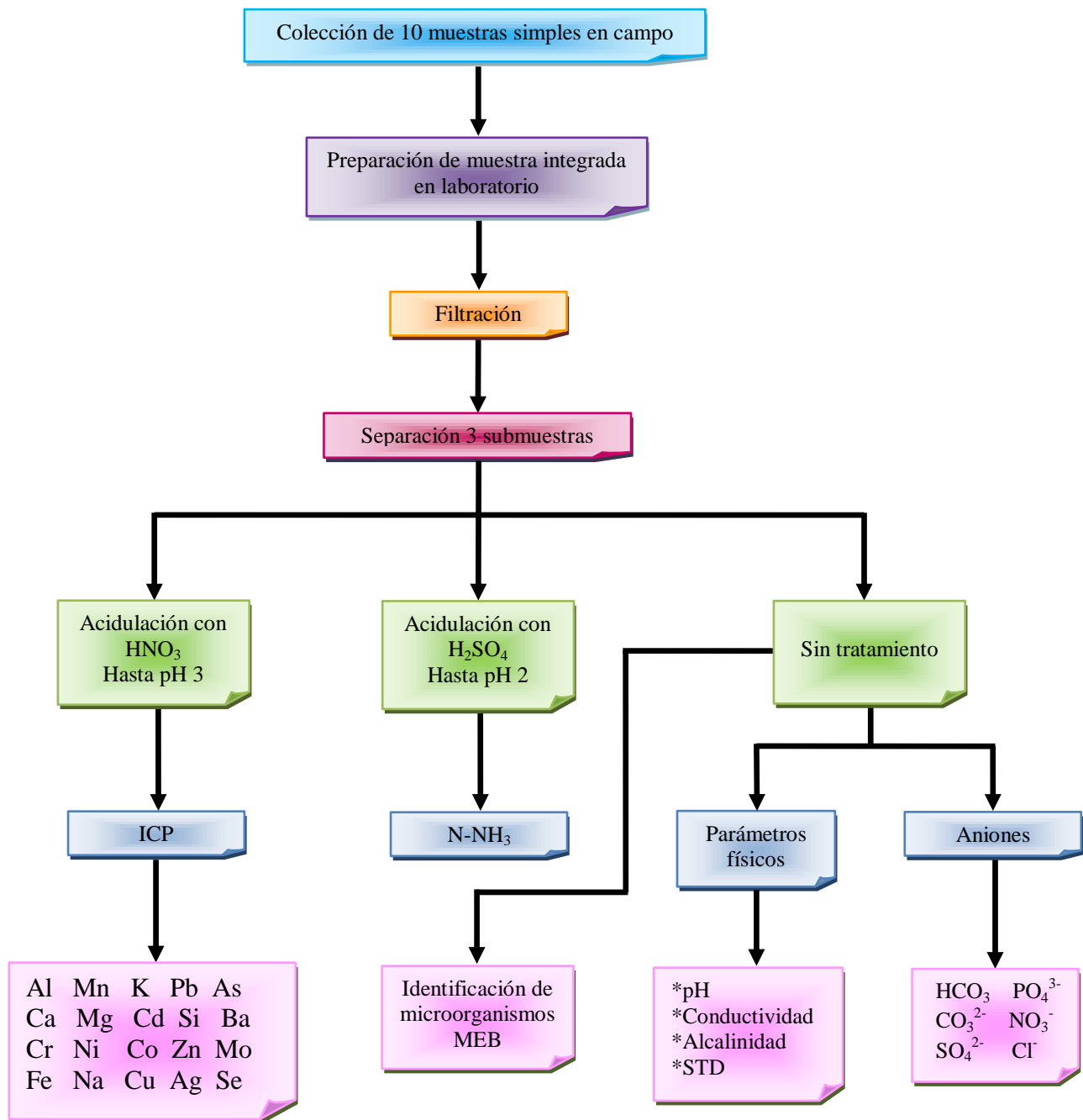


Figura 3.4. Diagrama de flujo del análisis de agua para la laguna de Zupitlán.

### 3.4. Precisión y exactitud de los análisis químicos.

La confiabilidad de los diversos análisis químicos realizados a las muestras de agua para los meses de Marzo, Junio, Septiembre y Diciembre de 2008, se estableció mediante la evaluación de la precisión para la muestra de agua correspondiente al mes de Marzo de 2008. La exactitud de los mismos se valoró con el apoyo de los análisis de agua realizados a la misma muestra por la empresa INTEMA Soluciones Integrales SA, dedicada al diagnóstico y tratamiento de aguas residuales industriales (tabla 3.1).

La precisión de un análisis químico expresa la reproducibilidad de una medida, es decir, la concordancia entre varias mediciones de la misma sustancia y se expresa mediante su desviación relativa, DR (Ayres, 1990):

$$\% \text{ Precisión (DR)} = ( | Y - Y_p | / Y_p ) \times 100 \quad (3.1)$$

Donde:

Y = valor de una medición experimental

Y<sub>p</sub> = valor promedio de una serie de mediciones experimentales.

La exactitud se define como la corrección de una medida o determinación experimental respecto del valor “verdadero” o certificado y se evalúa mediante su error relativo (ER):

$$\% \text{ Exactitud (ER)} = ((Y - Y_C) / Y_C) \times 100 \quad (3.2)$$

Donde:

Y = valor de una medición experimental.

Y<sub>C</sub> = valor “verdadero” o certificado

Debido a que uno de los principales problemas en el análisis químico es contar con muestras estándar con valores certificados, generalmente se recurre a la realización de análisis interlaboratorios para validar las mediciones experimentales (Lozano y Bernal, 2005), el cual fue nuestro caso.

Tabla 3.1. Valores de precisión (%) y exactitud (%) de los análisis químicos realizados para la muestra de agua correspondiente al mes de Marzo de 2008.

	Valor experimental promedio (mg/L)	Valor promedio INTEMA SA (mg/L)	%Precisión	%Exactitud
<b>CATIONES</b>				
Al	0.165	0.157	0.66	5.095
Ca	11.5	12.2	0.26	-5.737
Mg	6.52	6.90	0.70	-5.507
Na	12.3	12.5	1.38	-1.600
K	5.82	5.94	0.96	-2.020
Cd	0.476	0.488	0.17	-2.459
Co	0.632	0.653	0.54	-3.216
Cu	0.538	0.542	0.17	-0.738
Pb	1.86	1.91	1.68	-2.617
Si	21.3	21.8	1.12	-2.294
Zn	0.127	0.120	1.18	5.833
Ag	0.365	0.370	0.20	-1.351
N-NH <sub>3</sub>	0.53	0.51	1.88	3.921
<b>ANIONES</b>				
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	3.94	3.83	0.82	2.872
PO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	0.59	0.61	2.10	-3.278
CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	31.74	32.14	0.43	-1.244
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	46.11	47.60	1.11	-3.130
Cl <sup>-</sup>	7.7	7.90	0.89	-2.531
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0.434	0.440	0.97	-1.363
<b>OTROS</b>				
Dureza (CaCO <sub>3</sub> )	326.5	327.1	1.32	-0.183
Conductividad (μS/cm)	174	173	0.56	0.578
Sólidos disueltos totales	121	122	1.48	-0.819
pH	8.62	8.61	0.30	0.116

Adicionalmente, para validar los resultados obtenidos en los análisis fisicoquímicos para cada mes de muestreo se calculó el error de balance (%e) entre la cantidad de cationes y aniones mayores empleando la ecuación:

$$\%e = ((\sum [\text{cationes}] - \sum [\text{aniones}]) / (\sum [\text{cationes}] + \sum [\text{aniones}])) \times 100 \quad (3.3.)$$

## **3.5. Parámetros de calidad para agua riego.**

### **3.5.1. pH.**

La conservación de un pH apropiado en el agua para riego es importante ya que además de evitar reacciones químicas indeseadas en los plaguicidas y la precipitación de los fertilizantes, asegura una mejor asimilación de los diferentes micronutrientes y en especial del fósforo por los diferentes cultivos.

### **3.5.2. Conductividad eléctrica (CE).**

Es un índice de la concentración total de sales disueltas en el agua. Se basa en el principio de que la cantidad de corriente eléctrica que pasa por una solución en condiciones estandarizadas aumenta al aumentar la concentración y la ionización de sales. La conductividad eléctrica (CE) de una disolución puede definirse como la capacidad de ésta para transmitir la corriente eléctrica, y dependerá, además del voltaje aplicado, del tipo, número, carga y movilidad de los iones presentes y de la viscosidad del medio en el que éstos han de moverse.

### **3.5.3. Parámetros de salinidad**

#### **(a) Sólidos totales disueltos o salinidad total.**

La cantidad de sólidos totales disueltos (STD) en una muestra de agua filtrada se considera como una medida de la salinidad total (ST), la cual puede ser evaluada experimentalmente o calculada empleando la conductividad eléctrica (CE) mediante la siguiente expresión:

$$\text{STD (mg/L)} = 0.64 \times \text{CE } (\mu\text{S/m}) \quad (3.4)$$

Uno de los principales efectos producidos por las sales solubles es el incremento del potencial osmótico del suelo, lo cual hace más difícil el aprovechamiento del agua por la planta. En condiciones de alta salinidad, el efecto osmótico derivado de las sales del agua

puede ocasionar la muerte de las plantas por estrés hídrico, el cual podría producirse, aún cuando el suelo tuviese una adecuada disponibilidad de agua.

**(b) Salinidad efectiva (SE).**

Es una estimación del peligro que presentan las sales solubles del agua de riego al pasar a formar parte de la solución del suelo, la cual considera la precipitación de carbonato de calcio y de magnesio así como de sulfato de calcio, los cuales dejan de tener efecto en la presión osmótica de la solución del suelo.

La salinidad efectiva es mas intensa cuando el agua tiene un mayor contenido de carbonatos ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) y bicarbonatos ( $\text{HCO}_3^-$ ). Para el cálculo de este parámetro se usan distintos criterios:

(1) Si  $[\text{Ca}^{2+}] > [\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}]$ , entonces la salinidad efectiva será:

$$\text{SE1} = \Sigma[\text{cationes}] - [\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}] \quad (3.5.1)$$

(2) Si  $[\text{Ca}^{2+}] < [\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}]$ , pero  $[\text{Ca}^{2+}] > [\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-]$ , entonces:

$$\text{SE2} = \Sigma[\text{cationes}] - [\text{Ca}^{2+}] \quad (3.5.2)$$

(3) Si  $[\text{Ca}^{2+}] < [\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-]$ , pero  $[\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}] > [\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-]$ , entonces:

$$\text{SE3} = \Sigma[\text{cationes}] - [\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-] \quad (3.5.3)$$

(4) Si  $[\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}] < [\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-]$ , entonces:

$$\text{SE4} = \Sigma[\text{cationes}] - [\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}] \quad (3.5.4)$$

Para los cálculos anteriores, todos los iones se expresan en meq/l (Ángeles, 2000).

### **(c) Salinidad potencial (SP).**

A medida que se evapora el agua, se incrementa la concentración de sales, siendo predominante el efecto de cloruros y de sulfatos. La salinidad potencial es un índice que permite estimar el riesgo de éstas sales cuando se encuentran en elevadas concentraciones, lo cual afecta notablemente el potencial osmótico del suelo. Este índice se calcula con la siguiente fórmula:

$$SP = [Cl^-] + \frac{1}{2} [SO_4^{2-}] \quad (3.6)$$

### **(d) Contenido de sodio.**

Cuando el agua lleva grandes cantidades de sodio en solución, este tiende a acumularse paulatinamente en el suelo hasta alcanzar valores elevados de concentración. De esta forma, el ion sodio tiende a sustituir a los iones calcio y magnesio en el complejo de intercambio, con ello se genera un desequilibrio eléctrico en el suelo produciendo cargas negativas en sus partículas. En consecuencia, aumentan las repulsiones electrostáticas en las partículas que constituyen el suelo, favoreciendo la disgregación (defloculación) y pérdida de estructura. De esta forma, con la pérdida de la estructura y en consecuencia de la porosidad, se reduce la permeabilidad dificultándose la infiltración del agua, afectando el desarrollo normal de los cultivos. Los tres índices más usados para conocer el riesgo de sodificación son: la relación de adsorción de sodio (RAS), carbonato de sodio residual (CSR) y porcentaje de sodio posible (PSP).

#### **❖ Relación de adsorción de sodio (RAS).**

Es el índice más usado para conocer el riesgo de sodificación por efecto del agua. En este se relaciona el contenido de sodio con el contenido de calcio y magnesio. Mientras mayor sea el RAS, existe un mayor peligro de sodificación. El RAS se calcula a partir de la siguiente expresión (Ángeles, 2000):

$$RAS = [Na^+] / ([Ca^{2+} + Mg^{2+}] / 2)^{1/2} \quad (3.7)$$

El RAS ajustado se calcula mediante la expresión:

$$RAS_{aj} = RAS (1 + (8.4 - pH_c)) \quad (3.8)$$

donde:

$$pH_c = (pK_2 - pK_{ps}) + p(Ca) + p(Alk) \quad (3.9)$$

donde:

$$pK_2 = -\log K_{a2} \text{ de } H_2CO_3 \quad (3.9.1)$$

$$pK_{ps} = -\log K_{ps} \text{ de } CaCO_3 \quad (3.9.2)$$

$$pCa = -\log [Ca^{2+}] \quad (3.9.3)$$

$$p(Alk) = -\log [CO_3^{2-} + HCO_3^-] \quad (3.9.4)$$

#### ❖ Carbonato de sodio residual (CSR).

Cuando en el agua de riego el contenido de carbonatos y bicarbonatos es mayor que el de calcio y magnesio, existe la posibilidad que se forme carbonato de sodio, ya que por su alta solubilidad puede permanecer en la solución del suelo aun después de que hayan precipitado el magnesio y el carbonato de calcio. En estas condiciones, la concentración total y relativa del sodio puede ser suficiente para desplazar al calcio y el magnesio del complejo de intercambio, produciéndose la defloculación del suelo. El CSR se calcula por:

$$CSR = [CO_3^{2-} + HCO_3^-] - [Ca^{2+} + Mg^{2+}] \quad (3.10)$$

Cuando la diferencia es negativa, no existe el problema y el valor de CSR puede asumirse como igual a cero.

#### ❖ Porcentaje de sodio posible (PSP).

Es la cantidad de Na que resultaría una vez precipitado  $CaCO_3$ ,  $MgCO_3$  y  $CaSO_4$  los cuales al precipitar, aumentan relativamente la proporción de sodio sobre los demás cationes. Se basa en la siguiente ecuación:

$$PSP = ([Na^+]/SE) \times 100 \quad (3.11)$$

Donde:

$\text{Na}^+$ : contenido de sodio en el agua (meq/L).

SE = Salinidad efectiva (meq/L).

**(e) Índice de saturación (IS).**

Este índice considera la precipitación de Ca en forma de  $\text{CaCO}_3$  al alcanzar el punto de saturación en presencia de  $\text{HCO}_3^-$ , se calcula mediante la ecuación:

$$\text{IS} = \text{pH agua} - \text{pHc} \quad (3.12)$$

En donde el valor de pHc se calcula con la expresión 3.9.

**(f) Relación de aniones (RAN).**

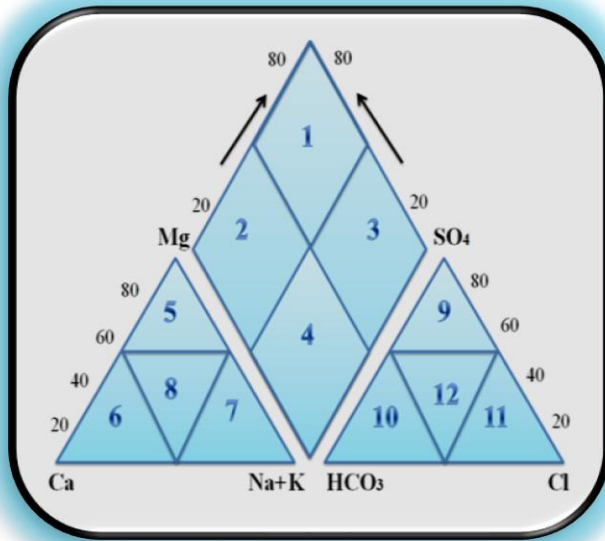
Representa el porcentaje de carbonatos y bicarbonatos ( $\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-$ ) respecto de la suma de aniones. El cálculo de RAN se hace a partir de:

$$\% \text{RAN} = \left( \frac{[\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-]}{[\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-} + \text{Cl}^-]} \right) \times 100 \quad (3.13)$$

### **3.6. Clasificación de agua de acuerdo al diagrama de Piper.**

El diagrama de Piper, también llamado diagrama triangular (Piper, 1944; Back, 1966), es empleado para representar las proporciones de los cationes mayores: Ca, Mg y (Na+K) en un diagrama triangular; las proporciones de los aniones mayores:  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  y  $\text{Cl}^-$  en otro y combinando la información de los dos triángulos en un cuadrilátero (Drever, 1997), de esta manera las aguas químicamente semejantes se encontrarán agrupadas y pueden clasificarse por su ubicación en el diagrama de acuerdo a la figura 3.5.





- (1) Aguas sulfatadas y/o cloruradas, cálcicas y/o magnésicas.
- (2) Aguas bicarbonatadas cálcicas y/o magnésicas.
- (3) Aguas cloruradas y/o sulfatadas sódicas.
- (4) Aguas bicarbonatadas sódicas.
- (5) Aguas magnésicas.
- (6) Aguas cálcicas.
- (7) Aguas sódicas.
- (8) Aguas magnésicas, cálcicas y sódicas.
- (9) Aguas sulfatadas.
- (10) Aguas bicarbonatadas.
- (11) Aguas cloruradas.
- (12) Aguas sulfatadas, bicarbonatadas y cloruradas.

Figura 3.5. Interpretación del diagrama de Piper (Drever, 1997).

Para representar los datos en el diagrama se debe considerar que los iones deben calcularse inicialmente en porcentaje de miliequivalentes por litro (meq/l). A cada vértice de un triángulo le corresponde el 100% de un catión o un anión. El triángulo de los cationes mayores: Ca, Mg y (Na + K) aumenta en el sentido de las manecillas del reloj; el triángulo de los aniones mayoritarios:  $(\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-)$ ,  $\text{Cl}^-$  y  $\text{SO}_4^{2-}$  incrementan en el sentido contrario a las manecillas del reloj y en el diagrama romboidal integrador, se representan la suma de los cationes  $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})$  y  $(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$  en un par de lados paralelos y complementarios, mientras que en el otro par de lados, se representa la suma de aniones  $\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-$  y su complementario  $\text{SO}_4^{2-} + \text{Cl}^-$  (Drever, 1997). El diagrama de Piper se puede calcular con la ayuda del programa Aqua Chem 3.1 (1998).

### 3.7. Representación de cationes y aniones mayores en el diagrama de Stiff.

El diagrama de Stiff es utilizado para representar la composición de los iones mayoritarios en el agua, produciendo un gráfico característico cuya forma indica las proporciones relativas de los diferentes iones y cuyo tamaño indica la concentración total (figura 3.6). Se usa particularmente para deducir las similitudes y diferencias en las aguas de manera rápida. En este diagrama los tres aniones mayores [ $\text{Cl}^-$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ] se trazan del lado derecho respecto al eje central y los cationes mayores [ $(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ] del lado izquierdo, finalmente los puntos se unen formando una figura (Drever, 1997). De la misma forma que el diagrama de Piper, se puede realizar en el programa Aqua Chem 3.1 (1998).

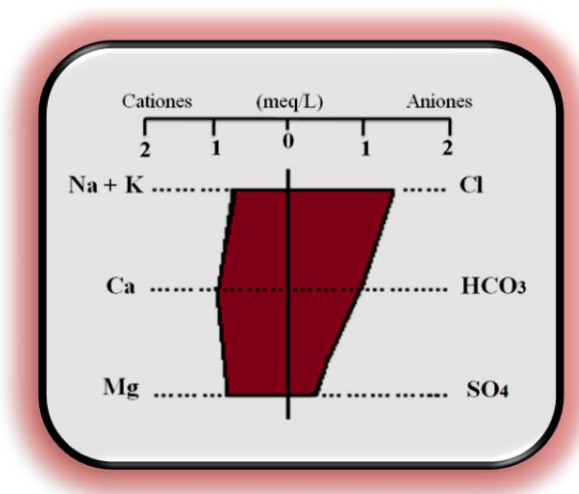


Figura 3.6. Diagrama de Stiff (Drever, 1997).

Para complementar la información anterior y considerando las concentraciones de los cationes y aniones mayoritarios, se calculó la concentración de los principales minerales disueltos en el agua de la laguna de Zupitlán con el programa Aqua Chem 3.1 (1998).

### 3.8. Caracterización de sedimentos periféricos de la laguna de Zupitlán.

#### 3.8.1. Toma de muestras de sedimentos.

El análisis de la composición química y mineralogía de sedimentos se realizó únicamente para los sedimentos periféricos superficiales (30 cm) de la laguna por la inaccesibilidad del sitio y por falta de equipo para tomar muestras de la parte central (figura 3.1). Las muestras corresponden al mes de Junio del 2008. Los sedimentos se tomaron con una espátula de plástico y se depositaron en bolsas de polietileno etiquetándose como L1, L2, L3, L4, L5 y L6. En la tabla 3.2 se indican las coordenadas geográficas de cada punto.

Tabla 3.2. Ubicación geográfica de cada punto de muestreo.

Punto de muestreo	Latitud (N)	Longitud (W)
L1	20°09'17"	98°24'20"
L2	20°09'25"	98°24'02"
L3	20°09'08"	98°23'42"
L4	20°08'51"	98°23'39"
L5	20°08'55"	98°23'56"
L6	20°09'02"	98°24'13"

Las muestras de sedimentos se colocaron en cápsulas de porcelana y se dejaron secar a temperatura ambiente durante tres semanas, protegiéndolas para evitar su contaminación con partículas de polvo. Una vez secas, se homogeneizaron y cuartearon separándose tres submuestras:

(a) Una submuestra fue tamizada para separar las partículas mayores a 2mm (-tamiz número 10), posteriormente se eliminó la materia orgánica y determinó la textura por el método de Boyoucus (Richards, 1980).

(b) Una segunda submuestra se colocó en una cápsula de porcelana y fue secada a 110°C durante 24h. Posteriormente fue molida en un mortero de ágata y tamizada (-tamiz

número 200) para finalmente almacenarla en un frasco de vidrio y analizarse posteriormente por difracción y fluorescencia de rayos X.

(c) La tercera submuestra se empleó para la determinación de % materia orgánica por el método Walkley-Black,  $\text{NO}_3^-$  (Licon, *et al.*, 2001) y microorganismos bentónicos por microscopía electrónica de barrido.

### **3.8.2. Mineralogía de sedimentos mediante análisis por difracción de rayos X (método de polvos).**

Las principales fases cristalinas contenidas en las muestras se identificaron mediante difracción de rayos X (método de polvos) empleando un difractómetro modelo D5000, marca Siemens (figura 3.7) usando radiación de  $\text{Cu K}\alpha_1$   $1.5406\text{\AA}$  monocromada con un filtro de níquel. Los patrones de difracción se registraron en el intervalo de  $2^\circ \leq 2\theta \leq 70^\circ$  empleando un tamaño de paso de  $0.020^\circ$ . Las condiciones de operación del tubo de rayos x fueron de 35KV y 30mA. Una vez registrados los patrones de difracción, la identificación se realizó empleando el programa DIFRACT AT de Siemens acoplado a la base de datos JCPDF 2001. Algunas fases se identificaron mediante el índice Hanawalt, debido a la baja intensidad de sus reflexiones.



Figura 3.7. Difractómetro de rayos X D5000, Siemens (Facultad de Química, UNAM).

### 3.8.3. Composición química de los sedimentos.

Mediante fluorescencia de rayos X se estableció la abundancia relativa de 10 elementos mayores en forma de óxidos (Si, Ti, Al, Fe, Ca, Mg, Na, K, Mn y P) y 14 elementos traza (Rb, Sr, Ba, Y, Zr, Nb, V, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Th y Pb) empleando un espectrómetro SRS 3000 (tubo de Rh y ventana de Be), marca Siemens. Utilizando perlas de vidrio formadas por fusión de 0.8g de muestra y 7.2g de fundente ( $\text{Li}_2\text{B}_4\text{O}_7$  y  $\text{LiBO}_2$  en relación 1:1). La fusión se realizó en crisoles de aleación Pt:Au (95:5) empleando LiBr (250 g/l) como agente antiadherente, evaluando las pérdidas por calcinación a 950°C en muestras previamente secas (110°C). La composición química se determinó mediante el uso de curvas de calibración estándar (Lozano, *et al.*, 1995).

La confiabilidad de los análisis de fluorescencia de rayos X se estableció mediante el análisis de una andesita de referencia con clave AGV-1 (origen USGS), calculando la precisión y exactitud del análisis químico mediante las ecuaciones 3.1 y 3.2 (tablas 3.3 y 3.4).

Tabla 3.3. Precisión y exactitud de los elementos mayores en base al estándar AGV-1.

Óxido	Valor experimental promedio (%)	Valor certificado (%)	% Precisión	% Exactitud
$\text{SiO}_2$	58.6	59.2	0.51	-1.01
$\text{TiO}_2$	1.07	1.06	0.93	0.94
$\text{Al}_2\text{O}_3$	17.06	17.1	0.47	-0.23
$\text{Fe}_2\text{O}_3$	6.86	6.76	0.44	1.48
$\text{MnO}$	0.096	0.1	3.12	-4
$\text{MgO}$	1.52	1.52	0.66	0
$\text{CaO}$	4.90	4.94	0.33	-0.81
$\text{Na}_2\text{O}$	4.23	4.26	0.47	-0.70
$\text{K}_2\text{O}$	2.92	2.91	0.34	0.34
$\text{P}_2\text{O}_5$	0.52	0.49	1.15	6.12

Tabla 3.4. Precisión y exactitud de los elementos traza en base al estándar AGV-1.

Elemento	Valor experimental promedio (mg/Kg)	Valor certificado (mg/Kg)	% Precisión	% Exactitud
Rb	67.6	67.6	6.21	0
Sr	671.8	660	2.97	1.79
Ba	1212.2	1200	8.25	1.01
Y	20.6	20	9.71	3
Zr	216	227	9.26	-4.85
Nb	13.7	15.5	10.21	-11.61
V	115.3	123	9.54	-6.26
Cr	12	11.3	9.16	6.19
Co	17.6	16.7	9.09	5.39
Ni	15.9	16.5	7.55	-3.64
Cu	62	60	8.06	3.33
Zn	87.9	88	9.10	-0.11
Th	6	6.5	8.33	-7.69
Pb	34.8	37	8.62	-5.95

### 3.8.4. Factor de enriquecimiento.

Para medir las variaciones mineralógicas naturales y el enriquecimiento de metales en los sedimentos debido a las actividades antropogénicas, generalmente se realiza un proceso de normalización. La normalización se puede realizar respecto de diversos factores o elementos, por ejemplo: respecto del tamaño de grano (Horowitz y Elrick, 1987); carbón orgánico total (Daskalakis y O' Conner, 1995), contenido de hierro (Morse *et al.*, 1993), aluminio (Hanson *et al.*, 1993), litio (Loring, 1990), tierras raras (Olmez *et al.*, 1991) o radioisótopos traza (Finney y Hun, 1989).

Para normalizar los elementos mayores y traza contenidos en los sedimentos de la laguna de Zupitlán se utilizó el contenido de aluminio porque es uno de los principales constituyentes de los granos finos de aluminosilicatos (Zoller *et al.*, 1974; Hakanson, 1980).

Cuando se compara la relación  $(\text{metal}/\text{Al})_s$  para un sedimento respecto de la relación  $(\text{metal}/\text{Al})_{\text{ref}}$  para una muestra de referencia, se puede establecer un factor de enriquecimiento (FE) que permite establecer la posible contaminación por metales. El

factor de enriquecimiento de elementos mayores y traza se calculó a partir de la siguiente ecuación (Zoller *et al.*, 1974; Hakanson, 1980):

$$FE = ([CE_{LZ}] / [Al_{LZ}]) / ([CE_{REF}] / [Al_{REF}]) \quad (3.14)$$

donde:

FE = factor de enriquecimiento.

CE<sub>LZ</sub> = concentración del elemento en los sedimentos en la laguna Zupitlán.

Al<sub>LZ</sub> = concentración de Al en los sedimentos de la laguna Zupitlán.

CE<sub>REF</sub> = concentración promedio del elemento en la muestra de referencia (corteza continental o basalto).

Al<sub>REF</sub> = concentración promedio de Al en la muestra de referencia (corteza continental o basalto).

El enriquecimiento de los elementos se puede clasificar en función del valor de FE, el cual puede definirse como bajo (<1); moderado (1-3), alto (3-6) o muy alto (> 6). En base a los resultados obtenidos en los factores de enriquecimiento de los elementos presentes en los sedimentos de la laguna de Zupitlán, se modelaron mapas de isoconcentración mediante el programa Surfer 8 (2002), para aquellos elementos que presentaron un alto enriquecimiento respecto a la composición química del basalto y la corteza terrestre.

### **3.8.5. Microorganismos bentónicos.**

Para establecer la presencia de microorganismos en sedimentos se tomaron algunas micrografías en un Microscopio Electrónico de Barrido marca Jeol, modelo 6300, para ello, los sedimentos se depositaron en un portamuestras metálico utilizando como adhesivo cinta de grafito, posteriormente se recubrieron con una aleación Au-Pd. La identificación de microorganismos se llevo a cabo mediante la comparación de su morfología (Brock *et al.*, 1987; Round *et al.*, 1990, Mann y Droop, 1996).

En la figura 3.8 se observa un resumen de los procedimientos y técnicas de caracterización de los sedimentos de la laguna de Zupitlán.

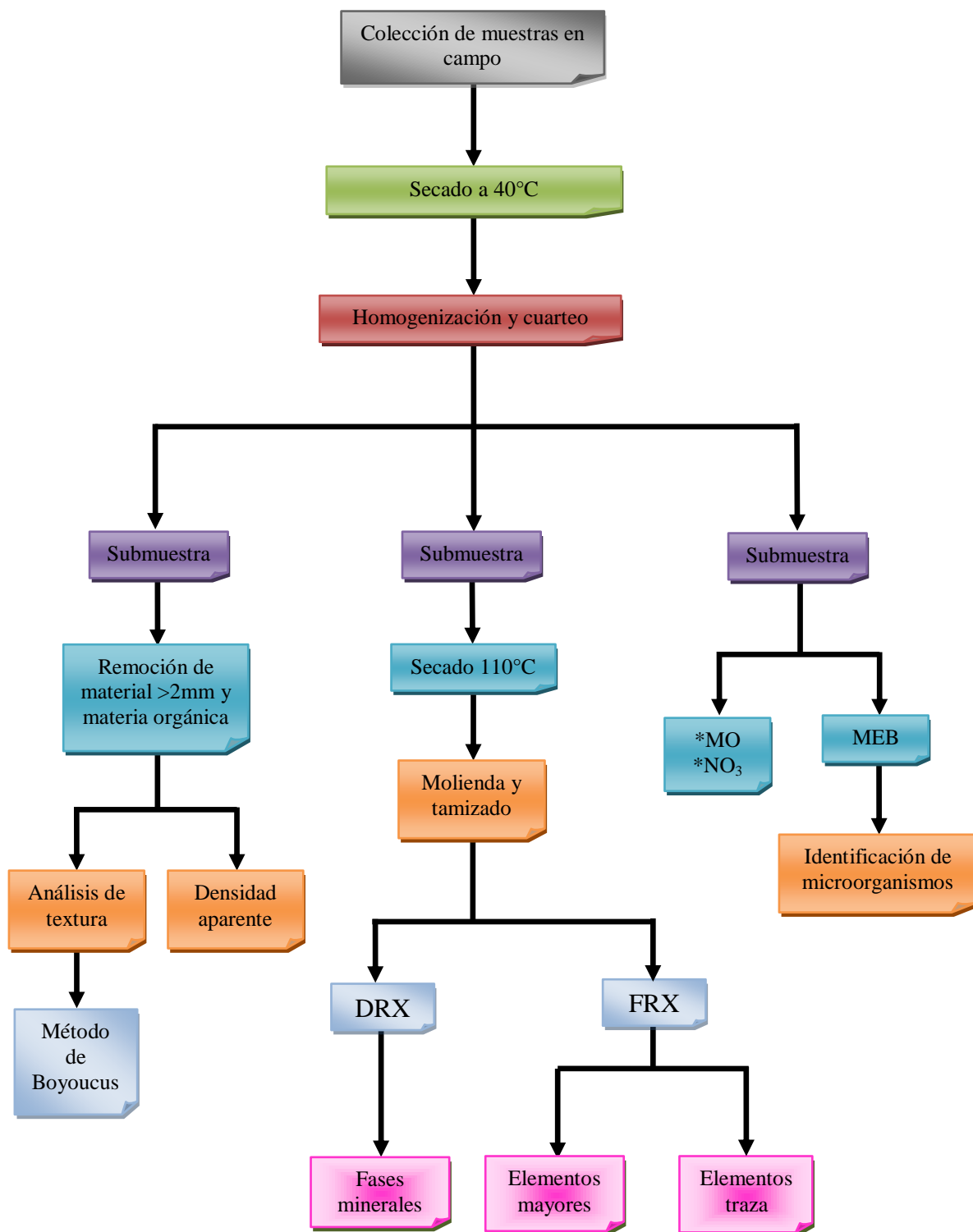


Figura 3.8. Diagrama de flujo del análisis de sedimentos para la laguna de Zupitlán.



# **CAPÍTULO 4**

## **RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

## **4.1. Evaluación de la calidad del agua de la laguna de Zupitlán.**

Para los meses evaluados, el pH del agua se encontró entre 7.10 y 9.52, con características predominantemente alcalinas, aunque cabe destacar que para el mes de Septiembre se determinó el mayor valor de pH (9.52), en tanto que en el mes de Diciembre se encontró el menor valor de pH (7.10) siendo prácticamente neutra. La conductividad eléctrica se mantuvo entre 0.191 a 0.194 dS/m para los meses de Marzo, Junio y Septiembre, observándose el mayor valor para el mes de Diciembre (0.254 dS/m), siendo estos valores inferiores al límite recomendado (0.75 dS/m). La temperatura del agua tuvo muy pocas variaciones a lo largo del año oscilando entre los 14°C y 17°C (tabla 4.1).

En relación a los aniones, destaca la abundancia de  $\text{CO}_3^{2-}$  en los meses de Marzo y Septiembre con valores de 1.058 y 1.006 meq/L respectivamente. Mientras que para el mes de Junio se presentó enriquecimiento de  $\text{Cl}^-$  (1.050 meq/L), cambiando en el mes de Diciembre a un predominio de  $\text{HCO}_3^-$  con una concentración máxima de 1.942 meq/L. Por otra parte, los cationes  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  y  $\text{Na}^+$  fueron los más abundantes durante los cuatro muestreos, predominando  $\text{Ca}^{2+}$  con valores de 0.573 a 0.739 meq/L, seguido de  $\text{Mg}^{2+}$  que fue el más abundante en el mes de Diciembre (0.822 meq/L) y finalmente  $\text{Na}^+$  con ligeras variaciones a lo largo del año, encontrándose el mayor valor en el mes de Diciembre (0.639 meq/L). En menor proporción se encontró  $\text{K}^+$ , cuyas concentraciones oscilan entre 0.148 y 0.302 meq/L (tabla 4.1). Los aniones y los cationes analizados se encuentran en concentraciones inferiores a los límites establecidos para agua de riego (Ayers y Westcot, 1987; Lesser, 1987; Richards, 1980; Ángeles, 2000).

Tabla 4.1. Parámetros fisicoquímicos y de salinidad para la laguna de Zupitlán, evaluados durante Marzo (M), Junio (J), Septiembre (S) y Diciembre (D) de 2008.

PARÁMETROS	M	J	S	D	LAR*
<b>FISICOS</b>					
pH	8.62	8.54	9.52	7.10	6.5 - 8.4
Conductividad Eléctrica, CE (dS/m) a 25°C	0.193	0.191	0.194	0.254	<0.75
Temperatura (°C)	15	17	16	14	SR
<b>ANIONES</b>					
Carbonatos, CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> (meq/L)	1.058	0.800	1.006	ND	<1.0
Bicarbonatos, HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (meq/L)	0.756	0.960	0.503	1.942	<1.5
Cloruros, Cl <sup>-</sup> (meq/L)	0.220	1.050	0.737	0.569	<4.0
Sulfatos, SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (meq/L)	0.082	0.240	0.164	0.129	<3.0
Fosfatos, PO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (meq/L)	0.012	0.052	0.003	ND	SR
Nitratos, NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (meq/L)	0.007	0.004	0.003	0.006	SR
<b>CATIONES</b>					
Calcio, Ca <sup>2+</sup> (meq/L)	0.573	0.704	0.739	0.628	<5.0
Magnesio, Mg <sup>2+</sup> (meq/L)	0.536	0.435	0.614	0.822	<4.0
Sodio, Na <sup>+</sup> (meq/L)	0.535	0.578	0.539	0.639	<3.0
Potasio, K <sup>+</sup> (meq/L)	0.148	0.302	0.168	0.206	<1.0
Amonio, NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (meq/L)	0.029	0.039	0.01	0.033	SR
<b>ERROR DE BALANCE (%)</b>					
	-6.8	-18.6	-6.8	-5.7	< ± 20
<b>INDICES DE CALIDAD</b>					
Sólidos Totales Disueltos, STD (mg/L)	121	125	120	177.5	SR
Salinidad Efectiva, SE4 (meq/L)	0.712	0.919	0.717	0.878	<3.0
Salinidad Potencial, SP (meq/L)	0.261	1.170	0.819	0.634	<3.0
Relación de adsorción de sodio, RAS	0.718	0.766	0.655	0.750	<3.0
RAS ajustado	0.637	0.839	0.512	0.801	SR
Contenido de sodio residual, CSR (meq/L)	0.705	0.621	0.156	0.492	<1.25
Porcentaje de sodio posible, PSP	75.140	62.894	75.174	72.779	<50%
Índice de saturación	0.108	0.053	0.902	-1.233	SR
Relación de Aniones, RAN (%)	84.964	56.664	62.459	73.393	SR
<b>OTROS</b>					
Alcalinidad total, dureza (meq/L)	6.53	7.44	1.95	4.64	SR

\*LAR, Límite para agua de riego (Richards, 1980; Ayers y Westcot, 1987; Lesser, 1987; Ángeles, 2000).

\*ND no determinado.

\*SR sin referencia.

La clasificación química realizada mediante el diagrama de Piper, permitió observar que para los meses de Marzo y Diciembre de 2008, el agua presentó un comportamiento como bicarbonatada cálcica, en tanto que para los meses de Junio y Septiembre se presentó un enriquecimiento en cloruros cambiando a clorurada cálcica (figura 4.1).

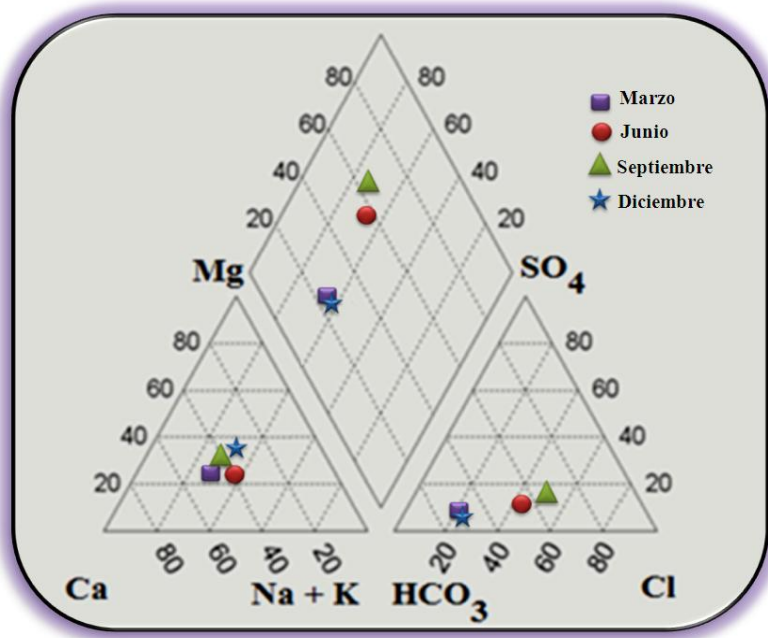


Figura 4.1. Diagrama de Piper para la laguna de Zupitlán (Aqua Chem 3.1, 1998).

La representación de los cationes y aniones mayoritarios en el diagrama de Stiff, permitió evidenciar similitud en la composición química del agua para los meses de Marzo y Diciembre mediante la comparación de sus polígonos, los cuales indican abundancia de bicarbonatos. Mientras que los polígonos correspondientes a los meses de Junio y Septiembre presentan similitud con una abundancia de cloruros (figura 4.2).

En base a los valores de conductividad eléctrica y de RAS para los cuatro muestreos en la laguna de Zupitlán, el agua se clasifica como C1-S1, es decir agua de baja salinidad y con bajo contenido de sodio (figura 4.3). Can *et al.*, (2008) reportaron para la laguna de Zupitlán valores de RAS de 0.102 y 0.0650 para Septiembre de 2004 y Marzo de 2005 respectivamente, clasificándola como C1-S1. De acuerdo al presente trabajo, aunque la clasificación de la salinidad de la laguna se encuentra dentro de la misma clasificación C1-S1, es evidente que en los últimos años se ha presentado un notable aumento de los valores de RAS siendo de 0.720 el promedio para los cuatro muestreos realizados en el año 2008.

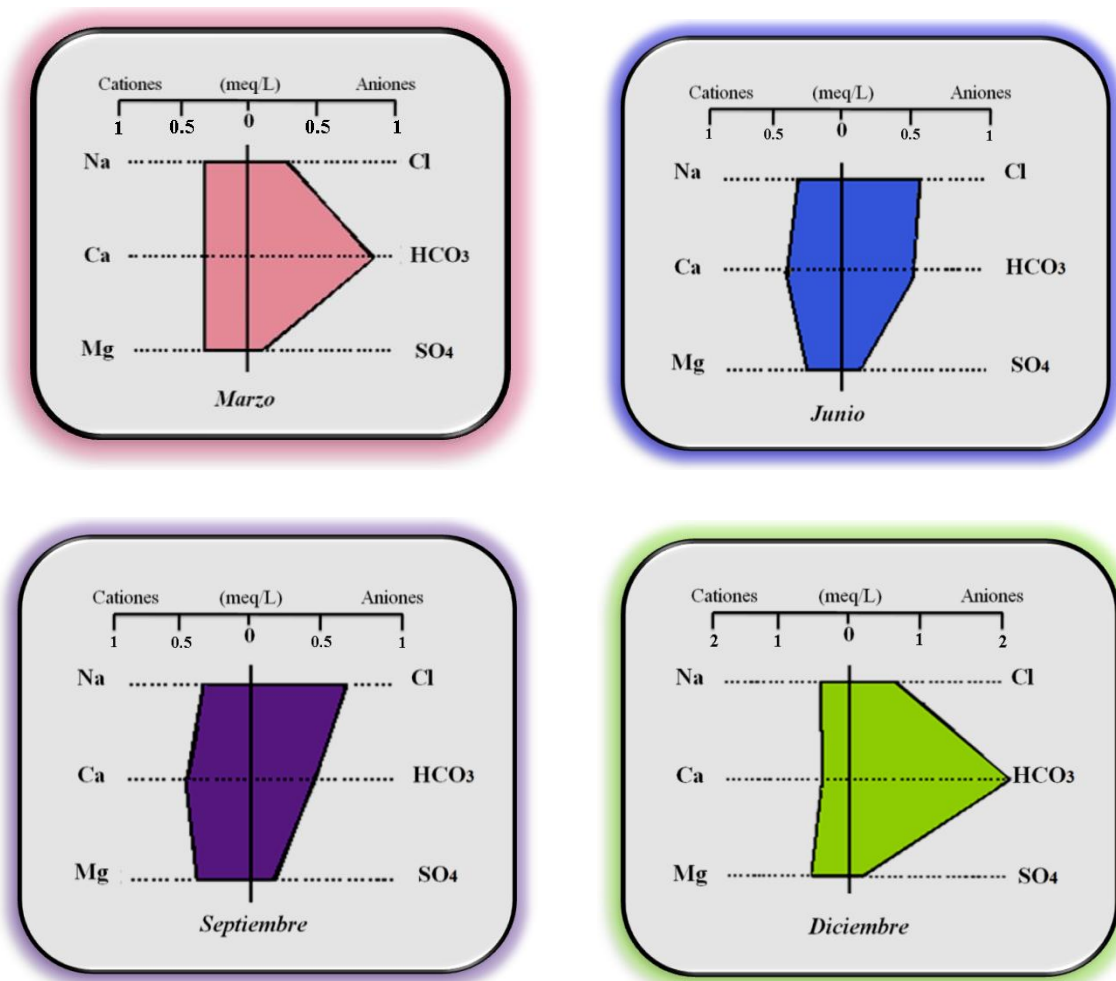


Figura 4.2. Clasificación química del agua de la laguna de Zupitlán empleando el diagrama de Stiff (Aqua Chem 3.1, 1998).

De acuerdo a la clasificación C1-S1, el agua puede usarse para riego en la mayor parte de cultivos y prácticamente en cualquier tipo de suelo, con muy poca probabilidad de que se desarrolle salinidad y de alcanzar niveles peligrosos de sodio. Sin embargo, las aguas de baja salinidad provocan problemas de infiltración, debido a que al aplicarse al suelo mediante el riego lixivian las sales y minerales, promoviendo una reducción de poros, modificando la estructura del suelo, bajo este criterio, se ha observado que el agua de la laguna presenta un riesgo respecto de la reducción severa de la infiltración en los meses de Marzo, Junio y Septiembre y una reducción moderada para el mes de Diciembre (figura 4.4).

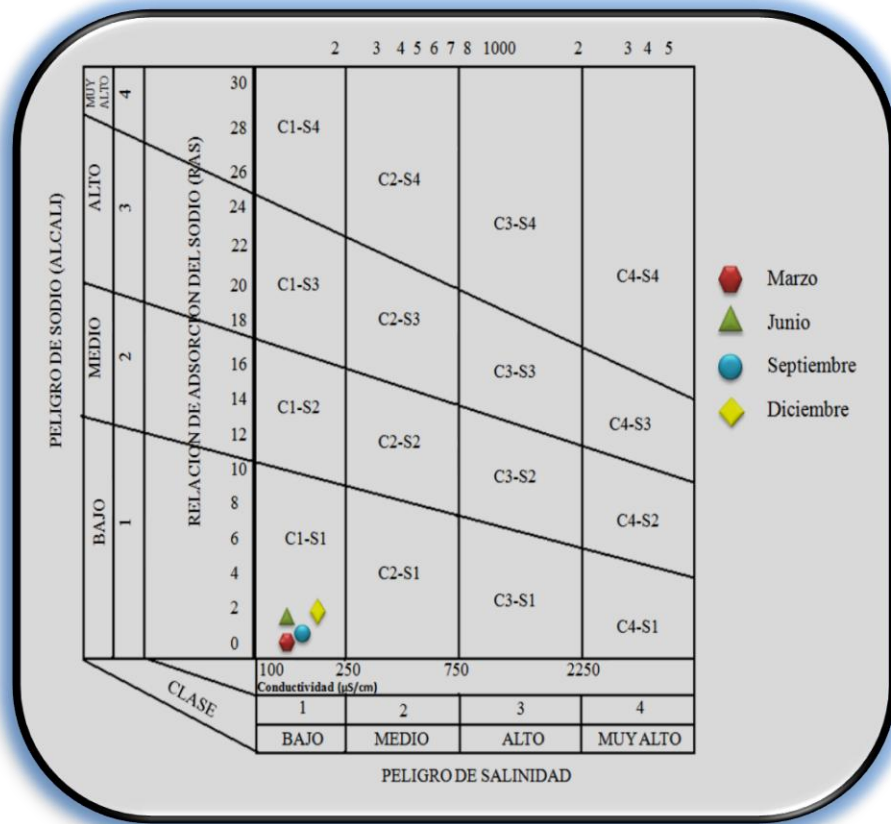


Figura 4.3. Diagrama para la clasificación de aguas para riego (Richards, 1980).

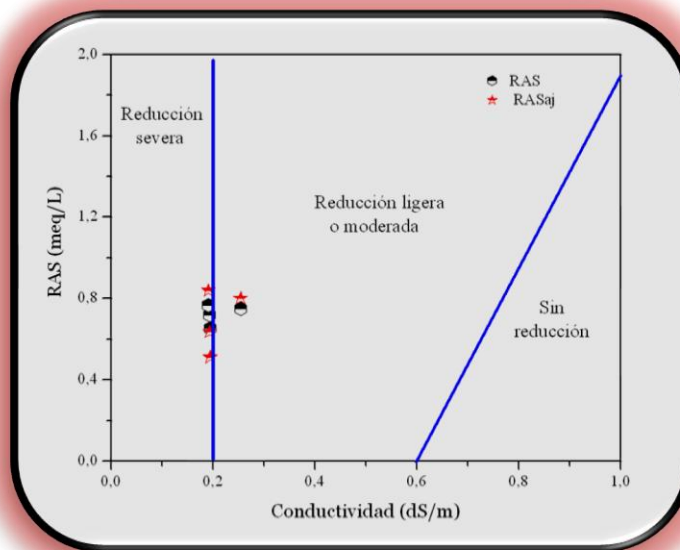


Figura 4.4. Reducción relativa de la infiltración de agua de riego promovida por la conductividad eléctrica y la relación de adsorción de sodio (Can *et al.*, 2008).

De acuerdo a los análisis químicos (tabla 4.1) y a los cálculos realizados con el programa Aqua Chem 3.1 (1998), los principales minerales disueltos en el agua de la laguna de Zupitlán son: dolomita ( $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ ), halita ( $\text{NaCl}$ ), anhidrita ( $\text{CaSO}_4$ ), silvita ( $\text{KCl}$ ) y calcita ( $\text{CaCO}_3$ ); siendo más abundantes dolomita y halita, seguidos de silvita, anhidrita y calcita que solo se presentó durante el segundo muestreo, en concentraciones relativamente bajas (tabla 4.2).

Tabla 4.2. Minerales disueltos en la laguna de Zupitlán (Aqua Chem 3.1, 1998).

Mineral	Concentración (mg/L)			
	Marzo	Junio	Septiembre	Diciembre
Anhidrita ( $\text{CaSO}_4$ )	5.57	16.33	11.16	8.78
Calcita ( $\text{CaCO}_3$ )	0	1.43	0	0
Dolomita [ $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ ]	45.29	40.06	52.88	46.01
Halita ( $\text{NaCl}$ )	3.99	33.84	31.55	20.81
Silvita ( $\text{KCl}$ )	11.09	22.49	12.58	15.37

De acuerdo a los análisis químicos realizados así como el cálculo de diversos parámetros de salinidad (STD, SE, SP, CSR, PSP, RAS, RAN, índice de saturación y alcalinidad), el agua de la laguna de Zupitlán se encuentra dentro de los límites recomendables para riego y se caracteriza por presentar una baja salinidad. Esta condición se puede corregir con la adición de algún fertilizante conteniendo calcio (Can, *et al.*, 2008), posiblemente yeso ( $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ), con ello, se podría limitar el riesgo por infiltración en el suelo debido a la baja salinidad del agua.

Aunque la salinidad del agua de la laguna de Zupitlán es baja, los niveles de nitrógeno amoniacal evaluados para los meses de Marzo, Junio, Septiembre y Diciembre de 2008 fueron de 0.53 mg/L, 0.71 mg/L, 0.18 mg/L y 0.60 mg/L respectivamente (tabla 4.1), lo cual podría ser una de las posibles causas de la desaparición progresiva de peces como carpa (*Cyprinus carpio*) y tilapia (*Oreochromis sp.*), sobretodo considerando que los límites de nitrógeno amoniacal para la sobrevivencia de peces, definidos en función del pH y la temperatura (EPA, 2009) deben ser inferiores a 0.184 mg/L (para valores de pH comprendidos entre 8 y 9 a una temperatura de 15°C) y 0.066 mg/L (a pH 7 y 15°C).

En un sistema acuático, durante la primera etapa del ciclo del nitrógeno, se producen  $\text{NH}_3$  y  $\text{NH}_4^+$  como resultado de la degradación de proteínas. El pH del sistema determina cual de los dos productos va a prevalecer. Bajo condiciones ácidas, se favorece un dominio del ión  $\text{NH}_4^+$  con toxicidad relativamente nula, sin embargo, a valores de pH básicos, el amonio se transforma en  $\text{NH}_3$ , el cual es altamente soluble. Bajo esta premisa, se considera que la mayor parte del año, en el agua de la laguna de Zupitlán, prevalece un dominio de  $\text{NH}_3$  dados los valores de pH observados durante los meses de Marzo, Junio y Septiembre de 2008, los cuales son alcalinos.

En los sistemas acuáticos el  $\text{NH}_3$  es tóxico para los peces, produciendo daños severos tanto a las branquias como a las escamas; pérdida de su equilibrio, hipersensibilidad, sofocamiento, aumento del ritmo cardiaco y en casos extremos convulsiones, estado de coma y su muerte (Cruz, 2003).

Por otra parte, en el agua de la laguna de Zupitlán se presentan semimetales (Al y Si) y metales pesados (Fe, Co, Cu, Zn, Ag, Cd y Pb), destacando la presencia de Pb (1.8 mg/L) que se mantuvo prácticamente constante a lo largo del año (tabla 4.3), al igual que Co, Cu, Zn, Ag y Cd, aunque en concentraciones menores (inferiores a 1 mg/L). En base a la norma oficial mexicana para uso de agua de riego (NOM-005-ECOL-2000) la mayoría de los metales pesados presentes en la laguna de Zupitlán están dentro de los límites permisibles, excepto Cd, cuyo límite recomendado es de 0.05 mg/L.

Para los meses de Marzo, Junio, Septiembre y Diciembre de 2008, se calcularon los valores de los límites de concentración de Cu, Ag, Cd y Pb corregidos por la dureza del agua como  $\text{CaCO}_3$  (mg/L), de acuerdo a la recomendación de la EPA (2009) para la protección de la vida acuática, los cuales se indican entre paréntesis en la tabla 4.3 junto a los elementos citados anteriormente.



Tabla 4.3. Semimetales y metales pesados presentes en el agua (mg/L) de la laguna de Zupitlán, durante los meses de Marzo (M), Junio (J), Septiembre (S) y Diciembre (D) de 2008.

Elemento	M	J	S	D
<b>Al</b>	0.165	0.846	0.367	ND
<b>Si</b>	21.3	22.7	23.2	20.1
<b>Fe</b>	ND	0.076	0.176	ND
<b>Co</b>	0.632	0.635	0.588	0.438
<b>Cu</b>	0.538 (0.045)*	0.713 (0.051)*	0.494 (0.013)*	0.513 (0.029)*
<b>Zn</b>	0.127	ND	ND	ND
<b>Ag</b>	0.365 (0.024)*	0.367 (0.031)*	0.580 (0.003)*	0.553 (0.014)*
<b>Cd</b>	0.476 (0.006)*	0.453 (0.007)*	0.411 (0.002)*	0.188 (0.0045)*
<b>Pb</b>	1.86 (0.152)*	1.98 (0.175)*	1.82 (0.042)*	1.68 (0.107)*

ND no detectado, \*Límites recomendados para protección de la vida acuática (EPA, 2009)

Desde el punto de vista de la conservación de la vida acuática, los valores de Cu, Ag, Cd y Pb se encuentran por encima de los límites recomendados y pueden ser nocivos particularmente para los peces (EPA, 2009). En los organismos acuáticos se pueden desarrollar problemas fisiológicos y metabólicos como: cambios histológicos o morfológicos en los tejidos; cambios en la fisiología como supresión del crecimiento y desarrollo, torpeza para nadar, cambios en la bioquímica del organismo, tales como la actividad enzimática y química de la sangre, trastornos del comportamiento y cambios en la reproducción.

Algunos organismos pueden regular las concentraciones de metales presentes en sus tejidos, por ejemplo los peces pueden excretar metales esenciales para su metabolismo (Cu y Zn), desafortunadamente otros metales no esenciales (Cd) son excretados con mayor dificultad y en consecuencia tienden a acumularse en el organismo. Debido a su toxicidad, el Cd se encuentra sujeto a una de las legislaciones más severas en términos ambientales y de salud humana. En la vida acuática, el Cd puede incorporarse a los peces a través de dos rutas principales: ingestión e introducción en las branquias. El Cd se acumula en el hígado, riñones y en el tracto gastrointestinal. Sus principales efectos son: problemas en las branquias y riñones, pobre mineralización de los huesos, anemia, crecimiento retardado y anomalías del desarrollo (EPA, 1986).

## 4.2. Identificación del fitoplancton en el agua de la laguna de Zupitlán.

La coloración verdosa de la laguna de Zupitlán (figura 4.5) es indicativa de la proliferación de microorganismos acuáticos y por ende de una abundancia de materia orgánica, bajo estas condiciones, se puede presentar el riesgo de un crecimiento explosivo (Bloom) de algas o fitoplancton. Una de las principales consecuencias de la sobreproducción de fitoplancton es que la demanda bioquímica de oxígeno, necesaria para la degradación de la materia orgánica y procesos fotosintéticos, aumenta. Lo anterior es parte de los procesos naturales de la vida acuática, sin embargo, al presentarse un mayor número de especies, el consumo de oxígeno es tal, que puede convertirse en una limitante para el desarrollo de ciertas variedades de peces (Langmuir, 1997).



Figura 4.5. Coloración típica del agua de la laguna de Zupitlán.

Los principales microorganismos identificados en el agua de la laguna de Zupitlán corresponden a diversas especies de diatomeas del género *Nitzschia* (figuras 4.6 a 4.8), *Pseudo nitzschia* (figuras 4.9 y 4.10), *Cymbella* (figura 4.11), *Asterionella* (figuras 4.12 y 4.13), *Synedra* (figura 4.13) y *Stephanodiscus* (figura 4.14). Algunos dinoflagelados del género *Prorocentrum* que se aprecian en las figuras 4.12 y 4.15, así como algunos ciliados (figura 4.16) y amibas (figura 4.17). Todos estos microorganismos pertenecientes al fitoplancton son característicos de ambientes acuáticos que van desde agua dulce a ligeramente salina contaminados con materia orgánica (Leira y Sabatel, 2005; Loureiro, *et al.*, 2009). La abundancia relativa de los microorganismos se indica en la tabla 4.4.

Tabla 4.4. Fitoplancton identificado en el agua de la laguna de Zupitlán.

<b>Fitoplancton</b>	<b>Abundancia</b>	<b>Figuras</b>
<b>DIATOMEAS</b>		
<i>Nitzschia fonticoloides</i>	+++	4.6
<i>Nitzschia lanceolata</i>	+++	4.7
<i>Nitzschia sigma</i>	+++	4.8
<i>Pseudo nitzschia calliantha</i>	+++	4.9
<i>Pseudo nitzschia australis</i>	+++	4.10
<i>Cymbella affinis</i>	++	4.11
<i>Asterionella</i> sp.	++	4.12, 4.13
<i>Synedra</i> sp.	+	4.13
<i>Stephanodiscus</i> sp.	+++	4.14
<b>DINOFLAGELADOS</b>		
<i>Prorocentrum compressum</i>	+++	4.12, 4.15
<b>CILIADOS</b>		
<i>Spirostonum</i> sp.	+	4.16
<b>AMIBAS</b>		
	++	4.17

Abundancia: + escasa, ++ poco abundante, +++ abundante.

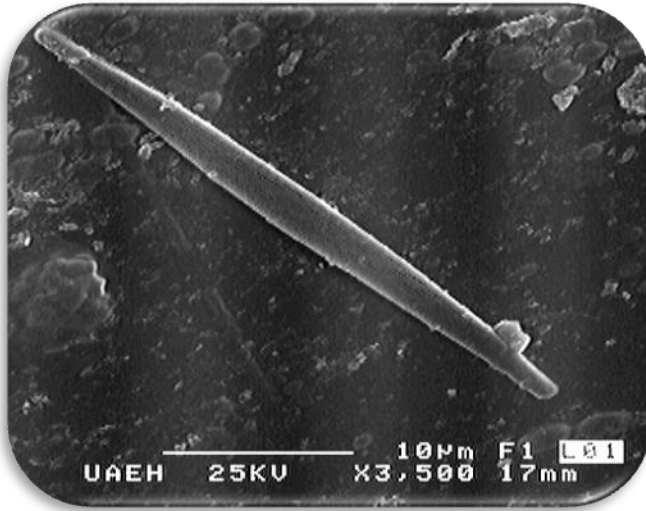


Figura 4.6. Valva de *Nitzschia fonticoloides*, una variedad de diatomea planctónica que se caracteriza por su estructura de bacilo (taxa *bacillariophyceae*), ausencia de rafe central y múltiples poros sobre su valva, además de ápices simétricos (Ávila *et al*, 2006, Benitez, 2000).



Figura 4.7. Vista pleural de *Nitzschia lanceolata*, cuya longitud del rafe central es de 31 µm (Leira y Sabatel, 2005).

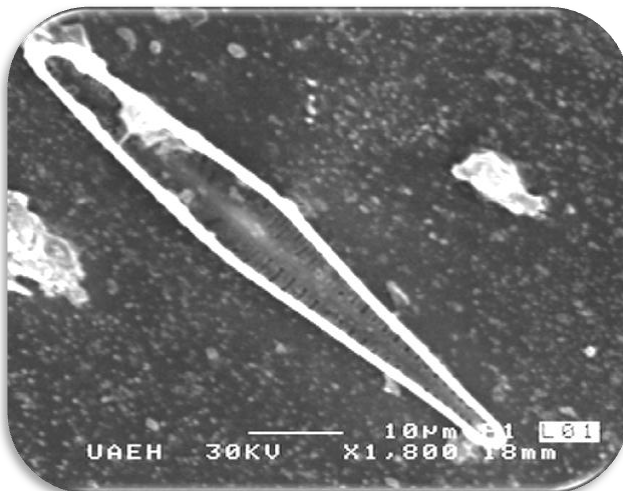


Figura 4.8. Vista pleural de *Nitzschia sigma*, con una ligera separación de sus valvas en la parte central y un rafe de 36 µm de longitud (Licursi y Gómez, 2008).

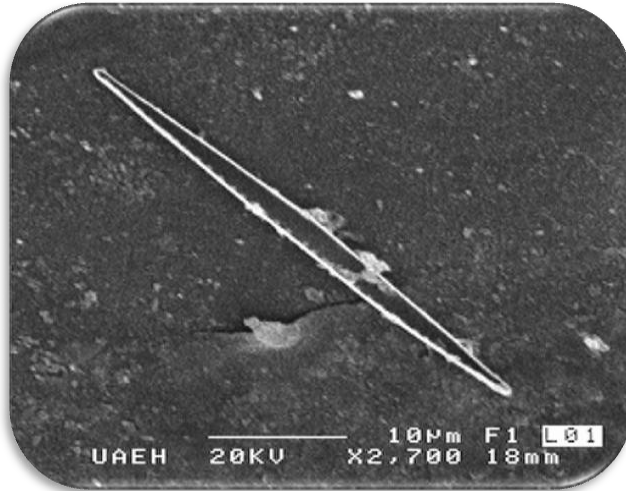


Figura 4.9. Micrografía de una valva de *Pseudo nitzschia calliantha*, con una morfología característica de bacilo. Esta diatomea se desarrolla en ambientes que van desde agua dulce a salina con elevadas concentraciones de materia orgánica (Loureiro *et al.*, 2009).

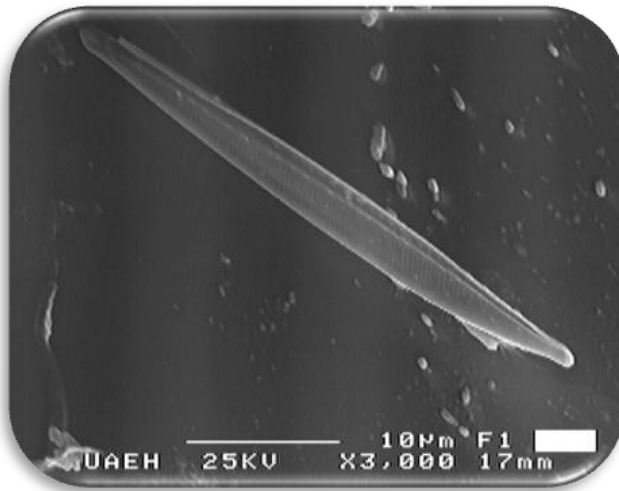


Figura 4.10. Vista frontal de *Pseudo nitzschia australis*, cuyo rafe central tiene una longitud de 40 µm (Loureiro *et al.*, 2009), una diatomea típica de ambientes contaminados con materia orgánica.

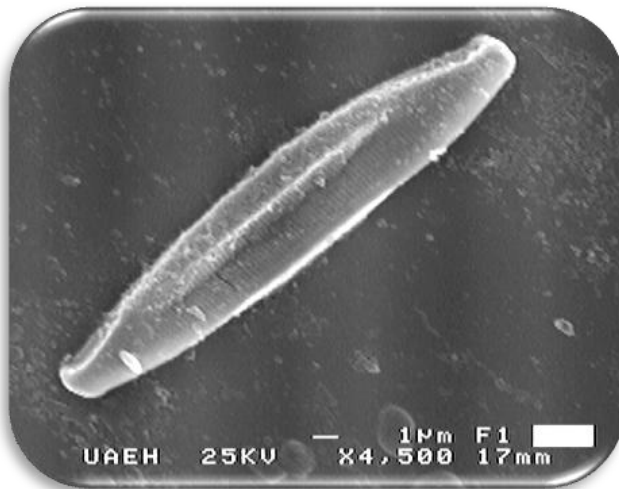


Figura 4.11. Especie dulceacuícola *Cymbella affinis*, la cual posee una valva semi elíptica con margen ventral casi recto y suavemente rostrado, puntas obtusas o subtruncadas, tiene un margen convexo con rafe excéntrico, se caracteriza por tener una área axial estrecha no dilatada y una línea media suavemente arqueada. Posee un eje apical de 40 µm de longitud y un eje transapical 6 µm sobre el margen ventral y dorsal (Subero *et al.*, 2002).

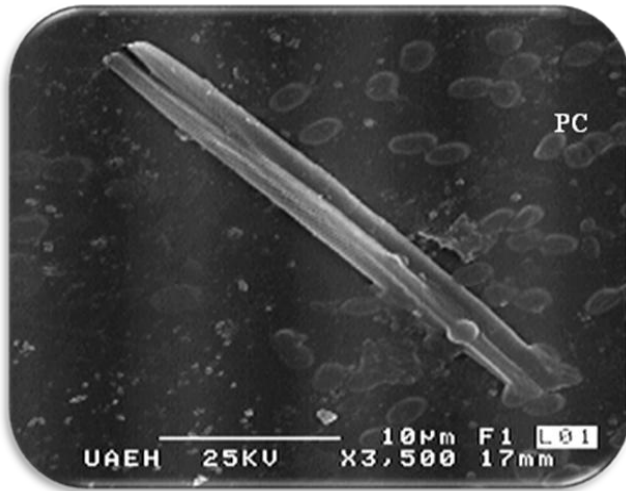


Figura 4.12. División celular de *Asterionella* sp., una diatomea que presenta la tendencia a formar estrellas mediante la agrupación de células que se unen a través de uno de los extremos de sus valvas. Esta diatomea es típica de zonas de agua de corrientes lentas, lagos y embalses con características alcalinas y contaminadas con materia orgánica. En la porción izquierda se observan numerosos dinoflagelados de la variedad *Prorocentrum compressum* (PC) (Graham y Wilcox, 2000).

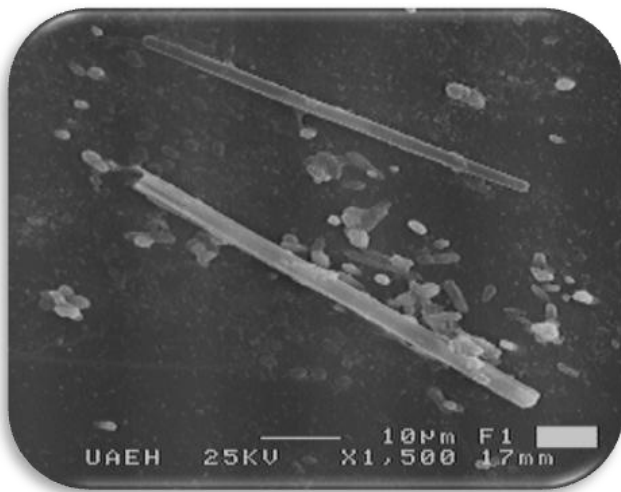


Figura 4.13. Valva de *Asterionella* sp. (parte inferior), característica de zonas de agua de corrientes lentas, lagos o lagunas, puede habitar en aguas con ligeros índices de contaminación orgánica, pero siempre en medios ligeramente alcalinos. En la parte superior se observa una diatomea del género *Synedra* sp., la cual tiene una forma alargada, sin rafe central y sus valvas no presentan estrías (Alvial *et al.*, 2007; Morin *et al.*, 2009; Hay *et al.*, 2009).

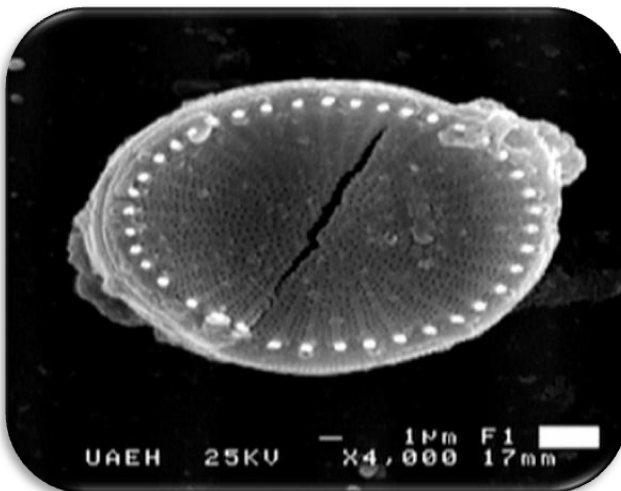


Figura 4.14. Diatomea del género *Stephanodiscus* sp., caracterizado por presentar una estructura circular aplanada, de 19 µm de diámetro. Destaca la presencia de poros radiales que finalizan en una elegante ornamenta circular (Round *et al.*, 1990).

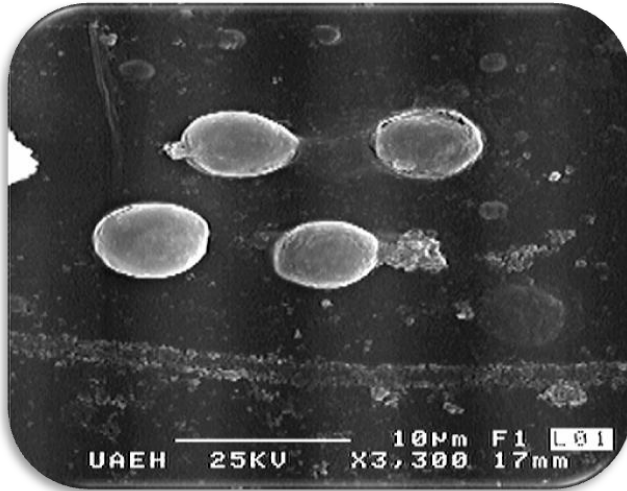


Figura 4.15. Grupo de dinoflagelados procentrales pertenecientes a la variedad *Prorocentrum compressum* caracterizados por una estructura globular. Es posible apreciar en uno de ellos un flagelo en forma de aleta (parte superior izquierda). En la parte inferior y de forma horizontal se observa la hifa de un hongo (Hackett *et al.*, 2004; Leander y Keeling, 2004).



Figura 4.16. Protozooario ciliado perteneciente al grupo de los Espirotriquídos (parte central) caracterizado por presentar una estructura de bacilo (cuerpo delgado y alargado). Esta variedad denominada *Spirostonum* sp. es característico de aguas altamente contaminadas con materia orgánica. Se observan otros tipos de ciliados con estructura globular con dimensiones variables en su longitud que van desde 1 µm hasta 5 µm (Brock *et al.*, 1987).

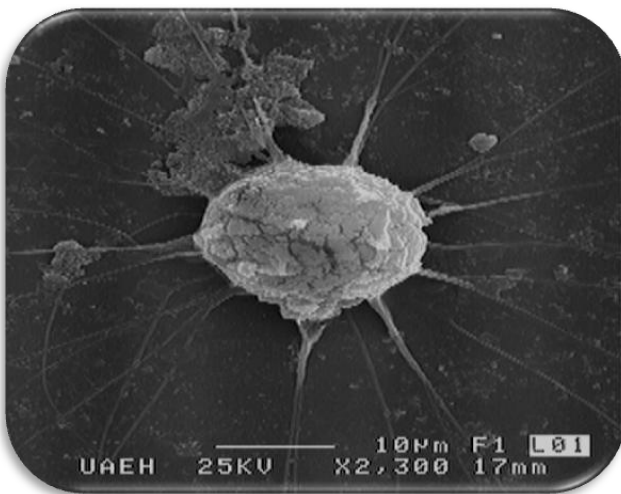


Figura 4.17. Micrografía de un trofofoito de una amiba con dimensiones del cuerpo central del orden de 15 µm, destaca la presencia de numerosos pseudópodos (flagelos) del orden de 20 µm de longitud, coexistiendo con residuos de materia orgánica (Latapie *et al.*, 2003; Oddó, 2006).

El crecimiento explosivo (Bloom) de algas puede causar degradación en la calidad de agua, concentración de los nutrientes en el sedimento, pérdida de oxígeno y cambios en las cadenas alimenticias. En adición, hay muchos tipos de afloramientos de algas de agua dulce de especies que a veces son tóxicas a la flora y fauna.

Los afloramientos de algas pueden ser causados por diatomeas y dinoflagelados, como *Cyclotella*, *Synedra*, *Fragilaria*, *Stephanodiscus*, *Nitzschia*, *Pseudo nitzschia* y *Prorocentrum* (Inderjit y Dakshini, 1999). Los afloramientos de algas se extinguen a medida que se descompone la materia orgánica y se liberan nutrientes. La disminución de los afloramientos se ha atribuido a: consumo, muerte celular, parasitismo y cambios en los ciclos de vida. Cuando un afloramiento de diatomeas disminuye, las células de las algas se hunden en el hypolimnion donde los nutrientes quedan estancados hasta la mezcla del otoño.

Conjuntamente estos microorganismos liberan al ambiente compuestos orgánicos, además de toxinas, que pueden afectar la función del ecosistema, composición de la comunidad y la sucesión. Dichos compuestos pueden ser productos de desecho y varios componentes celulares interiores. Las algas usan la secreción de estos compuestos para dominar en los lagos, afectando otros organismos a través de la inhibición y estímulo del crecimiento (Duffy y Hay, 1994).



### 4.3. Caracterización de los sedimentos periféricos de la laguna de Zupitlán.

#### 4.3.1. Textura de los sedimentos.

La distribución de sedimentos detríticos en la periferia de la laguna es muy variable (figura 4.18), en los puntos L1 y L2 hay una mezcla de sedimentos con tamaño de grano que varía de grava a arena, en los puntos L3 y L4 predomina el afloramiento de basaltos vesiculares y sedimentos de textura franco arenosa; en tanto que en los puntos L5 y L6 prevalecen los sedimentos de tamaño arena (tabla 4.5).

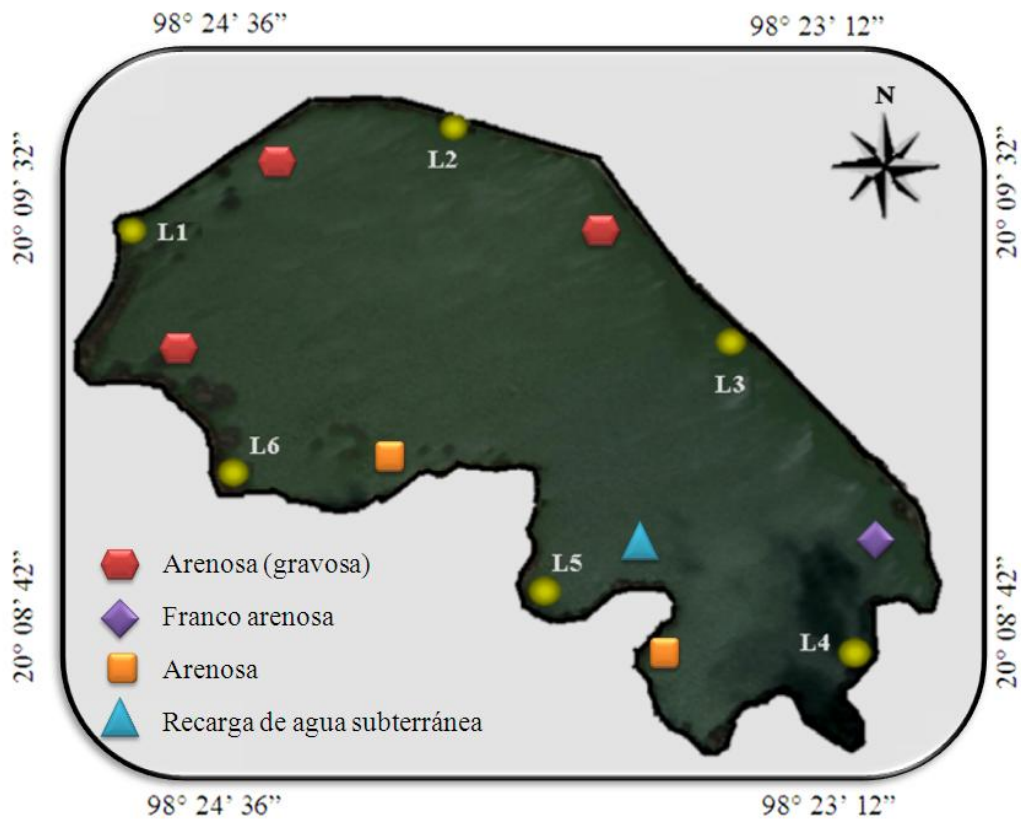


Figura 4.18. Distribución de puntos de muestreo de sedimentos en la laguna de Zupitlán.

Tabla 4.5. Textura y densidad aparente de los sedimentos.

Muestra	Tamaño de grano			Clasificación de textura	Densidad Aparente (g/cm <sup>3</sup> )
	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)		
L1	96.2	3.4	0.4	Arenosa (gravosa)	1.62
L2	95.8	4.0	0.2	Arenosa (gravosa)	1.58
L3	91.6	8.0	0.4	Arenosa (gravosa)	1.57
L4	79.8	16.0	4.2	Franco arenosa	1.43
L5	91.6	4.0	4.4	Arenosa	1.72
L6	99.6	0	0.4	Arenosa	1.64

#### 4.3.2. Mineralogía de los sedimentos periféricos de la laguna de Zupitlán.

El análisis de los sedimentos de la laguna mediante difracción de rayos X permitió establecer que los minerales que los constituyen son plagioclasa; cuarzo, tridimita, cristobalita, halloisita y clorita principalmente (figuras 4.19 a 4.24).

La principal variedad de plagioclasa identificada fue anortita ( $\text{CaAl}_2\text{Si}_2\text{O}_8$ , JCPDF 18-1202) con una abundancia relativa que va desde 33.03 hasta 76.75 % (tabla 4.6). Cuarzo ( $\text{SiO}_2$ , JCPDF 5-0490) presentó concentraciones que varían de 5.48 a 45.37%; tridimita ( $\text{SiO}_2$ , JCPDF 42-1401) varía desde 9.23 hasta 21.61% y cristobalita ( $\text{SiO}_2$ , JCPDF 11-0695) de 11.45 a 15.64%. Halloisita ( $[\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4]$ , JCPDF 13-0375) fue la única arcilla detectada, aunque pobremente cristalizada, su abundancia relativa varió desde 1.65 a 2.08 %. Clorita cálcica ( $[\text{Ca}(\text{ClO})_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}]$ , JCPDF 40-0744) presentó concentraciones comprendidas desde 2.46 a 11.73%. Únicamente en el punto L3 se detectó afwillita ( $[\text{Ca}_3(\text{SiOH})_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}]$ , JCPDF 29-0330) con una abundancia de 7.33%.

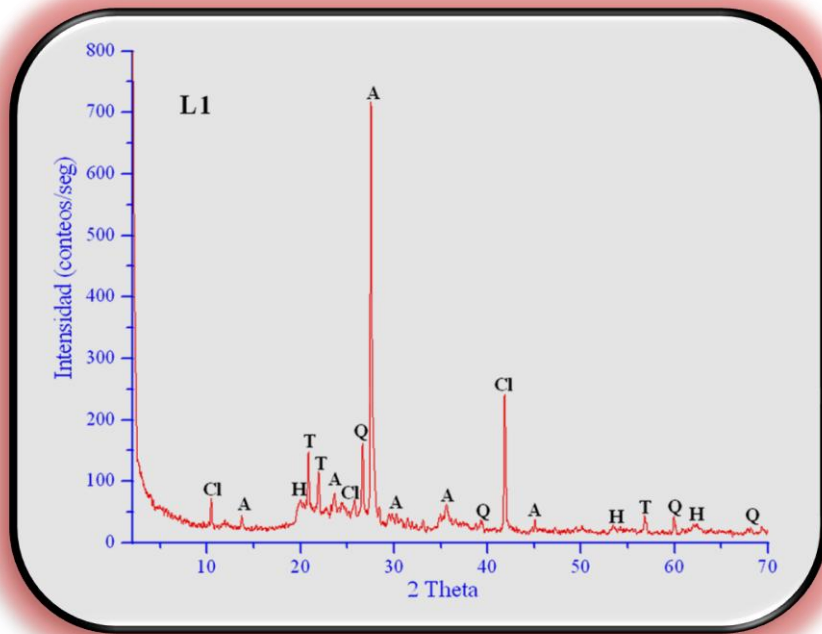


Figura 4.19. Patrón de difracción de rayos X de los sedimentos de la laguna Zupitlán para el sitio L1, se indican las principales reflexiones asociadas a: anortita (A); cuarzo (Q), tridimita (T), clorita cálcica (Cl) y halloisita (H).

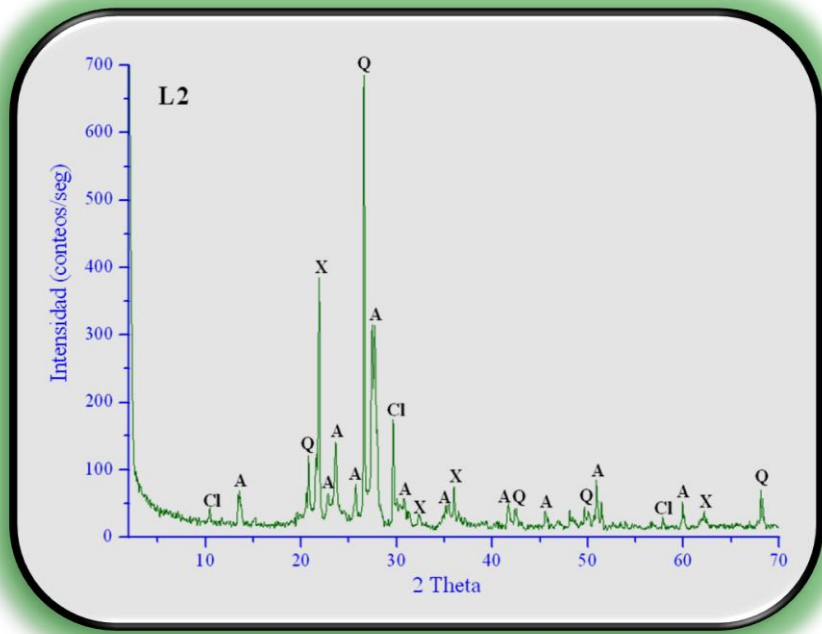


Figura 4.20. Patrón de difracción de rayos X de los sedimentos de la laguna Zupitlán para el sitio L2, se indican las principales reflexiones asociadas a: cuarzo (Q); anortita (A), cristobalita (X) y clorita cálcica (Cl).

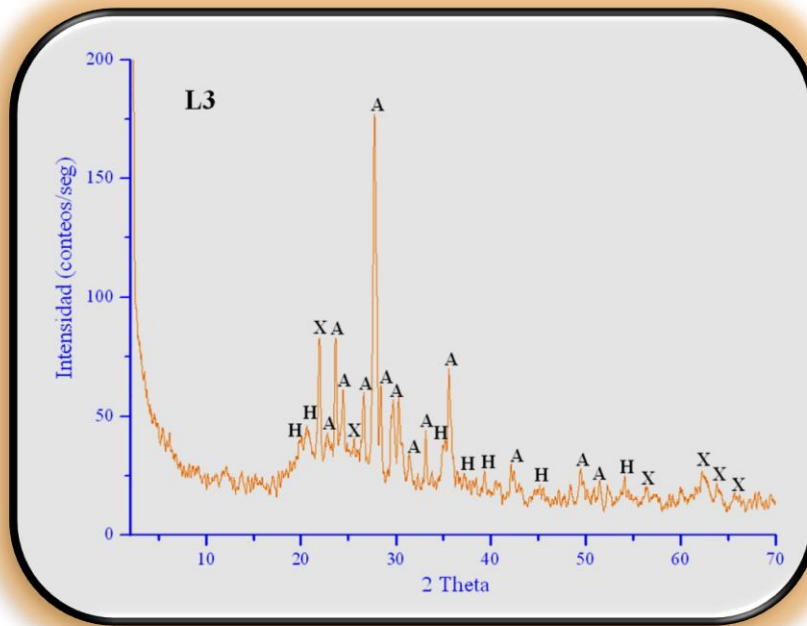


Figura 4.21. Patrón de difracción de rayos X de los sedimentos de la laguna Zupitlán para el sitio L3, se indican las principales reflexiones asociadas a: anortita (A), cristobalita (X) y halloisita (H).

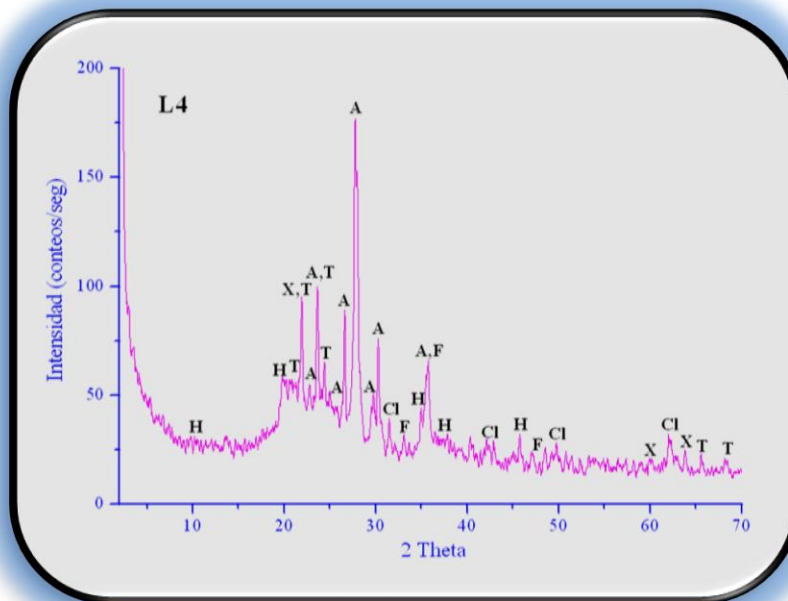


Figura 4.22. Patrón de difracción de rayos X de los sedimentos de la laguna Zupitlán para el sitio L4, se indican las principales reflexiones asociadas a: anortita (A); cristobalita (X), tridimita (T), afwillita (F), clorita cálcica (Cl) y halloisita (H).

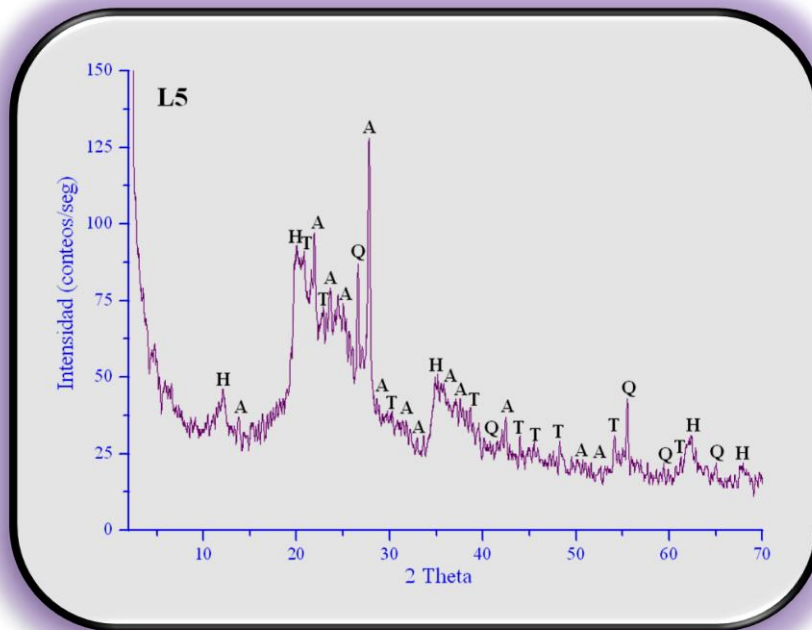


Figura 4.23. Patrón de difracción de rayos X de los sedimentos de la laguna Zupitlán para el sitio L5, se indican las principales reflexiones asociadas a anortita (A); tridimita (T), cuarzo (Q) y halloisita (H).

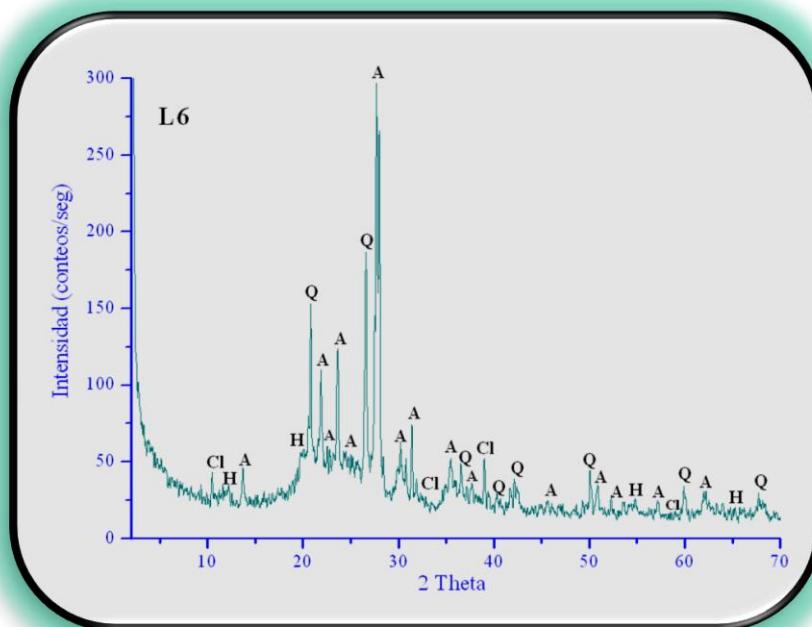


Figura 4.24. Patrón de difracción de rayos X de los sedimentos de la laguna Zupitlán para el sitio L6, se indican las principales reflexiones asociadas a anortita (A); cuarzo (Q), clorita cálcica (Cl) y halloisita (H).

Tabla 4.6. Abundancia relativa de las fases minerales presentes en los sedimentos de la laguna de Zupitlán.

Fase mineral	Abundancia Relativa (%)					
	L1	L2	L3	L4	L5	L6
Anortita ( $\text{CaAl}_2\text{Si}_2\text{O}_8$ )	71.28	33.03	76.75	48.87	54.01	72.93
Cuarzo ( $\text{SiO}_2$ )	5.48	45.37	ND	ND	12.47	22.89
Tridimita ( $\text{SiO}_2$ )	9.23	ND	ND	20.44	21.61	ND
Cristobalita ( $\text{SiO}_2$ )	ND	15.64	12.60	11.45	ND	ND
Halloysita ( $\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$ )	2.08	ND	10.65	8.29	11.91	1.72
Clorita cálcica [ $\text{Ca}(\text{ClO})_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ ]	11.73	6.08	ND	3.62	ND	2.46
Afwillita [ $\text{Ca}_3(\text{SiOH})_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ]	ND	ND	ND	7.33	ND	ND

\*ND: no detectado

La composición mineralógica establecida por difracción de rayos X permite apreciar una distribución irregular de los minerales en los sedimentos, lo cual es originado por las variaciones en la deposición de los mismos.

Debido a que el límite de detección de la difracción de rayos X por el método de polvos es del orden del 1% para fases cristalinas con orientación preferencial y del orden del 5% para la mayoría de los sólidos cristalinos presentes en una mezcla de fases, no ha sido posible detectar fases cristalinas asociadas a calcita; óxidos de hierro como hematita o magnetita, otavita o cerusita entre otros, los cuales posiblemente se encuentren presentes. De esta manera, se debe considerar que los resultados presentados corresponden particularmente a los minerales cristalinos más abundantes, excluyendo aquellos que se pueden encontrar en bajas concentraciones o bien como minerales amorfos.

### 4.3.3. Composición química de sedimentos.

La composición química de los sedimentos obtenida mediante análisis de fluorescencia de rayos X, permitió establecer que los principales óxidos presentes en la periferia de la laguna son: SiO<sub>2</sub> con concentraciones de 40.48 a 66.62 % en peso, seguido de Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> cuyas concentraciones varían de 12.17 a 15.81 % en peso y en menor proporción se encuentran Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, CaO, MgO, Na<sub>2</sub>O, K<sub>2</sub>O, MnO y P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>. Respecto de los elementos traza, se detectaron en mayor concentración Ba, Zr y Sr, seguidos de V, Zn y Rb. En menor proporción se encuentran algunos metales pesados como Cr, Co, Ni, Cu y Pb (tabla 4.7).

Tabla 4.7. Composición química para los diferentes sedimentos de la laguna de Zupitlán y valores reportados para basalto y corteza terrestre.

	Laguna de Zupitlán <sup>1</sup>						Basalto <sup>2</sup>	Corteza <sup>2</sup>
	L1	L2	L3	L4	L5	L6		
<b>Elementos mayores (%)</b>								
SiO <sub>2</sub>	61.14	66.62	51.13	41.57	40.48	58.73	39.15	48.10
TiO <sub>2</sub>	0.92	0.97	1.59	1.186	0.58	0.90	1.10	0.69
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	15.81	14.09	15.16	12.17	12.55	13.38	23.20	22.82
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	5.35	4.33	8.33	6.10	3.46	3.81	18.07	11.94
MnO	0.07	0.13	0.12	0.09	0.5	0.05	0.14	0.09
MgO	1.56	0.63	2.86	1.76	0.73	0.95	5.45	2.96
CaO	3.38	1.48	5.61	3.74	2.05	2.23	7.36	4.59
Na <sub>2</sub> O	2.91	4.14	3.10	1.61	0.66	2.47	3.74	4.82
K <sub>2</sub> O	2.19	3.40	1.63	0.91	0.81	2.05	1.41	3.59
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	0.13	0.14	0.31	0.36	0.56	0.21	0.47	0.37
PXC	6.54	4.07	9.89	30.55	37.22	15.42		
<b>Elementos traza (mg/Kg)</b>								
Rb	76	59	59	46	63	85	30	90
Sr	153	196	363	245	107	209	450	375
Ba	321	399	382	352	274	340	300	500
Y	32	32	35	26	24	27	30	35
Zr	258	232	249	201	237	301	140	190
Nb	12	10	18	7	8	14	20	20
V	71	102	135	132	181	73	250	150
Cr	42	48	23	36	64	76	200	100
Co	14	22	27	25	12	11	40	22
Ni	21	24	23	27	32	21	150	75
Cu	16	19	19	27	28	18	90	50
Zn	93	103	108	134	122	109	100	75
Pb	11	12	11	14	26	34	4	14
Th	8	7	7	4	8	8	2	12

<sup>1</sup> Este trabajo, <sup>2</sup>Wedepohl (1969-1974).

Para establecer la posible afectación antropogénica y enriquecimiento de metales pesados de los sedimentos de la laguna de Zupitlán se comparó la composición química de los sedimentos y en particular los factores de enriquecimiento, FE (Zoller *et al.*, 1974; Hakanson, 1980) respecto de la composición química promedio de un basalto y de la corteza terrestre (Wedepohl, 1969-1974).

Los FE para elementos mayores en los sedimentos, respecto de la composición química de un basalto, varían desde un enriquecimiento bajo a un enriquecimiento alto (tabla 4.8). Observándose un comportamiento homogéneo para  $\text{SiO}_2$  y  $\text{TiO}_2$  en los diferentes puntos de muestreo con un enriquecimiento moderado, destaca un enriquecimiento moderado en algunos puntos para  $\text{MnO}$ ,  $\text{Na}_2\text{O}$  y  $\text{P}_2\text{O}_5$ , en tanto que  $\text{K}_2\text{O}$  presenta un enriquecimiento que va de moderado a alto. Para los elementos traza, los FE varían desde un enriquecimiento bajo hasta un enriquecimiento muy alto: siendo de bajo a moderado para Sr, Ba, Y, Nb, V, Cr, Co, Ni, Cu y Zn; de moderado a alto para Zr y Rb, y de alto a muy alto para Pb y Th.

Los FE de los elementos mayores en los sedimentos respecto de la composición química de la corteza terrestre varían desde un enriquecimiento bajo a alto (tabla 4.9), siendo moderado para  $\text{SiO}_2$ ; de bajo a moderado para  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ,  $\text{MnO}$ ,  $\text{MgO}$ ,  $\text{CaO}$ ,  $\text{Na}_2\text{O}$ ,  $\text{K}_2\text{O}$  y  $\text{P}_2\text{O}_5$ , y de moderado a alto para  $\text{TiO}_2$ . Los FE para los elementos traza varían desde enriquecimiento bajo a alto, destacando un enriquecimiento que va de bajo a moderado para Rb, Sr, Ba, Nb, V, Cr, Co, Ni, Cu y Th, moderado para Y y Zr y de moderado a alto para Zn y Pb.

Los valores de los FE de los sedimentos respecto de la composición química de basalto y corteza terrestre son diferentes para uno y otro caso, presentándose una baja congruencia entre sí. Aunque tradicionalmente se evalúan los FE respecto de la composición química de la corteza terrestre, en el presente trabajo se considera que la determinación de los FE respecto de la composición química de un basalto puede proporcionar una mejor aproximación a una posible afectación antropogénica, particularmente por el hecho de que la laguna de Zupitlán se encuentra en una región



dominada por basaltos y porque las recargas subterráneas fluyen sobre rocas basálticas principalmente (capítulo 2).

Una limitación de este tipo de comparaciones deriva del hecho de que es difícil seleccionar una muestra de referencia cuya principal característica sea “no contaminada por actividades antropogénicas o naturales”, ello aunado a las necesidades de poseer estándares con similitud geológica, los cuales sean de mayor utilidad cuando se trata de evaluar una posible contaminación antropogénica (Baird, 1998).

Tabla 4.8. Factores de enriquecimiento (FE) de los sedimentos de la laguna de Zupitlán respecto de la composición química promedio de un basalto.

BASALTO						
	<i>L1</i>	<i>L2</i>	<i>L3</i>	<i>L4</i>	<i>L5</i>	<i>L6</i>
<b>Elementos mayores</b>						
SiO <sub>2</sub>	2.291	2.802	1.999	2.025	1.912	2.602
TiO <sub>2</sub>	1.234	1.450	2.216	2.059	0.980	1.425
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	1	1	1	1	1	1
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0.434	0.395	0.706	0.644	0.354	0.365
MnO	0.733	1.484	1.239	1.222	0.586	0.574
MgO	0.419	0.190	0.802	0.615	0.246	0.301
CaO	0.674	0.331	1.165	0.969	0.514	0.526
Na <sub>2</sub> O	1.142	1.821	1.267	0.822	0.324	1.1430
K <sub>2</sub> O	2.286	3.977	1.771	1.231	1.0618	2.519
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	0.407	0.484	0.999	1.464	2.204	0.773
<b>Elementos traza</b>						
Rb	3.716	3.238	3.010	2.924	3.883	4.9144
Sr	0.499	0.717	1.235	1.038	0.439	0.806
Ba	1.569	2.189	1.949	2.238	1.689	1.966
Y	1.565	1.756	1.786	1.653	1.479	1.561
Zr	2.703	2.728	2.722	2.738	3.130	3.729
Nb	0.880	0.823	1.377	0.667	0.739	1.214
V	0.417	0.672	0.826	1.007	1.339	0.506
Cr	0.308	0.395	0.176	0.343	0.592	0.659
Co	0.513	0.906	1.033	1.191	0.555	0.476
Ni	0.205	0.263	0.235	0.343	0.394	0.243
Cu	0.261	0.348	0.323	0.572	0.575	0.347
Zn	1.364	1.696	1.652	2.555	2.256	1.891
Pb	4.033	4.939	4.209	6.674	12.0197	14.743
Th	5.867	5.763	5.357	3.813	7.396	6.937

Factor de enriquecimiento:  bajo  moderado  alto  muy alto

Tabla 4.9. Factores de enriquecimiento (FE) de los sedimentos de la laguna de Zupitlán respecto de la composición química promedio de la corteza terrestre.

CORTEZA						
	L1	L2	L3	L4	L5	L6
<b>Elementos mayores</b>						
SiO <sub>2</sub>	1.834	2.243	1.600	1.621	1.531	2.083
TiO <sub>2</sub>	1.916	2.250	3.439	3.196	1.521	2.211
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	1	1	1	1	1	1
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0.647	0.588	1.050	0.958	0.527	0.544
MnO	1.067	2.159	1.803	1.778	0.852	0.835
MgO	0.759	0.344	1.449	1.113	0.445	0.543
CaO	1.063	0.522	1.839	1.529	0.811	0.830
Na <sub>2</sub> O	0.872	1.389	0.967	0.627	0.247	0.872
K <sub>2</sub> O	0.882	1.534	0.683	0.475	0.409	0.972
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	0.502	0.598	1.232	1.806	2.719	0.953
<b>Elementos traza</b>						
Rb	1.218	1.062	0.987	0.959	1.273	1.611
Sr	0.589	0.847	1.457	1.226	0.519	0.951
Ba	0.926	1.292	1.150	1.321	0.997	1.160
Y	1.319	1.481	1.505	1.393	1.247	1.316
Zr	1.959	1.978	1.973	1.984	2.269	2.703
Nb	0.866	0.810	1.355	0.656	0.728	1.194
V	0.683	1.101	1.355	1.651	2.195	0.830
Cr	0.606	0.777	0.346	0.675	1.164	1.297
Co	0.918	1.620	1.848	2.132	0.992	0.853
Ni	0.404	0.518	0.462	0.675	0.776	0.478
Cu	0.462	0.615	0.572	1.012	1.019	0.614
Zn	1.789	2.224	2.168	3.351	2.959	2.479
Pb	1.134	1.388	1.183	1.876	3.378	4.143
Th	0.961	0.9448	0.878	0.625	1.213	1.137

Factor de enriquecimiento:  bajo  moderado  alto  muy alto

Para tener información sobre la posible fuente de enriquecimiento de los sedimentos con algunos elementos, se modelaron los FE de los sedimentos respecto de la composición química de basalto para cada punto de muestreo en la laguna de Zupitlán empleando el programa Surfer 8 (2002). Los gráficos de distribución del FE para Cr, Zr, Pb y Th (figuras 4.25, 4.26, 4.27 y 4.28), permiten apreciar un mayor enriquecimiento de estos elementos en la parte Este y Noreste de la laguna (puntos L1, L2 y L6), esta zona se encuentra rodeada por tierras de cultivo. Posiblemente Cr, Pb, Th e incluso Rb son el resultado de la lixiviación de fertilizantes y pesticidas que se utilizan en las actividades agrícolas de la zona (Otero *et al.*, 2005), mientras que Zr se pueden originar por la incorporación de detritos del suelo a la laguna.

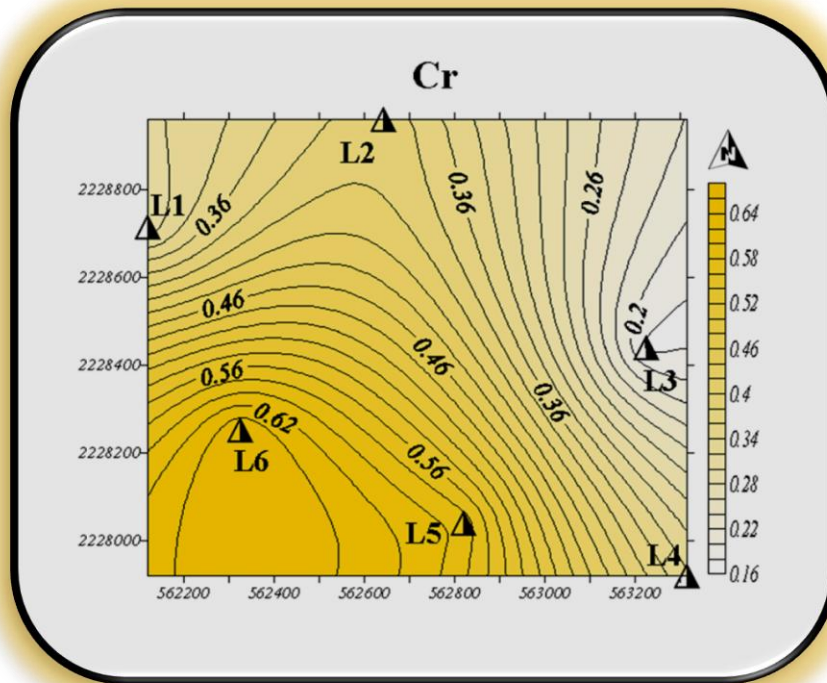


Figura 4.25. Distribución del FE de cromo en los sedimentos de la laguna de Zupitlán.

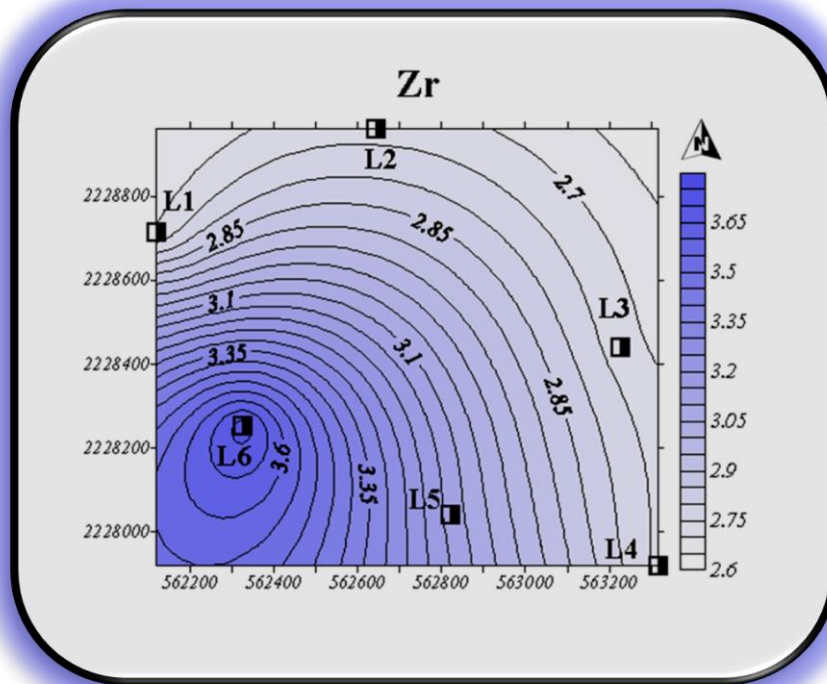


Figura 4.26. Distribución del FE de zirconio en los sedimentos de la laguna de Zupitlán.

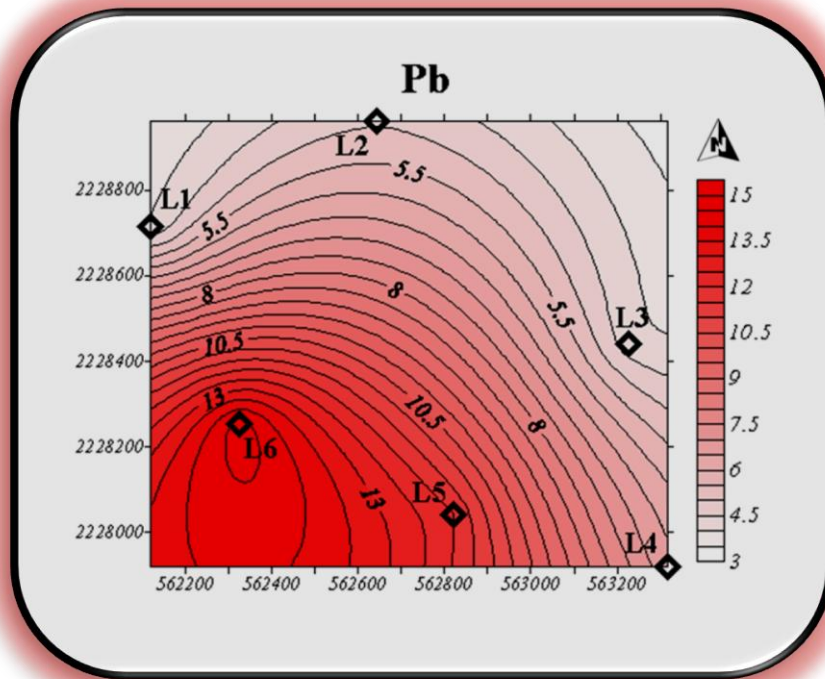


Figura 4.27. Distribución del FE de plomo en los sedimentos de la laguna de Zupitlán.

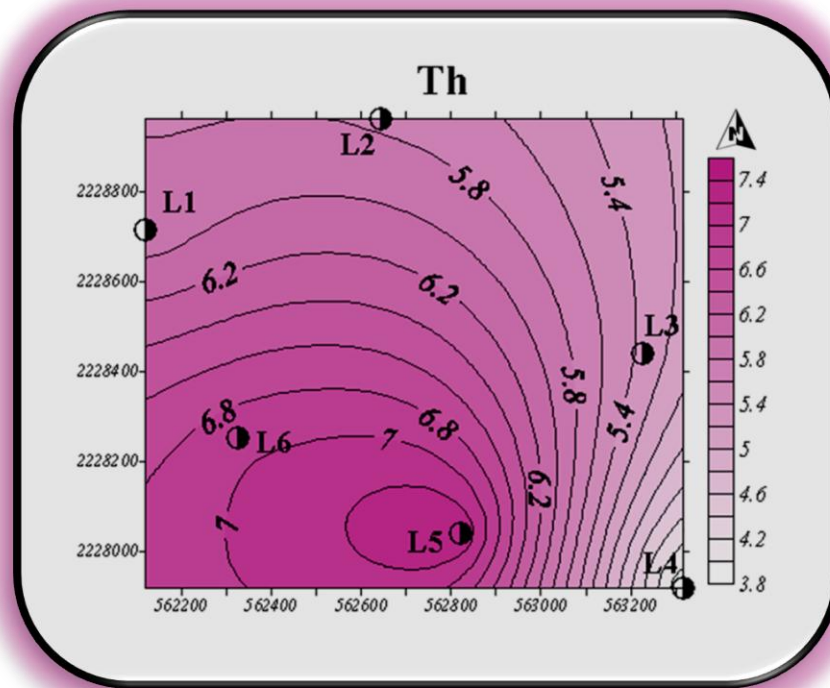


Figura 4.28. Distribución del FE de torio en los sedimentos de la laguna de Zupitlán.

Los sedimentos de la parte SE de la laguna, que corresponden al punto L3 presentan un enriquecimiento con Co e Y (figuras 4.29 y 4.30), incluso con Sr, Nb y Ba. Se considera que estos elementos provienen de las rocas subyacentes y posiblemente se originan por la alteración y disolución de las rocas basálticas que afloran en la zona.

En la parte sur de la laguna entre los puntos L4 y L5, localizados en las proximidades de la zona de recarga subterránea, se presenta un enriquecimiento de V, Ni, Cu, Zn y  $P_2O_5$  (figuras 4.31 a 4.35), lo cual se atribuye a una contribución antropogénica proveniente de la región de Tulancingo, ya que parte del agua que alimenta la laguna proviene del Río Tulancingo. Se considera que en particular elementos como Ni y Cu pueden tener su origen en las industrias textiles debido a que son ampliamente utilizados en pigmentos organometálicos, en tanto que  $P_2O_5$  puede ser atribuido a residuos de detergentes presentes en las aguas residuales del Río Tulancingo.

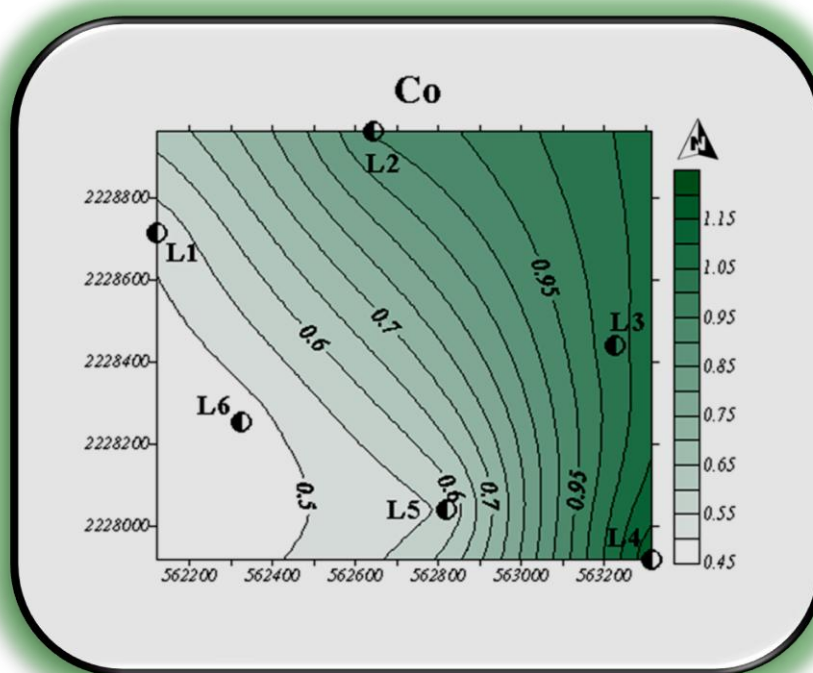


Figura 4.29. Distribución del FE de cobalto en los sedimentos de la laguna de Zupitlán.

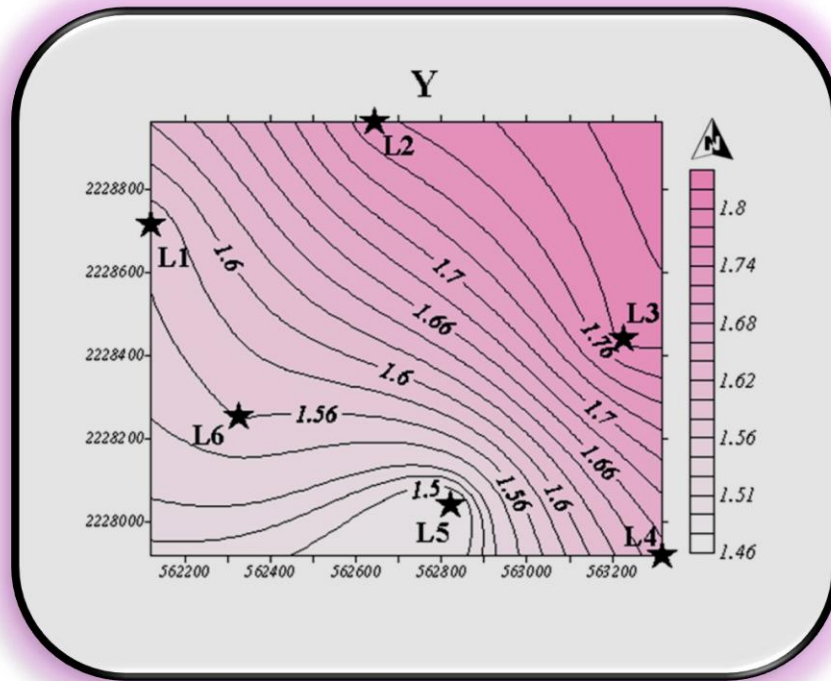


Figura 4.30. Distribución del FE de iridio en los sedimentos de la laguna de Zupitlán.

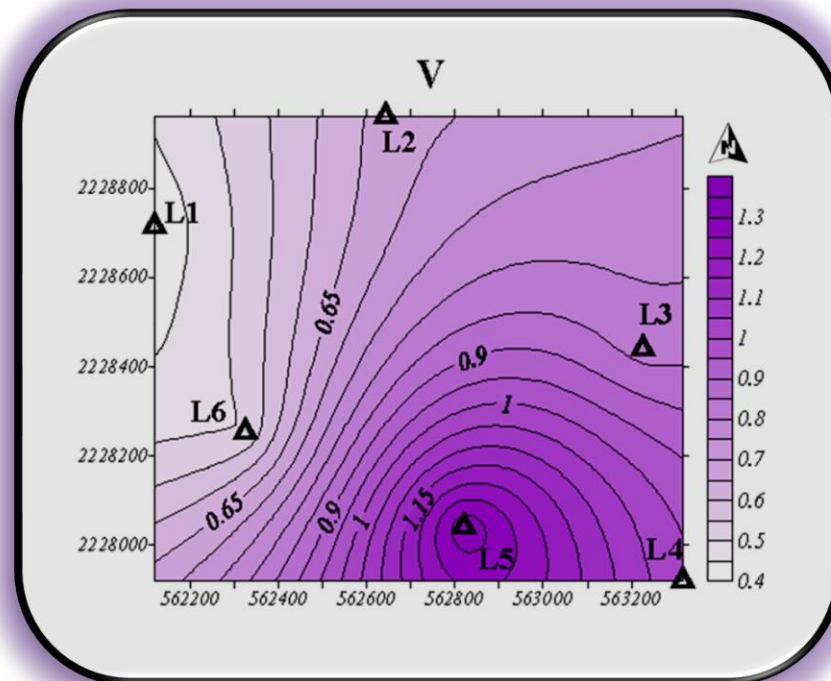


Figura 4.31. Distribución del FE de vanadio en los sedimentos de la laguna de Zupitlán.

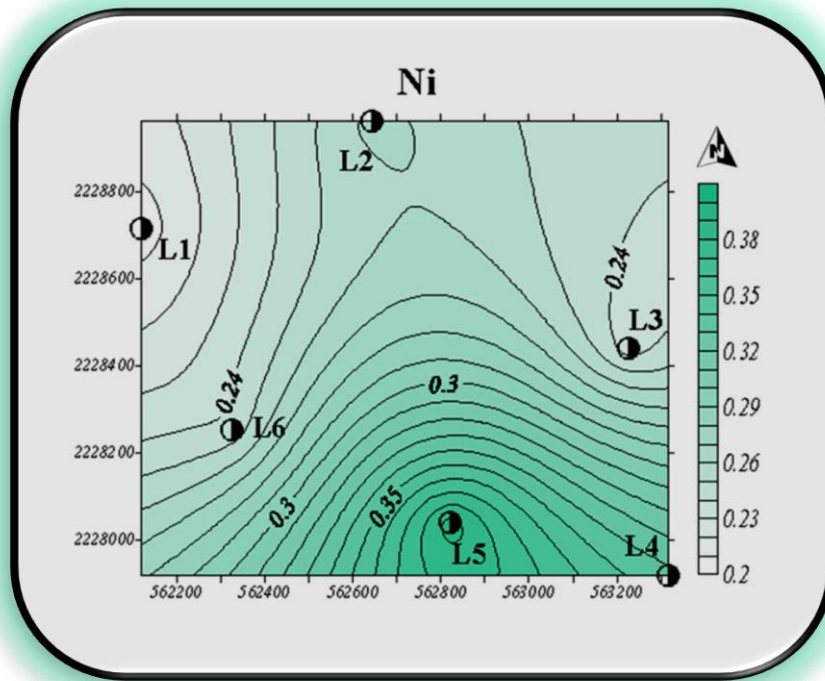


Figura 4.32. Distribución del FE de níquel en los sedimentos de la laguna de Zupitlán.

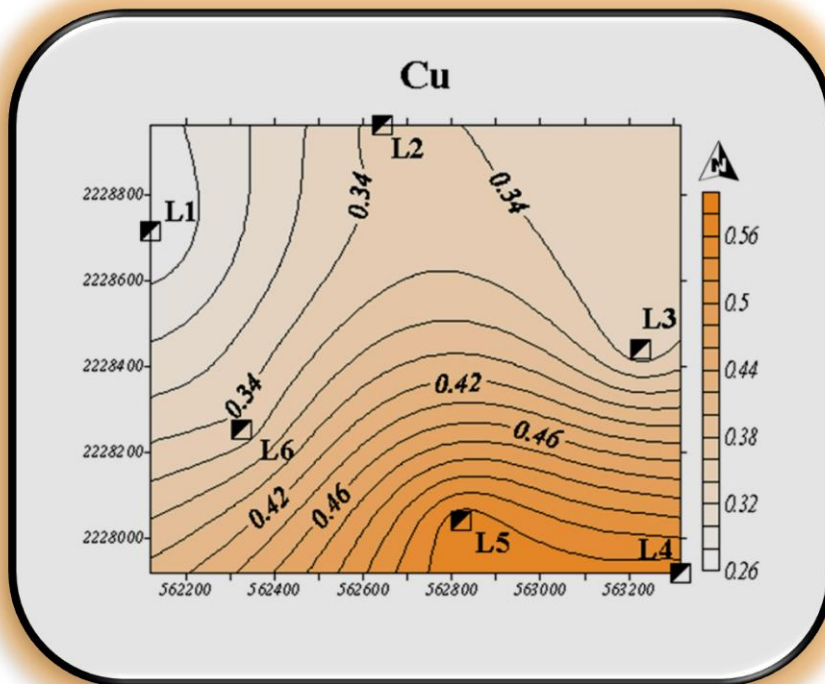


Figura 4.33. Distribución del FE de cobre en los sedimentos de la laguna de Zupitlán.

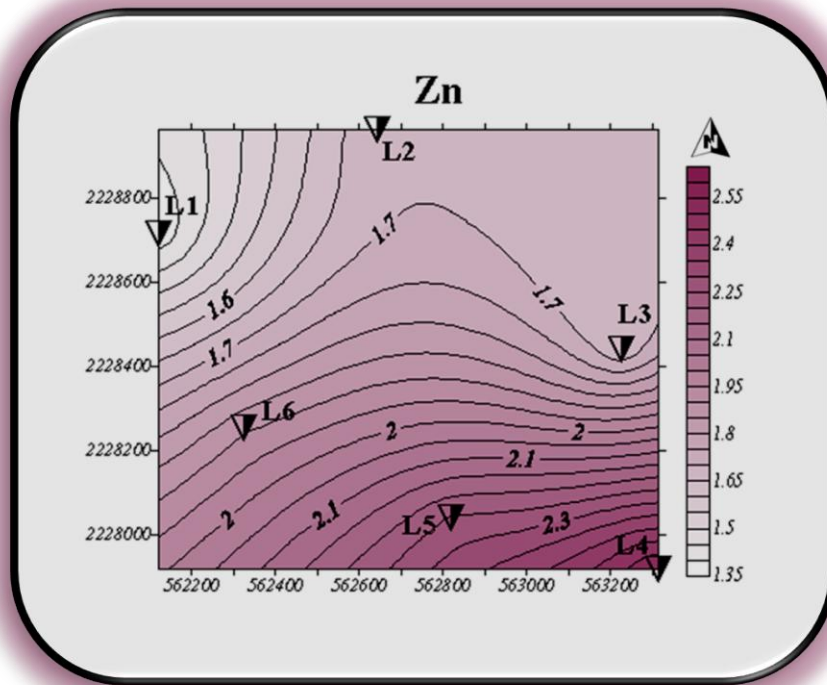


Figura 4.34. Distribución del FE de zinc en los sedimentos de la laguna de Zupitlán.

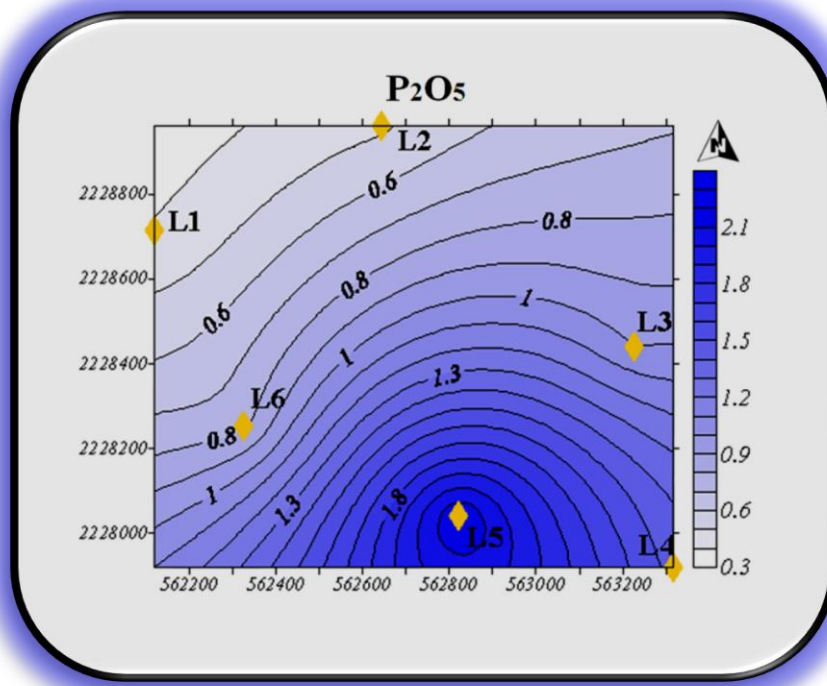


Figura 4.35. Distribución del FE de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> en los sedimentos de la laguna de Zupitlán.



El porcentaje de materia orgánica (MO) en los sedimentos de la laguna varía de 2.98 a 9.04%, excepto para los puntos L4 y L5 donde no se detectó MO, en tanto que los nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) tuvieron muy poca variación en los seis puntos de muestreo, encontrando la mayor concentración (1.669 mg/Kg) en el punto L6 (tabla 4.10).

Tabla 4.10. Concentración de materia orgánica (%) y  $\text{NO}_3$  (mg/Kg) para la laguna Zupitlán.

<b>Muestra</b>	<b>Materia Orgánica (%)</b>	<b><math>\text{NO}_3</math> (mg/Kg)</b>
L1	2.98	0.512
L2	5.59	0.353
L3	7.01	0.209
L4	ND	0.605
L5	ND	0.159
L6	9.04	1.669

\*ND no detectado

La distribución de la concentración de  $\text{NO}_3^-$  y materia orgánica, así como su posible origen en los sedimentos de la laguna de Zupitlán se modeló con el programa Surfer 8 (2002). La materia orgánica y  $\text{NO}_3^-$  tienen una mayor concentración en la parte Este y Noreste de la laguna (puntos L1, L2 y L6) los cuales se consideran como productos derivados de las actividades agrícolas de la zona (figuras 4.36 y 4.37).

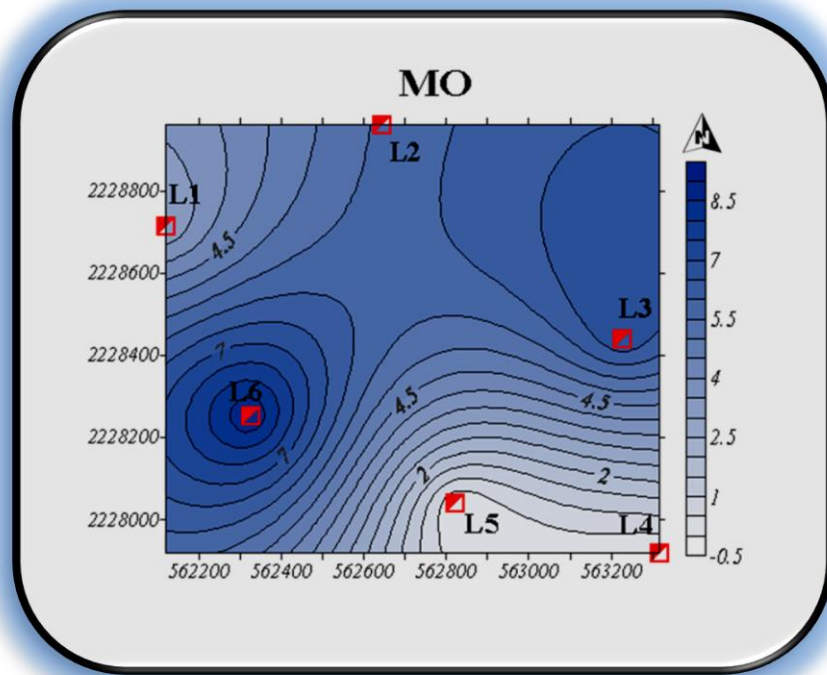


Figura 4.36. Distribución de la concentración de Materia Orgánica (%) en los sedimentos de la laguna de Zupitlán.

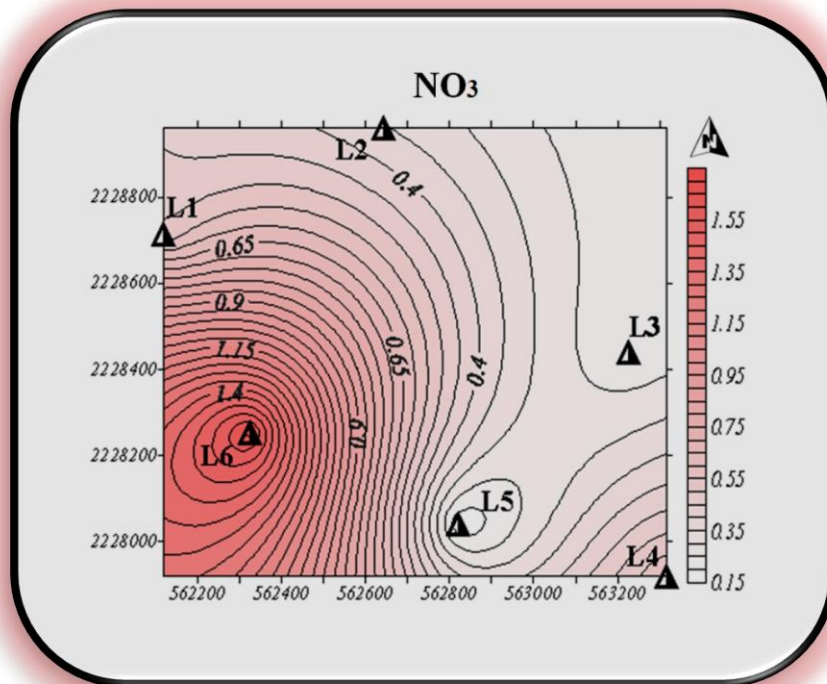


Figura 4.37. Distribución de la concentración de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (mg/Kg) en los sedimentos de la laguna de Zupitlán.

#### 4.3.4. Microorganismos en sedimentos.

Los principales microorganismos bentónicos y restos de microorganismos pelágicos encontrados en los sedimentos de la laguna de Zupitlán corresponden a diversas especies de diatomeas de los géneros: *Surirella* (figuras 4.38 a 4.40), *Denticulopsis* (figura 4.40), *Frustulia* (figura 4.40), *Aulacoseira* (figura 4.41), *Stephanodiscus* (figuras 4.42 a 4.44), *Eupodiscus* (figura 4.45), *Gonphonema* (figura 4.46), *Eunotia* (figura 4.47); algunos dinoflagelados del género *Oxytoxum* (figura 4.48 y 4.49), así como ciliados del género *Vorticella* (figura 4.50).

En los sedimentos destaca la abundancia relativa de diatomeas bentónicas como *Surirella*, *Aulacoseira*, *Stephanodiscus* y *Eupodiscus*, así como dinoflagelados de la variedad *Oxytoxum* (tabla 4.11), todos estos microorganismos son característicos de sedimentos lacustres o marinos contaminados con materia orgánica (Loureiro *et al.*, 2009). La presencia de estas variedades de diatomeas y dinoflagelados es congruente con las observaciones previas en el fitoplancton de la columna de agua, puesto que microorganismos pelágicos como *Nitzschia* y *Pseudo nitzschia* son también indicadores de contaminación orgánica, reflejando de esta manera la disponibilidad y abundancia de materia orgánica tanto en el agua como en los sedimentos de la laguna.

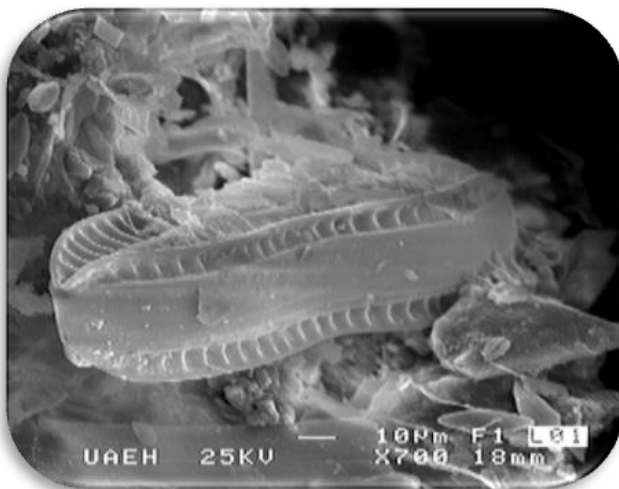


Figura 4.38. Vista frontal de *Surirella biseriata* con dimensiones comprendidas entre 150  $\mu\text{m}$  de longitud y 40  $\mu\text{m}$  de ancho. Es una diatomea cuya célula es cuneiforme, desde la vista superior se observa ovada, con un polo anchamente redondeado y el otro más apuntado (Crosby y Wood, 1959).



Figura 4.39. Vista frontal de *Surirella linearis*, la cual se caracteriza por la presencia de costillas radiales muy bien marcadas del orden de  $16.6\ \mu\text{m}$  y un rafe central con una longitud de  $110\ \mu\text{m}$  (Hargraves, 1982).

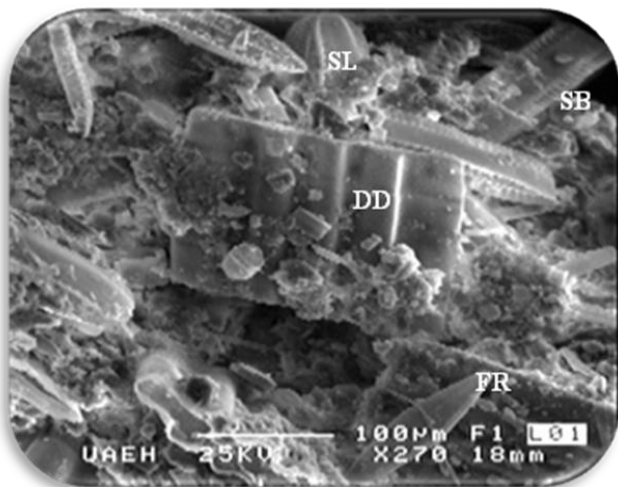


Figura 4.40. Micrografía de restos de frústulas de diatomeas, se observan dos variedades del género *Surirella*: *biseriata* (SB) y *linearis* (SL). Además de la especie *Denticulopsis delicata* (DD) en la parte central de la micrografía y *Frustulia rhomboides* (FR) caracterizada por valvas lanceoladas, estriadas transversalmente en la zona media (Hargraves, 1982; Subero *et al.*, 2002; Alvia *et al.*, 2007).

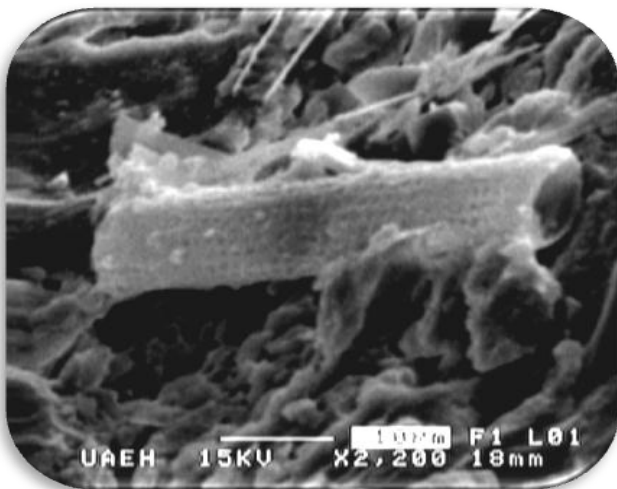


Figura 4.41. Detalle de la diatomea bentónica *Aulacoseira* sp., cuya longitud es de  $43\ \mu\text{m}$  y un diámetro de  $6\ \mu\text{m}$  (Alvia *et al.*, 2007).

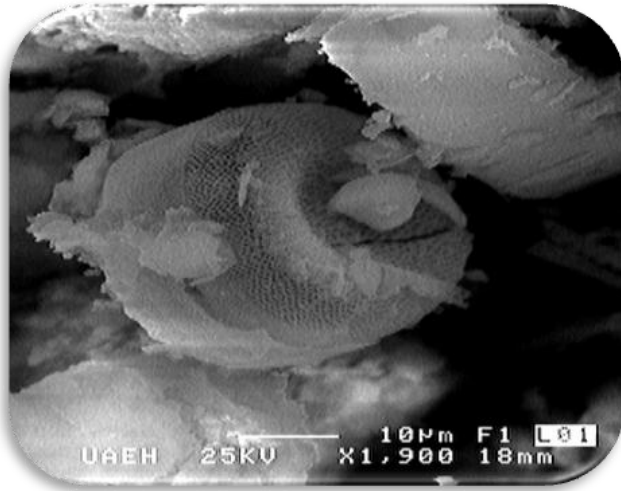


Figura 4.42. Etapa de desprendimiento de hipovalvas durante la reproducción de la diatomea *Stephanodiscus* sp., donde la auxospora, de 21  $\mu\text{m}$  de longitud, desprende una hipovalva (7.5  $\mu\text{m}$ ) para el crecimiento de una nueva célula y la réplica de la misma (Round *et al.*, 1990).

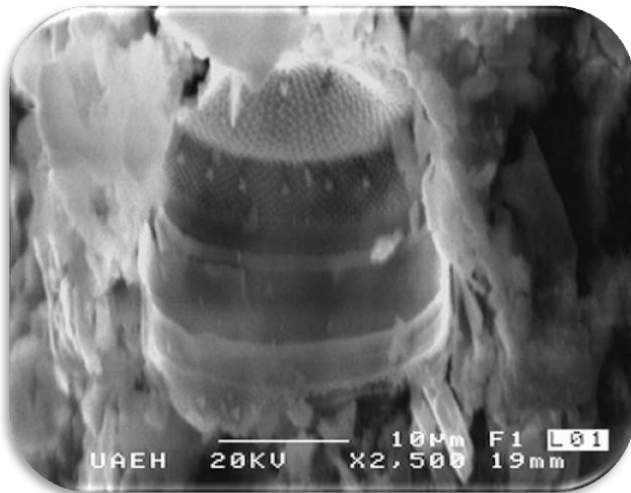


Figura 4.43. Micrografía de la etapa de reproducción de *Stephanodiscus* sp., donde se produce una nueva auxospora, de 20  $\mu\text{m}$  de longitud, diámetro de 12  $\mu\text{m}$ , la cual en etapas posteriores se rompe revelando parte de la célula (Round *et al.*, 1990).



Figura 4.44. Etapa de reproducción de *Stephanodiscus* sp., donde se forma una nueva célula partiendo de una valva normal y una valva inicial. Posee un diámetro de 60  $\mu\text{m}$  (Round *et al.*, 1990).

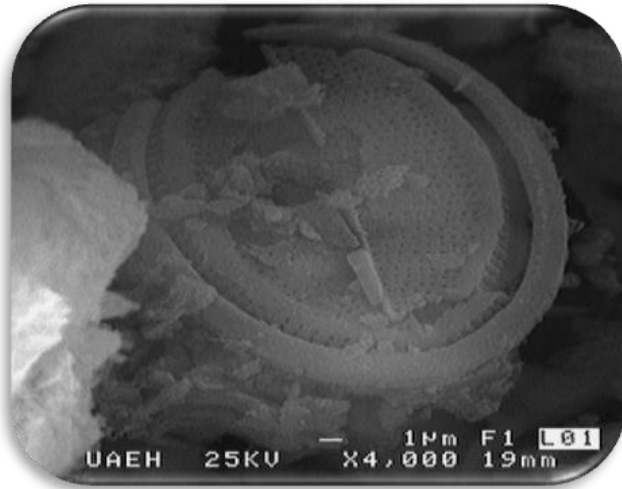


Figura 4.45. Detalle de la especie bentónica *Eupodiscus radiatus*, cuyo diámetro es de 20  $\mu\text{m}$ , con una cubierta de 1.7  $\mu\text{m}$  que rodea a un cuerpo mayor (16.6  $\mu\text{m}$ ), la separación entre estos es de 1.3  $\mu\text{m}$  (Bernández *et al.*, 2008).

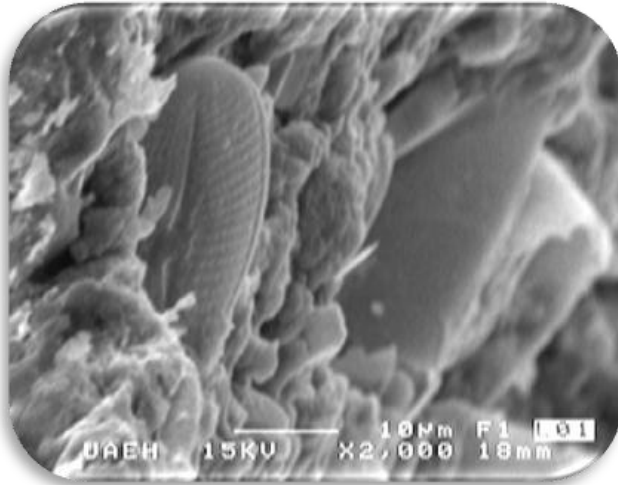


Figura 4.46. Imagen de una diatomea de la variedad *Gonphonema acuminatum* depositada sobre sedimentos amorfos, sus dimensiones son del orden de 20  $\mu\text{m}$  de longitud, destaca su rafe central y numerosas estrías radiales sobre la valva (Rautio *et al.*, 2000).

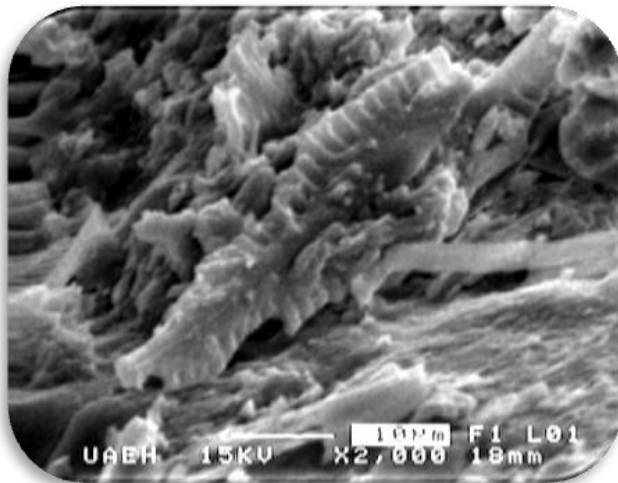


Figura 4.47. Micrografía de un fragmento de la valva de una diatomea de la variedad *Eunotia* sp., cubierta parcialmente por material amorfo posiblemente constituido por materia orgánica y sedimentos minerales (Alvial *et al.*, 2007).

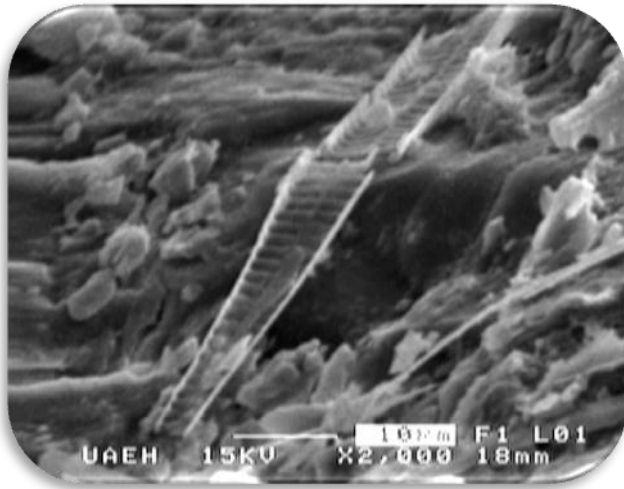


Figura 4.48. Micrografía de fragmentos de las epitecas de un dinoflagelado de la variedad *Oxytoxum* sp. depositados sobre un detrito. Las dimensiones de las epitecas son del orden de 30  $\mu\text{m}$  de longitud (Leander y Keeling, 2004).

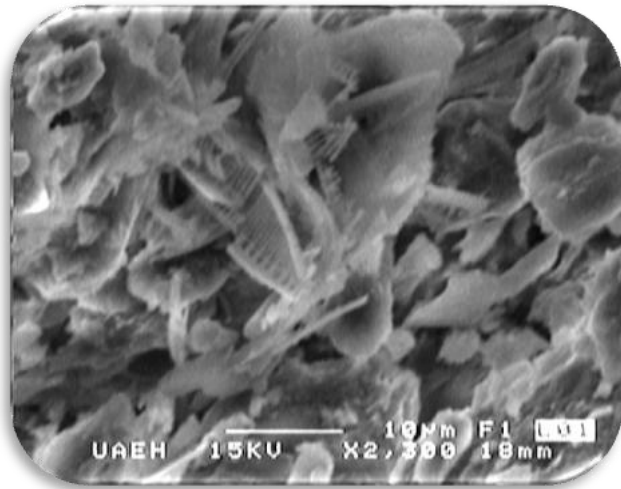


Figura 4.49. Micrografía de fragmentos de *Oxytoxum elegans* intermezclados con fragmentos minerales anhedrales (posiblemente plagioclasa) y partículas amorfas de sedimentos (Mauseth, 1995; Morden y Sherwood, 2002).

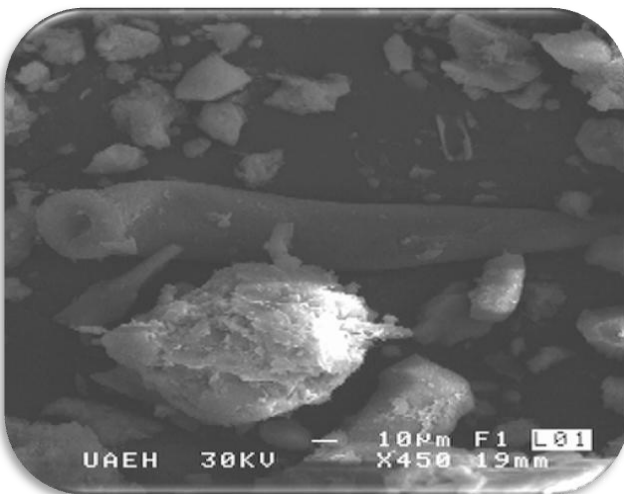


Figura 4.50. Micrografía de un microorganismo protozoario adherido a los sedimentos, posiblemente se trata de un ciliado de la variedad *Vorticella* sp., dada su estructura de campana con una cavidad contráctil de mayor tamaño que el cuerpo. Su hábitat característico es de sedimentos con elevados contenidos de materia orgánica y fangosos (Brock *et al*, 1987).

Tabla 4.11. Principales microorganismos presentes los sedimentos de la laguna de Zupitlán.

Microorganismos	Abundancia	Figuras
<b>DIATOMEAS</b>		
<i>Surirella biseriata</i>	+++	4.38, 4.40
<i>Surirella linearis</i>	+++	4.39, 4.40
<i>Denticulopsis delicata</i>	+	4.40
<i>Frustulia rhomboides</i>	++	4.40
<i>Aulacoseira</i> sp.	+++	4.41
<i>Stephanodiscus</i> sp.	+	4.42, 4.43, 4.44
<i>Eupodiscus radiatus</i>	+++	4.45
<i>Gonphonema acuminatum</i>	+++	4.46
<i>Eunotia</i> sp.	+	4.47
<b>DINOFLAGELADOS</b>		
<i>Oxytoxum</i> sp.	++	4.48
<i>Oxytoxum elegans</i>	+++	4.49
<b>CILIADOS</b>		
<i>Vorticella</i> sp.	++	4.50

Abundancia: + escasa, ++ poco abundante, +++ abundante.



# CONCLUSIONES

1.- De acuerdo a los análisis fisicoquímicos del agua de la laguna de Zupitlán, se ha establecido que su calidad como agua de riego es aceptable, solo que, dada su baja salinidad debe ser corregida con la adición de algún fertilizante inorgánico, posiblemente yeso ( $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ), el cual puede contribuir a la conservación de la estructura del suelo reduciendo el riesgo de infiltración. Desde luego se debe tomar en cuenta que los niveles de cadmio (0.51 ppm en promedio) son superiores a los establecidos por la NOM-ECOL-005 - 2000 (0.05 ppm), los cuales pueden constituir un riesgo de toxicidad para los cultivos, particularmente para el fríjol (*Phaseolus vulgaris L.*) cultivado en la región.

2.- Desde el punto de vista de la conservación de la vida acuática, se considera que la laguna de Zupitlán presenta contaminación inorgánica, donde las concentraciones de  $\text{NH}_3$ , Cu, Ag, Cd y Pb son superiores a los valores del límite de recomendado para la sobrevivencia de los peces, afectando sensiblemente su desarrollo, crecimiento y población.

3.- La presencia de microorganismos pelágicos y bentónicos en el fitoplancton de la laguna de Zupitlán, tales como: *Nitzschia* sp., *Pseudo nitzschia* sp., *Synedra* sp., *Frustulia* sp., *Prorocentrum* sp., *Surirella* sp., *Aulacoseira* sp., *Eupodiscus* sp. y *Stephanodiscus* sp. indican contaminación por materia orgánica.

4.- La proliferación de *Nitzschia* sp., *Pseudo nitzschia* sp. y *Prorocentrum* sp. puede generar una acumulación importante de toxinas como ácido domoico y ácido okadaico en el zooplancton, posteriormente éstas pueden ser absorbidas y acumuladas en los peces, lo cual no altera su aspecto, olor y sabor, sin embargo, dependiendo de la toxina acumulada y su posterior ingesta por el ser humano, se pueden presentar diferentes tipos de intoxicaciones (paralítica, diarreica y amnésica) constituyendo un riesgo de salud.

5.- Partiendo de la composición química de los sedimentos y de la distribución de los factores de enriquecimiento respecto de la composición química promedio de un basalto, se han establecido las principales fuentes de contribución de metales; fosfatos, nitratos y materia orgánica a la laguna. Se considera que elementos como Co, Sr, Y, Nb y Ba son originados posiblemente por la disolución de rocas basálticas; mientras que V, Ni, Cu, Zn y  $P_2O_5$  son incorporados principalmente por las recargas de agua subterránea provenientes de la región de Tulancingo; en tanto que Cr, Pb, Rb, Zr, Th,  $NO_3^-$  y materia orgánica, son incorporados a la laguna a través de los lixiviados y/o detritos desplazados desde los suelos agrícolas.

6.- La desaparición progresiva de peces en la laguna actúa como un indicador de eutroficación, lo cual es validado por una elevada turbidez, desarrollo de plantas macrófitas (tular) y abundancia de lodos en gran parte de la periferia de la laguna de Zupitlán, sin olvidar la desaparición de actividades recreativas en el área bajo estudio.

7.- La laguna de Zupitlán presenta indicadores de contaminación inorgánica y orgánica, además algunas características típicas de ambientes eutróficos. Por ello se recomienda que para establecer el estado trófico de la laguna se realicen determinaciones adicionales que permitan complementar las observaciones realizadas en el presente trabajo, tales como: evaluación de la cantidad de oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno (DBO), índice de turbidez, concentración de clorofila y concentración de fósforo total.

# **BIBLIOGRAFÍA**

Albert, L., López, M. S. y Flores, J. (1995). Diccionario de la contaminación. Centro de Ecología y Desarrollo. A. C. México, pp. 16.

Alvial, I., Cruces, F., Araneda, A., Grosjean, M. y Urrutia, R. (2007). Estructura comunitaria de diatomeas presentes en los sedimentos superficiales de ocho lagos andinos de Chile central, pp. 2-13.

American Society for testing and Materials. Annual book of Standards (1994). Determinación de Alcalinidad del agua. Método ASTM D 1067-92.

American Society for testing and Materials. Annual book of Standards (1994). Determinación de Cloruros en agua. Método ASTM D 1125-91.

American Society for testing and Materials. Annual book of Standards (1994). Determinación de dureza en agua. Método ASTM D 1126-92.

Anderson, D. M. (1989). Toxic algal blooms and red tides: A global perspective. En: T. Okaichi, DM. Anderson y T. Nemoto (eds.), Red Tides: Biology, Environmental Science and Toxicology, Elsevier Science Publishing Co., Nueva York, pp. 11-12.

Anderson, N. and Battarbee, R. (1994). Aquatic community persistence and variability: a paleolimnological perspective. En: Giller P, A Hildrew and D Raffeli (eds) Aquatic ecology: scale, pattern and process. Blackwell Scientific Publications, Oxford, United Kingdom, pp. 233-259.

Ángeles, M. V. (2000). Diseño agronómico de sistemas de riego presurizado (Aspersion, microaspersión y goteo). Universidad Autónoma Chapingo. Departamento de irrigación. Ed. Universitaria. Capítulo 3, pp. 114-123.

Ávila, I., Rodríguez, M., Infante, D., Álvarez, O. y Briceño, M. (2006). Amibas de vida libre potencialmente patógenas en aguas del parque “Las Cocuizas”, Maracay, Venezuela. Universidad de Carabobo Núcleo Aragua, Instituto de Altos Estudios de Salud Publica e instituto de Investigaciones Veterinarias de Maracay, Venezuela. En: Rev. Cubana Med. Trop. Vol. 58 (I), pp. 19-24.

Ayers, R. S. y Westcot, D. W. (1987). La calidad del agua y su uso en la agricultura. Estudio FAO Riego y Drenaje 29. Rev. 1. Food and Agriculture Organization. Roma, Italia, pp. 205-223.

Ayers, R. S. and Westcot, D. W. (1994). Water quality for agriculture. FAO irrigation and drainage paper, 29. Rev. 1. California U. S. A. Chapter 1: Water Quality Evaluation and Chapter 2: Salinity Problems, pp. 13-34.

Ayres, A. M. (1990). Tratamiento estadístico de datos experimentales en el laboratorio de química, Ed. Alambra, España, Capítulo 1, pp. 12-27.

Back, W. (1966). Hydrochemical Facies and Groundwater Flow Patterns in Northern Part of Atlantic Coastal Plain. U. S. Geological Survey Profesional Paper 498-A, pp. 85-92.

Bailey, P. C., Roache, M. C. and Boon, P.I. (2005). Effects of salinity on the decay of the freshwater macrophyte, *Triglochin procerum*. Aquatic Botany, pp. 45–52.

Baird, C. (1998). Environmental Chemistry, 2nd. Ed. W. H. Freeman and Company, New York, Chap. 2, pp. 12-18.

Benitez, N. C. R. (2000). The biogeochemical Cycling of Phosphorus in Marine Systems. Departament of Geological Sciences University of South Carolina, pp. 1115-1137.

Benito, G. and Puig, M.A. (1999). El BMWPC, Índice adaptado a las características de los Ríos catalanes. Tecnología del Agua, Vol. 191, pp. 43–56.

Bernández, P. Prego, R., Varela, M. and Francés, G. (2008). Diatom *thanatocoenosis* in a middle Galician Ría: Spatial patterns and their relationship to the seasonal diatom cycle in the water column and hydrographic conditions. Departamento de Oceanografía, Grupo de Biogeoquímica Marina, Instituto de Ciencias Marinas, Spain. En: Continental Shelf Research Vol. 28, pp. 2496-2508.

Bigler, C. and Hall, R. (2002). Diatoms as indicators of climatic and limnological change in Swedish Lapland: a 100-lake calibration set and its validation for paleoecological reconstructions. Journal of Paleolimnology, Vol. 27, pp. 97-115.

Borovik, A. S. (2000). Characterizations of metals ions in biological systems. In: Shaw J. A. (ed.) Heavy metal tolerance in plants: Evolution aspects. CRC Press, Inc, Boca Ratón, Florida, pp. 3-5.

Brock, T. D., Smith, D.W. and Madigan, M.T. (1987). Microbiología, Ed. Prentice Hall. Cuarta edición, Capítulo 3, pp. 63-113.

Brugam, R. (1983). The relationship between fossil diatom assemblages and limnological conditions. Hydrobiologia Vol. 98, pp. 223-235.

Caballero, M. (2000). Ambientes sedimentarios continentales: lagos, lagunas, pantanos y salmueras. Instituto de Geofísica. UNAM, pp. 45-58.

Camargo, C. T. (2000). Inventario de aguas superficiales del Estado de Hidalgo. Instituto de Ciencias de la Tierra. Ed. Raíces hidalguenses, UAEH, pp. 40.

Can, C. A., Ramírez, A.C., Ortega, E. M., Trejo, L. C. y Cruz, D. J. (2008). Evaluación de la relación de adsorción de sodio en las aguas del Río Tulancingo, Estado de Hidalgo, México. *Terra Lationoamericana*, pp. 243-252.

Cañón, B. J. E. (2001). Modelos de lagos. Tesis de maestría. Posgrado de Recursos Hidráulicos. Facultad de Ingeniería. Universidad Nacional de Colombia, pp. 28.

Carta Metalogénica Geológico-Estructural del Estado de Hidalgo (1999). Consejo de Recursos Minerales, Instituto de Investigaciones en Ciencias de la Tierra, UAEH, INEGI y Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. Escala 1:250, 000.

Christie, C. and Smol, J. (1993). Diatom assemblages as indicators of lake trophic status in southeastern Ontario lakes. *Journal of Phycology*, Vol. 29, pp. 575-586.

Colinvaux, P. (1980). Introducción a la Ecología. Editorial LIMUSA. México, pp. 13-17.

Comisión Nacional del Agua, CNA (2002). Determinación de la disponibilidad de agua en el acuífero Valle de Tulancingo. Estado de Hidalgo. Gerencia de aguas subterráneas, pp. 36-55.

Corrales, I., Rosell, J., Sanchez, L., Vera, J. A. y Vilas, L. (1977). Estratigrafía. Ed. Rueda, Madrid, pp. 102-108.

Crosby, L. H. and Wood, E. J. F. (1959). Studies on Australian and New Zealand diatoms, Normally epontic and benthic genera. *Trans. Royal Soc. New Zeal.*, Vol. 86, pp. 1-58.

Cruces, F., Urrutia, R., Parra, O., Araneda, A., Treutler, H., Bertrand, S., Fagel, N., Torres, L., Barra, R. and Chirinos, L. (2006). Changes in diatom assemblages in an Andean lake in response to a recent volcanic event. *Archiv fiir Hydrobiologie*, Vol. 165, pp. 23-35.

Cruz, S.M. E. (2003). Reporte técnico del proyecto “Absorción y desorción de amonio en zeolitas naturales”. UAEH, pp. 5.

Daskalakis, K. and O'Conner, T. (1995). Normalization and elemental sediment contamination in the coastal United States. *Env. Sci. Tech.*, Vol. 29, pp. 470-477.

Doutereho, I., Perona, E. and Mateo, P. (2004). Use of to assess water quality in running waters. *Environmental pollution*, Vol. 27, pp. 377-384.

Drever, J.I. (1997). *The Geochemistry of Natural Waters Surface and Groundwater Environments*. 3rd Edition. Ed. Prentice Hall. United States of America, pp 410-412.

Du Buf, H. and Bayer, M.M. (2002). *Automatic diatom identification*. Ed World Scientific, pp. 70-76.

Duffy, J. E. and Hay, M. E. (1994). Herbivore resistance to seaweed chemical defense: the roles of mobility and predation risk. *Ecology*, Vol. 75, pp. 1304-1319.

Eaton, A. D., Cleceri, L. S. and Greenberg, A. E. (1995). *Standard Methods for the examination of water and wastewater*, 19th ed. American Public Health Association, Washington, DC, USA, pp. 72-89.

EPA (1986). United States Environmental Protection Agency. *Quality Criteria for Water 1986*. Office of Water, Regulations and Standards Washington, pp. 12-33.

EPA (2009). United States Environmental Protection Agency. *National Recommended Water Quality Criteria*. Office of Water, Office of Science and Technology, pp. 8-25.

EPA-USAID (2005). United States Agency International Development. *Toma de Muestras de Agua Potable y Agua de Riego para Análisis de Laboratorio*, EUREPGAP, Boletín Técnico USAID-RED.

FAO (2005). *Biotoxinas marinas*. <http://www.fao.org/docrep/008/y5486s/y5486s00.htm>.

Finney, B. and Hun, C. (1989). History of metal pollution in the southern California Bight: an update. *Env Sci. Tech.*, Vol. 23, pp. 294-303.

Fipps, G. (2005). *Irrigation water quality standards and salinity management strategies*. Texas Cooperative Extension. The Texas A&M University System, pp. 3-8.

Foucault, A. y Raoult, J. F. (1985). *Diccionario de Geología*. Ed. Masson, pp. 166.

García, E. (1970). *Clasificación de climas según Köppen. Isotermas e isoyetas medias anuales*. UNAM. Instituto de Geografía.



Gell, P. (1998). Quantitative reconstruction of the Holocene palaeosalinity of paired crater lakes based on a diatom transfer function. *Palaeoclimates*, pp. 83-96.

Geohidrológica Mexicana S. A. (1980). Actualización del Estudio Geohidrológico del Valle de Tulancingo, Hgo., pp. 12-23.

Geyne, A. R., Fries, C., Sergestrom, Jr., Black, K., R. F. and Wilson, J. F. (1963). Geology and mineral deposits of the Pachuca-Real del Monte district, state of Hidalgo, México. *Helio-México*, pp. 32-48.

Graham, L. E. and Wilcox, L. W. (2000). Algae, Chapter 2. Dinoflagellates and chapter 3 Algae Biotic, pp. 190-230.

Hackett, J. D., Anderson, D. M., Erdner, D. L. and Bhattacharya, D. (2004). Dinoflagellates: a remarkable evolutionary experiment. *American Journal of Botany* Vol. 91(10), pp. 153-1534.

Hakanson, L. (1980). An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Wat. Res.*, Vol. 14, pp. 975-1001.

Hallegraeff, G. M., (1993). A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. *Phycologia*, Vol. 32 (2), pp. 77-99.

Hamblin, K. (1996). *Earth & acutes Dynamic Systems*. Sixth Edition. Editorial Macmillan. E.U., pp. 32-37.

Hammer, R. W. (1991). Biological Testing of Complex Effluents in Wastewater Regulation: OEDC. Work and Implementation in the United States. International Conference on River Water Quality Ecological Assesments and Control, Palías Congress, Brussels, pp. 16-18.

Hanson, P. J., Evans, D. W., Colby, D.R. and Zdanowicz, V. S. (1993). Assessment of element contamination in estuarine and coastal enviroments based on geochemical and stational modeling of sediments. *Matrine Environmental Research*, Vol. 26, pp. 237-266.

Hargraves, P. E. (1982). Plankton diatoms (*Bacillariophyceae*) from Carrie Bow Cay, Belize. *The Atlantic Barrier Reef Ecosystem*. Smithsonian Intitution Press, Washington, pp. 143-154.

Harvey, F., Rudolph, D. and Frappe, S. (1997). Measurement of hydraulic properties in deep lake sediments using a tethered pore pressure probe: applications in the Hamilton Harbour, western Lake Ontario. En: *Water Resources Research*, Vol. 33, No. 8, pp. 1917 a 1928.

Hay, M. B., Calvert, S. E., Pienitz, R., Dallimore, A., Thomson, R. E. and Baumgartner, T. R. (2009). Geochemical and diatom signatures of bottom water renewal events in Effingham Inlet, British Columbia (Canada). *Journal Marine Geology*, Vol. 262, pp 50-61.

Heitman, H. G. (1990). *Saline Water processing*. VCH Publishers, New York, pp. 56-59.

Hellawell, J. (1986). *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. Ed. Elsevier applied science London and New York, pp. 546.

Horowitz , A. and Elrick, K. (1987). The relation of stream sediment surface area, grain size, and trace element chemistry. *Appl. Geochem*, Vol. 2, pp. 437-445.

Inderjit, and Dakshini, K. M. M. (1999). Biossays for allelopathy: interactions of soil organic and inorganic constituents. In Inderjit; Dakshini, K. M. M. and Foy, C. L. (Eds.) *Principles and practices in plant ecology*. Boca Ratón, CRC Press, pp. 35-44.

INEGI (2008). *Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos. Guía metodológica*. Dirección General de Geografía, Dirección de Recursos Naturales y de Medio Ambiente, Subdirección de Suelos y Vegetación, Departamento de Síntesis Geográfica, pp. 18-50.

Jolánkai, G. (1992). *Hydrological, chemical and biological processes of contaminant transformation and transport in river and lake systems. A state-of-the-art Report*. Technical Documents in Hydrology. UNESCO, París. Francia, pp. 98.

Karr, J.R., Allen, J.D. and Benke, A.C. (2000). River conservation in the United States and Canada. In: Boon, P.J., Davies, B.R., Petts, G.E. (Eds.), *Global Perspectives on River Conservation: Science, Policy, and Practice*. Wiley, New York, pp. 3–39.

Kelly, M.G., Cazaubon, A., Coring, E., Dell' Uomo, A., Ector, L., Goldsmith, B., Guasch, H., Hurlimann, J., Jarlman, A., Kawecka, B., Kwadrans, J., Laugaste, R., Lindstrom, E.A., Leitao, M., Marvan, P., Padisak, J., Pipp, E., Prygiel, J., Rott, E., Sabater, S., Van Dam, H. and Vizinet, J. (1998). Recommendations for the routine sampling of diatoms for water quality assessments in Europe. *J. Appl. Phycol.* 10, pp. 215–224.

Kendall, A. and Harwood, G. (1996). Marine evaporites: arid shorelines and basins In: Sedimentary Environments: Processes, Facies and Stratigraphy. Harold G. Reading Ed, pp. 52.

Kukal, Z. (1971). Eolian sediments. In: Geology of Recent Sediments (Z. Kukal,ed.), Academia Publishing House of the Czechoslovak Academy of Sciences, Academic Press, Prague, pp. 206-222.

Labagh, J., Winter, T., Rosenberry, D. and Schuster, P. (1997). Hydrological and Chemical Estimates of the Water Balance of a Closed Basin Lake in North Central Minnesota. J. Water Resources Research, Vol. 33, No. 12, pp: 2799 - 2812.

Labunska, I., Brigden, K. and Stringer, R. (2000). Contaminantes orgánicos y metales pesados en sedimentos y muestras de agua asociados con el polo petroquímico de Ensenada Berísco, Argentina. Laboratorios de Investigación de Greenpeace, Departamento de Ciencias Biológicas, Universidad de Exeter, Exeter, Reino Unido, pp. 556-562.

Langmuir, D. (1997). Aqueous Environmental Geochemistry. Chapter 8. General Control on Natural Water Chemistry. Ed. Prentice Hall. United States of America, pp. 269-311.

Latapie, B. L., Cremona, G., Carrasco, M. A., Molina, V. E., Bozzini, J. P. y Mariano, L. M. (2003). Queratitis inflamatoria por *Acanthamoeba* spp. Análisis estructural por microscopia electrónica de transmisión. Instituto Nacional de Microbiología, Buenos Aires, Argentina. En: Parasitol. Latinoam., Vol. 58, pp. 159-165.

Lazarova, V., Bouwer, H. and Bahri, A. (2005). Water Reuse for irrigation: landscape and turf grass, Chapter 2: Water Quality Considerations, pp. 55-80.

Leander, B. S. and Keeling, P. J. (2004). Early evolution of dinoflagellates and apicomplexans inferred from HSP90 and actin phylogeny. J. Phycol., Vol. 40, pp. 341-250.

Leira, M. and Sabater, S. (2005). Diatom assemblages distribution in catalan rivers, NE Spain, in relation to chemical and physiographical factors. Journal Water Research, Vol. 39, pp 73-82.

Lesser, I. J. M. (1987). Geohidrología. Departamento de irrigación, Universidad Autónoma de Chapingo, Estado de México, pp. 48-51.

Lewis, E.L. (1980). Escala práctica de salinidad 1978 y sus antecedentes. IEEE J. Ocean. Eng., OE-5(1), pp. 3-8.

Licon, T. L. P., Lee, R. V. and Lerma, M. J.N. (2001). Manual de análisis de agua-suelo-planta. Diagnóstico, interpretación y recomendaciones. Universidad Autónoma de Chiapas. Facultad de Ciencias Agrícolas. Comité regional de sanidad vegetal de la frontera sur. Chiapas, México, pp. 26-35.

Licursi, M. and Gómez, N. (2008). Effects of dredging on benthic diatom assemblages in a lowland stream. Instituto de Limnología, La Plata, Argentina. En: Journal of Environmental Management Vol. 90, pp. 973-982.

Liggett, J. y Lee, K. (1971). Properties of Circulation in Stratified Lakes. En: Journal of the Hydraulics Division. Proceedings of the American Society of Civil Engineers, pp. 15-29.

Longenecker, D.E. and Lyerly, P.J. (1994). Control of Soluble Salts in Farming and Gardening. Texas Agricultural Experiment Station, Texas A&M University System, College Station, pp.36.

Loring, D. H. (1990). Lithium a new approach for granulometric normalization of trace metal data. Mar Chem Vol. 29, pp. 155-168.

Loureiro, S., Garce, E., Fernández, M. F., Vaque, D. and Camp, J. (2009). *Pseudo nitzschia* ssp. (*Bacillariophyceae*) and dissolved organic matter (DOM) dynamics in the Ebro Delta (Alfacs Bay, NW Mediterranean Sea). Journal Estuar. Coast. Shelf Sci. 10.1016, pp. 29.

Lozano, S. C. R., Verma, S. P., Girón, P., Velasco, F., Moran, Z. D., Viera, F. y Chávez, G. (1995). Calibración Preliminar de Fluorescencia de Rayos-X Análisis Cuantitativo de Elementos Mayores en Rocas Ígneas. UNAM. Instituto Nacional de Geoquímica, México.

Lozano, R. and Bernal, J. P. (2005). Characterization of a new set of eight geochemical reference materials for XRF major and trace element analysis. Revista Mexicana de Ciencias Geológicas, Vol. 22, Núm. 3, pp. 329-344.

Manahan, E., S. (2003). Environmental Chemistry, Ed. Lewis Publishers, Heavy Metals, Cap. I, pp. 1-21.

Mann, D. G. and Droop, S. J. M. (1996). Biodiversity, Biogeography and Conservation of Diatoms, Hidrobiología, Vol. 336, pp. 1-17.

Mauseth, J. D. (1995). Botany. An introduction to plant biology. Chapter 21. Algae and the origin of eucaryotic cells. Division Pyrrhophyta: diniflagellates, pp. 65-78.

Melcalfe, J. (1989). Biological Water Quality Assessment of Running Waters Based on Macroinvertebrate Communities: History and Present Status in Europe. *Environmental Pollution*, Vol. 60, pp. 101-139.

Mendelssohn, I.A., Sorrell, B.K., Brix, H., Schierup, H.-H., Lorenzen, B. and Maltby, E., (1999). Controls on soil cellulose decomposition along a salinity gradient in a *Phragmites australis* wetland in Denmark. *Aquat. Bot.*, Vol. 64, pp. 381–398.

Montaigne, F. (2002). La presión del agua. National Geographic, Editorial Televisa, pp 2-25.

Morden, C. W. and Sherwood, A. R. (2002). Continued evolutionary surprises among dinoflagellates. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA* 99 (18), pp. 11558-11560.

Morin, S., Bottin, M., Macary, F., Delmas, F., Winterton, P. and Coste, M. (2009). Linking diatom community structure to pesticide input as evaluated through a spatial contamination potential (Phytopixal): A case study in the Neste river system (South-West France). *Journal Aquatic Toxicology* XXX, Elsevier, pp. 12.

Morse, J., Presley, B., Taylor, R., Benoit, G. and Santschi, P. (1993). Trace metal chemistry of Galveston Bay: water, sediments and biota. *Mar. Env. Res.*, Vol. 36, pp. 1-37.

Moya, N. (2006). Índice multimétrico de integridad biótica para la cuenca del río Chipiriri. Tesis de maestría en ciencias biológicas y biomédicas. UMSA, La Paz, Bolivia, pp. 25.

NLWRA. (2001). Australian Dryland Salinity Assessment. National Land and Water Resources Audit, Canberra, A.C.T., pp. 365.

NOM 014-SSA1-1993. Procedimientos sanitarios para el muestreo en sistemas de abastecimiento de agua públicos y privados.

NOM ECOL-005-2000. Requisitos y especificaciones para la aplicación y certificación de buenas prácticas agrícolas.

Novak, P. (1991). Hydraulics and the Environment. Publication of the IAHR Workshop on Matching Hydraulics and Ecology in Water Systems. *Journal of Hydraulic Research*, Vol. 29, pp. 16-19.

Oddó, B. D. (2006). Infecciones por amebas de vida libre. Comentarios históricos, taxonomía y nomenclatura, protozoología y cuadros anátomo-clínicos. Pontificia

Universidad Católica de Chile. Departamento de Anatomía Patológica. Rev. Chile Infect. 23 (3), pp. 200-214.

Olmez, I., Sholkovitz, E., Hermann, D. and Eganhouse, R. (1991). Rare earth elements in sediments of south California: a new anthropogenic indicator. *Env. Sci. Technol.*, Vol. 25, pp. 310-316.

OMS (1990). Informe final. WHO working Group on the Health Impact of Humans. Exposure to Recreational Marine Waters. Rimini, Italia, 17 de febrero al 2 de marzo de 1990, ICP/RUD, 5 de mayo, 3033r, pp. 74.

Ongley, E. D. (1997). Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos. (Estudio FAO riego y drenaje 55). GEMS/Water Collaborating Centre, Canadá Centre for Inland Waters, Burlington, Canadá, pp. 76-89.

Ortega, G.F., Mitre, S.L.M., Roldán, Q.J., Aranda, G.J.J., Morán, Z.D., Alaniz, A.S.A. y Nieto, S. (1992). Texto explicativo de la quinta edición de la carta geológica de la República Mexicana escala 1:2'000,000: Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Geología y SEMIP Consejo de Recursos Minerales, pp. 42.

Otero, N., Victoria, L., Soler, A. and Canals, A. (2005). Caracterización de Fertilizantes: composición química en elementos mayoritarios, traza y tierras raras. Grupo de Mineralogía Aplicada al Medio Ambiente. En: *Applied Geochemistry*, Vol. 20, pp. 1473-1488.

Pan, Y.D., Stevenson, R.J., Hill, B.H., Kaufmann, P.R. and Herlihy, A.T., (1999). Spatial patterns and ecological determinants of benthic algal assemblages in Mid-Atlantic streams, USA. *J. Phycol.*, Vol. 35, pp. 460-468.

Peña, E. J., Zingmark, R. and Nietch, C. (1999). Comparative photosynthesis of two species of intertidal epiphytic macroalgae on mangrove roots during submersion and emersion. En: *J. Phycol.*, Vol. 35, pp. 1206-1214.

Pinilla, G. (1998). Indicadores biológicos en ecosistemas acuáticos continentales de Colombia. Centro de investigaciones científicas. Fundación Universitaria de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, pp. 67

Piper, A. M. (1944). A graphic procedure in the geochemical interpretation of water-analysis. *Am. Geophys. Union Trans.*, Vol. 25, pp. 914-123.

Potapova, M.G. and Charles, D.F., (2002). Benthic diatoms in USA rivers: distributions along spatial and environmental gradients. *J. Biogeogr.*, Vol. 29, pp. 167–187.

Prygiel, J., Carpentier, P., Almeida, S., Coste, M., Druart, J.C., Ector, L., Guillard, D., Honore, M.A., Iserentant, R., Ledeganck, P., Lalanne-Cassou, C., Lesniak, C., Mercier, I., Moncaut, P., Nazart, M., Nouchet, N., Peres, F., Peeters, V., Rimet, F., Rumeau, A., Sabater, S., Straub, F., Torrisi, M., Tudesque, M., Van de Vijver, B., Vidal, H., Vizinet, J., Zydek, N. (2002). Determination of the biological diatom index (IBD NF T 90-354): results of an intercomparison exercise. *J. Appl. Phycol.*, Vol. 14, pp. 27–39.

Rautio, M., Sorvari, S. and Korhola, A. (2000). Diatom and crustacean zooplankton communities, their seasonal variability and representation in the sediments of subarctic Lake Saanajarvi. University Helsinki, Finland. En: *Paleolimnology and ecosystem dynamics at remote European Alpine lakes* *J. Limno*, Vol. 59 (suppl. I), pp. 81-96.

Reeves, C. C. (1968). Introduction to paleolimnology. *Developments in sedimentology*, Elsevier Publishing Company, pp. 11.

Regionalización Hidrológica del Estado de Hidalgo. (1976). Secretaría de Recursos Hidráulicos. Sub-secretaría de construcción. Dirección General de Obras Hidráulicas. J-504.

Richards, L. A. (1980). Diagnostico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos. Manual No. 60. U.S.D.A. Trad. De la primera edición en ingles por Sánchez D. N., Ortega T. E., Vera R. Z. y Chena G. R. Ed. Limusa. México, pp. 206-219.

Round, F. E., Crawford, R. M. and Mann, D. G. (1990) *The Diatoms: biology and morphology of the genera*, Ed. Cambridge University Press, pp. 1-747.

Rowe, D.R. and I.M., Abdel, M. (1995). *Handbook of Wastewater Reclamation and Reuse*. CRC Press, Inc. 550, pp. 147.

Sabater, S., Guasch, H., Picon, A., Roman, A.M. and Muñoz, I. (1996). Using diatom communities to monitor water quality in a river after the implementation of a sanitation plan (River Ter, Spain). In: Whitton, B.A., Rott, E. (Eds.), *Use of Algae for Monitoring River II*. Institut für Botanik, Universität Innsbruck, Innsbruck, Austria, pp. 97–103.

SEAC (1996). *Australia: State of the Environment*. State of the Environment Advisory Council, Melbourne, pp. 96-98.

SEMARNAT (2007). Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Estaciones meteorológicas del Estado de Hidalgo. Oficina de cálculo climatológico. Controlado por Comisión Nacional del Agua.

Smayda, T.J. (1989). Novel and nuisance phytoplankton blooms in the sea: Evidence for a global epidemic. En: E Graneli, B Sundström, L Edler y DM Anderson (eds.), Toxic Marine Phytoplankton, Elsevier Science Publishing Co., Nueva York, pp. 29-40

Smith, V. H., Tilman, G. D. and Nekola, J. C. (1999). Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs of freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. Environ.Pollut., Vol. 100, pp. 179-196.

Smol, J. and Cumming, B. (2000). Tracking long-term changes in climate using algal indicators in lake sediments. Journal of Phycology, Vol. 36, pp. 986-1011.

Steidinger, K. A. and Tangen, K. (1996). Dinoflagellates, En: Tomas R. C. (ed.), Identifying Marine Diatoms and Dinoflagellates, New York, Academic Press, pp. 1-598.

Stevenson, R.J. and Pan, Y. (1999). Assessing environmental conditions in rivers and streams using diatoms. In: Stoermer, E.F., Smol, J.P. (Eds.), The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 11-40.

Stumm, W. and Morgan, J. J. (1996). Aquatic Chemistry: Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters (3rd. Ed.). New York: Wiley-Interscience. Chap. 8, 10 and 11, pp. 102-153, 215-234.

Subero, P. S., Díaz, R. J., Sánchez, S. I. and Ferraz, R. E. (2002). Diatoms from Unare and Píritu Lagoons, Anzoátegui State Venezuela, Subclass *Bacillariophycidae* D. G. Mann. En: ACV, Vol. 53 (I) 0001-5504.

Sunda, W. G. and Huntsman, S. A. (1998). Processes regulating cellular metal accumulation and physiological effects: phytoplankton as model systems. Sci. Total Environ., Vol. 219, pp. 165-181.

Tanji, K.K. (1990). Agricultural Salinity Assessment and Management. American Society of Civil Engineers. Manuals and Reports on Engineering Practice Number 71, pp. 619.

Toro, J., Schuster, J., Kurosawa J., Araya, E. y Contreras, M. (2003). Diagnóstico de la calidad del agua en sistemas loticos utilizando diatomeas y macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores Rio Maipo, Santiago, Chile. Ed. Sociedad Chilena de Ingeniería Hidráulica. XVI Congreso Chileno de Ingeniería Hidráulica, pp. 13-17.



Universum, 2009. Universidad Nacional Autónoma de México. Universum, Museo de las Ciencias. Circuito Cultural de Ciudad Universitaria. C.P. 04510. UNAM. (www.universum.unam.mx).

Viessman, W., Knapp, L. and Lewis, G. (1977). Introduction to Hydrology. Second edition. Harper & Row Publishers. E.U, pp. 34-37.

Washington, H. G. (1984). Diversity, Biotic and Similarity Indices. A Review with Special Relevance To Aquatic Ecosystem, Water Research, Vol. 18, pp. 653-694.

Wedepohl, K. H. (1969–1974). Handbook of Geochemistry, Springer-Verlag, Berlin; Geochim. Cosmochim. Acta 28, pp. 1273–1286.

Welcher, F.J. (1995). Standard methods of chemistry analytical, 6th edition, Vol. 2, Part B, Ed. Krieger, pp. 161-170.

Whitton, B.A., Rott, E. and Friedrich, G. (1991). Use of Algae for Monitoring Rivers. Institut fur Botanik, Universitat Innsbruck, Innsbruck, Austria, pp. 34.

Whitton, B.A. and Kelly, M.G. (1995). Use of algae and other plants for monitoring rivers. Austr. J. Ecol., Vol. 20, pp. 45–56.

Whitton, B.A. and Rott, E. (1996). Use of Algae for Monitoring Rivers II. Institut fur Botanik, Universitat Innsbruck, Innsbruck, Austria, pp. 9-11.

Williams, W.D. (1987). Salinization of rivers and streams: an important environmental hazard. Ambio, Vol. 16, pp.180–185.

Wilson, W. B. (1967). Forms of the Dinoflegellates. Marine Science, Vol. 12, pp. 120-134.

Young, T. and Sttodard, J. (1996). The Temporally Integrated Monitoring of Ecosystems (TIME) project design: Classification of northeast lakes using a combination of geographic, hydrogeochemical and multivariate techniques. Water Resources Research, Vol. 32, No. 8, pp. 2517-2528.

Zoller, W. H., Gladney, E. S. and Bors, J. J. (1974). Emissions of trace elements from coal fired powerplants. Ed. Hemphill. Trace substances in Environmental Health, Vol. 8, Univ. of Missouri Columbia, pp. 167-172.

# **GLOSARIO**

**Ameboide:** se refiere a las células que se mueven o alimentan por medio de proyecciones temporales llamadas pseudópodos.

**Anfiesma:** cobertura celular de dinoflagelados, comprendida de sólo membranas, especies desnudas o placas de la teca en las especies blindadas.

**Autótrofo:** aquellos organismos capaces de sintetizar moléculas orgánicas a partir de la energía de los fotones de la radiación luminosa (fotoautótrofos) o de la energía de enlace contenida en las moléculas inorgánicas (quimiautótrofos).

**Auxospora:** Fase vegetativa temporal en el ciclo de recuperación del tamaño en las diatomeas. Cigoto de gran tamaño y con sustancias de reserva propio de las diatomeas.

**Bentónico:** se aplica a todos los organismos que habitan el fondo o bentos de un ecosistema acuático. Incluye todos los seres que viven fijos en el fondo (sésiles) y los que se desplazan poco (vágiles). Los organismos bentónicos se pueden diferenciar en epibentónicos, que viven sobre el sedimento y endobentónicos, que viven dentro del sedimento.

**Cigoto:** célula resultante de la unión del gameto masculino con el femenino en la reproducción sexual de los organismos (animales, plantas, hongos y algunos eucariotas unicelulares).

**Cromatóforos:** son células con pigmentos en su interior que reflejan la luz. Pueden encontrarse en diversos seres vivos como los anfibios, los peces, ciertos crustáceos y algunos cefalópodos. Son los principales responsables de la coloración de la piel, del color de los ojos en los animales ectotermos y de la formación de la cresta neural a lo largo del desarrollo embrionario.

**Cromosoma:** son estructuras celulares formadas por ADN y proteínas, encargadas de transmitir los caracteres hereditarios de una célula a otra. Constan de una serie de genes y se presentan en pares homólogos.

**Diploide:** células que poseen dos series de cromosomas.

**Especies dioicas:** aquellas en que los gametos masculinos y femeninos son portados por individuos distintos de la misma especie.

**Especies monoicas:** son aquellas especies en que ambos sexos se presentan en un mismo individuo.

**Eucariota:** células que tienen su material hereditario fundamental (su información genética) encerrado dentro de una doble membrana, la envoltura nuclear, que delimita un núcleo celular.

**Flagelo:** es un apéndice movable con forma de látigo presente en muchos organismos unicelulares y en algunas células de organismos pluricelulares. Usualmente los flagelos son usados para el movimiento, aunque algunos organismos pueden utilizarlos para otras funciones, como para obtener el alimento.

**Floculación:** proceso mediante el cual en una suspensión de arcilla las partículas sólidas se atraen entre sí y forman agregados permanentes que se denominan floculos. El proceso inverso u opuesto se denomina defloculación y consiste en la dispersión estable de las partículas de arcilla en un estado de subdivisión.

**Gametos:** son cada una de las células sexuales que al fusionarse, durante la fecundación, forman un nuevo individuo.

**Gametangios:** son los órganos sexuales que producen células sexuales diferenciadas con uno o más núcleos gaméticos. Pueden ser de dos tipos: isogametangios (morfológicamente idénticos) y heterogametangios (morfológicamente diferentes).

**Gyttja:** fangos blandos, en un ambiente neutro (pH entorno a 7), consistentes de una mezcla de compuestos orgánicos y minerales finamente divididos, derivados principalmente de la deposición del plancton en los lechos lagunares.

**Haploide:** célula que contiene un solo juego de cromosomas o la mitad del número normal de cromosomas.

**Heterótrofo:** son aquellos organismos que obtienen la energía de la rotura de enlaces de las moléculas orgánicas, que constituyen su alimento, ya sea de organismos autótrofos o heterótrofos como ellos.

**Isogamia:** es una forma de reproducción sexual propia de los vegetales en la cual los dos gametos que se unen para formar el cigoto son idénticos en estructura y tamaño.

**Lago:** es un cuerpo de agua continental dulce o salada, de origen natural, más o menos extenso, que puede tener diversos orígenes (glaciar, tectónico, volcánico).

**Laguna:** retención natural de agua dulce, a veces salobre, de menor extensión y profundidad que un lago.

**Léntico:** ambientes acuáticos con movimiento muy lento o estacionario, que permiten el desarrollo de organismos planctónicos.

**Lótico:** ambientes acuáticos en movimiento donde hay un dominio de organismos bentónicos.

**Macrófitas:** son plantas superiores, algas, musgos y briofitas macroscópicas, adaptadas a la vida en el medio acuático. Existen macrófitas emergentes, sumergidas y flotantes libres.

**Microplancton:** fracción microscópica del plancton. Su tamaño va desde 20 hasta 200  $\mu\text{m}$ .

**Mitosis:** es el proceso de formación de dos células idénticas (generalmente) por replicación y división de los cromosomas de la original que da como resultado una "copia" de la misma.

**Muestras simples:** son las que se toman en un tiempo y lugar determinado para su análisis individual.

**Muestras compuestas:** son las obtenidas por mezcla y homogeneización de muestras simples tomadas en el mismo punto y en diferentes tiempos.

**Muestras integradas:** son las obtenidas por mezcla y homogeneización de muestras simples tomadas en puntos diferentes y simultáneamente.

**Muestras para el laboratorio:** son las muestras obtenidas por reducción de las muestras anteriores (simples, compuestas o integradas) para realizar el análisis de cada uno de los parámetros.

**Oncolito:** concreción calcárea esférica u ovoidea, formada en aguas marinas o lacustres por encostramiento estromatolítico, de capas concéntricas de algas (azules o verdes) alrededor de un fragmento (núcleo).

**Oogamia:** fecundación sexual en que se unen un gameto móvil, el masculino, y uno inmóvil, el femenino.

**Oolito:** son partículas carbonatadas casi esféricas que presentan una estructura concéntrica interna, y con diámetros que varían entre 0.25 a 2.00 milímetros. Se originan por la acción del oleaje y corrientes continuas en lugares donde se presenta una depositación rápida de calcita, a partir de un núcleo que puede ser un fragmento fósil, un pellet o un grano detrítico.

**Pelágico:** organismos que viven en mar abierto o lagos en las capas superficiales o entre aguas, evitando o limitando al máximo su contacto con la costa y el fondo. Se consideran dos categorías: aquellos que son arrastrados pasivamente por la actividad de las aguas por estar flotando en ellas (plancton) y la otra integrada por los organismos que poseen órganos de natación (necton).

**Permafrost:** capa de hielo permanentemente congelado en los niveles superficiales del suelo de las regiones muy frías o periglaciares como la tundra.

**Plancton:** término colectivo utilizado para denominar a una serie de organismos marinos y dulceacuícolas que van a la deriva o que flotan en la superficie del agua. Debido a su minúsculo tamaño y a la dificultad de desplazarse contracorriente, su movimiento depende de las mareas, las corrientes y los vientos. Cuando los componentes del plancton son bacterias, algas y hongos microscópicos, se llama fitoplancton. Los grupos más importantes de algas que forman parte del fitoplancton son las diatomeas, los dinoflagelados, las algas pardodoradas, las algas verdes y las algas verdeazuladas. El otro componente del plancton es el zooplancton, que comprende protozoos y pequeños crustáceos, medusas, gusanos y moluscos, además de huevos y larvas de muchas especies animales marinas y de agua dulce.

**Procariota:** células sin núcleo celular diferenciado, es decir, cuyo ADN se encuentra disperso en el citoplasma.

**Reino protista:** esta conformado por organismos que presentan las estructuras biológicas más sencillas entre los eucariotas con estructura unicelular, multicelular o colonial (pero sin formar tejidos). Los protistas son autótrofos (en su mayoría) y producen un alto porcentaje del oxígeno de la tierra. Se reproducen sexual (meiosis) o asexualmente (mitosis). Son acuáticos o se desarrollan en ambientes terrestres húmedos.

**Sapropel:** sedimento rico en materia orgánica de restos de plancton que constituye la materia prima del petróleo y de ciertos tipos de carbón.

**Somero:** término empleado para ambientes acuáticos de poca profundidad o muy inmediato a la superficie. También conocido como zona epicontinental.

**Tilapia:** grupo de peces que habita en regiones tropicales, donde se dan las condiciones favorables para su reproducción y crecimiento. Se caracterizan por tener un crecimiento acelerado, tolerancia a altas densidades y aguas poco oxigenadas.

## ANEXO

Límites permisibles de los constituyentes de agua para riego (Rowe y Abdel-Magid, 1995).

Elemento	Limite permisible (mg/L)	Observaciones
<b>Aluminio (Al)</b>	5.0-20	En suelos ácidos provoca improductividad, pero en suelos con pH de 5.5 a 8.0 precipita el ion y elimina la toxicidad.
<b>Arsénico (As)</b>	0.10-2.0	La toxicidad varía dependiendo el tipo de plantas, siendo menos tolerante el arroz (0.05 mg/L)
<b>Berilio (Be)</b>	0.10-0.5	La toxicidad varía dependiendo el tipo de plantas, siendo menos tolerante el frijol (0.5 mg/L)
<b>Boro (B)</b>	0.75-2.0	Afecta el crecimiento de las plantas, siendo más sensibles los cítricos.
<b>Cadmio (Cd)</b>	0.01-0.05	Afecta principalmente a cultivos de frijol, betabel y nabo, los cuales son intolerables a este elemento.
<b>Cromo (Cr)</b>	0.1-1.0	No afecta el crecimiento de las plantas, aun se desconocen sus efectos, pues generalmente se encuentra dentro los límites permisibles.
<b>Cobalto (Co)</b>	0.05-5.0	Es tóxico para el tomate (0.1mg/L), pero tiende a ser inactivo para suelos neutros y alcalinos.
<b>Cobre (Cu)</b>	0.2-5.0	Tóxico para muchas plantas en concentraciones de 0.1-1.0 mg/L.
<b>Flúor (F)</b>	1.0-15.0	Inactivo para suelos neutros y alcalinos.
<b>Hierro (Fe)</b>	5.0-20.0	No es tóxico para plantas en suelos frescos, pero puede contribuir a la acidificación del suelo y la pérdida de fósforo y molibdeno que son esenciales.
<b>Plomo (Pb)</b>	5.0-10.0	Puede inhibir el crecimiento de células vegetales en concentraciones muy elevadas.
<b>Litio (Li)</b>	2.5-2.5	Tolerado por la mayoría de los cereales, es móvil en el suelo, siendo las plantas más sensibles los cítricos (0.075 mg/L)
<b>Magnesio (Mg)</b>	0.2-10.0	Tóxico para algunos cultivos en suelos ácidos.
<b>Molibdeno (Mo)</b>	0.01-0.05	No es tóxico en suelo y agua en concentraciones normales pero puede ser tóxico para el ganado si el forraje se cultiva en suelos con alto contenido de Mo.
<b>Níquel (Ni)</b>	0.2-2.0	Tóxicos para muchas plantas (0.5 a 1.0 mg/L), pero se reduce la toxicidad en condiciones de pH neutro o alcalino.
<b>Selenio (Se)</b>	0.02-0.02	Tóxicos para las plantas y forraje para el ganado, aun en concentraciones bajas.
<b>Vanadio (V)</b>	0.1-1.0	Tóxico para muchas plantas en concentraciones relativamente bajas.
<b>Zinc (Zn)</b>	2.0-10.0	Tóxico para muchas plantas a concentraciones muy variables, se reduce su toxicidad aumentando el pH (>6), por la textura fina o la presencia de materia orgánica