



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA
DE MÉXICO**

**FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES
ZARAGOZA II**

**EVALUACIÓN DEL NITRÓGENO EN SUS DIFERENTES
FORMAS Y SU RELACIÓN CON LAS BACTERIAS
NITRIFICANTES EN EL LAGO DE XOCHIMILCO.**

T E S I S

**QUE PARA OBTENER EL TITULO DE
BIÓLOGA**

P R E S E N T A :

LOZADA MORALES MARIBEL

Director de Tesis: Biol. Raúl Arcos Ramos



**FES
ZARAGOZA**

MÉXICO, D.F.

FEBRERO, 2014



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

INDICE DE CONTENIDO

CONTENIDO	PÁGINA
1. RESUMEN	1
2. INTRODUCCIÓN	2
3. MARCO TEORICO	3
3.1 Propiedades Físicas	3
3.2 Propiedades Químicas	4
3.3 Nutrimientos	5
3.3.1 Nitrógeno (N ₂)	5
3.3.1.2 Nitrógeno en ambientes acuáticos	6
3.3.2 Nitritos y Nitratos	6
3.3.3 Ciclo del nitrógeno	8
3.3.3.1 a) Fijación del nitrógeno	8
3.3.3.2 b) Toma del nitrógeno	10
3.3.3.3 c) Mineralización del nitrógeno	10
3.3.3.4 d) Nitrificación	10
3.3.3.5 e) Desnitrificación	12
3.4 Eutrofización	13
3.5 Nutrimientos que eutrofizan las aguas	13
3.6 Microbiología del ciclo del nitrógeno	14
3.7 Bacterias	14
3.7.1 Bacterias nitrificantes	15
4. ANTECEDENTES DEL LAGO DE XOCHIMILCO	17
4.1 Ubicación	20
4.2 Extensión territorial	21
4.3 Geomorfología	21
4.4 Hidrología	21
4.5 Clima	22
4.6 Vegetación	22
4.7 Suelo	23
4.8 Fauna	24
5. PROBLEMÁTICA	24
6. JUSTIFICACIÓN	25
7. HIPÓTESIS	26

8. OBJETIVOS	27
8.1 Objetivo general	27
8.2 Objetivos particulares	27
9. METODOLOGÍA	28
9.1 Trabajo de campo	28
9.2 Trabajo de laboratorio	31
9.2.1 Evaluación de los parámetros físico-químicos	31
9.2.2 Análisis bacteriológicos	32
9.2.2.1 Cuantificación de bacterias	32
9.2.2.1.1 Prueba presuntiva	32
9.2.2.1.2 Prueba confirmatoria	33
9.3 Trabajo de gabinete	35
10. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	36
10.1 NUTRIMENTOS	36
10.1.1 Amonio (NH_4^+)	36
10.1.2 Nitritos (NO_2^-)	39
10.1.3 Nitratos (NO_3^-)	42
10.2 PARAMETROS FÍSICOS - QUÍMICOS	46
10.2.1 Conductividad	46
10.2.2 Profundidad y Transparencia	44
10.2.3 Temperatura	53
10.2.4 pH	55
10.2.5 Oxígeno disuelto (O_2)	58
10.2.6 Bioxido de carbono (CO_2)	61
10.2.7 Demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5)	65
10.2.8 Demanda química de oxígeno (DQO)	69
10.3 BACTERIAS	73
10.3.1 Cuantificación de Bacterias	73
11. CORRELACIONES	78
12. CONCLUSIONES	80
13. LITERATURA CITADA	81
14. ANEXOS	86

INDICE DE GRAFICAS

	GRAFICA	PAGINA
Grafica. 1	Comportamiento del NH_4^+ en cada sitio de monitoreo	36
Grafica. 2	Variación temporal de NH_4^+ en el sistema	37
Grafica. 3	Comportamiento de NH_4^+ en el sistema a do dos niveles	37
Grafica. 4	Variación temporal de NH_4^+ en cada sitio de monitoreo a dos niveles superficie y fondo	38
Grafica. 5	Comportamiento del NO_2^- en los diferentes sitios de monitoreo	39
Grafica. 6	Variación temporal de NO_2^- en el sistema	39
Grafica. 7	Comportamiento del NO_2^- en el sistema a dos niveles	40
Grafica. 8	Variación temporal de NO_2^- en cada sitio de monitoreo a dos niveles superficie y fondo	41
Grafica. 9	Comportamiento de NO_3^- en cada sitio de monitoreo	42
Grafica. 10	Variación temporal de NO_3^- en el sistema.	42
Grafica. 11	Comportamiento de NO_3^- en el sistema a nivel superficie y fondo	43
Grafica. 12	Variación temporal de NO_3^- en cada sitio de monitoreo a dos niveles superficie y fondo	44
Grafica. 13	Comparación de los nutrimentos del sistema	45
Grafica. 14	Variación temporal de la conductividad en el sistema	46
Grafica. 15	Variación temporal dela conductividad en cada sitio de monitoreo a dos niveles superficie y fondo	47
Grafica. 16	Comportamiento de la conductividad en cada sitio de monitoreo	48
Grafica. 17	Comportamiento de la profundidad en cada sitio de monitoreo	48
Grafica. 18	Variación temporal de la conductividad en el sistema	49
Grafica. 19	Comportamiento de la transparencia en cada sitio de monitoreo	50
Grafica. 20	Variación temporal de la transparencia en el sistema	51
Grafica. 21	Variacion temporal de profundidad y transparencia en cada sistio de monitoreo a dos niveles superficie y fondo	52
Grafica. 22	Variación temporal de la temperatura en el sistema.	53
Grafica. 23	Comportamiento de la Temperatura en cada sitio de monitoreo	53
Grafica. 24	Variación temporal de la Temperatura en cada sitio de muestreo a dos niveles superficie y fondo	54
Grafica. 25	Variación temporal de pH en el sistema	55
Grafica. 26	Comportamiento del pH en cada sitio de monitoreo	55
Grafica. 27	Variación temporal de pH en cada sitio de monitoreo a dos niveles superficie y fondo	56
Grafica. 28	Comportamiento del oxígeno disuelto en el sistema a dos niveles	58
Grafica. 29	Comportamiento del oxígeno disuelto en cada sitio de monitoreo	59
Grafica. 30	Variación temporal del oxígeno disuelto en el sistema	59
Grafica. 31	Variación temporal de oxígeno disuelto en cada sitio de monitoreo a dos niveles superficie y fondo	60
Grafica. 32	Comportamiento del CO_2 en cada sitio de monitoreo.	61
Grafica. 33	Comportamiento del CO_2 en el sistema a dos niveles	62
Grafica. 34	Variación temporal del CO_2 en el sistema	62
Grafica. 35	Variación temporal de CO_2 en cada sitio de monitoreo a dos niveles superficie y fondo	65
Grafica. 36	Comportamiento de la DBO_5 en el sistema a dos niveles	65
Grafica. 37	Comportamiento de la DBO_5 en cada sitio de monitoreo	66
Grafica. 38	Variación temporal de la DBO_5 en el sistema	67
Grafica. 39	Variación temporal de DBO_5 en cada sitio de monitoreo a dos niveles superficie y fondo	69

Grafica. 40	Comportamiento de DQO en cada sitio de monitoreo	69
Grafica. 41	Variación temporal de DQO en el sistema	70
Grafica. 42	Comportamiento de DQO en el sistema a dos niveles	70
Grafica. 43	Variación temporal de DQO en cada sitio de monitoreo a dos niveles superficie y fondo	71
Grafica. 44	Comparación de DBO ₅ y DQO en el sistema	72
Grafica. 45	Comparación de DBO ₅ y DQO en los diferentes sitios de monitoreo	72
Grafica. 46	Comportamiento de las bacterias a través del periodo de muestreo	75
Grafica. 47	Comportamiento de las Bacterias nitrificantes en cada sitio de monitoreo	76
Grafica. 48	Comportamiento de las bacterias en el sistema a dos niveles	76

INDICE DE CUADROS

	CUADROS	PAGINA
Cuadro. I	Características de las bacterias nitrificantes	16
Cuadro. II	Técnicas utilizadas <i>in situ</i>	31
Cuadro. III	Técnicas utilizadas en Laboratorio	31
Cuadro. IV	Análisis bacteriológico	33
Cuadro. V	Valores de las correlaciones de Pearson entre las formas del nitrógeno y bacterias nitrificantes	78
Cuadro. VI	Valores de las correlaciones de Pearson entre parámetros fisico-químicos y las formas del nitrógeno	79

INDICE DE FIGURAS

	FIGURAS	PAGINA
Figura.1	Ciclo de nitrógeno	8
Figura.2	Postulados de la química de la nitrificación	11
Figura.3	Proceso de desnitrificación	13
Figura.4	Mapa General de la Zona de E studio	20

INDICE DE IMÁGENES

	IMÁGENES	PAGINA
Imagen. I	Canal Nacional de Cuernavaca	28
Imagen. II	Club España	29
Imagen. III	Texhuilo	29
Imagen. V	Apatlaco	30
Imagen. V	Asunción	30
Imagen. VI	Tubos preparados para verter el medio	33
Imagen. VII	Muestras para las siembras	34
Imagen. III	Tubos con medio específico para <i>Nitrosomonas</i> (Ns) listos para incubar	34
Imagen. IX	Tubos con medio específico para <i>Nitrobacter</i> (Nb) listos para incubar	34
Imagen. X	Incubación de las muestras (Ns)(Nb)	35
Imagen. XI	Presencia de las bacterias	69
Imagen. XII	Medio líquido de asparagina	70
Imagen. XIII	Medio de acetamida	70

1. RESUMEN

El presente trabajo se realizó en el periodo 2008-2009 en el lago de Xochimilco, para el cual se eligieron cinco sitios de monitoreo de acuerdo al tipo de descargas; canal nacional de Cuernavaca, Club España, Texhuilo, Apatlaco y Asunción. Se efectuaron las determinaciones del nitrógeno en sus formas de amonio (NH_4^+), nitritos (NO_2^-) y nitratos (NO_3^-), de parámetros, físicos y químicos para poder establecer la calidad del agua, de acuerdo a la NOM-ECOL-001-1996 para embalses naturales y artificiales de uso en riego agrícola, así mismo se evaluaron a las bacterias nitrificantes *Nitrosomonas* (Ns) y *Nitrobacter* (Nb). Los datos se procesaron mediante un análisis estadístico univariado de ANDEVA, utilizando el paquete estadístico STATGRAPHICS versión VI. De acuerdo a los resultados obtenidos, las bacterias encargadas del proceso de nitrificación se enfrentan a las condiciones adversas del sistema haciendo que este proceso sea deficiente esto es reflejado en las concentraciones de las formas del nitrógeno evaluadas, ya que las concentraciones del NH_4^+ son más elevadas que los NO_3^- , esto aunado al pH elevado lleva al lago a la toxicidad. El estudio realizado nos lleva a la comprensión de la movilización y transformación que sufren las diferentes formas de nitrógeno en el Lago de Xochimilco.

Palabras clave: Xochimilco, Nitrificación, Bacterias nitrificantes (*Nitrosomonas* y *Nitrobacter*) y Análisis estadístico univariado.

2. INTRODUCCION

La contaminación de los recursos hídricos superficiales es un problema cada vez más grave, debido a que en estos se encausan los residuos domésticos e industriales, sobre todo en las áreas urbanas e incluso en numerosas ciudades importantes del continente. Estas descargas son las principales responsables de la alteración y degradación de la calidad de las aguas naturales, que en muchos casos llegan a estar tan contaminadas que su potabilización resulta muy difícil y costosa por lo que resulta indispensable conocer las características físicas, químicas y biológicas del agua antes de ser utilizada.

En Xochimilco se vierte una red importante de drenajes provenientes de las microcuencas del Ajusco, requiriendo un tratamiento en el que tanto la diversidad vegetal como la fauna rehabilite en plazos medios y amplios la dinámica ecológica (Acevedo L. S., 1972).

En la zona lacustre si bien el agua tratada que se ha estado enviando desde hace treinta años es de mejor calidad que el agua del mismo lago, su utilización también ha traído consecuencias inevitables. Además de este problema se encuentra presionada por problemas tan diversos como el avance de la mancha urbana, la erosión, la sobreexplotación de los mantos acuíferos y la desecación de los manantiales que abastecían al Lago de Xochimilco (Aguilar, 1978; Avita, 1994).

La complejidad de los problemas de la zona lacustre exige proyectos para resolver las dificultades más urgentes, como los niveles y calidad del agua (Calderón, 1982; Ambiental, 1983).

Es importante visualizar la importancia del impacto de contaminación que presenta este lago y las repercusión que puede tener para las personas que habitan cerca de él, ya que estas mismas contribuyen día a día a que aumenten los niveles de contaminación y con ello aumenta la eutrofización del lago.

3. MARCO TEORICO

El agua es el constituyente más importante del organismo humano y del mundo en el que vivimos, tiene una gran influencia en los procesos bioquímicos que ocurren en la naturaleza, ha sido para el ser humano fuente de alimento, medio de transporte y sanidad (Rodier, 1990).

Las aguas naturales contienen concentraciones de varias sustancias que fluctúan de unos cuantos miligramos por litro. Sin embargo para obtener una imagen verdadera de la naturaleza de una muestra en particular, es necesario cuantificar diferentes propiedades mediante un análisis que determine sus características físicas, químicas y biológicas, mismas que en conjunto suele basarse la definición de calidad de agua (Sandia, 1995).

3.1 Propiedades físicas

Algunas de las propiedades físicas que se midieron son:

Temperatura: Su importancia radica en la aceleración de reacciones químicas, difusión de los gases, solubilidad de los minerales y por lo tanto en la distribución espacial y temporal de los organismos acuáticos, intensificación de sabores y olores, entre otros. Los cambios bruscos de la temperatura suelen ser causados por vertidos industriales, agrícolas o urbanos, la elevación en la densidad del agua en verano incrementa el metabolismo de los organismos acuáticos y de sus necesidades energéticas agravando los problemas de oxigenación, ocasionando de esta manera la eutrofización de un lago (Frank, 1992; Winkler, 1996). Casi todas las propiedades físicas, químicas y biológicas que controlan el comportamiento del agua dependen de la temperatura y de sus variaciones.

La conductividad eléctrica en el agua potable es muy baja con respecto al agua de manantial que tiene iones en disolución y su conductividad es mayor y proporcional a la cantidad y características de estos electrolitos (Tebutt, 2002).

3.2 Propiedades químicas

Las características químicas tienden a ser más específicas en su naturaleza que algunos de los parámetros físicos y por eso son más útiles para evaluar las propiedades de una muestra en situ.

Algunas propiedades químicas que se midieron fueron:

pH: La intensidad de acidez o alcalinidad de una muestra se mide en la escala de pH, que en realidad mide la concertación de iones hidronio presentes. El pH controla muchas reacciones químicas y la actividad biológica normalmente se restringe a una escala bastante estrecha, los límites establecidos por la NOM-001-ECOL-1996 de pH son de 6.5 a 8.5 en sistemas naturales, los valores menores implican un agua ácida mientras que valores mayores implican un agua alcalina. La evaluación del pH se emplea para caracterizar el agua, dar seguimiento a un proceso (neutralización, biológico anaerobio, corrosión), o bien, para controlar las condiciones de operación (precipitación, floculación, sistemas biológicos anaerobios, desinfección).

Bióxido de Carbono (CO₂): Constituye el 0.03% de la atmósfera lo cual contribuye a las bajas concentraciones de este gas en las aguas naturales a pesar de que su solubilidad es mucho mayor que la del oxígeno. Su importancia radica en que constituye uno de los nutrimentos principales del metabolismo fotosintético del fitoplancton y macrófitas acuáticas. Dentro de un sistema acuático el nivel de concentración de CO₂ está determinado por procesos como la fotosíntesis y la respiración, por lo cual sus valores varían durante el día en forma inversa al oxígeno. Este se utiliza para la fotosíntesis y el oxígeno se obtiene como producto fotosintético, su concentración es menor al medio día y mayor a media noche cuando solamente se efectúa el proceso de respiración (Viessman, 1993; Fair, 1995; Romero, 1999).

Oxígeno Disuelto (OD): es un parámetro de gran importancia dentro de un sistema acuático expresado normalmente en ppm, este se origina principalmente por la actividad física, química y bioquímica del medio acuático en la interface aire-agua, y por la producción fotosintética. El análisis de este parámetro es una prueba clave en la contaminación de agua y control de proceso de tratamiento de aguas residuales (Echarri, 1998). El agua en estado natural y a la temperatura de 15° C, contiene alrededor de 10 mg/L de OD. Este oxígeno proviene del aire y es indispensable para todos los procesos biológicos vitales (Romero, 1999).

Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO): Se llama así a la cantidad de oxígeno disuelto requerido para la oxidación de la materia orgánica biodegradable presente en la muestra de agua, bajo condiciones aeróbicas la cual se mide a los cinco días y su valor nos permite conocer, la calidad del agua desde el punto de vista del contenido presente y permite establecer cuanto oxígeno será necesario para la depuración de esas aguas (Goldman, 1983)

Demanda Química de Oxígeno (DQO): Es un parámetro analítico de contaminación que mide el material orgánico contenido en una muestra líquida mediante oxidación química. La determinación es una medida de la cantidad de oxígeno requerido para oxidar la fracción de materia orgánica de una muestra de agua susceptible de oxidación por un agente químico el cual es un oxidante fuerte. El valor de la DQO es usado extensivamente en el análisis de aguas residuales, junto con el valor de DBO permite determinar las condiciones de biodegradabilidad y el contenido de sustancias tóxicas de la muestra, así como la eficiencia de las unidades de tratamiento (Romero, 1999). Las aguas no contaminadas tienen valores de DQO de 1 a 5mg/L, o ligeramente superiores. Las aguas residuales domésticas suelen contener entre 250 - 600mg/L, y en las residuales industriales la concentración depende del proceso de fabricación (Lind, 1979; Bernabé, 1991; Romero, 1999).

3.3 Nutrientos

Los dos nutrientes de importancia en el agua natural y agua residual son el nitrógeno y el fósforo. Ambos son esenciales para el crecimiento de las plantas y organismos, aunque en exceso pueden ser no deseables, conduciendo a menudo a la eutrofización (Blanca, 2001).

3.3.1 Nitrógeno (N₂)

El nitrógeno es un elemento importante ya que las reacciones biológicas solo pueden efectuarse en presencia de suficiente nitrógeno.

Las principales formas del nitrógeno en el agua incluyen:

A) Especies oxidadas

- nitritos
- nitratos

B) Especies reducidas

- Amoníaco
- Nitrógeno molecular

C) Especies orgánicas

- Aminos
- Amidas
- Compuestos heterocíclicos (Tebbutt, 2002; Romero, 1999).

Para que las plantas y los animales puedan usar nitrógeno, el gas N_2 tiene primero que ser convertido a una forma química disponible como el amonio (NH_4^+), el nitrato (NO_3^-), o el nitrógeno orgánico (e.g. urea - $(NH_3)_2CO$). La naturaleza inerte del N_2 hace que el nitrógeno biológico disponible sea a menudo, escaso en los ecosistemas naturales. Esto limita el crecimiento de las plantas y la acumulación de biomasa (Betancour, 2000).

3.3.1.1 Nitrógeno en ambientes acuáticos

Con excepción del gas nitrógeno, las principales formas inorgánicas NH_4^+ , NO_2^- y NO_3^- se encuentran generalmente en bajas concentraciones en aguas naturales no contaminadas (Wheaton, 1982). La distribución de nitrógeno en ambientes acuáticos depende del cuerpo de agua en sí, pero por lo general el nitrógeno gas se disuelve en las aguas superficiales hasta niveles cercanos al punto de saturación y en las profundidades puede estar sobresaturado, aunque también varían con los ciclos estacionales.

En aguas superficiales de los lagos hay poco amonio NH_4^+ (por lo general es aproximadamente de 0.05 a 0.1 mgL^{-1}). Generalmente el nivel de nitrato es bajo porque lo usa el fitoplancton en las capas superiores, perdiéndose por desnitrificación en condiciones anaeróbicas.

El nitrógeno orgánico en las aguas superficiales representa del 50 al 75% del nitrógeno soluble total y la mayor parte de éste constituye grupos aminos de las proteínas, péptidos y aminoácidos libres. El resto constituye los grupos no aminos de estos compuestos, aunque también se presenta en otros compuestos como la urea (Wheaton, 1982).

3.3.2 Nitritos (NO_2^-) y Nitratos (NO_3^-)

Los nitratos y nitritos son iones que existen de manera natural y que forman parte del ciclo del nitrógeno. El Nitrato es una forma de nitrógeno que todas las plantas necesitan para crecer. En los campos, y también en los jardines, se usan los fertilizantes con nitrógeno para enriquecer el suelo.

Los niveles naturales de nitratos en aguas superficiales y subterráneas son generalmente de unos pocos miligramos por litro sin embargo muchas aguas subterráneas presentan un incremento de los niveles de nitratos debido a la intensificación de las prácticas agrícolas y ganaderas

Por otra parte, los altos niveles de nitratos en el suelo pueden conducir a niveles relativamente altos de nitratos en el agua de consumo, lo cual afecta adversamente la salud humana, el consumo de agua con nitratos produce metahemoglobinemia, una enfermedad mortal para los lactantes (Spalding, 1993), que más recientemente se ha asociado con el desarrollo del linfoma de no-Hodgkin.

Los niveles de nitratos aumentan con la profundidad y son muy bajos en aguas superficiales, en verano, cuando es absorbido por el fitoplancton (Campbell, 1987).

El ciclo anual de los nitratos en los lagos presenta variaciones en cuanto a la aparición de concentración máxima, debido a algunos factores como latitud, morfología de la cuenca, naturaleza química de la cuenca de drenaje y productividad. La distribución vertical de nitrato del lago está fuertemente influenciada por la productividad del mismo.

En los lagos eutróficos las capas superiores muestran una disminución debido a la utilización por el plancton, siendo la disminución de nitratos por reducción bacteriana más evidente en las capas inferiores. Por lo anterior se observa, un contenido máximo de nitratos cerca del fondo de la zona trofógena (Wheaton, 1982). Los nitratos pueden causar la eutrofización de lagos. Eutrofización que ocurre cuando los nutrientes (tales como los nitratos y los fosfatos) se añaden en exceso al cuerpo de agua, haciendo que la vida vegetal y las algas florezcan y conforme las plantas crecen, pueden ahogar a otros organismos, este crecimiento de algas puede eventualmente cubrir la superficie del agua.

Estas grandes poblaciones de plantas producen oxígeno en las capas superiores del agua, pero cuando las plantas mueren y caen al fondo, son descompuestas por bacterias que usan gran parte del OD en las capas inferiores. Las masas de agua con niveles altos de nitratos generalmente tienen altos niveles de DBO debido a las bacterias que consumen los desechos vegetales orgánicos y a los subsiguientes bajos niveles de OD (Mackenzie, 2005).

Al inicio del invierno las concentraciones tanto el amoníaco y nitratos disminuyen pero la concentración de nitrito aumenta. Verticalmente, la concentración de nitrito es máxima entre las zonas trofógena y trofólita. Generalmente, muestra una alta concentración de nitratos cerca de su frontera inferior, mientras la zona trofólita tiene un alto contenido de amoníaco (Wheaton, 1982).

3.3.3 Ciclo del nitrógeno

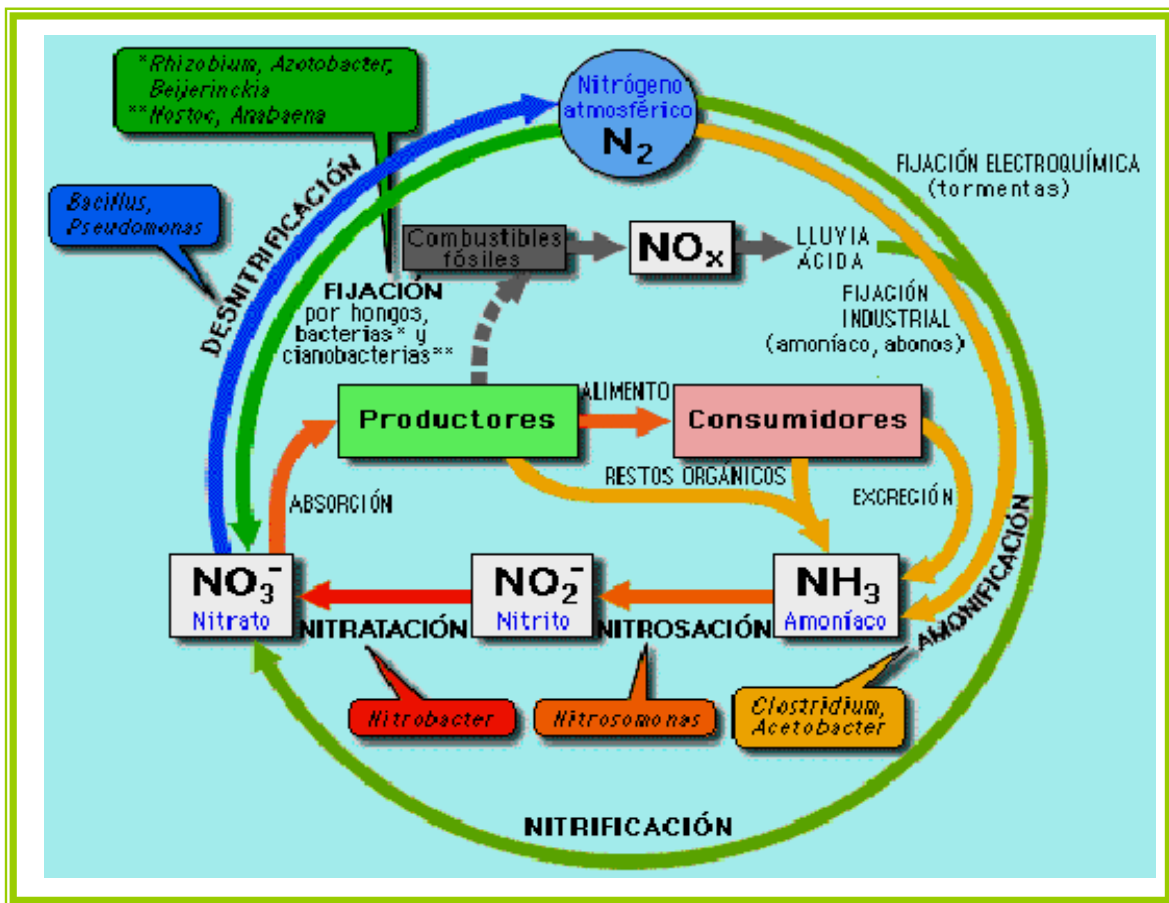


Figura.1 Ciclo del nitrógeno (Hill, John William, Kolb, Doris K. , 1999).

Los procesos principales que componen el ciclo del nitrógeno que pasa por la biosfera, la atmósfera y la geosfera son (Figura 1):

El nitrógeno constituye aproximadamente el 78% de los gases atmosféricos siendo éste el principal reservorio del elemento es un elemento fundamental para el desarrollo de la vida, ya que forma parte de las macromoléculas de forma tal que la productividad de cualquier ecosistema está relacionada con la disponibilidad de este elemento (Ferrera CR, 1995.)

3.3.3.1 a) Fijación del nitrógeno

La fijación del nitrógeno es un proceso en el cual el N_2 se convierte en amonio. Éste es esencial porque es la única manera en la que los organismos pueden obtener nitrógeno directamente de la atmósfera. El proceso requiere condiciones anaeróbicas, o al menos tensiones bajas de oxígeno.

La mayor parte de la fijación que se realiza en lagos es por cianobacterias y por lo general depende de la luz y es inhibida por el nitrato. A temperaturas bajas del agua la conversión de nitrógeno es baja, uno de los principales factores controladores es el grado de aeración, y la tensión de oxígeno puede ser baja en los sedimentos ricos en materia orgánica.

En lagos poco productivos, la fijación de nitrógeno se equilibra más o menos, o excede ligeramente de la desnitrificación.

Algunas bacterias, por ejemplo las del género *Rhizobium*, son los únicos organismos que fijan el nitrógeno atmosférico a través de procesos metabólicos. Esta simbiosis ocurre de manera bien conocida, en la familia de las legumbres (por ejemplo, frijoles y tréboles). En esta relación, la bacteria que fija el nitrógeno habita los nódulos de las raíces de las legumbres y reciben carbohidratos y un ambiente favorable de su planta anfitriona a cambio de parte del nitrógeno que ellas fijan. Estas asociaciones simbióticas de los heterótrofos y las plantas superiores son una fuente importante de nitrógeno fijado biológicamente, y por lo general exceden la de cualquier sistema de vida libre.

También hay bacterias que fijan el nitrógeno que existe, sin plantas anfitrionas. Éstas son conocidas como fijadores de nitrógeno libre sin límites. En ambientes acuáticos, las algas verde azules (cianobacterias) es una importante fijadora de nitrógeno libre sin límites (Fields, 2009; Betancour, 2000; Martínez, 2006).

Estas cianobacterias pueden formar líquenes y la fijación de nitrógeno es con frecuencia más eficiente en la asociación aunque también ocurre en los organismos de vida libre (Campbell, 1987).

Además del nitrógeno que fijan las bacterias, existen eventos de alta energía natural, tales como los relámpagos, fuegos forestales, y hasta flujos de lava, pueden causar la fijación de pequeñas, pero significativas cantidades de nitrógeno. La alta energía de estos fenómenos naturales puede romper los enlaces triples de las moléculas de nitrógeno, haciendo alcanzables átomos de este para la transformación química (Fields, 2009; Cisneros, 2005).

En el curso del último siglo, los humanos se han convertido en fuentes fijas de nitrógeno, tan importantes como todas las fuentes naturales de nitrógeno combinadas: quemando combustible de fósiles, usando fertilizantes nitrogenados sintéticos y cultivando legumbres que fijan nitrógeno. A través de estas actividades, se ha duplicado la cantidad fijada que se dispersa en la biosfera cada año.

3.3.3.2 b) Toma del nitrógeno

El amonio producido por el nitrógeno que fija la bacteria es usualmente incorporado rápidamente en la proteína y otros compuestos de nitrógeno orgánico, ya sea por la planta anfitriona, por la misma bacteria, o por otro organismo del suelo. Cuando los organismos más cercanos a lo alto de la cadena alimenticia como el hombre comen, usan el nitrógeno que ha sido inicialmente fijado por el nitrógeno que fija la bacteria.

3.3.3.3 c) Mineralización del nitrógeno

Después de que el nitrógeno se incorpora en la materia orgánica, frecuentemente se vuelve a convertir en nitrógeno inorgánico a través de un proceso llamado mineralización del nitrógeno, también conocido como desintegración. Cuando los organismos mueren, los organismos de descomposición (como las bacterias y los hongos) consumen la materia orgánica y llevan al proceso de descomposición. Durante este proceso, una cantidad significativa del nitrógeno contenido dentro del organismo muerto se convierte en amonio. Una vez que el nitrógeno está en forma de amonio, está también disponible para ser usado por las plantas o para transformaciones posteriores en nitrato (NO_3^-) a través del proceso llamado nitrificación (Martínez, 1998).

3.3.3.4 d) Nitrificación

Es el proceso importante mediante el cual parte del amonio producido por la descomposición se convierte en nitrato, la realizan totalmente los microorganismos nitrificantes.

Nitrosomona convierte el amonio a nitrito y *Nitrobacter* convierte el nitrito a nitrato. La conversión de nitrito en nitrato es la más rápida, por lo que los niveles de nitrito generalmente son bajos. Las bacterias que realizan estas reacciones son aerobios estrictos (por lo que requieren la presencia del oxígeno) y quimioautótrofos (obtienen su energía de la oxidación, es decir de sí mismas y la pueden utilizar para fijar carbono) (Campell, 1987).

En la química de la nitrificación el primer paso es al parecer la oxidación del amonio a hidroxilamina por medio de la enzima monooxigenasa con utilización de oxígeno molecular. La nitrificación se favorece a un pH neutro o ligeramente alcalino (en un intervalo de pH de 7.8 a 8.3, el cual es óptimo para las bacterias *Nitrosomonas*), además a este pH casi todo el amonio está en forma de ion amonio y la hidroxilamina no está ionizada, finalmente la hidroxilamina es oxidada a nitrito reacción realizada por medio de la enzima nitrohidroxilamina óxidoreductasa formando HNO, compuesto que espontáneamente se transforma en HNO₂, sin embargo las *Nitrosomonas* responsables de estas reacciones en condiciones deficientes de oxigenación pueden producir óxidos de nitrógeno (NO y N₂O) (Anderson, 1983; Bock et al., 1991).

uego *Nitrobacter* oxida el nitrito a nitrato en un solo paso con oxígeno molecular (tomado del agua) como el último aceptor de electrones mediado por un sistema de citocromos y mediante la enzima nitrito oxidoreductasa y produciendo ATP (Figura.2).

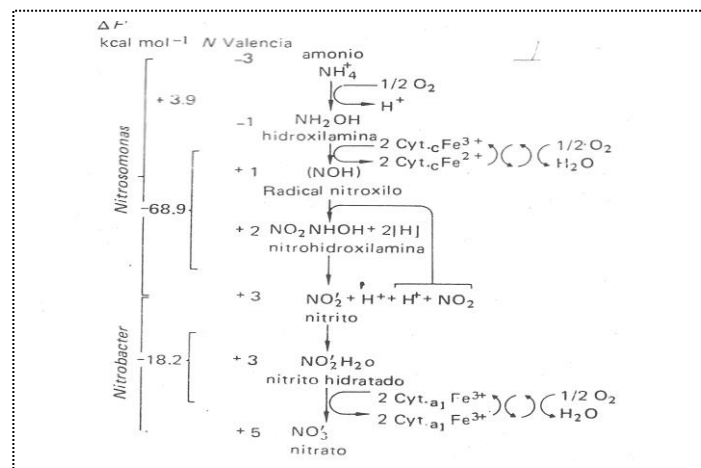


Figura. 2 Postulados de la química de la nitrificación

Las cepas de *Nitrosomonas* y *Nitrobacter* que se han aislado hasta ahora no realizan la nitrificación a un pH inferior a 6 o demasiado ácidos, y a un pH arriba de 8 *Nitrobacter* no convierte mucho nitrito a nitrato y es más susceptible a la toxicidad del amonio que *Nitrosomonas* (Mogens, 1997).

El proceso de nitrificación tiene algunas importantes consecuencias. Los iones de amonio tienen carga positiva y por consiguiente se pegan a partículas y materias orgánicas del suelo que tienen carga negativa. La carga positiva previene que el nitrógeno de amonio sea barrido (o lixiviado) del suelo por las lluvias. Por otro lado, el ion de nitrato con carga negativa no se mantiene en las partículas del suelo y puede ser barrido del perfil de suelo. Esto lleva a una disminución de la fertilidad del suelo y a un enriquecimiento de nitrato de las aguas corrientes de la superficie y del subsuelo (Gray, 1992; Brinblecombe, 1983).

3.3.3.5 e) Desnitrificación

Contrario a la nitrificación está la reducción de nitrato a amoníaco a través del nitrito, en la cual el nitrato es convertido a nitrito y luego en di nitrógeno (N_2) y en menor medida en gas óxido nitroso, dando por resultado la liberación de gas nitrógeno a la atmósfera.

La vía nitrito a amonio, la utilizan especialmente organismos fermentadores que pueden ser importantes en sedimentos acuáticos, aquí el amoníaco se puede volver a utilizar y no es liberado al sistema como los productos de la desnitrificación. La reducción de nitrato asimiladora la realizan intracelularmente las bacterias y cianobacterias que utilizan nitrógeno y lo reducen al grupo amino (NH_2) de las proteínas. Se sabe poco de la química de los microorganismos pero el nitrito y la hidroxilamina son por lo general intermediarios (Campbell, 1987).

La desnitrificación es importante en el equilibrio de nitrógeno a nivel mundial y en la agricultura: se ha calculado una pérdida promedio de 22.5kg ha⁻¹ por año⁻¹ de nitrógeno en toda la superficie continental del mundo. En la mayoría de los lagos productivos es probable que la desnitrificación realice una función importante; los equilibrios de nitrógeno muestra una pérdida neta de nitrógeno en la circulación del agua a través del lago: una parte llega a los sedimentos y otra buena parte es probable que se pierda en forma de nitrógeno gaseoso.

La desnitrificación es un proceso anaeróbico llevado a cabo por la bacteria que desnitrifica, que convierte el nitrato en dinitrógeno en la siguiente secuencia (véase Figura.3) (Gerard J. Tortora, 2007).



Figura.3 Proceso de Desnitrificación.

El óxido nítrico y el óxido nitroso son gases importantes para el ambiente. El óxido nítrico (NO) contribuye a formar smog y el óxido nitroso (N_2O) es un gas de invernadero importante, por lo que contribuye a los cambios globales climatológicos.

Una vez que se convierte en dinitrógeno, el nitrógeno tiene pocas posibilidades de reconvertirse en una forma biológica disponible, ya que es un gas y se pierde rápidamente en la atmósfera. (Mogens, 1997).

3.4 Eutrofización

Es un proceso natural en ecosistemas acuáticos, especialmente en lagos, caracterizado por un aumento en la concentración de nutrientes como nitratos y fosfatos, con los consiguientes cambios en la composición de la comunidad de seres vivos, crecimiento abundante de plantas y otros organismos. Las aguas eutróficas en contraste con las oligotróficas son más productivas. Sin embargo, más allá de ciertos límites, el proceso reviste características negativas, ya que al existir grandes cantidades de materia orgánica esta se pudre y llena el agua de malos olores, le dan un aspecto nauseabundo y cuya descomposición microbiana ocasiona un descenso en los niveles de oxígeno disminuyendo drásticamente su calidad. La eutrofización se produce en muchas masas de agua como resultado de los vertidos agrícolas, urbanos e industriales.

El proceso de putrefacción consume una gran cantidad del oxígeno disuelto ocasionando la muerte de la flora y la fauna acuática además que dejan de ser aptas para la mayor parte de los seres vivos. El resultado final es un ecosistema casi destruido (Andréu, 2000).

3.5 Nutrientes que eutrofizan las aguas

Los nutrientes que más influyen en este proceso son los fosfatos y los nitratos. En algunos ecosistemas el factor limitante es el fosfato, como sucede en la mayoría de los lagos de agua dulce, pero en muchos casos el factor limitante es el nitrógeno para la mayoría de las especies de plantas. El movimiento del nitrógeno entre la atmósfera, la biosfera y la geosfera en sus diferentes formas está descrito en el ciclo del nitrógeno (Figura. 1).

En los últimos 20 o 30 años las concentraciones de nitrógeno y fósforo en muchos mares y lagos casi se han duplicado. La mayor parte les llega por los ríos. En el caso del nitrógeno, una elevada proporción (alrededor del 30%) llega a través de la contaminación atmosférica. El nitrógeno es más móvil que el fósforo y puede ser lavado a través del suelo o se libera a la atmósfera por evaporación del amoníaco o por desnitrificación.

3.6 Microbiología del ciclo del nitrógeno

Como ya se mencionó los microorganismos son muy importantes en el ciclo del nitrógeno. Las bacterias en particular, determinan las conversiones químicas entre los diversos estados de oxidación del nitrógeno incluyendo al amonio, gas nitrógeno, nitrito y nitrato. Estas transformaciones de nitrógeno ocurren generalmente más rápido que los procesos geológicos, tales como los movimientos de placas que es un proceso puramente físico que hace parte del ciclo carbónico. En el caso de los procesos de mediación microbianas, la velocidad se ve afectada por factores ambientales como la temperatura, la humedad y la disponibilidad de recursos que influyen la actividad microbiana. Las reacciones químicas de los compuestos nitrogenados son semejantes en el medio acuático y en el terrestre, con excepción de la asociación simbiótica de *Rhizobium*, la cual no ocurre en el agua (Campbell, 1987).

3.7 Bacterias

Las bacterias son protistas unicelulares, consumen alimentos solubles y por lo general se encuentran donde haya alimentos y humedad. Su modo habitual de reproducción es por escisión binaria aunque algunas especies se reproducen sexualmente o por germinación si bien existen miles de diferentes especies de bacterias.

Su forma general encaja dentro de estas 3 categorías y aunque los tamaños de las bacterias varían mucho, los más representativos son:

- Esféricas: de 0.5 a 1.0 μm de diámetro
- Cilíndricas: de 0.5 a 1.0 μm de anchura por 1.5 a 3.0 μm de longitud (bastoncillos)
- Helicoidales: de 0.5 a 54 μm de anchura por 6 a 15 μm de longitud (espirales).

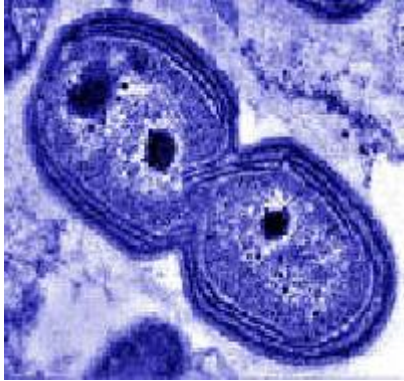
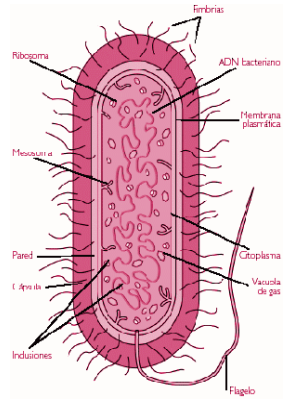
Diversos ensayos realizados con diferentes bacterias indican que están compuestas por un 80% de agua y el 20% restante de materia seca de la cual el 90% es orgánica y el 10% inorgánica (Gray, 1992). La temperatura y el pH juegan un papel vital en la vida y muerte de las bacterias así como, en otras plantas y animales microscópicos. Se ha comprobado que la velocidad de reacción para los microorganismos aumenta con la temperatura doblándose cada 10°C de aumento hasta alcanzar la temperatura límite. Según el grado de temperatura en que se desarrollan mejor las bacterias se clasifican en: críofilas, psicrófilas, mesófilas, termófilas (Metcalf, 1981). Las bacterias acuáticas han despertado un interés preferente en relación con los ciclos de varios elementos.

El nitrógeno se presenta bajo varias especies químicas que corresponden a distintos estados de oxidación, los organismos nitrificantes intervienen o se relacionan en distintos niveles del proceso de nitrificación.

3.7.1 Bacterias nitrificantes (BN).

Históricamente las bacterias nitrificantes fueron los primeros organismos que se demostró que crecían quimiolitotroficamente, son bacterias capaces de crecer autotróficamente a expensas de compuestos inorgánicos de nitrógeno reducidos, Winogradsky demostró que eran capaces de producir materia orgánica y masa celular cuando se les suministraba CO_2 como única fuente de carbono (Brock, 1978).

Las BN o bien realizan la oxidación de amonio a nitrito (NH_4^+ a NO_2^-) como el *G. Nitrosomonas*; o bien la oxidación de nitrito a nitrato (NO_2^- a NO_3^-) como el *G. Nitrobacter*, sus características principales se encuentran en el siguiente cuadro I.

Cuadro I. Características de las bacterias Nitrificantes		
Genero	<i>Nitrosomonas sp</i> *	<i>Nitrobacter sp</i>
		
Quimiolitotrofos	X	X
Familia	Nitrobacteraceae	Nitrobacteraceae
Especie	Europea	Winogradsky
MORFOLOGÍA Y FISIOLÓGIA		
Forma	bastone cortos o esféricas	bastones o forma de pera
Membrana	Gelatinosa	gelatinosa
Citomembrana	SI	SI
Tinción	NO SE TIÑEN FACILENTE (Gram negativas)	NO SE TIÑEN FACILENTE (Gram negativas)
Motilidad	flagelo polar	Inmovil
Tamaño	0.9 μ a 1μ por 1.1μ a 1.8μ	0.6 μ a 0.8μ por 1μ a 1.2μ

4. ANTECEDENTES HISTORICOS DEL LAGO DE XOCHIMILCO

A pesar de la desecación de la antigua cuenca hidrológica del valle de México (unidad hidrológica cerrada de aproximadamente 7000 km²), se conservan en el sur de la ciudad vestigios lacustres prehispánicos integrados por aproximadamente 25 hectáreas de chinampas y 140 kilómetros de canales. Esta zona no sólo constituye una importante reserva ecológica, sino un sistema integral de producción agrícola que ha dado sustento a una organización social basada en la defensa de la tierra.

La elevada productividad de la chinampa, porción de tierra fértil construida por la agregación de vegetación acuática y por capas extraídas del fondo del lago en el que se construye, fijada por sauces (*Ahuejotes salix bonplandiana*) y varas para compactarla y arraigarla al fondo del lago y evitar su desmoronamiento y se encuentra rodeada por canales de agua que se intercomunican entre sí (Fernández, 1986). El desarrollo de este sistema tuvo lugar en el Lago de Xochimilco que formaba parte del sistema lacustre de 2000 km², formado por los lagos Zumpango y Xaltocan al norte, Texcoco al centro y Chalco y Xochimilco al sur, que en tiempo de lluvias formaban uno solo llamado el Lago de la Luna (Coe, 1964; Fernández, 1986).

Desde entonces, el lugar es llamado Xochimilco (de las voces náhuatl "Xochítl", flor, "Milli", campo cultivado, y "co", lugar) "En el lugar de la cementera florida" y a sus habitantes Xochimilcas (Fernández, 1986; Pérez-Fons, 1993; DDF, 1996). El desarrollo de las chinampas permitió la agricultura intensiva sustentada por la gran cantidad de materia orgánica, permitiendo la producción de maíz, chile, fríjol, calabaza, flores y otros cultivos. Además de esto, obtenían de la zona especies acuáticas nativas que permitían satisfacer sus necesidades; estas actividades se desarrollaron hasta mediados del siglo XVI cuando los lagos de Texcoco y Xochimilco proveían más de un millón de pescados al año (Fernández, 1986; DDF, 1996).

En 1909 Xochimilco aportaba el 70% de la producción agrícola del Distrito Federal, porcentaje que decreció en 1989 al 15% gracias al desvío de las aguas de los manantiales que alimentaban los canales (DDF, 1996). Actualmente es la región productora de hortalizas y flores más importante de la Ciudad de México. A pesar de la crisis que caracteriza a la agricultura de la región, las chinampas y los ejidos circundantes siguen cosechando miles de toneladas de alimentos.

Al finalizar el siglo XX, continuamos desalojando todavía el agua de la cuenca de México. El resultado de este largo proceso histórico son las condiciones de la actual región lacustre de Xochimilco, última expresión de nuestra historia prehispánica.

Desde la época de Moctezuma I aquí existieron los manantiales más ricos de la cuenca los cuales abastecieron de agua a la ciudad e incluso en la época porfirista mediante el acueducto construido a partir de 1906, pero debido al crecimiento de la Ciudad de México, se han desarrollado obras hidráulicas para el abastecimiento de agua potable a la población y evitar las inundaciones en la Ciudad, pero al paso de los años, el crecimiento de la mancha urbana, así como la sobreexplotación de los mantos acuíferos y la desecación de los manantiales que abastecían al lago de Xochimilco afectaron los sistemas acuáticos de la zona disminuyendo el volumen del líquido, con el consecuente deterioro ecológico de los mismos. Este desvío de agua de los manantiales de Xochimilco hacia el centro de la Ciudad de México comenzó a principios de este siglo, lo que provocó que para 1950, el sistema quedara casi seco, afectando las actividades productivas de las comunidades aledañas así como la fauna existente (Fernández, 1986).

Además hoy en día Texcoco y Xochimilco son considerados como los últimos bastiones del sistema lacustre del Valle de México, por lo cual en la actualidad existe un gran interés en estos lagos y muy particularmente en Xochimilco, pues este es considerado como un símbolo de la ciudad, fue decretado patrimonio cultural de la humanidad por la FAO UNESCO en 1987.

Xochimilco es, además, un lugar de historia, tradición y agua, y como tal, es una región que está sujeta a las condiciones por las que atraviesan las cuencas hidrológicas del país; como la insuficiencia, la sobreexplotación y la transferencia de agua de una región a otra (Pérez-Fons, 1993).

Para contrarrestar tales efectos las autoridades del Departamento del Distrito Federal deciden el tratamiento de las aguas negras de la Ciudad de México y su recanalización a la zona de Xochimilco, para tal propósito instalan en 1958 la primera planta tratadora de agua llamada "Cerro de la Estrella" con capacidad de 400L/seg., la cual fue ampliada para 1967 a 1250L/seg, desafortunadamente el agua proveniente de esta planta carecían de un sistema terciario de tratamiento de aguas, causando graves disturbios ecológicos (Balanzario, 1976).

La contaminación desmedida en los mantos disminuyó considerablemente la fauna lacustre, poniendo en riesgo la biodiversidad del ecosistema (Pérez-Fons, 1993). Al crear conciencia de la importancia real del Lago de Xochimilco y del Valle de México en general se implementó un proyecto de recuperación de la Cuenca del Valle de México, que tiene como propósito construir reservas naturales alrededor de la capital formando un Cinturón ecológico Verde; las acciones llevadas a cabo en Xochimilco constituyen medio círculo de este cinturón y el resto lo conforman las reservas naturales de las delegaciones Álvaro Obregón, Cuajimalpa, Milpa Alta, Tlalpan y Tláhuac (Pérez-Fons, 1993; DDF, 1996).

Para la conservación de la zona de Xochimilco, en 1989 se aprobó el Plan de Rescate ecológico de Xochimilco, donde el gobierno de la Ciudad de México a través de su Delegación Xochimilco implemento un plan que contemplaba cuatro aspectos:

- Rescate Agrícola
- Rescate Arqueológico y del Patrimonio Cultural
- Aspectos Sociales, Turismo y Deportes
- Rescate Hidráulico y Saneamiento Integral

Para concretar este último se restableció paulatinamente el equilibrio ecológico del lago, ampliando las instalaciones de la planta de tratamiento "Cerro de la Estrella" y construyendo una planta tratadora más que lleva por nombre el lugar donde se instaló "San Luis Tlaxiátemalco", ambos complejos descargan a los canales agua tratada en nivel terciario (incolora, inodora, casi potable).

Al mismo tiempo se construyeron 200 Km de drenaje en toda el área urbana para evitar que estos llegaran a los canales, también se crearon dos lagunas de regulación para descargar las aguas del "Río San Buenaventura", que en épocas de lluvias causaba serias inundaciones. Así mismo, se planearon dos distritos de riego y se reforesto la zona con 400,000 ahuejotes *salix bon pladiana*; en el aspecto agrícola se expropiaron 800 hectáreas para conservación, una cuarta parte de ellas se destinó para el cultivo de especies ornamentales (Ortiz, 2005).

Se destinaron 165 hectáreas a la recreación demostrativa, zonas deportivas, mercados, estacionamientos, grandes áreas verdes, un lago recreativo de 54 hectáreas, embarcaderos, así como jardines botánicos y zoológicos con flora y fauna endémica de Xochimilco. El impacto benéfico de este plan, no solo llego a los pobladores, barrios y pueblos de Xochimilco, sino a pobladores de

otras delegaciones e incluso a los millones de habitantes de la Ciudad de México y la República Mexicana (DDF, 1997).

Hasta la fecha, se han realizado una gran cantidad de trabajos en el área de Xochimilco, principalmente en la evaluación de parámetros físicos y químicos en suelo y agua.

4.1 Ubicación

Xochimilco es una población catalogada como ciudad, comprendida entre los $99^{\circ} 09' 41''$ y $99^{\circ}00'21''$ de longitud oeste partiendo del meridiano de Greenwich, así como entre los $19^{\circ}17'35''$ y $19^{\circ}08'57''$ de latitud norte. A una altura como término medio de 2500 msnm, aproximadamente; en la parte baja (zona chinampera) se tienen 2240 msnm (Figura.4) (Ortiz, 2005).

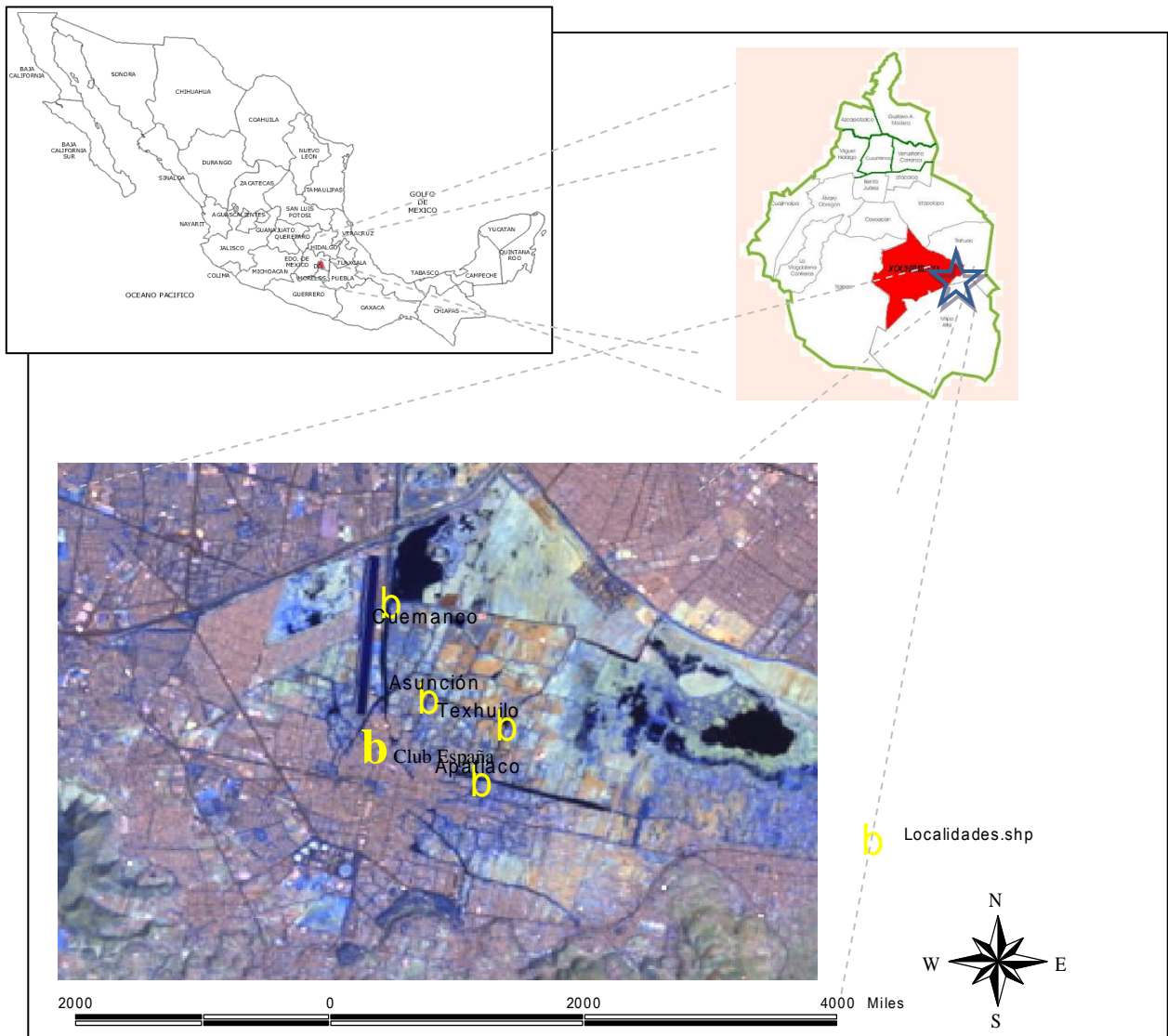


Figura.4 Mapa general de la zona de estudio (<http://www.maps-of-mexico.com>)

4.2 Extensión territorial

En cuanto a la extensión, Xochimilco cuenta con 134.6 km², es decir representa el 7.95% de la superficie del Distrito Federal.

4.3 Geomorfología

La Delegación de Xochimilco, se sitúa al Sur de la Cuenca del Valle de México, forma parte de la vertiente norte de la Sierra Volcánica Transversal Ajustó-Cuahtzin. Por la parte sur se localiza una cordillera de origen volcánico con una latitud de 3200 msnm. Esta cordillera forma doble hilera de volcanes paralelos, que van de este a oeste. La cordillera más alta se compone de: andesita, de hornblenda, perteneciente al Mioceno. La otra cordillera paralela a la anterior, está constituida por corrientes basálticas, apoyadas sobre las vertientes andesíticas anteriores de la misma Sierra del Ajusco; los basaltos son vítreos, ricos en olivino. A lo largo de esta cordillera se encuentran volcanes apagados como el de Xicalco, Tzempole, Cuauhtzin, Teoca, Teuhtli y Atexcayo.

El sistema orográfico de Xochimilco se divide en tres zonas (Ortiz, 2005; I.N.E.G.I., 2001):

- Zona localizada entre Tlalpan y Xochimilco.
- Zona media Boreal de la Sierra del Ajusco.
- La llanura del centro o lacustre, depósito de materias aluviales que llenan el área, inclinada de sur a norte a 2250 msnm.

4.4 Hidrología

La importancia hidrológica de la delegación Xochimilco es notable debido a la gran cantidad de canales que limitan sus famosas chinampas, sirviendo además de vías de comunicación entre ellas, encontrándose 10 canales y 7 lagunas importantes. Esta cuenca es una base endorreica, ubicada al pie de la Sierra de Chichinautzin (Alcocer y Escobar, 1992; INEGI, 2001).

El lago de Xochimilco, de forma irregular, ligeramente alargado de oriente a poniente tiene una superficie aproximadamente de 24 km² y su profundidad máxima es de 10 m, aunque generalmente no sobrepasa un metro (INEGI, 2001). De largo casi 4km (3800 m) de norte a sur, cuenta con un área total de aproximadamente 3000 hectáreas. El nivel de las aguas del lago, sube por las fuertes precipitaciones fluviales del temporal en época de lluvias; sin embargo cuando esto no ocurre los canales se secan visiblemente, en detrimento de la población agrícola de la región.

4.5 Clima

Es predominante el clima templado subhúmedo, valores propios del área rural. En tanto que en la parte urbana el clima es seco (Aguilera, 1987). Presenta una precipitación media anual de 1100 mm para la sierra y 700 mm para la planicie lacustre, presenta máximas en julio y mínimas en febrero, y una temperatura promedio de 15° C el mes más caluroso es el mes de mayo con 20° C y enero el más frío (García, 1973; INEGI, 2001). La temporada de lluvias es en verano y parte de otoño, casi toda la precipitación es de tipo orográfico y convectivo (Alfaro y Orozco, 1980).

4.6 Vegetación

En la zona existen tres grupos de plantas ligadas al agua: Sumergidas (*Cabombasp* y *Potamogeton*sp), flotantes (*Eichhorniacras sipes* (Mart. y Zucc) Solms, *Lemnaminor* L. y *Spirodela polyrhiza* L.); y emergentes (*Hydrocotyleranun culoides* L., *Typha latifolia* L., *Juncos* spp. y *Cyperus* spp). En general la vegetación acuática es la siguiente: aclazole, amalacate, apapatla, berro, zacatule, lama, carricillo, zacate gordo y lirio acuático (Acevedo, 1972).

La vegetación exclusiva que predomina en las riberas del lago y en sus chinampas son: el ahuejote *Salix bonp landiana* Kunth es un árbol tradicionalmente empleado para fortalecer los bordes de las chinampas; otras especies utilizadas con el mismo fin son el ahuehuete (*Taxodiumm ucronatum* Ten.), el fresno. *Fraxinusuhdei* (Wensig Lingelsh) y el eucalipto (*Eucalyptus* spp), también encontramos árboles de tipo mixto como: alcanfores, álamos plateados, casuarinas, y sauces llorones (Domínguez, 1987; Salas, 1998; Ramos B. y Cajuste et al., 2001).

4.7 Suelo

Por ser una llanura lacustre localizada en una depresión o zona de acumulación, todos los suelos son profundos, y bien desarrollados y maduros, que se encuentran sujetos a dos problemas importantes: inundación ensalitramiento. Son suelos de origen lacustre y palustre principalmente, cuyo material parental es una mezcla de diversos materiales que se han depositado en diferentes periodos (Aguirre, 1993; Ensastigue., 1995).

Se tienen además suelos ricos en materia orgánica y nitrógeno, con una parte mínima de ácidos orgánicos que disuelven el calcio, sodio, potasio y magnesio.

En las partes altas denominan el migajón arenoso y arcilloso (desarrollo de magueyes). En la parte de la llanura, la humedad de los suelos constituye materia que ayuda a la agricultura (cultivo de maíz, frijol, haba, calabaza, chilacayote, pepino, chayote, etc.). En las partes bajas los suelos dan abrigo a toda clase de flores y frutos (duraznos, chabacanos, peras, manzanas, ciruelas de almendra, capulines, etc.) (Cisneros, 2005).

En las partes de la laguna hay suelos abundantes en materia orgánica, por los restos de la vegetación acuática rica en nitrógeno; un ejemplo se tiene en los ejidos de las dos ciénegas. Las llanuras se formaron con los sedimentos arrastrados por la erosión hacia las partes lacustre desde el periodo Terciario y Cuaternario.

Posteriormente por el fenómeno de intemperización fueron arrastrados materiales calizos, arcillas, arena volcánica, detritus de andesita y de piedra pómez, basaltos y dioritas. En las llanuras se encuentran las chinampas rodeadas de numerosos canales. La zona montañosa tiene material permeable constituido por rocas fragmentadas que permiten la filtración de las aguas de las lluvias, llegando hasta los canales, de esta manera la zona lacustre es alimentada por el escurrimiento del relieve montañoso.

En general, los suelos de toda la región son abundantes en potasio, magnesio, fósforo y calcio. El suelo en la parte baja o chinampería tiene diferentes configuraciones y sus colores van del negro al café claro-limos. El limo sacado del canal o lago es rico en materia orgánica y es fuente de producción agrícola (Ortiz, 2005).

4.5 Fauna

La fauna en esta zona, es muy variada debido a que existen diferentes y numerosos microhábitats. Se encuentran representadas 37 familias de invertebrados en 70 géneros, 31 familias de vertebrados con 95 géneros. En la columna de agua se encuentra una gran variedad de organismos, entre los que tenemos al ajolote (*Ambystoma mexicanum*), la carpa dorada (*Carassius auratus*), la carpa común (*Cyprinus carpio*), la carpa herbívora (*Ctenopharingo donidella*), la rana (*Rana montezumae*), que son organismos señalados como depredadores de todo tipo de fauna acuática (Ávila, 2000).

5. PROBLEMÁTICA

El lago de Xochimilco es un ejemplo más del deterioro ecológico que sufre la ciudad de México, el cual se fue originando principalmente por la expansión de la mancha urbana, la cual trajo como consecuencia la necesidad de alimentar al lago con agua residual tratada proveniente de la Planta de Tratamiento Cerro de la Estrella; sin embargo; este tipo de agua ha causado cambios en el ecosistema debido a que se considera que el tratamiento que recibe el agua no es eficaz para eliminar ciertos elementos químicos y biológicos además durante su paso por los canales, el agua recibe contaminación adicional por uso de fertilizantes, descargas residuales domésticas (se vierten alrededor de 400 drenajes domésticos), desechos de ganado de traspatio y de actividades turísticas lo que causan grandes problemas de Eutrofización (Aguilera, 1987; Chapa, 1987).

A principios de la década de los 60's, en muchos lagos del mundo se alteró rápidamente su estado trófico debido a la adición de nutrimentos originados de actividades humanas (aguas residuales domésticas, industriales y agrícolas). En este lago esta forma acelerada de eutrofización es causada esencialmente por elementos interrelacionados y encadenados a los amplios cambios demográficos como son: el incremento rápido de la población, lo que provoca un aumento en las descargas de desechos urbanos; intensificación de la agricultura y un consiguiente aumento en la utilización de fertilizantes químicos siendo los principales nutrimentos participantes en este proceso los fosfatos y los Nitratos (Rodríguez, 1998; Vollenweider, 1981).

En el ciclo del nitrógeno la presencia de Amonio, Nitritos y Nitratos se da naturalmente sin embargo el aumento en las concentraciones de es este nutrimento principalmente de nitratos es causada por el una elevada concentración de contaminantes que llegan al sistema, lo cual da como resultado, que estos compuestos intervengan potencialmente en la aceleración del proceso de

eutrofización. Proceso que de manera natural tarda cientos de años en suceder, mientras que la eutrofización artificial acontece en tan solo algunas décadas a consecuencia de la influencia que ejercen las actividades humanas sobre los cuerpos de agua (Olvera, 1987; Pacheco, 2002).

La preocupación a nivel mundial por la calidad de las aguas es progresiva debido a la contaminación y eutrofización creciente de las aguas naturales y embalses que incrementa su producción en materia orgánica deteriorando su calidad. Además la demanda de agua para uso doméstico crece paulatinamente teniendo que destinar nuevas reservas para este uso, lo cual provoca una extensión del problema (Olvera, 1990).

6. JUSTIFICACION

El Nitrógeno es uno de los nutrimentos más importantes y menos comprendidos de la bioquímica del agua, así como también lo son los microorganismos que intervienen en su transformación dentro del ciclo de nitrógeno sobre el que descansa gran parte de la vida del sistema, ya que todas sus reacciones metabólicas producidas en él dependen por entero de su correcto funcionamiento.

Pocos han sido los estudios que se han realizado en el Lago de Xochimilco con respecto a este nutrimento, su funcionamiento, importancia y la participación de algunos microorganismos como son las bacterias *Nitrosomona europea* y *Nitrobacter winogradsky* en la calidad del agua de este sistema. Se sabe que la contaminación que está causando la eutrofización del lago proviene principalmente de las actividades agrícolas, aguas residuales “tratadas” de las plantas de tratamiento, pero sobre todo de las descargas domésticas directas.

Por todo lo anterior es necesario realizar estudios que permitan establecer y conocer la relación que existe entre las manifestaciones del nitrógeno y las bacterias nitrificantes para poder establecer estrategias que permitan mejorar la efectividad del proceso de nitrificación del agua del Lago de Xochimilco, y de esta forma poder contribuir al mejoramiento de la calidad del agua del sistema.

7. HIPÓTESIS

Si se considera que el proceso de nitrificación produce NO_3^- , entonces las elevadas concentraciones de este compuesto estarán directamente relacionadas con la presencia de las bacterias nitrificantes

8. OBJETIVOS

8.1 Objetivo general

Evaluar el Nitrógeno en sus manifestaciones en forma de amonio (NH_4^+), nitritos (NO_2^-) y nitratos (NO_3^-) y establecer la relación con las bacterias nitrificantes (*Nitrosomonas* y *Nitrobacter*) en el lago de Xochimilco.

8.2 Objetivos particulares

- Evaluar la concentración de amonio (NH_4^+), nitritos (NO_2^-) y nitratos (NO_3^-) del lago de Xochimilco.
- Evaluar de parámetros físicos y químicos del agua (pH, temperatura, profundidad, conductividad, transparencia, OD, CO_2 , DQO, DBO_5).
- Aislar, identificar y cuantificar la presencia de bacterias nitrificantes (*Nitrosomonas* y *Nitrobacter*) en el lago de Xochimilco.
- Establecer la relación entre el amonio (NH_4^+), nitritos (NO_2^-) y nitratos (NO_3^-) las bacterias nitrificantes.
- Establecer la relación entre el amonio (NH_4^+), nitritos (NO_2^-) y nitratos (NO_3^-) y los parámetros físicos y químicos.

9. MATERIAL Y MÉTODO

9.1 Trabajo de campo

Las muestras para realizar este trabajo, se tomaron en cinco diferentes puntos del Lago de Xochimilco: Canal Nacional de Cuemanco, Club España, Canal de Texhuilo, Canal de Apatlaco y Canal de Asunción (Ver imágenes I a la V), los cuales fueron elegidos tomando en cuenta la importancia de sus descargas de aguas residuales y aguas residuales tratadas así como de sus características específicas ya sean urbanas o agrícolas. Canal de Cuemanco corresponde a la zona industrial, Club España recibe aguas residuales tratadas y domesticas así como vertidos urbanos. Texhuilo y Apatlaco corresponden a la zona agrícola y el Canal de Asunción a la zona urbana, los muestreos se efectuaron durante nueve meses consecutivos de Junio a Febrero, a excepción de los meses Noviembre y Diciembre que no se muestreo.

Puesto que algunos componentes del agua cambian se realizaron las siguientes mediciones “in situ”; transparencia, profundidad, temperatura, pH, OD y conductividad eléctrica. Las técnicas utilizadas se describen en el Cuadro. II.



Imagen. I Canal Nacional de Cuemanco.



Imagen. II Canal Club España



Imagen. III Texhuilo



Imagen. IV Canal de Apatlaco



Imagen. V Canal de Asunción

Se tomaron dos muestras por cada punto de monitoreo una a nivel de fondo y la otra a nivel de superficie. La toma de muestras para el análisis químico en laboratorio a nivel superficial se realizó manualmente, para nivel de fondo se utilizó una botella Van Dorn con capacidad de 3 L vertiendo su contenido en botellas de plástico de 500 mL (Lind, 1979) y frascos de vidrio previamente

esterilizados en autoclave (calor húmedo) a 120° C durante 15 min con capacidad de 100ml para las muestras de análisis bacteriológico.

Cuadro. II Técnicas empleadas para el análisis *in situ* (^aAPHA , 1996; ^bRodier, 1990).

PARÁMETRO	TÉCNICA
Temperatura	Termómetro ^b
Transparencia	Disco de Secchi ^b
Profundidad	Cuerda del disco de Secchi ^a
pH	Potenciómetro digital ^a
Conductividad	Conductímetro digital CONDUCTRONIC CL8 ^a
Oxígeno disuelto	Oxímetro digital YSI 52CE ^b

9.2 Trabajo de laboratorio

9.2.1 Evaluación de los parámetros físico-químicos

Se realizó la evaluación de los siguientes parámetros: DQO, DBO, CO₂, NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻. Las técnicas utilizadas se describen en la Cuadro III (APHA, 1996; Annual Book of Standards, 1994).

Cuadro. III Técnicas empleadas en laboratorio (APHA, 1996; Annual Book of Standards, 1994).

PARÁMETRO	TÉCNICA
DBO	Técnica de la DBO ₅
DQO	Reflujo cerrado
CO₂	Método Tritrimétrico
Nitrógeno amoniacal	Método del Fenato
Nitritos	Método de ácido sulfanílico
Nitratos	Reactivo de Zambelli.

9.2.2 Análisis bacteriológico

Con el fin de establecer la presencia de las bacterias asociadas a la transferencia del nitrógeno como son *Nitrosomonas* (Ns) y *Nitrobacter* (Nb) en el lago, se aislaron a partir de la muestra de agua utilizando medios de cultivo líquidos específicos (Cuadro. IV; Anexo.1). Los cuales se incubaron a una temperatura de 25-28°C por un periodo de aproximado de 24 días (Imagen. X) (Sánchez, 2004).

Después del periodo de incubación la presencia de las bacterias se verificó empleando el reactivo de Griess-Ilosvay (la cual se compone de tres soluciones A/B/C (Anexos.2) dando una coloración rojiza (Imagen.IX) que indica presencia de Ns e incoloro la presencia de Nb.

9.2.2.1 Cuantificación de bacterias

La determinación del NMP de bacterias Ns y Nb en la muestra se hizo a partir de la técnica de los tubos múltiples, inoculadas en un medio de cultivo adecuado (Anexo.3). La combinación de los resultados positivos y negativos se usó en la determinación del NMP.

En la técnica de tubos múltiples se realizaron dos pruebas sucesivas: 1.- Prueba presuntiva, 2.- Prueba confirmativa (Alexander y Clark, 1965, Laanbroek, 1991; Verhagen, 1992). La técnica de número más probable (NMP) además de permitir medir la densidad probable de la población NMP/100mL, puede admitir gran cantidad de variaciones y estas son varias técnicas selectivas y de los medios diferenciales que facilitan las investigaciones de los organismos presentes en el agua.

9.2.2.1.1 Prueba presuntiva

Se empleó medio líquido de Asparagina (Anexo.3), sembrando 3 porciones de 10 mL, 3 de 1 mL y 3 de 0.1 mL (99 mL de agua estéril y 1 mL de muestra), incubándose a 30°C de 24-48 hs (Anexos.3 y 4). Las diluciones para 0.1 mL. Las porciones de 10ml se siembran en tubos de 220x20mm que contienen 10ml de medio líquido de asparagina de doble concentración. Las porciones de 1 y 0.1ml se sembraron en tubos de 160 x 11mm que contienen 10ml de medio líquido de asparagina simple concentración. Una vez sembrados los tubos con medio líquido de asparagina estéril, se incubaron en estufa a 30°C por 24-48hs. Pasado el tiempo de incubación se examinaron los tubos bajo una luz ultravioleta de larga longitud de onda (luz negra) en una habitación a oscuras. La producción de un pigmento verdoso fluorescente indica positividad del análisis (Imagen. XII).

9.2.2.1.2 Prueba confirmatoria

De la muestra positiva se inocularon 0.1ml del cultivo en medio líquido acetamida (Anexo.3), la reacción positiva que dio la confirmación, se dio por la aparición de un pH elevado, detectable por el color púrpura que aparece a las 24-36hs de incubar a 35-37°C (Imagen.XIII). El cálculo del NMP se realizó con la tabla que se usa para coliformes totales y fecales (Anexos.5 y 6).

Cuadro. IV Análisis Bacteriológico (Martínez, 2006).

Bacteria	Aislamiento	Identificación	Cuantificación
<i>Nitrosomonas europea</i> (Ns)	a) Medio específico para <i>Nitrosomonas</i> .	1.Tinción Gram a)Observación por microscopia de campo oscuro.	Técnica de NMP c/medio de asparargina
<i>Nitrobacter winogradskyi</i> (Nb)	a) Medio específico para <i>Nitrobacter</i> .	2. Reactivo de Griess-Ilosvaye	



Imagen.VI Tubos preparados para verter el medio específico para Ns y Nb.



Imagen. VII Muestras de agua para la siembra de bacterias nitrificantes



Imagen. VIII Tubos con medio específico para *Nitrosomonas* (Ns) listos para incubar



Imagen. IX Tubos con medio específico para *Nitrobacter* (Nb) listos para incubar



Imagen. X Incubación de las muestras (Ns) (Nb)

9.3 Trabajo de Gabinete

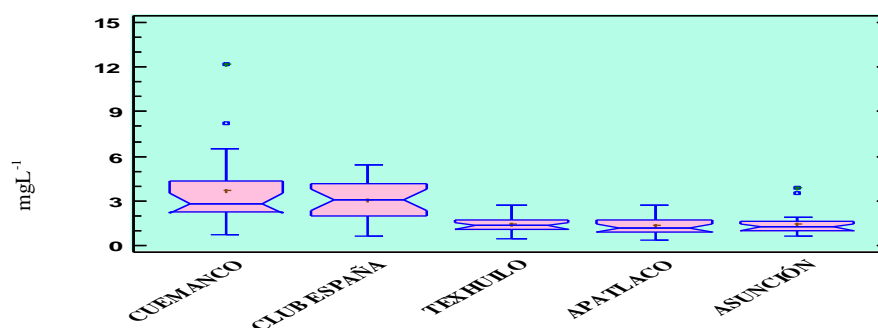
Para llevar a cabo el análisis de los datos de los parámetros físicos y químicos y del nitrógeno en sus manifestaciones y así poder establecer la relación entre estos y la bacterias nitrificantes, el manejo de los resultados se llevó a cabo a través de análisis estadístico univariado de ANDEVA, utilizando el paquete estadístico STATGRAPHICS CENTURION VI (Cervantes et al., 2005).

10. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

10.1 NUTRIMENTOS

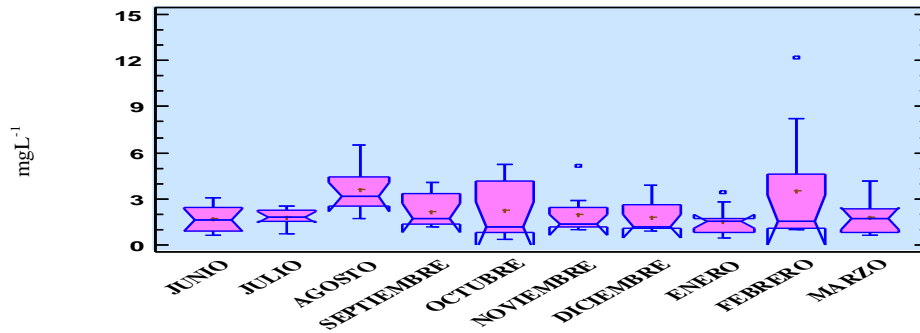
10.1.1 Amonio (NH_4^+)

Apatlaco, Texhuilo y Asunción tienen una gran cantidad de vertidos de desechos agrícola-ganaderos y vertidos urbanos, sin embargo presentaron concentraciones similares de NH_4^+ con valores promedio que van de los 1.394 mgL^{-1} a los 1.500 mgL^{-1} respectivamente, Apatlaco presentó la concentración más baja. Cuemanco presentó una concentración elevada de NH_4^+ con valor de 3.757 mgL^{-1} , esta variabilidad influenciada por la estacionalidad anual, puesto que en verano y otoño la disponibilidad de nitrógeno son bajas (Campell, 1987) comportamiento que se muestra en la Gráfica. 1 y 4.



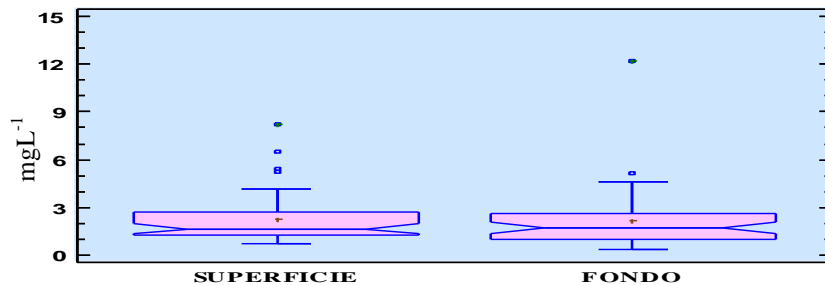
Gráfica.1 Comportamiento del NH_4^+ en cada sitio de monitoreo.

El análisis de varianza ANDEVA ($F=11.72$; $P \leq 0.05$) revela que existe una diferencia estadísticamente significativa en la concentración de NH_4^+ entre sitios de muestreo (Gráfica. 1). Para el caso de los meses de estudio ($F=1.93$; $P \geq 0.05$) ($P=0.0574$) no existe diferencia estadísticamente significativa presentando promedios máximos en los meses de Agosto y Febrero con valores de 3.586 mgL^{-1} y 3.535 mgL^{-1} respectivamente y un promedio mínimo de 1.60 mg L^{-1} de NH_4^+ (Gráfica.2).



Gráfica. 2 Variación temporal de NH_4^+ en el sistema.

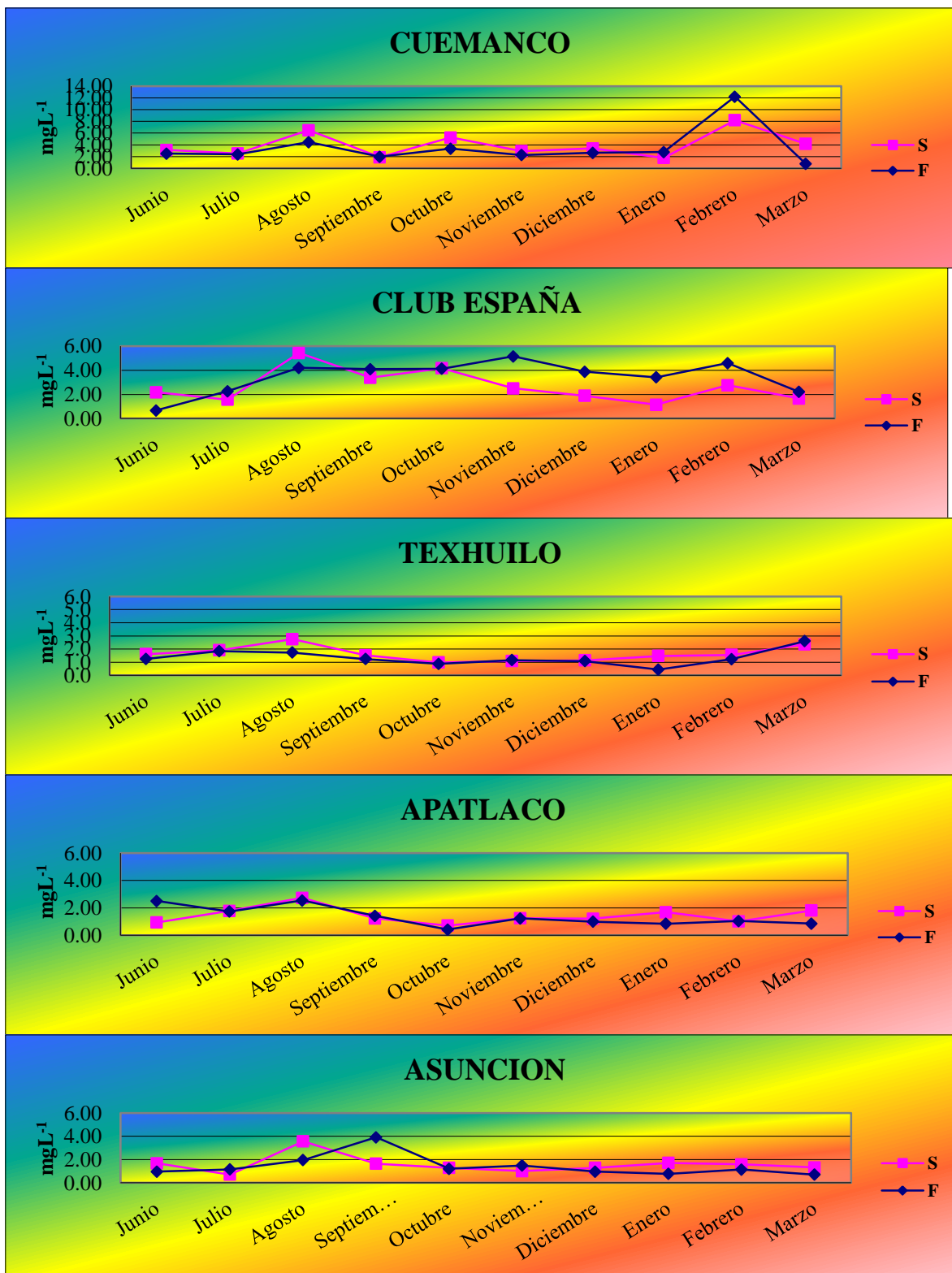
El análisis para superficie y fondo ($F=0.01$; $P \geq 0.05$) reveló que no existe diferencia estadísticamente significativa entre las concentraciones de NH_4^+ presentando valores promedio de 2.259mgL^{-1} y 2.224mgL^{-1} respectivamente (Gráfica. 3).



Gráfica.3 Comportamiento de NH_4^+ en el sistema a dos niveles.

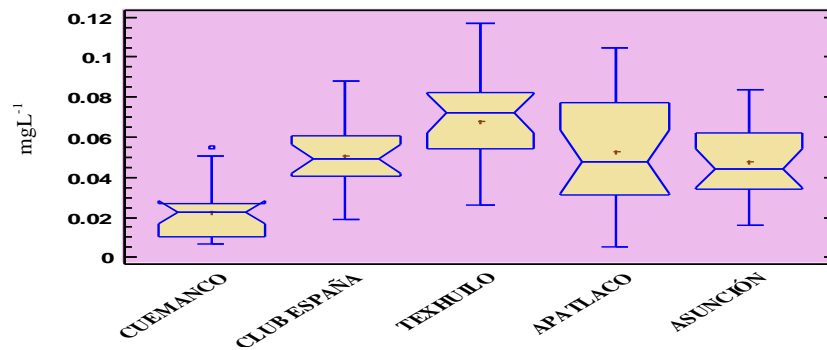
Las concentraciones más elevadas se registraron en nivel de superficie debido a la degradación de la materia orgánica abundante en el sistema; si se considera que la concentración relativa de amonio y nitrito es mayor lejos de donde la descomposición de la materia orgánica es más activa, esto es, cerca del fondo (Margalef, 1983).

Cabe mencionar que en lo general las concentraciones encontradas de NH_4^+ rebasan los límites máximos permitidos por las normas internacionales contenidos en ríos y lagos que van de 0.5 a 1mgL^{-1} de NH_4^+ citado en (Ramírez Carrillo, 2009; Metcalf, 1995).



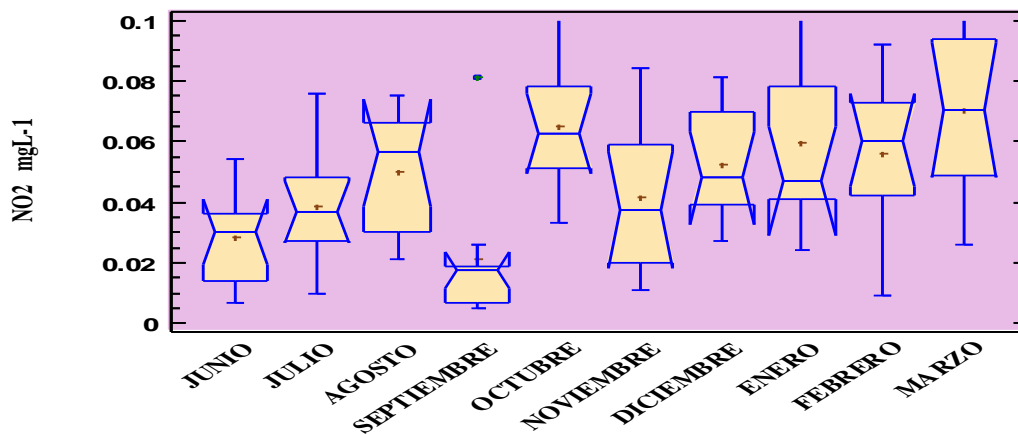
Gráfica. 4 Variación temporal de NH_4^+ en cada sitio de monitoreo a dos niveles superficie (S) y fondo (F).

10.1.2 Nitritos (NO₂⁻)



Gráfica.5 Comportamiento del NO₂⁻ en los diferentes sitios de monitoreo.

El análisis de estadístico realizado revelo un comportamiento estadísticamente significativo (F=10.40; p≤0.05). Club España, Apatlaco y Asunción presentaron concentraciones similares de 0.0506 mgL⁻¹, 0.0528 mgL⁻¹ y 0.0475 mgL⁻¹ respectivamente. Mientras que la estación Texhuilo presento una concentración máxima de 0.0682 mgL⁻¹, Cuemanco presento la mínima concentración de NO₂⁻ con un valor de 0.0223 mgL⁻¹ (Grafica. 5).



Gráfica. 6 Variación temporal de NO₂⁻ en el sistema.

El análisis estadístico realizado para el tiempo de estudio (F=4.41; P≤0.05) revelo una diferencia estadísticamente significativa (Gráfica.6). En el mes de septiembre presentó una concentración mínima de 0.0215 mgL⁻¹ y en el mes de marzo se presentó una concentración máxima con valor de 0.0701 mgL⁻¹ (Grafica. 8).

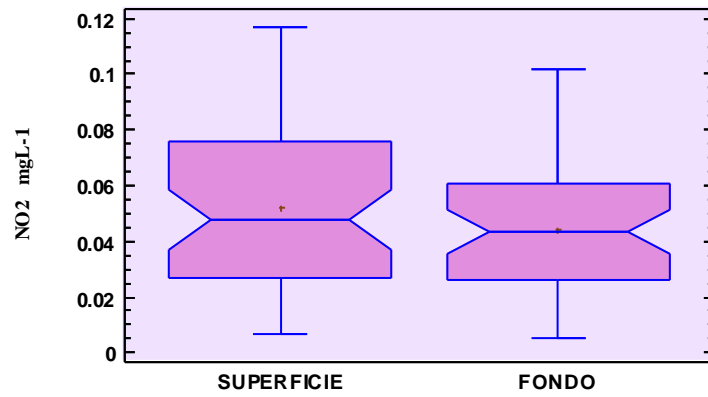


Grafico.7 Comportamiento del NO_2^- en el sistema a dos niveles.

En cuanto al análisis estadístico en superficie y fondo ($F=2.21$; $P \geq 0.05$) no existe diferencia significativa presentando valores promedio de 0.0443 mgL^{-1} y 0.0523 mgL^{-1} respectivamente (Grafica.7).

Debido a que los nitritos pueden actuar como agentes oxidantes y reductores transformándose rápidamente para dar nitratos, las concentraciones de NO_2^- en el agua fueron bajas influenciadas fuertemente por el comportamiento del OD, ya que en condiciones de baja oxigenación podría estar en mayor concentración (Brock, 1978).

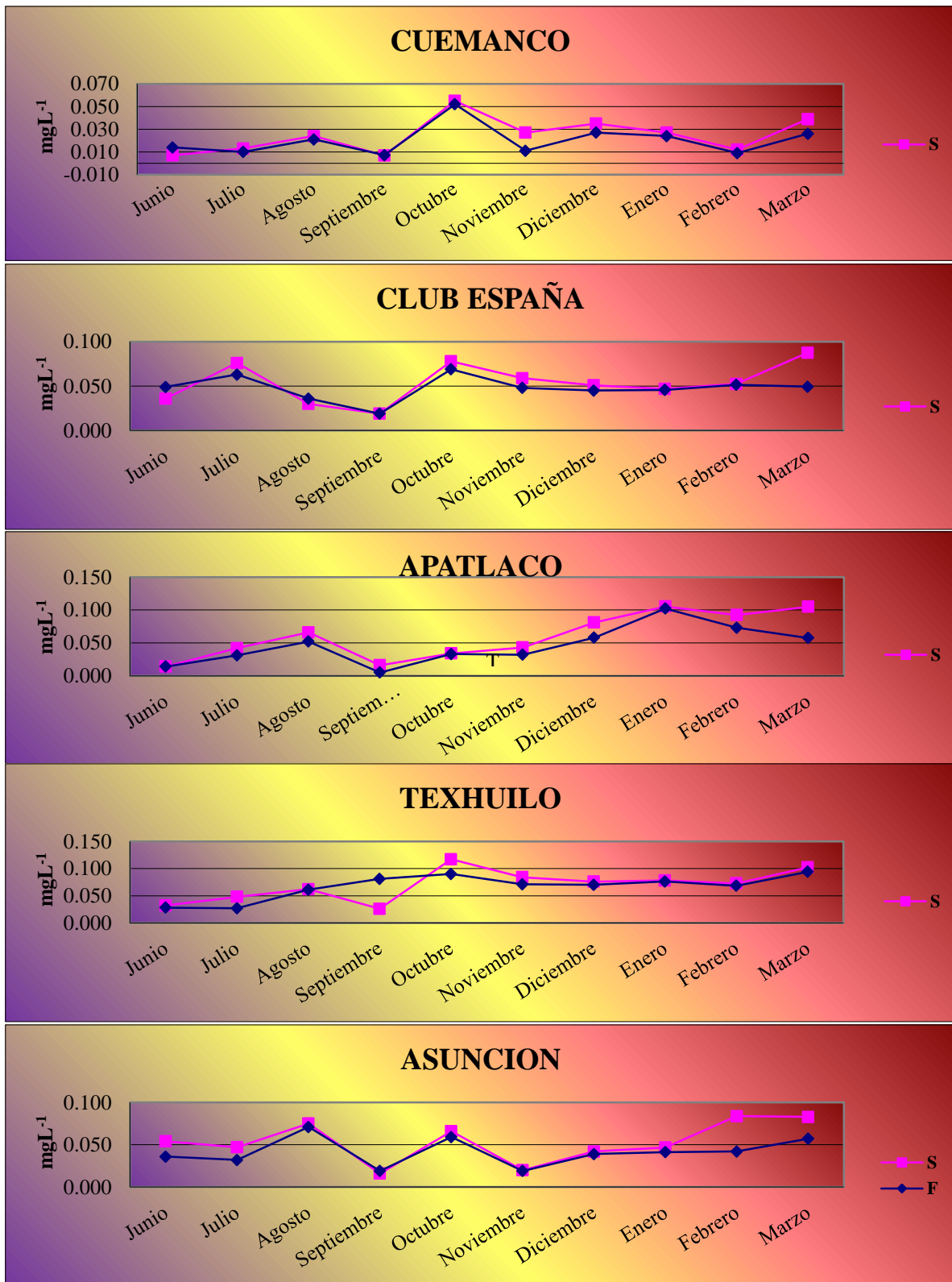
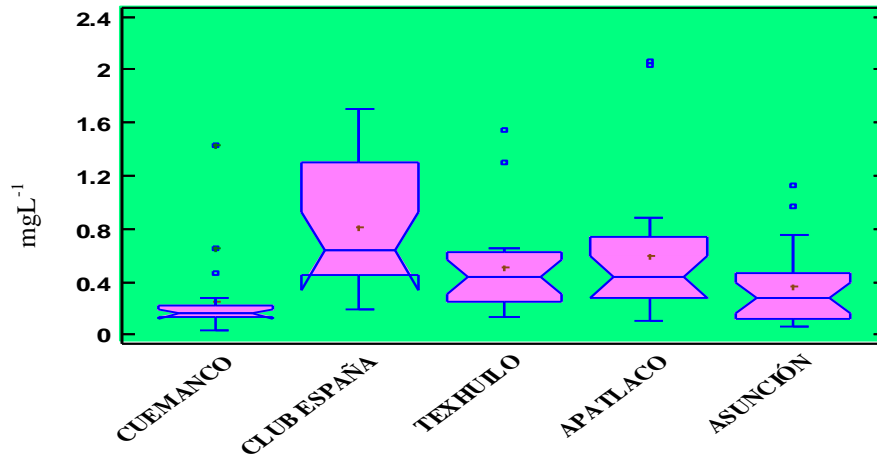


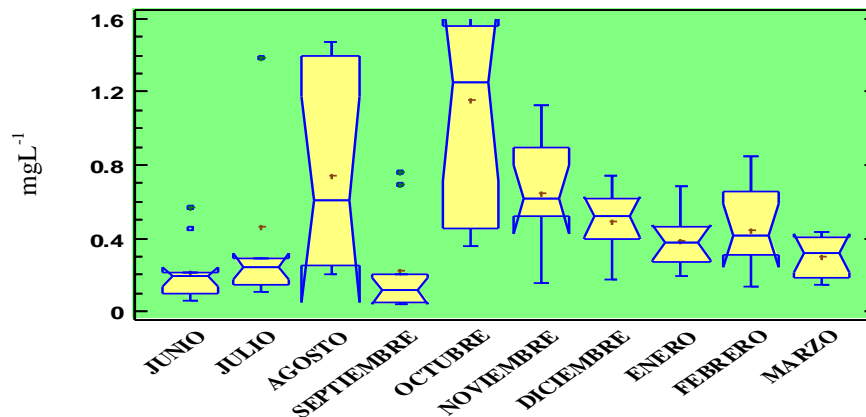
Gráfico.8 Variación temporal de NO_2^- en cada sitio de monitoreo a dos niveles superficie y fondo.

10.1.3 Nitratos (NO₃⁻)



Gráfica.9 Comportamiento de NO₃⁻ en cada sitio de monitoreo

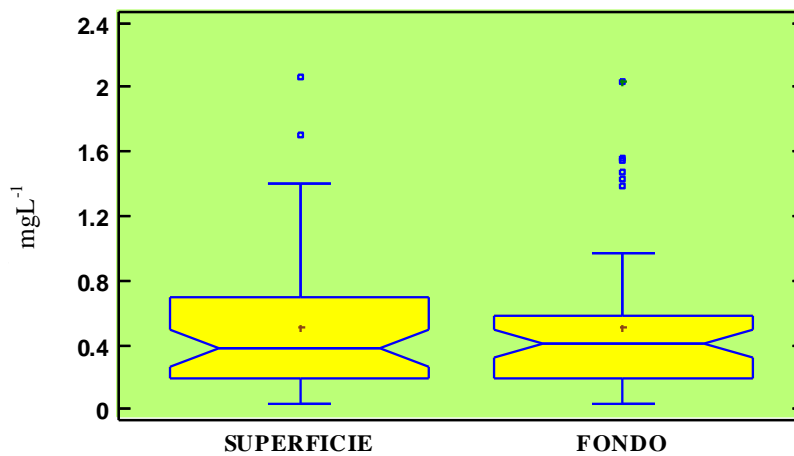
Los nitratos presentaron un comportamiento heterogéneo con respecto al sitio y al mes de estudio, los datos del análisis estadístico ANOVA, reveló que existen diferencias estadísticamente significativas entre los sitios ($F=5.44$; $P \leq 0.05$), donde la concentración promedio máxima de NO₃⁻ se dio en Club España y la mínima en Cuemanco con valores de 0.8082 mgL⁻¹ y 0.2566 mgL⁻¹ respectivamente (Gráfica. 9). Club España presenta aportación de materia orgánica que recibe de las aguas residuales tratadas, domésticas y desechos urbanos que se vierten en este sitio (Räike, 2002; Becher, *et al.*, 2000), lo que podría influir directamente en las concentraciones de NO₃⁻ en este sitio de monitoreo.



Gráfica. 10 Variación temporal de NO₃⁻ en el sistema.

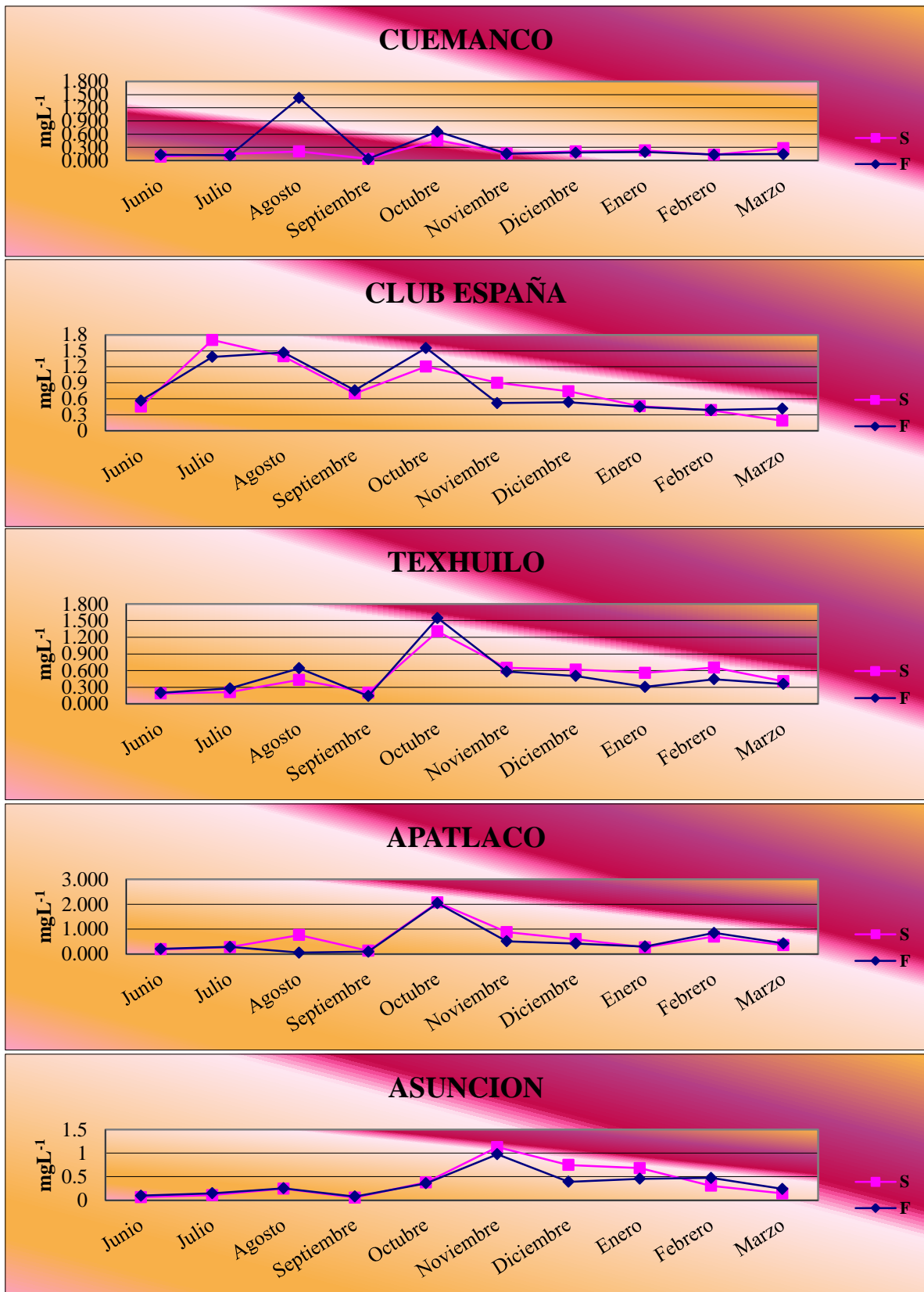
Existe una diferencia significativa según el análisis estadístico realizado a NO_3^- para los meses de monitoreo ($F=5.88$; $P \leq 0.05$), en el mes de Octubre (otoño) se presentó una concentración máxima de 1.157 mgL^{-1} y Junio (verano) presenta el promedio mínimo de 0.2191 mgL^{-1} de NO_3^- (Grafica.10).

En cuanto a las concentraciones presentadas en superficie y fondo el análisis estadístico realizado ($F \leq 0.05$; $P \geq 0.05$ ($P=0.9939$)) indica que no existe diferencia significativa presentando concentraciones de 0.5083 mgL^{-1} y 0.5090 mgL^{-1} de NO_3^- respectivamente (Grafica. 11).



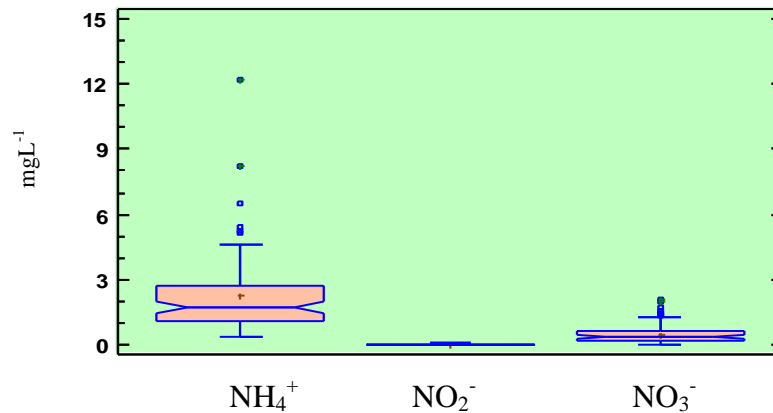
Gráfica.11 Comportamiento de NO_3^- en el sistema a nivel superficie y fondo.

De manera general y aunque algunos sitios de monitoreo rebasaron concentraciones de 1 mgL^{-1} (Metcalf, 1995) de NO_3^- valor frecuente en aguas superficiales (Grafica.12), el sistema presento de manera general un promedio de 0.5086 mgL^{-1} de NO_3^- .



Gráfica.12 Variación temporal de NO_3^- en cada sitio de monitoreo

a dos niveles superficie y fondo.



Gráfica.13 Comparación de los nutrimentos del sistema.

Las elevadas concentraciones del NH_4^+ se deben a las elevadas unidades de pH en el sistema, ya que a unidades de pH por arriba de 7.9 el NH_3 se convierte a NH_4^+ , lo que puede ser perjudicial para la vida de los organismos en el sistema si llega a rebasar los 50 mgL^{-1} .

El amonio es muy perjudicial para la vida piscícola, aunque no para usos agrícolas del agua. Los nitritos y nitratos son menos tóxicos que el amonio, constituyen el segundo y tercer estado de oxidación, a los que se llega por la acción de las bacterias aerobias *nitrosomas* y *nitrobacter* dentro del proceso de nitrificación (Goldman, 1983).

Sin embargo los nutrimentos que más influyen en el proceso de eutrofización son los nitratos y los fosfatos. Estos, son sustancias solubles en agua, que las plantas necesitan para su desarrollo; pero si se encuentran en concentraciones excesivas, inducen el crecimiento desmesurado de algas y otros organismos provocando la eutrofización de los sistemas acuáticos. (Wetzel, 2001).

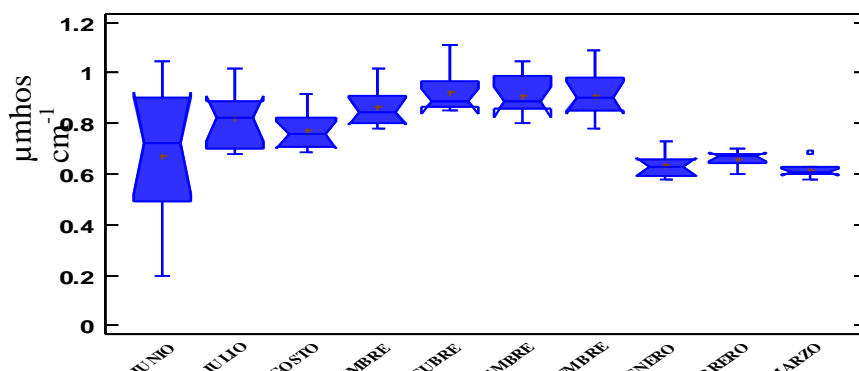
10.2 PRÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

10.2.1 Conductividad

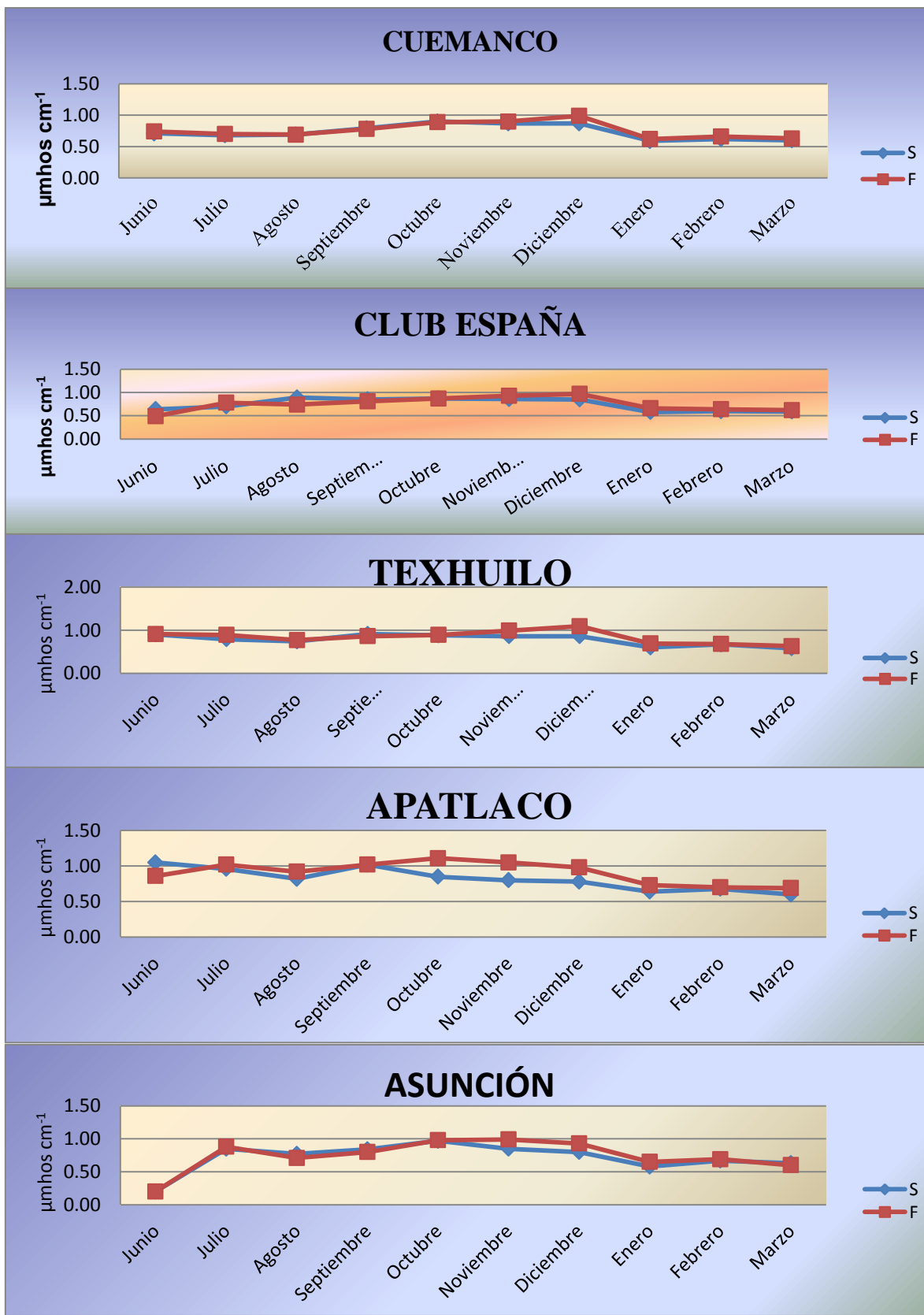
La conductividad del agua es una expresión numérica de su habilidad para transportar una corriente eléctrica, depende de la concentración de sustancias disueltas ionizadas en el agua y la temperatura a la cual se haga la determinación. Este factor está íntimamente relacionado con la suma de los cationes o aniones determinados químicamente y constituye un parámetro básico de evaluación de la aptitud de agua para riego.

Éste parámetro depende en gran parte de la cantidad de sólidos disueltos, de forma que cuanto mayor sea el contenido de sólidos mayor será la conductividad eléctrica (Ramos-Bello *et al.*, 2001).

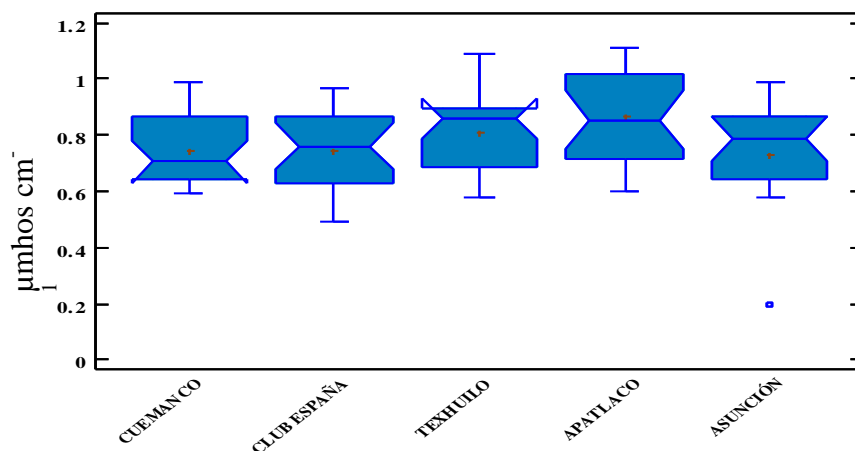
A lo largo del estudio el sistema tuvo un comportamiento heterogéneo presentando una conductividad promedio mínima de $0.62 \mu\text{mhos cm}^{-1}$ en el mes de Marzo y una máxima de $0.92 \mu\text{mhos cm}^{-1}$ en el mes de Octubre (Grafica.14 y 15). Apatlaco presento la mayor conductividad tanto en superficie como en fondo registrando valores de $1.11 \mu\text{mhos cm}^{-1}$ y $0.69 \mu\text{mhos cm}^{-1}$ respectivamente y Asunción las mínimas de $0.72 \mu\text{mhos cm}^{-1}$ y $0.74 \mu\text{mhos cm}^{-1}$ para superficie y fondo respectivamente (Grafica.16). Estos promedios ligeramente elevados nos indica que en ambos canales se presenta una elevada carga iónica ya que una mayor concentración de iones incrementa la conductividad del agua, siendo este un componente mayoritario en zonas que se caracterizan por la adición de algún tipo de contaminante (Gray, 1997), características de estas zonas, ya que Apatlaco es urbano-agrícola y Asunción es totalmente urbana.



Gráfica. 14 Variación temporal de la conductividad en el sistema.



Gráfica.15 Variación temporal de la Conductividad en cada sitio de monitoreo a dos niveles.

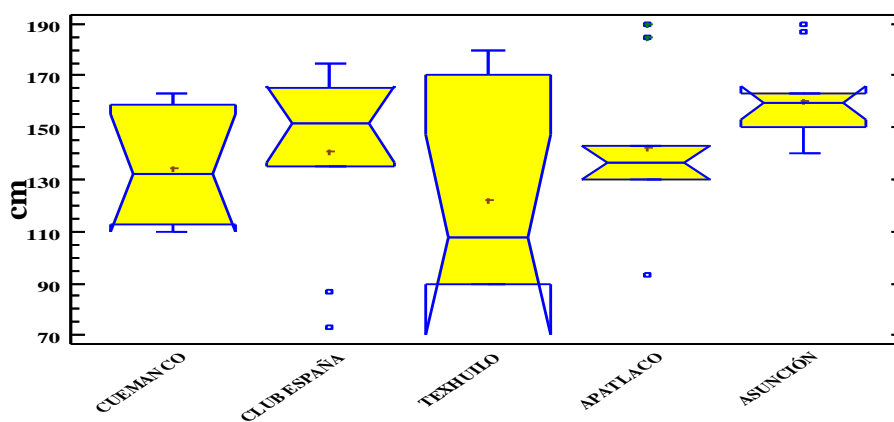


Gráfica.16 Comportamiento de la conductividad en cada sitio de monitoreo

El análisis estadístico mostró que existen diferencias significativas de los valores de conductividad, entre los sitios de monitoreo (ANDEVA) ($F = 2.53$; $P < 0.05$ $P=0.0452$). (Grafica.16).

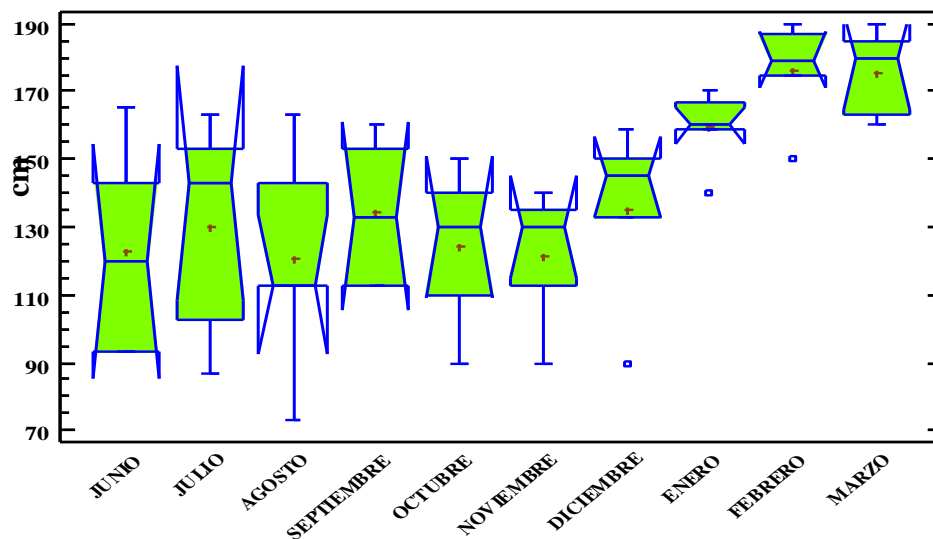
En general en nuestro país la conductividad en los cuerpos de agua dulce oscila entre 20 y 10000 $\mu\text{mhos cm}^{-1}$ (Arredondo-Figueroa y Ponce-Palafox, 1986). Los resultados obtenidos muestran que la conductividad eléctrica del lago es muy baja, afectando así las concentraciones de iones en el agua.

10.2.2 Profundidad y Transparencia



Gráfica.17 Comportamiento de la profundidad en cada sitio de monitoreo

El análisis de varianza ($F=2.28$; $P \geq 0.05$) refleja una diferencia estadísticamente significativa con respecto a los valores en la profundidad por cada sitio de monitoreo (Grafica.17). Canal de Asunción presento la profundidad promedio máxima de 161cm, esto puede deberse a que se caracteriza por el aporte de aguas residuales provenientes de los asentamientos humanos irregulares (Arcos y col., 1995), Texhuilo registro la profundidad mínima promedio de 122 cm (rafica.17). Los promedios de profundidad varían de un sitio a otro y según la época del año indicando heterogeneidad en la profundidad del sistema a lo largo del periodo de muestreo, se registró la profundidad mínima de 73 cm en el mes de Agosto con una evidente tendencia al incremento en los meses sucesivos comportamiento relacionado con la época de lluvias ambos parámetros incrementan sus valores y en invierno ambas disminuyen (Fernández, 1995), y sin olvidar que las partículas en suspensión y la materia orgánica así como algas verdi-azules propician que la luz no penetre al nivel de la profundidad, es en el mes de Febrero que el sistema presenta una profundidad promedio máxima de 176 cm (Grafica.18), lo que se relaciona con la transparencia en este mismo mes la cual tiene una tendencia a la disminución con respecto a los meses anteriores.

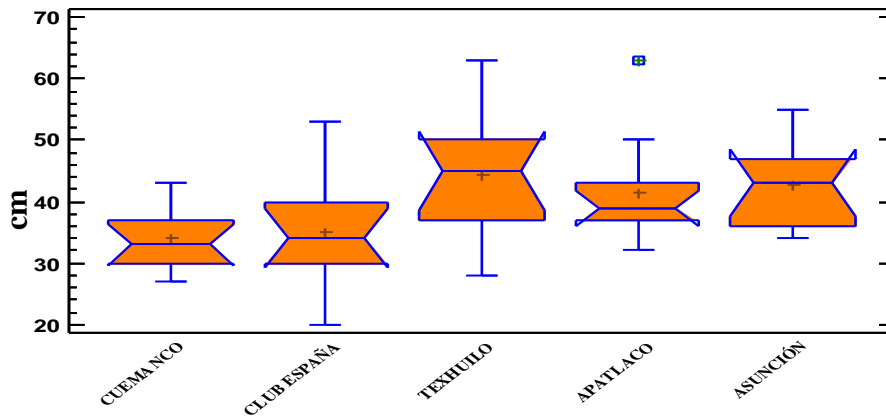


Gráfica. 18 Variación temporal de la profundidad en el sistema.

Apatlaco y Asunción registraron máximas profundidades similares de 190 cm en los meses de Febrero y Marzo respectivamente (Grafica.21).

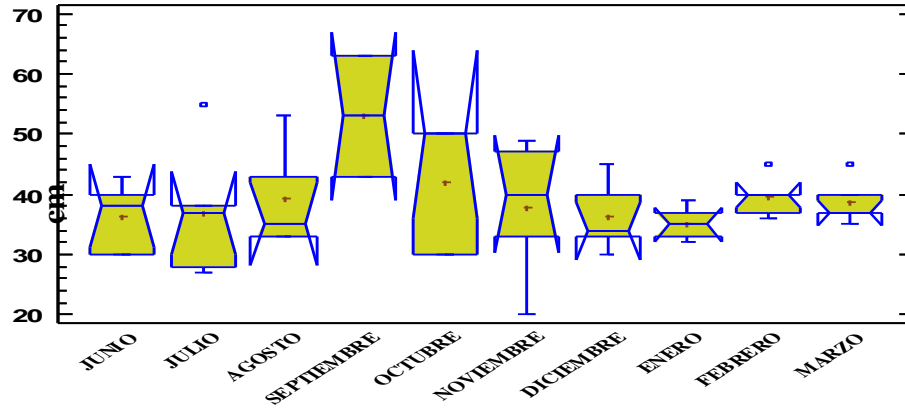
Los valores de transparencia son empleados como un indicador del estado trófico en los sistemas acuáticos. Carlson (1977) menciona que a transparencias inferiores a 62 cm les corresponde un

índice de estado trófico de 100. Esto corresponde a un sistema hipereutrófico (Moore, 1988; Harper, 1992). Por otra parte, Wetzel (2001) asevera que transparencias de 70 cm corresponden a un estado eutrófico; y valores inferiores a 80 cm corresponden a un estado hipereutrófico.



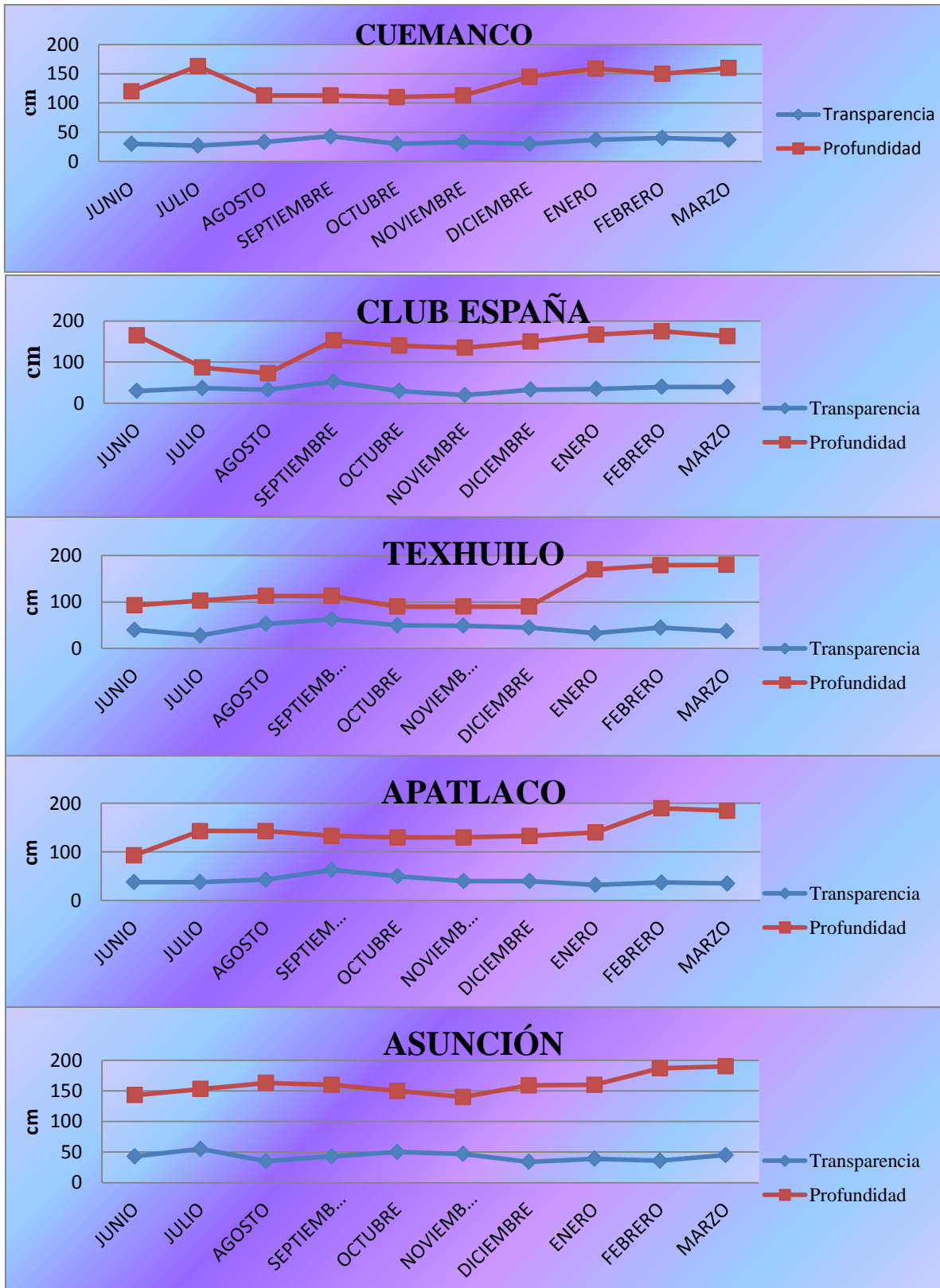
Gráfica.19 Comportamiento de la transparencia en cada sitio de monitoreo.

Texhuilo es una zonas de actividad agrícola donde se presenta la extracción de los lodos del sedimento, el cual es utilizado en las chinampas como abono lo que pudo haber influido en la transparencia (Aguirre, 1992; Ramos-Bello, 2001). Sin embargo la transparencia promedio máxima se dio en Texhuilo con 44cm y una mínima de 34cm en Cuemanco, (Grafica.19). Las descargas industriales vertidas a los cuerpos de agua interfieren en la cantidad de luz que incide en el agua (Wen, 1991); por lo tanto, se puede pensar que las aguas provenientes de la planta de tratamiento “Cerro de la Estrella” son las responsables de este comportamiento. (Laws, 1993), lo que promueve una mayor productividad primaria, que se observa con un mayor florecimiento de comunidades de algas, esto ocasiona que la transparencia al disco secchi sea menor.



Gráfica. 20 Variación temporal de la Transparencia en el sistema.

Estadísticamente el análisis de varianza ($F=1.97$; $P \geq 0.05$) no existe diferencia estadísticamente significativa de la transparencia a lo largo del periodo de muestreo (Gráfica.20).

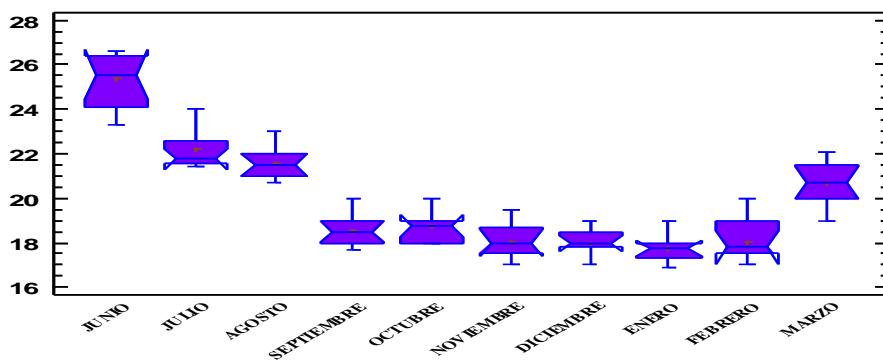


Grafica.21 Variacion temporal de profundidad y transparencia en cada sistio de monitoreo a dos niveles superficie y fondo.

10.2.3 Temperatura

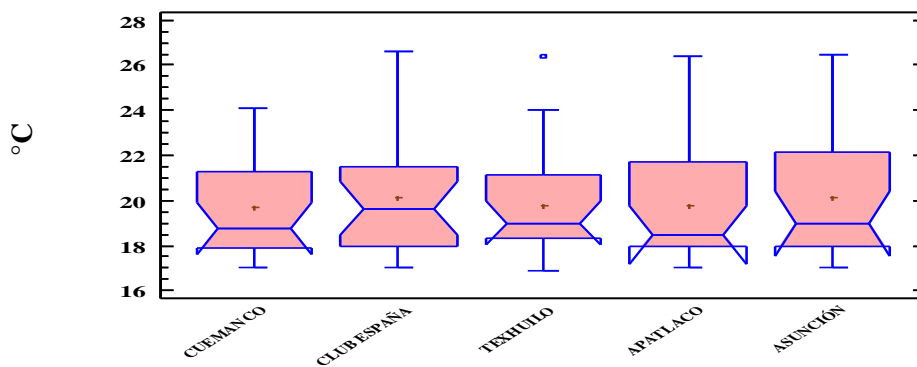
La importancia en la determinación de este parámetro radica en la influencia que ejerce sobre ciertos parámetros físicos, químicos y biológicos del sistema.

El sistema presento temperaturas promedio que oscilaron entre 17.8°C la mínima y 25.4°C la máxima en los meses de Enero y Junio respectivamente. Los meses que van de Septiembre a Febrero presentaron temperaturas promedio similares bajas que oscilaron entre los 17.8°C a los 18.8°C y Julio, Agosto y Marzo presentaron temperaturas promedio entre los 21°C y 22.2°C, de todo el sistema el mes de Junio presentó la temperatura promedio máxima con un valor de 25.4°C. El análisis estadístico ($F=85.49$; $P \leq 0.05$) muestra una diferencia estadísticamente significativa a lo largo del periodo de muestreo (Gráfica.22) con una clara tendencia a la disminución del mes de septiembre al mes de enero.

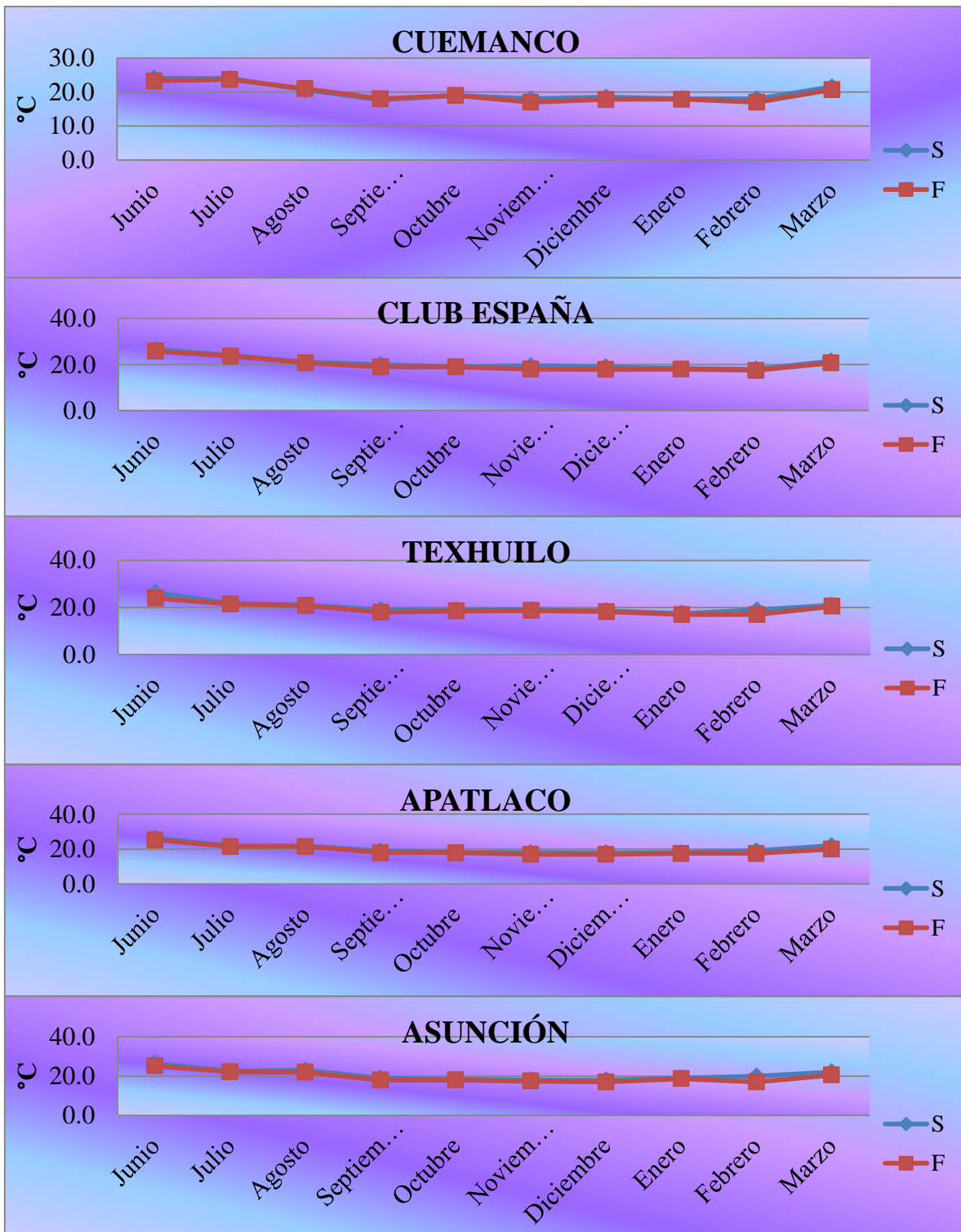


Gráfica.22 Variación temporal de la temperatura en el sistema.

Cuemanco, Apatlaco y Texhuilo presentaron temperaturas promedio que oscilaron entre los 19.72 °C y los 19.77 °C el análisis estadístico ($F=0.15$; $P \geq 0.05$) muestra que no existen diferencias estadísticamente significativas con respecto a los sitios de monitoreo (Gráfica.23 y 24).



Gráfica. 23 Comportamiento de la Temperatura en cada sitio de monitoreo.

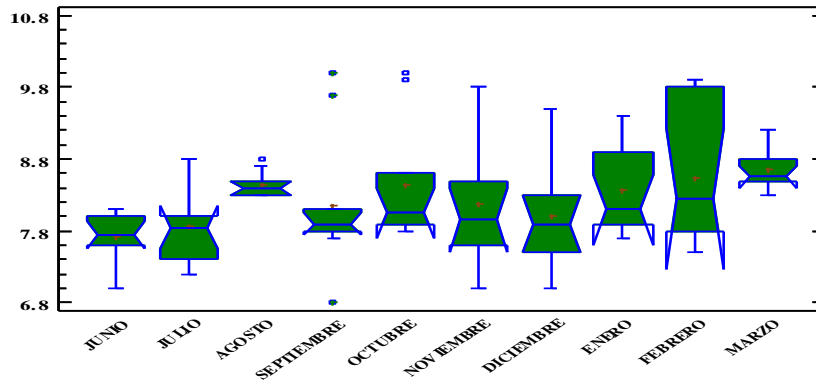


Gráfica.24 Variación temporal de la Temperatura en cada sitio de muestreo a dos niveles Superficie y Fondo.

De acuerdo a la NOM-001-SEMARNAT-1996 el límite de temperatura es de 40°C, y aunque los valores no rebasan los límites, se encuentran en su mayoría elevados.

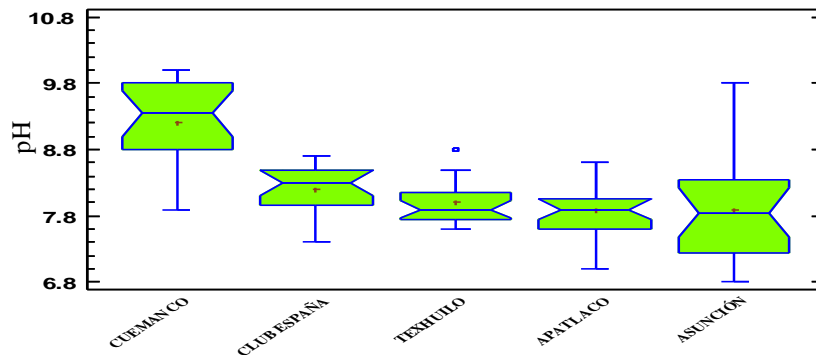
10.2.4 pH

En lo que concierne al pH en el sistema presenta valores altamente alcalinos en superficie como en fondo, presentando valores de 7.72 unidades el pH mínimo y 8.65 unidades el pH máximo, en los meses de Junio y Marzo respectivamente, el análisis estadístico ($F=1.91$; $P \geq 0.05$), no existe diferencias significativas (Grafica.25).



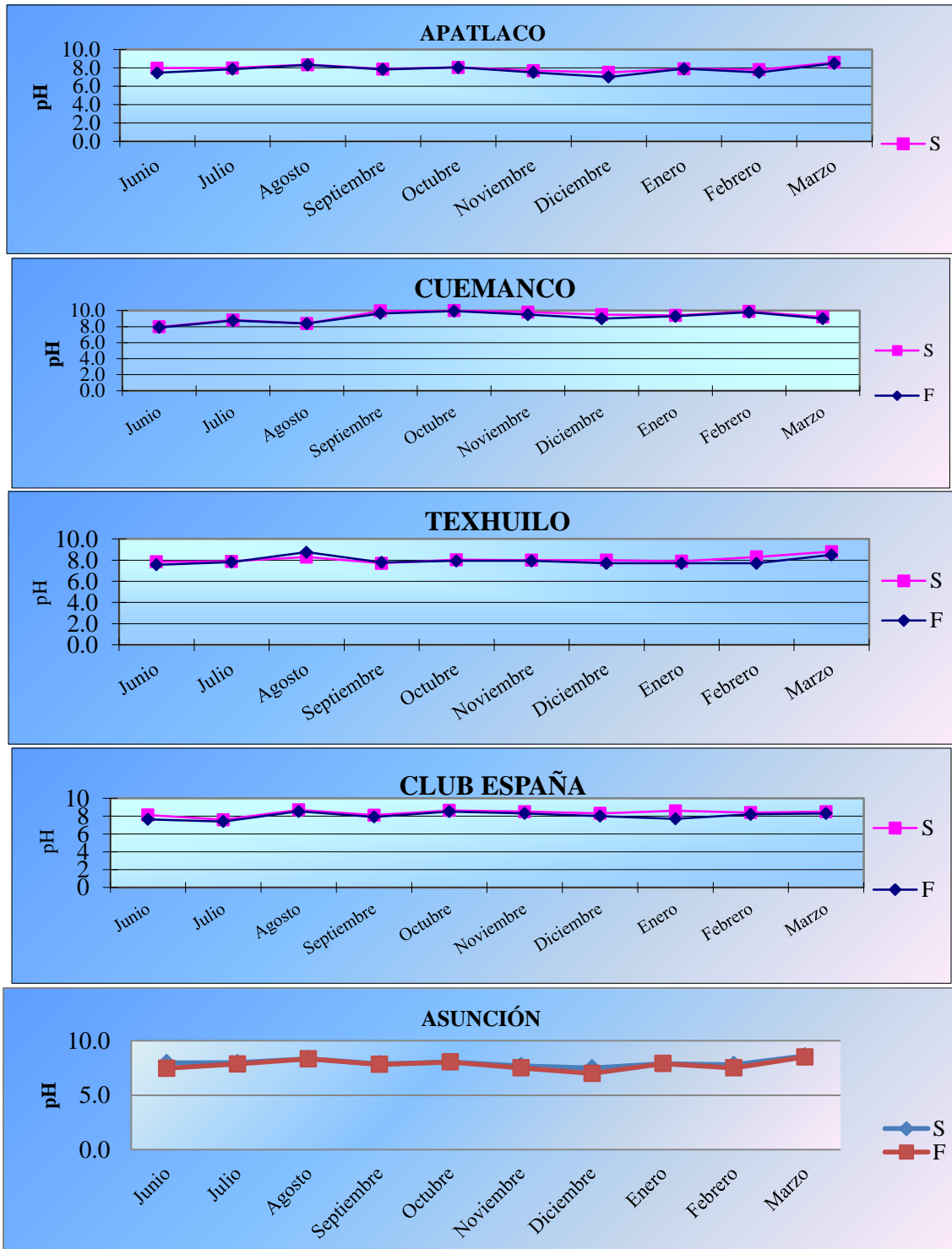
Gráfica. 25 Variación temporal de pH en el sistema.

El análisis estadístico demostró que existen diferencias estadísticamente significativas entre los sitios de muestreo ($F= 22.42$; $P \leq 0.05$), Cuemanco presento el valor de pH más elevado de 9.2 unidades y Apatlaco el mínimo pH de 2.88 unidades (Grafica. 26).



Gráfica.26 Comportamiento del pH en cada sitio de monitoreo.

En general el sistema mantuvo un comportamiento similar siendo Asunción quien presento el pH más bajo durante el periodo de muestreo con un valor 6.8 unidades en el mes de septiembre y Cuemanco el máximo valor de pH con 10 unidades en el mes de octubre lo que lo deja ver como el más alcalino (Grafico.27), este valor pudo deberse a que octubre corresponde a la época de lluvias durante las cuales se presenta un lavado del suelo circundante al cuerpo de agua, provocando el arrastre de compuestos carbonatados, lo que incrementa los valores de pH (Ramos, 2001).

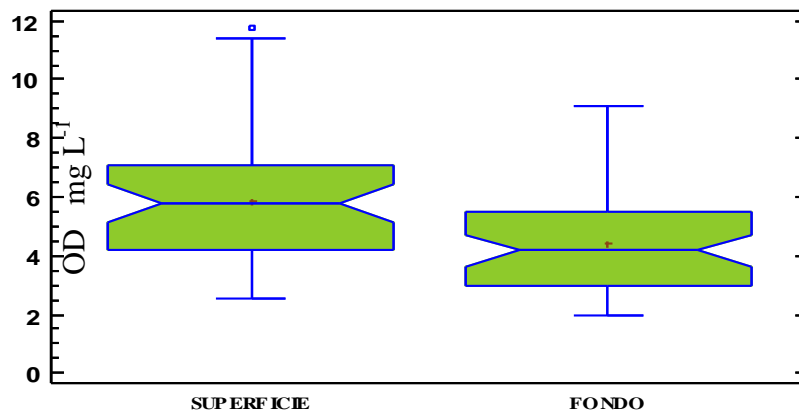


Gráfica.27 Variación temporal de pH en cada sitio de monitoreo a dos niveles superficie y fondo.

Los límites máximos permisibles (LMP) según la NOM-001-ECOL-1996 es de 6.5 unidades de pH, para agua de riego de cultivos para consumir crudos, por lo que es importante mencionar que los valores mencionados del sistema rebasan estos LMP, mismos que afectan el óptimo desarrollo de los cultivos, además alterar el proceso natural de depuración del sistema.

10.2.5 Oxígeno disuelto (OD)

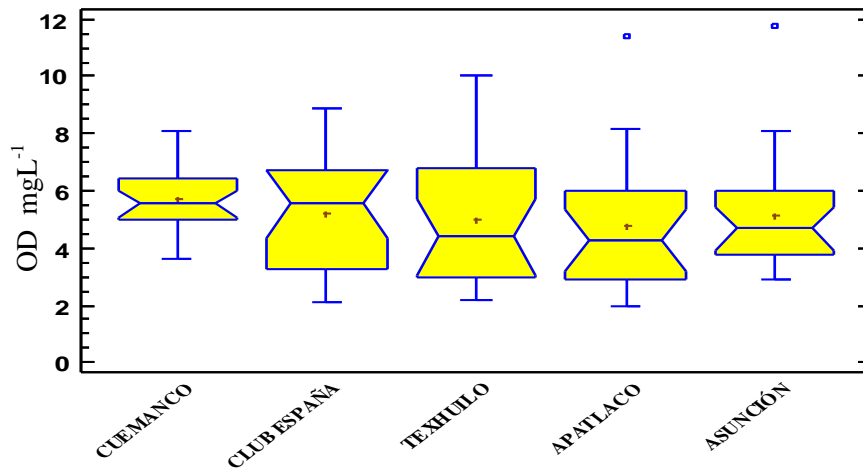
La solubilidad del oxígeno además de depender de la temperatura, presión atmosférica y la salinidad depende del origen del agua, cuando la temperatura se eleva, la concentración de oxígeno disminuye debido a su poca solubilidad. La determinación del OD es fundamental e importante en el control de la calidad de agua, ya que el efecto de una descarga de aguas residuales determinara el balance en la concentración de oxígeno (Rodier, 1990).



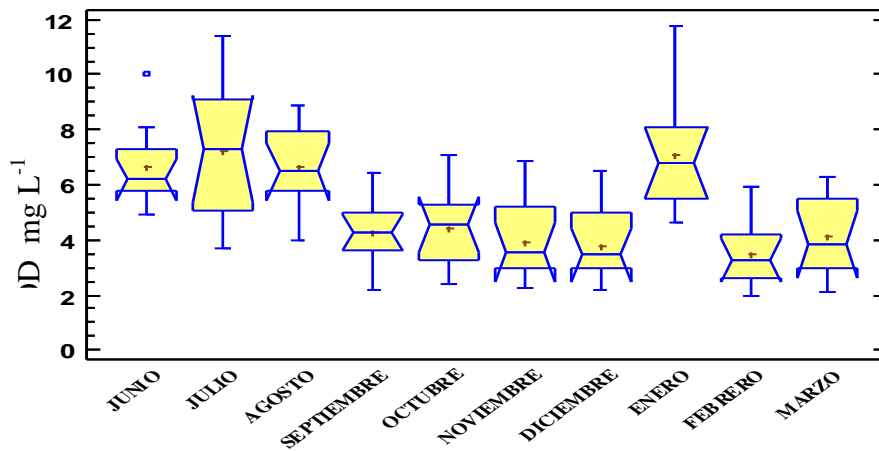
Gráfica.28 Comportamiento del OD en el sistema a dos niveles.

La Grafica.28 nos presenta el comportamiento del oxígeno disuelto en relación a superficie y fondo y nos señala que la mayor concentración de este gas se presenta a nivel superficie con valor promedio de 5.89 mgL^{-1} debido a la transferencia aire-agua y a la elevada actividad fotosintética dada por la presencia de comunidades fitoplanctónicas. Por otro lado, se observa que los valores más bajos de este gas se presentan en fondo con un valor promedio de oxígeno disuelto de 4.44 mgL^{-1} , debido principalmente a que en este nivel se llevan a cabo los procesos metabólicos de materia orgánica y respiración provocando la disminución del OD. El análisis estadístico ($F=12.63$; $P \leq 0.05$), presentó diferencia estadística significativa en relación superficie y fondo.

Cuemanco presenta una concentración promedio elevada con valores de 5.70 mgL^{-1} mientras que Apatlaco concentración promedio baja de 4.78 mgL^{-1} , el análisis estadístico por sitio de muestreo ($F=0.500$; $P \geq 0.05$), no existe diferencia estadísticamente significativa (Grafica. 29).

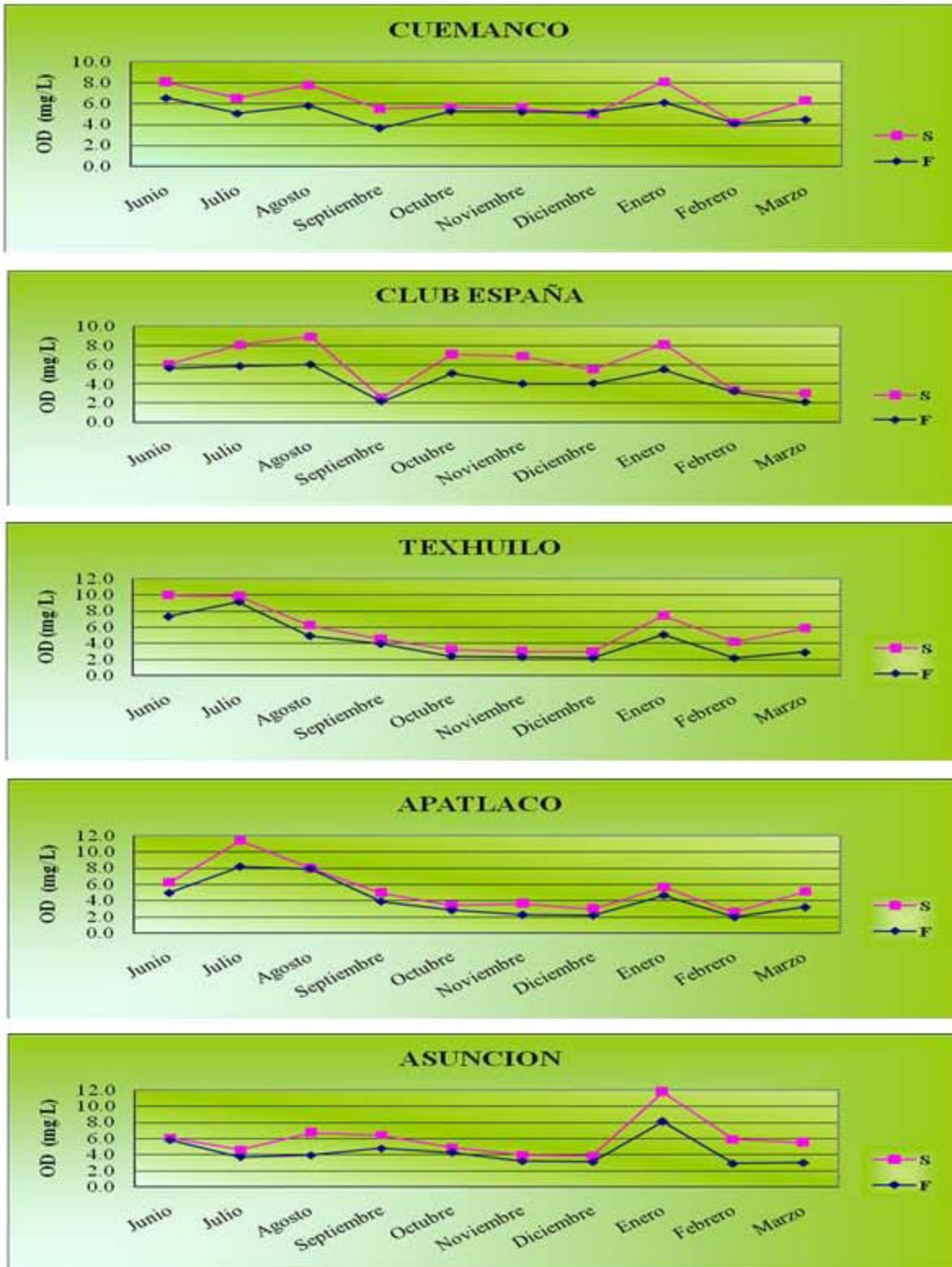


Gráfica. 29 Comportamiento del OD en cada sitio de monitoreo.



Gráfica.30 Variación temporal del OD en el sistema.

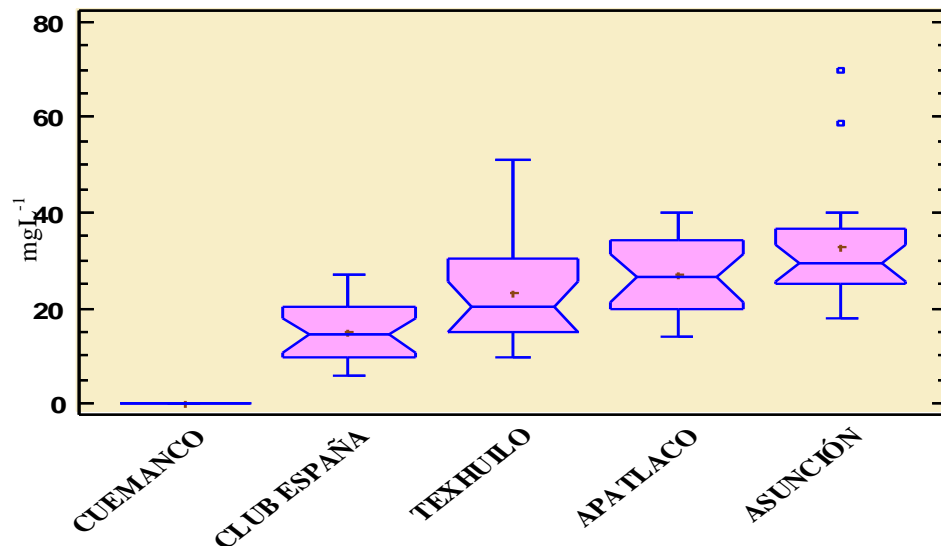
El mes de Julio presentó una concentración elevada de 7.235 mgL^{-1} de OD, diciembre una concentración baja con valor de 3.797 mgL^{-1} , (Gráfica.30). En la Gráfica. 31 se observar la variación temporal del OD en cada sitio de monitoreo donde se muestra una disminución de este gas del mes de septiembre a diciembre y en la que los sitios Cuemanco y Club España presentan un comportamiento similar entre sí, al igual Texhuilo y Apatlaco (Grafica. 31). De acuerdo a la NOM-003-SEMARNAT-1997 el límite máximo permisible para este parámetro que consignan los criterios ecológicos de la calidad del agua es de 5.0 mgL^{-1} , es decir los valores se encuentran por encima de los límites permisibles.



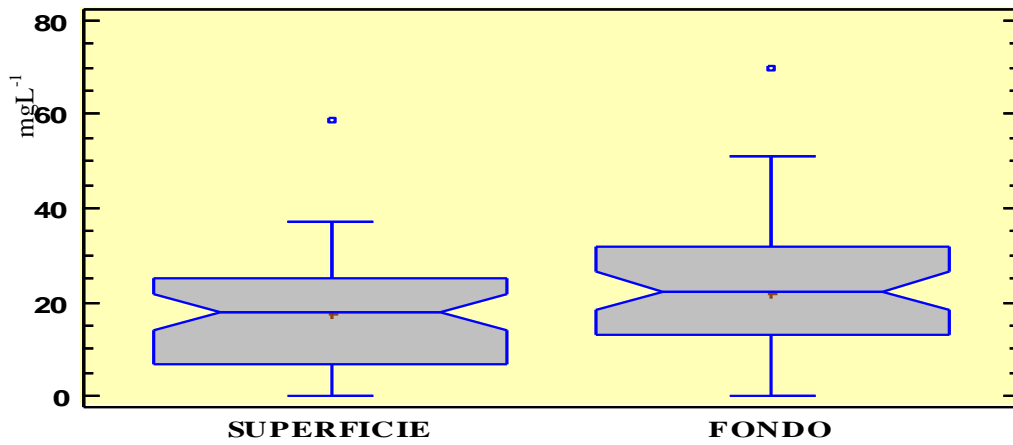
Gráfica. 31 Variación temporal del OD cada sitio de monitoreo a dos niveles superficie y fondo.

10.2.6 CO₂

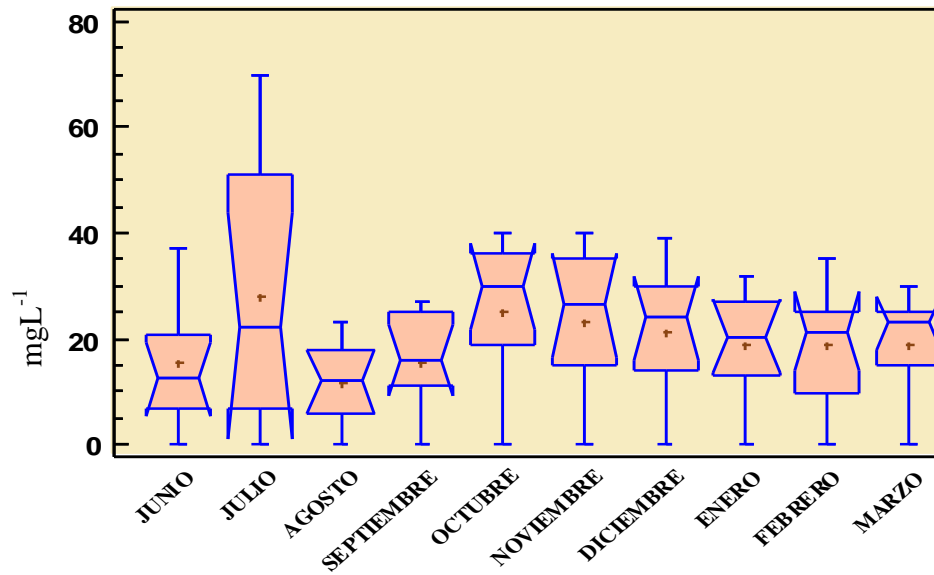
El análisis de varianza ($F = 44.4582$; $P < 0.05$), existen diferencias estadísticamente significativas de CO₂ entre los sitios de monitoreo en la que se observa que Cuemanco no registró concentraciones de este gas mientras que Asunción presenta la concentración promedio máxima alta con un valor de 32.81 mgL⁻¹ y Club España la concentración promedio más baja con valor de 15.23 mgL⁻¹ (Grafica. 32). Debido a que el comportamiento del CO₂ guarda una estrecha relación con el oxígeno, en sentido inverso (Snoeyink V. y Jenkins D., 1987) Cuemanco estuviera ausente este gas, ya esta zona presenta elevadas concentraciones de oxígeno disuelto durante los meses de muestreo. Por otro lado el análisis estadístico $F=2,64$; $P \geq 0.05$ no existe diferencia estadísticamente significativa de CO₂ entre los niveles, el comportamiento de este gas para fondo y superficie es homogéneo presentando valores promedio de 17.34 mgL⁻¹ y 21.89 mgL⁻¹ para superficie y fondo respectivamente Grafica. 33).



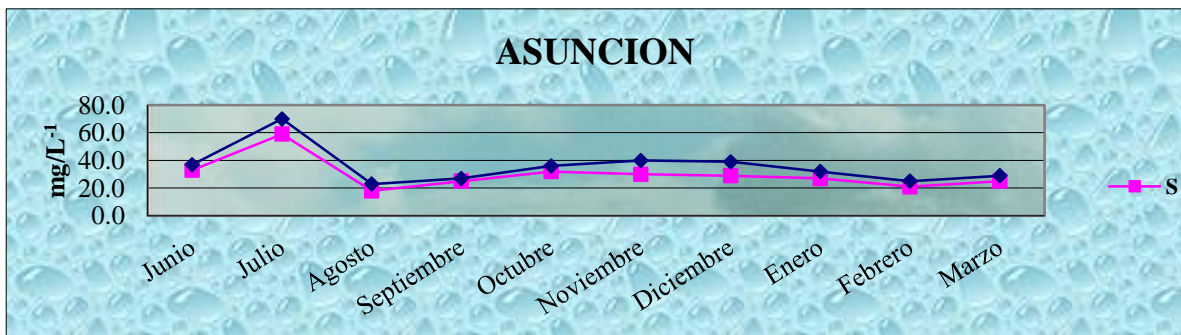
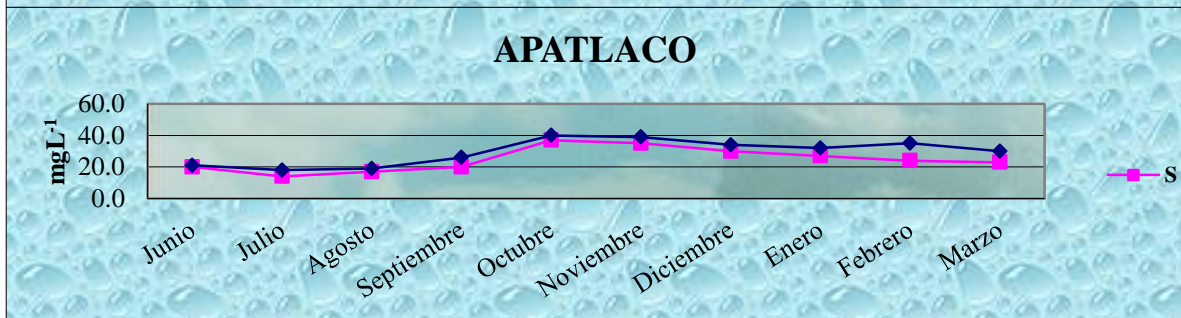
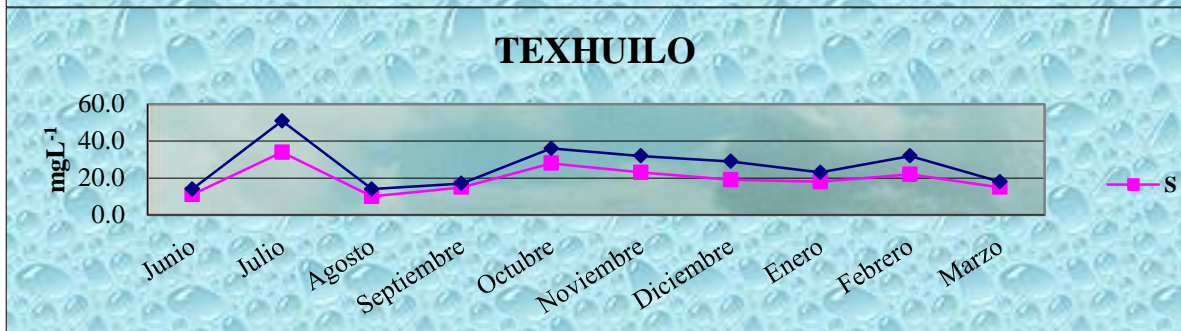
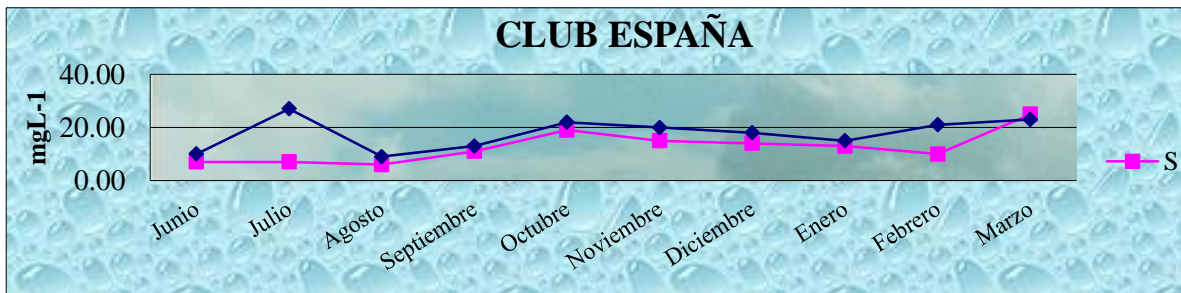
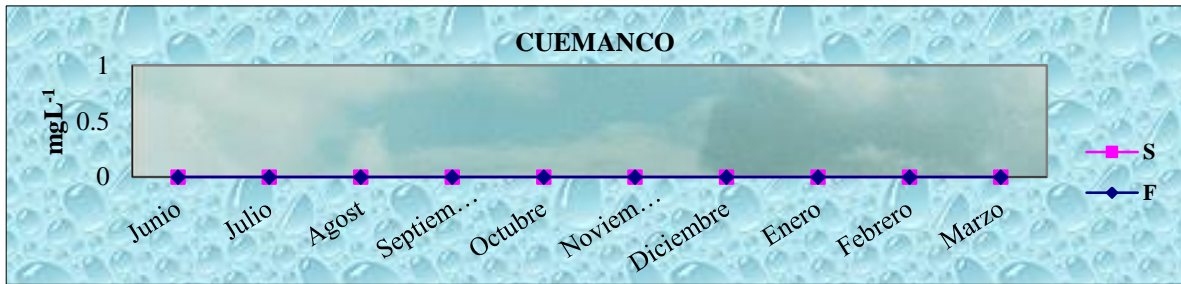
Gráfica.32 Comportamiento del CO₂ en cada sitio de monitoreo.



Gráfica.33 Comportamiento del CO₂ en el sistema a dos niveles.



Gráfica. 34 Variación temporal del CO₂ en el sistema.



Gráfica. 35 Variación temporal de CO₂ en cada sitio de monitoreo a dos niveles superficie y fondo.

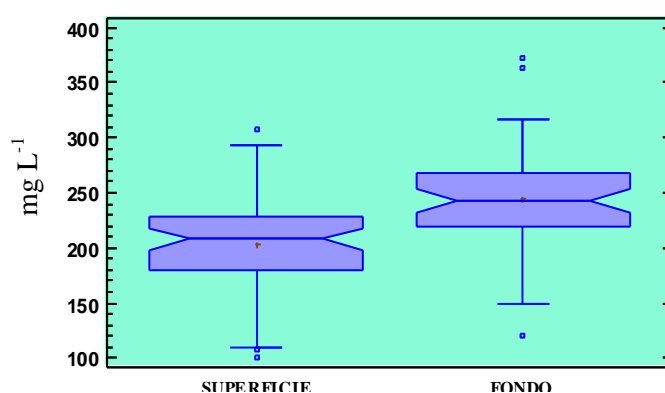
En cuanto al comportamiento del CO₂ durante el tiempo de muestreo ANDEVA nos reveló que no existe diferencia estadísticamente significativa ($F=1.24$; $P \geq 0.05$) ($P= 0.28$) presentando concentraciones promedio máximas de 27.96mgL⁻¹ en el mes de Julio y mínimas de 11.58mgL⁻¹ en el mes de Agosto (Grafica. 35). Notándose que las concentraciones más elevadas se presentaron en el fondo, debido a que en este nivel no se llevan a cabo procesos fotosintéticos, en los cuales se consume este gas y se presenta una mayor respiración lo cual abate las concentraciones de oxígeno y aumenta las de CO₂ (Pesson, 1979; Metcalf, 1981).

La NOM-001-ECOI-1996 no considera a este parámetro para aguas de embalses naturales y artificiales para uso de riego agrícola.

Los valores que se obtuvieron de transparencia, indican que la luz sólo alcanza a penetrar a nivel de superficie, por ello los procesos respiratorios se incrementan en relación con la superficie (Burgis, 1987).

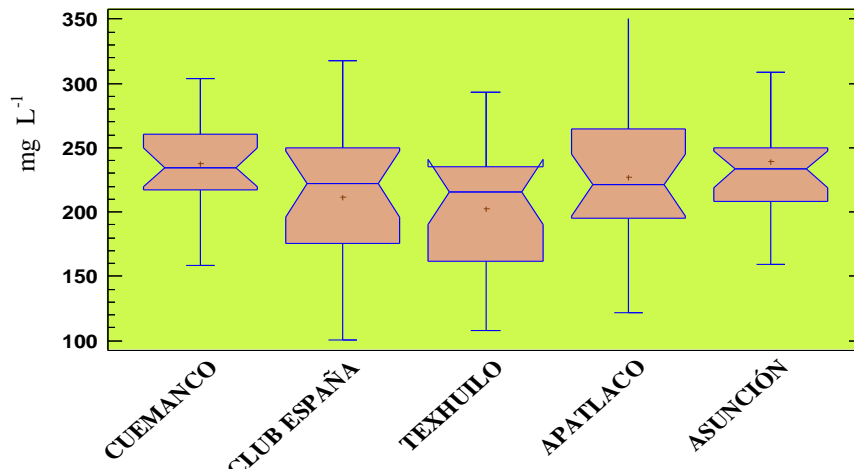
10.2.7 DBO₅

El comportamiento de la concentración de DBO₅ fue en términos generales homogéneo presentando la mayor concentración a nivel de fondo con valor promedio de 243.74mgL⁻¹, esto debido al origen y actividades antropogénicas del sistema como son asentamientos humanos, drenajes vertidos de forma directa al lago, establos clandestinos, etc., (Anexo.7) y la mínima concentración en superficie con un valor promedio de 203.75mgL⁻¹.El análisis de varianza (F=17.52; P≤0.05) existe una diferencia estadísticamente significativa entre superficie y fondo(Grafica. 36).



Gráfica.36 Comportamiento de la DBO₅ en el sistema a dos niveles

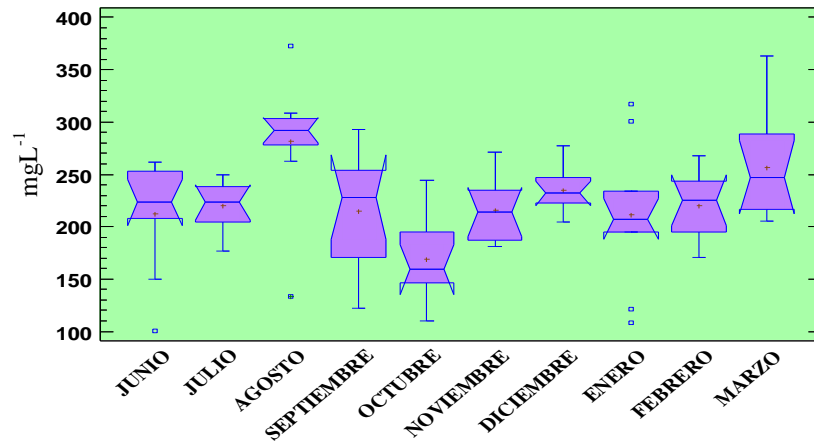
En cuanto al análisis para los sitios de monitoreo (F=2.03; p≥0.05) no existe diferencia estadísticamente significativa entre los sitios de monitoreo. Presentando concentraciones promedio con valores de 239.37mgL⁻¹ y 237.66mgL⁻¹ los máximos en Asunción, Cuemanco respectivamente y 202.8mgL⁻¹ el mínimo en Texhuilo, los sitios de Club España y Apatlaco tuvieron un comportamiento homogéneo presentando concentraciones de DBO₅ de 211.57mgL⁻¹ y 227.33mgL⁻¹ respectivamente (Grafica. 37).



Gráfica. 37 Comportamiento de la DBO₅ en cada sitio de monitoreo.

Asunción es una zona urbana y es un sitio utilizado como cuerpo receptor de desechos urbanos (desperdicios sanitarios, detergentes y basura) con un elevado contenido de sustancias orgánicas e inorgánicas, propiciando que la depuración natural del sistema sea demasiado lenta o incluso nula (Ávila 2000). Por lo tanto el gran contenido de materia orgánica y coincidiendo con la elevada concentración de CO₂ de Asunción presenta la DBO₅ más elevada con un valor de 372.29 mgL⁻¹ en el mes de Agosto a nivel fondo y una concentración mínima de 159.4 mgL⁻¹ en Octubre a nivel de superficie. Mientras que Club España presenta la concentración más baja con un valor de 100.6 mgL⁻¹ en superficie en el mes de Octubre y un máximo de 317.47 mgL⁻¹ en fondo en el mes de Enero. Apatlaco y Cuemanco presentan un comportamiento similar presentando valores mínimos de DBO₅ en el mes de Octubre a nivel superficie de 121.69 mgL⁻¹ y 158.4 mgL⁻¹ respectivamente, en cuanto sus máximos se presentaron en el mes de Marzo con 363.25 mg₂L⁻¹ y 303.77 mgL⁻¹. Texhuilo presento valores máximos de 292.77 mgL⁻¹ a nivel fondo en el mes de Septiembre y un mínimo de 109.04 mgL⁻¹ en Enero a nivel superficie (Grafica. 39).

En cuanto la concentración promedio máxima de DBO₅ fue 281.93 mgL⁻¹ se presentó en el mes de Agosto y un promedio mínimo de 169.27 mg L⁻¹ en el mes de Octubre (Grafica. 38).



Gráfica. 38 Variación temporal de la DBO₅ en el sistema.

De manera general los valores de DBO₅ rebasan el límite máximo permisible según la NOM-001-ECOL-1996 para su uso en riego agrícola, lo que indica que el sistema presenta una elevada carga de materia orgánica. Así mismo las concentraciones de DBO₅ rebasan la escala de clasificación de la calidad de agua según Lugo, H. (2006) conforme a la DBO₅, en la cual concentraciones mayores a 120 mgL⁻¹ se consideran como fuertemente contaminada.

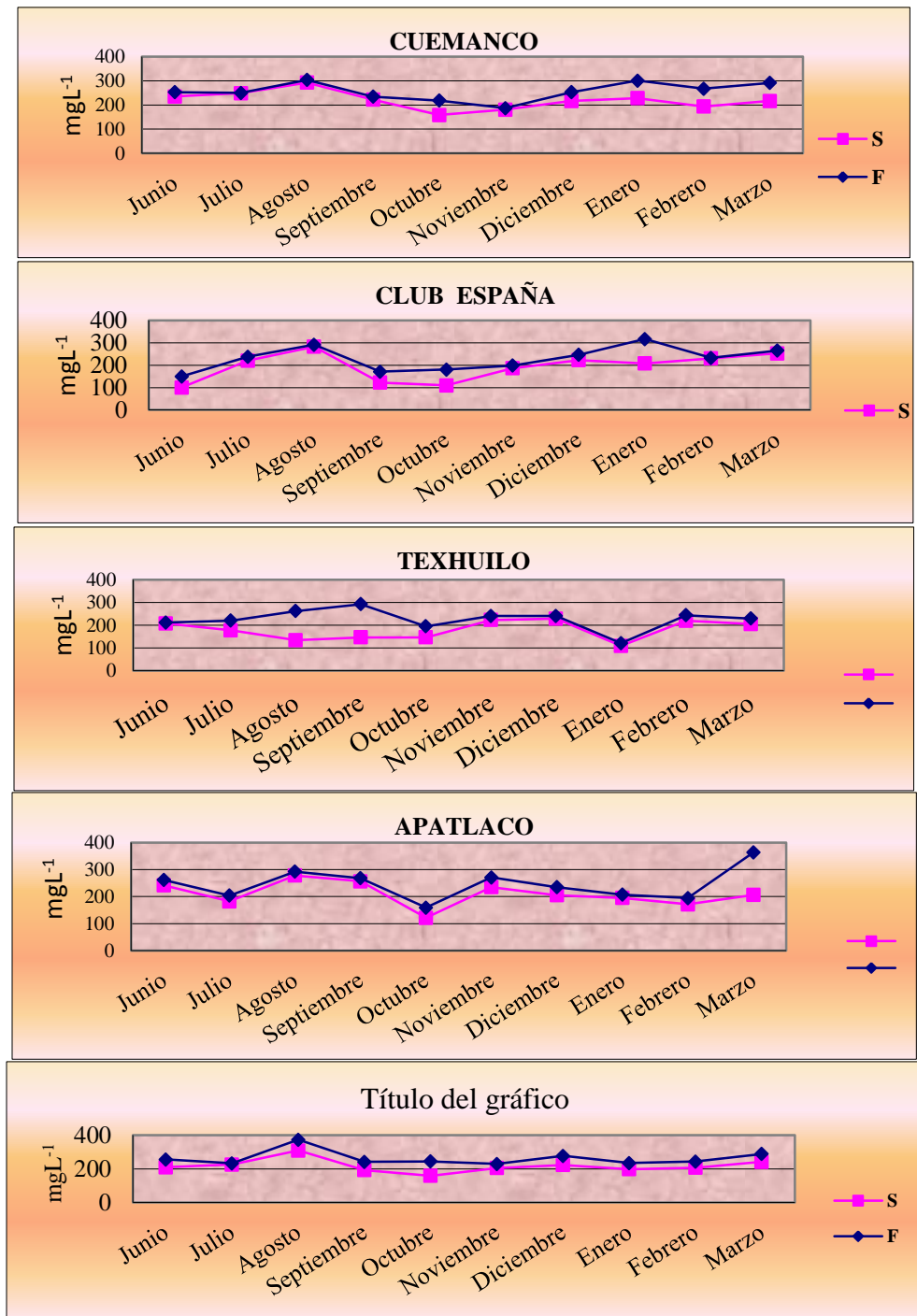
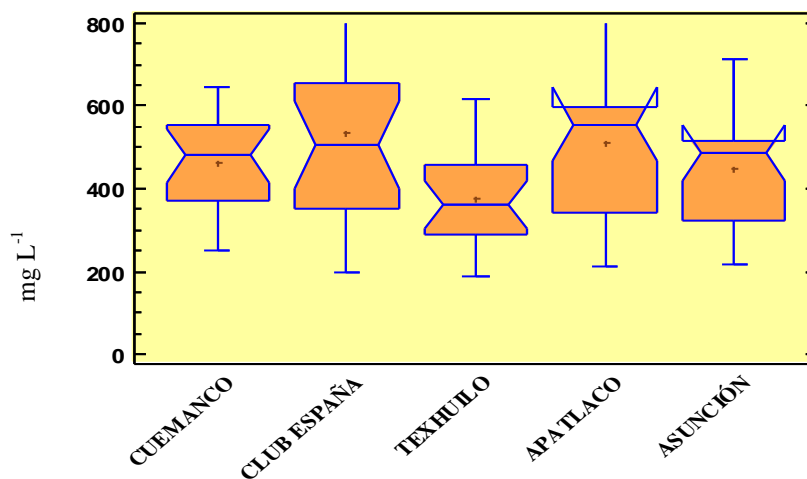


Gráfico. 39 Variación temporal de DBO₅ en cada sitio de monitoreo a dos niveles superficie y fondo.

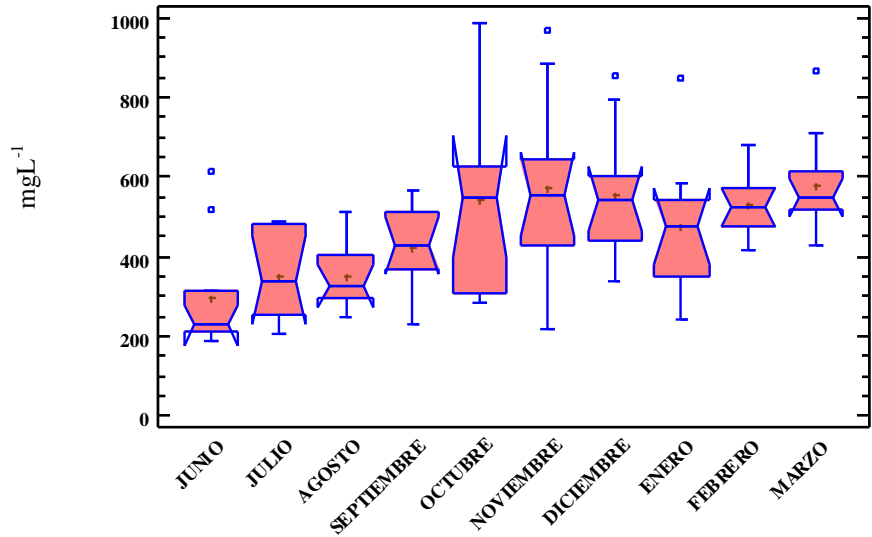
10.2.8 DQO

Las estaciones de Club España y Apatlaco presentaron concentraciones de DQO similares con valores máximos promedio 535.25 mgL^{-1} y 511.75 mgL^{-1} respectivamente, Cuemanco y Asunción concentraciones con valores de 462.75 mgL^{-1} y 450.25 mgL^{-1} , Texhuilo presento la concentración promedio más baja con un valor de 377 mgL^{-1} , el análisis estadístico ANDEVA ($F=2.48$; $P\leq 0.05$), existe una diferencia estadísticamente significativa entre los sitios de monitoreo (Grafica.40).



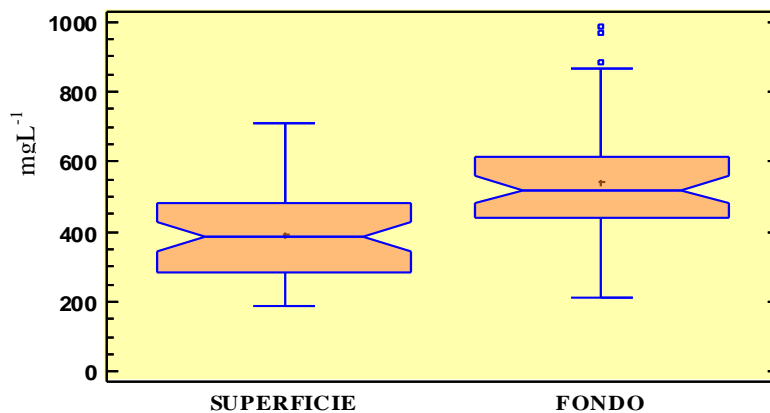
Gráfica.40 Comportamiento de DQO en cada sitio de monitoreo.

Durante el muestreo el mes de Junio presento la concentración más baja con un valor de 190 mgL^{-1} a nivel superficie en Texhuilo, siendo en este mes donde el sistema presento la concentración promedio más baja con una valor de 296.0 mgL^{-1} . Octubre presento el valor máximo con una concentración de DQO de 985 mgL^{-1} a nivel fondo en Club España, el mes de marzo presento la concentración promedio máxima de 581 mgL^{-1} , el análisis estadístico ANDEVA ($F=4.57$; $P\leq 0.05$), el comportamiento de DQO es heterogéneo por lo que existe una deferencia estadísticamente significativa entre los meses de muestreo (Grafica.41). Club España a su vez presento una relación inversamente proporcional con respecto al valor de DBO_5 el cual fue el más bajo de todo el sistema presentándose en el mismo mes de Octubre en superficie.

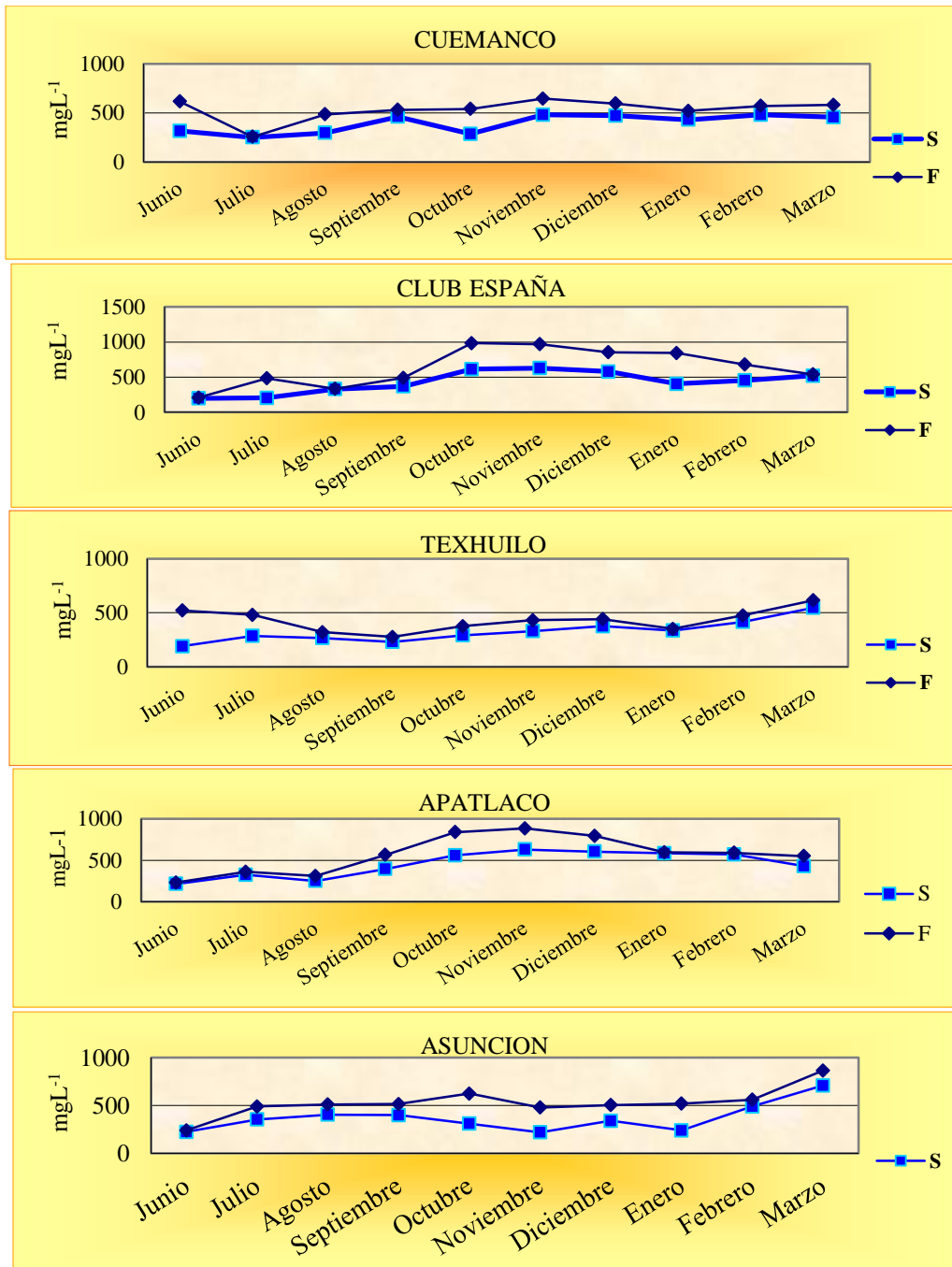


Gráfica.41 Variación temporal de DQO en el sistema.

Cabe mencionar que el nivel de fondo presenta las concentraciones de DQO más elevados, presentando un valor promedio de 539.8 mgL^{-1} propiciado por los sedimentos; esto debido a la acumulación y descomposición de materia orgánica, comportamiento mencionado por Stanley, *et al.* (2002), y una concentración en superficie con valor promedio de 395 mgL^{-1} , el análisis estadístico ($F=19.32$; $P \leq 0.05$), existe una diferencia estadísticamente significativa entre los niveles superficie y fondo en las concentraciones de DQO (Gráfica.42).

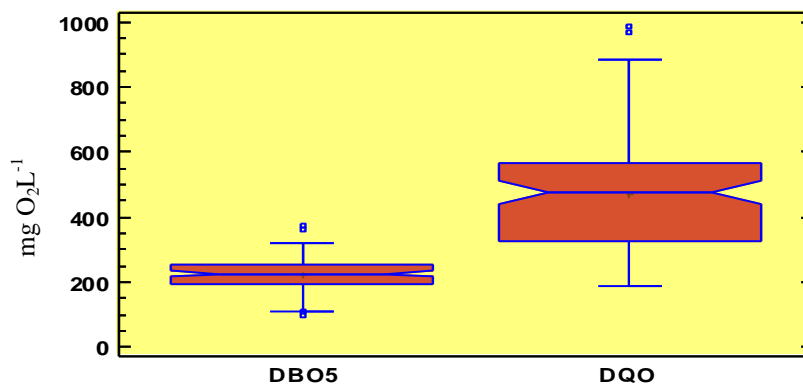


Gráfica.42 Comportamiento de DQO en el sistema a dos niveles.

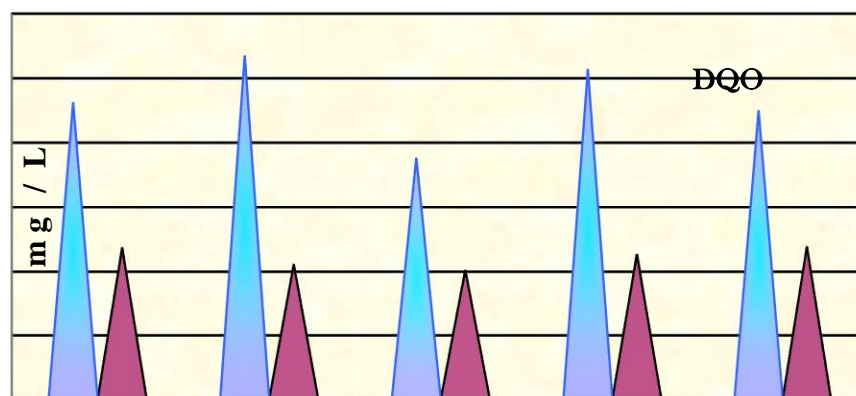


Grafica. 43 Variación temporal de DQO en cada sitio de monitoreo a dos niveles superficie y fondo.

En el método de la DQO suelen oxidarse algunos compuestos que no son normalmente oxidados en el proceso biológico, y en consecuencia los valores de consumo de oxígeno por este método son, en general, superiores a los ensayos de DBO₅ (Romero, 1999). Esto concuerda con los valores obtenidos donde la DQO es más alta en las concentraciones respecto a la DBO₅ lo que nos indica la existencia de materia difícilmente biodegradable, es decir, hay una mayor influencia de este tipo de contaminantes que de aquellos que son biodegradables por microorganismos (Grafica.44) lo que establece la relación inversamente proporcional entre estos parámetros. Los valores ya mencionados rebasan los límites máximos de 200 mgL⁻¹ permitidos por la Comisión Nacional del Agua 2001.



Gráfica.44 Comparación de DBO₅ y DQO en el sistema.



Gráfica.45 Comparación de DBO₅ ▲ y DQO ▲ en los diferentes sitios de monitoreo.

10.3 BACTERIAS

La nitrificación como ya se mencionó anteriormente es el proceso de oxidación biológica del amonio, el cual es llevado a cabo por dos grupos de bacterias nitrificantes muy importantes; *Nitrosomonas europea* y *Nitrobacter winogradsky*.

Cabe mencionar que por errores en el procedimiento de la técnica, la siembra para determinar el NMP de bacterias nitrificante se realizó de una muestra conjunta a partir del aislamiento en medio amonio: $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ (Anexo. 1)



Imagen. XI Presencia de las bacterias

10.3.1 Cuantificación de bacterias

Las muestras después de las 24-48 horas de incubación en el medio líquido de asparagina presentan una coloración turbia (Imagen. XII), estos tubo se examinaron bajo una luz negra (luz ultravioleta de larga longitud de onda) en una habitación a oscuras presentando un pigmento verdoso fluorescente que indico su positividad.



Imagen.XII Medio líquido de asparagina.

Posteriormente de la prueba confirmatoria con medio de acetamida dio positiva esto es detectado por la coloración purpura que aparece a las 24-36 horas de la incubación (Imagen.XIII).

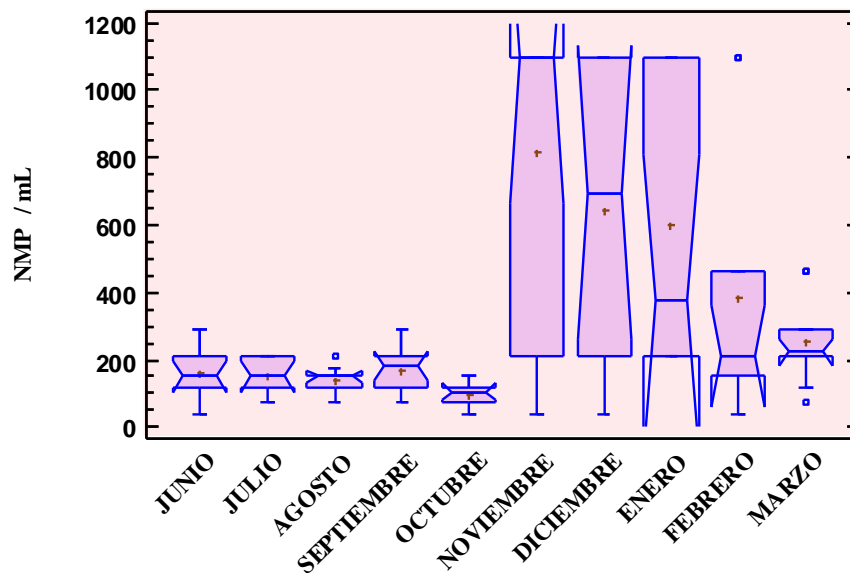


Imagen. XIII Medio de acetamida.

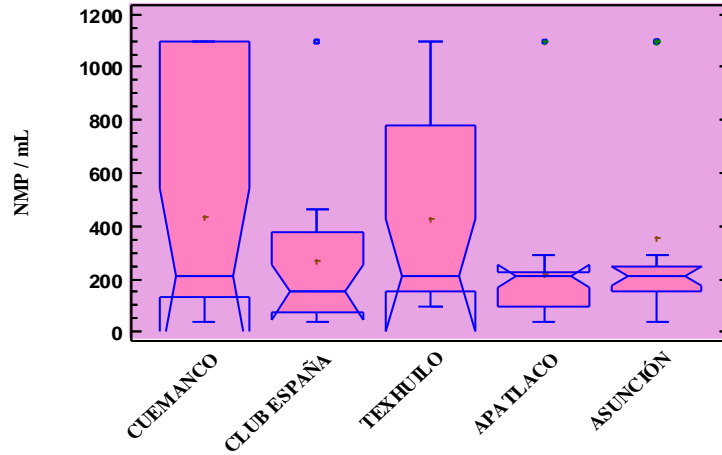
El resultado del análisis estadístico realizado para evaluar estas bacterias asociadas al proceso de nitrificación se muestra a continuación.

Las bacterias nitrificantes Ns y Nb se encontraron en mayor cantidad en los meses de Noviembre, Diciembre y Enero presentando en promedio cantidades de 815.9 NMP/100mL, 645 NMP/100mL y

599 NMP/100mL respectivamente y en menor concentración en los meses de Junio, Julio, Agosto y Septiembre, siendo el mes de Octubre donde hubo una mínima presencia de bacterias con una cantidad en promedio de 98.1 NMP/100mL (Grafica. 51), ANOVA ($F \geq 0.05$; $P \leq 0.05$), existe una diferencia estadísticamente significativa durante el periodo de muestreo, no así entre los sitios ($F=1.36$; $P \geq 0.05$) los cuales presentan similitudes con cantidades en promedio de 220.2 NMP/100mL, 272.1 NMP/100mL, 355.7 NMP/100mL, 425.15 NMP/100mL y 437.7 NMP/100mL para Apatlaco, Club España, Asunción, Texhuilo y Cuemanco respectivamente siendo el primero quien tuvo el menor NMP/100mL de bacterias nitrificantes y el último el mayor NMP/100mL(Grafica.52).

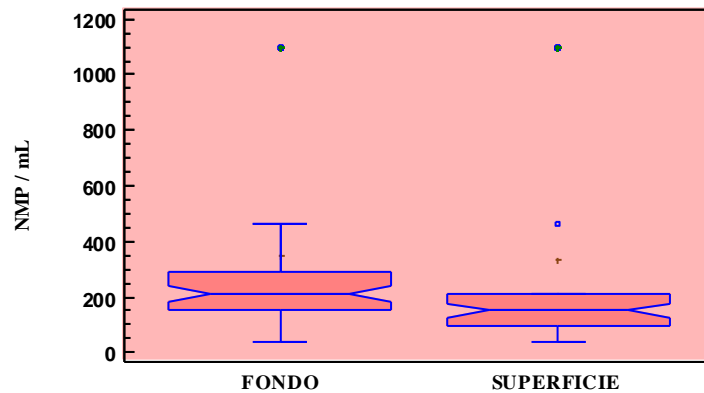


Gráfica. 46 Comportamiento de las bacterias a través del periodo de muestreo.



Gráfica.47 Comportamiento de las Bacterias nitrificantes en cada sitio de monitoreo.

El análisis realizado al sistema con respecto a superficie y fondo ($F=0.05$; $P \geq 0.05$), no existe diferencia significativa (Gráfica. 53).



Gráfica.48 Comportamiento de las bacterias en el sistema a dos niveles.

Nitrosomonas europaea es más sensible ante los cambios de temperatura que *Nitrobacter winogradsky* (Wijffels y Tramper, 1995), por lo tanto, se observa una mayor acumulación de amonio que de nitrito al disminuir la temperatura. Por otra parte, Leenen et al. (1997), sostienen que *Nitrobacter* es menos sensible ante cambios en la temperatura si esta especie se encuentra inmovilizada.

El efecto de la temperatura en el proceso de nitrificación ha sido ampliamente estudiado en el campo de la depuración de aguas residuales. La temperatura óptima del proceso de nitrificación está en el rango 28-30°C (Leenen et al., 1997; Fdz-Polanco et al., 1994)

Las elevadas concentraciones de sustrato/producto (g N/L) pueden afectar la actividad de *Nitrosomonas* y *Nitrobacter* debido al aumento de presión osmótica (Hunik et al., 1992; Hunik et al., 1993)

Los sustratos tenidos en cuenta son: amonio para *Nitrosomonas*, nitrito para *Nitrobacter* la única posible inhibición para *Nitrobacter* es por amonio libre según Anthonisen et al. (1976)

En las condiciones de proceso del comportamiento nitrificante el crecimiento estará siempre limitado por amonio en el caso de *Nitrosomonas* y por nitrito en el caso de *Nitrobacter*.

La inhibición de *Nitrosomonas*, típicamente se considera a partir de 150 mgL^{-1} de amoníaco libre, Anthonisen et al. (1976) defienden que la inhibición se inicia en el rango $10\text{-}150 \text{ mgL}^{-1}$ nitrógeno amoniacal.

11. CORRELACIONES

Cuadro. V. Valores de las correlaciones de Pearson entre las formas del nitrógeno y bacterias nitrificantes.

	NMP	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻
BN		-0.1477	-0.0433	-0.0915
		(100)	(100)	(100)
		0.1426	0.6691	0.3654
NH ₄ ⁺	-0.1477		-0.2844	-0.0397
	(100)		(100)	(100)
	0.1426		0.0041*	0.6948
NO ₂ ⁻	-0.0433	-0.2844		0.2294
	(100)	(100)		(100)
	0.6691	0.0041*		0.0217*
NO ₃ ⁻	-0.0915	-0.0397	0.2294	
	(100)	(100)	(100)	
	0.3654	0.6948	0.0217*	

* Valores $P \leq 0.05$; que indican mayor significancia.

En el cuadro de correlación de Pearson entre las manifestaciones del nitrógeno y las BN, se puede observar una relación estadísticamente significativa entre el NH_4^+ y NO_2^- , esto es porque dentro del proceso de nitrificación del sistema la transformación del NH_4^+ a NO_2^- limita la concentración de estos, así mismo la transformación de NO_3^- a NO_2^- durante el proceso de desnitrificación limita su concentración. Cabe mencionar que estadísticamente no existe significancia entre las BN y las manifestaciones del nitrógeno en sus formas de NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- sin embargo la relación que existe entre si radica en su importancia dentro del ciclo del nitrógeno para llevar a cabo el proceso de nitrificación en el sistema.

Cuadro. VI. Valores de las correlaciones de Pearson entre las formas del nitrógeno y los parámetros físicos y químicos de mayor correlación.

	CO2	pH	Transparencia	DQO
NH4+	-0.6159	0.5299	-0.3313	0.0033
	0.0000	0.0001	0.0188	0.9818
NO2-	0.3729	-0.1392	-0.0517	0.3151
	0.0077	0.3349	0.7212	0.0258
NO3-	0.1945	-0.2130	0.0211	0.0650
	0.1760	0.1375	0.8842	0.6539

* Valores $P \leq 0.05$; que indican mayor significancia.

De acuerdo a las correlaciones de Pearson para las formas del nitrógeno con los parámetros físicos y químicos, se observa una relación estadísticamente significativa entre el NH_4^+ , CO_2 , pH y la transparencia esto es porque dentro de la dinámica de los lagos el amonio es limitado por el pH el cual a unidades arriba de 7.9 el NH_3 es transformado a NH_4^+ en su totalidad, a su vez el pH es influenciado por el CO_2 , los cuales mantienen una relación inversamente proporcional lo que explica que Cuemanco presente un pH elevado de 9.2 y el CO_2 está ausente. La relación significativa entre el CO_2 y NO_2^- está dada por la inestabilidad del ion NO_2^- el cual puede actuar como un agente reductor.

Por otra parte, durante el periodo de estudio se presentó una relación positiva entre el oxígeno disuelto, la temperatura y el pH. Además, se dan relaciones negativas del oxígeno disuelto con el CO_2 , la conductividad y los nutrientes y del pH con el CO_2 . La solubilidad del oxígeno es afectada de manera no lineal por la temperatura, y se incrementa considerablemente en aguas frías (Wetzel, 2001). La relación negativa que se da entre el oxígeno y el CO_2 se puede explicar, ya que el oxígeno está inversamente relacionado con el CO_2 . Por otra parte, los procesos que afectan los valores del pH son la fotosíntesis, la respiración y la asimilación de nitrógeno. Los efectos de la fotosíntesis y la respiración sobre el pH dependen en gran medida de las concentraciones de CO_2 y oxígeno (Lampert, 1997).

12. CONCLUSIONES

El lago de Xochimilco es un ecosistema en peligro de extinción puesto que se encuentra en un estado de eutrofización crítica debido al aporte directo de contaminantes que recibe a través de las aguas provenientes de las plantas de tratamiento, de la actividad agrícola y de las zonas urbanas.

El proceso de nitrificación en el sistema se enfrenta condiciones adversas por lo que las concentraciones de NO_2^- y NO_3^- son en general bajas lo que puede significar que la nitrificación es mínima y la mayor parte permanece en forma de NH_4^+ la cual se encuentra en una concentración elevada con respecto a NO_2^- y NO_3^- .

Los parámetros físicos y químicos evaluados, entre ellos pH, Temperatura, OD rebasan los límites máximos permisibles con respecto a la NOM-001-ECOL-1996 para empara embalses naturales y artificiales de uso en riego agrícola.

De los sitios de monitoreo existe una clara diferenciación en cuanto al tipo de descargas, siendo estas; aguas residuales tratadas, aguas residuales domésticas, vertidos urbanos y agrícolas.

El sistema se encuentra altamente alcalino lo que pone en riesgo la actividad del lago, esto se da principalmente por carbonatos producto de los deslaves de los suelos que rodean los canales lo o

En términos generales la concentración de CO_2 es más elevada que el oxígeno disuelto, las concentraciones más elevadas se presentaron en el fondo, debido a que en este nivel no se llevan a cabo procesos fotosintéticos, en los cuales se consume este gas y se presenta una mayor respiración lo cual abate las concentraciones de oxígeno y aumenta las de CO_2 .

De acuerdo a los valores obtenido DQO es más alta en las concentraciones respecto a la DBO_5 lo que nos indica una mayor influencia de materia difícilmente biodegradable que de aquellos que son biodegradables por microorganismos y cuyos valores rebasan los límites máximos de 200 mgL^{-1} permitidos por la Comisión Nacional del Agua 2001.

La relación de las bacterias nitrificantes *Nitrosomonas* y *Nitrobacter* con las manifestaciones del nitrógeno en sus formas de NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- en el Lago de Xochimilco radica en su importancia dentro del ciclo del nitrógeno para llevar a cabo el proceso de nitrificación, ya que estas bacteria son las principales encargadas de llevar a cabo la transformación de NH_4^+ a NO_3^- en cualquier sistema acuático.

No se sabe la concentración óptima de bacterias nitrificantes (*Nitrosomonas europea* y *Nitrobacter winogradsky*) en un sistema como el Lago de Xochimilco por lo que no se pudo establecer la relación directa con los NO_3^- .

13. LITERATURA CITADA

- A., G. C. (1983.). *Limnology*. New York.: McGraw-Hill. Inc.
- A.P.H.A. (1996). *Propiedades físicas y de agregados*. New York: American Public Health Association.
- Acevedo, L. S. (1972). *Monografía histórica de Xochimilco*. Distrito Federal, México: Boletín de la Delegación del Distrito Federal.
- Agua, C. N. (2001). *Ley Federal de Derechos en Materia de Agua*. CNA. México Distrito Federal.: Rede de Agua. CNA.
- Aguilar, J. (1978). *Descripción del sistema de chinampas*. (Vol. I). México, Distrito Federal: Grupos de Estudios Ambientales.
- Aguilera, H. M. (1987). *Rehabilitación de suelos de chinampas y su relación con plantas cultivadas*. México Distrito Federal.: Boletín del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología. .
- Aguirre, M. L. (1972). *Estudio Edafológico del Parque Natural de Xochimilco*. México Distrito Federal.: Departamento de suelos y Aguas del Parque Ecológico de Xochimilco.
- Alcocer, J. a. (1992). *The aquatic Biota of de Now Extintic Lacustrine Complex of the Mexico Basin*. Freshwater Biological Association Ambleside.
- Alfaro, S. G. (1980). *Estudio Edafológico del Ejido de Xochimilco*. México Distrito Federal.: Tesis Licenciatura UNAM.
- Ambiental, A. d. (1983.). *Programa microregional para la zona de canales de Xochimilco*. México.
- Arredondo-Figueroa, J. Y. (s.f.). *Aporte al conocimiento limnológico de un embalse temporal tropical tropical por medio de la aplicación de modelos multivariafos*.
- Arthur H. y otros Bryan, C. A. (1984). *Bacteriología: Principios y prácticas*. Serie "Compendios Científicos El Tutor del Estudiante". México: Continental.
- Ávila, R. (2000). *Composición actual de la ictiofauna del lago de Xochimilco*. México: Tesis Licenciatura. Biología ENEP. UNAM.
- Avita, H. (1994). *Contribución al estudio de la contaminación del agua proveniente de algunas descargas industriales de la Ciudad de México*. México: Instituto de Ciencias. UNAM.
- Balanzario, Z. (1976). *Contaminación de las aguas de los canales de Xochimilco*. México: Tesis. Licenciado en Geografía. Facultad de Filosofía y Letras. UNAM.
- Bernabé, G. (1991). *Acuicultura I*. Barcelona: Ed. Omega.

- Blanca, J. E. (2001). *La contaminación ambiental en México: causas, efectos y tecnología apropiada*. México Distrito Federal.: Limusa.
- Brinblecombe, P. y. (1983). *Química Ambiental*. Barcelona: Omega.
- C.O, B. (2000). *Evaluación de nutrientes de nitrógeno en la zona costera adyacente a la desembocadura de río Balsas*. México: Tesis Facultad de Química. UNAM.
- Calderón, B. (1982). *Evaluación de la calidad del agua y control de la contaminación*. México: Trillas.
- Carlson, R. E. (1977). *A trophic state index for lakes*. *Limnol. and Oceanogr.*
- Cervantes A. S., R. G. (2005.). *Herramientas para el análisis estadístico de datos, serie de comunicaciones en estadística y cómputo científico UNAM*. Statgraphics. .
- Chapa, S. (1987). *San Gregorio Atlapulco Xochimilco*. México Distrito Federal. : Quetzalcoatl.
- Cisneros, I. L. (2005). *Aspectos ambientales con la calidad del agua en Xochimilco*. México Distrito Federal.: Tesis Facultad de Ciencias de la UNAM.
- Cloern, J. L. (2005). *Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem*. Marine Ecology Progres Series.
- COE, M. D. (1964). *The chinampas of Mexico*. Scientific American.
- DDF. (1996). *Xochimilco 1955-1996. Monografía*. México Distrito Federal.: Gobierno de la Ciudad de México.
- DDF. (1997). *Programa Delegacional de Desarrollo Urbano. Registro de los Planes y Programas de Desarrollo Urbano*. . México Distrito Federal.: Delegación Xochimilco.
- Domínguez, R. I. (1987). *Contaminación de Suelos y Aguas en la uenca Grande de Xochimilco*. México Distrito Federal: Tesis Licenciatura, UAM.
- Echarri, P. L. (1998). *Ciencias de la Tierra y el Medio Ambiente. Tema 11. Contaminación del agua*. ESpaña.: Libro electrónico.
- Ensastige, L. J. (1995). *La calidad del agua del parque Ecológico de Xochimilco (P.E.X.), un estudio de la Variación estacional (1994-1995. segundo Seminario Internacional de Investigación*. . México Distrito Federal.: Asociación Internacional de Investigadores de Xochimilco A. C.
- F., A. (2000). *Recomendaciones para la toma de muestra de agua, biota y sedimentos en humedales Ramsar*. Bracelona.: Ministerio de medio ambiente.
- Fair G., S. J. (1995.). *Abastecimiento de agua y remoción de aguas residuales*. México Distrito Federal.: Limusa.

- Fernández, A. M. (1986). *El sistema chinampero como una alternativa para el cultivo de peces*. México Distrito Federal.: Tesis Licenciatura. Biología. ENEP-Iztacala. UNAM.
- Ferrera CR, P. M. (1995.). *Agromicrobiología útil en la agricultura sustentable*. Montecillo, Estado de México.: Colegio de Postgraduados en Ciencias Agrícolas.
- Fields, S. (2009). *Global nitrogen: cycling out of control. (Focus: Global Nitrogen)*. *Environmental Health Perspectives*. . National Institute of Environmental Health Sciences .
- Frank A. P., J. A. (1992). *Chemical dynamics in fresh water ecosystems*. México Distrito Federal.: Lewis Publishers. .
- García, M. E. (1973). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. (Para adaptarlos a las condiciones de la República México)*. México Distrito Federal.
- Gerard J. Tortora, B. R. (2007). *Introducción a la microbiología*. Médica Panamericana.
- Gray, N. F. (1992). *Biology of wastewater treatment*. . New Cork.
- Hill, J. W. (s.f.). *Química para el nuevo milenio*. . México Distrito Federal.: Prentice Hall.
- INEGI. (2001). *Cuaderno Estadístico Delegacional*. México Distrito Federal.: INEGI.
- J., S. C. (2004.). *Microbiología de suelos, técnicas, métodos y medios de cultivo*. . México.: ISBN:970-32-190-1. D.R. UNAM.
- James, N. S. (2000). *Química Estructura y Dinámica*. México Distrito Federal.: Tinentol.
- Jean, R. (1990.). *Análisis de las aguas, aguas naturales, aguas residuales y agua de mar*. Barcelona., España.: Ediciones Omega, S.A.
- Laws, E. A. (1993). *Aquatic pollution. An introductory text*. USA: John Wiley & Sons.
- Legnaud, G. (1979). *Modificación del medio acuático por influencia de la contaminación en: las aguas continentales*. Madrid.: Mundi-Prensa.
- Lind, O. (1979). *Handbook of common methods in limnology*. London.: The C. V. Mosby Company.
- Mackenzie, L. D. (2005). *Ingeniería y Ciencias Ambientales*. México Distrito Federal: Mac Graw-Hill.
- Mahan, B. H. (1990). *Química: Curso Universitario*. México Distrito Federal: Addison Wesley Iberoamericana.
- Marcilla, A. R. (1995). *Evaluación de la calidad del agua de los canales chinamperos*. México: II Seminario Internacional de Investigadores de Xochimilco.
- Margalef, R. (1983). *Limnología*. España: Omega S. A.

- Martínez, C. L. (1998.). *Ecología de los Sistemas Acuícolas. Bases Ecológicas para el Desarrollo de la Acuicultura*. México Distrito Federal: A. G. T. Editor S. A.
- Martínez, R. (2006.). *Microbiología General. Centro de Investigación sobre Fijación de Nitrógeno*. Cuernavaca. Mor. México.: UNAM.
- Metcalf, E. (1981.). *Tratamiento y Depuración de Aguas Residuales*. España: Labor, S.A. de CV.
- mexicanaNMX-AA-003-1980., N. (1980.). *Análisis de agua - criterios generales para el control de la calidad de resultados analíticos*. México Distrito Federal.
- Michael T. Madigan, J. M. (2003). *Brock: Biología de los microorganismos* (10, Reimpresion ed.). (M. G. Fernández, Trad.) Barcelona: Pearson, Préntice Hall.
- Mogens, H. P. (1997.). *Wastewater Treatement. Biological and Chemical Processes*. Spriger-Verlag Berlrin Heidelberg.
- Moore, L. a. (1988.). *Lake and Reservoir Restoration Guidance Manual*. (Disponible en línea: <http://www.pca.state.mn.us/water/lakeacro.html>).
- NOM-001-ECOL-1996. (1997.). *Norma oficial mexicana que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas residuales en aguas y bienes nacionales*. México Distrito Federal: Diario Oficial de la Federación.
- Olvera, V. V. (1987.). *Metodología para evaluar la eutrofización en lagos cálidos*. . México Distrito Federal: IMTA, SAHR.
- Olvera, V. V. (1990.). *Estudio de la eutrofización del embalse Valle de Bravo, México*. . Valle de Bravo, México.: Tesis maestría. Ciencias. Facultad de ciencias. UNAM.
- Ortiz, R. B. (2005.). *Evaluación del estado trófico de Xochimilco*. México Distrito Federal: Tesis FES Zaragoza. UNAM.
- Pacheco, J. C. (2002.). *Análisis del ciclo del nitrógeno en el medio ambiente con relación al agua subterránea y su efecto en los seres vivos*. Revista de la facultad de ingeniería .
- Pérez - Fons, R. (1993.). *Rescate de un pueblo y de un paisaje. Tiempo*. . México Distrito Federal: Tiempo.
- Pesson, P. (1979.). *La contaminación de las aguas continentales*. España.: Mundial presa.
- R., C. (1987). *Ecología Microbiana. 1era Edic*. México Distrito Federal.: Limusa S. A. de C. V.
- Räike, O. A. (2003.). *Trends of phosphorus, nitrogen and chlorophyll a concentrations in Finnish rivers and lakes in 1975-2000*. The Science of the Total Environment.
- Ramírez-Carrillo, H. F.-P.-F. (2009). *Evaluación de un humedal artificial de flujo vertical intermitente, para obtener agua de buena calidad para la acuicultura*. Revista mexicana de ingeniería química.

- Ramos B., C. J. (2001.). *Metales pesados, sales y sodio en suelos de chinampas en México.* . México. : Agrociencia.
- Rodier, J. (1990.). *Análisis de las Aguas, Aguas Naturales, Aguas Residuales y Agua de Mar.* Barcelona, España: Omega, S. A.
- Rodríguez, G. P. (1998.). *Análisis bacteriológico de aguas residuales en las plantas de tratamiento de la delegación Xochimilco.* México Distrito Federal.: FES Cuautitlan UNAM.
- Romero, J. A. (1999.). *Tratamiento de aguas residuales por lagunas de regularización.* México Distrito Federal.: Alfa Omega, S. A.
- Romero, R. R. (1999). *Calidad del agua.* México Distrito Federal.: Alfa Omega, S. A.
- Salas, S. I. (1998.). *Estudio de la Vegetación del Parque Ecológico de Xochimilco.* . México Distrito Federal.: Tesis de licenciatura, Facultad de Ciencias, UNAM.
- Sandia, A. (1995.). *El agua en los estudios de impacto ambiental, caracterización de los efectos negativos o positivos sobre su calidad y cantidad.* Revista La era ecológica.
- Snoeyink, V. y. (1987.). *Química del agua.* México.: Limusa.
- Spalding, R. E. (1993.). *Effects of sludge disposal on ground-water nitrate concentrations.* . Journal of Hydrology.
- Standards., A. B. (1994). *American Society for testing and materials.* Metodo ASTM.
- Stanley, E. H. (2002.). *A geomorphic perspective on nutrient retention following dam removal.* BioScience.
- Takaki., A. J. (1993). *Estudio Edafológico detallado del Parque Natural de Xochimilco.* México Distrito Federal.: Asociación Internacional de Investigadores de Xochimilco de A. C.
- Tebutt. (2002.). *Fundamentos del control de la calidad del agua.* México.: Limusa S.A de CV.
- Viessman W. y Mark, J. (1993.). *Water supply and pollution control.* New York. : Harpercollins.
- Vollenweider, R. A. (1981.). *Eutrophication. A global problem.* Water Quality Bullentin.
- Wen, W. Y. (1991.). *Research on the difference of inorganic nitrogen in water systems of South China.* . Tropic Oceanology. .
- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology. Lake and river ecosystems.* California.: Academic Press. .
- Wheaton, F. W. (1982.). *Acuacultura. Diseño y Construcción de sistemas.* . México Distrito Federal.: A. G. T. Editor, S. A. .
- Wilber, G. (1971.). *The biological aspects of water pollution.* USA.: Charles E. Thomas Publisher.
- Winkler, A. (1996.). *Tratamiento biológico de agua de desecho.* . México.: Limusa.

ANEXOS

ANEXO.1 Medios específicos para bacterias *Nitrosomonas* y *Nitrobacter*

Medio de cultivo para *Nitrosomonas*

Sustancia	Cant.(g)
MgSO ₄ .7H ₂ O	0.1
NaHCO ₃	0.5
Na ₂ HPO ₄	13.5
KH ₂ PO ₄	0.7
FeCl ₃ .6H ₂ O	0.014
CaCl ₂ .2H ₂ O	0.18
(NH ₄) ₂ SO ₄	0.5
H ₂ O destilada	1000ml

Medio de cultivo para *Nitrobacter*

Sustancia	Cant.(g)
MgSO ₄ .7H ₂ O	0.1
NaHCO ₃	0.5
Na ₂ HPO ₄	13.5
KH ₂ PO ₄	0.7
FeCl ₃ .6H ₂ O	0.014
CaCl ₂ .2H ₂ O	0.18
NaNO ₂	0.5
H ₂ O destilada	1000ml

Medio amonio: (NH₄)₂SO₄: 0,5 g; K₂HPO₄: 1,0 g; KH₂PO₄: 0,027 g; FeSO₄.7H₂O: 0,03 g; MgSO₄.7H₂O: 0,3 g; CaCO₃: 7,5 g; CaCl₂: 0,01 g; solución elementos traza: 1,0 mL; agua destilada: 1,0 L; pH = 7,5.

ANEXO .2 Reactivo de Griess-llosvay

Solución A. Disolver 0.6g de ác. Sulfanilico en 70mL de agua destilada caliente; se enfría la solución y se agrega 20mL de HCl concentrado, diluir esta mezcla en 100mL con agua destilada.

Solución B. Agregar 0.6g de a-Naftilamina en 10-20mL de agua destilada y agregar 1ml de HCl concentrado, diluir y aforar a 100mL con agua destilada.

Solución C. Disolver 16.4g de CH₃-COONa.3H₂O o (acetato de sodio) en 100mL de agua destilada. Guardar por separado las soluciones en frascos ámbar y en refrigeración. (Sánchez C., 2004).

ANEXO. 3

Medio líquido de asparagina

- Asparagina, DL 3,0 g
- Fosfato de hidrógeno dipotasio anhidro, K_2HPO_4 1,0 g
- Sulfato de magnesio $MgSO_4 \cdot 7 H_2O$ 0,5 g
- Agua destilada 1000 ml

pH ajustado a 6,9- 7,2 antes de esterilizar. Preparar tubos con 10 ml del medio líquido asparagina, doble concentración y otros de simple concentración

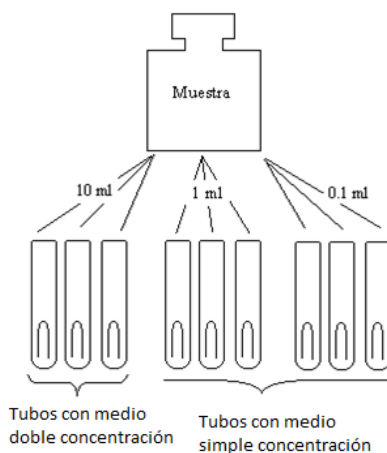
Medio de acetamida

- Acetamida 10,0 g
- Cloruro de sodio Na, Cl 5,0 g
- Fosfato de hidrógeno dipotasio anhidro, K_2PO_4 1,39 g
- Fosfato de dihidrógeno potasio anhidro, KH_2PO_4 0,73 g
- Sulfato de magnesio, $Mg SO_4 \cdot 7 H_2O$ 0,5 g
- Rojo fenol 0,012 g
- (b) Agar 15,0 g
- Agua destilada 1000 ml

pH ajustado a 6,9 7,2 antes de esterilizar. Prepararse también en forma líquida sin el agregado de agar.

Prueba presuntiva: inocular 5 muestras de 10 ml, cinco de 1 ml y cinco de 0.1 ml en los tubos con medio líquido asparagina. Los primeros se inoculan en los medios de doble concentración, mientras que los últimos en los de simple.

ANEXO.4



Esquema de diluciones de tres series de tubos primarios para prueba presuntiva

ANEXO.5

Índice de NMP, para distintas combinaciones de resultados positivos, cuando se utilizan 3 tubos por dilución (10 ml, 1 ml y 0,1 ml)

Combinación de tubos positivos A- B- C	Índice NMP/ 100 ml	Combinación de tubos positivos A- B -C	Índice NMP/ 100 ml	Combinación de tubos positivos A- B- C	Índice NMP/ 100 ml
0- 0- 1	3	1- 1- 2	15	2- 2- 3	42
0- 0- 2	6	1- 1- 3	19	2- 3- 0	29
0- 0- 3	9	1- 2- 0	11	2- 3- 1	36
0- 1- 0	3	1- 2- 1	15	2- 3- 2	44
0- 1- 1	6	1- 2- 2	20	2- 3- 3	53
0- 1- 2	9	1- 2- 3	24	3- 0- 0	23
0- 1- 3	12	1- 3- 0	16	3- 0- 1	39
0- 2- 0	6	1- 3- 1	20	3- 0- 2	64
0- 2- 1	9	1- 3- 2	24	3- 0- 3	95
0- 2- 2	12	1- 3- 3	29	3- 1- 0	43
0- 2- 3	16	2- 0- 0	9	3- 1- 1	75
0- 3- 0	9	2- 0- 1	14	3- 1- 2	120
0- 3- 1	13	2- 0- 2	20	3- 1- 3	160
0- 3- 2	16	2- 0- 3	28	3- 2- 0	93
0- 3- 3	19	2- 1- 0	15	3- 2- 1	150
1- 0- 0	4	2- 1- 1	20	3- 2- 2	210
1- 0- 1	7	2- 1- 2	27	3- 2- 3	290
1- 0- 2	11	2- 1- 3	34	3- 3- 0	240
1- 0- 3	15	2- 2- 0	21	3- 3- 1	460
1- 1- 0	7	2- 2- 1	28	3- 3- 2	1100
1- 1- 1	11	2- 2- 2	35	3- 3- 3	>1100

ANEXO. 6

Tabla de registro de resultados para la prueba de NMP :

ASPARAGINA						ACETAMIDA						NÚMERO CARACTERISTICO					
10	10	10	1	1	1	0	0	0	10	10	10				1	1	1
S-Cuemanco																	
*X																	
F- Cuemanco																	
S- Club España																	
F- Club España																	
S- Texhuilo																	
F- Texhuilo																	
S- Apatlaco																	
F- Apatlaco																	
S- Asuncion																	
F- Asunción																	

*Se marco con una “+” los tubos que se consideren positivos y con “-” los negativos

ANEXO. 7



Ilustración 1. Vertido clandestino de aguas domésticas.



Uso del agua para riego

TRANSPORTE DE MUESTRAS DE CAMPO PARA ANALISIS QUIMICOS.

ANÁLISIS	VOL. MUESTRA	TIEMPO DE REFRIGERACIÓN
DBO	500ml	Refrigerar a 4 °C y analizar en máx. 24hs. **
DQO	500ml	Refrigerar a 4°C y analizar en máx. 48hrs **
CO2	200ml	No refrigerar, trabajar en un max. de 5 hrs **
Nitratos	500ml	Refrigerar a 4° C durante 14 hrs. Y en la oscuridad *
Nitritos	500ml.	Refrigerar a 4° C durante 48 hrs. Y en la oscuridad *
Nitrógeno Amoniacal	500ml	Adicionar H ₂ SO ₄ hasta pH 1.5 ó 2 y refrigerar a 4° C y en la oscuridad. Analizar en máx. 7días *
Nitrógeno Total	500ml	Adicionar H ₂ SO ₄ hasta pH 1.5 ó 2 y refrigerar a 4° C y en la oscuridad. Analizar en máx. 7días **

APHA AWWA WPCF, 1996)

Cuadro 1. Límites Máximos Permisibles en las Descargas de Aguas Residuales

LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES			
PARÁMETROS	CUERPOS RECEPTORES DE LAS DESCARGAS		
	TIPO A	TIPO B	TIPO C
	Ríos, Aguas Costeras y Suelo	Ríos, Embalses, Aguas Costeras, Estuarios y Humedales Naturales	Ríos y Embalses
Sólidos Suspendidos Totales* (SST)	150	75	40
Demanda Química de Oxígeno* (DQO)	320	200	100

Promedio Mensual en miligramos por litro (mg/L)

Reformas. Ley federal en materia de Agua. Límites máximos permisibles de DQO publicados el 24 de diciembre de 2007 en el Diario Oficial de la Federación, y que entraron en vigor el 1° de Enero del 2008 (Comisión Nacional del Agua 2001).

