



FONDO DE INVESTIGACION PESQUERA

INFORMES TECNICOS F I P

FIP - IT / 99 - 25

INFORME : DETERMINACION DE LA CAPACIDAD DE
FINAL : CARGA DE LOS LAGOS AUQUILDA, YALDAD
Y TRES MARIAS EN CHILOE INSULAR

UNIDAD : UNIVERSIDAD AUSTRAL DE CHILE
EJECUTORA



REPUBLICA DE CHILE
MINISTERIO DE ECONOMIA, FOMENTO
Y RECONSTRUCCION
SUBSECRETARIA DE PESCA
FONDO DE INVESTIGACION PESQUERA
(F.I.P.)



UNIVERSIDAD AUSTRAL DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS
INSTITUTO DE ZOOLOGIA

INFORME FINAL:

***“ DETERMINACION DE LA CAPACIDAD DE CARGA
DE LOS LAGOS AUQUILDA, YALDAD Y TRES MARIAS
EN CHILOE INSULAR ”***

Investigador Principal:
Prof. Dr. JOSE ARENAS MORALES

VALDIVIA, NOVIEMBRE 2001

UNIVERSIDAD AUSTRAL DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS
INSTITUTO DE ZOOLOGIA

INFORME FINAL:

PROYECTO FIP N° 99-25:

**“DETERMINACIÓN DE LA CAPACIDAD DE CARGA DE LOS LAGOS
AUQUILDA, YALDAD Y TRES MARIÁS EN CHILOÉ INSULAR”**

Presentado por:

UNIVERSIDAD AUSTRAL DE CHILE

Al:

FONDO DE INVESTIGACION PESQUERA
SUBSECRETARIA DE PESCA
MINISTERIO DE ECONOMIA, FOMENTO Y RECONSTRUCCION
REPUBLICA DE CHILE

Investigador Principal:

Prof. Dr. JOSE ARENAS MORALES

VALDIVIA, Noviembre de 2001.

AUTORES

Dr. JOSÉ ARENAS.

Investigador principal. Universidad Austral de Chile.

Dr. OSCAR PARRA B.

Coinvestigador. Universidad de Concepción.

Dr. STEFAN WOELFL.

Coinvestigador. Universidad Austral de Chile.

Mg.Cs. MARIANO GRANDJEAN.

Coinvestigador. Universidad Austral de Chile.

Dr. ANTON HUBER.

Coinvestigador. Universidad Austral de Chile.

Dr. CARLOS OYARZÚN.

Coinvestigador. Universidad Austral de Chile.

Dra. LORENA VILLALOBOS.

Coinvestigador. Universidad Austral de Chile

Dra. EDILIA JAQUE.

Coinvestigador. Universidad de Concepción.

Dr. CARLOS BERTRÁN.

Coinvestigador. Universidad Austral de Chile.

Mg.Cs. ALEJANDRO BRAVO.

Coinvestigador. Universidad Austral de Chile.

T.M. GLORIA AGÜERO.

Colaborador. Universidad Austral de Chile.

Mg.Cs. DALBA AVILÉS.

Colaborador. Universidad de Concepción.

PERSONAL TÉCNICO:

Srta. Rosa Cárcamo.

Universidad Austral de Chile. Especialista en computación.

Sr. Raúl Arriagada.

Universidad Austral de Chile. Técnico en trabajos limnológicos.

PROYECTO FIP N° 99-25:

**“DETERMINACIÓN DE LA CAPACIDAD DE CARGA DE LOS LAGOS
AUQUILDA, YALDAD Y TRES MARÍAS EN CHILOÉ INSULAR”**

INFORME FINAL

RESUMEN EJECUTIVO

Antecedentes generales

La subcuenca del lago Auquilda localizada en la vertiente oriental de la Isla Grande de Chiloé entre los 42°18' y los 42°22' Latitud Sur, forma parte de un pequeño sistema de lagunas asociadas a una morfogénesis glaciaria, conformado por dos cuerpos de agua el lago Auquilda y el Pastahue, ambos drenan estacionalmente sus aguas a través del Estero de desagüe, que confluye a 1,2 km de su desembocadura con el río Pellahue que a su vez forma parte de la cuenca del Río Grande que vierte sus aguas al mar interior.

Hidrológicamente el lago Auquilda es una cuenca cerrada, en ella no se observan efluentes ni afluentes superficiales continuos.

Las subcuencas del lago Tres Marías se localizan al sur de los 42° 45' de latitud y entre los 73°45' a los 73°55' de longitud Oeste. La subcuenca del Lago Tres Marías alcanza una superficie de 20,7 km² y en su interior el lago alcanza una superficie de 5,9 km².

La cuenca del lago Yaldad, está localizada inmediatamente al sur del lago Tres Marías, drena una superficie de 66,5 km² con un espejo de agua de 4,2 km² de superficie.

La cuenca del lago Yaldad presenta siete subsistemas hídricos menores que cubren más de 70% del territorio de la cuenca en este sentido presenta una mayor densidad de drenaje que las dos cuencas anteriormente analizadas.

EXPORTACION DE NITROGENO Y FOSFORO

En general, los usos del suelo presentes en la cuenca del lago Auquilda corresponden a uso forestal (57,5 ha), uso ganadero (38,6 ha) y uso agrícola (37,6 ha). En el caso de las cuencas

de los lagos Yaldad y Tres Marías, el uso del suelo corresponde a bosque nativo siempreverde en el 100% de su superficie.

En el lago Auquilda, los datos de las cargas anuales de P-total, muestran que las superficies con praderas-ganaderas ($0,52 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), son moderadamente superiores a las cargas exportadas desde las áreas agrícola-ganaderas ($0,35 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$). Las cargas exportadas desde el bosque nativo ($0,18 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) son significativamente inferiores y semejantes a las cargas de los bosques de los lagos Tres Marías ($0,19 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y Yaldad ($0,24 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$). Los valores de N-total y P-total son semejantes a los obtenidos en las cuencas con bosque nativo del lago Huillinco en Chiloé

MORFOMETRÍA DE LOS LAGOS AUQUILDA, TRES MARIAS Y YALDAD

El lago Auquilda esta localizado a una altitud de 120 m sobre el nivel del mar a los $42^{\circ}20'$ S y $73^{\circ}51'$ O en su punto medio, su profundidad máxima alcanza a los 17 metros. El área de drenaje de la cuenca aportante ($1,36 \text{ km}^2$) es 3,67 veces mayor que el área del lago.

El lago Tres Marías se localiza a los $42^{\circ} 50'$ de latitud y los $73^{\circ}50'$ de longitud Oeste en su punto medio, y a una altitud de 220 m sobre el nivel del mar. El lago presenta una forma curvada, su eje mayor de 4,4 km tiene orientación oeste este, registra una profundidad máxima de 30 metros. El perímetro o línea de costa de 15,1 km delimita un área superficial de $5,9 \text{ km}^2$. El área de drenaje de la cuenca de $20,7 \text{ km}^2$ es 3,5 veces mayor que el área del lago.

El lago Yaldad esta localizado a una altitud de 120 m sobre el nivel del mar a los $43^{\circ}01'$ S y $73^{\circ}50'$ O en su punto medio. El lago presenta una forma subrectangular elongada, su eje mayor de 5,2 km tiene orientación oeste este. El área de drenaje de la cuenca es de $66,5 \text{ km}^2$ es 15,8 veces mayor que el área del lago tiene una profundidad máxima de 22 metros.

BALANCE HIDRICO

La precipitación promedio en las cuencas de los lagos estudiados fluctuó entre 2.800 mm y 3.330 mm. Estos valores son superiores a los 2.000 mm/anuales señalados por el MOP (1987) como promedio para la zona. Esta situación anómala se debió principalmente al superávit de las precipitaciones durante los meses de verano, situación que se repitió en todo el sur de Chile (DMCh, 2001).

La variación estacional del contenido de agua de los tres lagos tuvo una relación directa con el

régimen de las precipitaciones locales.

Del total de las precipitaciones incidentes en las cuencas de los lagos estudiados, la precipitación caída sobre el espejo de agua representa el 29% en el lago Auquilda; mientras que en el Yaldad y Tres Marías, representan el 6 y 39 %, respectivamente.

La precipitación total caída en la cuenca del lago Auquilda fue de 2.883.800 m³ de los cuales el 70% fue evacuada por el efluente. En el lago Yaldad la precipitación total en las vertientes alcanzó a los 207.848.300 m³, siendo el 68,7 % evacuada a través del río efluente; mientras que en las vertientes del lago Tres Marías cayó una precipitación total 42.416.800 m³, de los cuales el 91,8 % fue eliminada a través de su efluente.

Las variaciones temporales del agua involucrada en la evapotranspiración y la variación del contenido de agua de las vertientes tuvo un curso anual determinado por el nivel de saturación del suelo, las precipitaciones y las condiciones meteorológicas que regulan la evapotranspiración. Por lo tanto, es posible inferir que los altos valores de este componente del balance hídrico en algunos períodos se debieron principalmente a la cantidad de agua que fue necesaria para saturar el suelo de las vertientes. Una vez alcanzado esto, la variación temporal de este parámetro disminuyó considerablemente. Recién cuando las precipitaciones disminuyeron y las condiciones meteorológicas favorecieron la evapotranspiración, este componente del balance hídrico volvió a aumentar su valor.

PARAMETROS FÍSICOS Y QUÍMICOS EN LOS LAGOS AUQUILDA, YALDAD Y TRES MARIAS:

Régimen térmico

El lago Auquilda presentó un régimen monomictico temperado durante el 2000 como se esperaba para un lago de esta zona. La estratificación térmica del verano duró desde Enero hasta Abril del 2000. Durante este período la temperatura máxima del epilimnion fue de 18,8 °C, la temperatura del hipolimnion estuvo alrededor de los 9 °C.

El régimen térmico de los lagos Yaldad y Tres Marías muestran que por lo general siempre están bien mezclados desde la superficie hasta el fondo. Una estratificación térmica estable no se observó, pero todos los perfiles térmicos muestran una leve declinación, entre 1 y 3 grados, desde la superficie hasta el fondo. Las temperaturas invernales estuvieron alrededor de los 7-7,5 °C, las del verano entre 14 - 16,8 °C, y las de primavera y otoño entre 10 y 16,5 °C.

Como era esperable para el lago Auquilda, con muchas sustancias húmicas, en general el pH estuvo levemente ácido con valores entre 5,4 y 6,7. Se observó variaciones estacional y vertical, las cuales estuvieron muy relacionadas a los procesos biogeoquímicos. Principalmente influyó la degradación de la materia orgánica y la producción de CO₂ por la respiración. Durante la estratificación térmica, se observaron diferencias en el perfil vertical, mientras que durante el invierno no hubo variaciones verticales.

El agua de los lagos Yaldad y Tres Marías es blanda, levemente ácida y coloreada por sustancias húmicas. En general la mayor parte de los parámetros químicos mostró variaciones estacionales y verticales relativamente moderadas subrayando su carácter prístino y típicos para esta zona.

El seston total del lago Auquilda estuvo constituido por el seston orgánico y el seston inorgánico. Durante la mayor parte del año el seston orgánico constituyó aproximadamente un 60 - 70% del seston total. Se observó diferencias significativas durante el año y en el perfil vertical en el seston. Las mayores concentraciones del seston se registraron durante el verano alcanzando valores desde 1,97 - 4,12 mg/L seston total en el epilimnion y 1,36 - 7,13 mg/L seston total en el hipolimnion.

Por otra parte, en los lagos Yaldad y Tres Marías el seston varió generalmente entre 0,21 y 2,96 mg/L (seston total) y estuvo constituido principalmente por seston orgánico (50-75%).

El oxígeno mostró en el lago Auquilda un comportamiento estacional y vertical muy marcado con variaciones entre 0 y 11 mg O₂ /L. Durante la estratificación vertical se formó sucesivamente anoxia en el hipolimnion, mientras que durante la mezcla invernal la columna de agua fue bien oxigenada. Es destacable que a pesar de las altas concentraciones de microalgas que supuestamente producen mucho oxígeno se observó en el epilimnion un déficit de oxígeno con valores alrededor de (-8% y -30%) de saturación de oxígeno disuelto, mientras que en el hipolimnion el déficit alcanzó valores de hasta -100%, es decir el oxígeno fue consumido completamente. Esto significa que tanto en el epilimnion como en el hipolimnion hubo un considerable consumo de oxígeno durante el año. De hecho la demanda bioquímica de oxígeno, medido durante 5 días (DBO₅), fue alta alcanzando valores hasta de 32,8 mg/L. En general el DBO₅ aumentó con la profundidad, debido a la acumulación de materia orgánica.

En los lagos Yaldad y Tres Marías los perfiles de oxígeno reflejan la buena oxigenación de la masa del agua durante todo el año. Normalmente la concentración del oxígeno fue cercana a 7 mg/L. Esta buena oxigenación de la columna de agua fue el resultado de la baja demanda de oxígeno. Los valores más altos de DBO₅ se observaron durante invierno y primavera, mientras en verano y otoño el DBO₅ fue generalmente < 1 mg/L.

Los valores de DQO fueron en comparación con los valores de DBO₅ mucho más altos (factor 10-20x) debido a que gran parte de las sustancias húmicas no son fácilmente biodegradables y acumulan.

Con respecto al comportamiento de los nutrientes, fósforo total y nitrógeno total, en el lago Auquilda todos los valores fueron altos, hasta muy altos, durante todo el año. Esto indica una alteración muy marcada del estado natural del lago. Similar a otros parámetros se observó un notable aumento de las concentraciones en el hipolimnion, durante la estratificación térmica (como consecuencia de la anoxia y de la acumulación de materia orgánica) mientras que en el epilimnion y durante el invierno la distribución de los nutrientes fue homogénea.

En contraposición a lo descrito para el lago Auquilda, los lagos Yaldad y Tres Marías muestran un nivel de nutrientes, especialmente de fósforo y nitrógeno total, dentro de los rangos de la oligo-mesotrofia.

Sobre la base de las concentraciones de clorofila *a*, también se pueden clasificar a los lagos. Así, los altos valores de clorofila *a* reflejaron el estado eutrófico del lago Auquilda durante la mayor parte del año. En verano, otoño e invierno la clorofila alcanzó valores desde 6,4 hasta 74 µg/L en el epilimnion.

La clorofila *a* en los lagos Yaldad y Tres Marías alcanza concentraciones entre 0,1 - 3 µg/L. En general en ambos lagos, la clorofila *a* mostró un perfil vertical con una disminución de su concentración hacia el fondo. Con la evidencia de las concentraciones de clorofila *a* se puede clasificar a estos lagos como oligotróficos.

SEDIMENTOS

En el lago Auquilda se determinó la tasa de sedimentación de material particulado que proviene desde las balsas jaulas, este corresponde a 32,31 g/m²*24 horas,. Los contenidos de materia orgánica en este material representan el 81%; en los que los nutrientes P y N están representados con un 3,93 y 6,19%, respectivamente.

Las características texturales de los sedimentos del lago Auquilda, corresponden a la fracción arena (3 a 63%) y la fracción limo-arcilla (36 a 97%). El contenido de materia orgánica, en las diferentes fracciones representa un porcentaje superior al 40%.

En los sedimentos localizados bajo las balsas jaulas los contenidos de fósforo y nitrógeno, son de 1,26 y 3,46%, respectivamente; mientras que en los sitios alejados de dichas instalaciones los porcentajes fósforo fluctúan entre 0,12 y 0,27%; y los de nitrógeno entre 1,31 y 2,02 % .

Los sedimentos existentes en el fondo de los lagos Tres Marías y Yaldad, presentaron elevados valores de limo-arcilla, los que en promedio representan el 83 y 90 % del total, con bajos porcentajes de arena y ausencia en todas las estaciones de la fracción grava

El contenido orgánico por fracciones fue elevado tanto para la arena como para la fracción fina en la mayoría de las estaciones, registrándose valores extremos de 63 y 77 % de materia orgánica tanto para la fracción arena como para el limo-arcilla.

El contenido de materia orgánica total presente en los sedimentos de estos lagos fue muy elevado, registrándose valores promedio por sobre el 50 %, llegando a máximos de 63,5 % .

Se determinó la concentración de fósforo y nitrógeno presente en los sedimentos de las diez estaciones ubicadas a lo largo de los dos transectos registrándose valores promedio de 0,19 y 1,12 para el fósforo y nitrógeno, respectivamente..

ACTIVIDADES ACUICOLAS

El lago Auquilda es el único de los tres lagos, en el cual se desarrollan actividades de piscicultura, durante el período de estudio comprendido entre enero y diciembre del año 2000, el Centro de cultivo de peces localizado en el Auquilda aportó a la masa de agua 685 kilos de fósforo y 3315 kilos de nitrógeno.

CUANTIFICACION DE CARGAS

Se cuantificó las cargas de fósforo y nitrógeno que llegan a los lagos Auquilda, Yaldad y Tres Marías. En el lago Auquilda la carga de fósforo alcanzó a los 2811,6 mg/m²*año y la de nitrógeno a 10859,4 mg/m²*año. Los aportes naturales representados por el agua lluvia contribuyen con el 1,2 % de la carga de fósforo y el 1,7 % de la carga de nitrógeno; mientras que la escorrentía aporta el 4,3 % del Fósforo y el 11,6 % del nitrógeno. Por otra parte la carga

artificial, esta dada básicamente a través de las aguas residuales con 1,6 % y 2,1 % de las cargas de fósforo y nitrógeno, respectivamente; en tanto, que el centro de cultivo aporta un 66,4 % de fósforo y un 83,1 % de nitrógeno. Por otra parte, los sedimentos también contribuyen con nutrientes a través de la carga interna, como consecuencia del cultivo de peces, contribuyen con el 26,5 % del fósforo y el 1,3 % del nitrógeno.

En el lago Yaldad la carga de fósforo total es de 658,2 mg/m²*año; mientras que la de nitrógeno corresponde a 4491,5 mg/m²*año. Se pudo establecer que los aportes de agua lluvia representan aproximadamente el 0,2 % de la carga de fósforo y el 0,5 % de la carga de nitrógeno; mientras que los afluentes aportan el 26,8 % del Fósforo y el 99,5 % del nitrógeno, que llega al lago Yaldad. La carga interna hace un aporte significativo de fósforo con un 73%. Igualmente en el lago Tres Marías se determinó una carga de fósforo de 125,0 mg/m²*año y una carga de nitrógeno de 3112,9 mg/m²*año; los aportes de agua lluvia representan el 35,3 % de la carga de fósforo y el 17 % de la carga de nitrógeno; mientras que los afluentes aportan el 43 % del Fósforo y el 26 % del nitrógeno. Por otra parte, en este lago la carga interna contribuye con el 21,6% del fósforo y el 57,3% del nitrógeno.

AREAS PARA ESTABLECER CENTROS DE CULTIVO

Solo en los lagos Yaldad y Tres Marías existen condiciones para el establecimiento de centros de cultivo. No obstante, dada su condición de ambientes de características prístinas no sería recomendable intervenir estos sistemas de extrema fragilidad, tanto del cuerpo de agua como de la cuenca de entorno.

Selección de sitios apropiados para el emplazamiento de centros de cultivos de peces.

Desde el punto de vista de la normativa vigente prevista en el decreto N° 427 de la Subsecretaría de Pesca, publicado en el Diario Oficial el 10 de febrero de 1990, en los cuerpos lacustres destinados al cultivo de salmónidos se deberá tener un nivel de producción máximo de 1 tonelada de peces por cada 35 hectáreas de lago, es decir, se tiene que dividir por 35 la extensión total del lago para determinar su capacidad de producción. Bajo esta normativa en el lago Yaldad se podrían producir como máximo 11,87 toneladas de peces; mientras que el lago Tres Marías tendría una capacidad de producción de 16,96 toneladas de peces. Dentro de este contexto, si consideramos que se empleen balsas jaulas de 10x10x10 m, con una carga de 5

kg/m³ de peces, en la práctica significa que en el lago Yaldad se debería instalar un centro de cultivo con un máximo de tres balsas jaulas; mientras que en el lago Tres Marías el centro de cultivos podría tener cuatro balsas jaulas.

SENSIBILIZACION DEL METODO

En el lago Auquilda la carga crítica del nivel de hipereutrofia, está sobrepasada por la carga actual, de tal manera que la única alternativa posible para este cuerpo de agua es someterlo a la brevedad a tareas de recuperación y prohibir su utilización en actividades de piscicultura intensiva.

En el lago Yaldad la carga de fósforo necesaria para llegar al nivel de Eutrofia corresponde a 1018,9 mg/m²*año, de acuerdo con este margen de carga, sería factible obtener una producción equivalente a 415 toneladas de peces. Por lo tanto, este lago podría alcanzar el nivel de eutrofia en aproximadamente 34 años, con una producción anual de 12 toneladas, que corresponde al límite máximo de producción, según la legislación vigente; ahora si se obtuviera en este lago una producción similar a la obtenida en el lago Auquilda (1.4 ton/ha *año), este lago prístino alcanzaría la eutrofia en aproximadamente 9 meses.

En el lago Tres Marías la carga de fósforo necesaria para llegar al nivel de eutrofia, implicaría obtener una producción de 173,5 toneladas, por lo que este lago podría alcanzar este nivel de trofia en aproximadamente 10,2 años, con una producción anual de 17 toneladas, que corresponde al límite máximo de producción, según la normativa vigente, ahora si el nivel de producción se incrementara a cantidades similares a las producidas en el lago Auquilda (1,4 ton/ha *año), el lago Tres Marías, que corresponde a un lago oligotrófico de características prístinas alcanzaría la eutrofia en sólo 3 meses.

Cargas actuales y cargas críticas determinadas para alcanzar los respectivos niveles tróficos futuros, en los tres lagos estudiados.

Lago	Carga P actual (mg/m²*año)	Condición Actual de Trofia	Carga P crítica (mg/m²*año)	Condición Futura de Trofia
Auquilda	2811,6	Hipereutrofico	>1360,0	Hipereutrófico
Tres Marías	125,0	Oligotrófico	152,6	Mesotrófico
Yaldad	658,2	Mesotrófico	1846,3	Eutrófico

INDICE GENERAL

INDICE GENERAL.....	1
INDICE TABLAS.....	2
INDICE DE FIGURAS.....	7
INTRODUCCION.....	10
OBJETIVOS GENERAL Y ESPECIFICOS.....	11
ANTECEDENTES.....	12
METODOLOGIA	13
RESULTADOS:	
➤ Análisis cartográfico y aerofotogramétrico de las cuencas lacustres.....	43
➤ Análisis de microcuencas de los lagos en estudio.....	68
➤ Balance hídrico de las cuencas de los lagos.....	75
➤ Muestreo de agua en ríos afluentes, efluentes de lluvia y en los lagos.....	93
➤ Tasa de sedimentación.....	138
➤ Actividades acuícolas.....	146
➤ Cuantificación de las cargas.....	148
➤ Cuantificación de la producción de salmonídeos cultivados en los lagos.....	181
➤ Aporte de quimioterapéuticos.....	183
➤ Modelo de Simulación de la capacidad de carga.....	192
➤ Determinación de áreas mas apropiadas para establecer centros de cultivos.....	200
➤ Sensibilización del modelo aplicado en función de la incorporación de nuevos centros de cultivo a los ya autorizados.....	221
DISCUSION	227
CONCLUSIONES.....	230
REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS.....	235
ANEXO.....	238

INDICE DE TABLAS

Tabla 1: Límite inferior de detección de los métodos de análisis de quimioterapéuticos utilizados, según el Laboratorio (UACH = Universidad Austral de Chile; UVAL = Universidad de Valparaíso; ppm = partes por millón; ppb = partes por billón).....	39
Tabla 2: Superficie del Lago Auquilda.....	45
Tabla 3: Parámetros morfométricos del lago Auquilda.....	51
Tabla 4: Superficie del Lago Tres Marías.....	53
Tabla 5: Subcuencas de la cuenca hidrográfica del Lago Tres Marías.....	54
Tabla 6: Parámetros morfométricos de Lago Tres Marías.....	59
Tabla 7: Superficie del lago Yaldad.....	61
Tabla 8: Subcuencas de la cuenca hidrográfica del Yaldad.....	62
Tabla 9: Parámetros morfométricos del lago Yaldad.....	66
Tabla 10: Concentraciones mensuales de nutrientes ($\mu\text{g L}^{-1}$) en la microcuenca 1.....	71
Tabla 11: Concentraciones mensuales de nutrientes ($\mu\text{g L}^{-1}$) en la microcuenca 3.....	72
Tabla 12: Concentraciones mensuales de nutrientes ($\mu\text{g L}^{-1}$) en la microcuenca 4.....	72
Tabla 13: Concentraciones mensuales de nutrientes ($\mu\text{g L}^{-1}$) en la microcuenca 5.....	72
Tabla 14: Concentraciones promedio anual de nutrientes (particulado + solución) para las distintas quebradas de la cuenca del lago Auquilda. Entre paréntesis se muestran las desviaciones estándar.....	73
Tabla 15: Concentraciones promedio anual de nutrientes (solución) para las distintas quebradas de la cuenca del lago Auquilda. Entre paréntesis se muestran las desviaciones estándar.....	73
Tabla 16: Exportación de nutrientes ($\text{kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) para los distintos usos del suelo de las cuencas de los lagos Auquilda, Yaldad y Tres Marías.....	73
Tabla 17: Exportación de nutrientes (kg año^{-1}) para los distintos usos del suelo de las cuencas de los lagos Auquilda, Yaldad y Tres Marías.....	74
Tabla 18: Nutrientes exportados por los distintos usos del suelo en las cuencas de los lagos Auquilda, Yaldad y Tres Marías comparados con otros estudios ($\text{kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$).....	74
Tabla 19: Delimitación de los períodos de estudio.....	75
Tabla 20: Variación estacional de los aportes de agua por precipitaciones para la cuenca	

del lago Auquilda.....	76
Tabla 21: Variación estacional del volumen de agua del lago.....	82
Tabla 22: Variación estacional de la evaporación potencial de la zona.....	83
Tabla 23: Variación estacional de los aportes de agua por precipitaciones para la cuenca del lago Pastahue.....	83
Tabla 24: Variación estacional de los aportes de agua por precipitaciones de la fracción de la cuenca considerada para el estero.....	83
Tabla 25: Cantidad estacional de los aportes de agua (m^3) inferidos para las cuencas de los lagos Auquilda, Pastahue y fracción de la cuenca correspondiente al estero ($10^3 m^3$).....	84
Tabla 26: Variación estacional de la escorrentía y del contenido de agua del suelo.....	84
Tabla 27: Variación estacional de los componentes del balance hídrico ($10^3 m^3$) y su relación (%) con la correspondiente precipitación total.....	85
Tabla 28: Precipitación (mm) y aportes de agua para la cuenca del lago Yaldad en miles de m^3 (Pp_v = precipitación en las vertientes; Ic = intercepción de copa; Pn = precipitación neta; Pp_l = precipitación en el lago).....	85
Tabla 29: Precipitación (mm), y aportes de agua para la cuenca del lago Tres Marías en miles de m^3 (Pp_v = precipitación en las vertientes; Ic = intercepción de copa; Pn = precipitación neta; Pp_l = precipitación en el lago).....	86
Tabla 30: Aportes de agua por precipitaciones que llegan a las vertientes de la cuenca del lago Yaldad en miles de m^3 (Pp_v = precipitación en las vertientes; Ic = intercepción de copa; Pn = precipitación neta).....	87
Tabla 31: Aportes de agua por precipitaciones que llegan a las vertientes de la cuenca del lago Tres Marías en miles de m^3 (Pp_v = precipitación en las vertientes; Ic = intercepción de copa; Pn = precipitación neta).....	87
Tabla 32: Evaporación potencial (mm) y evaporación en miles de m^3 en los lagos Yaldad y Tres Marías.....	88
Tabla 33: Variación de la altura relativa del espejo de agua (cm) y modificaciones en el volumen de agua (miles de m^3) de los lagos Yaldad y Tres Marías.....	88
Tabla 34: Evapotranspiración y variación del contenido de agua del suelo de las vertientes (miles de m^3) para los lagos Yaldad y Tres Marías.....	90
Tabla 35: Balance hídrico del lago Yaldad (miles de m^3) para cada uno de los períodos de	

medición.....	91
Tabla 36: Balance hídrico del lago Tres Marías (miles de m ³) para cada uno de los periodos de medición.....	91
Tabla 37: Balance hídrico para todo el período del lago Yaldad (miles de m ³).....	91
Tabla 38: Balance hídrico para todo el período del lago Tres Marías (miles de m ³).....	92
Tabla 39: Lago Auquilda. Análisis de agua del efluente.....	93
Tabla 40: Lagos Tres Marías y Yaldad. Análisis de agua de los afluentes.....	94
Tabla 41: Lago Auquilda. Análisis químico de agua de lluvia.....	94
Tabla 42: Lagos Tres Marías y Yaldad. Análisis químico de agua de lluvia.....	95
Tabla 43: Parámetros físicos, químicos y biológicos del lago Auquilda.....	105
Tabla 44: Parámetros físicos, químicos y biológicos del lago Tres Marías.....	120
Tabla 45: Parámetros físicos, químicos y biológicos del lago Yaldad.....	131
Tabla 46: Material sedimentado en el Lago Auquilda bajo las balsas jaula y en el área de control durante un período de 24 horas. Todos los valores están expresados en g · m ⁻² · 24 h.....	138
Tabla 47: Concentraciones de P y N contenidos en el sedimento del Lago Auquilda. Las muestras fueron tomadas bajo las balsas-jaula y en estaciones de alejamiento progresivo a partir de ella.....	139
Tabla 48: Concentraciones de P y N contenidos en el material sedimentado del Lago Auquilda. Las muestras fueron tomadas bajo las balsas-jaula y en el control.....	139
Tabla 49: Características texturales del sedimento (n = 5) presente en cada una de las seis estaciones consideradas para el Lago Auquilda. Los valores están expresados como porcentaje (%) del total.....	139
Tabla 50: Contenido orgánico de cada fracción textural del sedimento (n = 5) presente en cada una de las seis estaciones consideradas para el Lago Auquilda. Los valores están expresados como porcentaje (%) del total.....	140
Tabla 51: Contenido orgánico total del sedimento (n = 5) presente en cada una de las seis estaciones consideradas para el Lago Auquilda. Los valores están expresados como porcentaje (%) del total.....	140
Tabla 52: Características texturales del sedimento presente en cada una de las diez	

estaciones consideradas para el Lago Tres Marías. Los valores están expresados como porcentaje (%) del total.....	141
Tabla 53: Contenido orgánico de cada fracción textural del sedimento presente en cada una de las diez estaciones consideradas para el lago Tres Marías. Los valores están expresados como porcentaje (%) del total.....	141
Tabla 54: Contenido orgánico total del sedimento presente en cada una de las seis estaciones consideradas para el Lago Tres Marías. Los valores están expresados como porcentaje (%) del total.....	142
Tabla 55: Concentraciones de P y N contenidos en el sedimento del Lago Tres Marías. Los valores están expresados como porcentaje (%) del total.....	142
Tabla 56: Características texturales del sedimento presente en cada una de las diez estaciones consideradas para el Lago Yaldad. Los valores están expresados como porcentaje (%) del total.....	143
Tabla 57: Contenido orgánico de cada fracción textural del sedimento presente en cada una de las diez estaciones consideradas para el lago Yaldad. Los valores están expresados como porcentaje (%) del total.....	144
Tabla 58: Contenido orgánico total del sedimento presente en cada una de las seis estaciones consideradas para el Lago Yaldad. Los valores están expresados como porcentaje (%) del total.....	144
Tabla 59: Concentraciones de P y N contenidos en el sedimento del Lago Yaldad. Los valores están expresados como porcentaje (%) del total.....	145
Tabla 60: Aportes de fósforo provenientes de la escorrentía, según los diferentes tipos de uso de suelo.....	150
Tabla 61. Variables consideradas para realizar los cálculos de los aportes de nutrientes (P y N) provenientes de las aguas residuales en la cuenca del lago Auquilda.....	150
Tabla 62. Aportes de Fósforo a través de las aguas residuales, según los diferentes sistemas de evacuación detectados en la cuenca del lago Auquilda.....	151
Tabla 63 Aportes de nitrógeno provenientes de la escorrentía, según los diferentes tipos de uso de suelo. Período enero a diciembre 2000.....	153
Tabla 64: Aportes de Nitrógeno a través de las aguas residuales, según los diferentes sistemas de evacuación detectados en la cuenca del lago Auquilda.....	154
Tabla 65: Balance másico de fósforo total (kg), en el lago Auquilda durante el año 2000.....	156

Tabla 66: Balance másico de Nitrógeno total (kg), en el lago Auquilda durante el año 2000.....	158
Tabla 67: Aportes de fósforo provenientes de los afluentes, en el lago Yaldad, durante el período de estudio, agosto 2000 - mayo 2001.....	161
Tabla 68: Aportes de nitrógeno provenientes de la escorrentía, en el lago Yaldad, durante el período de estudio, agosto 2000- mayo 2001.....	162
Tabla 69: Balance másico de fósforo total (kg), en el lago Yaldad durante el período agosto 2000 – mayo 2001.....	164
Tabla 70: Balance másico de nitrógeno total (kg), en el lago Yaldad durante el período agosto 2000 – mayo 2001.....	165
Tabla 71: Aportes de fósforo provenientes de los afluentes, en el lago Tres Marías, durante el período de estudio, agosto 2000 - mayo 2001.....	166
Tabla 72: Aportes de nitrógeno provenientes de los afluentes, en el lago Tres Marías, durante el período de estudio, agosto 2000 - mayo 2001.....	168
Tabla 73: Balance másico de fósforo total (kg), en el lago Tres Marías durante el período agosto 2000 - mayo 2001.....	169
Tabla 74: Balance másico de nitrógeno total (kg), en el lago Tres Marías durante el período agosto 2000 - mayo 2001.....	170
Tabla 75: Lista de quimioterapéuticos utilizados en acuicultura y su uso en Chile.....	185
Tabla 76.- Lago Auquilda, resultado del análisis de productos quimioterapéuticos en sedimentos, durante dos campañas de muestreo. La Estación A corresponde al Control, localizada en el centro del lago. La estación B es el sitio de emplazamiento de las balsas jaulas. La estación C corresponde a una estación cercana a la zona litoral. La estación D representa a la estación donde se muestreó <i>Diplodon</i> sp.....	187
Tabla 77: Niveles de trofia, concentraciones límites de Fósforo con las respectivas cargas críticas y actual determinadas en el lago Auquilda.....	193
Tabla 78. Niveles de trofia, concentraciones límites de Nitrógeno con las respectivas cargas críticas y actual determinadas en el lago Auquilda.....	195
Tabla 79. Niveles de trofia, concentraciones límites de Fósforo con las respectivas cargas críticas y actual determinadas en el lago Yaldad.....	196
Tabla 80. Niveles de trofia, concentraciones límites de Nitrógeno con las respectivas cargas críticas y actual determinadas en el lago Yaldad.....	197

Tabla 81. Niveles de trofia, concentraciones límites de Fósforo con las respectivas cargas críticas y actual determinadas en el lago Tres Marías.....	198
Tabla 82. Niveles de trofia, concentraciones límites de Nitrógeno con las respectivas cargas críticas y actual determinadas en el lago Tres Marías.....	199
Tabla 83: Posiciones iniciales, finales y distancias totales recorridas por los derivadores de 1 metro de profundidad (superficiales), en el lago Auquilda.....	203
Tabla 84: Posiciones iniciales, finales y distancias totales recorridas por los derivadores de 5 metros de profundidad, en el lago Auquilda.....	203
Tabla 85: Posiciones iniciales, finales y distancias totales recorridas por los derivadores de 8 metros de profundidad, en el lago Auquilda.....	204
Tabla 86: Posiciones iniciales, finales y distancias totales recorridas por los derivadores superficiales, en el lago Yaldad.....	208
Tabla 87: Posiciones iniciales, finales y distancias totales recorridas por los derivadores de 5.0 metros de profundidad en el lago Yaldad.....	210
Tabla 88: Posiciones iniciales, finales y distancias totales recorridas por los derivadores de 10.0 metros de profundidad en el lago Yaldad.....	210
Tabla 89: Posiciones iniciales, finales y distancias totales recorridas por los derivadores superficiales, en el lago Tres Marías.....	215
Tabla 90: Posiciones iniciales, finales y distancias totales recorridas por los derivadores de 5.0 metros de profundidad en el lago Tres Marías.....	217
Tabla 91: Posiciones iniciales, finales y distancias totales recorridas por los derivadores de 10.0 metros de profundidad en el lago Tres Marías.....	217

INDICE DE FIGURAS

Figura 1: Red de estaciones pluviométricas del lago Auquilda.....	22
Figura 2: Red de estaciones pluviométricas del lago Tres Marías.....	23
Figura 3: Red de estaciones pluviométricas del lago Yaldad.....	24
Figura 4: Esquema del diseño general del muestreo realizado en los lagos.....	25
Figura 5: Lago Auquilda. Estaciones de muestreo: microcuencas, agua y sedimentos.....	27

Figura 6: Lago Tres Marías. Estaciones de muestreo: agua y sedimentos.....	28
Figura 7: Lago Yaldad. Estaciones de muestreo: agua y sedimentos.....	29
Figura 8: Localización de las cuencas de los lagos Auquilda, Tres Marías y Yaldad.....	44
Figura 9: Relación Cuenca - Lago.....	45
Figura 10: Carta base y de localización de la cuenca.....	48
Figura 11: Carta Uso del suelo Cuenca lago Auquilda.....	49
Figura 12: Diferentes usos del suelo en la cuenca del lago Auquilda.....	50
Figura 13: Carta batimétrica del lago Auquilda.....	52
Figura 14: Relación Cuenca - Lago.....	53
Figura 15: Carta base Lago Tres Marías.....	56
Figura 16: Carta Hidrográfica Cuenca del Lago Tres Marías.....	57
Figura 17: Carta de Usos del Suelo del Lago Tres Marías.....	58
Figura 18: Carta batimétrica del lago Tres Marías.....	60
Figura 19: Relación Cuenca - Lago.....	61
Figura 20: Carta base de la cuenca del Lago Yaldad.....	63
Figura 21: Carta hidrográfica de la cuenca del Lago Yaldad.....	64
Figura 22: Carta Uso del suelo de la cuenca del Lago Yaldad.....	65
Figura 23: Carta batimétrica del Lago Yaldad.....	67
Figura 24: Distribución espacial de las precipitaciones para el período 1.....	77
Figura 25: Distribución espacial de las precipitaciones para el período 2.....	78
Figura 26: Distribución espacial de las precipitaciones para el período 3.....	79
Figura 27: Distribución espacial de las precipitaciones para el período 4.....	80
Figura 28: Distribución espacial de las precipitaciones para todo el período.....	81

Figura 29: Variación temporal del nivel de agua del lago Auquilda.....	82
Figura 30. Variación temporal de la altura relativa (cm) del lago Yaldad.....	89
Figura 31: Variación temporal de la altura (cm) relativa del lago Tres Marías.....	89
Figura 32: Perfiles de los principales parámetros físicos, químicos y limnológicos en el lago Auquilda 2000-2001.....	112
Figura 33: Perfiles de los principales parámetros físicos, químicos y limnológicos en el lago Tres Marías 2000-2001.....	123
Figura 34: Perfiles de los principales parámetros físicos, químicos y limnológicos en el lago Yaldad 2000-2001.....	134
Figura 35: Lago Auquilda. Dinámica de masas de agua determinada con derivadores.....	202
Figura 36: Relación entre carga hidráulica y tiempo de residencia registrada mensualmente en el Lago Auquilda.....	205
Figura 37: Lago Yaldad. Dinámica de masas de agua determinada con derivadores	209
Figura 38: Relación entre carga hidráulica y tiempo de residencia en el lago Yaldad.....	212
Figura 39: Lago Yaldad. Sitios seleccionados.....	213
Figura 40: Lago Tres Marías. Dinámica de masas de agua determinada con derivadores ...	216
Figura 41: Relación entre la carga hidráulica y tiempo de residencia en el lago Tres Marías.....	216
Figura 42: Lago Tres Marías. Sitios seleccionados.....	220

INTRODUCCION

De conformidad a lo establecido en los artículos 74° y 87° de la ley General de Pesca y Acuicultura, sistematizada mediante Decreto Supremo N° 430 de 1991, del Ministerio de Economía, Fomento y Reconstrucción, es facultad del Estado reglamentar las medidas de protección del medio ambiente que deben cumplir los titulares de concesiones de acuicultura localizados en cuerpo de agua marítimos, lacustres y fluviales.

En virtud de lo anterior, el Fondo de Investigación Pesquera ha mantenido una línea de investigación relacionada con la determinación de la capacidad de carga en distintos lagos de la zona sur de Chile, habiéndose concluido los estudios en los lagos Rupanco, Riñihue, Natri, Cucao, Huillinco, Tepuhueico y Tarahuín, todos en la X Región. Actualmente, se encuentran en ejecución estudios en los lagos Riesco, Los Palos y laguna Escondida, en la XI Región, y en los lagos Chapo, Yelcho, Popetán y laguna San Antonio, en la X Región.

El objetivo principal de estos proyectos es contar con información actualizada, referida a la proporción de materia orgánica aportada por los centros de cultivo localizados en cuerpos lacustres respecto de las otras actividades realizadas en la cuenca, y de este modo fortalecer los criterios técnicos utilizados en la selección de áreas aptas para el desarrollo, ecológicamente sustentable, de la acuicultura.

En razón de lo anterior, el Consejo de Investigación Pesquera teniendo presente lo señalado por la Subsecretaría de Pesca y las necesidades de investigación en el tema de la capacidad de carga de lagos, ha incluido el presente estudio dentro del programa de investigación pesquera para el año 1999, (Proyecto 99-25).

El presente Informe Final es un requisito establecido dentro del contrato de investigación firmado entre ambas instituciones. En este informe se entregan los resultados obtenidos de todas las actividades desarrolladas para alcanzar el objetivo general y específicos durante el período de estudio. Al final del documento se adjuntan como anexo las observaciones y respuestas surgidas de la calificación técnica del Pre-informe Final.

OBJETIVO GENERAL

Determinar la capacidad de carga del lago Auquilda, Yaldad y Tres Marías en Chiloé Insular, en términos de stock cultivable de especies salmonídeas.

OBJETIVOS ESPECIFICOS

1. Estimar los aportes de fósforo y nitrógeno aportados por las diferentes actividades desarrolladas en sus cuencas (silvoagropecuarias, pesquera, turística, centros urbanos y otras), así como de aquellos originados por aportes sedimentarios de ríos y de agua lluvia, para los lagos considerados en este estudio.
2. Determinar los aportes de fósforo y nitrógeno totales, provenientes de actividades acuícolas localizadas tanto en el lago como en los ríos y esteros tributarios.
3. Determinar el balance másico de fósforo y nitrógeno totales, considerando los flujos de entrada y salida, para los lagos considerados en este estudio.
4. Cuantificar la producción de salmonídeos cultivados en los lagos durante el desarrollo del estudio, señalando la especie e identificación del centro de cultivo, en caso que corresponda.
5. Estimar, a través de un modelo de simulación, la capacidad de carga en términos de máximo stock cultivable de especies salmonídeas.
6. Estimar el aporte de quimioterapéuticos y su persistencia en el medio ambiente, por parte del(los) centro(s) de cultivo que está(n) operando en los lagos, en caso que corresponda.

7. Determinar las áreas más apropiadas para establecer centros de cultivo de salmonídeos, para los lagos considerados en este estudio.
8. Sensibilizar el modelo aplicado en función de la incorporación de nuevos centros de cultivo a los ya autorizados, considerando diferentes niveles de producción y localización en los lagos señalados. Asimismo, para cada nivel de producción se deberá estimar el período de tiempo que esta actividad económica se desarrollará sin que se alcance la carga crítica, que induzca cambio en la trofia del lago.

ANTECEDENTES

Lagos Auquilda, Tres Marías y Yaldad.

Estos lagos están localizados en el extremo sur y sobre la vertiente oriental de la Isla Grande de Chiloé, al sur de los 42° de Latitud. Estos lagos drenan cuencas hídricas de tamaño inferior a los 70 km², que vacían sus aguas hacia el occidente (Tres Marías) y hacia el oriente al mar interior (Yaldad y Auquilda). Sus cuerpos de agua no superan los 5 km² en el caso del lago Tres Marías; los 6 km² en el caso del Yaldad y menos de 0.4 km² en el caso del Auquilda.

De acuerdo a antecedentes cartográficos se trata de cuencas de dominio forestal con distintos niveles de intervención antrópica. Las cuencas de drenaje de los lagos Auquilda, Tres Marías y Yaldad tienen áreas superficiales no superiores a 5, 30 y 70 km² respectivamente. Sólo el lago Auquilda tienen actividades de acuicultura y acceso sin dificultades.

METODOLOGIAS

➤ ANÁLISIS CARTOGRÁFICO Y AEROFOTOGRAMÉTRICO DE LAS CUENCAS LACUSTRES

Cartografía Base

La elaboración de una cartografía base es indispensable para la localización de puntos de muestreo, definir escala de trabajo y realizar sobre esta, toda la información cartográfica temática tanto de las cuencas como de sus cuerpos de agua. La información Cartográfica de Base se realizó con las siguientes fuentes de información:

- Cartografía I.G.M. escala 1:250.000 cartas Castro e Isla Guafo.
- Cartografía I.G.M. escala 1:50.000 cartas Laguna Chaiguata 4300-7345, Natri 4245-7345 y Castro 4215-7345.
- Fotografías aéreas SAF 1995 escala 1:20.000.

Esto permitió elaborar una cartografía base digitalizada en Autocad R14 para permitir el ingreso de las bases de datos cartográficas al sistema de información geográfico (SIG) (Idrisi).

En la integración y superposición se digitalizó la siguiente información:

- Red Vial
- Red fluvial (Considerando la jerarquía de la red de drenaje)
- Curvas de nivel (Considerando la información topográfica dada por la carta IGM)
- Lagos y lagunas

La cartografía temática comprende la cartografía de subcuencas, carta base, hídrica, batimétrica y carta de uso actual del suelo.

Definición de cuencas y subcuencas

Las cuencas hídricas se han definido como una zona en la que el agua, los sedimentos y los materiales disueltos drenan hacia un punto en común (MOPT, 1992). La cuenca constituye además un conjunto de elementos interdependientes, donde el comportamiento hidrológico de los relieves controla el régimen fluvial y los procesos morfogenéticos generados movilizan el

material que se encuentra en el origen de la carga del curso de agua. Este flujo de materia requiere de flujos de energía (Tricart, 1976). Toda esta dinámica ligada a flujos de energía y materia que salen y entran a una cuenca hidrográfica, permiten adoptar fácilmente el enfoque sistémico en los estudios de manejo de cuenca.

La cuenca hidrográfica define el área drenada por un río incluyendo los recursos naturales insertos dentro de ésta y constituye un sistema natural donde los procesos que se desarrollan en el territorio por ella limitada, responden a factores o agentes principalmente localizados dentro del sistema; por esta razón se estima que este sistema geográfico tiene mayor adaptabilidad al análisis integral.

Con el objeto de definir las cuencas y subcuencas de drenaje de los lagos Auquilda, Tres Marias y Yaldad, se utilizó la información topográfica entregada por las cartas escala 1:50.000 del IGM. (Cartas de Castro, Natri y Laguna Chaiguata). Esta delimitación se realizó analizando la información de las curvas de nivel e identificando las divisorias de aguas. Finalmente, a través del análisis fotogramétrico de fotografías aéreas escala 1:20.000 (SAF, 1995) se corrigieron los límites de las cuencas y subcuencas. De esta forma, se generó una base de datos; tanto de los límites de las cuencas, como de toda la red hidrográfica jerarquizada en distintos ordenes según el método de Strahler (1981). Dicha información fue digitalizada en Autocad, R14 e ingresada al SIG Idrisi con el fin de obtener información de superficies, longitud de drenes y densidad de drenaje.

Como resultado se entregan las cartas temáticas de Subcuencas con la información asociada.

En el caso de la cuenca del Auquilda por no encontrar en ninguna de sus riberas aguas de escorrentía superficial que constituyeran drenes aportantes de subcuencas en forma permanente, se siguió la delimitación topográfica de aquellas zonas que durante los episodios de lluvias dieron origen a un cauce de escorrentía superficial intermitente. La información relevada al respecto se ingresó al Sistema de Información Geográfica Idrisi, para crear y manejar la base de datos.

El uso actual del suelo

Los distintos usos del suelo que se presentan en las tres cuencas lacustres analizadas, se identificaron a través de la fotointerpretación de pares estereoscópicos de fotografías aéreas escala 1:20.000 (S.A.F, 1995), análisis e interpretación de imágenes satelitales, antecedentes

proporcionados por el Catastro de Bosque Nativo (CONAF, 1997) y de levantamiento en terreno. Esto permitió definir las diversas categorías de uso del territorio en las cuencas. Dicha información fue cartografiada, digitalizada e ingresada al Sistema de Información Geográfica Idrisi, donde se analizaron los aspectos relativos a las superficies ocupadas por cada uso en la cuenca y en las subcuencas hídricas.

La generación de la carta de uso del suelo, se desarrolló en tres etapas, en la primera se realizó la fotointerpretación de los pares estereoscópicos, y elaboró la carta preliminar de uso del suelo; posteriormente la información fue corregida en terreno, para la cartografía definitiva de cada cuenca.

Uso del suelo por subcuencas

Las cartas temáticas definitivas de uso del suelo y de subcuencas fueron ingresadas y procesadas en el (SIG) Idrisi, donde se procedió a realizar un cruce de información, a través del módulo Crosstab del Idrisi, que permite obtener en forma de imagen y tabular, la información cruzada de bases de datos cartográficos y determinar el área de cada subcuenca y los usos de suelo por subcuencas.

Batimetrías de los Lagos Auquilda, Yaldad y Tres Marías

En marzo 2000 se hizo el relevamiento batimétrico del lago Auquilda y en julio 2000 el de los lagos Tres Marías y Yaldad. Para obtener la data batimétrica se utilizó un Ecosonda portátil de registro gráfico marca Lowrance X16. Con los perfiles batimétricos georeferenciados, cubriendo en zigzag la superficie de los lagos se obtuvieron los ecogramas con los que se elaboraron las respectivas cartas batimétricas digitalizadas en Autocad R14.

Estos lagos se encuentran en la quinta agrupación geomorfológica regional definida por Borgel, 1982, subregión de la planicie litoral de Chiloé e islas adyacentes. Se trata de cuencas lacustres de origen glaciotectónico, verdaderos anfiteatros lacustres obturados por cordones morrénicos, no presentan una importante red hídrica de alimentación más bien se trata de un pobre sistema de alimentación fluvial.

➤ MICROCUENCAS DE LOS LAGOS EN ESTUDIO

En una visita durante el mes de febrero 2000 se pudo establecer que en la cuenca del lago Auquilda no existen ríos o esteros que tuvieran escorrentía superficial permanente durante todo el año, y los posibles flujos de escorrentía correspondían a quebradas que se activan esporádicamente solamente con fuertes precipitaciones durante los meses de invierno y primavera. Por lo tanto, bajo estas condiciones no fue posible instalar limnógrafos registradores de caudales de agua, ya que los flujos deberían ser principalmente subsuperficiales y/o superficiales difusos.

Debido a estos motivos, en el lago Auquilda se seleccionaron 4 pequeñas quebradas que presentaron un período de escorrentía superficial intermitente durante el año y las cuales se muestrearon para determinar las concentraciones de nitrógeno y fósforo durante algunos eventos de precipitación - escorrentía en el período comprendido entre abril - diciembre del 2000. Estas quebradas representan los distintos usos del suelo presentes en la cuenca, principalmente bosque nativo, ganadería y pequeña agricultura. Además, se utilizó la información generada en el balance hídrico del lago Auquilda, donde la escorrentía se determinó mediante el modelo general del balance hídrico. Finalmente, se estimó la exportación total de nitrógeno y fósforo desde los distintos usos del suelo (kg año^{-1}). En la figura 5 se presenta la ubicación de las quebradas donde se recolectaron las muestras de agua de escorrentía.

Las muestras de agua de las quebradas se empezaron a recolectar a fines del mes de abril, cuando la escorrentía se hizo presente esporádicamente debido a las precipitaciones y se terminaron de recolectar en diciembre cuando las quebradas se secaron. Las muestras de agua se colectaron con botellas de 1 L en duplicado. En el laboratorio fueron filtradas con filtros de $0.45 \mu\text{m}$, y el filtrado fue usado para determinar las concentraciones de $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NH}_3\text{-N}$, N-orgánico, N-total, $\text{PO}_4\text{-P}$ y P-total en solución. Las otras muestras se utilizaron para determinar las concentraciones de estos elementos considerando la muestra total (solución + particulado).

En las cuencas de los lagos Tres Marías y Yaldad no fue posible realizar muestreos mensuales debido a la inaccesibilidad de los distintos sitios, por lo que para estimar la exportación de nitrógeno y fósforo de las cuencas de estos lagos, se recurrió a información bibliográfica reciente donde se han establecido índices de exportación de nutrientes para uso del suelo con

bosque nativo inalterado en la zona del lago Huillinco, en la isla de Chiloé. Con estos índices, más los datos mensuales de escorrentía generados con el modelo general del balance hídrico, se estimaron la exportación de nutrientes desde las superficies con bosque nativo para un período anual ($\text{kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$).

➤ **BALANCE HÍDRICO DE LOS LAGOS AUQUILDA, TRES MARIAS Y YALDAD.**

Lago Auquilda

Para determinar los aportes de agua que llegan a toda la cuenca por precipitación (PP) se instalaron una red de pluviómetros totalizadores de acuerdo a las recomendaciones señaladas en Fernández (1996). La ubicación de estos instrumentos tuvo una distribución espacial que permitió abarcar las distintas zonas, y a su vez fuesen accesibles durante todo el año (Fig. 1). Para establecer la distribución espacial y temporal de las precipitaciones en la cuenca se digitalizó una carta base de la zona y se estableció su límite geográfico, el relieve y la ubicación de la laguna.

Mediante el programa computacional Surfer v. 6.04, se confeccionaron mapas que muestran la distribución espacial de la precipitación para cada uno de los períodos considerados y para el total del tiempo (Martínez de Azagra & Navarro, 1996).

Para establecer la cantidad total de agua que ingresó a la cuenca por períodos, se sumaron los valores de precipitación calculados para las vertientes y sobre la superficie del lago respectivamente. Ambos valores también se obtuvieron con el programa computacional Surfer v.6.04.

No fue necesario establecer el caudal de los afluentes (Q_a) porque no existen cursos superficiales permanentes que surten de agua al lago.

Mediante el programa computacional Surfer v.6.04, se confeccionaron mapas que muestran la distribución espacial de la precipitación para cada uno de los períodos considerados y para el total del tiempo (Martínez de Azagra & Navarro, 1996).

La variación temporal del contenido de agua del lago

La variación temporal del contenido de agua del lago (ΔI), como consecuencia de la variación en altura del espejo de agua, se determinó por simple diferencia entre los volúmenes de agua de la laguna de dos períodos consecutivos.

Los antecedentes para lograr este valor se obtuvieron de los registros de limnógrafos electrónicos ubicado en el lago.

Evaporación del lago

La pérdida de agua por evaporación desde el lago, evaporación potencial (E_p), se consideró equivalente a la registrada por una bandeja evaporimétrica representativa para la zona.

Medición del caudal de descarga del lago

La descarga del lago se produce en forma difusa a través de un terreno sinuoso cubierto por vegetación. Esta condición del desagüe hizo imposible determinar su caudal a partir de un limnógrafo instalado directamente en la desembocadura de la laguna tal como estaba previsto.

Por ello, las mediciones de caudal de descarga, mediante la instalación de un limnógrafo y los aforos periódicos, se hicieron fuera de la cuenca en un punto donde los volúmenes de agua del estero eran factibles de medir (Fig. 1). En este lugar, sin embargo, escurría no sólo la descarga del lago Auquilda, sino además, la de la laguna Pastahue más la aportada por la cuenca propia del estero.

Para estimar la cantidad de agua aportada sólo por la cuenca del lago Auquilda, se estableció que el origen del caudal medido en la descarga era proporcional a la precipitación aportada a cada cuenca. Esto es aceptable debido a las similares condiciones de edáficas, topografía y el uso del suelo.

La cantidad de agua involucrada en la evapotranspiración y en el cambio de la reserva de agua del suelo (E_{vtr}), se obtuvo por cálculo algebraico de cada uno de los valores inferidos de los demás componentes del balance hídrico de la cuenca.

LAGOS TRES MARIAS Y YALDAD

Por las características del desagüe de los lagos Tres Marías y Yaldad, no fue posible establecer el caudal de los efluentes con la metodología que fue propuesta para este estudio y que habitualmente se utiliza para estos fines. La gran cantidad de juncos y otra vegetación que se encontraron a la salida de los dos lagos y que cubrían completamente el desagüe, no permitieron acceder a esta zona ni menos hacer mediciones del caudal de los efluentes con un correntómetro para determinar las curvas de aforo. En consecuencia, el caudal de los efluentes se estimó en forma indirecta, utilizando para ello el siguiente modelo:

$$Q_e = P_{p_l} + Q_a + (P_{p_v} - I_c - (\Delta S + E_{vTr}) - E_{vp} - \Delta W$$

donde:

caudal de los efluentes (Q_e)

caudal de los afluentes (Q_a)

precipitaciones que llegan a la superficie de los lagos (P_{p_l})

precipitaciones que llegan a las vertientes de las cuencas (P_{p_v})

pérdidas de agua por intercepción de la cubierta vegetal de las cuencas (I_c)

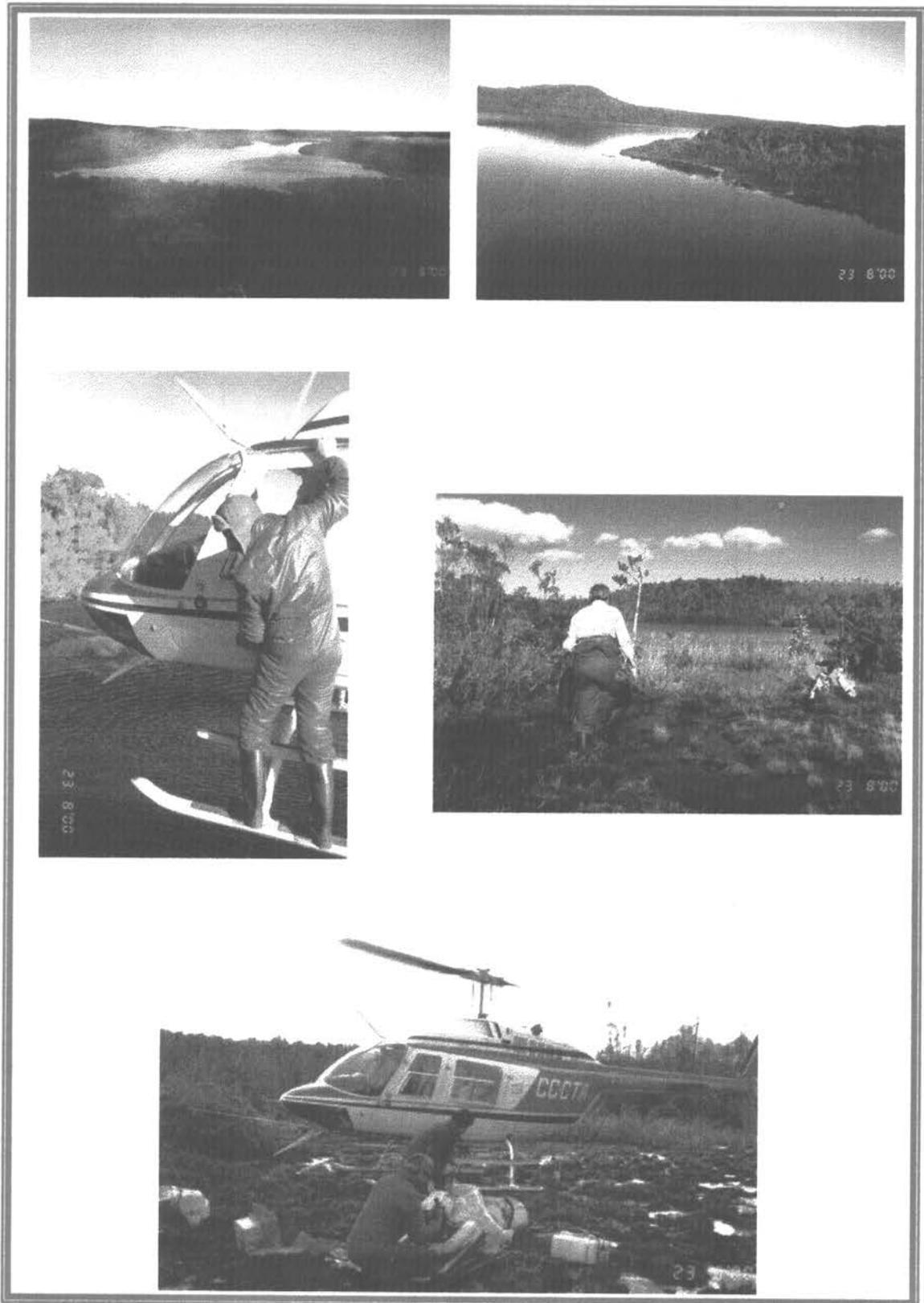
evaporación potencial de la zona (E_{vp})

variación temporal del contenido de agua de los lagos (ΔW)

evapotranspiración y variación del contenido de agua del suelo de las vertientes
($\Delta S + E_{vTr}$)

Aportes de agua por precipitaciones

Con la información que se obtuvo de la red de pluviómetros instalados en la zona de estudio (Figs. 2 y 3) y con ayuda del programa computacional Surfer v.6.04, se elaboró un mapa de isoyetas para cada uno de los períodos considerados en el estudio. Con esta información se infirió la cantidad de agua aportada por las precipitaciones que alcanzaron las vertientes de cada cuenca (P_{p_v}) y a la superficie de los lagos (P_{p_l}) respectivamente.



Mosaico fotográfico de audaces actividades en terreno. Lago Yaldad.

Caudal de los afluentes (Q_a)

Debido a la gran cantidad de juncos y otra vegetación que se encontraron a la salida de los afluentes y que cubrían completamente el desagüe, no permitieron acceder a estas zonas ni menos hacer mediciones del caudal de los afluentes con un correntómetro para determinar el caudal de los ríos afluentes.

Pérdidas de agua por intercepción de la cubierta vegetal de las vertientes (I_c).

Una cantidad variable de las precipitaciones queda retenida en la biomasa aérea de la cubierta vegetal, reintegrándose posteriormente a la atmósfera por evaporación. Por consiguiente, esta cantidad de agua no puede ser considerada como un aporte a la cuenca que va a ser utilizada en la evapotranspiración o evacuada por el río efluente. El monto de esta pérdida está influido preferentemente por las características de las precipitaciones (especialmente cantidad) y de la cubierta vegetal. Para la estimación de este valor se utilizaron los modelos matemáticos desarrollados por Huber y Martínez (1995) y por Huber & Iroumé (2001) y los antecedentes que existen al respecto cuando se determinó el balance hídrico de las cuencas de los lagos Cucao, Huillinco, Natri, Tepuhueico y Tarahuín ubicados en la misma Isla de Chiloé, a 80 Km al norte de la zona de estudio.

Evaporación potencial de la zona (E_{vp})

La cantidad de agua que se evapora desde la superficie de los lagos se consideró equivalente a la evaporación potencial de la zona. Este valor se obtuvo de los registros hechos en una bandeja evaporimétrica instalada en la estación El Tepual (Puerto Montt).

Variación temporal del contenido de agua del lago (ΔW)

La variación temporal del contenido de agua de los lagos se determinó con los registros de los limnigrafos instalados en cada uno de ellos y con la superficie correspondiente a cada lago.

Evapotranspiración y variación del contenido de agua de las vertientes ($\Delta E_v T_r_p$).

Estos componentes del balance hídrico se extrapolaron a partir de las experiencias y los resultados obtenidos de estudios similares de la cuenca del lago Tepuhueico que posee condiciones topográficas y vegetacionales parecidas.

La total inaccesibilidad de las vertientes de los dos lagos hizo imposible determinar estos parámetros con mediciones directas. Tampoco existieron microcuencas a los cuales se les pudiera haber hecho determinaciones del balance hídrico y con esta información extrapolarlo a la cuenca completa de cada lago.

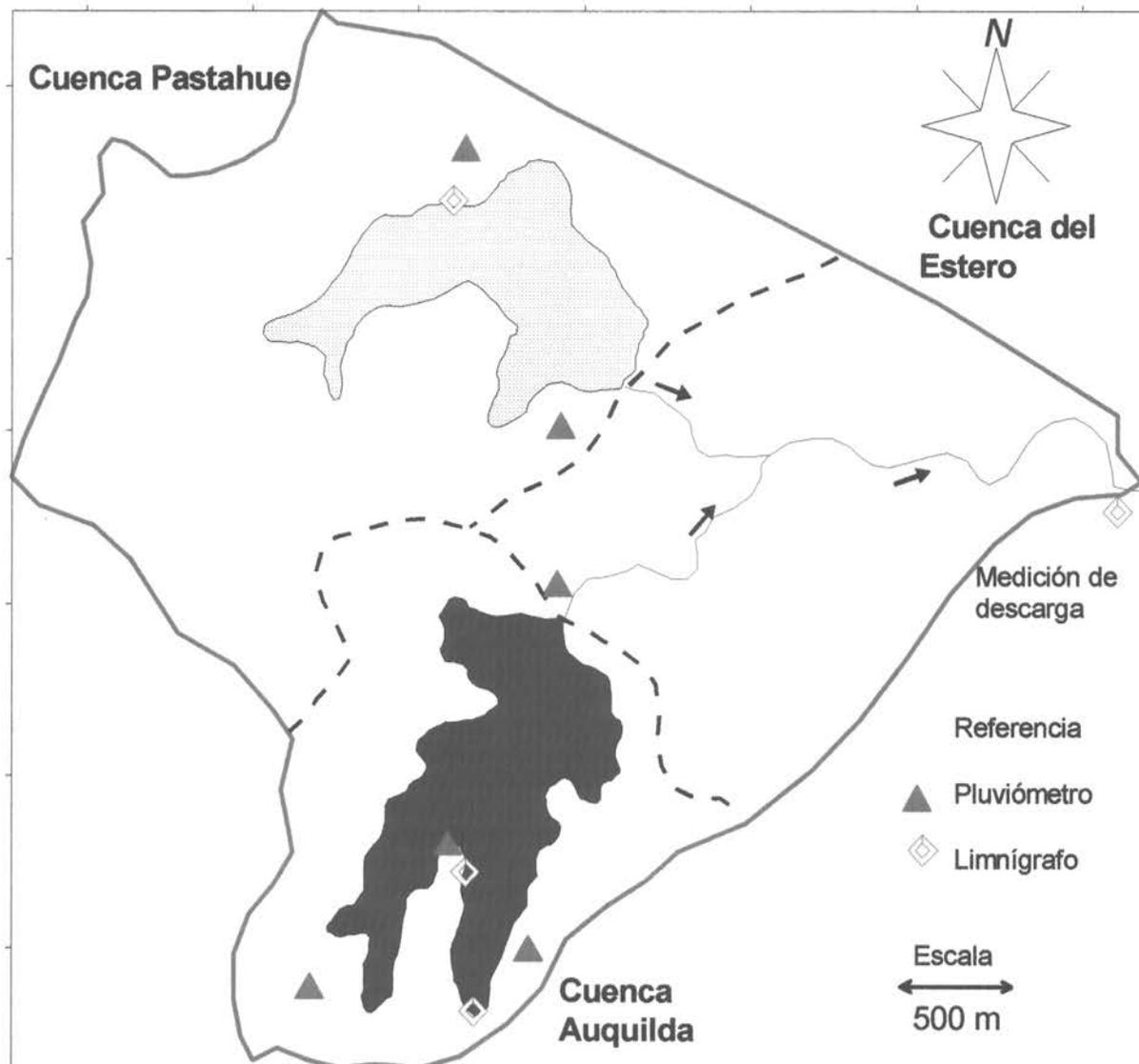


Figura 1: Red de estaciones pluviométricas y limnimétricas en el lago Auquilda.

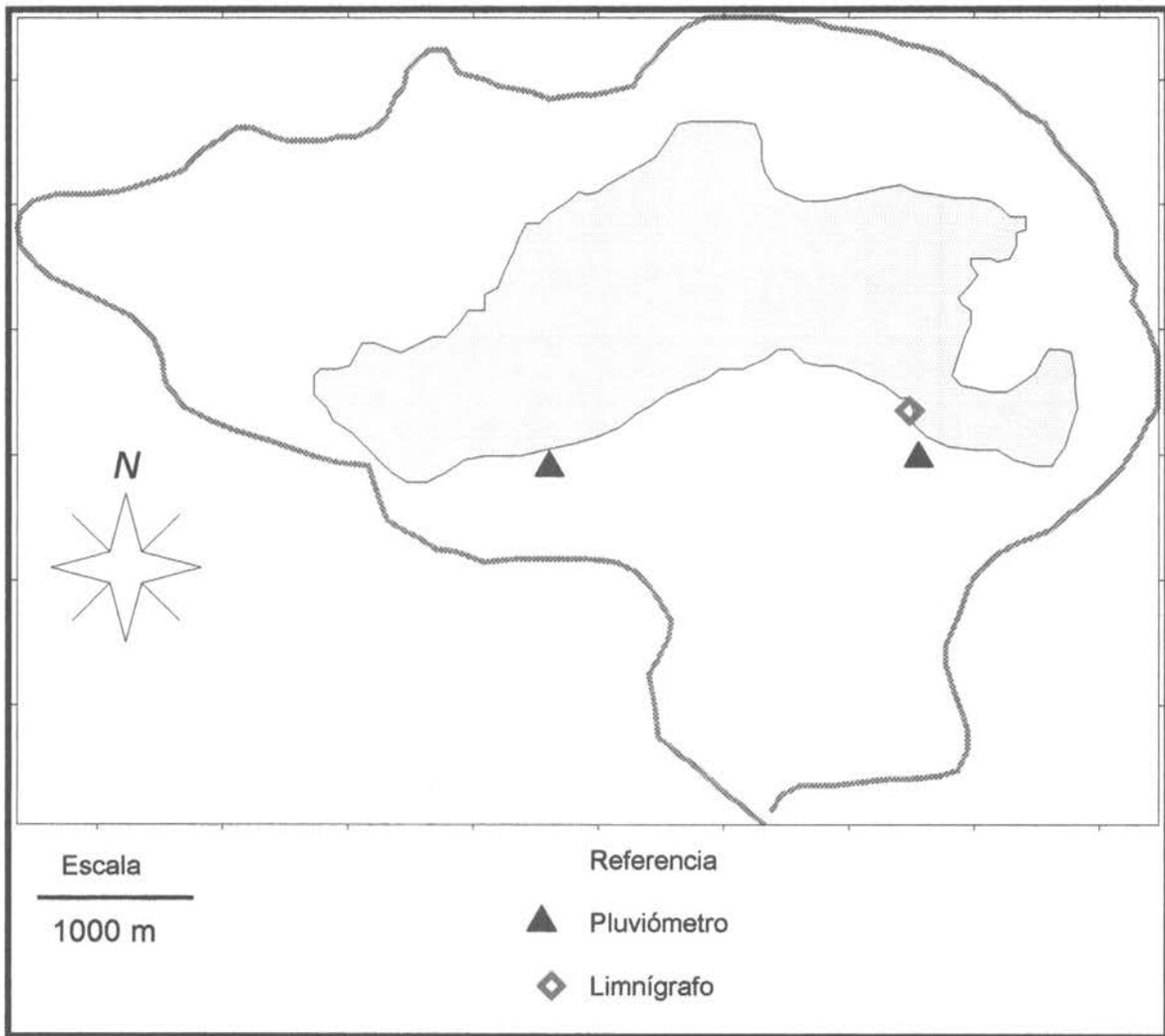


Figura 2: Red de estaciones pluviométricas y limnimétricas en el lago Tres Marías.

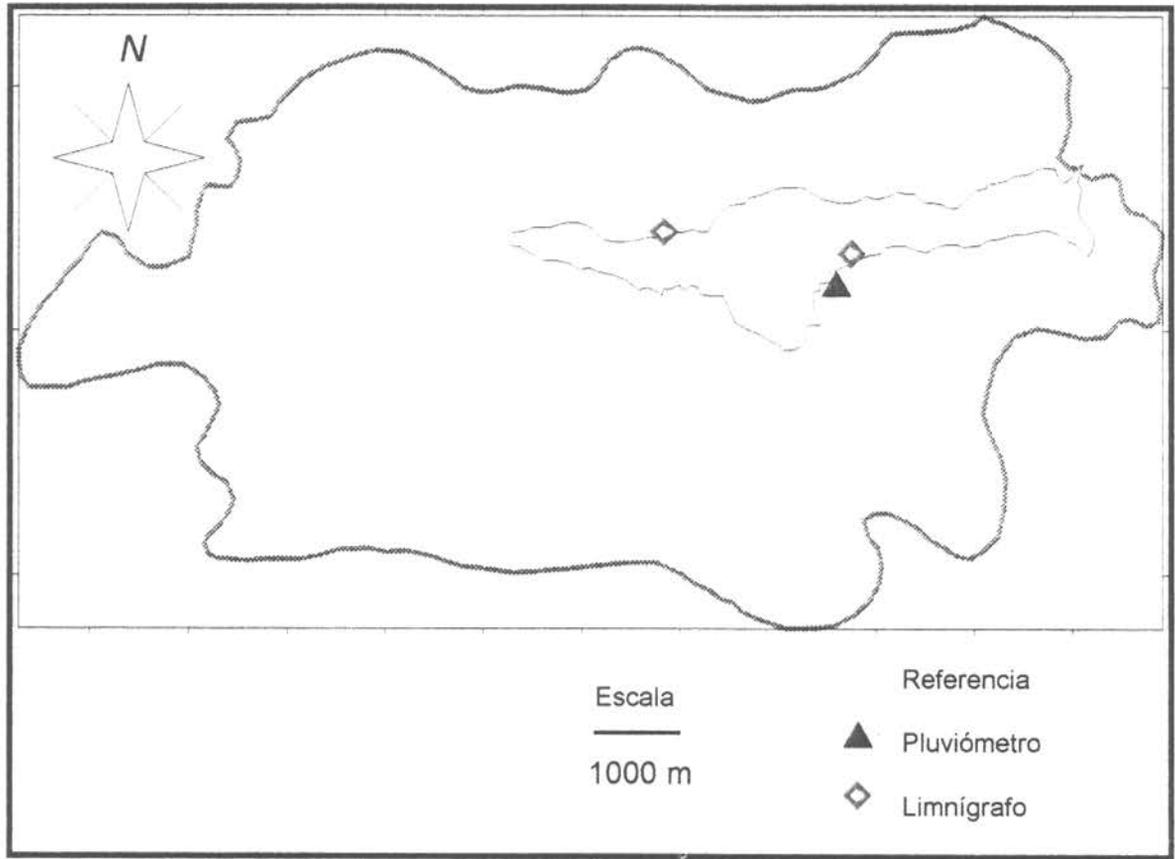


Figura 3: Red de estaciones pluviométricas y limnimétricas en el lago Yaldad.

➤ MUESTREO DE AGUA EN RIOS AFLUENTES, EFLUENTES, AGUA DE LLUVIA Y EN LOS LAGOS

Estaciones de muestreo de los lagos en estudio

En el lago Auquilda se muestreó según el diseño general que muestra la figura 4. El diseño fue el siguiente:

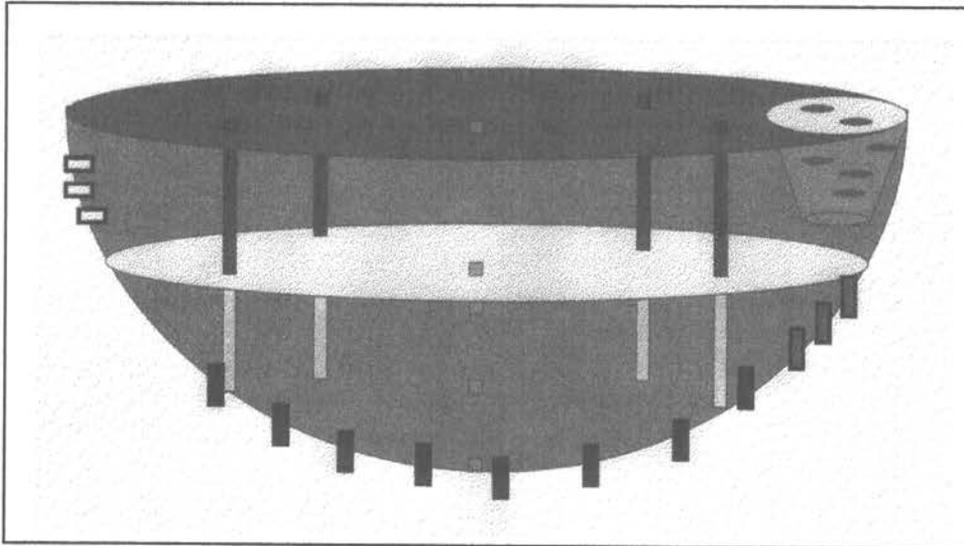


Figura 4: Esquema del diseño general del muestreo en los lagos.

Se seleccionaron en total 6 estaciones en el lago (Fig. 5), en las cuales se tomó en cada muestreo perfiles verticales con la sonda multiparamétrica para medir temperatura, pH, conductividad, oxígeno y redox.

En las estaciones 1, 3, 4, 5 y 6 se tomaron muestras para análisis químicos y en la estación 4 (centro) además muestras biológicas (clorofila *a*). En las estaciones 1, 3, 5 y 6, que están ubicadas en las 4 bahías del lago, se tomaron las muestras integradas con un tubo Pauli (plexiglas) de 2 m de largo en epi- y el hipolimnion para medir principalmente fósforo y nitrógeno.

La estación 4 (centro) corresponde a la estación con la mayor profundidad en la cual se tomaron entre 5 y 9 muestras de la columna de agua. Al observar en el hipolimnion un fuerte gradiente de los parámetros físicos y químicos debido a los procesos biogeoquímicos se optó por incluir 4 profundidades más. De esta manera fue posible obtener una imagen mucho más detallada de lo

que está sucediendo en el hipolimnion del lago Auquilda. El 22 de marzo y el 25 de abril además se determinó la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅).

En los lagos Tres Marias y Yaldad se seleccionaron 3 estaciones en las cuales se tomó en cada muestreo perfiles verticales con la sonda multiparamétrica para medir temperatura, pH, conductividad, oxígeno y redox. El diseño general de muestreo (Fig. 4) es mas simplificado para estos dos lagos.

En la estación 2 (centro) de ambos lagos se tomaron muestras para análisis químicos y además muestras biológicas (clorofila *a*). En las estaciones 1 y 3, que están ubicadas hacia ambos extremos de los lagos, se tomaron muestras integradas, entre superficie y fondo, para medir principalmente sílice, fósforo y nitrógeno, (Figs. 6 y 7).

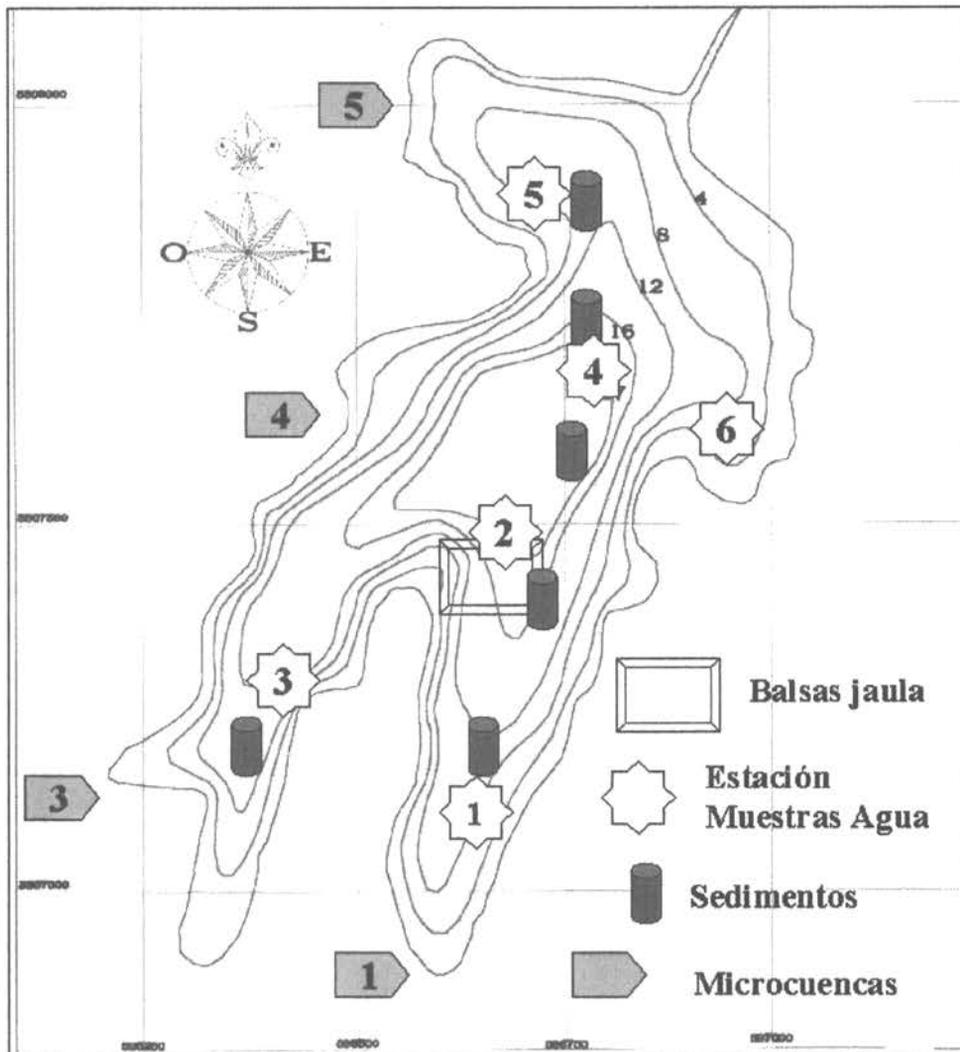


Figura 5: Lago Auquilda, estaciones de muestreo.

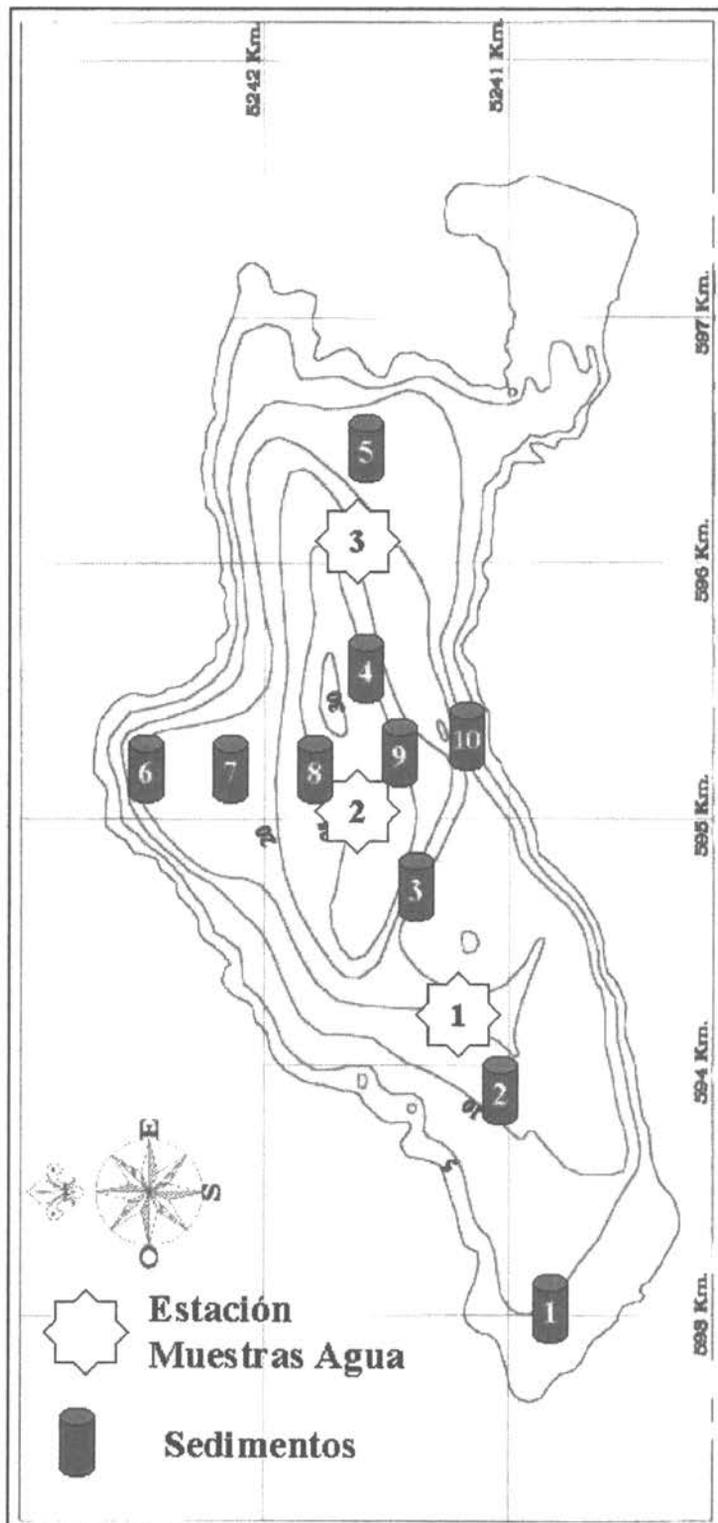


Figura 6: Lago Tres Marías, estaciones de muestreo

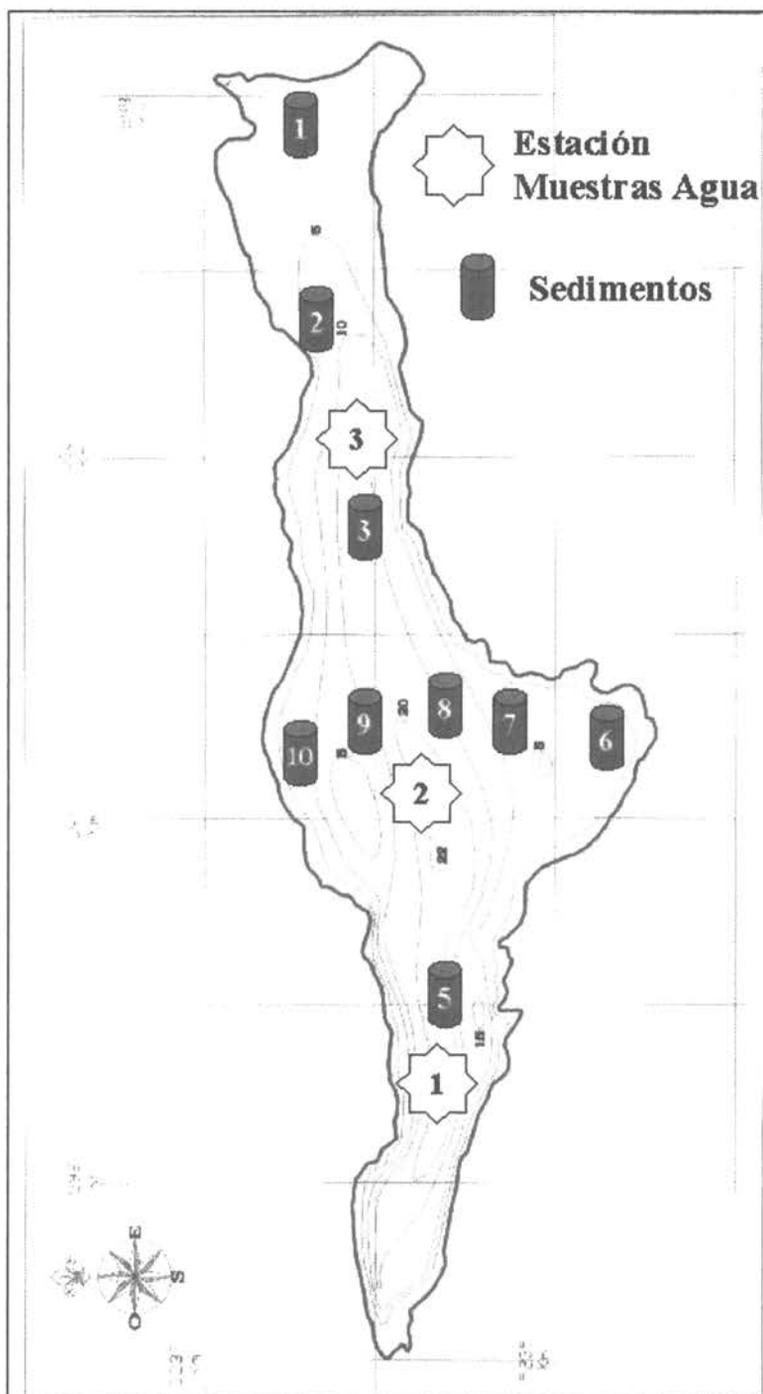


Figura 7: Lago Yaldad, estaciones de muestreo

Muestras de agua de los afluentes y efluentes

Por falta de lluvia, durante enero y febrero no hubo caudal de afluentes ni efluentes en el lago Auquilda. Solamente a partir de marzo hubo un efluente pequeño con un caudal bajo (aproximadamente algunos litros por segundo). Se tomaron muestras en distintos lugares para medir principalmente los nutrientes P y N.

Debido a la carencia de accesos, los afluentes de los lagos Tres Marías y Yaldad sólo se logró tomar muestras ocasionalmente. Para el lago Yaldad se tomaron muestras en un afluente en dos fechas mientras que en el Tres Marías se muestreo en dos afluentes una vez.

Muestras de agua lluvia

El agua de lluvia fue captada en un colector plástico transportable de polietileno de 4 metros cuadrados de superficie. El agua de lluvia se colectó a lo menos diez minutos después de iniciada la precipitación. Para el agua de lluvia, se usaron los mismos procedimientos de análisis realizados para los nutrientes de aguas de los afluentes y lago. Se midió principalmente los nutrientes fósforo y nitrógeno.

Obtención de datos físicos y químicos en los lagos Auquilda, Tres Marías y Yaldad:

En las estaciones de los lagos Auquilda, Tres Marías y Yaldad se midió con una sonda multiparamétrica (IDRONAUT OCEAN 316, Brugherio, Italia) perfiles de temperatura, conductividad eléctrica, pH, oxígeno, salinidad (calculado) y potencial de redox desde la superficie hasta el fondo en intervalos de 0,2 m. En los afluentes y efluente se midió (no en todos los casos) temperatura, pH y conductividad con instrumentos portátiles de WTW Weilheim (Alemania).

Transparencia: Se midió con un disco Secchi (20 cm Ø) expresándose en unidades de metros.

Color: La medición del color del agua se realizó usando un espectrofotómetro con longitud de onda de 440 nm. Las unidades están dadas en unid. Pt-Co (APHA 2120)

Turbidez: Se midió en un espectrofotómetro con longitud de onda 440 nm (APHA 2130).

Las muestras de agua para análisis químico se obtuvieron mediante una botella Van Dorn de 6 litros de capacidad y con un tubo Pauli de 2 metros de largo para las muestras integradas. Los análisis de nutrientes, nitrógeno total y fósforo total, DBO₅ y seston se realizaron en el

laboratorio de Química de Aguas del Instituto de Zoología de la Universidad Austral de Chile. Los cationes y aniones se analizaron en el Instituto de Suelos de la Universidad Austral de Chile. Generalmente, los análisis se realizaron de acuerdo a los métodos descritos por el Standard Methods for Examination of Water; American Public Health Association (1997).

Fósforo soluble reactivo (FSR=SRP): Se midió usando el método de ácido ascórbico (APHA 4500-P, E). Cantidad mínima detectable 1 µg/L.

Amonio: Se determinó mediante el método del Indofenol azul (método de Solorzano) (APHA 4500-NH₃ Phenate method). Cantidad mínima detectable 1 µg/L.

Nitrato: Se utilizó el método colorimétrico de reducción de Cadmium (APHA 4500-NO₃ E). Cantidad mínima detectable 1 µg/L.

Nitrito: Se determinó a través del método colorimétrico de sulfanilamida y naftiletilendiamina de cloro (APHA 4500-NO₂). Cantidad mínima detectable 1 µg/L.

Sílice: Método colorimétrico de Molibdato de amonio, con agua previamente filtrada, unidades en mg/L (APHA 4500-Si D). Cantidad mínima detectable 1 mg/L.

Fósforo total (FT=TP): Se determinó similar al FSR después de una digestión con ácido sulfúrico (APHA 4500-P,E, Ascorbic Acid Method).

Nitrógeno orgánico: Se midió según digestión de Kjeldahl (APHA 4500 N.org.A).

Anhídrido carbónico: Se determinó mediante titulación con NaOH 0,002N, y fenolftaleina como indicador, las unidades se expresan en mg/L. Cantidad mínima detectable 0,05 mg/L

Alcalinidad: Titulación con 0,025 HCl e indicador de verde bromo cresol y rojo de metilo, en unidades de meq/L. Cantidad mínima detectable 0,05 meq/L

Bicarbonato-carbonato: Titulación con HCl 0,025 N e indicador de fenolftaleina, unidades en mg/L. Cantidad mínima detectable 0,05 mg/L

Sólidos disueltos totales y seston: Filtración de un litro de agua, a través de un filtro de fibra de vidrio (0,45 µm de porosidad), previamente tarado. El filtro con material particulado se seca a 60°C durante 24 horas (peso constante), al pesar nuevamente se obtiene por diferencia el peso seco del material particulado. La obtención de la fracción orgánica e inorgánica, se realizará incinerando el filtro durante 6 horas en Mufla a 550°C. El residuo corresponde al material inorgánico. Finalmente, a través de un nuevo pesaje y por diferencia, se obtiene la fracción orgánica (APHA 2540).

Calcio: Espectrofotometría de absorción atómica. Cantidad mínima detectable 0,5 ppm.

Potasio: Espectrofotometría de absorción atómica. Cantidad mínima detectable 0,5 ppm.

Magnesio: Espectrofotometría de absorción atómica. Cantidad mínima detectable 0,5 ppm.

Sodio: Espectrofotometría de absorción atómica. Cantidad mínima detectable 0,5 ppm.

Cloruro: Titulación con $\text{Hg}(\text{NO}_3)_2$ 0,02 N, unidad en mg/L. Cantidad mínima detectable 0,05 mg/L

Sulfato: Método turbidimétrico, en mg/L. Cantidad mínima detectable 0,05 mg/L

Dureza total: Determinación a través de la sumatoria de los cationes Calcio y Magnesio, los cuales se transforman a mval/L de CaCO_3 . Se expresan en mval/L.

Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO_5): Se midió el consumo de oxígeno, después de incubar 5 días las muestras según APHA 5210-B.

Sedimentos: Los análisis texturales y contenidos de materia orgánica total se realizaron en los laboratorios del Instituto de Zoología y la determinación de los nutrientes en el sedimento en el Laboratorio de Nutrición y Suelos Forestales de la Universidad Austral de Chile.

Clorofila: Se filtró 500 -2000 ml y analizó el extracto en 90% de acetona después de 24 horas.

➤ TASA DE SEDIMENTACION

La tasa de sedimentación se calculó a partir de muestras obtenidas mediante el uso de tubos de PVC (trampas), de 10,3 cm de diámetro, cerradas en su parte inferior, manteniendo la relación 1:7 para evitar la resuspensión del material ya sedimentado. En el lago Auquilda, los tubos se instalaron durante un período de 24 horas bajo el centro de cultivo y área de control, con ayuda de buzos autónomos. Se dispuso de 10 soportes metálicos conteniendo seis trampas cada uno, cuatro de estos soportes se ubicaron bajo las balsa-jaulas y seis se ubicaron de manera independiente en un lugar control. Durante la faena de instalación y de recuperación, los tubos permanecieron tapados. Luego de completado el tiempo de permanencia en el agua, los tubos fueron recuperados y depositados en canastillos metálicos, con el fin de mantener la posición vertical. Después de 20 minutos, se extrajo agua de la parte superior del tubo, para llenar los frascos ($n = 5$) de polietileno reforzado destinados a los análisis de nutrientes. El contenido de cada trampa se cuantificó (peso seco), determinando las fracciones orgánica e inorgánica, luego de combustión en una mufla a 550 °C.

Para obtener una apreciación sobre la fuente potencial de nutrientes en el sedimento del fondo, se tomaron, muestras de sedimento (barras negras) durante el período de verano (Fósforo, Nitrógeno y Seston).

En los lagos Auquilda, Tres Marías y Yaldad el muestreo de los sedimentos del fondo se realizó con ayuda de un muestreador marca UWITEC-CORER, de 59,5 mm de diámetro. En el Auquilda se muestreó en las estaciones 2, 3, 4 y 5, además de aquellas ubicadas bajo las balsas jaulas. En los lagos Tres Marías y Yaldad se muestreó en diez estaciones establecidas a priori en cada lago, ubicándose 5 de ellas a lo largo del eje principal (estaciones 1 a 5) y las otras 5 en un eje imaginario ubicado en sentido perpendicular al anterior (estaciones 6 a 10) (Figs. 5, 6 y 7).

Las muestras ($n = 5$) obtenidas se utilizaron para determinar las características texturales del fondo y los contenidos de materia orgánica por fracciones, de acuerdo a Anderson et al., 1981. El tamizaje se realizó por vía húmeda, utilizando tamices de 2 mm para separar la grava y de 0,063 mm para separar la arena de la fracción limo-arcilla. Los análisis texturales del sedimento y contenidos de materia orgánica total ($n = 5$) se realizaron en los laboratorios del Instituto de Zoología y la determinación de los nutrientes en el sedimento ($n = 3$) en el Laboratorio de Nutrición y Suelos Forestales de la Universidad Austral de Chile.

Para las determinaciones de nitrógeno total, se realizó una digestión con ácido sulfúrico y catalizador de selenio que lleva sales de cobre, durante dos horas. Posteriormente se realizó la determinación colorimétrica con reacción de salicilato de sodio y nitroprusiato de sodio (Fassbender & Bornemisza, 1987).

Para las determinaciones de fósforo total se realizó una extracción con ácido clorhídrico (3 %) durante tres horas y una determinación colorimétrica con el método del monovanadato de amonio, complejo amarillo (Fassbender & Bornemisza, *op. cit.*). El límite de detección de los métodos utilizados para la determinación de fósforo total y nitrógeno total es de 2,5 ppm.

Para las determinaciones de carbono total, se realizó una digestión con dicromato de potasio en medio ácido sulfúrico en caliente. Posteriormente una determinación colorimétrica, usando oxalato de sodio como patrón de carbono (Chapman, 1957).

Bajo las balsas jaulas de los centros de cultivo de salmones, se tomaron con CORER muestras de sedimentos para analizar Fósforo, Nitrógeno y Quimioterapéuticos (barras verdes).

Los sedimentos litorales no se muestrearon, porque se consideró despreciable el aporte del litoral en comparación con el aporte por las balsas jaulas que fue visiblemente alto.

En la temporada de máxima producción de los centros de cultivos de salmones, se obtuvieron muestras con tubos de sedimentación instalados bajo las jaulas y en un sitio control para estimar la tasa de sedimentación en ambas condiciones.

➤ ACTIVIDADES ACUICOLAS

La cuantificación de nutrientes fósforo y nitrógeno que aportan a través de las actividades de acuicultura, específicamente piscicultura, se realizó sobre la base de los antecedentes de producción, proporcionados por la empresa SALMONES UNIMARC S.A. Esta empresa posee un centro de cultivos de salmonídeos en el lago Auquilda y es el único lago de los tres investigados, en los cuales se desarrolla este tipo de actividad. Los antecedentes proporcionados por la empresa, antes mencionada, corresponden a dos períodos; el primero que abarca el lapso de tiempo comprendido entre diciembre de 1999 y abril del 2000; y el otro, entre mayo y octubre del 2000. En ambos ciclos de producción de smolts se incluyen especies de *Oncorhynchus mykiss* y *Salmo salar*.

Para realizar el cálculo correspondiente a los aportes de los nutrientes P y N, se aplicó el siguiente modelo:

$$R = P + A - S$$

donde:

R = aportes de P ó N al cuerpo de agua

P = contenido de P ó N presente en los alevines que ingresan al Centro de cultivo

A = contenido de P ó N presente en los alimentos suministrados

S = contenido de P ó N presente en los smolts que son transportados al mar.

Los contenidos de P y N presentes en los peces (alevines y smolts) y alimentos fueron determinados en una muestra representativa de peces y alimentos.

Las muestras de peces y alimento fueron trasladadas hasta el laboratorio de Fitoquímica del Instituto de Producción y Sanidad Vegetal de la Universidad Austral de Chile. En esta unidad se procedió a realizar las determinaciones de los nutrientes P y N. La cuantificación del Fósforo total se hizo de acuerdo a la metodología descrita por el AOAC (1984); mientras que

la determinación de Nitrógeno total se hizo mediante el método Micro Kjeldahl, los resultados se expresan en porcentaje.

La tasa de sedimentación de los aportes provenientes de las actividades de piscicultura, se estimaron haciendo una diferencia entre las cantidades de alimento que entra a las balsas jaulas y el incremento en biomasa de los peces en cultivo, durante el periodo de cultivo. Todo esto se relacionó con la superficie que cubren las balsas jaula.

➤ **BALANCE MASICO EN LOS LAGOS EN ESTUDIO**

Cuantificación de las cargas

El balance de Fósforo y Nitrógeno fue calculado sobre la base de los resultados obtenidos para la Carga anual de Fósforo y Nitrógeno. En estos cálculos están integrados los resultados obtenidos en los aportes de los afluentes según el uso de suelos, balance hídrico, aguas residuales, centro de cultivo de salmonídeos y liberación de nutrientes desde los sedimentos.

Balance Másico

Debido al desconocimiento que existe respecto al intercambio de nutrientes entre el sedimento y la masa de agua, los procedimientos que se disponen para estimar las cargas internas de los nutrientes son limitados, por esto el balance másico, surge como una herramienta útil que permite obtener estimaciones acerca de la magnitud de la carga interna y/o sedimentación de los nutrientes (P y N), dentro de la masa de agua. Por otra parte, según Ryding & Rast, (1992), el balance másico es el único método confiable que permite obtener antecedentes respecto de la dinámica en los flujos de nutrientes, que se registran entre los sedimentos y la masa de agua. Por lo tanto, con esta finalidad se procedió a calcular del balance másico, para el lago Auquilda considerando las relaciones existentes entre la masa de nutrientes en el lago y los flujos netos de entrada y salida del lago.

El balance másico se calculó sobre la base de los siguientes antecedentes:

- Fechas: se consideraron los intervalos mensuales desde enero a diciembre del 2000 para el lago Auquilda, y desde julio del 2000 a mayo del 2001 para los lagos Tres Marías y Yaldad.

- Contenido mensual de fósforo total y nitrógeno total en el lago: se calculó haciendo la sumatoria del contenido de los nutrientes en todo el volumen de agua del lago, considerando las cantidades medidas en los diferentes estratos analizados, durante cada mes y/o período.
- Entrada mensual de fósforo y nitrógeno total al lago: se calculó a partir de la sumatoria del ingreso de ambos nutrientes (P y N) contenido en la escorrentía mensual desde las vertientes de cada lago estudiado.
- Salida mensual de fósforo y nitrógeno total del lago: corresponde a la concentración de fósforo y nitrógeno contenidos en las descargas registradas en el efluente, para ello se consideró la concentración de P N en el estrato superficial como representativa de las concentraciones de estos nutrientes que son eliminadas por los respectivos desagües.

Fórmula del Balance Másico

$$L_{int} = L_{out} - L_{ext} \pm TP$$

donde:

L_{int} = carga interna de fósforo o nitrógeno durante el intervalo de tiempo

L_{out} = pérdidas de fósforo o nitrógeno (por salida) de la masa de agua durante un intervalo de tiempo

L_{ext} = carga externa de fósforo o nitrógeno (por entrada) a la masa de agua durante el intervalo de tiempo.

TP = diferencia en el contenido de fósforo o nitrógeno total en la columna de agua durante un intervalo de tiempo.

➤ CUANTIFICACION DE LA PRODUCCION DE SALMONIDEOS CULTIVADOS EN LOS LAGOS

Para este objetivo se condujeron entrevistas cara a cara a nivel gerencial de la empresa SALMONES UNIMARC S.A. con asiento en la ciudad de Chonchi. Los temas incluidos fueron los siguientes:

- Localización del centro
- Dependencia administrativa
- Registros históricos de producción y especies cultivadas
- Quimioterapéuticos usados con mayor frecuencia
- Número y dimensiones de las balsas jaulas del Centro de Cultivo.

➤ APORTE DE QUIMIOTERAPEUTICOS

Para cumplir con los objetivos del proyecto, se efectuó una revisión bibliográfica de los quimioterapéuticos utilizados en Chile. En forma experimental se realizó durante dos oportunidades el muestreo de quimioterapéuticos en el lago Auquilda. Durante el primer muestreo se eligieron dos estaciones de muestreo, una representa el sitio control en el centro del lago, mientras que el segundo se situó en el Centro de cultivo. Durante el primer muestreo se analizó el Florfenicol (declarado por la empresa) y en forma adicional: Acido Oxolinico, Oxitetraciclina y Fluomequina. El análisis de los quimioterapéuticos fue realizado en los laboratorios de Medicina Preventiva de la Universidad Austral de Chile.

Durante el segundo muestreo, se eligieron 4 estaciones dentro del lago cubriendo la estación control en el centro del lago, el centro de cultivo y 2 sitios de muestreo adicionales en dirección a la zona litoral a modo de establecer la dispersión de los quimioterapéuticos. En esta oportunidad, se seleccionaron para el análisis los siguientes quimioterapéuticos: Cloramfenicol, Verde Malaquita y Oxitetraciclina.

Además, durante este muestreo, se realizaron análisis de quimioterapéuticos en la población de *Diplodon* sp., que es abundante en el lago Auquilda. Esta actividad, se llevo a cabo con el objetivo de determinar presencia o ausencia de residuos quimioterapéuticos en un integrante de la cadena trófica. Para el análisis se obtuvieron 10 ejemplares de diferentes tamaño, ellos fueron congelados y mantenidos en oscuridad, hasta el momento del análisis. En *Diplodon* sp. se analizaron los quimioterapéuticos: Verde Malaquita y Oxitetraciclina.

Las muestras para los análisis de quimioterapéuticos, investigados durante el segundo muestreo fueron enviados para su análisis congelados y en oscuridad al laboratorio de Química y Farmacia de la Universidad Valparaíso.

Criterio utilizado para elegir los quimioterapéuticos

El criterio utilizado para seleccionar los quimioterapéuticos que se analizaron en el lago Auquilda, se basó en documentación emitida por el Servicio Nacional de Pesca (SERNAP), el cual con el objetivo de asegurar la calidad del proceso productivo del salmón, a través del Departamento de Sanidad Pesquera ha definido un programa, para el cual durante 1999 publicó un “Manual de Procedimientos”. En dicho manual se especifica la normativa legal existente para el registro y uso de drogas de aplicación veterinaria en especies acuícolas, como también el control de sus residuos. Cada producto farmacéutico deberá estar inscrito en el Servicio Agrícola y Ganadero (SAG), y contará con un registro y un rol especial. De modo tal que, cada vez que se requiera de un nuevo producto farmacéutico el SAG solicitará la opinión técnica del SERNAPESCA.

En el Capítulo V del Manual de Procedimientos, “Control de Residuos”; se especifica; que el control de residuos se efectuará a través de programas que aseguren la calidad de las plantas pesqueras que procesen peces en cultivo. Estos programas deberán tener incorporados y desarrollados los riesgos de presencia de residuos en niveles superiores a los tolerados, en la carne y piel del pescado.

En el punto V. c) “Verificaciones” del Manual de Procedimientos; desde el punto 3a al 3f se establecen los productos químicos que obligadamente deberán ser analizados, los métodos y frecuencia. Las sustancias quimioterapéuticas establecidas para investigación son las siguientes: Oxitetraciclina, Florfenicol, Quilonas (Acido oxolinico, Fluomequina, Enrofloxacino y Ciprofloxacino), Verde Malaquita, Ivermectina, Sulfas, Batalactánidos, Cefalosporinas.

De acuerdo a esta lista, fueron seleccionados los quimioterapéuticos que se analizaron en el lago Auquilda.

Las muestras de sedimento, en las que se midieron igualmente los quimioterapéuticos, se obtuvieron con un CORER, desde la cual se obtuvo una fracción, la que se depositó en bolsas de polietileno oscuras, previamente lavadas, selladas, mantenidas en frío y posteriormente analizadas en los laboratorios.

Análisis de laboratorio

El análisis de laboratorio se realizó extrayendo los compuestos quimioterapéuticos con solvente orgánico. La extracción de la eritromicina y oxitetraciclina se efectuó con cloroformo o éter desde un medio previamente alcalinizado. En la identificación y cuantificación se empleó la técnica de cromatografía líquida de alta resolución (HPCL). Se utilizaron estándares certificados de oxitetraciclina a fin de identificar los analitos por comparación de los tiempos de retención. La cuantificación se realizó a través de una curva de calibración. En el caso del Verde Malaquita se utilizó un método cualitativo (MT HPCL-37), lo que significa que detecta presencia o ausencia solamente, Tabla 1.

Tabla 1. Límite inferior de detección de los métodos de análisis de quimioterapéuticos utilizados, según el Laboratorio. (UACH = Universidad Austral de Chile; UVAL= Universidad de Valparaíso; ppm = partes por millón; ppb = partes por billón)

Laboratorio	Florfenicol	Ac. Oxolinico	Oxitetraciclina	Flumequina	Cloramfenico	Verde Malaquita
UACH	20 ppb	20 ppb	20 ppb	20 ppb		
UVAL			0.8 ppm		4.7 ppm	cualitativo

Los lagos Tres Marías y Yaldad se encuentran localizados prácticamente aislados de intervención antrópica. Rodeados de bosque nativo típico mixto, impenetrable, no existiendo durante el desarrollo de la investigación rutas de acceso terrestre o fluvial. Por lo tanto, en estos lagos no se encontraron y tampoco han existido emplazamientos dedicados a actividades de piscicultura, por tal razón en los lagos Tres Marías y Yaldad no se llevó a efecto el análisis de quimioterapéuticos.

➤ MODELO DE SIMULACION DE LA CAPACIDAD DE CARGA

Se analizaron en forma conjunta los resultados que se obtuvieron en el balance másico y el balance predictivo; además de los cálculos de carga crítica del lago para el fósforo y el nitrógeno; así fue posible obtener una aproximación aceptable respecto de los márgenes de la

capacidad de carga para dichos nutrientes, en términos de stock cultivable de especies salmonídeas, las cuales fueron consideradas como una fuente fija generadora de compuestos fosforados y nitrogenados, dentro del lago.

Se establecieron las diferencias entre las cargas críticas y las cargas actuales de cada nutriente en cada lago para obtener el margen de carga de P y N, los cuales fueron expresados en términos de producción de peces.

➤ **DETERMINACION DE AREAS MAS APROPIADAS PARA ESTABLECER CENTROS DE CULTIVO**

Con la finalidad de determinar las áreas más apropiadas para establecer centros de cultivos de salmonídeos en los lagos Auquilda, Tres Marías y Yaldad, se estudiaron los aspectos batimétricos, fisiográficos, sedimentológicos e hidrodinámicos de los tres cuerpos de agua. Estos aspectos son los más relevantes e indispensables para obtener la información necesaria para la ubicación de posibles emplazamientos de cultivos con respecto a profundidades, abrigo a condiciones climáticas adversas y dispersión de los nutrientes dentro de cada lago.

Aspectos hidrodinámicos: Experiencia con derivadores

Con el objetivo de obtener antecedentes respecto de la dinámica de las masas de agua en los lagos Auquilda, Tres Marías y Yaldad, se procedió a realizar un estudio lagrangeano de corrientes por medio de una experiencia de dispersión de derivadores.

En el lago Auquilda, esta experiencia se realizó en marzo del 2000, durante un período continuo de aproximadamente 9 horas.

Para esta experiencia se ubicaron tres sitios cuyas coordenadas se describen en resultados. En cada sitio se liberaron tres derivadores ubicados a 1.0; 5.0 y 8.0 metros de profundidad. Cada derivador estuvo compuesto de una lámina de plástico de 1 m², levemente lastrada, plegada en forma de cuaderno abierto en un ángulo de 60° y suspendido desde la superficie por una delgada cuerda que lo mantiene unido a un boyarín. En el momento de su liberación, controles y recuperación final se marcó la posición geográfica, utilizando un GPS Field Pro V marca MAGELLAN. El tiempo entre cada uno de los controles varió entre 1 y 2 horas

aproximadamente. Para realizar los seguimientos se utilizó una embarcación provista de motor fuera de borda.

En los lagos Tres Marías y Yaldad, el estudio de la dinámica de masas de agua, se realizó durante el día 27 de febrero del 2001. Debido a que el acceso a estos lagos se realiza mediante helicóptero, la permanencia en ellos tuvo restricciones económicas y de tiempo de trabajo. Por lo tanto, la experiencia de derivadores debió realizarse solo durante algunas horas. Así en el lago Yaldad se realizó entre las 10:00 y las 14:00 horas; mientras que en el lago Tres Marías se trabajó entre las 15:00 y las 19:00 horas. En cada lago se liberaron tres grupos de derivadores, dos (A y C) fueron ubicados aproximadamente a unos 100 metros de la costa en ambas riberas y el tercero (B) fue ubicado en la zona media de cada sector estudiado. Cada grupo de derivadores estuvo conformado de tal manera que se abarcaran tres niveles de profundidad; así, se cubrió el estrato superficial (1 metro), el estrato de los cinco y el estrato de los 10 metros de profundidad. Una vez liberados los derivadores se geo-referenció su posición inicial y luego fueron seguidos marcando, a intervalos de aproximadamente una hora, las nuevas posiciones alcanzadas en sus desplazamientos, en forma similar a lo descrito para el lago Auquilda.

➤ **SENSIBILIZACION DEL MODELO APLICADO EN FUNCION DE LA INCORPORACION DE NUEVOS CENTROS DE CULTIVO A LOS YA AUTORIZADOS**

La sensibilización del modelo de simulación de capacidad de carga, en términos de máximo stock cultivable de especies salmonídeas, considera los resultados obtenidos en:

- Balance másico
- Carga actual de fósforo y nitrógeno
- Carga crítica de nutrientes (P y N)
- Margen de carga de ambos nutrientes

El margen de carga representa la cantidad de nutrientes que puede ingresar al cuerpo de agua antes de que este cambie a un nivel de trofia superior. Por lo tanto, el tiempo que transcurre

hasta alcanzar el nuevo estado trófico, es función directa de las variaciones positivas o negativas de la carga total de nutrientes que ingresan al cuerpo de agua desde todas las fuentes, sean estas naturales y/o artificiales. Por lo anterior es obvio que el lapso de tiempo que se demore un lago en alcanzar un nuevo estado trófico se acorta considerablemente al aumentar artificialmente la carga de nutrientes.

RESULTADOS

➤ ANÁLISIS CARTOGRÁFICO Y AEROFOTOGRAMÉTRICO DE LAS CUENCAS LACUSTRES.

Las cuencas hidrográficas de los lagos Auquilda, Tres Marías y Yaldad (Fig. 8) se localizan en la Isla de Chiloé al sur de los 42°18' de latitud, ocupando la zona centro meridional de la Isla, donde drenan parte del territorio insular en su vertiente oriental hacia el mar interior. El lago Auquilda hacia el Estero Castro y Canal Lemuy, el lago Yaldad hacia el río Yaldad. La cuenca del lago Tres Marías vierte sus aguas hacia el océano Pacífico a través del río Natri-Pangal.

Se trata de subcuencas lacustres pequeñas a medianas que no superan los 67 km²; en total su superficie representa aproximadamente un 1 % del territorio insular formando parte del paisaje lacustre y forestal del sector centro meridional de Chiloé. Es posible señalar que la subcuenca del lago Auquilda marcaría el límite norte del paisaje lacustre con su pequeña cuenca no superior a 6 km², dentro del área de estudio del proyecto, cuyos límites meridionales se extienden hacia los 43°10' sur donde se localizan las cuencas de los lagos Tres Marías y Yaldad.

Administrativamente, la subcuenca del Auquilda, forma parte de la provincia de Chiloé, comuna de Castro alberga una población aproximada de 75 habitantes. Las subcuencas de Tres Marías y Yaldad pertenecen a la comuna de Quellón, cuyos territorios limitados por su área de drenaje están deshabitados.

De acuerdo a antecedentes cartográficos y de terreno se trata de cuencas de dominio forestal con distintos niveles de intervención antrópica; sólo el lago Auquilda tiene actividades de acuicultura, sostiene un nivel de habitabilidad y presenta una buena accesibilidad, las otras dos subcuencas presentan accesibilidad sólo aérea y sus espejos de agua no han sido intervenidos.

Estamos en presencia, por lo tanto, de tres sistemas lacustres diferentes en cuanto a tamaño localización y nivel de intervención; las respuestas que frente a situaciones de posibles usos y de manejo de estas unidades de paisaje será directamente influenciada por sus particularidades geográficas, morfométricas y ecológicas.

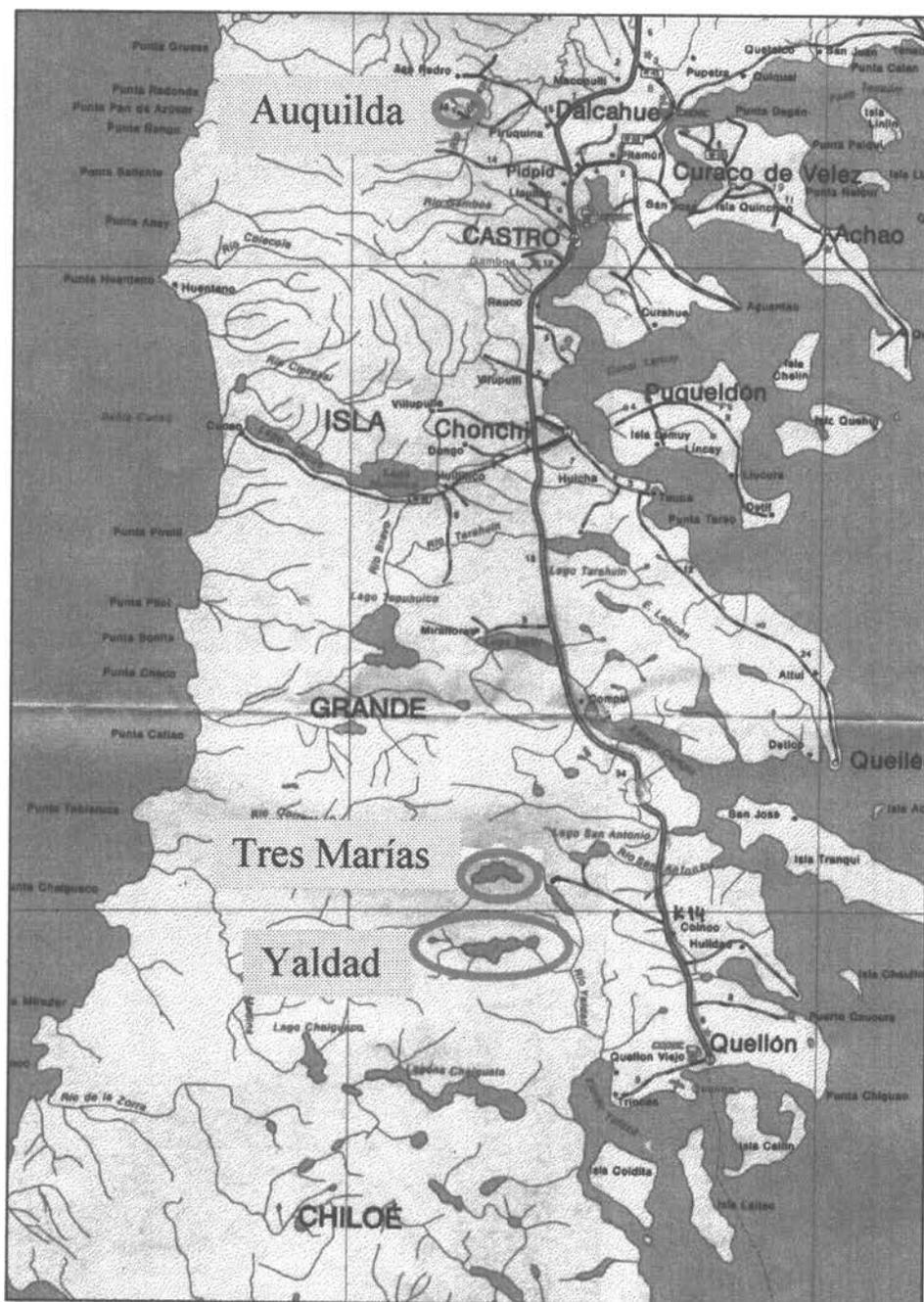


Figura 8: Localización de las cuencas de los lagos Auquilda, Tres Marias y Yaldad.

COPIA
INFORMATIVA

CUENCA DEL LAGO AUQUILDA

Antecedentes generales

La subcuenca de la lago Auquilda localizada en la vertiente oriental de la Isla Grande de Chiloé entre los 42°18' y los 42°22' Latitud Sur, forma parte de un pequeño sistema de lagos asociados a una morfogénesis glaciár.

Tabla 2: Superficie del Lago Auquilda.

	Superficie en km ²	Peso Porcentual (%)
Cuenca	0.97	73
Lago	0.36	27
Total	1.33	100

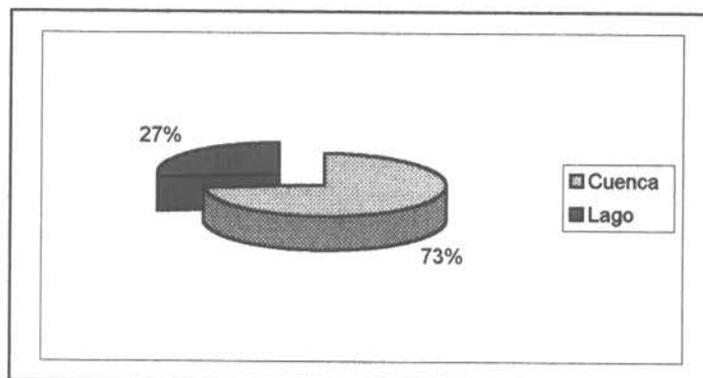


Figura 9: Relación Cuenca - Lago.

Situada morfométricamente drenando la vertiente oriental de los cordones morrénicos de altitudes que varían entre los 173 m.s.n.m. y los 200 m.s.n.m. la subcuenca del lago Auquilda se asocia en su origen al lago Pastahue de similares características. Ambos conforman un paisaje lacustre de reciente y densa ocupación, asociada al desarrollo turístico y al desarrollo productivo de hidro cultivos.

Desde el punto de vista administrativo esta cuenca localizada a unos 16 km de la ciudad de Castro, es parte de la comuna del mismo nombre y es uno de los tantos cuerpos lacustres de la Isla.

La cuenca del Auquilda sólo ocupa una mínima extensión superficial dentro de la comuna y su importancia radica casi exclusivamente en las incompatibilidades ambientales de las actividades productivas ligadas a su entorno.

Antecedentes Morfogenéticos

Los levantamientos de terreno apoyan la elaboración de una hipótesis de génesis lacustre. En primer lugar, es básico reconocer que se está frente a un sistema lacustre conformado por dos cuerpos de agua, lagos Auquilda y Pastahue (Fig. 10) ambos habrían formado parte de una red hídrica superficial afluyente directa al río Pellahue, drenando los depósitos glaciares morrénicos ya dispuestos paralelamente al curso del río Grande, dejando a dicho río con una dirección Noreste. Así es posible reconocer dos períodos de descarga glacial que originaron los depósitos fluvioglaciares de las terrazas que hoy obstruyen la salida de estas cuencas lacustres y cuya potencia supera los 18 metros de espesor. El efecto de barrera que provocaron estos depósitos obstaculizó el drenaje natural generando dos lagos temporales que en su proceso evolutivo actual se encuentran elaborando desde afuera un curso de desagüe definitivo para sus aguas. La carencia de una red hidrográfica activa es un indicador de edad reciente de estos sistemas y de su condición de temporalidad geológica.

Antecedentes Hidrográficos

La subcuenca del lago Auquilda pertenece a un sistema lacustre conformado por dos cuerpos de agua el lago Auquilda y el Pastahue, ambos drenan estacionalmente sus aguas a través del Estero de desagüe, que confluye a 1,2 km de su desembocadura con el río Pellahue que a su vez forma parte de la cuenca del Río Grande que vierte sus aguas al mar interior.

Hidrológicamente el lago Auquilda es una cuenca cerrada, en ella no se observan efluentes ni afluentes superficiales continuos. A pesar que la información cartográfica IGM 1:50.000 muestra un río de descarga el cual se encuentra inactivo la mayor parte del año, sólo durante eventos climáticos de precipitaciones intensas la crecida del lago da origen a un caudal de desagüe estacional.

En cuanto a los aportes hídricos de sus vertientes, estas no logran dar origen a microcuencas superficiales continuas o permanentes sólo en eventualidades climáticas se activan cursos de agua tipo arroyos superficiales que drenan particularmente la cabecera sur del lago.

Las características de permeabilidad del sustrato conformada por depósitos morrénicos interfieren directamente en la capacidad de infiltración de los suelos, y la presencia en profundidad (30 cm) de un horizonte impermeable denominado Hardpan, proponen un escurrimiento subterráneo moderado que drenaría las laderas de mayor pendiente de la cuenca. Esta condición se repite en la zona plana o de salida de la cuenca y el estrato endurecido del Hardpan, se encuentra a unos 30 ó 40 cm de profundidad por lo tanto el agua se infiltra y genera los suelos anegadizos tipo Ñadis que se encuentran en la fachada oriental del lago Auquilda.

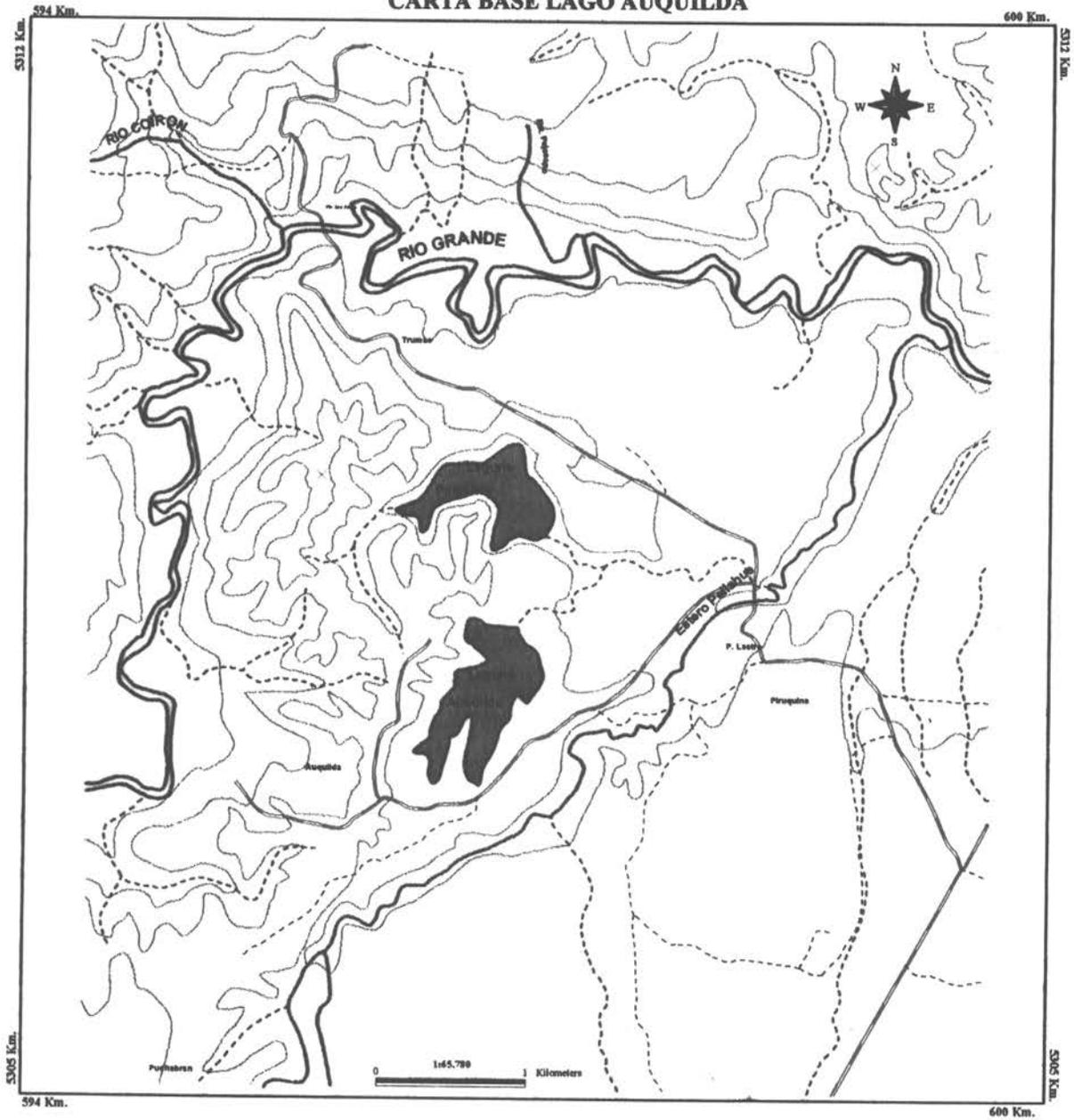
Antecedentes sobre el uso del suelo

La cuenca presenta una estructura productiva mixta, se trata de paisajes agroforestales con predominio forestal, las laderas más abruptas del cordón morrénico cabecera de la cuenca, mantiene sus vertientes con coberturas boscosas densas donde predominan especies como el Arrayán, Coigue y Avellanos. Llama la atención el paisaje húmedo asociado a la fachada oriental, zona del desagüe del lago donde predomina una vegetación nativa mixta en suelos hidromorfos.

En las colinas morfométricamente más planas y altas se ha instalado el hombre y allí ha desarrollado actividades propias del agro, cultivos de hortalizas, chacarerías y cereales. Se observan en la cabecera suroccidental de la cuenca.

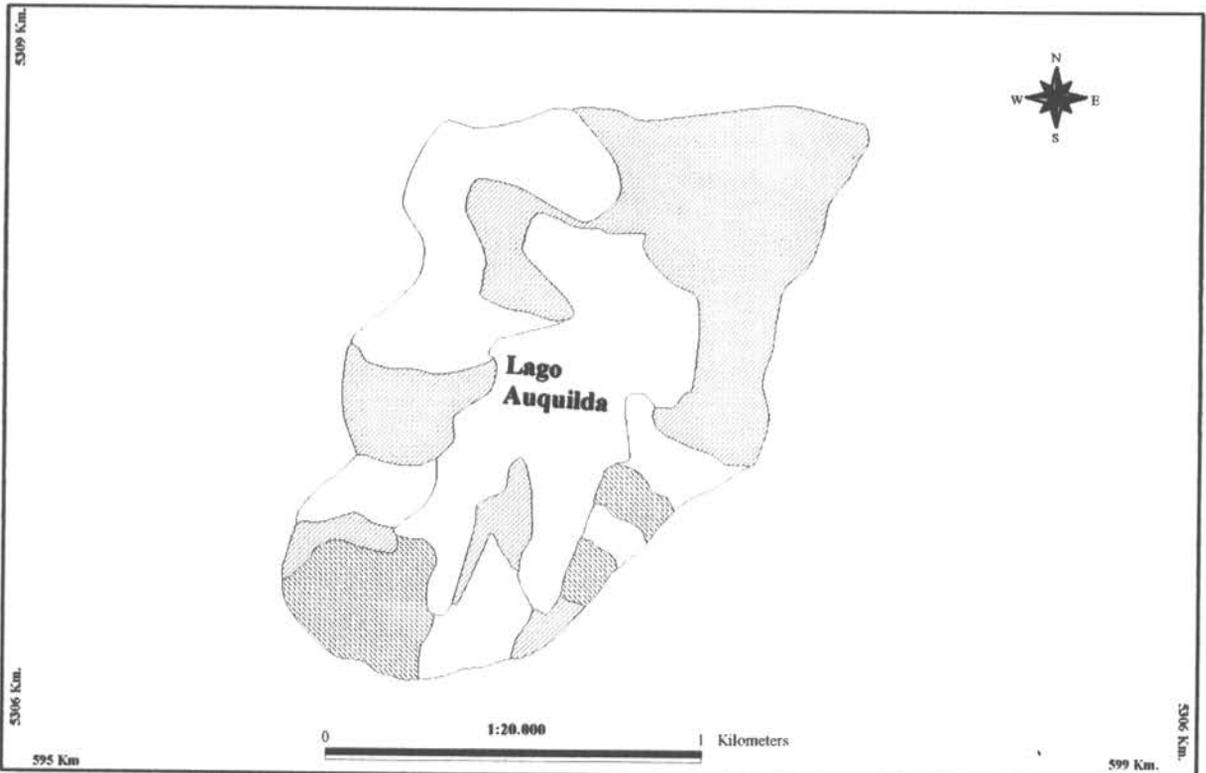
Las praderas manejadas han ido quitando lugar al bosque nativo y pueblan las zonas de los interfluvios, matizando las coberturas de uso del suelo en los bordes nor-occidental y meridional de la cuenca. Otro uso que se da a la cuenca es el habitacional, veintidós familias desarrollan sus actividades al interior de la cuenca utilizan sus recursos (suelo, bosque y agua) y forman parte de los aportes en términos de cargas sobre el sistema (Fig. 11).

CARTA BASE LAGO AUQUILDA



Leyenda	Datos Geodésicos	Datos Proyecto	Datos Elaboración Cartográfica
Camino Principal Huellas Ríos Esteros Quebradas Intermitentes Lagunas Curvas de nivel cada 50 m	Elipsoide de Referencia Internacional 1924. Origen Datum Provisorio Sudamericano 1956 Datos Cartográficos. Base Cartográfica IGM 1:50 000 Proyección Universal de Mercator, Huso 18.	Universidad Austral de Chile Facultad de Ciencias Instituto de Zoología Proyecto "Evaluación de la Capacidad de Carga de Nitrógeno y Fósforo en los Lagos Auquilda, Yaldad y Tres Marías" Fondo de Investigación Pesqueros Análisis Geográfico: Dra. Edilín Jaque C.	Universidad Católica de Temuco Facultad de Ciencias Depto. Ciencias Ambientales y Químicas Dr. Fernando Peña Cortés, Responsable. Bto. Erika Álvarez Cortez. Ing. Cristóbal Linares Luengo. Laboratorio de Planificación Territorial Manuel Monti 056 Casilla 15_D Temuco Fonos: (45) 205465 - 205469 email: lp@uciem.cl Mayo 2000

CARTA USO DE SUELO LAGO AUQUILDA



Leyenda	Datos Geodésicos	Datos Proyecto	Datos Elaboración Cartográfica
<p> Uso Forestal (57,52 ha)</p> <p> Uso Ganadero (38,55 ha)</p> <p> Uso Agrícola (37,57 ha)</p>	<p>Elipsoide de Referencia Internacional 1924.</p> <p>Origen Datum Provisorio Sudamericano 1956.</p> <p>Datos Cartográficos:</p> <p>Base Cartográfica IGM 1:50.000</p> <p>Proyección Universal de Mercator, Huso 18.</p>	<p style="text-align: center;">Universidad Austral de Chile Facultad de Ciencias Instituto de Zoología</p> <p style="text-align: center;">Proyecto "Evaluación de la Capacidad de Carga de Nitrógeno y Fósforo en los Lagos Auquilda, Yaldad y Tres Marias"</p> <p style="text-align: center;">Fondo de Investigación Pesqueros</p> <p style="text-align: center;">Análisis Geográfico: Dra. Edith Jaque C.</p>	<p style="text-align: center;">Universidad Católica de Temuco Facultad de Ciencias Depto. Ciencias Ambientales y Químicas</p> <p style="text-align: center;">Dr. Fernando Peña Cortés, Responsable. Bto. Erika Alvarez Cortez. Ing. Cristian Llerenas Luengo.</p> <p>Mannel Montt 056 Casilla 15 D Temuco</p> <p>Fonos: (45) 205465 - 205469 email: lpt@uctem.cl</p> <p style="text-align: center;">Laboratorio de Planificación Territorial Mayo 2000</p>

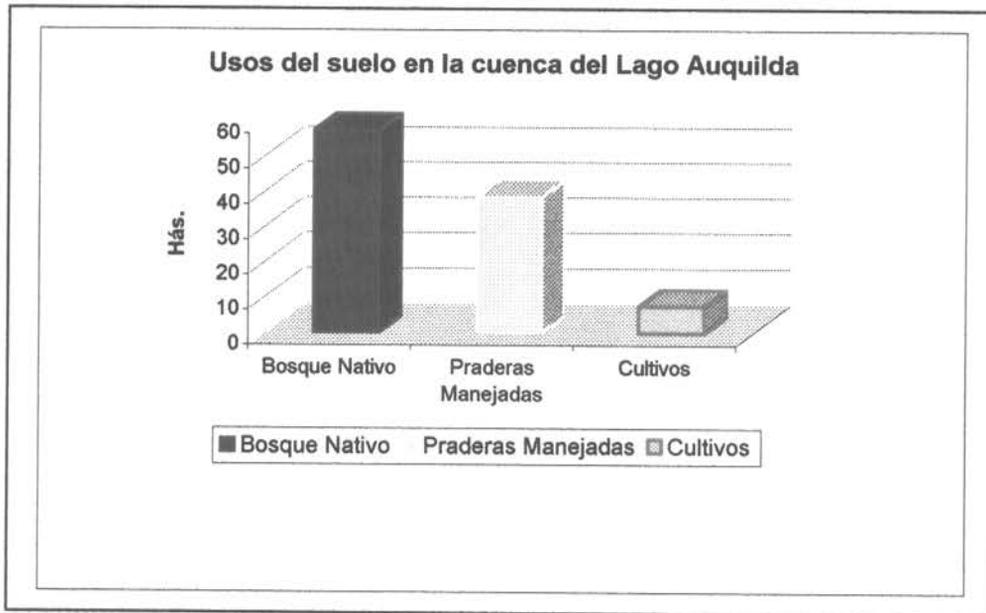


Figura 12: Diferentes usos del suelo en la cuenca del lago Auquilda

BATIMETRÍA DEL LAGO AUQUILDA

El lago Auquilda esta localizado a una altitud de 120 m sobre el nivel del mar a los 42°20' S y 73°55' de longitud Oeste en su punto medio. Pertenece a un sistema lacustre conformado por los lagos Auquilda y Pastahue (Fig. 10) ambos forman parte de una red hídrica superficial afluente directa al río Pellahue y este al río Grande. Del análisis de la topografía se desprende que los depósitos glaciares morrénicos bloquearon la descarga del sistema hídrico original. El efecto de barrera que provocaron estos depósitos obstaculizó el drenaje natural generando dos lagos temporales que en su proceso evolutivo actual se encuentran elaborando desde afuera un curso de desagüe definitivo para sus aguas.

El lago Auquilda presenta una forma subrectangular, con dos ensenadas paralelas separadas por un cordón peninsular que confluyen formando el cuerpo principal del lago, el cual termina en un amplio anfiteatro de 0,47 km de ancho, cerrado por un depósito llano de poca altura, su eje mayor de 1,17 km tiene orientación noroeste (Fig. 21). El perímetro o línea de costa de 4,6 km delimita un área superficial de 0,37 km². El desarrollo del perímetro respecto a un círculo de igual área es de 2,1 que expresa las irregularidades del contorno costero con ensenadas y zonas someras. La profundidad máxima es de 17 metros y una profundidad media de 9,4 m resultante del cociente del volumen de 3.467.586 m³ por el área del lago. El área de drenaje de la cuenca aportante (1,36 km²) es 3,67 veces mayor que el área del lago (Tabla 3).

Tabla 3: Parámetros morfométricos del lago Auquilda.

Latitud	42°20'
Longitud	73°55'
Altitud	120 m.s.n.m.
Longitud máxima (l _m)	1.17 km
Ancho máximo (b _m)	0.47 km
Ancho Medio (b)	0.13 km
Línea de Costa (L)	4.6 km
Area superficial (A _o)	0.37 km ²
Desarrollo de línea de costa (DL)	2.1
Profundidad máxima (Z _m)	17 m
Profundidad media (z)	9.4 m
Volumen (V)	3 467 586 m ³
Area de drenaje (A _d)	1.36 km ²
A _d /A _o	3.67

CARTA BATIMETRICA LAGO AUQUILDA

5908000



5907500

5907000

596250

596500

596750

597000

597250

DETERMINACION DE LA CAPACIDAD DE CARGA Y BALANCE DE FOSFORO Y NITROGENO DE LOS LAGOS AUQUILDA, YALDAD Y TRES MARIAS.



ISOBATA



BORDE DE LAGO

FUENTE BASE IGN ESCALA 1:50000
ESCALA 1:2000



UNIVERSIDAD DE CONCEPCION

PROYECTO CHILOE
CARTA BATIMETRICA
LAGO AUQUILDA

AUTOR : Dr. JOSE ARENAS
Dra. EDILJA JAQUE

UNIVERSIDAD AUSTRAL DE CHILE
UNIVERSIDAD DE CONCEPCION, 2001



UNIVERSIDAD AUSTRAL DE CHILE

CUENCA LAGO TRES MARIAS

Antecedentes Generales

Las subcuencas del lago Tres Marías se localizan al sur de los 42°58'30" de latitud y a los 73°50' de longitud Oeste. Estas subcuencas (Fig. 15) corresponde a la cabecera del río Natri Pangal; orientada en dirección oeste este, drena sus aguas por su ribera suroriental a través del río Natri Pangal. Inserta al interior de una morfometría ondulada de cordones cuyas alturas oscilan entre 307 m.s.n.m en el sector nor-oriental de la cuenca y los 279 m.s.n.m. en el sector sur-occidental de la misma. La subcuenca del Lago Tres Marías alcanza una superficie de 20,7 km² y en su interior el lago alcanza una superficie de 5,9 km² (Tabla 4).

Tabla 4: Superficie del Lago Tres Marías.

	Superficie en km ²	Peso Porcentual (%)
Cuenca	14.8	73
Lago	5.9	27
Total	20.7	100

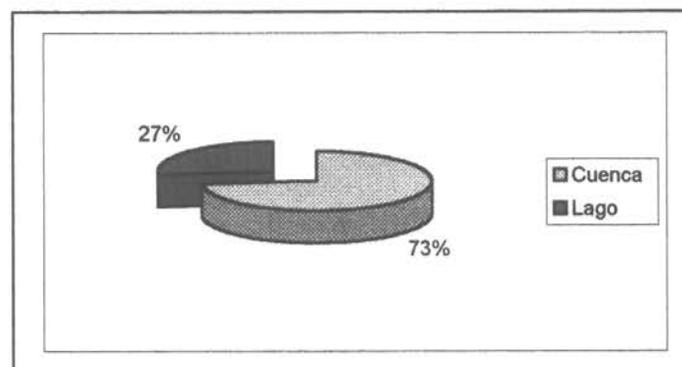


Figura 14: Relación Cuenca - Lago.

Antecedentes Hidrográficos

En la subcuenca del lago Tres Marías se reconocieron sólo dos subcuencas hídricas (Fig. 16) de régimen permanentes, cuyos afluentes drenan la zona nor-occidental de la cuenca y la zona sur oriental; estas subcuencas hídricas ocupan sólo una parte del área de la cuenca. En efecto la subcuenca N° 1 alcanza una superficie de 2,2 km² lo que significa sólo un 14,4% de la

superficie total de la cuenca y la subcuenca N° 2 alcanza una superficie de 3,7 km² lo que significa un 24,4% de la superficie de la cuenca. En resumen ambas subcuencas drenan un 38,8 % de la superficie de la cuenca quedando un 61,2% del territorio que no presenta drenaje superficial permanente. La escorrentía es un proceso no perceptible prácticamente en la cuenca, la densa cobertura vegetal proporcionada por el bosque nativo y los renovales ejercen un rol de interceptores de las precipitaciones disminuyendo los aportes superficiales.

Tabla 5: Subcuencas de la cuenca hidrográfica del Lago Tres Marías.

Subcuenca	Superficie km ²	Longitud del dren (km)	Densidad de drenaje km/ km ²
SC. N°1	2.2	2.4	1.09
SC N°2	3.7	3.1	0.83
Área sin drenaje superficial	9.3	-	-
Área Total	15.2	-	-

El hecho de ser una subcuenca cabecera con un nivel de cobertura vegetal superior a 90% y asociada a una topografía ondulada y suave son factores que potencian naturalmente un territorio muy permeable, en estas laderas la escorrentía superficial es mínima, por lo tanto la densidad de drenaje también lo es, plantear cualquier forma de intervención sobre estos ecosistemas vulnerables podría implicar su deterioro irreversible.

Antecedentes sobre uso del suelo

Las características biogeográficas de todo el cono sur de la Isla de Chiloé ha mantenido una estructura escasamente intervenida, allí se halla prácticamente intacto el típico bosque mixto (siempre verde) poblado de Canelos, Cipreses, Coigües y Arrayanes, se trata de una selva impenetrable, donde no existen accesos terrestres.

Es posible visualizar desde el aire un tupido bosque nativo mezclado con zonas de renovales especialmente de Canelos, no es posible detectar ni en la fotografía aérea ni en la vista aérea sub tipos de uso asociados a intervenciones antrópicas, aunque si es posible reconocer huellas de antiguos incendios, donde hoy está poblado de renovales (Fig. 17).

Uno de los factores que ha posibilitado el estado casi prístino de esta cuenca es su escasa accesibilidad, las dificultades de acceso han protegido estos paisajes forestales y lacustres del extremo sur de la Isla y los han mantenido en un estado de conservación muy escaso ya en las zonas australes del país.

CARTA BASE LAGO TRES MARIAS



PROYECTO CHILOE
CARTA BASE
CUENCA LAGO TRES MARIAS
 AUTOR : Dra. EDILIA JAQUE C.

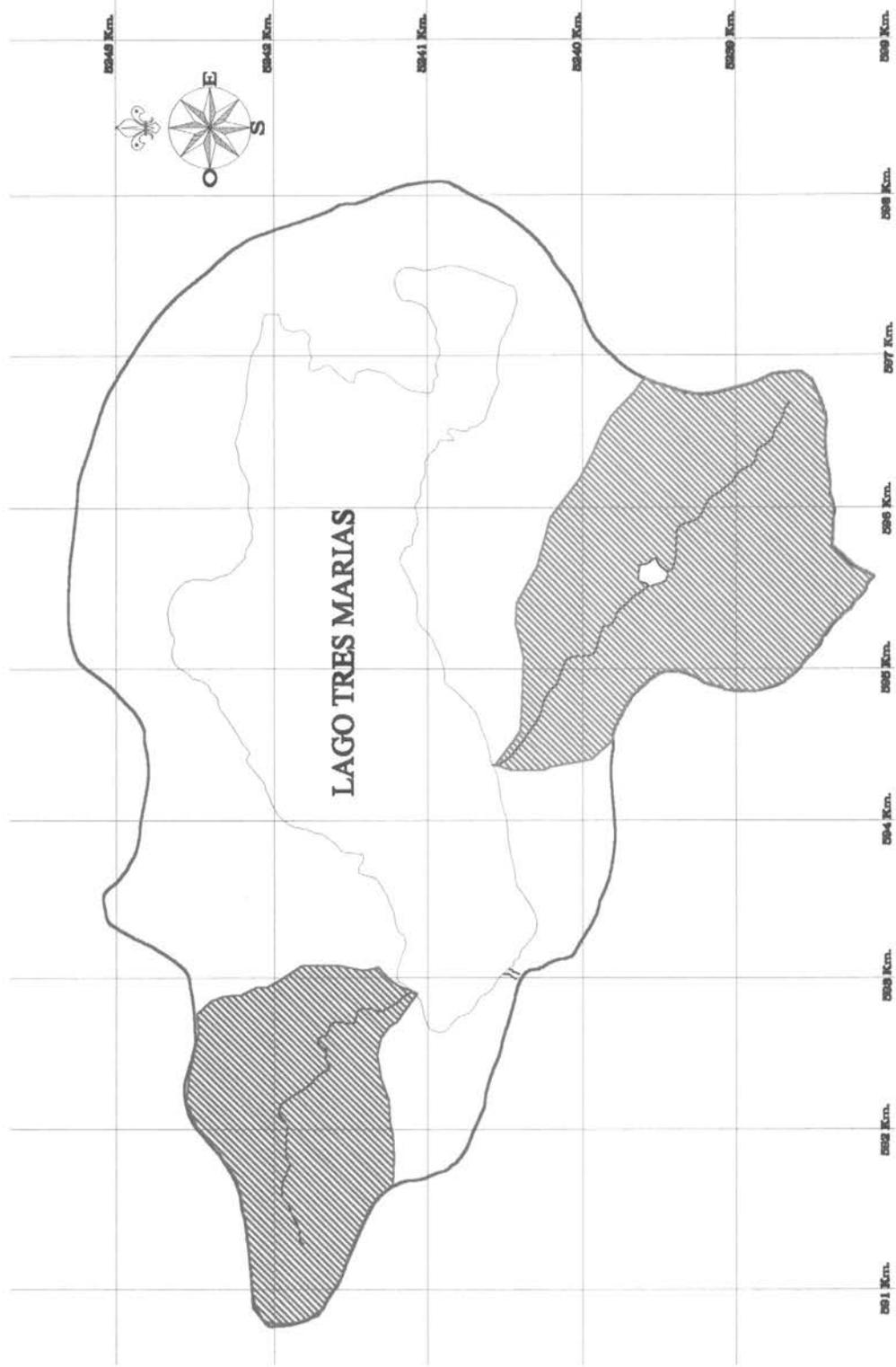


DETERMINACION DE LA CAPACIDAD DE CARGA Y BALANCE DE FOSFORO Y NITROGENO DE LOS LAGOS AQUILDA, YALDAD Y TRES MARIAS.

- LIMITE CUENCA
- LAGO
- RIO

INSTITUTO TECNICO AGROPECUARIO MARIAS
 CONCEPCION 1998

CARTA HIDROGRAFICA CUENCA LAGO TRES MARIAS



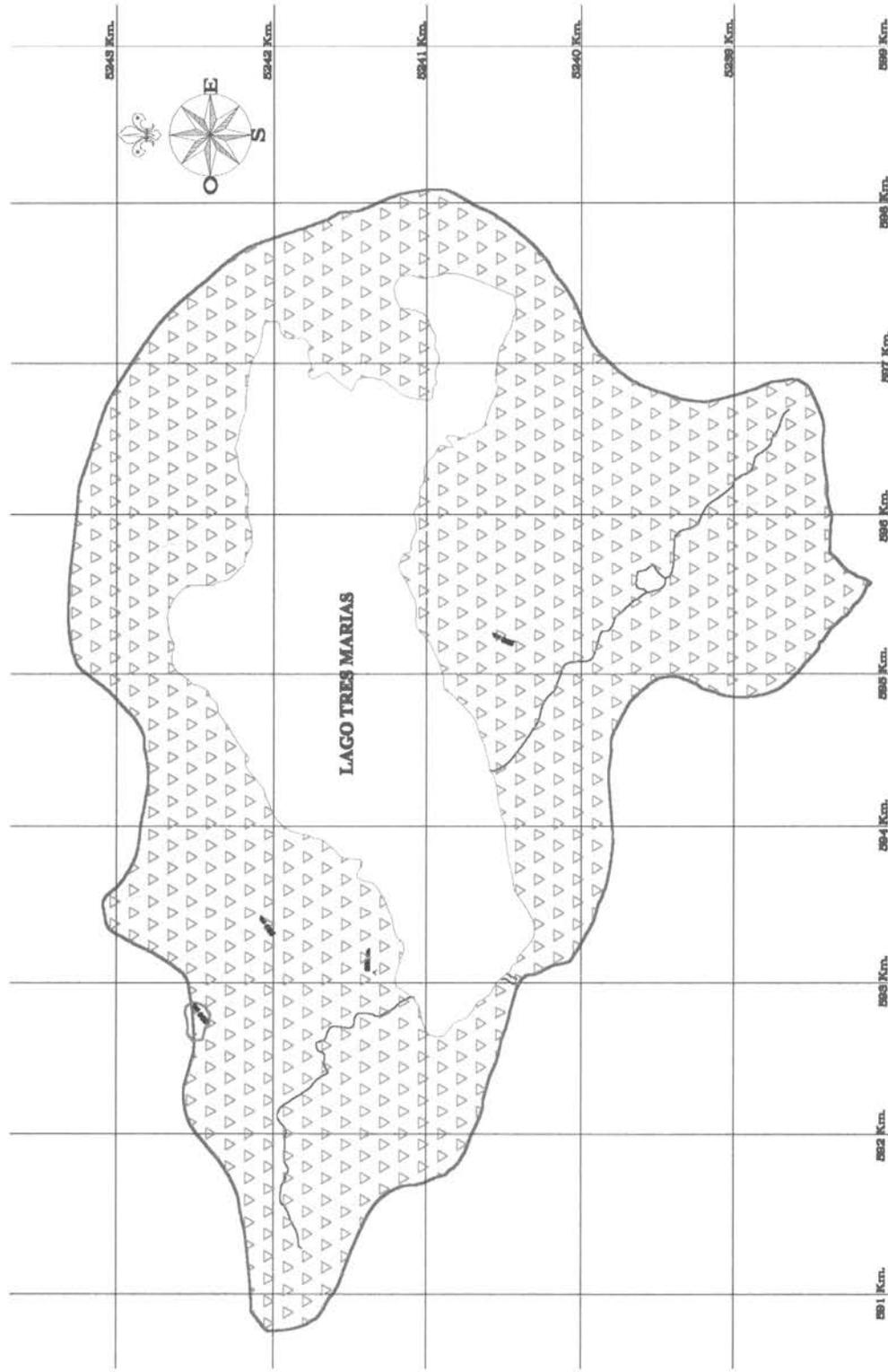
PROYECTO CHILOE
CARTA HIDROGRAFICA
CUENCA LAGO TRES MARIAS
 AUTOR : Dra. EDILIA JAQUE C.
 UNIVERSIDAD AUSTRAL DE CHILE
 UNIVERSIDAD DE CONCEPCION, 2001



DETERMINACION DE LA CAPACIDAD DE CARGA Y BALANCE DE FOSFORO Y NITROGENO DE LOS LAGOS AUQUILDA, YALDAD Y TRES MARIAS, EN CHILOE INSULAR

- LIMITE CUENCA
 - LAGO
 - SUBCUENCA N°1
 - ESTOS
 - SUBCUENCA N°1
- ESCALA LINEA: 1:50000. INSTRUMENTO: GEODINAMICO MARZALA. COORDENADAS UTM, 1984 MS.

CARTA DE USO DEL SUELO CUENCA LAGO TRES MARIAS



DETERMINACION DE LA CAPACIDAD DE CARGA Y BALANCE DE FOSFORO Y NITROGENO DE LOS LAGOS AUQUILDA, YALDAD Y TRES MARIAS.

- LIMITE CARGA
- LAGO
- USO POTENCIAL NUTRIVO
- CURVA NO. 17.17

UNIVERSIDAD AUSTRAL DE CHILE
 FACULTAD DE INGENIERIA
 DEPARTAMENTO DE INGENIERIA CIVIL
 CONCEPCION, CHILE



UNIVERSIDAD DE CONCEPCION

PROYECTO CHILOE
CARTA USO ACTUAL
CUENCA LAGO TRES MARIAS
 AUTOR : Dra. EDILIA JAQUE C.



UNIVERSIDAD AUSTRAL DE CHILE
 UNIVERSIDAD DE CONCEPCION, 2001

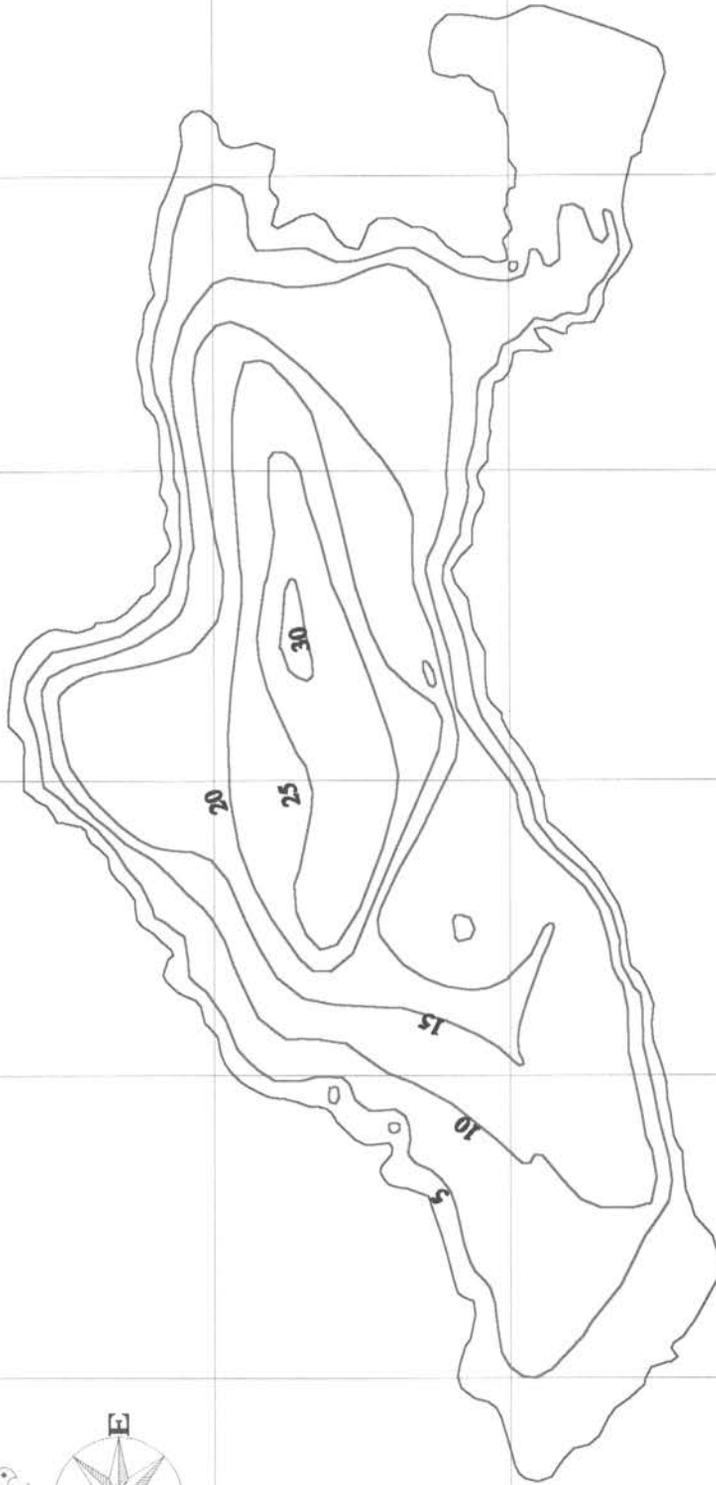
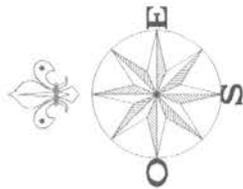
BATIMETRIA DEL LAGO TRES MARÍAS

El lago Tres Marías se localiza a los $42^{\circ}58'30''$ de latitud y los $73^{\circ}50'$ de longitud Oeste en su punto medio, y a una altitud de 220 m sobre el nivel del mar. El lago presenta una forma curvada, su eje mayor de 4,4 km tiene orientación oeste este (Fig. 18). El perímetro o línea de costa de 15,1 km delimita un área superficial de $5,9 \text{ km}^2$. El desarrollo del perímetro respecto a un círculo de igual área es de 1,7 que expresa la regularidad del contorno costero con ensenadas y zonas someras especialmente en el extremo este. La profundidad máxima es de 30 metros y una profundidad media de 11,5 m resultante del cuociente entre el volumen de $68.664.600 \text{ m}^3$ por el área del lago. El área de drenaje de la cuenca de 20.7 km^2 es 3,5 veces mayor que el área del lago (Tabla 6).

Tabla 6: Parámetros morfométricos de Lago Tres Marías.

Latitud	$42^{\circ}58'30''$
Longitud	$73^{\circ}50'$
Altitud	220 m.s.n.m.
Longitud máxima (l_m)	4.4 km
Ancho máximo (b_m)	1.6 km.
Ancho Medio (b)	0.9 km.
Línea de Costa (L)	15.1 km.
Area superficial (A_o)	5.9 km^2
Desarrollo de línea de costa (D_L)	1.7
Profundidad máxima (Z_m)	30 m.
Profundidad media (z)	11.56 m
Volumen (V)	$68\ 664\ 600 \text{ m}^3$
Area de drenaje (A_d)	20.7 km^2
A_d/A_o	3.5

CARTA BATIMETRICA LAGO TRES MARIAS



593 Km.

594 Km.

595 Km.

596 Km.

597 Km.

5242 Km.

5241 Km.

DETERMINACION DE LA CAPACIDAD DE CARGA Y BALANCE DE FOSFORO Y NITROGENO DE LOS LAGOS AUQUILDA, YALDAD Y TRES MARIAS.



BOBATA



BORDES DE LAGO

FUENTE: BASE IGM ESCALA 1:50000
ESCALA 1:25000



UNIVERSIDAD DE CONCEPCION

PROYECTO CHILOE
CARTA BATIMETRICA
LAGO TRES MARIAS

AUTOR : Dr. JOSE ARENAS
DIGITALIZADOR: EDILA JAQUE
UNIVERSIDAD AUSTRIAL DE CHILE
UNIVERSIDAD DE CONCEPCION, 2001



UNIVERSIDAD AUSTRIAL DE CHILE

CUENCA LAGO YALDAD

Antecedentes Generales

La cuenca del lago Yaldad localizada inmediatamente al sur del lago Tres Marías (ver Fig. 8), drena una superficie de 66,5 km² con un espejo de agua de 4.2 km² de superficie. Con la misma orientación del lago Tres Marías, drena en cambio en dirección al noroeste evacuando sus aguas a través del río Yaldad, la subcuenca recibe aportes de pequeños esteros que no superan los 4 kilómetros de longitud y que se distribuyen homogéneamente en el sector de la cabecera del lago, la ribera norte recibe sólo un aporte fluvial y la ribera sur recibe cuatro aportes fluviales

Se trata de una cuenca lacustre de origen glaciotectónico (Fig. 20), verdaderos anfiteatros lacustres obturados por cordones morrénicos, (Borgel 1982), no presentan una importante red hídrica de alimentación más bien se trata de un pobre sistema de alimentación fluvial.

Desde un punto de vista administrativo estas cuencas localizadas a quince minutos de vuelo en helicóptero desde la ciudad de Quellón, pertenecen a la comuna del mismo nombre y ocupan una pequeña proporción territorial de la comuna.

Tabla 7: Superficie del lago Yaldad.

	Superficie en km ²	Peso Porcentual (%)
Cuenca	62.3	92
Lago	4.2	8
Total	66.5	100

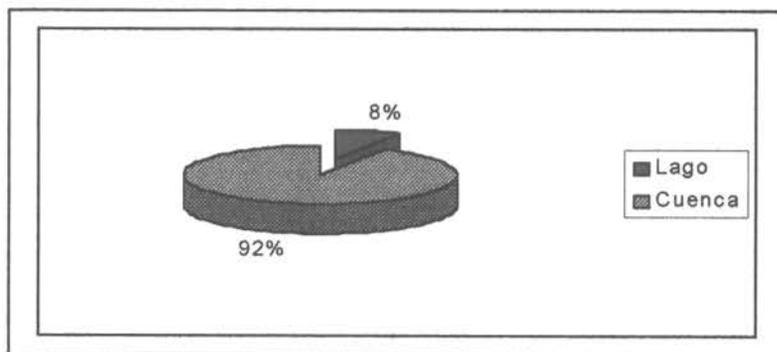


Figura 19: Relación Cuenca - Lago.

Antecedentes hidrográficos

La cuenca del lago Yaldad (Fig. 21) presenta siete subsistemas hídricos menores que cubren más de 70% del territorio de la cuenca en este sentido presenta una mayor densidad de drenaje que las dos cuencas anteriormente analizadas. La subcuenca más importante en cuanto a superficie es la número 3 que presenta una densidad de drenaje de $0,75 \text{ km/km}^2$; junto con la subcuenca N° 5 resultan ser las de mayor de superficie esta última con $15,8 \text{ km}^2$, pero con una densidad bastante menor $0,34 \text{ km/km}^2$.

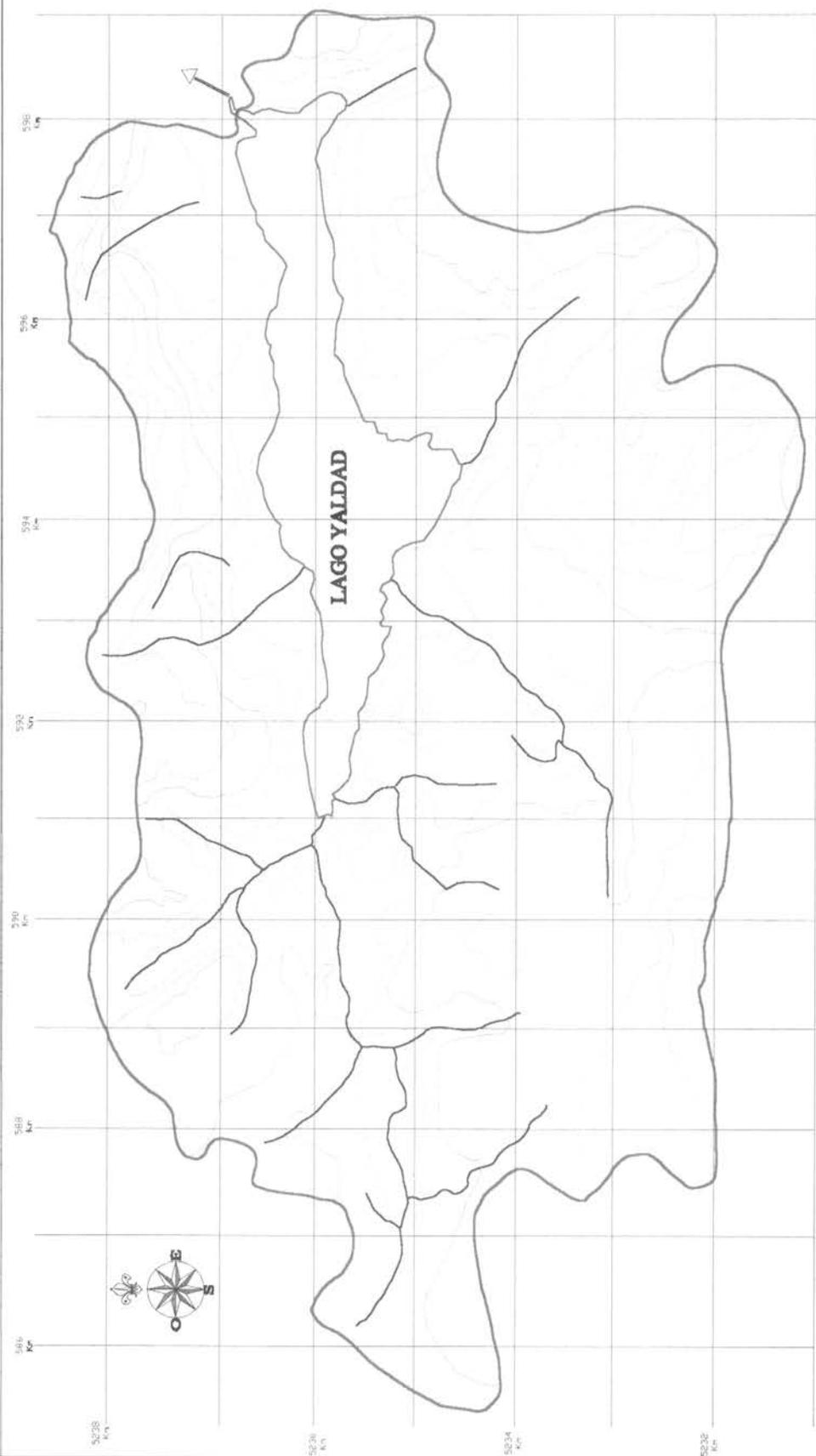
Tabla 8: Subcuencas de la cuenca hidrográfica del Yaldad.

Sub Cuencas	Superficie km^2	Longitud km	Densidad km/km^2
1	2.4	2.00	0.83
2	3.6	3.40	0.94
3	18.3	13.66	0.75
4	3.0	3.43	1.14
5	15.8	5.00	0.32
6	5.2	2.10	0.40
7	1.6	0.79	0.49
Area sin drenaje superf.	16.6	0	0
Total	66.5	30.38	0.46

Antecedentes sobre el uso del suelo

El uso del suelo de esta cuenca lacustre está asociado a una flora nativa típica donde predominan especies como el Arrayán, el Coigue de Chiloé y el Canelo. Corresponden básicamente a bosques mixtos y a renovales que definen una cobertura del suelo de la cuenca muy densa (Fig. 22). Esta característica incide directamente sobre algunos procesos como la escorrentía superficial y el arrastre de sedimentos, ambos procesos en la cuenca son restringidos ya que la cobertura arbórea ejerce un papel protector del suelo.

CARTA BASE CUENCA LAGO YALDAD



DETERMINACION DE LA CAPACIDAD DE CARGA Y BALANCE DE FOSFORO Y NITROGENO
DE LOS LAGOS AUQUILDA, YALDAD Y TRES MARIAS.

-  LIMITE CUENCA
-  RIDGE
-  LAGO
-  CURVA DE NIVEL (CADA 25 METROS)

INSTITUTO NACIONAL DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS



UNIVERSIDAD DE CONCEPCION

PROYECTO CHLOE

CARTA BASE

CUENCA LAGO YALDA

AUTOR : Dra. EDILIA JAQUE C.

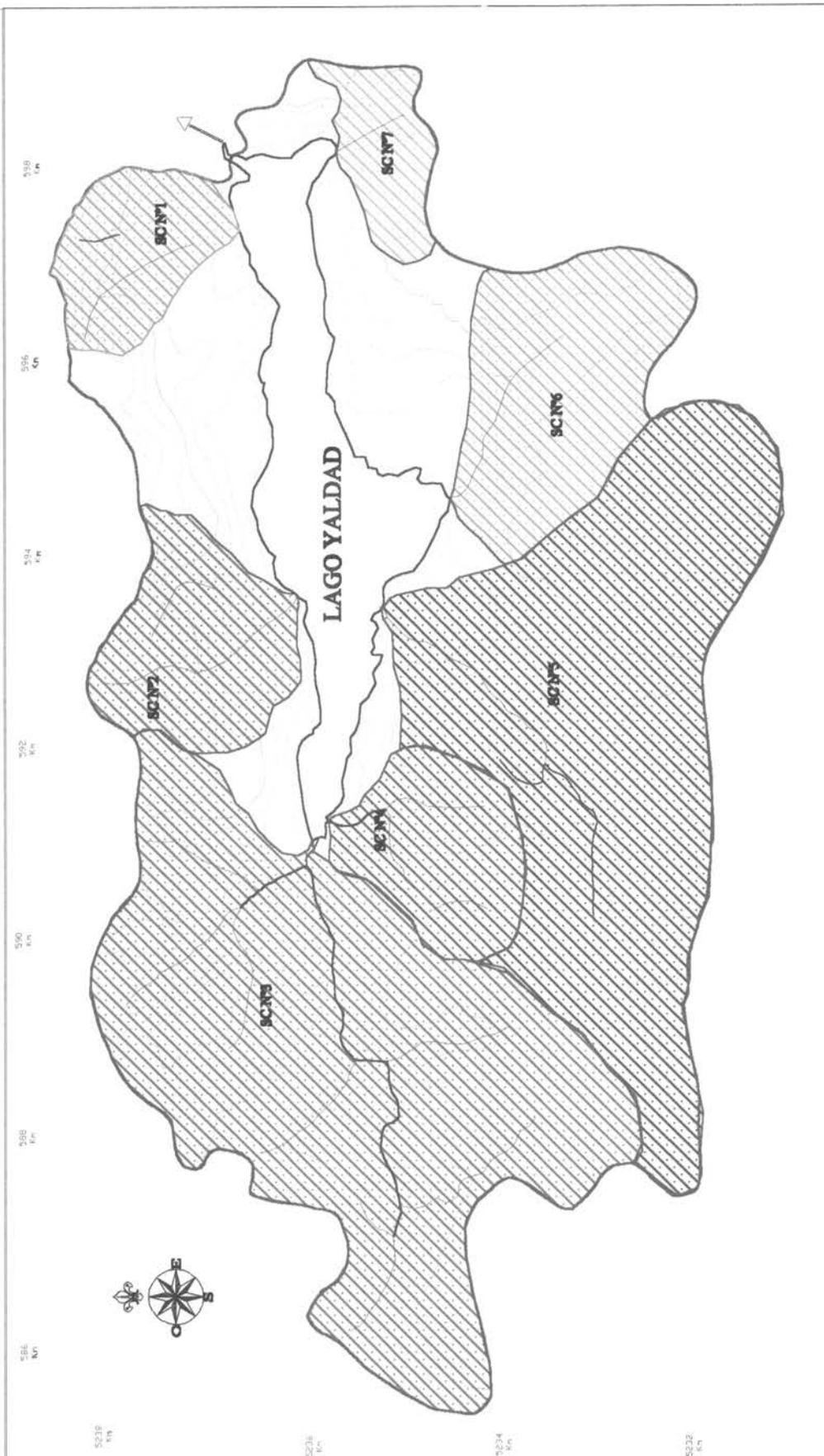
UNIVERSIDAD AUSTRAL DE CHILE

UNIVERSIDAD DE CONCEPCION 2001



UNIVERSIDAD AUSTRAL DE CHILE

CARTA HIDROGRAFICA CUENCA LAGO YALDAD



PROYECTO FIPI: DETERMINACION DE LA CAPACIDAD DE CARGA Y BALANCE DE FOSFORO Y NITROGENO DE LOS LAGOS AUQUILDA, YALDAD Y TRES MARIAS, EN CHILOE INSULAR.

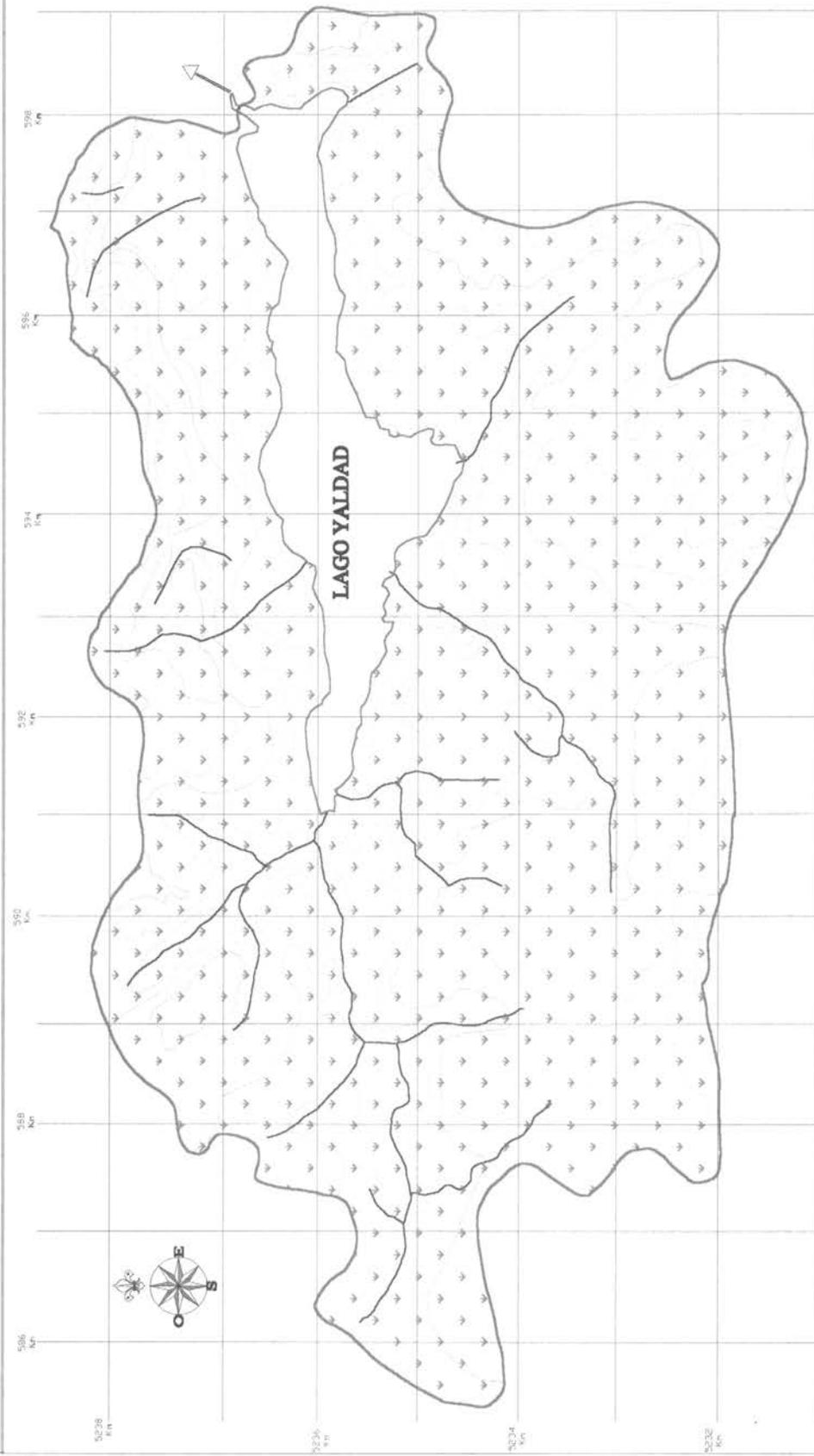
	FORESTO CUENCA		LAGO		CUENCA 1		CUENCA 2		CUENCA 3		CUENCA 4		CUENCA 5		CUENCA 6		CUENCA 7
--	----------------	--	------	--	----------	--	----------	--	----------	--	----------	--	----------	--	----------	--	----------

PROYECTO CHILOE
CARTA HIDROGRAFICA
CUENCA LAGO YALDA
 AUTOR : Dra. EDILIA JAQUE C
 UNIVERSIDAD AUSTRAL DE CHILE
 UNIVERSIDAD DE CONCEPCION 2001

UNIVERSIDAD AUSTRAL DE CHILE
 FACULTAD DE CIENCIAS FÍSICAS Y MATEMÁTICAS
 DEPARTAMENTO DE CIENCIAS FÍSICAS Y MATEMÁTICAS

UNIVERSIDAD AUSTRAL DE CHILE
 FACULTAD DE CIENCIAS FÍSICAS Y MATEMÁTICAS
 DEPARTAMENTO DE CIENCIAS FÍSICAS Y MATEMÁTICAS

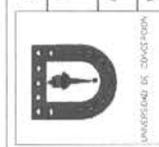
CARTA USO DEL SUELO CUENCA LAGO YALDAD



DETERMINACION DE LA CAPACIDAD DE CARGA Y BALANCE DE FOSFORO Y NITROGENO
DE LOS LAGOS AUQUILDA, YALDAD Y TRES MARIAS.

- LIMITE CUENCA
- MDS
- LAGO
- CUENCA DE NIVEL (CADA 25 METROS)
- USO FORESTAL NATIVO

ESCALA 1:50000, PROYECTO SOCIOAMBIENTAL



PROYECTO CHILOE
CARTA USO DEL SUELO
CUENCA LAGO YALDA

AUTOR Dra. EDILIA JAQUE C.

UNIVERSIDAD AUSTRAL DE CHILE
UNIVERSIDAD DE CONCEPCION 2001

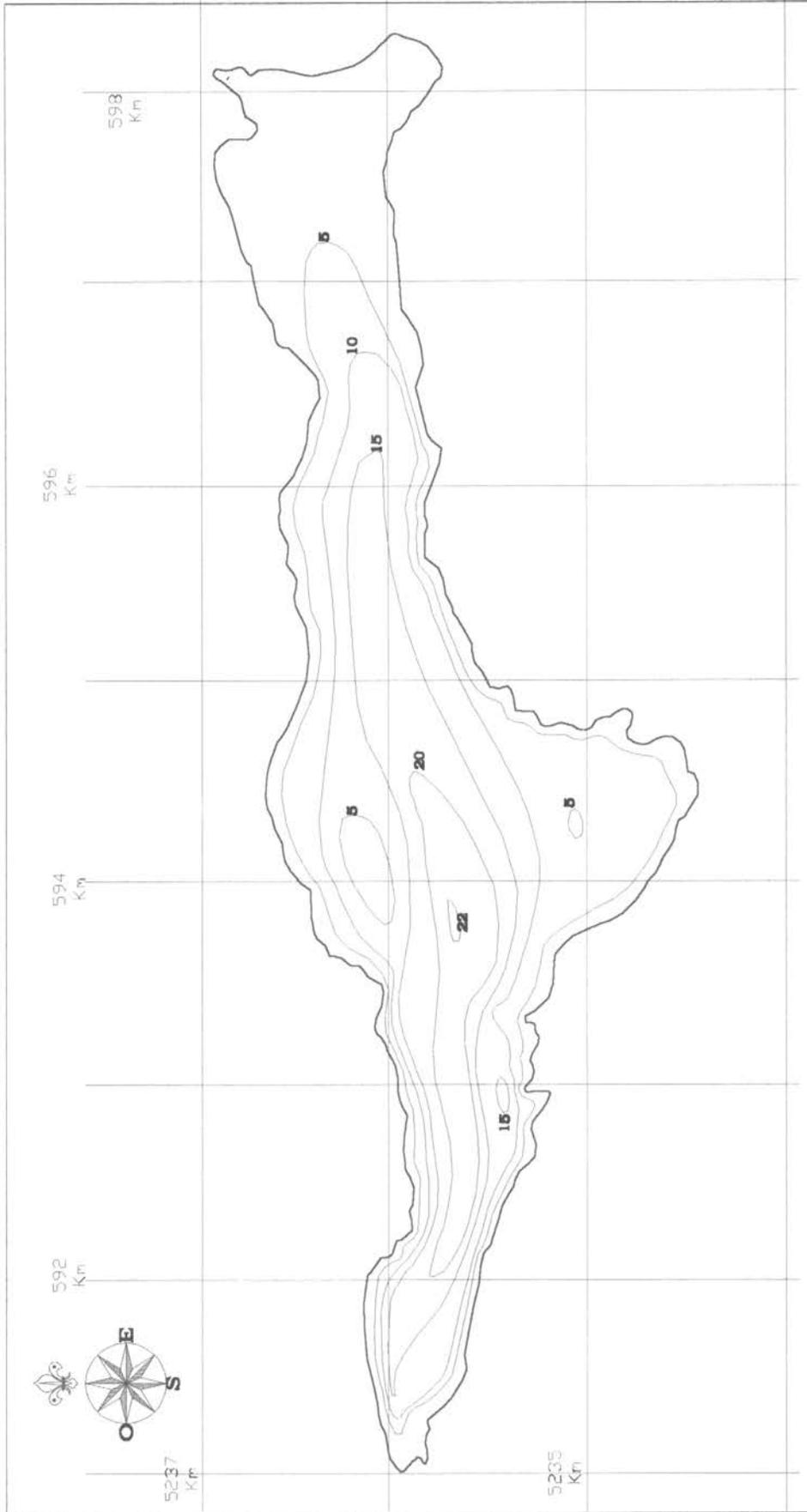
BATIMETRIA DEL LAGO YALDAD

El lago Yaldad esta localizado a una altitud de 120 m sobre el nivel del mar a los $43^{\circ}01'25''$ S y $73^{\circ}50'$ de longitud Oeste en su punto medio. El lago presenta una forma subrectangular elongada, (Fig. 23) su eje mayor de 5,2 km tiene orientación oeste este. Su ancho máximo se presenta en la mitad del lago y es de 2,1 km. El perímetro o línea de costa de 18,8 km delimita un área superficial de $4,2 \text{ km}^2$. El desarrollo del perímetro respecto a un círculo de igual área es de 2,6 que expresa las irregularidades del contorno costero con ensenadas y zonas someras. La profundidad máxima es de 22 metros y una profundidad media de 9,6 m resultante del cociente del volumen de $40.151.530 \text{ m}^3$ por el área del lago. El área de drenaje de la cuenca es de 66.5 km^2 es 15,8 veces mayor que el área del lago (Tabla 9).

Tabla 9: Parámetros morfométricos del lago Yaldad

Latitud	$43^{\circ}01'25''$
Longitud	$73^{\circ} 50'$
Altitud	120 m.s.n.m.
Longitud máxima (l_m)	5.2 km.
Ancho máximo (b_m)	2.1 km
Ancho Medio (b)	1.25 km
Línea de Costa (L)	18.8 km
Area superficial (A_0)	4.2 km^2
Desarrollo de línea de costa (D_L)	2.6
Profundidad máxima (Z_m)	22 m.
Profundidad media (z)	9.66 m
Volumen (V)	$40\ 151\ 530 \text{ m}^3$
Area de drenaje (A_d)	66.5 km^2
A_d/A_0	15.8

CARTA BATIMETRICA LAGO YALDAD



DETERMINACION DE LA CAPACIDAD DE CARGA Y BALANCE DE FOSFORO Y NITROGENO DE LOS LAGOS AUQUILDA, YALDAD Y TRES MARIAS.



BORDE DE LAGO



ISOBATA

**ESCALA DE PLOTEO 1:50.000
BASE KIM 150.000**



PROYECTO CHILOE
CARTA BATIMETRICA
LAGO YALDAD

AUTOR: DR. JOSE ARENAS
DIGITALIZADOR: EDILIA JAQUE
UNIVERSIDAD ADRIANA DE CHILE
UNIVERSIDAD DE CONCEPCION - 410.000



➤ ANALISIS DE MICROCUENCAS DE LOS LAGOS EN ESTUDIO

Concentraciones y exportación de nitrógeno y fósforo para los distintos usos del suelo en las cuencas de los lagos Auquilda, Tres Marías y Yaldad

Los objetivos de este estudio fueron determinar las concentraciones y exportación anual de nutrientes (nitrógeno y fósforo), en microcuencas con distinto uso del suelo, dentro de la hoya de los lagos Auquilda, Tres Marías y Yaldad.

Area de estudio

En el área de estudio, se encuentran suelos Trumaos derivados de cenizas volcánicas hasta 500 m de altura en la vertiente oriental de la Cordillera de la Costa, cubriendo sedimentos fluvio-glaciales y la capa de solifluxión de la última edad glacial (Veit y Garleff, 1995). Las rocas metamórficas se encuentran fuertemente meteorizadas. A mayor altitud, el espesor de las capas volcánico-eólicas decrece, estando ausente la capa de solifluxión y ellas cubren directamente las rocas del basamento metamórfico, las cuales en algunos casos afloran en superficie.

En general, los usos del suelo presentes en la cuenca del lago Auquilda corresponden a uso forestal (57.5 ha), uso ganadero (38.6 ha) y uso agrícola (37.6 ha). El bosque nativo siempreverde en la mayor parte de su superficie es un bosque adulto relativamente degradado por la extracción de leña y madera, donde predominan las especies *Drymis winteri*, *Pilgerodendron uviferum*, *Nothofagus nitida*, *Weinmannia trichosperma* y *Laurelia philippiana*, renovales densos de *Drymis winteri*, *Nothofagus nitida* y *Laurelia philippiana* y extensiones de matorrales. El uso ganadero corresponde a praderas naturales con una baja densidad de ganado, mientras que el uso agrícola corresponde a una agricultura de pequeña escala. En el caso de las cuencas de los lagos Yaldad y Tres Marías, el uso del suelo corresponde a bosque nativo siempreverde en el 100% de su superficie.

Concentraciones de nitrógeno y fósforo en las microcuencas del lago Auquilda

La información sobre las concentraciones mensuales de nitrógeno y fósforo (particulado + solución) en las quebradas se presentan en las Tablas 10, 11, 12 y 13. Las concentraciones promedio anual se presentan en las Tablas 14 y 15.

Microcuenca 1: En esta quebrada predomina un bosque nativo degradado en la mayor parte de su superficie. La escorrentía superficial solo estuvo presente durante el período abril – octubre, por lo que las muestras de agua se tomaron en estos meses. Las concentraciones de nitrato tuvieron fuertes fluctuaciones durante los meses (Tabla 10). La concentración promedio anual de nitrato fue muy superior ($333.9 \mu\text{g L}^{-1}$) a la de N-orgánico ($67.5 \mu\text{g L}^{-1}$) y a la de amonio ($32.9 \mu\text{g L}^{-1}$) (Tabla 14) El N-total tuvo un valor relativamente alto ($435.3 \mu\text{g L}^{-1}$). Estos datos estarían indicando aportes de origen antrópico a las aguas de escorrentía, que podrían provenir de ganadería y/o actividades forestales. Sin embargo, los valores de P-total constituyen los menores de todas las quebradas con $17.2 \mu\text{g L}^{-1}$.

Microcuenca 3: En esta quebrada predomina el bosque nativo. La escorrentía superficial solo estuvo presente durante el período abril – octubre. Las mayores concentraciones de nitrógeno corresponden a N-orgánico ($86.2 \mu\text{g L}^{-1}$) y las concentraciones de $\text{NO}_3\text{-N}$ ($38.6 \mu\text{g L}^{-1}$) y $\text{NH}_3\text{-N}$ ($3.3 \mu\text{g L}^{-1}$) corresponden a valores relativamente pequeños (Tabla 14).

Microcuenca 4: Esta superficie presenta un uso fundamentalmente de praderas ganaderas. La escorrentía superficial solo estuvo presente durante el período abril – noviembre (Tabla 12). En esta microcuenca predominan fuertemente las concentraciones de N-orgánico ($172.2 \mu\text{g L}^{-1}$) (Tabla 14) pero con fuertes variaciones mensuales. Las concentraciones promedio de $\text{NO}_3\text{-N}$ ($22.6 \mu\text{g L}^{-1}$) son las menores de las cuatro quebradas consideradas. Junto con la microcuenca 3 presentan las menores concentraciones promedio de N-total, con 134.3 y $246.9 \mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente.

Microcuenca 5: Esta superficie está cubierta principalmente por bosques nativos en su parte baja y praderas ganaderas en su parte alta. La escorrentía superficial estuvo presente durante el período abril – diciembre (Tabla 13). En esta microcuenca se encuentran las mayores concentraciones de N-orgánico ($306.4 \mu\text{g L}^{-1}$), $\text{NH}_3\text{-N}$ ($107.9 \mu\text{g L}^{-1}$) y N-total ($483.6 \mu\text{g L}^{-1}$). El P-total también es alto con $75.4 \mu\text{g L}^{-1}$. En general, en todas las superficies las concentraciones de P-total son relativamente altas, pero las concentraciones promedio de $\text{PO}_4\text{-P}$ son muy pequeñas.

Exportación de nitrógeno y fósforo para los distintos usos del suelo de los lagos Auquilda, Tres Marías y Yaldad.

La exportación anual de nitrógeno y fósforo para los distintos usos del suelo (forestal, ganadero y agrícola-ganadero) se presenta en las Tablas 16 y 17. Los mayores índices de exportación de N-total ($4.9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y $\text{NO}_3\text{-N}$ ($3.9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) corresponde a las superficies de bosque nativo del lago Auquilda (Tabla 16). Mientras que los mayores índices de P-total corresponden a las superficies praderas ganaderas ($0.52 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y bosque-ganadería-agricultura ($0.35 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) del lago Auquilda.

Las superficies del lago Auquilda donde predomina un uso del suelo de bosque nativo, aportaron una cantidad estimada de N-total de 281 kg año^{-1} y P-total de 10.5 kg año^{-1} (Tabla 17). Las superficies con praderas ganaderas aportaron una cantidad estimada en 84 y 20 kg año^{-1} , respectivamente, mientras que las superficies con bosque-ganadería-agricultura una cantidad de 55 y 13 kg año^{-1} , respectivamente (Tabla 17).

Las superficies del bosque nativo de los lagos Tres Marías y Yaldad aportaron una cantidad estimada de 19936 y 3700 kg año^{-1} de N-total, donde las mayores cantidades correspondieron a N-orgánico con 10342 y 1939 kg año^{-1} , respectivamente. En el caso del P-total, ellas fueron de 1495 y 281 kg año^{-1} , respectivamente.

Los valores de las concentraciones mensuales de nitrógeno y fósforo en el agua de escorrentía superficial nos muestran que estos elementos presentan fuertes fluctuaciones a lo largo del año. Los valores mínimos de nitrógeno y fósforo total encontrados para los distintos usos del suelo son similares que los determinados para microcuencas del lago Huillinco en Chiloé (Campos *et al.* 1997), pero sin embargo los valores máximos son superiores, especialmente para los usos del suelo correspondiente a praderas-ganaderas. En el lago Auquilda, los valores máximos de las concentraciones de N-total y P-total para el bosque nativo son superiores, probablemente debido a que las superficies cubiertas con bosque nativo presentes en la cuenca están degradadas o se presentan en combinación con superficies de praderas. En el caso, de las superficies con bosque nativo de los lagos Tres Marías y Yaldad es distinto, ya que los índices de exportación de N-total son inferiores a los del lago Huillinco, debido a que los bosques de estos lagos están prácticamente inalterados.

Los coeficientes de exportación de nitrógeno total y nitrato medidos en este estudio (Tabla 16) son mayores en cuencas con bosques nativos, que en cuencas con un uso del suelo

predominante de praderas ganaderas, o una combinación de bosques - praderas - agricultura, especialmente en el caso del lago Auquilda. Si se comparan con datos provenientes de microcuencas del lago Rupanco, Cordillera de los Andes (Tabla 18), se verifica un comportamiento distinto, ya que en las cuencas del lago Rupanco con uso del suelo dedicado a praderas-ganaderas existen mayores exportaciones de nitrógeno que en las cuencas con bosque nativo (Oyarzún *et al.* 1997). Esta situación confirmaría la tendencia presentada en las cuencas de los lagos Cucao-Huillinco, donde los bosques nativos no alterados son las superficies que aportan con las mayores cantidades de nitrógeno, especialmente N-orgánico, a los cauces de agua. Sin embargo, las superficies con bosque nativo del lago Auquilda exportan grandes cantidades de $\text{NO}_3\text{-N}$ lo que indicaría una fuerte influencia antrópica probablemente relacionada con extracción de madera, quemas o introducción de ganado.

En el lago Auquilda, los datos de las cargas anuales de P-total, muestran que las superficies con praderas-ganaderas ($0.52 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), son moderadamente superiores a las cargas exportadas desde las áreas agrícola-ganaderas ($0.35 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$). Las cargas exportadas desde el bosque nativo ($0.18 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) son significativamente inferiores y semejantes a las cargas de los bosques de los lagos Tres Marias ($0.19 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y Yaldad ($0.24 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) (Tabla 16). Los valores de N-total y P-total son semejantes a los obtenidos en las cuencas con bosque nativo del lago Huillinco en Chiloé (Tabla 18), pero si se comparan con los coeficientes obtenidos en las cuencas del lago Rupanco, también son muy inferiores para el bosque nativo y los otros usos del suelo, especialmente para las praderas-ganaderas.

Tabla 10: Concentraciones mensuales de nutrientes ($\mu\text{g L}^{-1}$) en la microcuenca 1.

Meses	$\text{NO}_2\text{-N}$	$\text{NO}_3\text{-N}$	$\text{NH}_3\text{-N}$	N-org	N-total	$\text{PO}_4\text{-P}$	P-total
Abril	2.6	281.7	121.5	184.6	590.4	3.3	42.9
Mayo	2.7	387.5	63.0	91.7	544.9	6.9	17.6
Junio	0.6	235.7	6.4	17.4	260.4	2.3	14.1
Julio	0.0	481.4	0.0	17.4	498.8	0.8	8.5
Agosto	0.0	81.9	0.9	70.8	153.6	0.9	15.5
Septiembre	0.9	430.8	10.1	17.4	459.2	1.1	16.0
Octubre	0.6	438.2	28.3	73.1	540.2	0.3	6.0
Noviembre	se	se	se	se	se	se	se
Diciembre	se	se	se	se	se	se	se

Tabla 11: Concentraciones mensuales de nutrientes ($\mu\text{g L}^{-1}$) en la microcuena 3.

Meses	NO ₂ -N	NO ₃ -N	NH ₃ -N	N-org	N-total	PO ₄ -P	P-total
Abril	0.2	17.5	10.1	128.9	156.7	5.8	49.7
Mayo	0.2	38.7	28.3	80.1	147.3	1.7	5.0
Junio	1.5	11.1	6.4	15.1	34.1	3.3	16.8
Julio	0.0	12.0	10.1	17.4	39.5	0.2	30.2
Agosto	0.0	64.5	0.9	124.2	189.6	5.7	33.8
Septiembre	0.7	59.8	2.8	10.4	73.7	1.1	16.8
Octubre	3.8	90.2	0.9	82.4	177.3	2.2	5.4
Noviembre	0.4	15.0	10.1	231.1	256.6	3.8	143.4
Diciembre	se	se	se	se	se	se	se

Tabla 12: Concentraciones mensuales de nutrientes ($\mu\text{g L}^{-1}$) en la microcuena 4.

Meses	NO ₂ -N	NO ₃ -N	NH ₃ -N	N-org	N-total	PO ₄ -P	P-total
Abril	0.2	13.8	8.2	66.6	88.8	1.7	42.2
Mayo	0.2	9.2	35.6	145.1	190.1	2.5	8.7
Junio	1.6	77.3	0.0	17.4	96.3	4.6	13.5
Julio	0.0	0.0	0.0	27.7	27.7	0.8	9.6
Agosto	0.0	25.8	13.7	80.1	119.6	0.3	58.8
Septiembre	0.5	12.9	19.2	85.0	117.6	1.6	30.7
Octubre	0.2	15.7	8.2	91.7	115.8	0.3	74.7
Noviembre	0.7	25.9	503.2	776.8	1306.6	2.8	90.7
Diciembre	se	se	se	se	se	se	se

Tabla 13: Concentraciones mensuales de nutrientes ($\mu\text{g L}^{-1}$) en la microcuena 5.

Meses	NO ₂ -N	NO ₃ -N	NH ₃ -N	N-org	N-total	PO ₄ -P	P-total
Abril	2.7	354.4	108.7	147.5	613.3	4.8	464.8
Mayo	0.9	24.6	37.5	73.1	136.1	4.6	8.8
Junio	1.1	24.0	0.0	22.4	47.5	17.6	18.7
Julio	0.0	18.4	0.0	24.4	42.8	0.5	7.7
Agosto	0.8	33.2	0.9	203.2	238.1	1.8	27.5
Septiembre	1.6	27.6	8.2	12.8	50.2	1.8	16.8
Octubre	0.3	50.6	0.9	47.6	99.4	0.3	18.4
Noviembre	0.4	36.8	548.8	370.4	956.4	0.9	79.3
Diciembre	3.9	42.3	265.8	1856.6	2168.6	18.9	36.2

Tabla 14: Concentraciones promedio anual de nutrientes (particulado + solución) para las distintas quebradas de la cuenca del lago Auquilda. Entre paréntesis se muestran las desviaciones estándar.

Cuencas	NO ₂ -N	NO ₃ -N	NH ₃ -N	N-org	N-total	PO ₄ -P	P-total
Microcuenca 1	1.1 (1.1)	333.9 (141.9)	32.9 (44.9)	67.5 (60.4)	435.3 (164.2)	2.2 (2.3)	17.2 (12.1)
Microcuenca 3	0.9 (1.3)	38.6 (29.9)	8.7 (8.9)	86.2 (75.5)	134.3 (78.7)	3.0 (2.1)	37.6 (45.3)
Microcuenca 4	0.4 (0.5)	22.6 (23.7)	73.5 (174.0)	172.2 (270.0)	246.9 (431.3)	1.8 (1.5)	41.1 (31.2)
Microcuenca 5	1.3 (1.3)	68.0 (107.9)	107.9 (187.2)	306.4 (592.8)	483.6 (705.4)	5.7 (7.4)	75.4 (147.7)

Tabla 15: Concentraciones promedio anual de nutrientes (solución) para las distintas quebradas de la cuenca del lago Auquilda. Entre paréntesis se muestran las desviaciones estándar.

Cuencas	NO ₂ -N	NO ₃ -N	NH ₃ -N	N-org	N-total	PO ₄ -P	P-total
Microcuenca 1	1.1 (1.1)	276.8 (125.8)	24.3 (33.9)	49.9 (41.9)	350.9 (139.7)	2.2 (2.3)	9.6 (4.1)
Microcuenca 3	0.9 (1.3)	28.6 (21.8)	3.3 (6.6)	70.3 (57.5)	89.7 (59.0)	3.0 (2.1)	25.7 (37.2)
Microcuenca 4	0.4 (0.5)	18.4 (23.5)	53.7 (133.9)	123.1 (202.8)	195.4 (335.6)	1.8 (1.5)	25.8 (21.0)
Microcuenca 5	1.3 (1.3)	51.9 (94.3)	19.9 (29.4)	271.8 (551.5)	364.2 (615.8)	5.7 (7.4)	30.6 (45.9)

Tabla 16: Exportación de nutrientes (kg ha⁻¹ año⁻¹) para los distintos usos del suelo de las cuencas de los lagos Auquilda, Yaldad y Tres Marías.

Usos del suelo	NO ₂ -N	NO ₃ -N	NH ₃ -N	N-org	N-total	PO ₄ -P	P-total
Lago Auquilda:							
Bosque nativo	0.02	3.9	0.21	0.75	4.9	0.03	0.18
Praderas ganaderas	0.01	0.6	0.28	1.38	2.2	0.07	0.52
Agrícola ganadero	0.02	0.4	0.32	0.71	1.5	0.05	0.35
Lago Yaldad:							
* Bosque nativo	0.06	1.4	0.10	1.66	3.2	0.06	0.24
Lago Tres Marías:							
* Bosque nativo	0.05	1.1	0.08	1.31	2.5	0.05	0.19

* Estimados a partir de los datos de Campos (1997).

Tabla 17: Exportación de nutrientes (kg año^{-1}) para los distintos usos del suelo de las cuencas de los lagos Auquilda, Yaldad y Tres Marías.

Usos del suelo	$\text{NO}_2\text{-N}$	$\text{NO}_3\text{-N}$	$\text{NH}_3\text{-N}$	N-org	N-total	$\text{PO}_4\text{-P}$	P-total
Lago Auquilda:							
Bosque nativo	1.2	224.3	12.1	43.1	280.7	1.7	10.5
Praderas ganaderas	0.4	23.0	10.8	53.3	84.0	2.4	20.0
Agrícola ganadero	0.8	15.0	12.0	26.7	55.4	1.1	13.0
Lago Yaldad:							
Bosque nativo	373.8	8722.0	623.0	10341.8	19936.0	373.8	1495.2
Lago Tres Marías:							
Bosque nativo	74.0	1628.0	118.4	1938.8	3700.0	74.0	281.2

Tabla 18: Nutrientes exportados por los distintos usos del suelo en las cuencas de los lagos Auquilda, Yaldad y Tres Marías comparados con otros estudios ($\text{kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$).

Lugar	$\text{NO}_3\text{-N}$	N-org	N-total	P-total	COBERTURA
Lago Rupanco	4.8	2.8	6.8	0.65	Bosque nativo
	5.8	2.8	8.0	0.67	Praderas-matorrales
	12.5	3.9	18.5	1.12	Praderas-ganadería
	9.2	2.7	11.3	0.94	Praderas-agricultura
Lago Huillinco	1.6	2.1	3.9	0.29	Bosque nativo
	0.9	1.2	2.2	0.22	Bosque-pradera
	0.7	1.1	1.9	0.31	Praderas-matorrales- Ganadería
Lago Auquilda	3.9	0.8	4.9	0.18	Bosque nativo
	0.6	1.4	2.2	0.52	Praderas-ganadería
	0.4	0.7	1.5	0.35	Bosque-ganadería-agricultura
Lago Yaldad	1.4	1.7	3.2	0.24	Bosque nativo
Lago Tres Marías	1.1	1.3	2.5	0.19	Bosque nativo

➤ BALANCE HIDRICO DE LAS CUENCAS DE LOS LAGOS EN ESTUDIO

El ciclo hídrico es un modelo de circulación general que implica un despliegue complejo de los movimientos y transformación del agua. Conocer el valor de cada uno de los componentes del balance hídrico es un antecedente indispensable para estimar la capacidad de carga y balance de nutrientes de una cuenca lacustre.

CUENCA DEL LAGO AUQUILDA

Para establecer el balance hídrico de la cuenca del lago Auquilda se utilizó la ecuación general del ciclo hídrico (1).

$$PP + Qa + Qe - Evtr - Evp - \Delta l = 0 \quad (10^3 \text{ m}^3) \quad (1)$$

donde:

- PP = aportes de agua por precipitación
- Qa = aportes de agua por los ríos afluentes
- Qe = caudal del desagüe
- Evp = evaporación de la laguna
- Evtr = evapotranspiración de las vertientes
- Δl = variación del contenido de agua de la laguna

El ciclo de mediciones se extendió desde el 21 de marzo del 2000 al 12 de enero del 2001. Este lapso de tiempo se dividió en 4 períodos indicados en la Tabla 19.

Tabla 19: Delimitación de los períodos de estudio.

Período	Fecha
1	21/03 – 30/05
2	31/05 – 24/08
3	25/08 – 21/11
4	22/11 – 12/01

Aportes de agua por precipitaciones

Los mapas de las isoyetas demuestran que la distribución espacial de las precipitaciones en la zona es bastante pareja aunque con una tendencia a ser mayores en el cuadrante sur y sureste

(Figs. 24, 25, 26, 27 y 28). La distribución estacional de los aportes de agua para la cuenca del lago Auquilda se presenta en la Tabla 20.

Tabla 20: Variación estacional de los aportes de agua por precipitaciones para la cuenca del lago Auquilda.

Período	Cuenca (10³ m³)	Vertiente (10³ m³)	Lago (10³ m³)
1	571,3	399,7	171,6
2	1.517,8	1.064,8	453,1
3	646,6	455,6	189,0
4	150,1	106,7	43,4
Total	2.883,8	2026,8	857,0

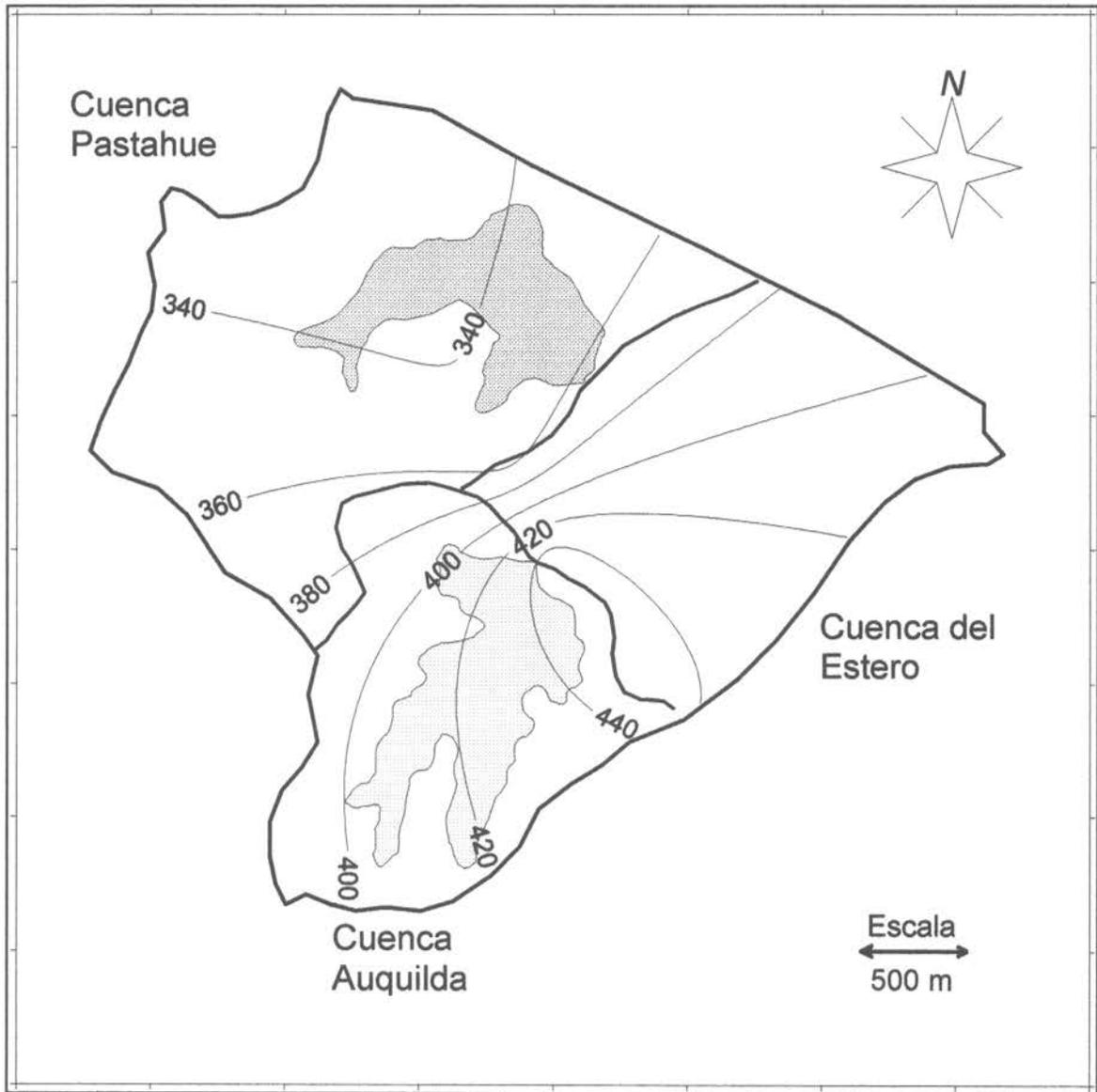


Figura 24: Distribución espacial para el período 1

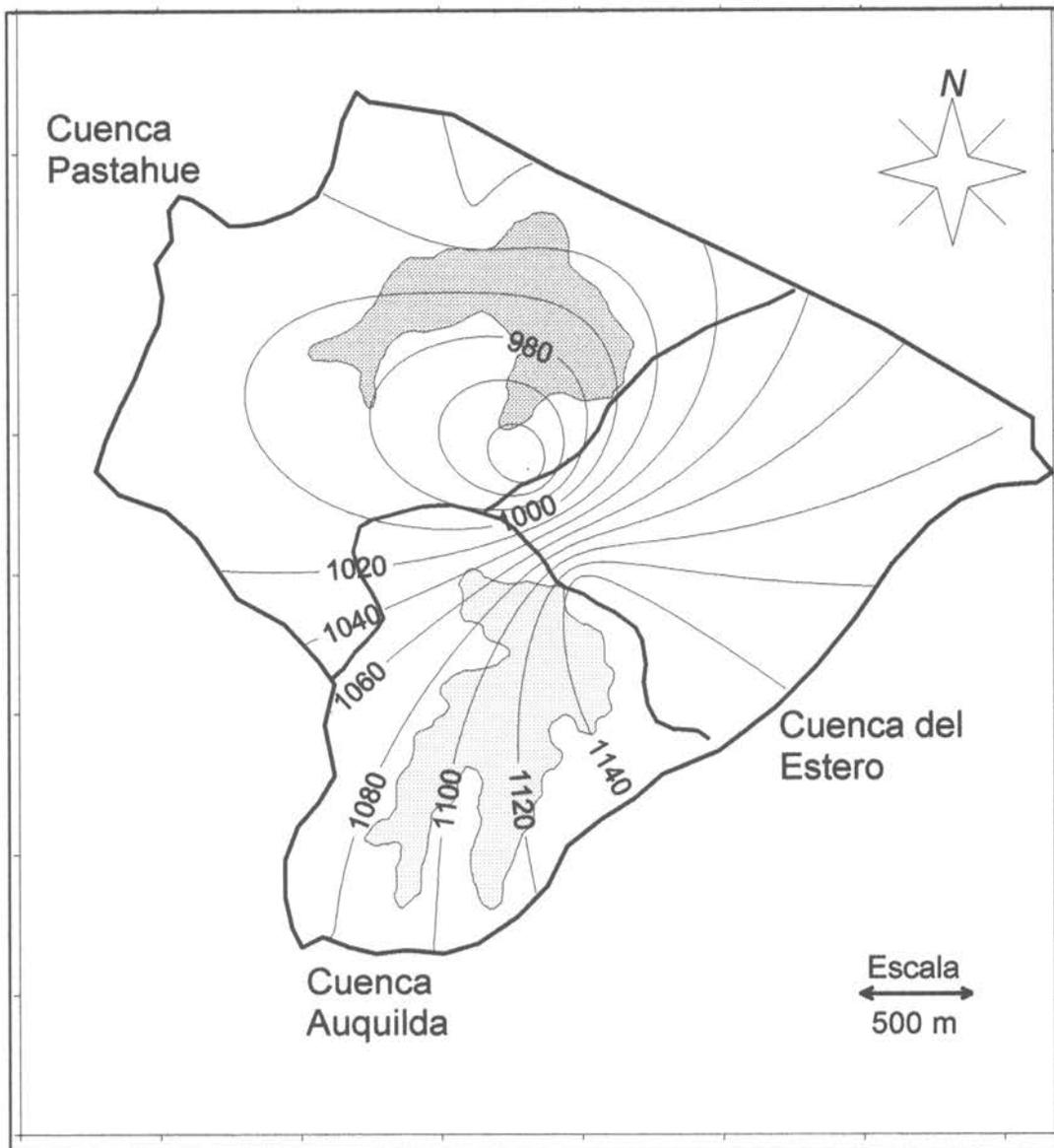


Figura 25: Distribución espacial para el período 2

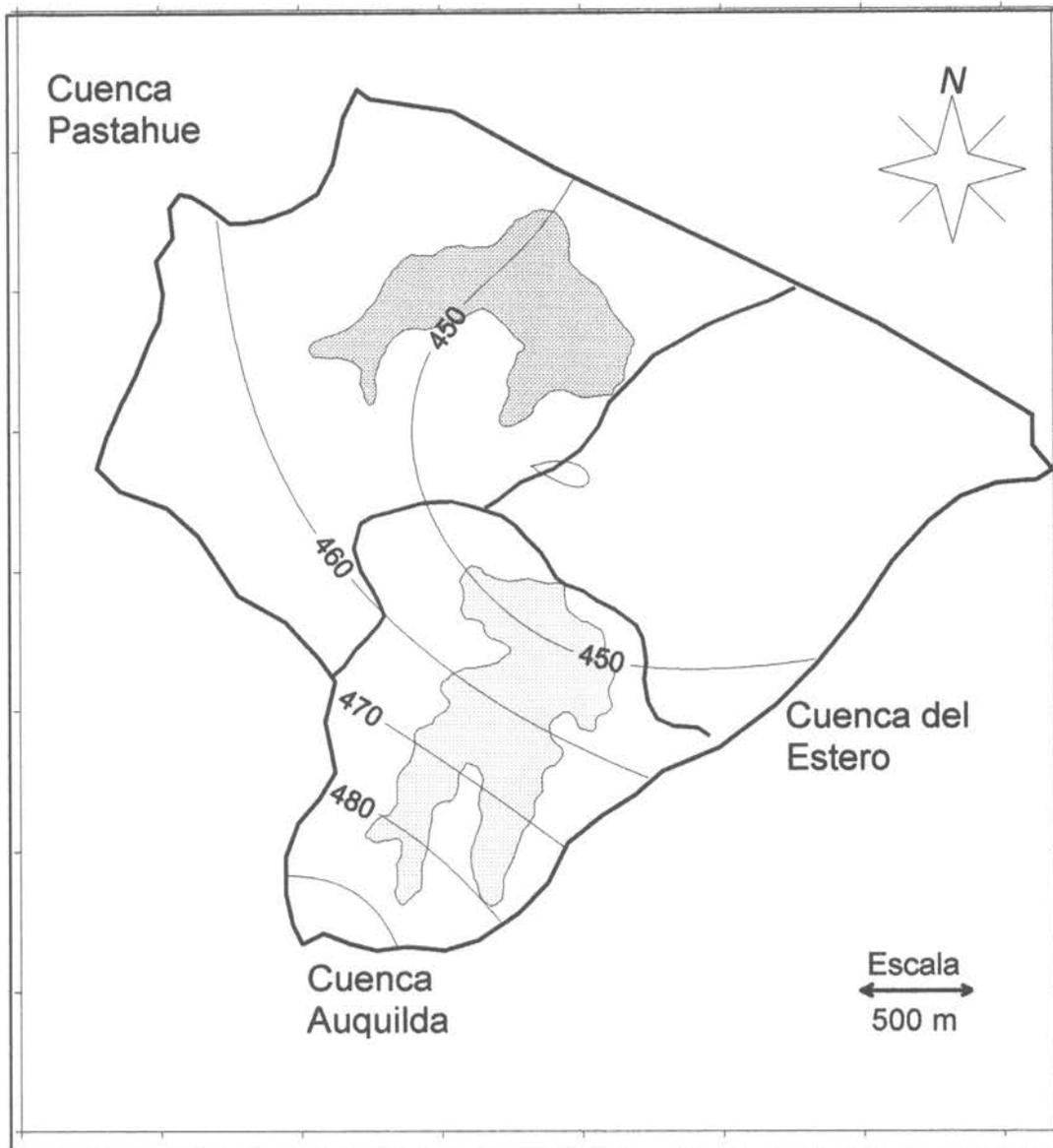


Figura 26: Distribución espacial para el período 3



Figura 27: Distribución espacial para el período 4

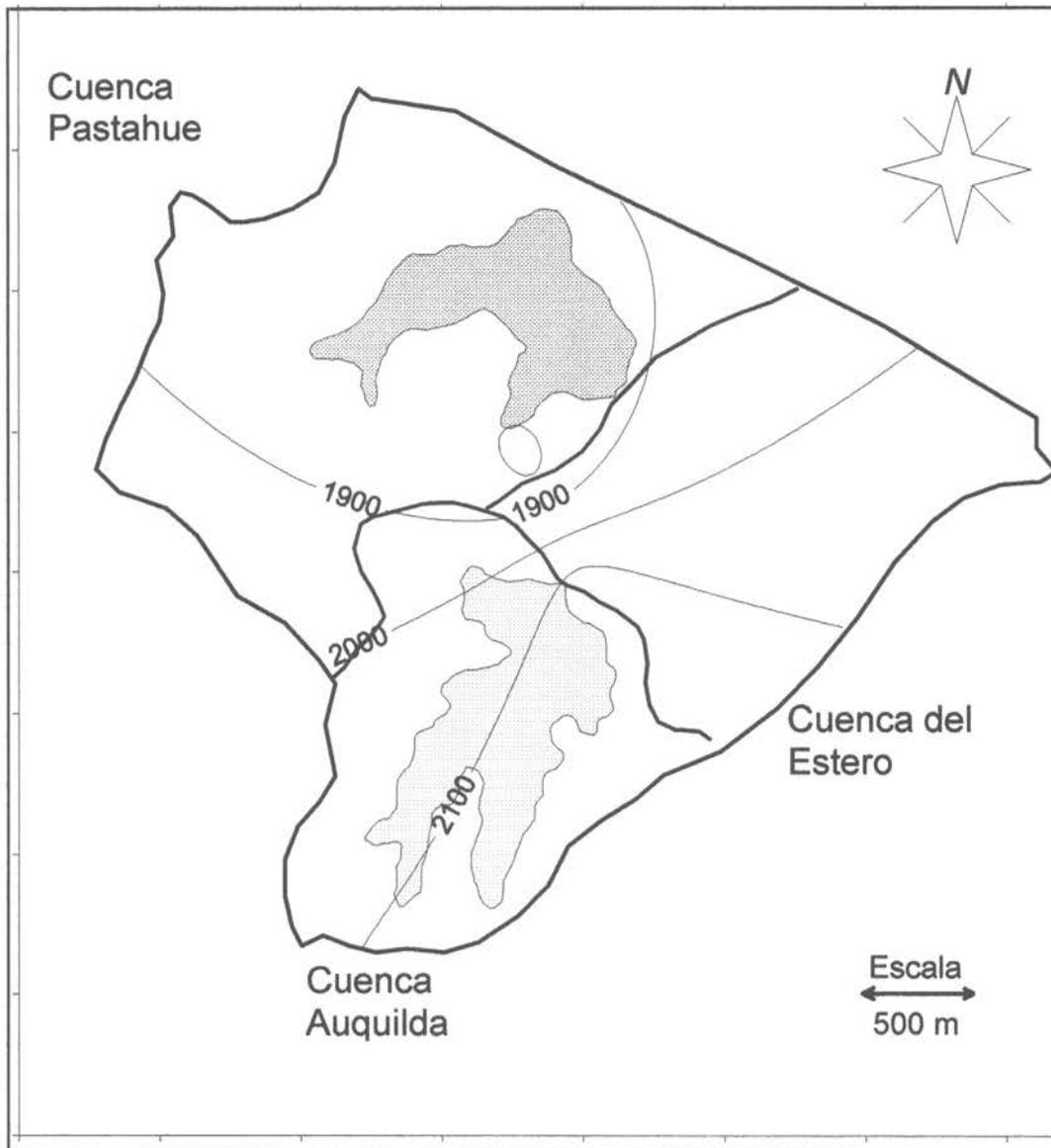


Figura 28: Distribución espacial para todo el período

Variación del contenido de agua del lago

La variación temporal y estacional del nivel de agua de la laguna se presenta en la Tabla 21 y Figura 29.

Tabla 21: Variación estacional del volumen de agua del lago.

Período	Variación del volumen de agua (10^3 m^3)
1	+ 46,5
2	+ 90,2
3	-151,3
4	-12,9

La variación estacional del contenido de agua del lago tuvo una relación directa con el régimen de las precipitaciones locales. Al final del período el contenido de agua fue $27,5 \times 10^3 \text{ m}^3$ inferior al del inicio.

La variación máxima absoluta del nivel de agua de la laguna fue apenas de 47,8 cm. Esta escasa diferencia indicaría que el desagüe es lo suficientemente amplio como para evitar una mayor altura de agua cuando las precipitaciones son intensas e importantes. Por consiguiente, el caudal del efluente tiene que reaccionar rápidamente a los cambios de la intensidad y cantidad de las precipitaciones.

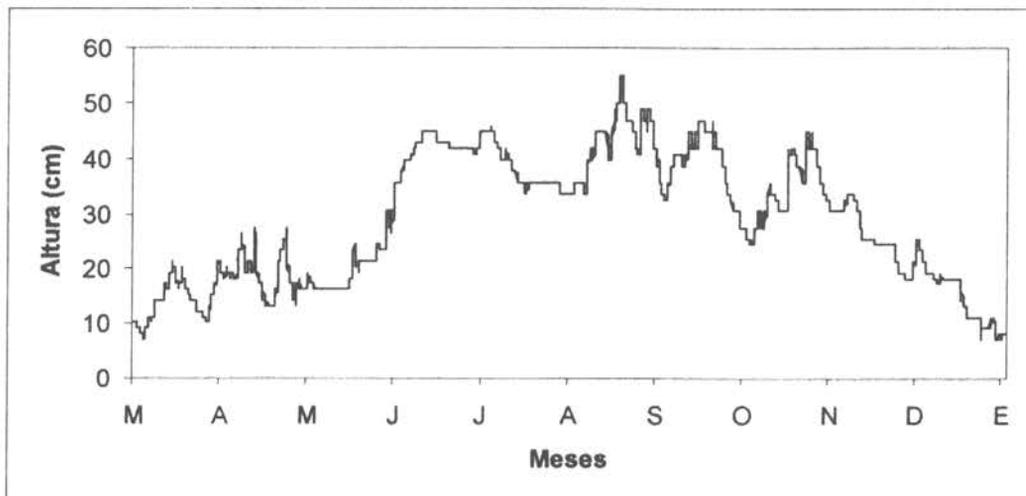


Figura 29: Variación temporal del nivel de agua del lago Auquilda.

Variación estacional de las pérdidas de agua por evaporación desde el lago.

Tabla 22: Variación estacional de la evaporación potencial de la zona.

Período	Evaporación potencial	
	(mm)	(10^3 m^3)
1	61,9	29,1
2	72,9	29,5
3	144,5	58,5
4	46,7	61,7
Total	441,9	178,8

La distribución estacional de la evaporación potencial estuvo influenciada por la variación anual de las características meteorológicas de la zona. Las pérdidas de agua por este medio fueron equivalentes al 20% de la precipitación total que llegó a la superficie del lago.

Caudal del efluente

Para establecer el caudal del efluente fue necesario, de acuerdo a la metodología presentada, calcular los aportes de agua a las cuencas que eran drenadas en el punto en que se ubicó el limnógrafo. Estos se presentan en las Tablas 23, 24 y 25.

Tabla 23: Variación estacional de los aportes de agua por precipitaciones para la cuenca del lago Pastahue.

Período	Cuenca (10^3 m^3)	Vertiente (10^3 m^3)	Lago (10^3 m^3)
1	698,4	594,2	104,2
2	1.924,9	1.626,8	298,1
3	902,1	765,6	136,5
4	152,1	130,1	22,0
Total	3.677,5	3.116,6	560,8

Tabla 24: Variación estacional de los aportes de agua por precipitaciones de la fracción de la cuenca considerada para el estero.

Período	(10^3 m^3)
1	353,5
2	990,2
3	419,0
4	73,1
Total	1.835,8

Tabla 25: Cantidad estacional de los aportes de agua (m^3) inferidos para las cuencas de los lagos Auquilda, Pastahue y fracción de la cuenca correspondiente al estero, ($10^3 m^3$).

Periodo	Caudal del Estero	Cuenca Auquilda	Cuenca Pastahue	Cuenca del Estero
1	1280.7	396.5	602.7	281.5
2	4154.6	1286.2	1955.1	913.2
3	1643.6	508.9	773.5	361.3
4	107.9	33.4	50.8	23.7
Total	1579.8	2225.0	3382.0	1579.8

Evapotranspiración y variación del contenido de agua del suelo

La cantidad de agua involucrada en la escorrentía y en el cambio del contenido de agua del suelo se consideró equivalente a:

$$PP - Qa - Evp - \Delta l = (Evptr)$$

- PP = Precipitaciones
- Qa = Caudal del efluente
- Evptr = Evaporación potencial
- Δl = Variación contenido de agua de la laguna
- (Evptr + Δs) = Escorrentía y variación contenido de agua del suelo

Tabla 26: Variación estacional de la escorrentía y del contenido de agua del suelo.

Periodo	Escorrentía y variación del contenido de agua del suelo ($10^3 m^3$)
1	99,2
2	111,8
3	228,6
4	67,8
Total	507,5

Tabla 27: Variación estacional de los componentes del balance hídrico (10^3 m^3) y su relación (%) con la correspondiente precipitación total.

(m ³)	Períodos				Total
	1	2	3	4	
Pp	571,3 (100)	1.517,8 (100)	644,6 (100)	150,1 (100)	2.883,8 (100)
Qe	396,5 (69,4)	1.286,2 (84,7)	508,9 (78,9)	33,4 (22,3)	2.225,0 (77,2)
Evp	29,1 (5,1)	29,5 (1,9)	58,5 (9,1)	61,7 (41,1)	178,8 (6,2)
□ I	- 46,5 (-8,1)	-90,2 (-5,9)	151,3 (23,5)	12,9 (8,6)	27,5 (1,0)
(Evptr + Δs)	99,2 (17,4)	111,8 (7,4)	228,6 (35,5)	67,8 (45,2)	507,5 (17,6)

CUENCAS DE LOS LAGOS TRES MARIAS Y YALDAD

Aportes de agua por precipitaciones (Pp)

El período de mediciones comprendió 302 días desde julio de 2000 a mayo de 2001. Se realizaron 7 muestreos a intervalos irregulares de tiempo, debido fundamentalmente a la dificultad logística que significó el acceso a los lagos.

La precipitación promedio de las cuencas fue de 3.330 mm para el lago Yaldad y 2.800 para el lago Tres Marías. Estos valores son superiores a los 2.000 mm/ anuales señalados por el MOP (1987) como promedio para la zona. Esta situación anómala se debió principalmente al superávit de las precipitaciones durante los meses de verano, situación que se repitió en todo el sur de Chile (DMCh, 2001).

Tabla 28: Precipitación (mm) y aportes de agua para la cuenca del lago Yaldad en miles de m³ (Pp_v= precipitación en las vertientes; Ic= intercepción de copa; Pn= precipitación neta; Pp_l= precipitación en el lago).

Fecha	Pp (mm)	Pp _v 10 ³ m ³	Ic 10 ³ m ³	Pn 10 ³ m ³	Pp _l 10 ³ m ³
17-07-2000 / 23-08	675	42052.5	7569.5	34483.1	2835.0
24-08 / 17-10	885	55135.5	9924.4	45211.1	3717.0
18-10 / 17-01-2001	810	50463.0	10092.6	40370.4	3402.0
18-01 / 27-02	300	18690.0	3551.1	15138.9	1260.0
28-02 / 17-04	504	31414.7	5654.7	25760.1	2117.8
18-04 / 15-05	162	10092.6	2523.2	7569.5	680.4
Total	3336	207848.3	39315.3	168533.0	14012.2

La distribución temporal de la precipitación tuvo un comportamiento característico de los climas lluviosos de costa occidental, donde no hay una marcada estación seca. A pesar de esto, es posible distinguir al final del período de mediciones una disminución de éstas.

Los aportes de agua por precipitaciones para ambas cuencas en cada uno de los períodos se presenta en las Tablas 29 y 30.

Tabla 29: Precipitación (mm), y aportes de agua para la cuenca del lago Tres Marías en miles de m³ (Pp_v= precipitación en las vertientes; Ic= intercepción de copa; Pn= precipitación neta; Pp_l= precipitación en el lago).

Fecha	Pp (mm)	Pp _v 10 ³ m ³	Ic 10 ³ m ³	Pn 10 ³ m ³	Pp _l 10 ³ m ³
17-07-2000 / 23-08	632	9353.6	1683.6	7670.0	3728.8
24-08 / 17-10	739	10937.2	1968.7	8968.5	4360.1
18-10 / 17-01-2001	620	9176.0	1835.2	7340.8	3658.0
18-01 / 27-02	320	4736.0	899.8	3836.2	1888.0
28-02 / 17-04	435	6438.0	1158.8	5279.2	2566.5
18-04 / 15-05	120	1776.0	319.7	1456.3	708.0
Total	2866	42416.8	7865.9	34550.9	16909.4

Del total de las precipitaciones incidentes sobre las cuencas Yaldad y Tres Marías, un 6 y 29 % lo hizo sobre los respectivos cuerpos lacustres. Esta diferencia se debe principalmente a la distinta relación del tamaño entre los lagos y el total de las cuencas ya que no se registraron grandes diferencias en la distribución espacial de las precipitaciones.

Pérdidas de agua por intercepción (Ic).

Las pérdidas de agua por intercepción (Ic), se estimaron equivalentes a un 19 %, con un máximo de 27 % a comienzos de otoño y un mínimo de 18 % durante el invierno (Tablas 3 y 4). Estas diferencias estacionales son atribuibles al régimen de precipitaciones (Huber & Martínez, 1995; Huber & Iroumé, 2001) que fueron menos intensas en otoño. El resto de las precipitaciones alcanza el suelo (precipitación neta) donde puede escurrir sub o subsuperficialmente hacia el lago o aumentar la reserva de agua del suelo.

Tabla 30: Aportes de agua por precipitaciones que llegan a las vertientes de la cuenca del lago Yaldad en miles de m^3 (Pp_v = precipitación en las vertientes; Ic = intercepción de copa; Pn = precipitación neta).

Fecha	Pp_v $10^3 m^3$	Ic $10^3 m^3$	Pn $10^3 m^3$
17-07-2000 / 23-08	42052.5	7569.5	34483.1
24-08 / 17-10	55135.5	9924.4	45211.1
18-10 / 17-01-2001	50463.0	10092.6	40370.4
18-01 / 27-02	18690.0	3551.1	15138.9
28-02 / 17-04	31414.7	5654.7	25760.1
18-04 / 15-05	10092.6	2523.2	7569.5
Total	207848.3	39315.3	168533.0

Tabla 31: Aportes de agua por precipitaciones que llegan a las vertientes de la cuenca del lago Tres Marias en miles de m^3 (Pp_v = precipitación en las vertientes; Ic = intercepción de copa; Pn = precipitación neta).

Fecha	Pp_v $10^3 m^3$	Ic $10^3 m^3$	Pn $10^3 m^3$
17-07-2000 / 23-08	9353.6	1683.6	7670.0
24-08 / 17-10	10937.2	1968.7	8968.5
18-10 / 17-01-2001	9176.0	1835.2	7340.8
18-01 / 27-02	4736.0	899.8	3836.2
28-02 / 17-04	6438.0	1158.8	5279.2
18-04 / 15-05	1776.0	319.7	1456.3
Total	42416.8	7865.9	34550.9

Evaporación potencial (Evp)

La evaporación potencial para todo el período fue de 435,7 mm, valor considerado bajo de acuerdo a lo esperado como normal para la zona (MOP, 1995). La evaporación de ambos lagos se presenta en la Tabla 32.

Tabla 32: Evaporación potencial (mm) y evaporación en miles de m³ en los lagos Yaldad y Tres Marías.

Fecha	Evap (mm)	Yaldad 10 ³ m ³	Tres Marías 10 ³ m ³
17-07-2000 / 23-08	39,0	163.8	230.1
24-08 / 17-10	62,7	263.3	369.9
18-10 / 17-01-2001	171,1	718.7	1009.6
18-01 / 27-02	80,0	335.8	471.7
28-02 / 17-04	56,4	236.7	332.5
18-04 / 15-05	26,6	111.7	156.9
Total	435,7	1830,0	2570.7

La variación temporal del contenido de agua de los lagos se presenta en la Tabla 33 y en las Figuras 30 y 31.

Tabla 33: Variación de la altura relativa del espejo de agua (cm) y modificaciones en el volumen de agua (miles de m³) de los lagos Yaldad y Tres Marías.

Fecha	Yaldad (cm)	Yaldad (10 ³ m ³)	Tres Marías (cm)	Tres Marías (10 ³ m ³)
17-07-2000 / 23-08	20,3	852.6	11,3	666.7
24-08 / 17-10	6,2	260.4	6,4	377.6
18-10 / 17-01-2001	3,6	151.2	1,5	88.5
18-01 / 27-02	-11,4	-478.8	-7,2	-424.8
28-02 / 17-04	-44,6	-1873.2	-19	-1121.0
18-04 / 15-05	4,9	205.8	1,5	88.5
Total	-21	-882.0	-5,5	-324.5

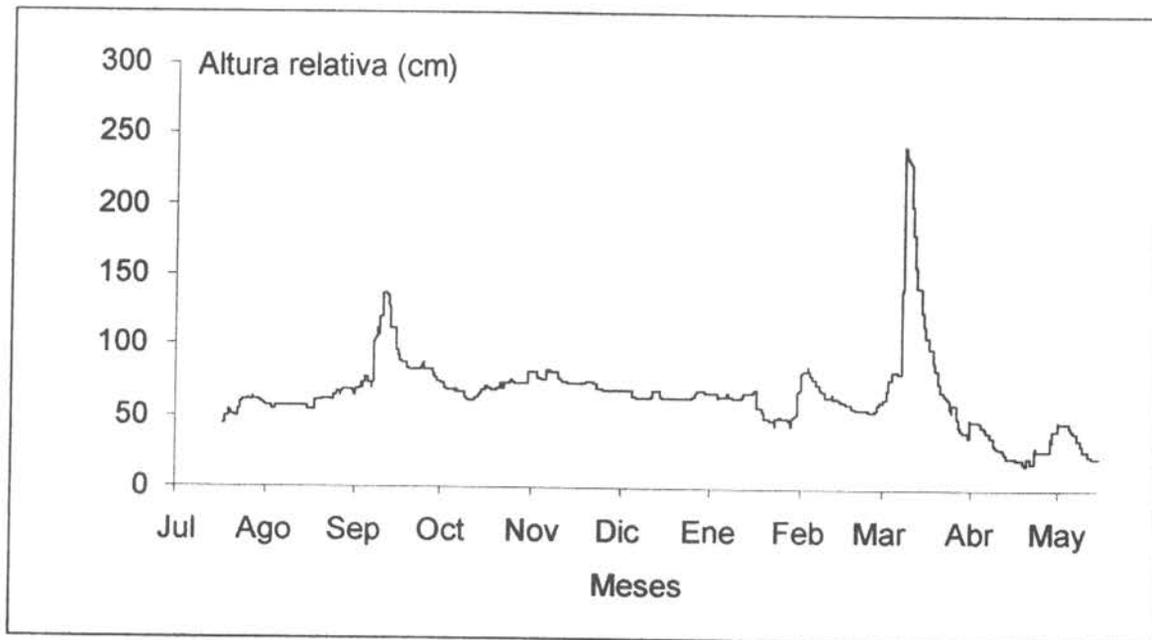


Figura 30. Variación temporal de la altura relativa (cm) del lago Yaldad.

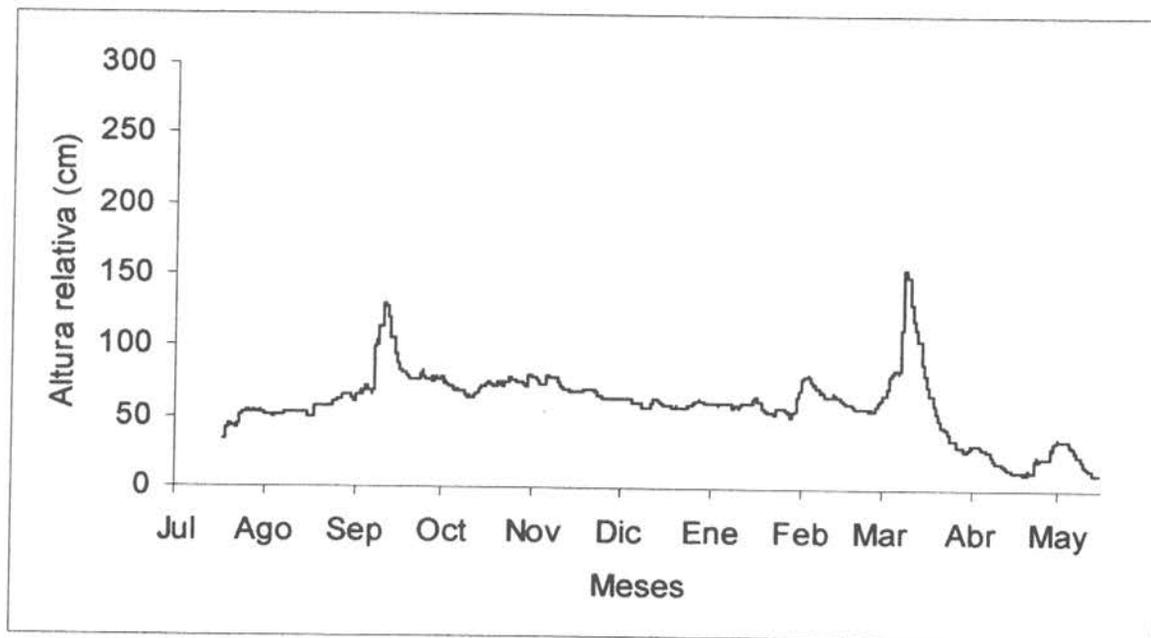


Figura 31: Variación temporal de la altura (cm) relativa del lago Tres Marías.

De acuerdo con las figuras anteriores, es posible observar que el nivel de los lagos estuvo en relación directa con la distribución temporal de las precipitaciones. La oscilación anual de la altura de los lagos fue de 225 cm en el Yaldad y de 145 cm en Tres Marías. Considerando que la superficie de ambos lagos es similar, las diferencias son atribuibles principalmente al diferente tamaño de las cuencas.

En general, durante el invierno y primavera se alcanzó el nivel promedio más alto en ambos lagos producto de las persistente precipitaciones producidas durante estas estaciones. A fines de enero los niveles volvieron a descender.

Evapotranspiración y la variación del contenido de agua del suelo ($\Delta S + EvTr$)

La evapotranspiración y la variación del contenido de agua del suelo se presentan en la Tabla 34

Tabla 34: Evapotranspiración y variación del contenido de agua del suelo de las vertientes (miles de m^3) para los lagos Yaldad y Tres Marías.

Fecha	Yaldad ($10^3 m^3$)	Tres Marías ($10^3 m^3$)
17-07-2000 / 23-08	9212.9	2559.0
24-08 / 17-10	4666.3	1164.0
18-10 / 17-01-2001	9539.1	2112.5
18-01 / 27-02	5626.0	1841.6
28-02 / 17-04	7737.2	2154.5
18-04 / 15-05	1986.5	425.3
Total	38768.1	10256.8

La variación temporal del agua involucrada en la evapotranspiración y la variación del contenido de agua de las vertientes tuvo un curso anual determinado por el nivel de saturación del suelo, las precipitaciones y las condiciones meteorológicas que regulan la evapotranspiración. Por lo tanto, es posible inferir que los altos valores de este componente del balance hídrico en el primer periodo se debieron principalmente a la cantidad de agua que fue necesaria para saturar el suelo de las vertientes. Una vez alcanzado esto, la variación temporal de este parámetro disminuyó considerablemente. Recién cuando las precipitaciones disminuyeron y las condiciones meteorológicas favorecieron la evapotranspiración, este componente del balance hídrico volvió a aumentar su valor.

Los valores de los distintos componentes del balance hídrico para cada uno de los lagos por periodos se presentan en las Tablas 35 y 36.

Tabla 35: Balance hídrico del lago Yaldad (miles de m³) para cada uno de los periodos de medición.

	23-Ago	17-Oct	17-Ene	27-Feb	17-Abr	15-May
P_{pi}	2835.0	3717.0	3402.0	1260.0	2117.8	680.4
P_{pv}	42052.5	55135.5	50463.0	18690.0	31418.7	10092.6
Ic	-7569.5	-9924.4	-10092.6	-3551.1	-5654.7	-2523.2
ΔS + EvTr	-9212.9	-4666.3	-9539.1	-5626.0	-7737.2	-1986.5
Evp	-163.8	-263.3	-718.7	-335.8	-236.7	-111.7
Δ W	-852.6	-260.4	-151.2	478.8	1873.2	-205.8
Q_e	27088.7	43738.1	33363.4	10915.9	21777.3	5945.8

Tabla 36: Balance hídrico del lago Tres Marias (miles de m³) para cada uno de los periodos de medición.

	23-Ago	17-Oct	17-Ene	27-Feb	17-Abr	15-May
P_{pi}	3728.8	4360.1	3658.0	1888.0	2566.5	708.0
P_{pv}	9353.6	10937.2	9176.0	4736.0	6438.0	1776.0
Ic	-1683.6	-1968.7	-1835.2	-899.8	-1158.8	-319.7
ΔS + EvTr	-2559.0	-1164.0	-2112.5	-1841.6	-2154.5	-425.3
Evp	-230.1	-369.9	-1009.6	-471.7	-332.5	-156.9
Δ W	-666.7	-377.6	-88.5	424.8	1121.0	-88.5
Q_e	7943.0	11417.1	7778.2	3835.7	6479.7	1493.6

En las Tablas 37 y 38 se presenta el balance hídrico para todo el periodo de los lagos.

Tabla 37: Balance hídrico para todo el periodo del lago Yaldad (miles de m³).

Lago	P _{pi}	P _{pv}	Ic	ΔS+EvTr	Evp	Δ W	Q _e
Yaldad	1412.2	207848.3	-39315.3	-38768.1	-1830.0	882.0	142829.1

El 64% de la precipitación total que alcanzó la cuenca fue evacuado a través del efluente. La cantidad restante se reintegró a la atmósfera por evapotranspiración o modificó la reserva de agua del suelo de las vertientes o el contenido de agua del lago.

Tabla 38: Balance hídrico para todo el período del lago Tres Marías (miles de m³).

Lago	Pp _i	Pp _v	Ic	$\Delta S + Ev + Tr$	Evp	ΔW	Q _e
Tres Marías	16909.4	42416.8	-7865.9	-10256.8	-2570.7	324.5	38957.2

En esta cuenca, el 66% de la precipitación total que llegó fue evacuada por el efluente, el resto se reintegró a la atmósfera a través de las pérdidas de agua por intercepción o debido a la evapotranspiración o modificó la reserva de agua de las vertientes o del lago.

➤ **MUESTREO DE AGUA EN RIOS AFLUENTES, EFLUENTES, AGUA DE LLUVIA Y EN LOS LAGOS**

Muestras de agua de los afluentes y efluentes

Lago Auquilda

El análisis del agua del efluente refleja el hecho que este atraviesa un pantano de aproximadamente 200 m. Este influye naturalmente el contenido de los nutrientes del efluente y no corresponde exclusivamente al agua que sale del lago (que fue prácticamente nula durante enero-marzo). De este modo hay que interpretar los valores de P y N cuidadosamente, los que mostraron un amplio rango semejante a lo encontrado en el epilimnion del lago Auquilda, pero con valores de TP aún más altos (30,9-214,6 µgTP/L) (Tabla 39). Nitrato, Amonio y N-orgánico también fueron relativamente altos (Nitrato: 18,4-342,4 µgN/L, Amonio: 4,6-532,4 µg N/L, N-org.: 314,7 -718,7 µg N/L) y deben estar influidos claramente por el humedal.

Tabla 39: Lago Auquilda. Análisis de agua del Efluente

Fecha	pH	Conduc. (µS/cm)	Oxígeno (mg/L)	SRP (µg/L)	TP (µg/L)	N_NO ₃ (µg/L)	N_NO ₂ (µg/L)	N_NH ₄ (µg/L)	N_org (µg/L)	N_total (µg/L)
22/03/00				2.9	30.9	109.6	1.98	4.6	521.3	637.5
26/04/00	4.86	30.3		7.7	117.9	342.4	5.5	338.8	358.8	1045.5
26/04/00	6.46	23.5		4.8	75.5	18.4	1.3	254.8	570.1	844.6
30/05/00	6.31	23.3		14.9	47.8	37.8	3.4	532.4	718.7	1292.3
21/06/00				20.9	150.4	106.8	7.6	475.8	723.3	1313.5
11/07/00				30.2	70.6	154.7	4.2	510.5	695.5	1364.9
24/08/00			8.00	41.2	42.2	241.2	7.3	364.4	512.0	1124.9
26/09/00			10.08	29.8	214.6	294.6	5.8	136.1	200.9	637.4
18/10/00				53.8	121.1	263.3	8.5	364.4	718.7	1354.9
21/11/00			8.88	32.7	96.7	371.8	5.3	187.2	314.7	879.0
20/12/00			8.45	18.3	59.4	221.8	2.8	53.9	363.4	641.9

Lagos Tres Marías y Yaldad

Debido a la gran cantidad de juncos y otra vegetación que se encontraron a la salida de los afluentes y que cubrían completamente el desagüe, no permitieron acceder a ellos. En los lagos Tres Marías y Yaldad sólo se logró tomar muestras ocasionalmente. Para el lago Yaldad

se tomaron muestras en un afluente en dos fechas mientras que en el Tres Marías se muestreo en dos afluentes una vez.(Tabla 40).

Las concentraciones de nutrientes en los afluentes, comparados con las aguas superficiales de ambos lagos para las mismas fechas, resultaron ser semejantes o ligeramente mayores, excepto los de N_NO₂ con menores concentraciones.

Tabla 40: Lagos Tres Marías y Yaldad. Análisis de agua de Afluentes.

Fecha	Afluente - Lago	SRP (µg/L)	TP (µg/L)	N_NO ₃ (µg/L)	N_NO ₂ (µg/L)	N_NH ₄ (µg/L)	N_org (µg/L)	N_total (µg/L)
15/05/01	Río - Tres Marías	5.27	18.9	134.3	1.59	8.2	147.5	291.5
15/05/01	Río - Tres Marías	6.71	17.0	80.6	1.72	15.5	145.1	243.0
17/04/01	Río - Yaldad	1.34	6.02	66.4	3.37	41.1	61.5	172.4
15/05/01	Río - Yaldad	5.68	7.9	71.9	1.11	6.4	103.3	182.7

MUESTRAS DE AGUA LLUVIA

Lago Auquilda

Los valores de TP y N de lluvia muestran grandes variaciones estacionales, pero en general son altos (Tabla 41). Esto es principalmente debido a problemas metodológicas, porque los colectores estuvieron colocados relativamente cerca de las orillas del lago y por lo tanto cayeron pequeñas hojas e insectos en los colectores. Estas contaminaciones fueron muy probablemente el causante de los altos valores de TP y N-org. en algunas fechas (Tabla 41). Por otro lado muestra el SRP que no está influido por partículas contaminantes, que en general el agua de lluvia debería tener bajas concentraciones de nutrientes.

Tabla 41: Lago Auquilda. Análisis químico de agua de lluvia

Fecha	pH	Cond. µS/cm	SRP µg/L	TP µg/L	N_NO ₃ µg/L	N_NO ₂ µg/L	N_NH ₃ µg/L	N_org µg/L	N_tot µg/L
26/04/00	6.84	11.4	8.9	23.4	12.0	0.9	48.4	135.8	197.1
27/04/00			1.3	28.4	0.9	0.1	26.5	63.9	91.4
28/04/00			0	69.7	0.9	0.1	21	49.9	71.9
28/04/00			0	85.9	0.9	0.1	21	56.9	78.9
21/06/00			5.6	17.2	11.1	1.6	13.7	31.3	57.7
20/06/00			3.1	100.8	52.5	0.7	33.8	61.5	148.5
21/11/00			4.6	11.8	0.0	2.6	30.2	66.18	99.0

Lagos Tres Marías y Yaldad

Debido a que el acceso a estos lagos se realizó mediante helicóptero, la permanencia en ellos tuvo además de las restricciones económicas y de tiempo de trabajo, las de coincidir con condiciones meteorológicas aptas para el vuelo. Solo en un par de ocasiones, estando en los sitios de muestreo, los cambios meteorológicos inesperados permitieron obtener muestras de aguas lluvia (Tabla 42).

Tabla 42: Lagos Tres Marías y Yaldad. Análisis químico de agua de lluvia

Fecha	Lago	SRP µg/L	TP µg/L	N_NO ₃ µg/L	N_NO ₂ µg/L	N_NH ₃ µg/L	N_org µg/L	N_tot µg/L
27/02/01	Tres Marias	1.14	15.5	12.8	1.72	30.2	140.5	185.1
17/04/01	Yaldad	1.34	3.75	22.6	2.66	11.9	36.0	73.2

PARAMETROS FÍSICOS Y QUÍMICOS EN LOS LAGOS AUQUILDA, YALDAD Y TRES MARIAS:

Lago Auquilda

Régimen térmico

El lago Auquilda presentó un régimen monomictico temperado durante el 2000 como se esperaba para un lago de esta zona. La estratificación térmica del verano duró desde Enero hasta Abril del 2000. Durante este período la temperatura máxima del epilimnion fue de 18,8 °C, la temperatura del hipolimnion estuvo alrededor de los 9 °C (Tabla 43; Fig. 32). En los perfiles verticales no se observó diferencias significativas de la temperatura en las 6 estaciones del lago (Fig. 32). Las pequeñas variaciones de temperatura en los perfiles de las seis estaciones fueron causadas por el movimiento interno de la termoclina (denominado “internal seiches”) el cual es producto del traslado de masas epilimnéticas por fuerzas eólicas (la termoclina “oscila”). En consecuencia se puede deducir que el epilimnion estuvo bien mezclado y homogéneo.

Los perfiles térmicos muestran que el epilimnion tuvo aproximadamente una extensión de 7,5-8 m durante la estratificación máxima en el verano. El metalimnion (con la termoclina) llegó hasta los 10-12 m y el hipolimnion hasta los 17-18 m de profundidad (estación central). Esto significa que solamente en las estaciones 2 (balsas jaulas) y 4 (centro) había un hipolimnion. En las estaciones 1, 3, 5 y 6 la columna de agua bajo el epilimnion tenía como máximo entre 2-3 metros de espesor. En consecuencia una parte considerable de la superficie y de la masa de agua del lago Auquilda corresponde a la capa epilimnética, la cual tiene un volumen de 2.520.000 m³. El metalimnion más el hipolimnion suman 1.075.000 m³. La relación entre la capa epilimnética versus meta- e hipolimnion fue 2,34:1. Si se considera solamente el hipolimnion, la relación epi- versus hipolimnion fue 7,75:1. En ambos casos la relación de las diferentes masas de agua fue muy alta.

A partir de Abril 2000 el lago Auquilda empezó a mezclar sus aguas superficiales con las profundas como consecuencia de la baja de temperatura del aire (que causa una pérdida de energía de las masas de agua hacia el aire) y del aumento de los vientos. Desde Mayo hasta Agosto el lago Auquilda estuvo bien mezclado hasta el fondo con temperaturas superficiales y del fondo entre 9,8-8,8 °C (Mayo), 8,3-7,3 °C (Julio) y 9,8-7,85 °C (Agosto). A partir de Septiembre las masas de agua superficiales empezaron a calentarse para finalmente producir una estratificación térmica muy marcada a fines de primavera. La temperatura del epilimnion llegó en Diciembre hasta 19,7 °C, la del hipolimnion a 9,4 °C. La termoclina estuvo entre 4,5 y 4,8 m de profundidad con una marcada baja de temperatura (14,9 a 12,8 °C en Noviembre).

Conductividad eléctrica y sólidos totales disueltos (STD)

La conductividad eléctrica depende en gran parte de los iones disueltos y su capacidad de movimiento en un campo eléctrico. Por lo tanto la conductividad eléctrica y los iones disueltos están estrechamente relacionados. Como se ve en la Tabla 43 y la figura 32 la conductividad eléctrica y los STD mostraron una variación estacional marcada como la mayor parte de los otros parámetros estudiados. Durante la estratificación térmica se observó un aumento de ambos parámetros en el hipolimnion, producto de la acumulación de iones (Ca, CO₂, amonio, fósforo soluble etc.). Como consecuencia, la conductividad eléctrica varió en el verano del 2000 entre 23 $\mu\text{S cm}^{-1}$ en el epilimnion y 102 $\mu\text{S cm}^{-1}$ cerca del fondo del lago (Tabla 43),

mientras que los STD fluctuaron entre 25-46 mg/L en el epilimnion y 58-102,5 mg/L. Durante la estratificación térmica se observó claramente la progresión de la acumulación de iones.

A partir de Mayo hasta Septiembre 2000 la conductividad eléctrica y los STD mostraron un perfil homogéneo en toda la columna de agua como consecuencia de la mezcla total del agua. Los respectivos valores fueron aproximadamente 22-27 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y 22,5-30 mg/L. A partir de primavera se observó un aumento de ambos parámetros cerca del fondo, consecuencia de la nueva estratificación térmica. En Diciembre 2000 los STD ya habían alcanzado valores muy similares a los del verano 2000, mientras la conductividad fue de 58 $\mu\text{S}/\text{cm}$, inferior a los valores comparables del verano 2000. Esto es debido a la todavía baja concentración de los iones principales en comparación con el verano 2000.

pH, alcalinidad y CO_2

pH, alcalinidad y CO_2 están estrechamente relacionados por el sistema del ácido carbónico (más la cantidad de iones Ca, lo que influye sobre la capacidad de buffer). Como era esperable para este tipo de lago con muchas sustancias húmicas, en general el pH estuvo levemente ácido con valores entre 5,4 y 6,7 (Tabla 43). Se observó variaciones estacional y vertical, las cuales estuvieron muy relacionadas a los procesos biogeoquímicos. Principalmente influyó la degradación de la materia orgánica y la producción de CO_2 por la respiración. Durante la estratificación térmica, se observaron diferencias en el perfil vertical, mientras que durante el invierno no hubo variaciones verticales.

Durante la estratificación térmica en verano 2000 el agua del epilimnion fue blanda con bajos valores de alcalinidad (0,11- 0,18 meq/L) y CO_2 (1-1,1 mg CO_2/L) y una baja capacidad de buffer. En enero 2000, p.e. aumentó el pH mientras bajó el CO_2 como consecuencia del rápido consumo de CO_2 de las algas dentro del proceso de la productividad primaria (ver oxígeno y clorofila *a*). Después, a partir de Febrero se observó una constante baja de pH que refleja en parte la degradación de materia orgánica (ver déficit de oxígeno), un proceso que produce CO_2 (y HCO_3^-).

Diferente fue la situación en el hipolimnion. Este fue prácticamente anaeróbico durante el verano por el alto consumo de oxígeno, producto de la degradación microbiana. En consecuencia la alcalinidad y el CO_2 aumentaron en el hipolimnion con la profundidad. La alcalinidad alcanzó valores hasta 1,0 meq/L, mientras los valores máximos del CO_2 mostraron

una clara tendencia de aumento entre Enero-Abril (valores máximos: Enero: 13,9 meq/L, Febrero: 21,1 meq/L, Marzo: 16,5 meq/L, Abril: 31,1 meq/L). Esto significa que la capacidad de buffer del hipolimnion fue más alta que en el epilimnion y en consecuencia el pH se mantuvo más estable en el hipolimnion fluctuando entre 6,25 y 7,0.

Durante el invierno el pH varió entre 5,95 y 6,64 siendo homogéneo en el perfil vertical. Similar tendencia se observó para la alcalinidad (0,11-0,25 meq/L) y el anhídrido carbónico (0,97-2,11 mg/L). Una excepción fue observada en el mes de Julio con un aumento de CO₂ entre 10 y 17 m, probablemente producto de un día sin viento con acumulación de CO₂ sobre el fondo.

A partir de la primavera se observó en paralelo con la estratificación térmica un aumento de CO₂ (2,55 - 11,88 mg/L) y alcalinidad (0,15-0,35 meq/L) en el hipolimnion bajo condiciones ya anaeróbicas mientras tanto el pH no mostró un cambio significativo con la profundidad siendo levemente ácido (5,64- 6,47).

Transparencia, color, turbidez y luz

En general el lago Auquilda presentó una transparencia baja con valores entre 1,7 m y 5,7 m (Tabla 43). La mínima transparencia se observó durante el verano 2000 y a fines de invierno, la máxima transparencia ocurrió en otoño y primavera (Fig. 32). Esta baja transparencia es el producto de una alta absorción de la luz por partículas orgánicas (p.e. algas, seston etc.) y disueltas (p.e. materia orgánica disuelta), típicas de esta zona (substancias húmicas). Una parte importante de estas partículas son las algas (altas concentraciones de clorofila) que coloraron de verde el agua durante la mayor parte del año.

El color y la turbidez del agua mostraron también una tendencia bimodal durante el año. Durante la estratificación térmica el color y la turbidez se mantuvieron relativamente homogéneos en el epilimnion (color: 25-50 unid. Pt-Co, turbidez: 2,5-3 mg/L), mientras subieron mucho en el hipolimnion (color: 50-255 unid. Pt-Co, turbidez: 6-10 mg/L) (Tabla 43), producto de un aumento de partículas en el hipolimnion y un cambio de color. Durante el invierno, color y turbidez fueron similares en toda la columna. A partir de Septiembre se pudo observar cambios de color y turbidez en la columna de agua. En la superficie, en Septiembre, un "bloom" de algas causó un notable cambio de color y turbidez en esta profundidad. En Noviembre se detectó diferencias entre epi- e hipolimnion más marcadas sin obtener valores

tan altos como en verano 2000. En Diciembre no habían diferencias grandes en la columna de agua con respecto a su color y turbidez.

Los perfiles de la absorción de luz (de las ondas 400-700 nm) coincidieron con la tendencia que mostró la transparencia, es decir una mayor penetración de luz durante marzo-abril y noviembre-diciembre. La absorción de la luz fue causada por las sustancias húmicas y las algas que colorearon verde el agua. Por ejemplo, durante las relativamente bajas concentraciones de clorofila (primavera y otoño) la absorción de la luz bajó considerablemente. Con respecto a la profundidad que permite una productividad primaria (= 1% de la luz superficial) varió entre 5 y 12 m aproximadamente, lo que significa que las algas podrían realizar fotosíntesis en el epilimnion durante la mayor parte del año.

Ca, Mg, Na, K y dureza

En el agua del lago Auquilda domina $\text{Na} > \text{Ca} > \text{Mg} > \text{K}$. Sodio mostró variaciones relativamente pequeñas (rango: 2,67 - 3,41 mg Na^+ /L) sin tendencias significativas con respecto a la profundidad ni a la estación del muestreo (Tabla 43). Calcio¹ varió significativamente con la profundidad lo que está claramente relacionado con el aumento del CO_2 (específicamente en el hipolimnion durante la estratificación térmica) que permite mantener en solución el calcio en el agua. Valores típicos en el epilimnion fueron 0,8-1,36 mg Ca^{2+} y hasta 3,68 Ca^{2+} /L en el hipolimnion durante verano 2000 (Tabla 43). Mg, Na y K no mostraron grandes variaciones estacionales o verticales. Mg varió entre 0,46 y 0,87 mg/L con una leve tendencia de aumentar con la profundidad en verano. El Sodio mostró solamente muy pequeñas fluctuaciones entre 2,85 y 3,41 mg/L, mientras que el potasio fluctuó entre 0,15 y 0,9 mg/L con una tendencia similar al magnesio (Tabla 43).

La dureza del agua, que está dominada específicamente por el calcio, mostró una tendencia similar al calcio: los valores del anhídrido carbónico aumentan con la profundidad, es decir bajos valores en el epilimnion (< 0,120 mval/L) y valores más altos (0,250 mval/L) en el hipolimnion cerca del fondo (Tabla 43). En general el agua se puede designar como muy blanda.

Sulfato y cloruro

A parte del HCO_3^- los aniones importantes fueron sulfato y cloruro. Mientras cloruro no varió mucho estacional y verticalmente (rango: 3,5-7 mg Cl^-/L), el sulfato cambió considerablemente. Valores muy parecidos se encontraron en el epilimnion (cerca de 2 mg $\text{SO}_4^{2-}/\text{L}$) y un aumento considerable en el hipolimnion (> 2 hasta 11,98 mg $\text{SO}_4^{2-}/\text{L}$) (Tabla 43). Esto fue causado por la degradación de materia orgánica produciendo anóxia, lo que causa en consecuencia la oxidación de sulfuro, a través de las bacterias, produciendo sulfato.

Seston

El seston total esta constituido por el seston orgánico y el seston inorgánico. Durante la mayor parte del año el seston orgánico constituyó aproximadamente un 60-70% del seston total (Tabla 43) Se observó diferencias significativas durante el año y en el perfil vertical en el seston. Las mayores concentraciones del seston se registraron durante el verano 2000 alcanzando valores desde 1,97-4,12 mg/L seston total en el epilimnion y 1.36-7.13 mg/L seston total en el hipolimnion (Tabla 43). La distribución vertical del seston mostró un perfil variable. Mientras en enero se observó un perfil casi homogéneo, la tendencia en los siguientes meses fue que el seston aumentó con la profundidad. Parece que durante febrero y marzo hubo un desplazamiento del seston desde el epilimnion hacia el hipolimnion, porque se observó una gran cantidad de seston en el metalimnion y posteriormente un aumento en el hipolimnion. En mayo y septiembre el seston alcanzó valores más bajos (< 1 mg/L en la mayoría de los casos), pero durante el invierno el seston mantuvo concentraciones bastante altas (3- 4 mg/L), mientras que a partir de primavera el seston tendió a bajar levemente.

Oxígeno y demanda de oxígeno (DBO_5)

El oxígeno mostró durante el año 2000 un comportamiento estacional y vertical muy marcado con variaciones entre 0 y 11 mg O_2 /L . Durante la estratificación vertical se formó sucesivamente anóxia en el hipolimnion, mientras que durante la mezcla invernal la columna de agua fue bien oxigenada (Tabla 43, Fig. 32). Es destacable que a pesar de las altas concentraciones de microalgas que supuestamente producen mucho oxígeno se observó en el epilimnion un déficit de oxígeno con valores alrededor de (-8% -30%) de saturación de

¹ Algunos valores de Ca en Marzo 2000 (hipolimnion) supuestamente son erróneos, por lo tanto también la dureza

oxígeno disuelto, mientras que en el hipolimnion el déficit alcanzó valores de hasta -100%, es decir el oxígeno fue consumido completamente. Esto significa que tanto en el epilimnion como en el hipolimnion hubo un considerable consumo de oxígeno durante el año. De hecho la demanda bioquímica de oxígeno, medido durante 5 días (DBO_5), fue alta alcanzando valores hasta de 32.8 mg/L. En general el DBO_5 aumentó con la profundidad, debido a la acumulación de materia orgánica (ver también las altísimas concentraciones de amonio y la demanda química de oxígeno para oxidar el amonio).

Esto es producto de la degradación de materia orgánica y la respiración de los organismos microbianos. Estos valores son más altos de los que se espera para un lago no intervenido ($DBO_5 < 2 \text{ mg O}_2/\text{L}$) y muestran una alteración significativa del lago Auquilda. Muy notable es que el hipolimnion mostró una anóxia también en primavera 2000, aunque la salmonicultura ya había dejado de operar y con ello el ingreso de nutrientes. Un hecho que se pudo observar fue que la cantidad de materia acumulada en el sedimento es más que suficiente para producir anóxia en el hipolimnion en muy poco tiempo (una semana).

Nutrientes, fósforo total y nitrógeno total

Los nutrientes se midieron de acuerdo con el plan de muestreo en seis estaciones del lago. En la estación central se midieron los nutrientes en un perfil vertical, mientras que en las otras estaciones se midieron en muestras integradas en el epi e hipolimnion. Aunque se comprobó después de los primeros 4 muestreos que no habían diferencias significativas entre todas las estaciones de muestreo (epilimnion), se mantuvo este diseño de muestreo hasta el termino del estudio. En conclusión, se puede decir que en el lago Auquilda no hay una diferencia horizontal indicando que la masa de agua epilimnética está muy bien mezclada durante todo el año.

Con respecto al comportamiento de los nutrientes, fósforo total y nitrógeno total se puede decir que en general todos los valores fueron altos, hasta muy altos, durante todo el año 2000. Esto indica una alteración muy marcada del estado natural del lago. Similar a otros parámetros se observó un notable aumento de las concentraciones en el hipolimnion (excepción: nitrato, nitrito) durante la estratificación térmica (como consecuencia de la anóxia y de la acumulación

en estas profundidades no es correcta

de materia orgánica) mientras que en el epilimnion y durante el invierno la distribución de los nutrientes fue homogénea.

Fósforo (P)

Durante el verano las concentraciones de fósforo soluble reactivo (FSR=SRP) y fósforo total (PT) en el epilimnion del lago Auquilda varían entre 1,85 - 3,55 µg SRP/L (promedio de todas las estaciones enero-abril 2000, (Tabla 43) y 24,2 - 35,9 µgPT/L (Tabla 43, Fig. 32). El SRP fue alrededor de un máximo de 10% del PT en el epilimnion, lo que indica que los organismos (algas, bacterias) ya habían incorporado la mayor parte del P.

Con respecto a las concentraciones de SRP y PT en el hipolimnion hubo diferencias entre la estación central y las otras estaciones, debido a las diferencias en profundidad del hipolimnion entre las estaciones. Mientras el hipolimnion en las estaciones 1-3-5-6 corresponde a una capa de agua de apenas 1-3 m, el hipolimnion en la estación central corresponde a un cuerpo de agua de 8-10 m de profundidad. En comparación con el epilimnion se observó un aumento de SRP y PT durante el verano. En el caso de las estaciones 1-3-5-6 el fósforo se incrementó por un factor 1,5-2 veces (3,3 - 8,8 µg SRP/L, 24,2 - 35 µgPT/L; Tabla 43) y en la estación central por un factor de 200 veces (SRP: 443 - 742 µgP/L, promedio hipolimnion) y 15-18 veces (PT: 471 - 961 µgP/L, promedio hipolimnion), respectivamente (Tabla 43). Estos valores son muy altos para un lago de esta zona. Ellos son el resultado de una liberación de P desde el sedimento (carga interna = "internal loading") bajo condiciones anaeróbicas (" FePO_4 " \rightarrow Fe^{2+} + PO_4^{2-}) y el ingreso alóctono de P. En consecuencia se observó una acumulación de P, que produjo los altísimos valores de P en el hipolimnion. El proceso del "internal loading" se puede deducir a través de:

- a) los perfiles verticales clinogrados de P y Fe, que muestran un muy marcado aumento hacia el sedimento (Tabla 43)
- b) un aumento continuo durante el período enero - abril, lo que significa un proceso de acumulación (Tabla 43)
- c) una alta concentración de SRP (> 90% del PT) comparado con el PT debido al proceso biogeoquímico señalado anteriormente (Tabla 43)

Durante el otoño e invierno la columna de agua estuvo bien mezclada. Mientras el SRP fue distribuido en forma homogénea (30-50 µg/L), el PT mostró un leve aumento en los estratos

superiores entre mayo y julio y en los estratos profundos en junio y agosto con valores entre 80 y 225 $\mu\text{g/L}$.

Durante la primavera el SRP y PT mostraron el mismo comportamiento como en verano, es decir, un aumento en el hipolimnion. Los valores fueron aproximadamente 300 $\mu\text{g/L}$ SRP y 400 mg/L PT en el hipolimnion ó 2-3 veces inferiores a los valores registrados durante el verano 2000.

Nitrógeno

Con excepción del nitrato todas las fracciones de nitrógeno mostraron una tendencia similar que el fósforo: elevados valores en el epilimnion (especialmente amonio) y valores muy altos en el hipolimnion. En general entre las fracciones inorgánicas dominó el amonio, seguido por nitrato y nitrito. Durante el año se pudo observar un cambio notable en las relaciones entre nitrato y amonio en el epilimnion. Mientras en verano - invierno el amonio superó ampliamente el nitrato (N-nitrato: 17-100 mg/L , N-amonio: 160-600 $\mu\text{g/L}$), durante la primavera hubo una mejor nitrificación y por lo tanto las concentraciones de nitrato aumentaron (200-400 mg/L) mientras que las del amonio bajaron en el mismo período desde 300-750 mg/L a $< 200 \mu\text{g/L}$ (Tabla 43, Fig. 32).

El nitrógeno orgánico alcanzó valores similares al amonio o un poco más elevados (Tabla 43). Durante el verano en el hipolimnion el amonio y el nitrógeno orgánico alcanzaron altísimas concentraciones (promedio: 2100 - 4070 $\mu\text{g/L}$ N-amonio y 2732 - 5652 $\mu\text{g/L}$ N-orgánico) (Tabla 43). Los elevados valores de amonio en el epilimnion y específicamente en el hipolimnion son el resultado de la degradación de materia orgánica. Específicamente en el hipolimnion se pudo observar una inhibición de la nitrificación ($\text{NH}_4 \rightarrow \text{NO}_3$) por falta de oxígeno lo que produce la acumulación del amonio en el hipolimnion. Pero también las altas concentraciones de amonio en los estratos superiores de la columna de agua, muestra que hay una fuente muy considerable que aporta amonio y/o materia orgánica.

El nitrógeno total que es la suma de todas las fracciones de nitrógeno refleja por supuesto la tendencia descrita para el amonio y el nitrógeno orgánico que constituyeron gran parte del nitrógeno total. Cabe destacar que estos valores (400 - 14500 $\mu\text{gN/L}$) son muy elevados en comparación con valores de lagos no intervenidos (ver informe Tres Marías y Yaldad,).

Nitrito, que es el producto intermedio de la nitrificación mostró valores relativamente elevados durante todo el año (0.6 - 14 $\mu\text{g/L}$). Esto significa que hubo una cierta inhibición de la nitrificación, en parte debida a la baja de oxígeno en toda la columna de agua. Pero, destacamos que el nitrito no alcanzó valores peligrosos para la vida acuática.

Sílice

Los valores de sílice en general fueron bajos fluctuando entre 0,07 y 0,58 mg Si/L con pocas variaciones estacionales y verticales (Tabla 43).

Clorofila

Los altos valores de clorofila reflejaron el estado eutrófico del lago Auquilda durante la mayor parte del año. En verano, otoño e invierno la clorofila alcanzó valores desde 6,4 hasta 74 $\mu\text{g/L}$ en el epilimnion. En la primavera del 2000, los valores de clorofila fueron más bajos (1,2-7 mg/L) siendo típicos para un lago mesotrófico. En el hipolimnion el clorofila fue alta también durante el verano, probablemente causado por microalgas ya moribundas y sedimentadas. Durante los otros períodos del año los valores de clorofila en el hipolimnion fueron similares a los del epilimnion.

Tabla 43: Parámetros físicos, químicos y biológicos del lago Auquilda.

Fecha	Estación	Prof (m)	Secchi (m)	Temp. (°C)	Color (unid. Pt-Co)	Turbidez (mg/l)	pH	Cond. (µS/cm)	Dureza (mval/l)	Seston Total (mg/l)	Seston Orgánico (mg/l)	Seston Inorgánico (mg/l)	STD (mg/l)	
25/01/00	centro	0.1	3.65	18.9	52.5	3.0	6.7	28	0.090	3.16	2.65	0.51	36.6	
		4		18.6	50.0	3.0	6.7	28	0.090	3.51	2.85	0.66	41.4	
		7.5		15.9	37.5	2.5	6.1	30	0.090	2.96	2.24	0.72	57.7	
		10		11.8	37.5	2.5	5.9	34	0.100	3.01	2.00	1.01	25.0	
		15		9.1										
		17		9.0	167.5	7.0	6.1	74	0.220	3.37	2.75	0.62	63.0	
1/03/00	centro	0.1	3.30	17.7	50.5	3.0	6.2	29	0.070	3.58	3.19	0.39	45.8	
		4		17.7	37.5	2.5	6.5	29	0.070	3.24	2.74	1.00	38.4	
		7.5		17.6	25.0	2.5	6.3	29	0.080	4.12	3.90	0.22	34.5	
		10		11.9	87.5	4.0	6.1	37	0.120	7.44	4.68	2.76	12.5	
		15		9.3										
		17		9.2	200.0	7.5	6.1	102	0.230	1.36	0.29	1.07	61.7	
22/03/00	centro	0.1	5.00	16.2	17.5	2.5	6.4	30	0.074	2.55	2.05	0.50	28.0	
		4		16.2	25.0	2.5	6.5	30	0.076	2.57	2.11	0.46	22.7	
		7.5		15.7	25.0	2.5	6.5	30	0.078	1.97	1.66	0.33	10.0	
		10		10.6	37.5	2.5	6.4	31	0.094	2.42	1.93	0.49	30.5	
		11		10.2	32.5	2.5	6.2	35	0.211	2.65	1.86	0.76	26.7	
		12.5		9.7	157.5	6.0	6.2	45	0.068	2.49	1.77	0.72	16.7	
		15		9.3	157.5	6.0	6.3	65	0.067	4.38	3.33	1.05	7.8	
		16		9.3	185.0	7.0	6.2	83					6.1	
17	9.2	185.0	7.0	6.3	93	0.067	3.71	3.12	0.59	17.4				
26/04/00	centro	0.1	5.00	13.0	25.0	2.5	5.5	27	0.090	3.52	2.98	0.48	21.2	
		4		12.9	37.5	2.5	6.2	23	0.090	3.52	2.58	0.94	22.9	
		7.5		12.8	32.5	2.5	6.2	24	0.090	3.88	3.22	0.66	26.8	
		10		12.8	37.5	2.5	6.3	24	0.090	3.92	2.44	1.48	25.2	
		11		12.8	37.5	2.5	6.5	24	0.090	2.48	1.44	1.04	25.4	
		12.5		11.8	50.0	3.0	6.3	24	0.110	2.64	1.52	1.12	26.9	
		15		9.5	245.0	9.0	6.2	58	0.180	5.68	3.40	2.28	57.5	
		16		9.4	230.0	8.0	5.7	81	0.240	4.50	2.68	1.82	92.1	
		17		9.3	255.0	10.0	6.2	90	0.250	7.13	5.25	1.88	102.5	
30/05/00	centro	0.1	4.20	9.8	37.5	2.5	6.4	24	0.09	1.04	0.29	0.75	23.0	
		4.0		9.8	37.5	2.5	6.4	24	0.09	0.93	0.47	0.46	28.8	
		7.5		9.8	25.0	2.5	6.4	24	0.09	1.00	0.43	0.57	23.1	
		10.0		9.8	32.5	2.5	6.3	24	0.09	0.51	0.30	0.20	28.6	
		11.0		9.8	45.0	3.0	6.3	24	0.09	1.03	0.51	0.52	26.7	
		12.5		9.8	25.0	2.5	6.4	24	0.08	0.88	0.53	0.36	28.2	
		15.0		9.8	37.5	2.5	6.3	25	0.09	0.73	0.53	0.20	29.8	
		16.0		9.8	32.5	2.5	6.3	25	0.08	0.54	0.15	0.39	15.0	
		17.0		9.8	37.5	2.5	6.3	25	0.09	0.63	0.27	0.36	33.2	
21/06/00	centro	0.1	4.70	8.8	20.0	2.5	6.4	24	0.08	3.47	2.72	0.75	24.5	
		4.0		8.8	20.0	2.5	6.5	24	0.08	4.07	3.61	0.46	24.5	
		7.5		8.8	17.5	2.5	6.5	24	0.09	4.04	3.54	0.50	24.1	
		10.0		8.8	17.5	2.5	6.5	24	0.08	2.87	2.67	0.20	24.0	
		11.0		8.8	37.5	2.5	6.5	24	0.08	4.15	2.86	1.29	24.1	
		12.5		8.8	29.0	2.5	6.5	24	0.08	3.68	3.40	0.28	24.0	
		15.0		8.8	17.5	2.5	6.5	24	0.08	3.63	2.94	0.69	24.0	
		16.0		8.8	25.0	2.5	6.5	24	0.08	2.60	2.35	0.25	23.8	
		17.0		8.8	25.0	2.5	6.5	24	0.08	3.32	2.91	0.41	24.0	

Tabla 43: continuación.-

Fecha	Estación	Prof (m)	Secchi (m)	Temp. (°C)	Color (unid. Pt-Co)	Turbidez (mg/l)	pH	Cond. (µS/cm)	Dureza (mval/l)	Seston Total (mg/l)	Seston Orgánico (mg/l)	Seston Inorgánico (mg/l)	STD (mg/l)	
11/07/00	centro	0.1	3.05	8.2	35.7	2.5	6.0	23	0.09	2.79	1.91	0.88	23.5	
		4.0		8.0	42.5	2.5	6.1	22	0.08	3.12	2.45	0.67	23.3	
		7.5		8.0	37.5	2.5	6.1	22	0.09	2.63	1.90	0.73	23.0	
		10.0		7.9	42.5	2.5	6.2	22	0.09	2.47	1.97	0.50	23.0	
		11.0												
		12.5												
		15.0		8.0	37.5	2.5	6.3	22	0.08	3.72	2.35	1.37	22.5	
16.0														
17.0	8.3	29.0	2.5	6.3	23	0.08	3.30	2.30	1.00	22.5				
24/08/00	centro	0.1	2.7	9.0	29.0	2.5	6.5	24	0.09	0.72	0.65	0.07	28.7	
		4.0		8.9	29.0	2.5	6.2	24	0.1	0.96	0.88	0.08	29.1	
		7.5		8.7	37.5	2.5	6.2	24	0.09	0.92	0.75	0.17	29.1	
		10.0		8.2	29.0	2.5	6.1	25	0.1	0.52	0.46	0.06	30.0	
		15.0		7.8	29.0	2.5	6.1	25	0.1	0.7	0.51	0.19	30.1	
		17.0		7.9	37.5	2.5	6.1	26	0.1	0.59	0.5	0.09	32.2	
26/09/00	centro	0.1	1.7	9.8	87.2	4.0	6.1	24	0.11	1.00	0.48	0.52	23.0	
		4.0		8.9	37.5	2.5	6.1	25	0.10	0.64	0.53	0.11	23.0	
		7.5		8.2	37.5	2.5	6.1	26	0.11	1.65	1.12	0.53	24.0	
		10.0		7.8	37.5	2.5	6.1	27	0.10	1.26	0.86	0.40	25.0	
		15.0		7.6	52.5	3.0	6.1	30	0.11	1.26	0.89	0.37	28.0	
		17.0		7.5	62.0	3.0	6.0	30	0.11	2.84	1.01	1.83	31.0	
18/10/00	centro	0.1	3.8	13.3	32.5	2.5	5.9	27	0.1	2.57	2.11	0.46	28.0	
		4.0		12.4	29.0	2.5	6.0	27	0.1	1.96	1.57	0.39	29.0	
		7.5		11.0	20.0	2.5	5.8	28	0.1	2.12	1.32	0.80	29.0	
		10.0		9.7	20.0	2.5	5.9	28	0.11	2.51	1.62	0.89	30.0	
		15.0		8.9	20.0	2.5	5.9	30	0.11	1.74	1.05	0.69	30.0	
		17.0		8.8	37.5	2.5	5.7	32	0.12	2.66	2.47	0.19	33.0	
21/11/00	centro	0.1	5.6	15.6	14.0	2.5	5.8	25	0.10	2.67	2.13	0.53	25.4	
		4.0		15.3	45.0	3.0	5.9	25	0.10	3.31	2.53	0.77	25.6	
		7.5		12.1	37.5	2.5	5.8	29	0.12	1.33	1.17	0.16	28.2	
		10.0		10.4	37.5	2.5	5.9	30	0.11	1.17	0.69	0.48	30.2	
		15.0		9.1	77.5	4.0	6.0	38	0.12	2.02	1.67	0.35	38.4	
		17.0		9.0	77.5	4.0	6.8	44	0.13	1.91	1.67	0.24	44.4	
20/12/00	centro	0.1	5.3	19.7	25.0	2.5	5.7	30	0.10	1.21	0.61	0.6	30.0	
		4		19.0	37.5	2.5	5.6	30	0.10	2.44	0.95	1.49	30.0	
		7.5		12.7	37.5	2.5	5.7	36	0.11	1.43	0.82	0.61	36.0	
		10		10.8	37.5	2.5	5.9	40	0.11	1.82	0.75	1.07	40.0	
		15		9.5	37.5	2.5	6.0	58	0.14	1.89	1.05	0.84	58.0	
		17		9.4	52.5	3.0	5.9	58	0.13	1.53	0.55	0.98	59.0	

Tabla 43: continuación.-

Fecha	Estación	Prof. (m)	O ₂ Disuelto (mg/l)	DBO ₅ (mg/l)	DQO (mg/l)	CO ₂ (mg/l)	Alcal. (meq/l)	Na ⁺ (mg/l)	Mg ⁺⁺ (mg/l)	K ⁺ (mg/l)	Ca ⁺⁺ (mg/l)	Cl ⁻ (mg/l)	SO ₄ ⁻ (mg/l)	
25/01/00	centro	0.1	9.8			1.1	0.18	3.0	0.6	0.2	0.8	7.0	2.4	
		4	9.0			0.7	0.13	3.1	0.6	0.2	0.8	7.0	2.5	
		7.5	2.9			3.5	0.16	3.0	0.6	0.2	0.8	7.0	2.5	
		10	0.2			5.5	0.16	3.0	0.6	0.2	1.0	7.0	2.5	
		15												
		17	0.0				13.9	0.46	3.4	0.8	0.7	3.2	7.0	9.6
1/03/00	centro	0.1	7.7			1.7	0.15	3.0	0.5	0.2	0.6	7.0	2.1	
		4	7.4			1.5	0.13	3.0	0.5	0.3	0.6	7.0	2.1	
		7.5	7.4			1.9	0.14	3.1	0.6	0.2	0.7	7.0	2.1	
		10	0.2			4.1	0.19	2.9	0.6	0.3	1.3	7.0	3.4	
		15				15.2	0.41							
		17	0.0				21.1	0.63	3.4	0.8	0.9	3.3	7.0	10.5
22/03/00	centro	0.1	9.4	3.1		1.1	0.13	3.1	0.5	0.4	0.7	7.0	1.9	
		4	9.6	3.2		1.1	0.10	3.1	0.5	0.3	0.7	7.0	1.9	
		7.5	8.8	4.0		1.1	0.15	3.1	0.5	0.3	0.7	7.0	1.9	
		10	7.6	11.2		1.5	0.18	3.2	0.5	0.3	1.1	7.0	2.0	
		11	4.0			4.2	0.16	3.4	0.7	0.7	3.1	7.0	2.0	
		12.5	0.4			7.5	0.28	2.7	0.5	0.4	0.6	7.0	4.5	
		15	0.0	14.4		12.8	0.50	3.2	0.5	0.8	0.6	7.0	6.1	
		16	0.0	32.8		17.6	0.63					7.0	8.3	
		17	0.0			16.5	0.65	2.7	0.5	0.4	0.6	7.0	11.9	
26/04/00	centro	0.1	8.8	6.1		1.1	0.16	3.1	0.6	0.4	0.9	6.3	2.0	
		4	8.0			1.0	0.16	3.1	0.6	0.3	0.8	6.3	2.1	
		7.5	7.8	12.5		1.2	0.15	3.1	0.6	0.3	0.9	6.3	2.2	
		10	7.6	19.6		1.5	0.15	3.1	0.6	0.5	0.9	6.3	2.2	
		11	7.4			1.1	0.15	3.1	0.6	0.3	0.9	6.3	2.4	
		12.5	7.2			1.3	0.15	3.3	0.7	0.9	1.0	6.3	4.8	
		15	0.0	2.2		16.9	0.46	3.1	0.9	0.6	2.6	6.3	6.5	
		16	0.0	3.9		22.0	0.45	3.2	0.8	0.7	3.5	6.3	8.5	
		17	0.0	3.9		31.2	1.00	3.3	0.8	0.8	3.7	6.3	12.0	
30/05/00	centro	0.1	8.8	10.2		1.4	0.19	3.1	0.5	0.4	1.0	5.0	2.6	
		4.0	8.7			1.2	0.15	3.1	0.5	0.4	1.0	5.0	2.2	
		7.5	8.2	5.8		1.1	0.16	3.1	0.5	0.4	0.9	5.5	2.2	
		10.0	7.9	6.5		0.9	0.18	3.1	0.5	0.4	1.0	5.5	2.0	
		11.0	7.8			1.5	0.20	3.1	0.5	0.4	0.9	5.5	2.4	
		12.5	7.8			1.2	0.19	3.1	0.5	0.4	0.9	5.5	2.6	
		15.0	7.8	8.0		1.5	0.25	3.2	0.5	0.4	0.9	5.5	2.6	
		16.0	7.8	5.1		1.2	0.23	3.1	0.5	0.3	0.9	6.0	2.5	
		17.0	7.8	5.1		1.4	0.24	3.1	0.5	0.4	0.9	6.6	2.4	
21/06/00	centro	0.1	9.8	3.5	6.9	1.2	0.19	3.0	0.5	0.3	0.9	5.5	2.4	
		4.0	9.7		9.5	1.6	0.16	3.0	0.5	0.4	0.9	5.5	2.1	
		7.5	9.6	2.7	5.6	1.5	0.16	2.9	0.5	0.3	0.9	5.5	2.2	
		10.0	9.6	2.7	5.6	1.7	0.16	3.0	0.5	0.3	0.8	5.5	2.2	
		11.0	9.5		8.2	1.8	0.16	3.0	0.5	0.3	0.9	5.5	2.5	
		12.5	9.5		6.5	2.0	0.16	2.9	0.5	0.3	0.9	6.0	2.2	
		15.0	9.5	3.5	6.9	2.1	0.15	2.9	0.5	0.4	0.9	6.0	2.2	
		16.0	9.4	2.7	4.3	2.1	0.16	2.9	0.5	0.3	0.9	6.0	2.1	
		17.0	9.3	1.5	3.0	2.1	0.15	3.1	0.5	0.3	0.9	6.0	1.9	

Tabla 43: continuación.-

Fecha	Estación	Prof. (m)	O ₂ Disuelto (mg/l)	DBO ₅ (mg/l)	DQO (mg/l)	CO ₂ (mg/l)	Alcal. (meq/l)	Na ⁺ (mg/l)	Mg ⁺⁺ (mg/l)	K ⁺ (mg/l)	Ca ⁺⁺ (mg/l)	Cl ⁻ (mg/l)	SO ₄ ⁻ (mg/l)	
11/07/00	centro	0.1	9.8	0.8	3.5	1.3	0.14	2.8	0.5	0.4	0.9	5.0	3.4	
		4.0	9.7	3.5	6.9	1.0	0.11	2.9	0.5	0.3	0.9	5.0	3.2	
		7.5	9.5	4.0	7.8	1.2	0.13	2.9	0.5	0.3	1.0	5.0	3.6	
		10.0	9.2	6.4	8.6	1.2	0.13	2.9	0.5	0.4	1.0	5.0	3.0	
		11.0												
		12.5												
		15.0	9.9	0.8	14.2	1.7	0.13	3.0	0.5	0.3	1.0	5.0	3.0	
		16.0												
		17.0	9.2	8.8	9.1	1.5	0.13	3.0	0.5	0.4	0.9	5.0	2.4	
24/08/00	centro	0.1	7.8	3.4	6.9	1.5	0.13	3.1	0.5	0.4	1.0	5.0	2.6	
		4.0	7.2	5.1	7.3	1.4	0.18	3.2	0.5	0.4	1.1	5.0	2.4	
		7.5	7.0	4.8	6.5	1.5	0.16	3.2	0.5	0.4	1.0	5.0	2.4	
		10.0	5.6	1.3	6.9	1.7	0.18	3.2	0.5	0.4	1.1	5.0	2.1	
		15.0	4.8		7.3	1.6	0.14	3.2	0.6	0.4	1.2	5.0	2.1	
		17.0	4.8	1.6	7.8	1.8	0.15	3.2	0.6	0.4	1.2	5.0	2.1	
26/09/00	centro	0.1	10.8	6.7	8.2	0.7	0.30	3.5	0.6	0.8	1.2	5.0	3.9	
		4.0	8.2	4.0	7.3	1.3	0.11	3.4	0.6	0.5	1.2	5.0	2.5	
		7.5	7.8	4.0	4.3	1.8	0.13	3.3	0.6	0.5	1.3	5.0	2.5	
		10.0	7.6	3.4	4.3	3.0	0.15	3.3	0.5	0.5	1.1	5.0	2.5	
		15.0	5.8		3.9	2.7	0.19	3.4	0.6	0.5	1.3	5.0	2.5	
		17.0	3.7	1.4	5.6	3.3	0.16	3.3	0.6	0.6	1.3	5.0	2.7	
18/10/00	centro	0.1	8.6	3.1		1.7	0.15	3.1	0.5	0.4	1.1	5.0	2.6	
		4.0	6.9	3.1		1.3	0.18	3.1	0.6	0.5	1.2	5.0	2.7	
		7.5	5.6	3.4		1.8	0.14	3.2	0.6	0.4	1.2	5.0	2.5	
		10.0	4.1	3.2		2.5	0.16	3.2	0.6	0.5	1.2	5.0	2.2	
		15.0	1.9		3.2	0.21	3.2	0.6	0.5	1.3	5.0	2.1		
		17.0	0.2	3.7		4.7	0.20	3.3	0.6	0.6	1.4	5.0	2.1	
21/11/00	centro	0.1	9.3	2.4	11.2	0.8	0.13	3.2	0.6	0.4	1.1	5.0	2.1	
		4.0	8.9		10.3	0.9	0.11	3.2	0.6	0.5	1.1	5.0	2.2	
		7.5	2.8	4.5	7.8	2.6	0.16	3.4	0.6	0.5	1.4	5.0	2.8	
		10.0	1.2	4.3	6.5	4.7	0.16	3.2	0.6	0.5	1.2	5.0	3.2	
		15.0	0.6	4.2	6.5	8.8	0.30	3.2	0.6	0.6	1.4	5.0	3.7	
		17.0	0.2	8.0	4.3	7.3	0.35	3.3	0.6	0.6	1.6	5.0	5.3	
20/12/00	centro	0.1	7.5	3.3	9.5	1.1	0.09	3.3	0.5	0.5	1.1	5.0	2.2	
		4	6.2		8.2	1.9	0.13	3.4	0.6	0.5	1.1	5.0	2.5	
		7.5	0.7	2.6	9.1	4.9	0.15	3.2	0.6	0.6	1.3	4.5	2.4	
		10	0.4	2.6	7.3	4.8	0.23	3.3	0.6	0.7	1.4	4.0	2.5	
		15	0.3	8.2	8.6	11.9	0.44	3.4	0.6	0.6	1.8	3.5	2.2	
		17	0.2	9.8	8.2	11.9	0.35	3.3	0.6	0.6	1.7	3.5	2.2	

Tabla 43: continuación.-

Fecha	Estación	Prof (m)	Si (mg/l)	SRP (µg/l)	TP (µg/l)	N_NH ₄ (µg/l)	N_NO ₂ (µg/l)	N_NO ₃ (µg/l)	N_organ. (µg/l)	N_total (µg/l)	Chla (µg/l)	Feopig. (µg/l)
25/01/00	centro	0.1	0.1	< 1	25	162	3	42	215	421	18.7	
		4	0.1	< 1	24	188	3	39	289	518	20.2	
		7.5	0.1	< 1	24	399	2	41	538	980	17.9	
		10	0.1	11	66	616	< 1	31	788	1437	2.4	
		17	0.1	201	876	3612	2	17	4676	8306	23.7	
	E-1 - epi	0--8		< 1	32	220	3	43	480	746		
	E-1 - hipo	9		3	36	646	< 1	9	853	1509		
	E-3 - epi	0--8		< 1	27	206	3	42	296	547		
	E-3 - hipo	8--12		12	62	591	2	18	909	1519		
	E-5 - epi	0--8		< 1	23	196	3	42	380	621		
	E-5 - hipo	8.5		< 1	31	589	< 1	8	814	1412		
	E-6 - epi	0--7		< 1	30	216	3	41	285	545		
	E-6 - hipo	8--10		5	44	585	2	13	870	1470		
1/03/00	centro	0.1	0.2	1	26	162	2	31	224	419	9.0	
		4	0.2	1	29	156	2	30	219	408	8.1	
		7.5	0.1	< 1	25	165	2	30	229	426	16.3	
		10	0.2	1	51	567	< 1	16	888	1472	34.2	
		15		678	748	2671	4	20	3596	6292		
		17	0.4	1012	1156	3765	3	23	5098	8889	7.4	
	E-1 - epi	0--8		< 1	33	185	2	31	273	491		
	E-1 - hipo	9		2	34	366	2	23	514	905		
	E-3 - epi	0--8		2	32	171	2	33	247	453		
	E-3 - hipo	8--12		5	41	459	1	22	656	1139		
	E-5 - epi	0--8		1	34	178	2	31	275	487		
	E-5 - hipo	8.5										
	E-6 - epi	0--7		1	28	164	2	31	226	423		
	E-6 - hipo	8--10		2	33	182	2	30	266	480		
22/03/00	centro	0.1	0.3	3	25	288	1	18	398	706	13.5	
		4	0.2	5	27	257	1	19	384	661	14.7	
		7.5	0.2	4	23	275	1	19	375	670	14.0	
		10	0.3	5	49	279	1	18	396	693	14.1	
		11	0.4	11	50	635	< 1	10	846	1492		
		12.5	0.3	192	288	1384	< 1	18	1815	3217	40.3	
		15	0.6	604	651	2865	1	19	4172	7057	35.3	
		16	0.6	805	823	5657	2	22	7813	13494		
		17	0.6	852	912	6220	3	24	8224	14470	32.6	
	E-1 - epi	0--8		1	30	262	2	19	368	651		
	E-1 - hipo	9		6	47	328	1	18	422	769		
	E-3 - epi	0--8		2	34	260	1	16	354	632		
	E-3 - hipo	8--12		12	70	523	1	15	689	1228		
	E-5 - epi	0--8		2	36	253	2	18	336	609		
	E-5 - hipo	8.5										
	E-6 - epi	0--7		1	43	242	2	18	331	592		
	E-6 - hipo	8--10										
26/04/00	centro	0.1	0.2	13	52	332	3	9	447	790	13.8	
		4	0.2	6	63	328	2	11	431	772	8.7	
		7.5	0.2	6	41	337	2	8	452	799	6.4	
		10	0.3	7	76	343	2	10	456	811	6.4	
		11	0.3	6	52	324	2	9	431	766		
		12.5	0.3	6	55	355	1	10	470	837		
		15	0.4	681	765	3011	5	23	4086	7125	29.8	
		16	0.4	902	930	4477	1	25	6252	10756		
		17	0.6	1123	1189	4713	3	25	6617	11358		

Tabla 43: continuación.-

Fecha	Estación	Prof (m)	Si (mg/l)	SRP (µg/l)	TP (µg/l)	N_NH ₄ (µg/l)	N_NO ₂ (µg/l)	N_NO ₃ (µg/l)	N_ orgán. (µg/l)	N_ total (µg/l)	Chla (µg/l)	Feopig. (µg/l)
30/05/00	centro	0.1	0.3	31	215	615	3	41	833	1491	23.9	
		4.0	0.3	34	206	573	4	40	761	1376	11.0	
		7.5	0.2	44	138	593	4	35	781	1413	7.6	
		10.0	0.2	39	122	602	3	40	812	1456	13.1	
		11.0	0.2	40	136	649	3	34	877	1563		
		12.5	0.2	57	124	653	4	36	837	1530		
		15.0	0.3	39	151	640	4	33	851	1528	10.4	
		16.0	0.3	72	138	627	5	33	833	1498		
		17.0	0.1	39	78	668	3	32	935	1638		
	E-1 - epi	0-8		39	139	626	4	37	840	1505.6		
	E-1 - hipo	9		38	154	679	4	43	888	1613.9		
	E-3 - epi	0-8		38	94	642	4	36	837	1518.7		
	E-3 - hipo	8-12		30	185	619	4	36	802	1460.7		
	E-5 - epi	0-8		34	182	598	6	40	786	1430.2		
	E-5 - hipo	8.5										
	E-6 - epi	0-7		29	126	574	4	41	777	1396.4		
	E-6 - hipo	8-10										
21/06/00	centro	0.1	0.3	30	80	644	7	93	858	1602	8.8	
		4.0	0.3	32	87	585	8	93	886	1573	15.6	
		7.5	0.3	36	98	576	8	92	849	1525	14.9	
		10.0	0.3	34	82	582	8	92	763	1445	13.1	
		11.0	0.3	35	103	653	8	99	858	1618		
		12.5	0.3	44	85	569	10	98	772	1448		
		15.0	0.3	32	134	534	8	99	837	1478	12.9	
		16.0	0.3	34	223	553	8	101	835	1497		
		17.0	0.3	33	103	545	8	97	826	1476		
11/07/00	centro	0.1	0.2	35	161	534	4	150	756	1444	17.0	10.7
		4.0	0.1	36	111	576	4	132	816	1528	17.2	5.2
		7.5	0.2	36	90	571	4	147	786	1508	17.7	11.4
		10.0	0.2	35	122	565	4	138	837	1545	16.3	4.0
		11.0										
		12.5										
		15.0	0.2	36	98	531	4	154	765	1453	19.3	3.9
		16.0										
		17.0	0.2	34	91	553	4	156	821	1533	17.0	3.9
24/08/00	centro	0.1	0.3	24	86	366	8	252	500	1126	17.1	4.4
		4.0	0.3	38	138	395	6	263	579	1244	18.6	4.8
		7.5	0.3	50	95	399	7	256	552	1213	9.2	4.1
		10.0	0.3	56	101	430	6	244	640	1320	6.9	5.0
		15.0	0.3	81	131	556	7	236	737	1537	3.7	2.9
		17.0	0.3	89	132	585	6	204	779	1575	5.0	4.3
26/09/00	centro	0.1	0.3	52	140	184	7	325	252	767	74.0	37.7
		4.0	0.3	57	154	355	6	339	477	1177	13.6	5.5
		7.5	0.3	64	157	408	6	345	542	1301	2.8	2.3
		10.0	0.2	67	183	465	6	337	603	1410	3.1	2.5
		15.0	0.2	88	190	600	7	295	793	1695	4.5	3.6
		17.0	0.3	142	267	848	10	271	1174	2302	5.8	5.0
			E-1	0 - 9		59	157	324	7	320	431	1082
	E-3	0 - 12		56	150	308	7	305	403	1022		
	E-5	0 - 8.5		61	149	348	7	319	487	1161		
	E-6	0 - 10		55	116	332	6	314	440	1092		

Tabla 43: continuación.-

Fecha	Estación	Prof (m)	Si (mg/l)	SRP (µg/l)	TP (µg/l)	N_NH ₄ (µg/l)	N_NO ₂ (µg/l)	N_NO ₃ (µg/l)	N_organ. (µg/l)	N_total (µg/l)	Chla (µg/l)	Feopig. (µg/l)
18/10/00	centro	0.1	0.3	85	107	394	8	325	584	1310	6.8	1.9
		4.0	0.3	72	105	498	7	299	670	1474	8.1	3.4
		7.5	0.3	79	119	498	7	350	679	1533	1.2	0.5
		10.0	0.3	90	123	920	6	280	744	1950	1.9	0.8
		15.0	0.3	131	178	805	8	241	1074	2128	1.9	1.0
		17.0	0.3	174	306	909	14	179	1230	2331	2.6	1.1
21/11/00	centro	0.1	0.3	49	57	167	4	402	375	949	3.8	2.2
		4.0	0.3	51	141	207	4	381	382	974	4.0	2.5
		7.5	0.3	88	154	750	4	381	1120	2255	3.5	2.6
		10.0	0.4	110	228	911	3	256	1195	2364	2.2	1.0
		15.0	0.4	300	344	1683	1	16	2669	4369	3.7	2.4
		17.0	0.3	363	381	2094	< 1	7	3203	5306	3.0	2.1
	E-1	0 - 9		134	166	850	4	226	1306	2386.4		
	E-3	0 - 12		134	202	892	< 1	221	1192	1306		
	E-5	0 - 8.5		124	193	817	5	229	1202	2253		
	E-6	0 - 10		116	148	783	4	242	1162	2191		
20/12/00	centro	0.1	0.3	31	46	34	3	248	115	399	0.9	0.3
		4	0.3	38	58	43	3	259	206	510	1.6	1.0
		7.5	0.3	76	128	164	5	246	224	638	6.9	4.1
		10	0.3	171	234	220	2	13	507	742	4.0	2.6
		15	0.3	295	387	505	2	13	716	1236	4.2	2.8
		17	0.3	350	404	505	2	13	726	1245	4.6	2.7

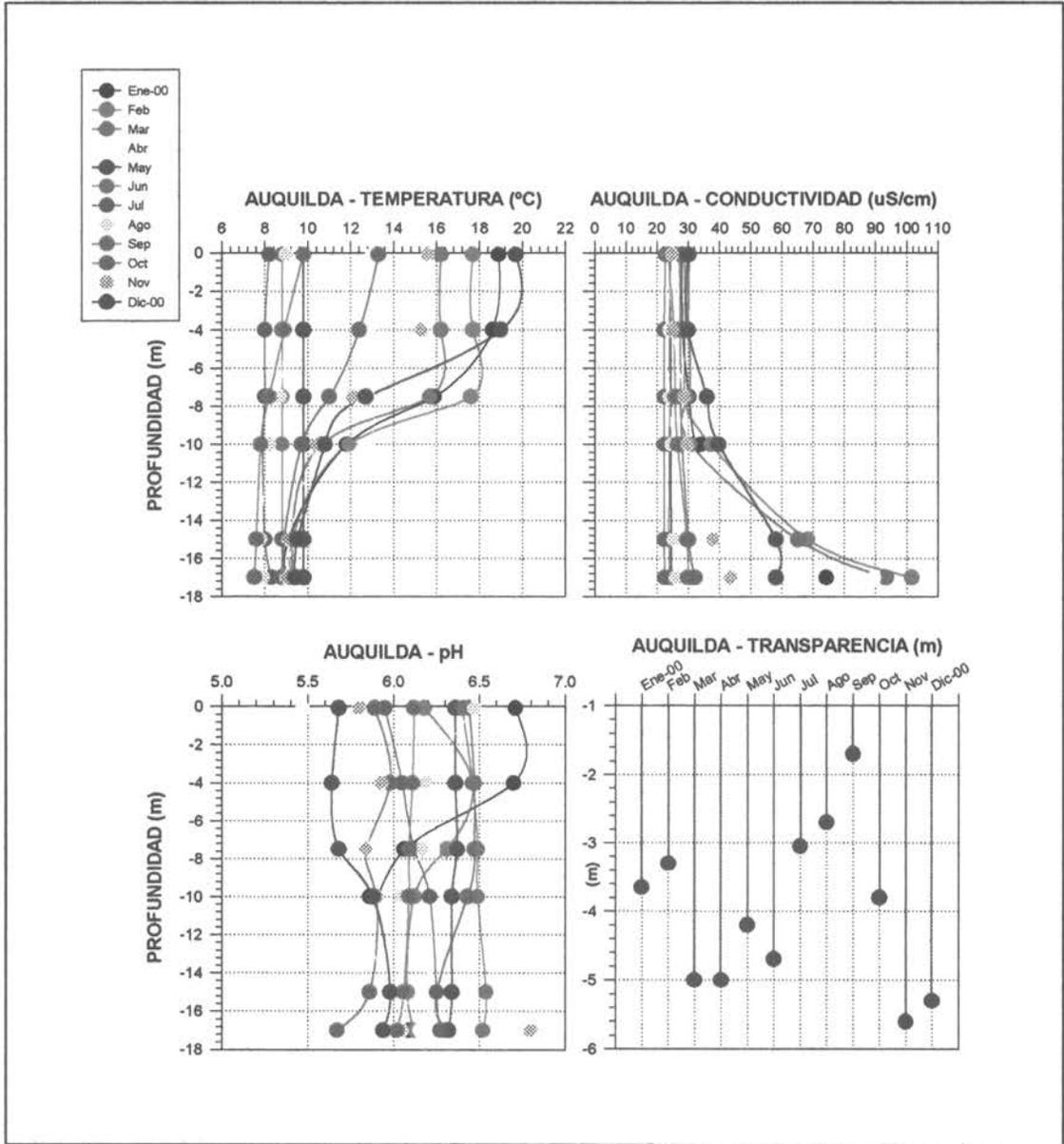
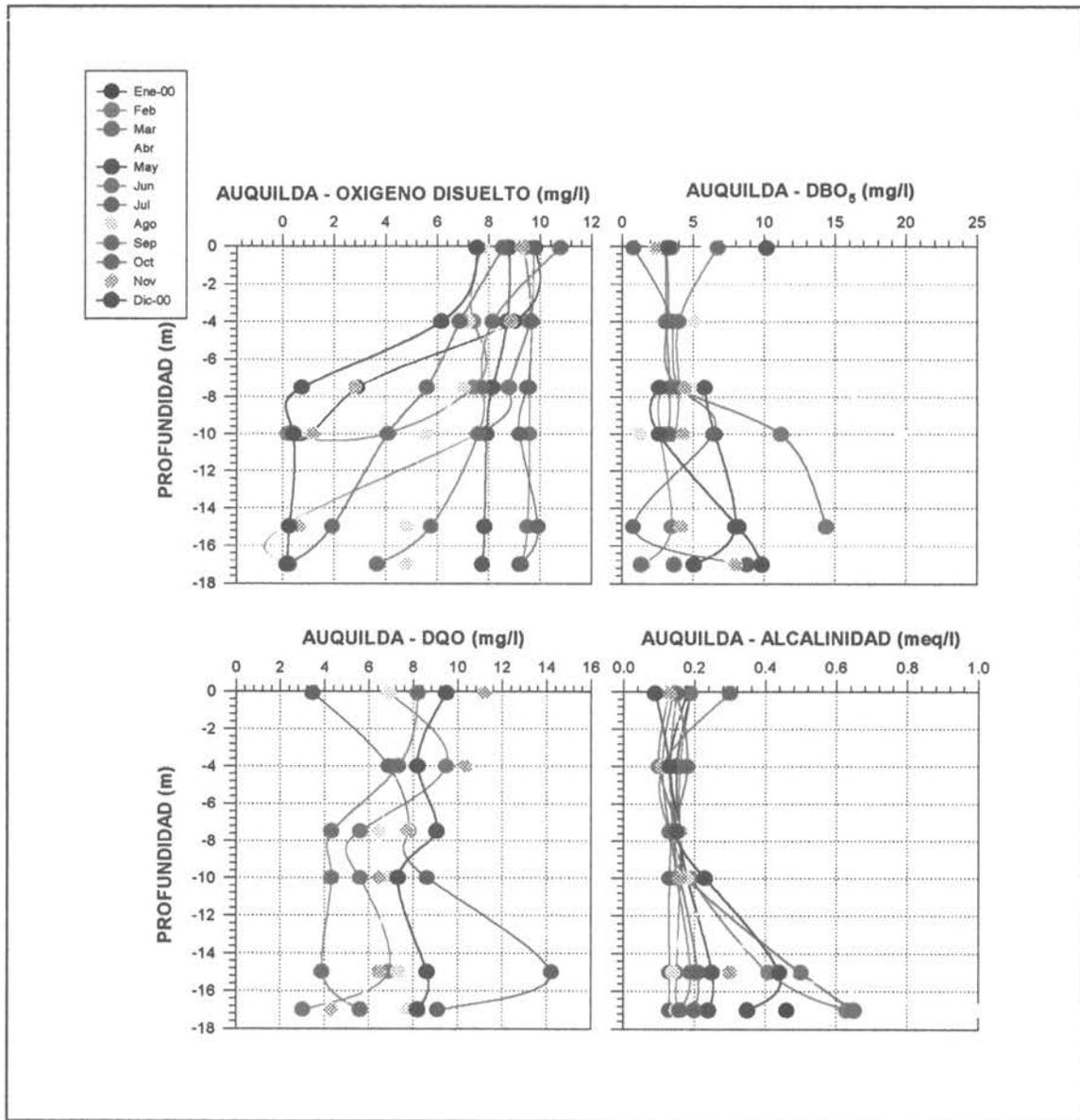
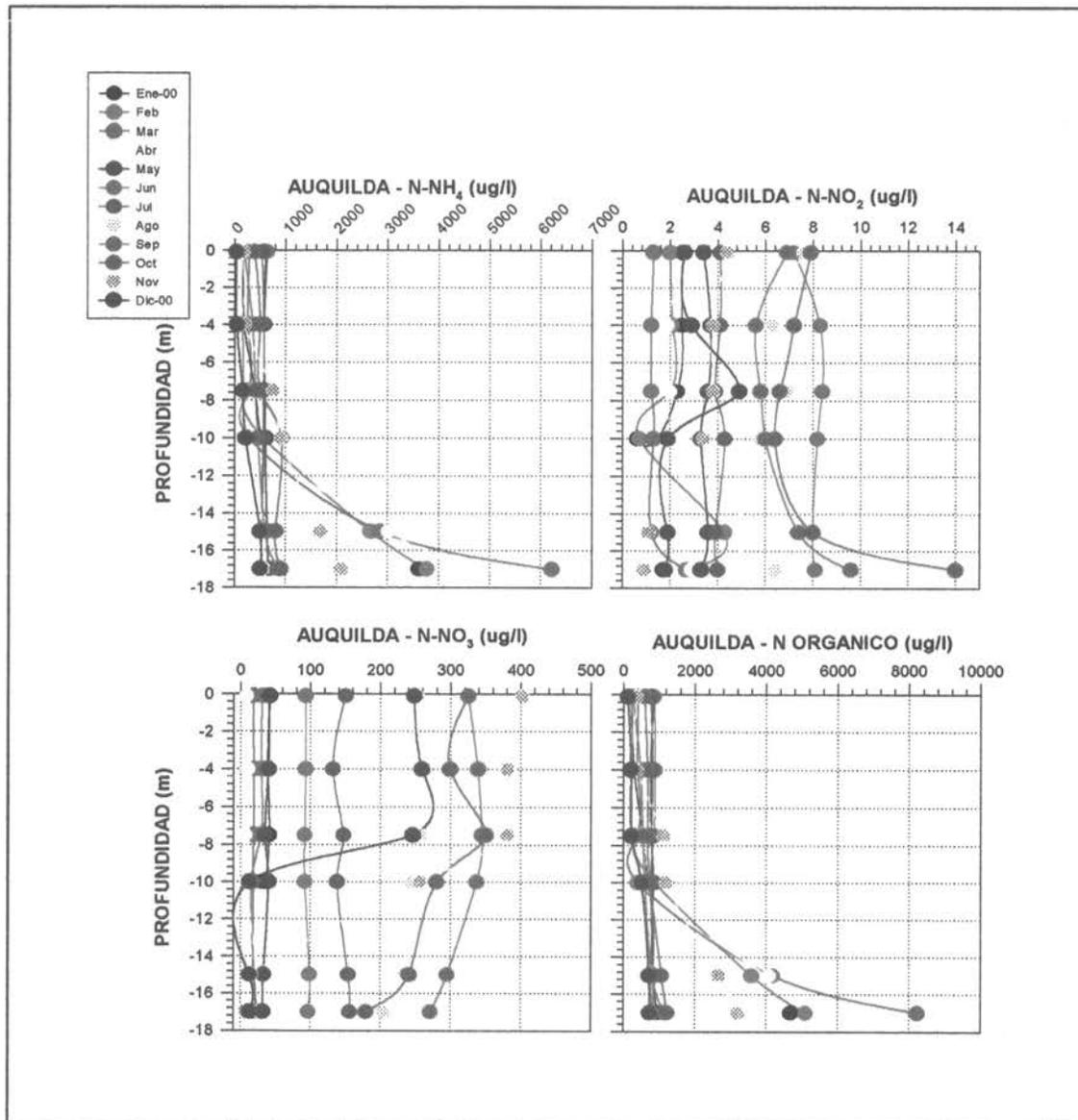


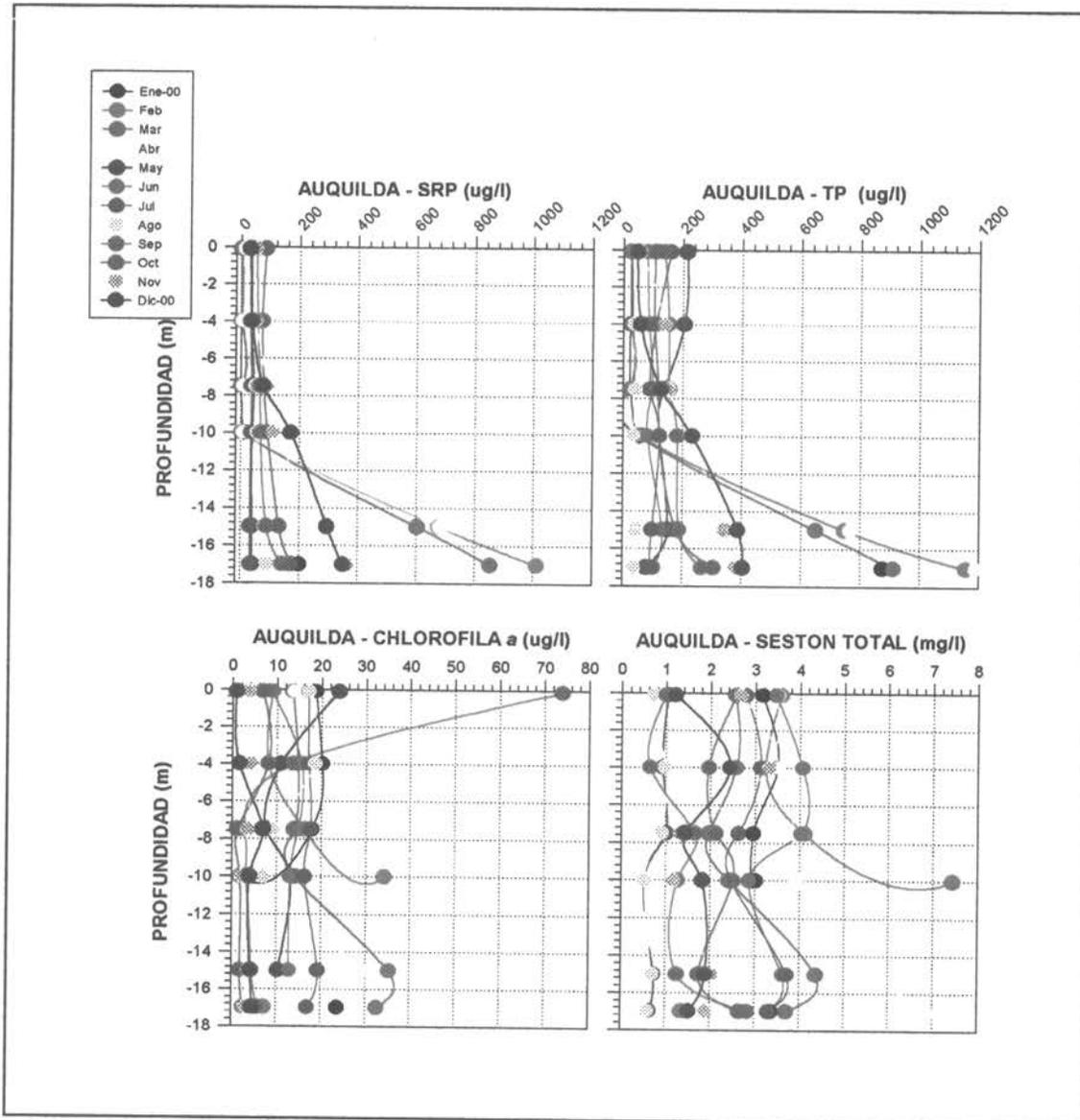
Figura 32: Perfiles de los principales parámetros físicos y químicos del lago Auquilda



Continuación Figura 32.-



Continuación Figura 32.-



Continuación Figura 32.-

Lago Tres Marías

El agua del lago Tres Marías es blanda, levemente ácida y coloreada por sustancias húmicas. En general la mayor parte de los parámetros químicos mostró variaciones estacionales y verticales relativamente moderadas. En comparación con el lago Yaldad se pueden ver muchas similitudes subrayando su carácter prístino y típico para esta zona.

Régimen Térmico

El régimen térmico del lago Tres Marías muestra que el lago es prácticamente siempre bien mezclado desde la superficie hasta el fondo. Una estratificación térmica estable no se observó, pero todos los perfiles térmicos muestran una leve declinación desde la superficie hasta el fondo, es decir las temperaturas superficiales fueron levemente (1-3 grados) más altas que las temperaturas de profundidad, una señal para la eficiente mezcla de la masa de agua (Tabla 44, Fig. 33). Las temperaturas invernales fueron alrededor de 7-7,5 °C, las del verano 14-16,8 °C, y las de primavera y otoño entre 10 y 16,5 °C. La buena mezcla de la columna de agua se debe principalmente a la favorable exposición al viento, teniendo una orientación en dirección Oeste - Este.

Transparencia, color y turbidez

La transparencia del lago Tres Marías fue baja con valores entre 3 y 4.0 m (disco Secchi) durante todo el año. La transparencia más baja se observó durante invierno y al principio de primavera, aumentando hasta fines de verano (Tabla 44, Fig. 33).

Similar al comportamiento de la transparencia el color y la turbidez fluctuaron muy poco entre 88 - 118 unid. Pt-Co y 4 - 5 mg/L, respectivamente. No habían diferencias significativas en el perfil vertical.

Conductividad

La conductividad eléctrica en el Tres Marías fue generalmente baja con valores entre 16 y 24 $\mu\text{S}/\text{cm}$ sin variaciones verticales significativas en la columna de agua. Durante invierno la conductividad fue más baja que durante el resto del año, lo que debe ser relacionado con las mayores precipitaciones y ingreso de agua con pocas sales (ver STD).

pH

El agua del Lago Tres Marías fue siempre ácido con valores generalmente fluctuando entre 5.4 y 5.9. Solamente en primavera (Octubre) se observó en los primeros 10 m un pH entre 6 y 6.9.

Iones principales

Los iones principales Ca, Mg, Na, K, Cl y sulfato estuvieron presentes en bajas concentraciones con pequeñas fluctuaciones durante todo el año (Ca: 0.4 - 0.6 mg/L, Mg: 0.5 - 0.6 mg/L; Na: 2.3 - 2.7 mg/L; K: 0.4 - 0.6 mg/L; Cl: 3.5- 4.5 mg/L; Sulfato: 4.3 - 5.0 mg/L).

STD y seston

Los sólidos totales disueltos fluctuaron poco entre 18 y 24 mg/L con la tendencia de aumentar desde invierno hasta otoño. Esto es probablemente debido a la disminución de los efluentes durante el verano y la mayor evaporación. El seston varió generalmente entre 0.21 y 2.96 mg/L (seston total) y estuvo constituido principalmente por seston orgánico. Con excepción de Abril el seston fue < 1.2 mg/L (Tabla 44, Fig. 33). Los altos valores en Abril no se pueden explicar, eventualmente hubo un ingreso de material por las orillas o el fondo, resultado de alguna tormenta.

CO₂, alcalinidad y dureza

Las bajas concentraciones de CO₂ (1.7 - 2.20 mg/L), alcalinidad (0.06 - 0.13 mval/L) y dureza (0.06 - 0.19 mval/L) resaltan el carácter blando - moderado del agua del lago Tres Marías.

Oxígeno y DBO₅

Los perfiles de oxígeno reflejan la buena oxigenación de la masa del agua durante todo el año (con una excepción). Normalmente la concentración del oxígeno fue mayor que 7 mg/L. Solamente en Diciembre se observó una significativa disminución del oxígeno en profundidades > 10 m (4.76 - 6.15 mg O₂) (Tabla 44, Fig. 33). Esta buena oxigenación de la columna de agua fue el resultado de la baja demanda de oxígeno con valores entre 0.3 y 1.9 mg/L DBO₅. Los valores más altos de DBO₅ se observaron durante invierno y primavera, mientras en verano y otoño el DBO₅ fue generalmente < 1 mg/L.

Los valores de DQO fueron en comparación con los valores de DBO₅ mucho más altos (factor 10-20x) debido a que gran parte de las sustancias húmicas no son fácilmente biodegradables y se acumulan.

Nutrientes, PT y N-orgánico

Generalmente las concentraciones de nutrientes y N-orgánico no mostraron significantes variaciones entre las tres estaciones de muestreo. Solamente PT mostró variaciones al respecto (Tabla 44, Fig. 33).

Los nutrientes Si, SRP, amonio, nitrito y nitrato mostraron en general en el lago Tres Marias variaciones estacionales y verticales relativamente bajas. Las concentraciones de los nutrientes fueron típicas para lagos prístinos de esta zona.

Las concentraciones de sílice fueron bajas siendo 0.3 - 1.0 mg/L (mayormente 0.4-0.6 mg/L).

El Fósforo soluble siempre fue muy bajo con valores < 3.4 µg/L. Los valores más bajos (< 1 mg/L) se observaron en primavera.

Entre los nutrientes de N dominó el Nitrato > amonio >> nitrito. Desde invierno con valores alrededor de 50 µg/L N-NO₃ se observó un constante aumento de nitrato hasta valores de 100-120 µg/L N-NO₃ en otoño. Una similar tendencia se observó respecto al amonio, que subió desde < 5 µg/L N-NH₄ en invierno a 10-20 µg/L N-NH₄ en verano y otoño. Nitrito fue bajo fluctuando en < 1 y 3 µg/L N-NO₂. En general se puede deducir de estos valores que la nitrificación fue relativamente lenta (debido a la acidez del agua, que frena la nitrificación bacteriana) lo que explica específicamente las considerables concentraciones de amonio.

El Fósforo total mostró solamente pequeñas fluctuaciones generalmente entre 10 y 25 µg/L. Aunque no se observó significantes variaciones verticales del PT, se observó en varias ocasiones concentraciones menores en las estaciones E-1 y E-3 sin saber sus razones. Los otros parámetros no mostraron similares tendencias.

El Nitrógeno orgánico mostró con excepción de octubre (20 - 22 µg/L N-orgánico) valores entre aproximadamente 70-135 µg/L N-orgánico. Es posible que los valores de octubre sean subestimados.

Clorofila

La clorofila *a* en el lago Tres Marias alcanzó concentraciones entre 0.1- 3 µg/L. Generalmente

el clorofila mostró un perfil vertical con una disminución de su concentración hacia el fondo. Valores entre 0.3 y 1.5 $\mu\text{g/L}$ se observaron durante invierno - verano, mientras que en otoño se observaron valores aproximadamente 2 veces más altos.

En base de las concentraciones de clorofila *a* se puede clasificar el lago Tres Marías un lago oligotrófico.

Tabla 44: Parámetros físicos, químicos y biológicos del lago Tres Marías.

Fecha	Estación	Prof (m)	Secchi (m)	Temp. (°C)	Color (unid. Pt-Co)	Turbidez (mg/l)	pH	Cond. (µS/cm)	Dureza (mval/l)	Seston Total (mg/l)	Seston Orgánico (mg/l)	Seston Inorgánico (mg/l)	STD (mg/l)
23/08/00	E-2	0.1	3.5	9.5	118	5	5.8	16	0.06	0.64	0.57	0.06	18.2
		5		7.6	118	5	6.0	16	0.06	0.72	0.59	0.13	18.1
		10		7.6	118	5	5.9	16	0.06	0.39	0.30	0.09	18.4
		16		7.3	113	5	5.8	16	0.06	0.63	0.52	0.11	18.4
		26		7.3	105	5	5.8	17	0.06	0.60	0.54	0.06	18.5
	E-1	0.1-20											
E-3	0.1-15												
17/10/00	E-2	0.1	3.0	12.3	95	4	6.8	18	0.07	1.13	0.77	0.36	19.0
		5		10.8	95	4	6.4	18	0.06	0.50	0.31	0.19	19.0
		10		10.6	105	5	6.3	18	0.07	0.21	0.14	0.07	18.0
		16		10.3	113	5	5.9	18	0.06	0.86	0.71	0.15	18.0
		26		9.8	95	4	5.7	18	0.06	0.59	0.30	0.30	18.0
	E-1	0.1-20											
E-3	0.1-15												
17/12/00	E-2	0.1	3.5	16.8	88	4	5.5	20	0.19	0.74	0.65	0.09	20.0
		5		16.0	95	4	5.6	20	0.19	0.60	0.29	0.31	20.0
		10		15.5	95	4	5.5	20	0.18	0.41	0.30	0.11	20.0
		16		15.2	105	5	5.5	20	0.19	0.29	0.21	0.08	20.0
		26		13.9	95	4	5.4	20	0.19	0.48	0.30	0.18	20.0
	E-1	0.1-20											
E-3	0.1-15												
27/02/01	E-2	0.1	3.8	17.0	105	5	5.5	19	0.07	0.50	0.25	0.24	19.0
		5		16.7	95	4	5.6	19	0.08	0.51	0.28	0.23	19.0
		10		16.5	105	5	5.7	19	0.07	0.47	0.37	0.11	19.0
		16		16.0	105	5	5.4	19	0.08	0.49	0.29	0.20	19.0
		26		15.5	105	5	5.5	19	0.20	0.52	0.25	0.27	19.0
	E-1	0.1-20											
E-3	0.1-15												
17/04/01	E-2	0.1	4	14.4	88	4	5.4	23	0.07	2.56	1.64	0.92	23.0
		5		14.3	78	4	5.4	23	0.07	2.98	2.12	0.86	23.0
		10		14.1	88	4	5.4	23	0.07	2.60	1.48	1.12	23.0
		16		13.9	88	4	5.2	23	0.07	1.46	1.00	0.46	23.0
		26		13.9	88	4	5.5	23	0.07	0.88	0.36	0.52	23.0
	E-1	0.1-20											
E-3	0.1-15												
15/05/01	E-2	0.1	3.5	12.2	88	4	5.6	24	0.07	0.59	0.25	0.34	24.0
		5		11.5	88	4	5.4	23	0.07	0.64	0.45	0.20	23.0
		10		11.5	88	4	5.4	23	0.07	0.57	0.19	0.39	23.0
		16		11.5	90	4	5.5	23	0.07	0.59	0.23	0.36	23.0
		26		11.5	95	4	5.5	23	0.07	0.61	0.26	0.35	23.0
	E-1	0.1-20											
E-3	0.1-15												

Tabla 44: continuación.-

Fecha	Estación	Prof. (m)	O ₂ Disuelto (mg/l)	DBO ₅ (mg/l)	DQO (mg/l)	CO ₂ (mg/l)	Alcal. (meq/l)	Na ⁺ (mg/l)	Mg ⁺⁺ (mg/l)	K ⁺ (mg/l)	Ca ⁺⁺ (mg/l)	Cl ⁻ (mg/l)	SO ₄ ⁻ (mg/l)
23/08/00	E-2	0.1	11.2	1.4	16.4	1.9	0.09	2.53	0.47	0.45	0.51	3.52	4.8
		5	10.8	1.2	25.0	2.0	0.08	2.57	0.49	0.45	0.47	3.52	4.8
		10	10.8		23.3	2.1	0.09	2.51	0.48	0.46	0.46	4.53	4.8
		16	10.8	1.7	23.3	2.2	0.08	2.66	0.48	0.46	0.46	4.53	4.9
		26	10.8	1.0	15.5	2.2	0.10	2.53	0.49	0.46	0.50	4.53	4.9
	E-1	0.1-20											
E-3	0.1-15												
17/10/00	E-2	0.1	10.4	1.6	19.0	1.9	0.06	2.50	0.50	0.47	0.49	3.52	4.9
		5	10.3	1.8	18.1	1.9	0.06	2.53	0.50	0.47	0.46	3.52	5.0
		10	10.2		14.7	1.8	0.06	2.52	0.53	0.45	0.47	3.52	4.9
		16	10.2	1.4	16.8	2.0	0.06	2.60	0.49	0.44	0.42	3.52	5.0
		26	10.0	1.8	18.1	2.1	0.05	2.50	0.49	0.43	0.43	3.52	4.8
	E-1	0.1-20											
E-3	0.1-15												
17/12/00	E-2	0.1	9.4	1.9	21.5	2.0	0.08	2.57	0.52	0.50	0.49	3.52	4.8
		5	9.0	1.7	23.7	1.8	0.11	2.57	0.54	0.48	0.47	3.52	4.5
		10	6.2		23.7	1.9	0.09	2.57	0.53	0.48	0.46	3.52	4.5
		16	4.9	1.4	23.7	1.7	0.09	2.59	0.65	0.49	0.49	3.52	4.8
		26	4.8	1.2	23.3	1.9	0.10	2.58	0.53	0.48	0.48	3.52	4.7
	E-1	0.1-20											
E-3	0.1-15												
27/02/01	E-2	0.1	8.6	0.7	23.3	1.7	0.09	2.70	0.54	0.52	0.56	3.52	4.3
		5	8.4	0.9	22.8	1.6	0.06	2.68	0.56	0.52	0.64	3.52	4.3
		10	8.0	0.9	24.1	1.5	0.09	2.67	0.52	0.50	0.62	3.52	4.3
		16	7.8	0.7	23.7	1.1	0.11	2.70	0.54	0.54	0.61	3.52	4.3
		26	7.4	1.0	22.0	1.9	0.09	2.88	0.57	0.56	3.16	3.52	6.6
	E-1	0.1-20											
E-3	0.1-15												
17/04/01	E-2	0.1	9.3	0.3	21.1	1.6	0.09	2.47	0.51	0.44	0.54	3.52	4.5
		5	9.0	0.6	20.7	1.8	0.10	2.45	0.50	0.46	0.56	3.52	4.5
		10	8.8	0.8	21.1	1.8	0.08	2.44	0.51	0.49	0.54	3.52	4.5
		16	8.7	1.2	19.8	1.8	0.11	2.61	0.53	0.50	0.59	3.52	4.7
		26	8.2	0.8	18.1	1.5	0.09	2.44	0.51	0.48	0.60	3.52	4.7
	E-1	0.1-20											
E-3	0.1-15												
15/05/01	E-2	0.1	10.0	0.6	22.4	1.6	0.13	2.37	0.54	0.44	0.49	3.52	4.4
		5	9.8		23.3	1.6	0.08	2.35	0.52	0.45	0.61	3.52	4.5
		10	9.8	0.5	23.7	1.6	0.10	2.36	0.54	0.44	0.49	3.52	4.8
		16	9.6		25.9	1.5	0.10	2.37	0.53	0.43	0.49	3.52	4.4
		26	9.4	0.3	26.3	1.8	0.10	2.34	0.53	0.47	0.48	3.52	4.4
	E-1	0.1-20											
E-3	0.1-15												

Tabla 44: continuación.-

Fecha	Estación	Prof (m)	Si (mg/l)	SRP (µg/l)	TP (µg/l)	N_NH ₄ (µg/l)	N_NO ₂ (µg/l)	N_NO ₃ (µg/l)	N orgán. (µg/l)	N_total (µg/l)	Chla (µg/l)	Feopig (µg/l)
23/08/00	E-2	0.1	0.49	2.8	15.8	6.4	1.6	53	34	86	1.46	s/d
		5	0.40	2.8	15.5	< 5	1.6	53	87	140	0.21	s/d
		10	0.49	1.3	14.1	< 5	2.2	50	106	155	0.10	s/d
		16	0.40	1.3	12.6	< 5	2.3	56	71	127	0.85	s/d
		26	0.46	3.4	24.4	< 5	1.5	54	103	158	0.32	s/d
	E-1	0.1-20		2.8	11.4	< 5	2.6	53	24	77		
E-3	0.1-15		< 1	5.2	< 5	1.2	46	59	105			
17/10/00	E-2	0.1	0.63	< 1	16.4	10.1	1.6	44	27	71	0.10	0
		5	0.54	1.3	26.7	< 5	1.6	56	22	78	0.66	0
		10	0.66	1.6	21.1	6.4	1.7	52	27	78	0.56	0
		16	0.55	< 1	19.3	< 5	1.4	50	24	74	0.22	0
		26	0.59	< 1	17.0	6.4	1.6	48	27	75	0.43	0
	E-1	0.1-20		< 1	19.3	6.4	1.4	22	22	44		
E-3	0.1-15		1.1	15.8	< 5	1.3	52	22	74			
17/12/00	E-2	0.1	0.35	< 1	18.4	< 5	< 1	80	101	181	1.36	0.76
		5	0.45	< 1	18.9	6.4	< 1	76	85	161	0.34	0.26
		10	0.44	1.3	19.9	11.9	< 1	83	106	189	0.32	0.26
		16	0.42	1.3	11.2	8.2	< 1	76	78	154	0.32	0.26
		26	0.57	< 1	16.2	6.4	< 1	81	103	184	0.32	0.26
	E-1	0.1-20		1.3	18.0	6.4	< 1	75	85	160		
E-3	0.1-15		< 1	18.6	6.4	< 1	78	94	172			
27/02/01	E-2	0.1	0.32	1.3	13.1	21.0	1.0	78	96	175	0.99	0.22
		5	0.65	2.2	9.5	19.2	1.0	77	89	167	0.78	0.27
		10	0.32	2.0	13.7	22.9	1.0	72	69	140	0.77	0.26
		16	0.45	2.0	10.4	13.7	1.1	77	101	178	0.55	0.04
		26	0.41	1.6	9.5	15.5	1.0	81	96	177	0.55	0.04
	E-1	0.1-20		1.8	19.3	13.7	1.0	74	85	159		
E-3	0.1-15		1.6	7.3	13.7	< 1	80	92	171			
17/04/01	E-2	0.1	0.76	2.2	12.9	11.9	2.4	92	75	167	2.73	2.04
		5	0.73	2.4	11.6	13.7	2.7	101	89	191	1.48	0.51
		10	0.77	2.4	12.7	11.9	2.8	103	89	192	1.02	0.26
		16	0.75	2.2	12.2	15.5	3.0	87	89	177	0.68	0.51
		26	0.76	2.0	11.8	13.7	2.7	92	92	183	0.56	0.51
	E-1	0.1-20		1.8	6.9	10.1	2.2	92	71	162		
E-3	0.1-15		2.2	8.3	11.9	2.7	85	82	167			
15/05/01	E-2	0.1	0.91	3.0	13.3	13.7	< 1	90	129	234	2.97	2.29
		5	0.75	2.8	13.1	11.9	< 1	85	122	220	1.70	1.02
		10	0.95	2.8	13.5	10.1	< 1	82	131	224	1.70	1.02
		16	0.76	3.0	11.8	10.1	< 1	81	106	197	0.68	0.51
		26	0.81	3.2	12.4	11.9	< 1	78	82	174	0.56	0.26
	E-1	0.1-20		2.6	7.1	15.5	< 1	85	134	235		
E-3	0.1-15		2.8	10.2	8.2	< 1	151	110	270			

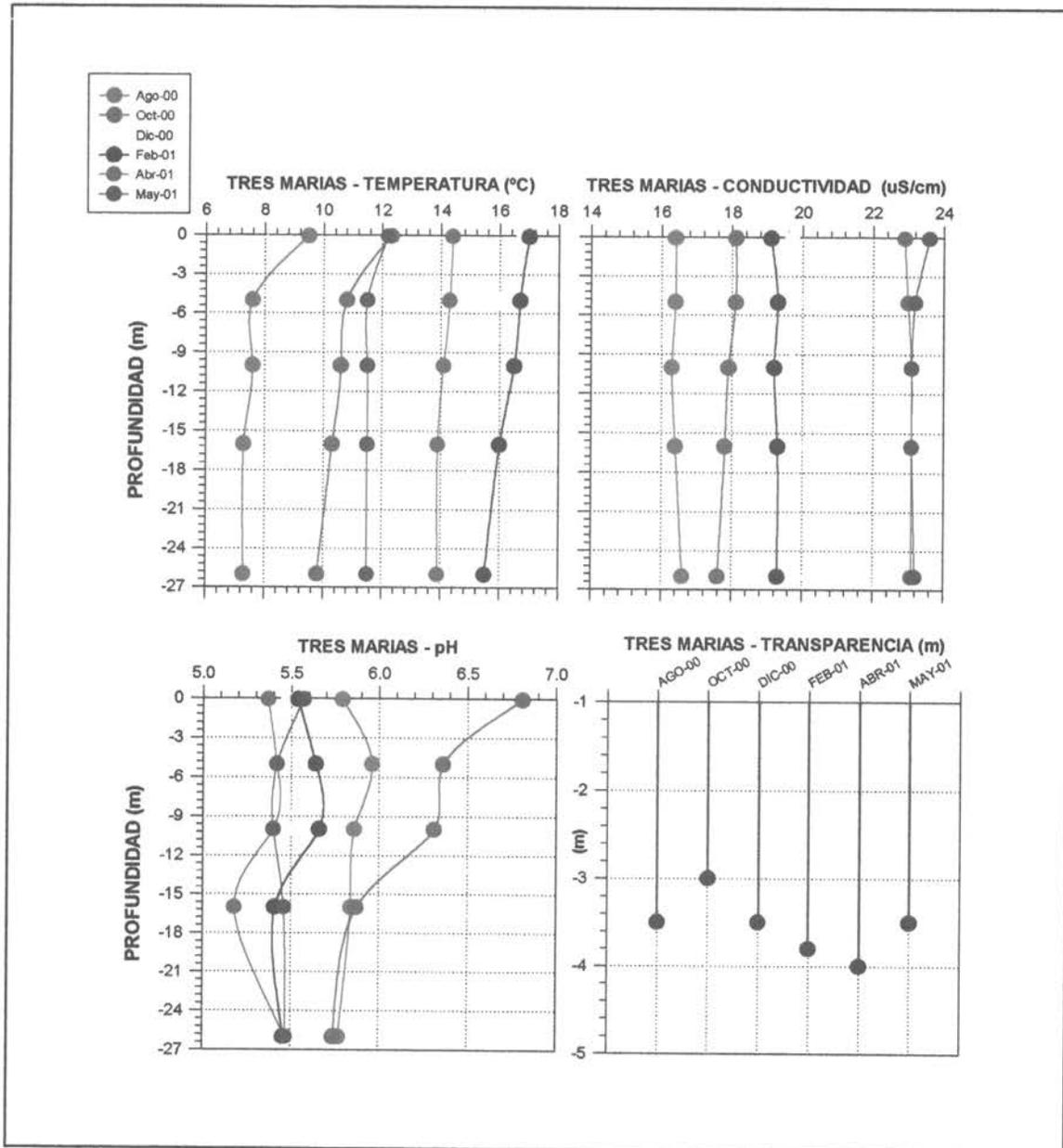
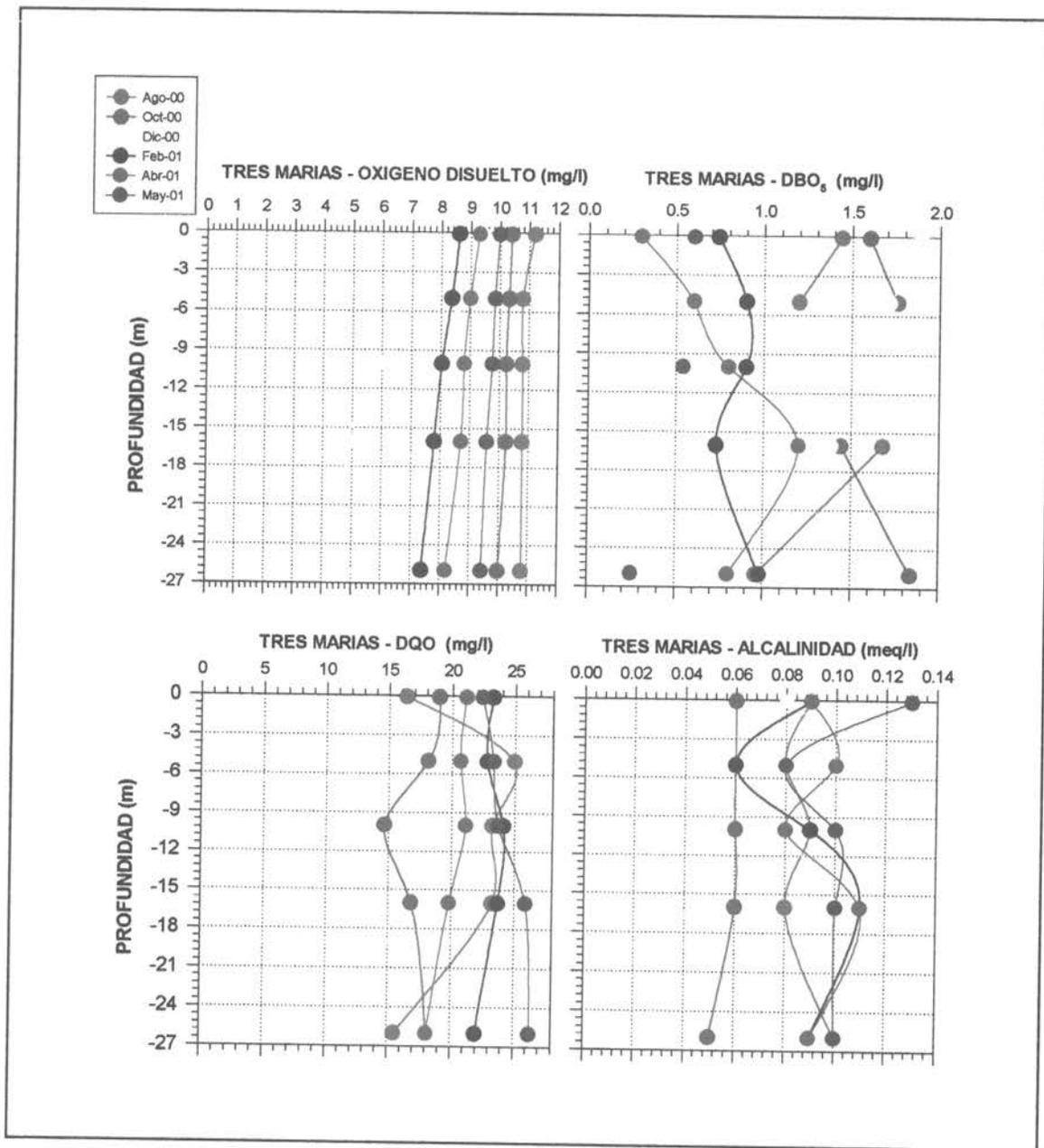
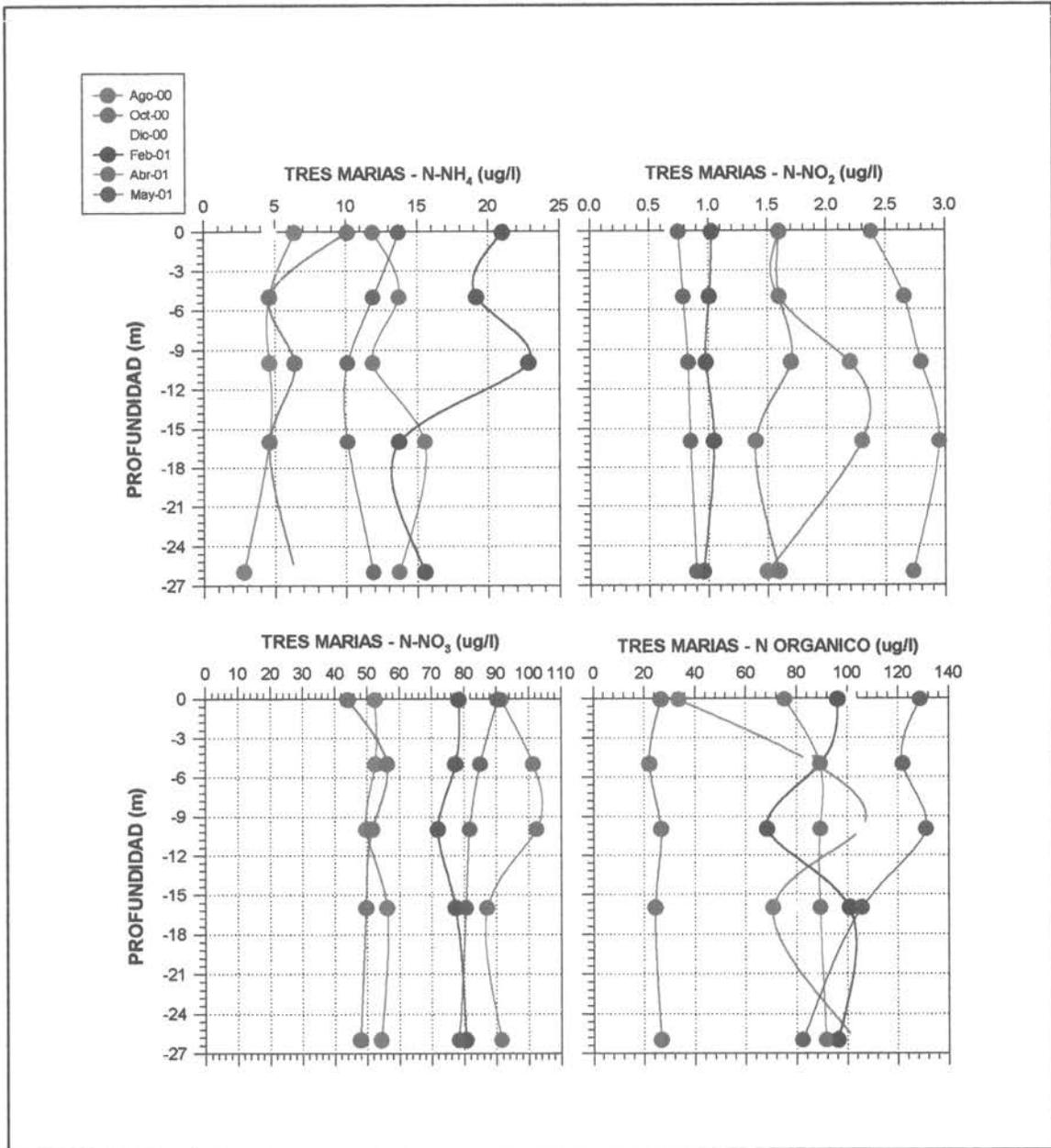


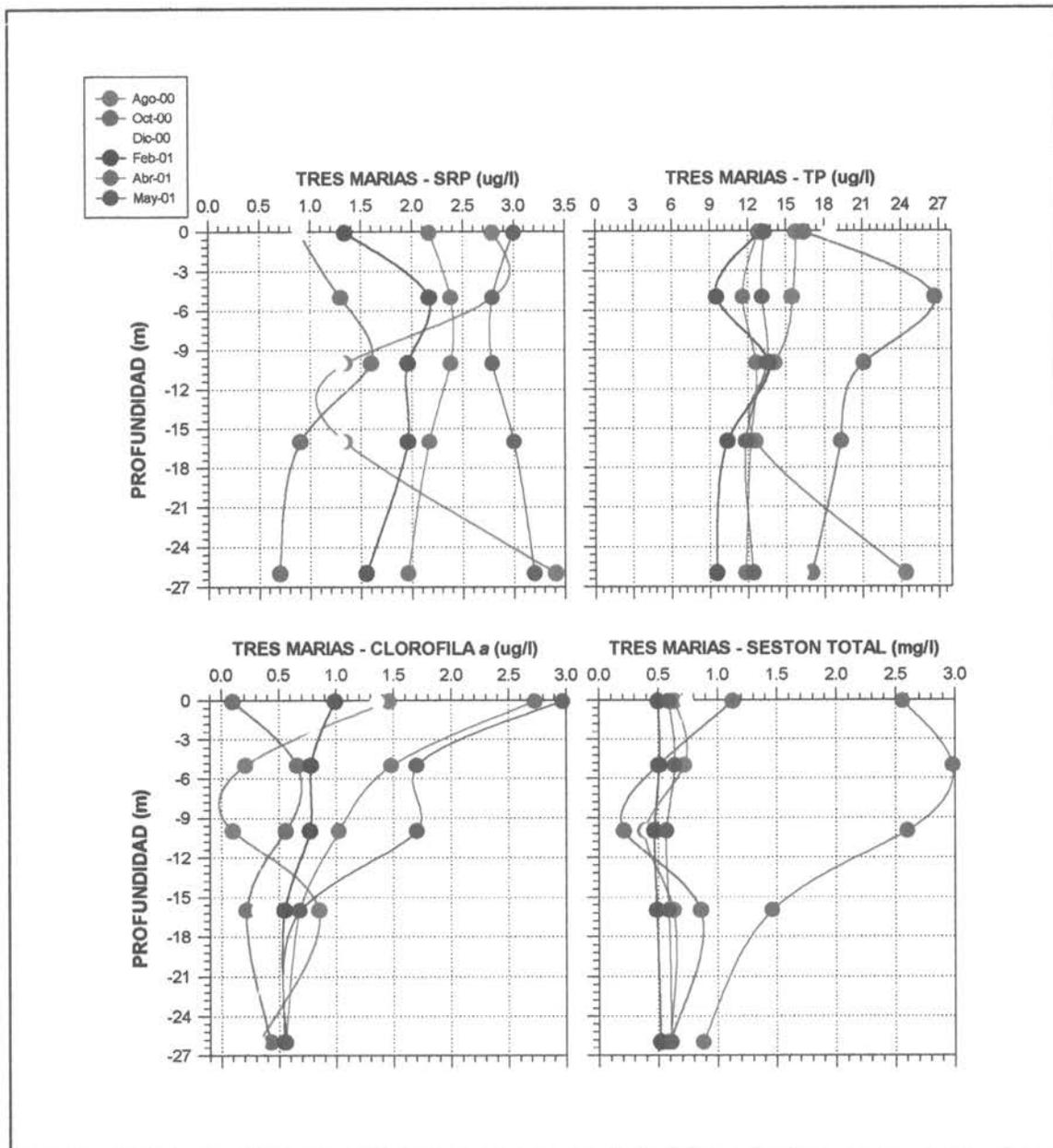
Figura 33: Perfiles de los principales parámetros físicos y químicos del lago Tres Marias.



Continuación Figura 33.



Continuación **Figura 33.**



Continuación Figura 33.

Lago Yaldad

El agua del lago Yaldad es muy similar al agua del Tres Marías. Es levemente ácida y coloreada por sustancias húmicas. En general la mayor parte de los parámetros químicos mostró variaciones estacionales y verticales moderadas.

Régimen Térmico

El régimen térmico del lago Yaldad muestra que el lago es prácticamente siempre bien mezclado desde la superficie hasta el fondo. Una estratificación térmica estable no se observó. Todos los perfiles térmicos muestran una leve declinación desde la superficie hasta el fondo. Las temperaturas superficiales fueron levemente (1-3 grados) más altas que las temperaturas del agua profunda. Las temperaturas invernales fueron alrededor de 7.4-7.8 °C, las del verano 15-17.8 °C, y las de primavera y otoño entre 10 y 15 °C (Tabla 44, Fig. 37).

Transparencia, color, turbidez, STD y seston

En general el agua del lago Yaldad fue un poco más turbia y coloreada que el agua del lago Tres Marías. La transparencia fue baja con valores entre 2 y 3.8 m (disco Secchi) siendo mínimo en primavera y máximo en invierno. El color y turbidez fluctuaron entre 105-168 unid. Pt-Co y 5-7 mg/L, respectivamente, lo que es debido a las sustancias húmicas, que colorearon marrón el agua. Esto es típico para lagos de esta zona. Esto se puede comprobar también por los altos valores de STD que alcanzaron entre 18 y 20 mg/L. Por otro lado todas las fracciones del seston fueron relativamente bajas siendo 0.46 - 1.36 mg/L seston total, que estuvo constituido mayoritariamente por seston orgánico (50-75%)(Tabla 44, Fig. 37). Esto significa que había pocas partículas en el agua, pero muchas sustancias disueltas.

Iones principales

Los iones principales Ca, Mg, Na, K, Cl y sulfato estuvieron presente en bajas concentraciones con pequeñas fluctuaciones muy similar al agua del lago Tres Marías (Ca: 0.6 - 1.1 mg/L, Mg: 0.6 - 0.7 mg/L; Na: 2.4 - 2.9 mg/L; K: 0.1 - 0.3 mg/L; Cl: 4.5 mg/L; Sulfato: 5.3 - 6.48 mg/L).

Conductividad

La conductividad eléctrica en el lago Yaldad fue muy baja con valores entre 17 y 25 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Como en el lago Tres Marías durante invierno la conductividad fue más baja que durante el resto del año, lo que debe ser relacionado con las mayores precipitaciones y ingreso de agua con pocas sales. No hubieron variaciones verticales significativas en la columna de agua (Fig. 34).

pH

El pH en el lago Yaldad fue un poco más alto que en el lago Tres Marías fluctuando entre 5.2 y 6.5. El pH mostró una tendencia a disminuir con la profundidad, específicamente durante el mes de Diciembre con valores epilimnéticos de 6.2 - 6.6 y valores hipolimnéticos de 5.2 - 5.4. Los valores más bajos se observaron durante otoño (5.5-5.7)(Fig. 37).

CO₂, alcalinidad y dureza

Las bajas concentraciones de CO₂ (0.7 – 3.1 mg/L), de alcalinidad (0.08 - 0.13 mval/L) y dureza (0.08 - 0.24 mval/L) subrayan el carácter moderadamente blando del agua del lago Yaldad.

Oxígeno y DBO₅

La columna de agua del lago Yaldad fue durante todo el año bien oxigenado. El oxígeno fluctuó generalmente entre 7.5 y 10.4 mg/L. Solamente durante febrero se observaron valores un poco más bajos (6.2-6.6 mg/L) en la profundidad (Tabla 44, Fig. 37).

El DBO fue bajo hasta moderado con valores de 0.5-3.4 mg/L DBO₅. Solamente en invierno el DBO mostró valores > 1.5 mg/L.

A diferencia con el DBO el DQO fue alto (18-34 mg/L), debido en gran parte a las sustancias húmicas.

Nutrientes, PT y N-orgánico

El fósforo soluble fue muy bajo (< 2 $\mu\text{g}/\text{L}$) al igual que nitrito (< 2.2 mg/L) y amonio (< 12 $\mu\text{g}/\text{L}$). Este último parámetro aumentó durante Diciembre en la profundidad. Nitrato fue más alto con valores entre 60 y 118 $\mu\text{g}/\text{L}$, lo que también es típico para estas aguas. Fósforo total

(PT) varió considerablemente desde Agosto hasta Diciembre aumentando desde aproximadamente 20 $\mu\text{g/L}$ a 80 - 105 $\mu\text{g/L}$. El Nitrógeno orgánico fluctuó entre 22 - 31 $\mu\text{g/L}$ en Octubre y entre 73 - 138 $\mu\text{g/L}$ en Agosto y Diciembre.

Los nutrientes fueron encontrados en concentraciones que son típicas para estas aguas. Generalmente las concentraciones de nutrientes y N-orgánico no mostraron variaciones significantes entre las tres estaciones de muestreo. Solamente PT mostró variaciones al respecto (ver abajo)

Los nutrientes Si, SRP, amonio, nitrito y nitrato mostraron en general en el lago Tres Marías variaciones estacionales y verticales muy bajas.

Las concentraciones de sílice fueron bajas 0,4 - 1,3 mg/L siendo un poco más altas que en el lago Tres Marías.

El Fósforo soluble siempre fue muy bajo con valores alrededor de 1-2 $\mu\text{g/L}$. Se observó una tendencia de aumentar desde invierno hasta otoño (Tabla 44, Fig. 37).

Entre los nutrientes de N dominó el Nitrato >> amonio >> nitrito. Tal como en el lago Tres Marías se observó un aumento del nitrato desde invierno con valores alrededor de 75 $\mu\text{g/L}$ N- NO_3 hasta valores de 100-140 $\mu\text{g/L}$ N- NO_3 en otoño.

Los valores de amonio fluctuaron entre < 5 y 10 $\mu\text{g/L}$ N- NH_4 siendo un poco más bajos que en el lago Tres Marías.

Nitrito fue siempre muy bajo fluctuando entre < 1 y 3 $\mu\text{g/L}$ N- NO_2 .

El Fósforo total mostró generalmente fluctuaciones entre 10 y 45 $\mu\text{g/L}$ PT. Aunque no se observó variaciones verticales del PT, se observó en diciembre y febrero concentraciones significativamente mayores de TP en la estación centro (55 - 107 $\mu\text{g/L}$), mientras los valores en las estaciones E-1 y E-3 fluctuaron entre 8 y 13 $\mu\text{g/L}$. Es posible que haya existido alguna contaminación de los frascos, porque no se puede explicar estas grandes diferencias.

El Nitrógeno orgánico mostró con excepción de octubre (22 - 31 $\mu\text{g/L}$ N-orgánico) valores entre aproximadamente 60-166 $\mu\text{g/L}$ N-orgánico. Es posible que los valores de octubre son subestimados. No hubo grandes variaciones verticales.

Clorofila

Las concentraciones de clorofila *a* en el lago Yaldad fueron bajas alcanzando valores entre 0.2 – 1.36 $\mu\text{g/L}$. Generalmente la clorofila mostró un perfil vertical con una disminución hacia el fondo. Las mayores concentraciones de clorofila se observaron durante el verano.

De acuerdo a la clorofila, el lago Yaldad puede ser clasificado como un lago oligotrófico.

Tabla 45: Parámetros físicos, químicos y biológicos del lago Yaldad.

Fecha	Estación	Prof (m)	Secchi (m)	Temp. (°C)	Color (unid. Pt-Co)	Turbidez (mg/l)	pH	Cond. (µS/cm)	Dureza (mval/l)	Seston Total (mg/l)	Seston Orgánico (mg/l)	Seston Inorgánico (mg/l)	STD (mg/l)
23/08/00	E-2	0.1	3.8	8.7	158	6	6.5	18	0.08	0.50	0.40	0.10	19.5
		5		7.7	150	6	6.4	17	0.08	0.66	0.49	0.16	19.3
		10		7.5	168	7	6.3	17	0.08	0.60	0.50	0.09	19.5
		15		7.5	140	5	6.3	18	0.08	0.73	0.66	0.07	19.5
		20		7.4	168	7	6.1	18	0.05	0.54	0.45	0.08	19.9
	E-1	0.1-15											
	E-3	0.1-15											
17/10/00	E-2	0.1	2.0	11.7	123	5	6.0	18	0.08	1.36	0.87	0.49	19.0
		5		11.0	113	5	6.1	18	0.08	0.73	0.54	0.20	19.0
		10		10.5	145	5	5.8	18	0.08	0.87	0.68	0.19	18.0
		15		10.2	135	5	5.9	18	0.08	0.77	0.47	0.30	19.0
		20		10.1	118	5	5.7	18	0.08	1.84	0.32	1.52	18.0
	E-1	0.1-15											
	E-3	0.1-15											
17/12/00	E-2	0.1	3.0	16.7	123	5	6.6	21	0.24	0.81	0.55	0.26	21.0
		5		16.5	113	5	6.2	21	0.24	0.66	0.41	0.25	21.0
		10		15.4	130	5	5.2	21	0.23	0.59	0.41	0.18	21.0
		15		14.6	130	5	5.4	21	0.23	0.83	0.69	0.14	21.0
		20		14.4	140	5	5.4	21	0.24	0.67	0.30	0.37	21.0
	E-1	0.1-15											
	E-3	0.1-15											
27/02/01	E-2	0.1	3.4	17.8	105	5	6.1	22	0.09	0.46	0.20	0.25	22.0
		5		17.5	113	5	5.8	22	0.09	0.47	0.26	0.21	22.0
		10		16.0	130	5	5.4	22	0.09	0.63	0.26	0.37	22.0
		15		15.4	130	5	5.4	22	0.09	0.67	0.45	0.22	22.0
		20		15.3	158	6	5.4	22	0.11	0.59	0.27	0.32	22.0
	E-1	0.1-15											
	E-3	0.1-15											
17/04/01	E-2	0.1	3.0	14.8	150	6	6.2	24	0.08	1.78	1.40	0.38	24.0
		5		14.2	130	5	5.8	24	0.10	2.36	1.86	0.50	24.0
		10		14.2	130	5	5.5	24	0.09	2.24	1.60	0.64	24.0
		15		14.2	123	5	5.4	24	0.08	2.74	1.68	1.06	24.0
		20		14.2	123	5	5.5	24	0.08	3.10	1.36	1.74	24.0
	E-1	0.1-15											
	E-3	0.1-15											
15/05/01	E-2	0.1	3.0	11.2	130	5	5.5	25	0.08	0.88	0.60	0.28	25.0
		5		11.3	140	5	5.5	24	0.08	0.63	0.28	0.35	24.0
		10		11.4	128	5	5.5	24	0.08	0.75	0.55	0.20	24.0
		15		11.4	113	5	5.5	25	0.08	0.96	0.52	0.44	25.0
		20		11.4	128	5	5.7	25	0.08	0.56	0.26	0.30	25.0
	E-1	0.1-15											
	E-3	0.1-15											

Tabla 45: continuación.-

Fecha	Estación	Prof. (m)	O ₂ Disuelto (mg/l)	DBO ₅ (mg/l)	DQO (mg/l)	CO ₂ (mg/l)	Alcal. (meq/l)	Na ⁺ (mg/l)	Mg ⁺⁺ (mg/l)	K ⁺ (mg/l)	Ca ⁺⁺ (mg/l)	Cl ⁻ (mg/l)	SO ₄ ⁻ (mg/l)
23/08/00	E-2	0.1	9.9	3.4	25.4	2.4	0.09	2.60	0.56	0.12	0.64	4.53	6.2
		5	9.8	3.0	24.6	2.3	0.13	2.58	0.55	0.10	0.70	4.53	6.2
		10	9.8		21.1	2.4	0.10	2.54	0.56	0.08	0.61	4.53	6.1
		15	9.6	3.0	19.0	2.6	0.15	2.57	0.55	0.12	0.63	4.53	6.6
		20	8.8	2.8	27.6	3.1	0.13	2.60	0.53	0.12	0.69	4.53	6.5
	E-1	0.1-15											
	E-3	0.1-15											
17/10/00	E-2	0.1	10.4	1.4	23.3	3.1	0.09	2.64	0.58	0.10	0.60	4.53	6.3
		5	10.4	1.8	20.7	2.6	0.09	2.59	0.59	0.09	0.60	4.53	6.3
		10	10.4		18.5	2.6	0.08	2.56	0.58	0.09	0.67	4.53	6.5
		15	9.6	2.2	18.1	2.2	0.09	2.57	0.57	0.09	0.58	4.53	6.6
		20	9.6	1.2	18.5	3.0	0.10	2.65	0.57	0.10	0.62	4.53	6.8
	E-1	0.1-15											
	E-3	0.1-15											
17/12/00	E-2	0.1	8.6	1.2	31.0	1.8	0.09	2.77	0.64	0.25	0.68	4.53	5.5
		5	8.2	1.2	31.0	1.3	0.08	2.78	0.64	0.28	0.68	4.53	5.6
		10	7.7	1.2	33.6	1.5	0.08	2.76	0.64	0.24	0.62	4.53	5.6
		15	7.4	1.3	29.3	1.9	0.13	2.74	0.64	0.22	0.62	4.53	5.9
		20	7.4	1.2	31.0	1.9	0.10	2.75	0.64	0.23	0.68	4.53	6.5
	E-1	0.1-15											
	E-3	0.1-15											
27/02/01	E-2	0.1	8.4	0.8	34.3	1.9	0.10	2.85	0.66	0.23	0.69	4.53	5.3
		5	8.2	1.1	33.2	1.6	0.13	2.89	0.68	0.20	0.73	4.53	5.5
		10	7.0	0.9	33.2	1.9	0.13	2.82	0.65	0.15	0.70	4.53	6.2
		15	6.6	1.0	33.6	1.8	0.13	2.83	0.66	0.18	0.74	4.53	5.7
		20	6.2	1.1	31.5	0.7	0.11	2.90	0.67	0.20	1.12	4.53	4.4
	E-1	0.1-15											
	E-3	0.1-15											
17/04/01	E-2	0.1	8.0	0.8	28.4	1.4	0.16	2.55	0.59	0.17	0.69	4.53	6.0
		5	7.8	0.8	27.1	1.4	0.11	2.52	0.61	0.16	0.99	4.53	6.1
		10	7.7	0.9	27.6	1.1	0.11	2.53	0.60	0.15	0.73	4.53	6.2
		15	7.6	1.0	27.1	1.1	0.10	2.52	0.60	0.14	0.68	4.53	6.1
		20	7.4	1.1	26.3	1.3	0.11	2.53	0.60	0.14	0.71	4.53	6.2
	E-1	0.1-15											
	E-3	0.1-15											
15/02/01	E-2	0.1	9.4	1.0	33.2	2.3	0.13	2.50	0.60	0.21	0.62	5.43	5.5
		5	8.9		31.9	2.4	0.10	2.42	0.62	0.20	0.63	4.53	5.7
		10	8.6	0.6	32.7	2.6	0.10	2.49	0.64	0.22	0.64	4.53	5.7
		15	8.5		33.6	2.6	0.10	2.45	0.63	0.20	0.63	4.53	5.6
		20	8.2	0.5	31.5	2.6	0.13	2.44	0.63	0.19	0.62	4.53	5.6
	E-1	0.1-15											
	E-3	0.1-15											

Tabla 45: continuación.-

Fecha	Estación	Prof (m)	Si (mg/l)	SRP (µg/l)	TP (µg/l)	N_NH ₄ (µg/l)	N_NO ₂ (µg/l)	N_NO ₃ (µg/l)	N_organ. (µg/l)	N_total (µg/l)	Chla (µg/l)	Feopig. (µg/l)
23/08/00	E-2	0.1	0.59	< 1	18.0	< 5	2.1	73	78	151	0.95	s/d
		5	0.68	1.1	17.0	< 5	2.1	74	124	198	0.43	s/d
		10	0.47	< 1	10.0	< 5	1.9	68	103	171	0.51	s/d
		15	0.48	< 1	17.6	< 5	2.0	85	69	153	0.21	s/d
		20	0.81	< 1	45.1	< 5	2.1	85	113	197	0.62	s/d
	E-1	0.1-15		1.3	29.8	< 5	2.1	74	124	198		
	E-3	0.1-15		1.1	32.7	< 5	2.1	78	138	217		
17/10/00	E-2	0.1	0.59	< 1	23.6	6.4	2.0	68	24	93	0.61	0
		5	0.67	1.1	44.9	6.4	2.1	68	27	95	0.34	0
		10	0.47	< 1	14.3	6.4	2.1	61	27	88	0.45	0
		15	0.69	1.8	51.3	8.2	2.1	65	31	97	0.24	0
		20	0.69	2.0	21.1	< 5	2.3	71	22	93	0.62	0
	E-1	0.1-15		< 1	25.9	6.4	2.0	69	27	96		
	E-3	0.1-15		< 1	27.5	< 5	2.0	64	22	86		
17/12/00	E-2	0.1	0.54	< 1	91.9	< 5	1.0	104	73	177	1.00	0.76
		5	0.41	1.3	86.1	< 5	1.8	106	101	207	0.90	0.76
		10	0.58	< 1	76.8	6.4	1.6	117	101	218	0.34	0
		15	0.69	1.3	91.1	10.1	1.4	110	103	214	0.34	0.26
		20	0.85	1.8	107.4	11.9	1.6	115	131	246	0.34	0.26
	E-1	0.1-15		1.3	8.1	8.2	1.1	108	80	188		
	E-3	0.1-15		< 1	10.0	6.4	1.2	106	103	209		
27/02/01	E-2	0.1	0.38	1.8	56.3	6.4	1.5	100	71	171	1.31	0.29
		5	0.52	2.2	52.4	< 5	1.4	100	78	178	1.11	0.09
		10	0.41	2.2	55.1	6.4	1.4	109	87	196	0.78	0.02
		15	0.64	2.0	52.4	< 5	1.5	112	80	192	0.54	0.04
		20	0.53	1.8	55.7	13.7	1.4	119	69	187	0.44	0.01
	E-1	0.1-15		1.3	13.1	< 5	1.4	96	89	185		
	E-3	0.1-15		1.3	12.9	< 5	1.4	98	59	157		
17/04/01	E-2	0.1	1.27	1.8	19.1	6.4	3.2	101	75	177	1.36	1.02
		5	1.19	2.2	17.4	6.4	3.0	116	78	193	0.44	0.26
		10	1.07	2.4	17.8	< 5	2.9	111	73	184	0.44	0.26
		15	0.94	1.3	18.9	< 5	2.9	115	80	195	0.32	0.26
		20	0.94	1.1	18.0	6.4	3.0	141	87	228	0.34	0.00
	E-1	0.1-15		1.8	7.9	< 5	3.2	118	64	182		
	E-3	0.1-15		1.8	14.3	6.4	3.0	117	62	178		
15/05/01	E-2	0.1	1.16	2.6	16.8	6.4	1.0	109	96	213	0.68	0.51
		5	1.28	2.4	15.3	6.4	1.0	112	127	246	0.46	0.26
		10	1.16	2.6	15.8	10.1	1.0	112	108	231	0.44	0.26
		15	1.25	2.8	16.4	6.4	< 1	121	78	206	0.34	0.26
		20	1.25	2.2	17.2	6.4	< 1	109	103	220	0.44	0.26
	E-1	0.1-15		2.2	14.7	< 5	1.1	101	82	190		
	E-3	0.1-15		2.4	14.3	10.1	1.0	115	166	292		

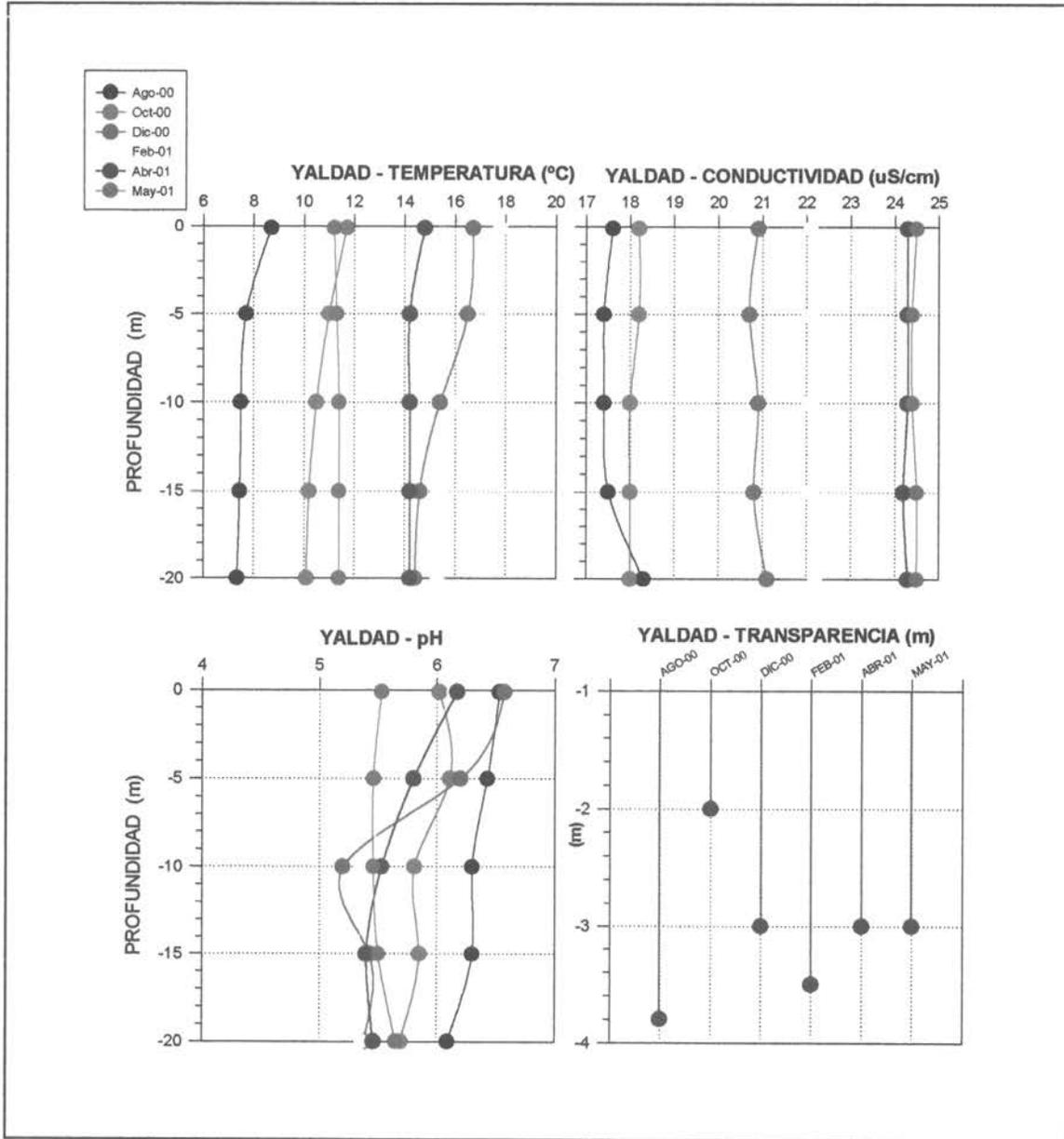
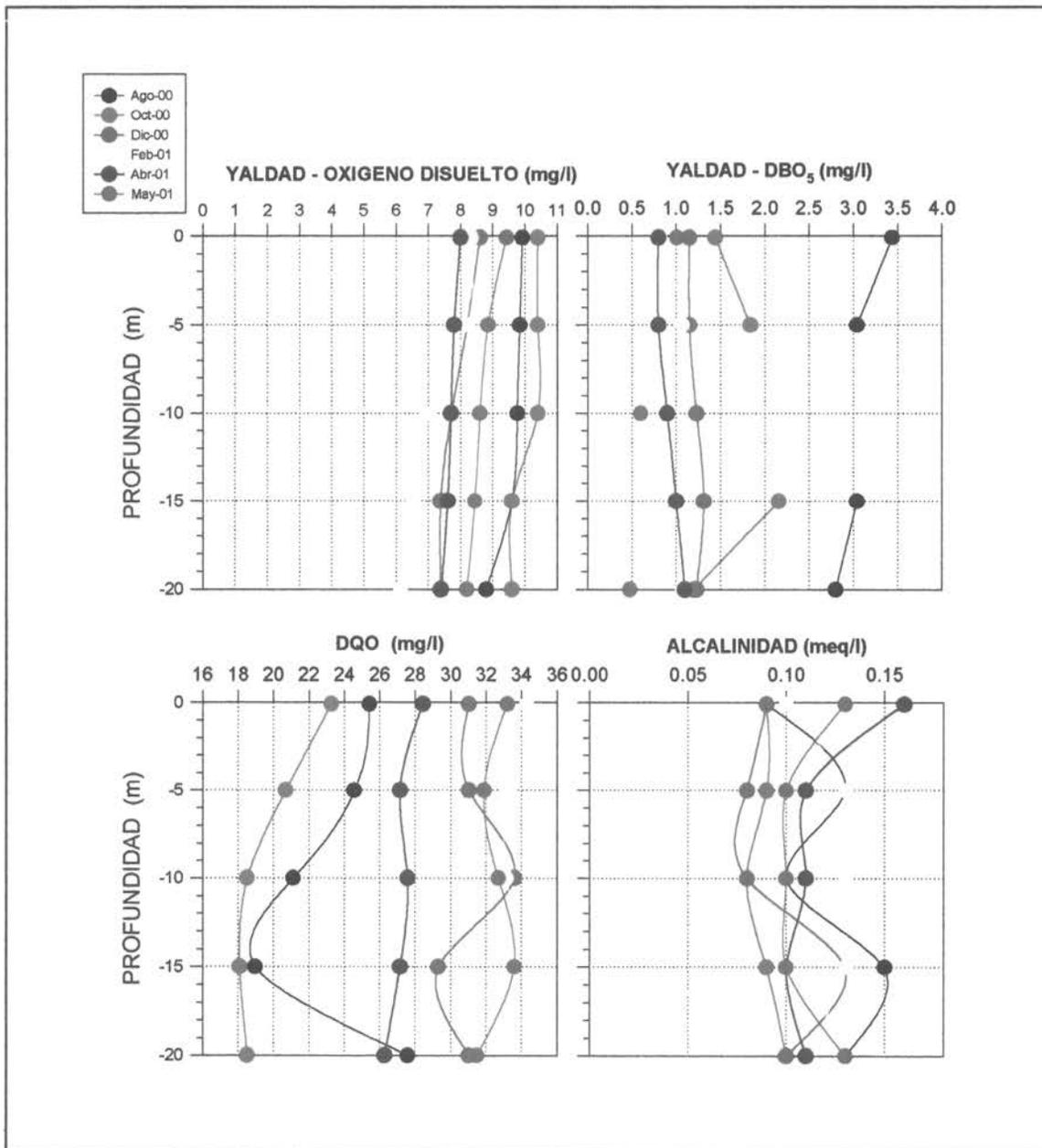
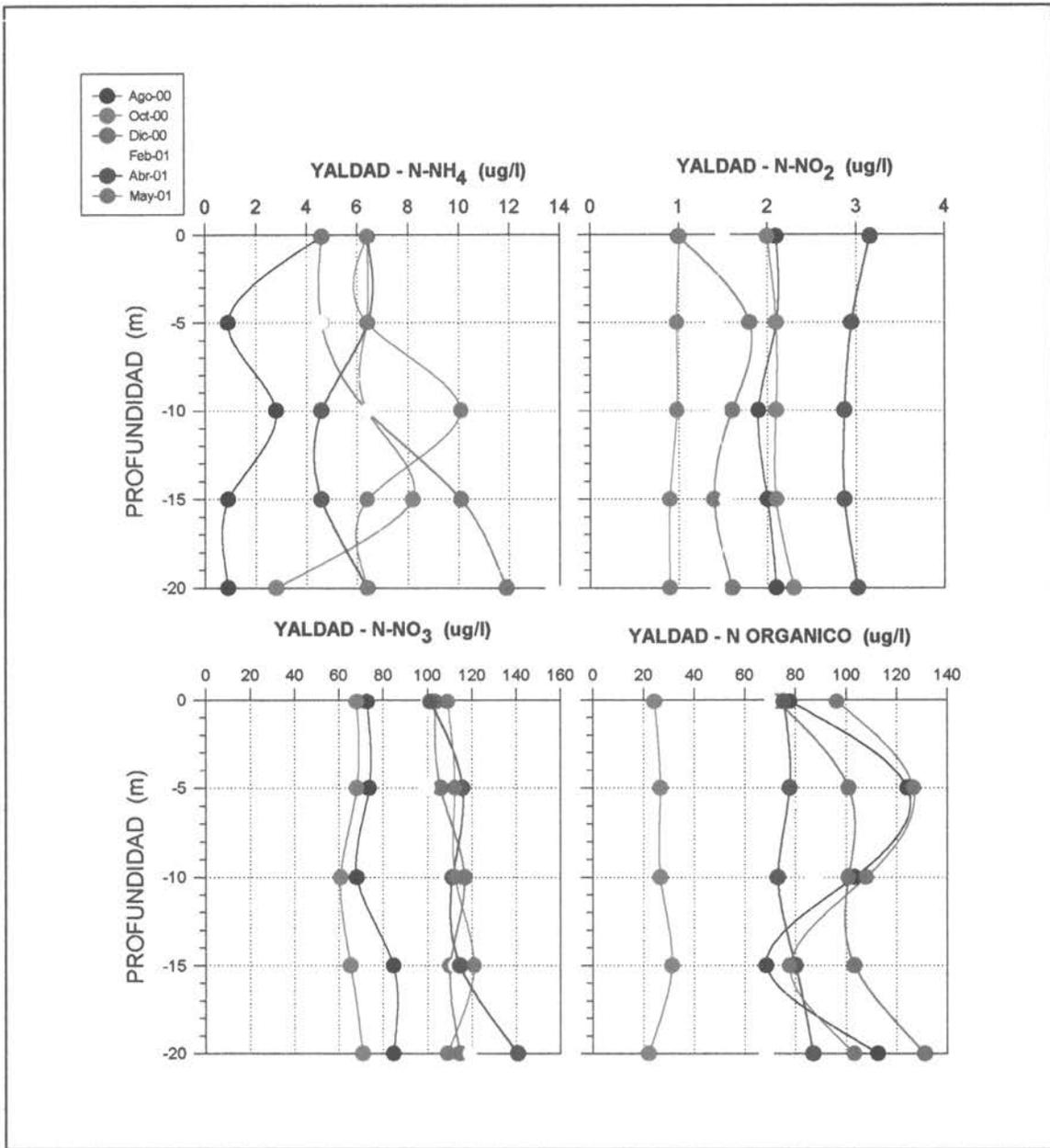


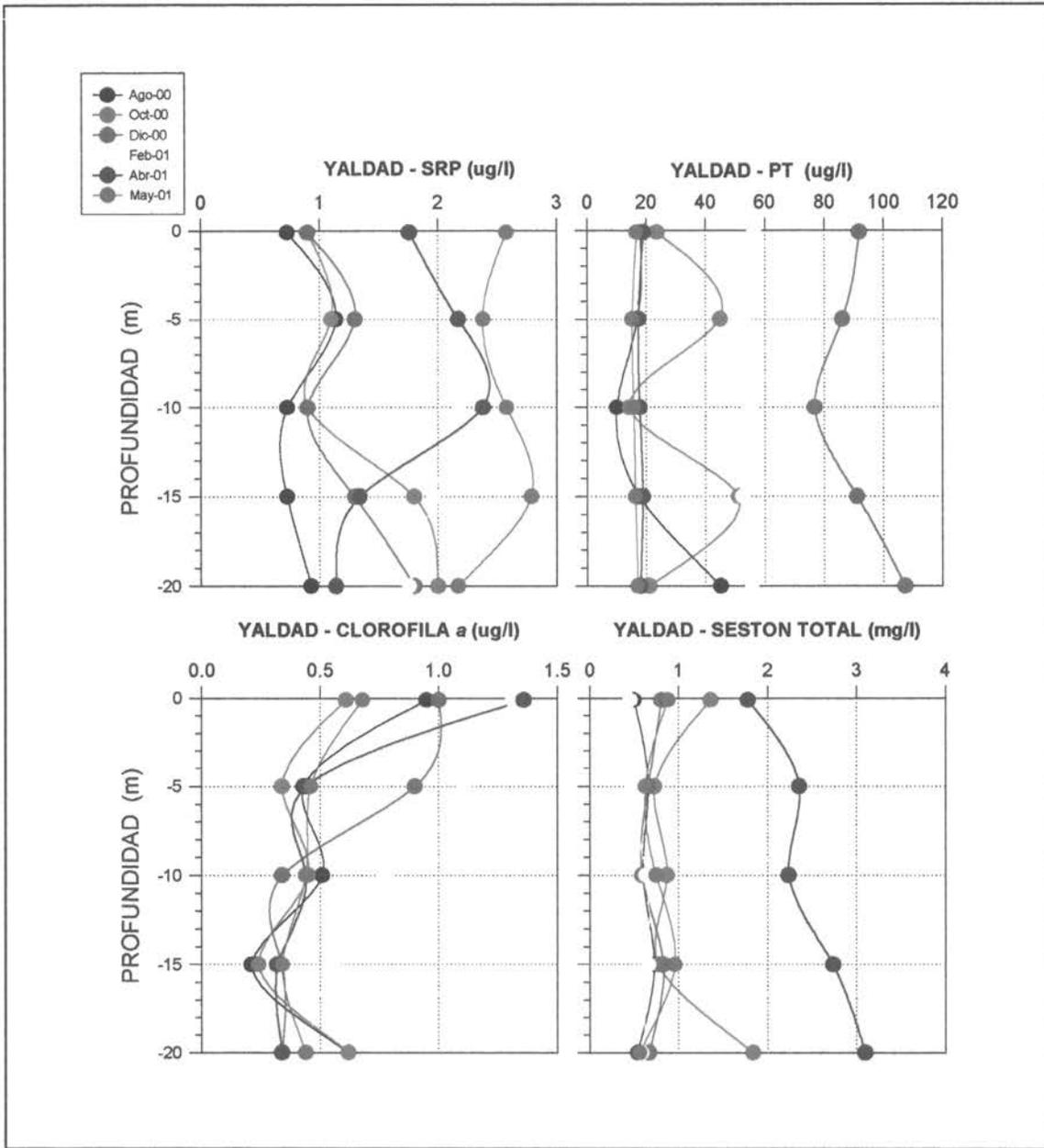
Figura 34: Perfiles de los principales parámetros físicos y químicos del lago Yaldad.



Continuación **Figura 34.-**



Continuación **Figura 34.-**



Continuación Figura 34.-

➤ TASA DE SEDIMENTACION

Lago Auquilda

El aporte del material sedimentado tanto en forma natural (control) como aquel proveniente de las balsas jaula fue colectado mediante trampas de fondo, instaladas sobre el substrato, en un sistema de parrillas de soporte, tanto bajo el sistema de balsas jaula como en el área designada de control, ubicada a una distancia aproximada de 200 m. Estos resultados se detallan en la Tabla 46.

Tabla 46: Material sedimentado en el Lago Auquilda bajo las balsas jaula y en el área de control durante un período de 24 horas. Todos los valores están expresados en $g \cdot m^{-2} \cdot 24 h$.

	Total	Orgánico	Inorgánico
Balsa-Jaula	32,31 ± 15,76	26,33 ± 13,78	5,97 ± 2,24
Control	1,24 ± 0,08	0,86 ± 0,05	0,38 ± 0,03

Determinación de los aportes de fósforo y nitrógeno provenientes de la actividad acuícola (medición directa).

El aporte de los nutrientes provenientes de fecas y alimento no consumido por los salmones, fue cuantificado mediante la medición directa de los sedimentos, colectados bajo las balsas jaulas (estación 2) en la temporada de producción del centro de cultivo de salmones. Además se determinó la concentración de fósforo y nitrógeno presente en los sedimentos de otras estaciones ubicadas tanto a lo largo de una transecta imaginaria sobre el lago, como en una ensenada protegida (Fig. 5) (Tabla 47).

Tabla 47: Concentraciones de P y N contenidos en el sedimento del Lago Auquilda. Las muestras fueron tomadas bajo las balsas-jaula y en estaciones de alejamiento progresivo a partir de ella.

Ubicación	P (%)	N (%)
E 2 (Balsa-Jaula)	1,26 ± 0,73	3,46 ± 1,46
E 2-1 (+ 100 m)	0,19 ± 0,01	1,69 ± 0,22
E 2-2 (+ 200 m)	0,27 ± 0,09	1,83 ± 0,17
E 4 (+ 300 m)	0,25 ± 0,04	1,90 ± 0,16
E 5 (+ 400 m)	0,17 ± 0,02	2,02 ± 0,10
E 3 (Ensenada)	0,12 ± 0,02	1,31 ± 0,22

Tabla 48: Concentraciones de P y N contenidos en el material sedimentado del Lago Auquilda. Las muestras fueron tomadas bajo las balsas-jaula y en el control.

Ubicación	P (%)	N (%)
Balsa-Jaula	3,93	6,19
Control	2,41	3,48

Determinación de las características texturales del sedimento

Se realizó un muestreo con el fin de realizar una caracterización textural de los sedimentos del lago en estaciones ubicadas tanto a lo largo de una transecta imaginaria sobre el lago, como en una ensenada protegida (Fig. 5) (Tabla 49). Además se determinó la contribución porcentual del contenido orgánico de cada fracción textural (Tabla 50), y el contenido de materia orgánica total (MOT) presente en el sedimento (Tabla 51).

Tabla 49: Características texturales del sedimento (n = 5) presente en cada una de las seis estaciones consideradas para el Lago Auquilda. Los valores están expresados como porcentaje (%) del total.

	Grava	Arena	Limo-arcilla
E 2 (Balsa-Jaula)	-	35,84 ± 5,35	64,16 ± 5,35
E 2-1 (+ 100 m)	-	4,89 ± 1,66	95,09 ± 1,70
E 2-2 (+ 200 m)	-	2,95 ± 0,15	97,05 ± 0,15
E 4 (+ 300 m)	-	63,93 ± 3,28	36,07 ± 3,28
E 5 (+ 400 m)	-	14,05 ± 11,11	85,95 ± 11,11
E 3 (Ensenada)	0,37 ± 0,23	51,51 ± 13,14	48,12 ± 13,22

Tabla 50: Contenido orgánico de cada fracción textural del sedimento (n = 5) presente en cada una de las seis estaciones consideradas para el Lago Auquilda. Los valores están expresados como porcentaje (%) del total.

	Grava	Arena	Limo-arcilla
E 2 (Balsa-Jaula)	-	62,35 ± 11,61	59,21 ± 11,25
E 2-1 (+ 100 m)	-	46,33 ± 9,37	43,42 ± 0,89
E 2-2 (+ 200 m)	-	66,13 ± 3,93	46,66 ± 0,16
E 4 (+ 300 m)	-	49,94 ± 0,69	44,50 ± 1,33
E 5 (+ 400 m)	-	55,60 ± 1,74	47,72 ± 2,72
E 3 (Ensenada)	89,25 ± 8,09	41,34 ± 6,70	39,00 ± 3,09

Tabla 51: Contenido orgánico total del sedimento (n = 5) presente en cada una de las seis estaciones consideradas para el Lago Auquilda. Los valores están expresados como porcentaje (%) del total.

	MOT
E 2 (Balsa-Jaula)	60,31 ± 11,40
E 2-1 (+ 100 m)	43,50 ± 1,11
E 2-2 (+ 200 m)	47,14 ± 0,18
E 4 (+ 300 m)	47,97 ± 0,96
E 5 (+ 400 m)	48,66 ± 2,38
E 3 (Ensenada)	39,92 ± 4,58

Lago Tres Marías

Determinación de las características texturales del sedimento

Se realizó un muestreo con el fin de realizar una caracterización textural de los sedimentos del lago Tres Marías, en estaciones ubicadas a lo largo de dos transectos perpendiculares imaginarias sobre cada lago (Fig. 6) (Tabla 52). Además, se determinó la contribución porcentual del contenido orgánico de cada fracción textural (Tabla 53), y el contenido de materia orgánica total (MOT) presente en el sedimento (Tabla 54).

Los sedimentos existentes en el fondo del Lago Tres María presentaron elevados valores de limo-arcilla, los que en promedio representan el 83 % del total, con bajos porcentajes de arena y ausencia en todas las estaciones de la fracción grava (Tabla 52).

Tabla 52: Características texturales del sedimento presente en cada una de las diez estaciones consideradas para el Lago Tres Marias. Los valores están expresados como porcentaje (%) del total.

Estación	Arena	Limo-arcilla
Estación 1	14,70	85,30
Estación 2	10,49	89,51
Estación 3	10,76	89,24
Estación 4	19,37	80,63
Estación 5	6,13	93,87
Estación 6	9,30	90,70
Estación 7	13,85	86,15
Estación 8	21,46	78,54
Estación 9	12,75	87,25
Estación 10	51,83	48,17
Promedio	17,06±13,04	82,94±13,04

El contenido orgánico por fracciones fue elevado tanto para la arena como para la fracción fina en la mayoría de las estaciones, registrándose valores extremos de 63 % de materia orgánica tanto para la fracción arena como para el limo-arcilla en la estación 8 (Tabla 53).

Tabla 53: Contenido orgánico de cada fracción textural del sedimento presente en cada una de las diez estaciones consideradas para el lago Tres Marias. Los valores están expresados como porcentaje (%) del total.

Estación	Arena	Limo-arcilla
Estación 1	62,17	61,53
Estación 2	47,36	56,31
Estación 3	57,87	59,20
Estación 4	61,54	59,44
Estación 5	29,36	54,52
Estación 6	58,70	29,14
Estación 7	45,27	40,72
Estación 8	63,54	63,53
Estación 9	59,29	59,21
Estación 10	3,74	60,48
Promedio	48,88±19,06	54,41±10,91

El contenido de materia orgánica total presente en los sedimentos del lago fue muy elevado, registrándose un valor promedio por sobre el 50 %, llegando a un máximo de 63,5 % en la estación 8 (Tabla 54).

Tabla 54: Contenido orgánico total del sedimento presente en cada una de las seis estaciones consideradas para el Lago Tres Marias. Los valores están expresados como porcentaje (%) del total.

Estación	MOT
Estación 1	61,63
Estación 2	55,83
Estación 3	59,06
Estación 4	59,85
Estación 5	52,97
Estación 6	31,89
Estación 7	41,35
Estación 8	63,53
Estación 9	59,22
Estación 10	31,07
Promedio	51,64±129

Determinación de los valores de fósforo y nitrógeno presente en los sedimentos.

Se determinó la concentración de fósforo y nitrógeno presente en los sedimentos de las diez estaciones ubicadas a lo largo de los dos transectos registrándose valores promedio de 0,19 y 1,12 para el fósforo y nitrógeno, respectivamente (Tabla 55).

Tabla 55: Concentraciones de P y N contenidos en el sedimento del Lago Tres Marias. Los valores están expresados como porcentaje (%) del total.

Estación	P (%)	N (%)
Estación 1	0,32	1,16
Estación 2	0,23	1,12
Estación 3	0,20	1,15
Estación 4	0,19	1,16
Estación 5	0,17	0,97
Estación 6	0,14	1,11
Estación 7	0,15	1,12
Estación 8	0,20	1,21
Estación 9	0,18	1,08
Estación 10	0,16	1,16
Promedio	0,19±0,05	1,12±0,06

Lago Yaldad

Se realizó un muestreo con el fin de realizar una caracterización textural de los sedimentos del lago Yaldad, en estaciones ubicadas a lo largo de dos transectos perpendiculares imaginarias sobre el lago (Fig.7) (Tabla 56). Además, se determinó la contribución porcentual del contenido orgánico de cada fracción textural (Tabla 57), y el contenido de materia orgánica total (MOT) presente en el sedimento (Tabla 58).

Los sedimentos existentes en el fondo del Yaldad presentaron elevados valores de limo-arcilla, los que en promedio representan el 90 % del total, con bajos porcentajes de arena (excepto la estación 10) y ausencia en todas las estaciones de la fracción grava (Tabla 56).

Tabla 56: Características texturales del sedimento presente en cada una de las diez estaciones consideradas para el Lago Yaldad. Los valores están expresados como porcentaje (%) del total.

Estación	Arena	Limo-arcilla
Estación 1	4,53	95,47
Estación 2	0,74	99,26
Estación 3	4,66	95,34
Estación 4	0,97	99,03
Estación 5	2,47	97,53
Estación 6	4,22	95,78
Estación 7	1,67	98,33
Estación 8	1,73	98,27
Estación 9	1,22	98,78
Estación 10	77,27	22,73
Promedio	9,95±23,70	90,05±23,70

El contenido orgánico por fracciones fue elevado tanto para la arena como para la fracción fina en la mayoría de las estaciones, registrándose valores extremos de 77 % de materia orgánica para la fracción arena y de 85 % para la fracción limo-arcilla en la estación 10 (Tabla 57).

Tabla 57: Contenido orgánico de cada fracción textural del sedimento presente en cada una de las diez estaciones consideradas para el lago Yaldad. Los valores están expresados como porcentaje (%) del total.

Estación	Arena	Limo-arcilla
Estación 1	59,62	55,74
Estación 2	52,32	59,27
Estación 3	62,18	57,95
Estación 4	65,79	61,02
Estación 5	58,82	62,66
Estación 6	37,62	55,04
Estación 7	63,88	59,80
Estación 8	65,07	60,70
Estación 9	71,43	61,68
Estación 10	77,44	85,34
Promedio	61,42±10,83	61,92±8,59

El contenido de materia orgánica total presente en los sedimentos del lago fue muy elevado, registrándose un valor promedio por sobre el 55 %, llegando a un máximo de 61,8 % en la estación 9 (Tabla 58).

Tabla 58: Contenido orgánico total del sedimento presente en cada una de las seis estaciones consideradas para el Lago Yaldad. Los valores están expresados como porcentaje (%) del total.

Estación	MOT
Estación 1	55,91
Estación 2	59,22
Estación 3	58,15
Estación 4	61,07
Estación 5	62,56
Estación 6	54,30
Estación 7	59,87
Estación 8	60,78
Estación 9	61,80
Estación 10	20,19
Promedio	55,39±12,63

Determinación de los valores de fósforo y nitrógeno presente en los sedimentos.

Se determinó la concentración de fósforo y nitrógeno presente en los sedimentos de las diez estaciones ubicadas a lo largo de los dos transectos (Tabla 59).

Se determinó la concentración de fósforo y nitrógeno presente en los sedimentos de las diez estaciones ubicadas a lo largo de los dos transectos registrándose valores promedio de 0,19 y 1,17 para el fósforo y nitrógeno, respectivamente (Tabla 59).

Tabla 59: Concentraciones de P y N contenidos en el sedimento del Lago Yaldad. Los valores están expresados como porcentaje (%) del total.

Lago Yaldad	P (%)	N (%)
Estación 1	0,19	1,17
Estación 2	0,21	1,19
Estación 3	0,20	1,13
Estación 4	0,18	1,21
Estación 5	0,19	1,19
Estación 6	0,18	1,08
Estación 7	0,20	1,14
Estación 8	0,20	1,13
Estación 9	0,20	1,22
Estación 10	0,18	1,24
Promedio	0,19±0,01	1,17±0,05

➤ ACTIVIDADES ACUICOLAS

De los tres lagos en estudio, el Auquilda es el único en el cual se desarrollan actividades de piscicultura, por lo tanto, las determinaciones de aportes de fósforo y nitrógeno provenientes de las actividades de acuicultura, están referidas sólo a este lago en particular.

Alimento para peces

Con la finalidad de estimar los aportes de Fósforo y Nitrógeno que ingresan al lago Auquilda a través de los alimentos para peces, se procedió a tomar una muestra de estos alimentos directamente desde los recipientes de distribución. El alimento corresponde a un pellet extruído marca EWOS de calibre 1.5. El análisis porcentual entrega valores entre 0.99 y 1.18 % de Fósforo total y entre 7.7 y 8.2 % de Nitrógeno total.

Peces

• Smolts

Sobre una muestra de 10 ejemplares de Smolts de *Salmo salar*, se realizaron determinaciones de contenido de Fósforo y Nitrógeno Total. Los peces registraron un peso promedio de 105 gramos. Los resultados obtenidos demuestran que los peces contienen un 31 % de materia seca. En general, se puede observar que los porcentajes de fósforo total fluctuaron entre 0.75 y 1.06 %; mientras que el nitrógeno total varía entre 2.5 y 4.5 %.

• Alevines

Las determinaciones de los contenidos de P y N, correspondientes a los alevines se hicieron considerando un grupo de animales de aproximadamente 10 gramos de peso promedio. El peso seco representa un 31.1 % del peso vivo y los contenidos de fósforo fluctúan entre 0.79 y 0.82 %; mientras que para el caso del nitrógeno los porcentajes varían 1.8 y 2.5 %.

Aportes de nutrientes por el centro de cultivo

De acuerdo a los antecedentes proporcionados por la empresa, SALMONES UNIMARC S.A., durante diciembre de 1999 ingresaron 477.766 ejemplares de *Salmo salar* importados de 8.65 gr. de peso promedio y 25.000 ejemplares de *Oncorhynchus mykiss* nacional de 9.96 gr. de

peso promedio. Estos peces fueron transportados hacia los centros de engorda en el mar, entre abril y mayo del 2000 con un peso promedio de aproximadamente 100 gramos. Por otra parte, durante el mes de mayo del 2000 se recibió una partida de 250.000 alevines de trucha (*O. mykiss*) de aproximadamente 10 gramos de peso promedio, los cuales se mantuvieron en cultivo hasta octubre del 2000. En este mes se debió trasladar todos los peces hacia los centros de engorda en el mar, debido a las crecientes mortalidades que se produjeron en los meses de invierno, debido a los déficits de oxígeno que ocurrieron en dicha época en las aguas del lago Auquilda

En el caso de la primera partida el cálculo se hizo considerando el total de ejemplares, es decir, una producción total de 50.000 kg de smolts en un período de seis meses, según el modelo empleado se liberan al ambiente 10.2 kilos de fósforo y 49.13 kilos de nitrógeno por tonelada de peces producidos. Esto significa que con la producción de 50.000 kilos de smolts se aportaron al lago Auquilda 510 kilos de fósforo y 2456 kilos de nitrógeno, durante el periodo comprendido entre diciembre de 1999 y mayo del 2000.

Para el caso de la segunda partida el cálculo considera una mortalidad del 30 % (75.000 alevines), durante el período de cultivo transcurrido entre mayo y octubre del año 2000. De acuerdo al modelo empleado se puede estimar que la producción de 175.000 smolts de 100 gramos de peso promedio, aportaron en total 175 kilos de fósforo y 859 kilos de nitrógeno.

De acuerdo con estos antecedentes se puede estimar que durante el período de estudio comprendido entre enero y diciembre del año 2000, el Centro de cultivo de peces localizado en el lago Auquilda aportó a la masa de agua 685 kilos de fósforo y 3315 kilos de nitrógeno.

➤ CUANTIFICACION DE LAS CARGAS DE FOSFORO Y NITROGENO

Debido a las características tan dispares encontradas en el lago Auquilda, que corresponde a un lago con un alto grado de intervención, respecto de los lagos Yaldad y Tres Marías, que tienen características prístinas sin intervención antrópica de ningún tipo, los resultados se entregan en forma separada.

Además, con la finalidad de obtener mayor claridad, respecto de los análisis de las cargas de nutrientes, se entregan primero los cálculos para el Fósforo y después los obtenidos para el Nitrógeno.

1.- Fósforo Total en el Lago Auquilda

Carga anual de Fósforo Total al lago

La carga de Fósforo total corresponde a la suma de los aportes que entregan las cuencas individuales más las fuentes localizadas. Esto se expresa de acuerdo a la Fórmula de Ryding y Rast (1992):

$$L = L_T + L_{DS} + L_{DD} + L_A + L_G + L_S$$

donde:

$$L_T = 122.5 \text{ mg / m}^2 * \text{ año carga total de los afluentes}$$

$$L_{DS} = 46.0 \text{ mg / m}^2 * \text{ año carga directa de aguas residuales}$$

$$L_{DD} = \text{carga difusa directa (incluida en } L_T)$$

$$L_A = 33.8 \text{ mg / m}^2 * \text{ año aporte por agua de lluvia}$$

$$L_G = 1865.5 \text{ mg/m}^2 * \text{ año aporte por centro de cultivo de salmonídeos}$$

$$L_S = 743.8 \text{ mg / m}^2 * \text{ año liberación de nutrientes de los sedimentos}$$

$$L = 2811.6 \text{ mg / m}^2 * \text{ año}$$

Carga de los afluentes (L_T) Debido a que el lago Auquilda carece de ríos afluentes que mantengan un caudal continuo a través del año, el cálculo del aporte de fósforo total proveniente de la cuenca de drenaje se realizó, sobre la base de los antecedentes que proporcionan la escorrentía natural proveniente de las precipitaciones que caen en la cuenca de drenaje. Las concentraciones de nutrientes P y N fueron determinados en los afluentes

temporales que drenan los diferentes tipos de uso de suelos existentes en la cuenca del lago Auquilda. Para estos efectos se calculó la precipitación ocurrida en estas áreas, considerando las extensiones que ocupan los sectores que caracterizan los diferentes tipos de uso de suelo predominantes en la cuenca de drenaje. En este aspecto se detecta que 57.5 hectáreas corresponden a uso forestal, 38.6 hectáreas son de uso ganadero y 37.6 hectáreas corresponden a uso agrícola. Los aportes de la escorrentía y sus respectivas cargas de fósforo, según el uso de suelo se presentan en Tabla 60.

De acuerdo a la metodología empleada la carga de nutrientes proveniente de la escorrentía representa tanto los aportes provenientes del acarreo de nutrientes que realizan las aguas que escurren superficialmente y también a los nutrientes que provienen de los escurrimientos subsuperficiales.

La carga anual proveniente de cada uno de los usos de suelo se calculó, de acuerdo a la siguiente fórmula:

$$L_T = \frac{Q_1 * [P_1] + Q_2 * [P_2] + \dots + Q_n * [P_n]}{A_o} = \text{mg} / \text{m}^2 * \text{año}$$

donde:

L_T = Carga de fósforo total anual proveniente de la escorrentía

Q = Escorrentía (Precipitación – evapotranspiración), mensual registrada en cada uso de suelo (m^3/mes)

$[P]$ = concentración de Fósforo o Nitrógeno total en la escorrentía

A_o = 367188 m^2 área superficial del lago.

$$L_T = 122.5 \text{ mg} / \text{m}^2 * \text{año}$$

Tabla 60: Aportes de fósforo provenientes de la escorrentía, según los diferentes tipos de uso de suelo.

Fecha	Bosque			Ganadero			Agrícola		
	Escorrentía (m ³)	[P] (ug/L)	Carga (kg)	Escorrentía (m ³)	[P] (ug/L)	Carga (kg)	Escorrentía (m ³)	[P] (ug/L)	Carga (kg)
E.00	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F	0	0	0	0	0	0	0	0	0
M	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A	52718	42.9	2.26	34328	253.5	8.70	35554	49.7	1.76
M	76497	17.6	1.34	49812	8.7	0.43	51591	5.0	0.25
J	144050	14.1	2.03	93800	16.1	1.51	97150	16.8	1.63
J	107543	8.5	0.91	70028	8.6	0.60	72529	30.2	2.19
A	79077	15.5	2.60	109228	43.1	4.70	113129	33.8	3.82
S	62909	16.0	1.26	51492	23.8	1.22	53331	16.8	0.89
O	24123	6.0	0.37	40964	46.5	1.90	42427	5.4	0.23
N	6493	17.2	0.41	15708	85.0	1.33	16269	143.4	2.33
D.00	3397	13.6	0.08	4228	36.2	0.15	4379	37.6	0.16
Total	556807		11.3	469588		20.5	486359		13.3

Carga directa de las aguas residuales (L_{DS}) las concentraciones de nutrientes (P y N), provenientes de las aguas residuales se calcularon a través de los antecedentes recopilados de una encuesta realizada en el área de la cuenca del lago Auquilda. En dicha encuesta se cuantificó el número de habitaciones con uso permanente y de uso durante el verano. Se obtuvo la información del número de personas que habitan dichas instalaciones y el número de días de permanencia (Tabla 61).

El principal sistema de desagüe de aguas servidas corresponde a pozos negros y fosas sépticas.

Tabla 61. Variables consideradas para realizar los cálculos de los aportes de nutrientes (P y N) provenientes de las aguas residuales en la cuenca del lago Auquilda.

Eliminación aguas residuales	Número casas	Habitantes Permanentes todo el año	Habitantes temporales (verano)	Coefficiente Retención (Rs)
Pozo Negro	6	21	4	0.1
Fosa séptica	2	1	8	0.3

La carga total aportada a través de las aguas residuales se obtuvo aplicando la fórmula propuesta por Dillon y Rigler (1974).

$$J_A = 0.8 \text{ (kg* capita}^{-1} \text{ año}^{-1}) * N \text{ (capita)} * (1 - R_s) * T \text{ (capita*habitación}^{-1} \text{ año}^{-1})$$

donde:

J_A = abastecimiento artificial de fósforo

0.8 = es la estimación de 0.8 kg de fósforo por persona al año (Dillon y Rigler, 1974), que corresponde a 2.19 gramos por persona al día.

N = corresponde al número de habitantes

R_s = es el coeficiente de retención de fósforo total para fosas sépticas de acuerdo a la capacidad de filtración del suelo (filter bed) (Brandes et al. 1974). Se calculó un R_s de 0.30 para las fosas sépticas y 0.1 para los pozos negros con suelo de arenoso, de acuerdo a la tabla de Brandes et al (1974).

T = es el número promedio de días de uso de las edificaciones al año por habitante.

$J_A = L_{DS} = 17.0$ kg de fósforo al año

$$L_{DS} = 46.3 \text{ mg/m}^2 \text{*año}$$

El cálculo se hizo en forma independiente para los diferentes tipos de sistemas de eliminación de aguas residuales. Posteriormente, se realizó la sumatoria de los aportes calculados para Pozos negros y Fosas sépticas.

Los resultados parciales se entregan a continuación en la Tabla 62.

Tabla 62. Aportes de Fósforo a través de las aguas residuales, según los diferentes sistemas de evacuación detectados en la cuenca del lago Auquilda.

Sistema	Aporte de P (kg)
Pozo Negro	16.3
Fosa Séptica	0.7
Total	17.0

Carga de fósforo total del agua lluvia (L_A): las concentraciones de fósforo total en el agua lluvia, durante el período presentaron en promedio una concentración de 14.5 ug/L. El 29.7% del agua lluvia cayó sobre el espejo de agua del lago (857000 m³). Esto significó un aporte durante el período de 12.4 kilos de fósforo total.

La carga de fósforo total por agua lluvia en la superficie del lago fue la siguiente:

$$L_P = P_{TP} / A_o$$

donde:

P_{TP} = 12.42 kilos de fósforo total proveniente del agua lluvia

A_o = 367188 m² área superficial del lago

$$L_P = 33.82 \text{ mg} / \text{m}^2 * \text{año}$$

Aporte por centros de cultivo de salmonídeos (L_G): se considera un aporte de 1865.5 mg/m² * año, que corresponde a los aportes que provienen de una producción anual de aproximadamente 67.5 toneladas de peces los que contribuyen con 685 kilos de fósforo en el período estudiado.

Liberación de nutrientes desde sedimento del lago (L_S): es considerado como la carga interna de fósforo del lago (L_{int}) que se calculó de acuerdo al balance másico descrito más adelante. En el lago Auquilda la carga interna de fósforo fue de $L_S = 743.8 \text{ mg} * \text{año} / \text{m}^2$ en el período.

2.- Nitrógeno Total en el Lago Auquilda

Carga anual de Nitrógeno Total al lago

La carga de Nitrógeno total corresponde a la suma de los aportes de las cuencas individuales, más las fuentes localizadas. Esto se expresa de acuerdo a la fórmula de Ryding y Rast (1992).

$$L = L_T + L_{DS} + L_{DD} + L_A + L_G + L_S$$

donde:

L_T = 1270,4 mg / m²*año, carga total de los afluentes

$L_{DS} = 229,6 \text{ mg} / \text{m}^2 \cdot \text{año}$, carga directa de aguas residuales

$L_{DD} = \text{mg} / \text{m}^2 \cdot \text{año}$, carga difusa directa (incluida en L_T).

$L_G = 9030,8 \text{ mg} / \text{m}^2 \cdot \text{año}$ aporte centro de cultivo

$L_A = 182,9 \text{ mg} / \text{m}^2 \cdot \text{año}$, aporte de agua lluvia

$L_S = 145,7 \text{ mg} / \text{m}^2 \cdot \text{año}$ debido a que existe carga interna

$$L = 10859,4 \text{ mg} / \text{m}^2 \cdot \text{año}$$

Carga de los ríos afluentes (L_T), se calculó el aporte de nitrógeno total proveniente de la cuenca de drenaje del lago Auquilda, empleando la metodología descrita anteriormente para el caso del fósforo. Las concentraciones de nitrógeno total y la escorrentía, de los distintos tipos de usos de suelos, se presentan en tabla adjunta (Tabla 63).

El cálculo de la carga anual de nitrógeno total, proveniente de los afluentes, se hizo empleando la misma fórmula utilizada en los cálculos para el caso del fósforo.

Tabla 63 Aportes de nitrógeno provenientes de la escorrentía, según los diferentes tipos de uso de suelo. Período enero a diciembre 2000.

Fecha	Bosque			Ganadero			Agrícola		
	Escorrentía (m ³)	[N] (ug/L)	Carga (kg)	Escorrentía (m ³)	[N] (ug/L)	Carga (kg)	Escorrentía (m ³)	[N] (ug/L)	Carga (kg)
E.00	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F	0	0	0	0	0	0	0	0	0
M	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A	52718	590.4	31.12	34328	351.0	12.04	35554	156.7	5.57
M	76497	544.9	28.72	49812	163.1	8.12	51591	147.3	7.59
J	144050	260.4	19.91	93800	71.9	6.74	97150	34.1	3.31
J	107543	498.8	71.85	70028	32.3	2.26	72529	39.5	2.86
A	79077	153.6	16.51	109228	178.8	19.52	113129	189.6	21.44
S	62909	459.2	77.02	51492	83.9	4.32	53331	73.7	3.93
O	24123	540.2	42.71	40964	107.6	4.40	42427	177.3	7.52
N	6493	435.4	27.38	15708	1131.5	17.77	16269	256.6	4.17
D.00	3397	413.2	9.96	4228	2168.6	9.1	4379	134.4	0.58
Total	556807		325.18	469588		84.27	486359		56.97

Carga Directa de aguas residuales (L_{DS}), las concentraciones de nitrógeno en las aguas residuales se calcularon, de acuerdo a los resultados ya presentados para el caso de los aportes de fósforo. En este caso en particular se ha considerado un aporte de 3.8 kg de nitrógeno total por persona al año, lo que equivale a 10.4 gramos de nitrógeno diarios (Dillon y Rigler, 1975). El cálculo se hizo en forma independiente para los diferentes tipos de sistemas de eliminación de aguas residuales. Posteriormente, se realizó la sumatoria de los aportes calculados para Pozos negros y Fosas sépticas.

Los resultados parciales se visualizan en Tabla 64, que se presenta a continuación:

Tabla 64: Aportes de Nitrógeno a través de las aguas residuales, según los diferentes sistemas de evacuación detectados en la cuenca del lago Auquilda.

Sistema	Aporte de N (kg)
Pozo negro	80.8
Fosa séptica	3.5
Total	84.3

donde:

$$J_A = L_{DS} = 84.3 \text{ kg. de nitrógeno al año}$$

$$L_{DS} = 229.6 \text{ mg/ m}^2 \cdot \text{año}$$

Carga de Nitrógeno total del agua lluvia (L_A): las concentraciones de nitrógeno total en el agua de lluvia caída, durante el período de estudio, presentó un promedio de 78.4 ug/L. El 29.7 % del agua lluvia cayó directamente sobre la superficie del lago y le aportaron en el período una cantidad de 67.2 kilos de nitrógeno total.

La carga de nitrógeno total por agua de lluvia en la superficie del lago fue la siguiente:

$$L_N = N_{TP} / A_0$$

donde :

$$N_{TP} = 67.2 \text{ kilos de Nitrógeno total proveniente del agua lluvia}$$

$$A_0 = \text{área superficial del lago} = 367188\text{m}^2$$

$$L_N = 182.9 \text{ mg} / \text{m}^2 \cdot \text{año}$$

Aporte por centro de cultivo de salmonídeos: se considera un aporte de $9030.8 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{año}$ de nitrógeno, que corresponden a los aportes que provienen de una producción de, aproximadamente, 675.000 smolts de salmonídeos (67.5 toneladas), que contribuyeron con 3316 kilos de nitrógeno al lago.

Liberación de nutrientes desde los sedimentos del lago (L_S): la liberación de nutrientes desde los sedimentos a la masa de agua, se le denomina carga interna de nitrógeno del lago (L_{INT}). Esta se calcula de acuerdo a los parámetros considerados en el “balance másico”, que se describe en el siguiente punto. En el lago Auquilda la carga interna de nitrógeno total fue igual a $145.7 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{año}$.

3.- Balance Másico de Fósforo Total en el Lago Auquilda

$L_{out} = 113.1 \text{ kg}$, salida de P desde el lago

$L_{ext} = 44.5 \text{ kg}$, entrada de P externa al lago

$\Delta P = +204.5 \text{ kg}$, diferencia en el contenido de fósforo total en la columna de agua durante el período anual.

$L_{int} = +273.1 \text{ kg}$, de fósforo total equivalentes a una carga anual de $743.8 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{año}$.

En este caso se pone en evidencia la presencia de carga interna, es decir, existe un aporte o liberación de fósforo desde los sedimentos a la masa de agua. El valor positivo que se obtiene de la ecuación del balance másico, nos revela la existencia de carga interna, en cambio cuando el resultado es un valor negativo significa que hay procesos de sedimentación de fósforo.

Es interesante destacar que de acuerdo a los flujos netos de liberación (carga interna) y sedimentación de fósforo, que ocurren durante el periodo de estudio, se puede visualizar que durante la época estival, cuando no se registran ingresos ni egresos significativos de nutrientes desde la cuenca de drenaje, existe un claro predominio de la carga interna. Sin embargo, cuando se producen salidas de agua a través del efluente, se produce un ciclo en que se

alternan períodos de carga interna y de sedimentación. No obstante, en la sumatoria total de los flujos netos existe un predominio de la carga interna.(Tabla 65)

Tabla 65: Balance másico de fósforo total (kg), en el lago Auquilda durante el año 2000

Fecha	Masa en el lago	Ingresos	Egresos	Masa calculada	Masa medida	Diferencia
Enero.00	242.6	0	0	242.6	328.7	+86.1
Febrero	328.7	0	0	328.7	246.1	-82.6
Marzo	246.1	0	0	246.1	316.2	+70.1
Abril	316.1	12.7	6.24	322.7	521.8	+199.1
Mayo	521.8	2.0	28.69	495.1	264.9	-230.2
Junio	264.9	5.1	13.09	256.9	355.2	+98.3
Julio	355.2	3.7	13.13	345.8	327.9	-17.9
Agosto	327.9	11.1	37.82	301.2	471.4	+170.2
Septiembre	471.4	3.3	13.24	461.5	351.3	-110.2
Octubre	351.3	2.5	0.58	353.2	462.7	+109.5
Noviembre	462.7	4.1	0.25	466.6	378.6	-87.9
Diciembre	378.6					
Total	4267.4	44.5	113.04			+204.5
Flujos positivos (Carga interna)						+733.3
Flujos negativos (Sedimentación)						-528.8

4.- Balance Másico de Nitrógeno Total en el lago Auquilda

$L_{out} = 1293$ kg. salida desde el lago

$L_{ext} = 440$ kg. entrada externa

$\Delta N = -1239$ kg. diferencia en el contenido de nitrógeno total en la columna de agua durante el período anual.

$L_{int} = 535$ kg. de nitrógeno total equivalentes a una carga anual de $145.7 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{año}$

Al igual que para el caso del fósforo se detecta la presencia de carga interna, es decir, liberación de nitrógeno desde los sedimentos a la masa de agua. Es necesario aclarar que para el caso del balance másico del nitrógeno, debido a que este nutriente presenta una fase gaseosa dentro de su ciclo, la interpretación de los flujos es mas compleja. Por lo tanto, el que aparezcan flujos negativos no necesariamente puede significar sedimentación, como ocurre con el fósforo, sino que puede deberse a los procesos de equilibrio entre la nitrificación --denitrificación; por otra parte, los flujos positivos pueden obedecer a carga interna o asimismo al equilibrio nitrificación – denitrificación.

En relación con los flujos mensuales registrados se puede apreciar que durante el período en que el lago no registra salidas por su efluente, tienden a predominar los flujos negativos que podrían indicar sedimentación de nitrógeno. Sin embargo, en el período invernal, durante la circulación de la masa de agua, predominaría la liberación de nutrientes desde los sedimentos (carga interna). Posteriormente, ocurre una fase en que los flujos negativos se alternan con períodos de carga interna, llama la atención el alto valor que alcanza el flujo negativo durante el último mes considerado, este valor desplaza los flujos de nitrógeno a la sedimentación. No obstante, en la sumatoria general del balance másico del período, se registra el predominio final de la carga interna por sobre los flujos negativos. (Tabla 66)

Tabla 66: Balance másico de Nitrógeno total (kg), en el lago Auquilda durante el año 2000

Fecha	Masa en el lago	Ingresos	Egresos	Masa calculada	Masa medida	Diferencia
Enero.00	3890	0	0	3890	3620	-270
Febrero	3620	0	0	3620	3920	+300
Marzo	3920	0	0	3920	3690	-230
Abril	3690	48	169	3569	4250	+681
Mayo	4250	44	251	4043	4550	+507
Junio	4550	29	255	4324	4410	+86
Julio	4410	76	35	4136	3680	-456
Agosto	3680	57	112	3625	3500	-125
Septiembre	3500	85	148	3437	4670	+1233
Octubre	4670	54	5	4719	5160	+441
Noviembre	5160	49	3	5206	1800	-3406
Diciembre	1800					
Total	47140	442	1293			-1239
Flujos positivos (Carga interna)						+3248
Flujos negativos (Sedimentación)						-4487

5.- Salida de fósforo total y nitrógeno total del lago Auquilda

Las salidas de fósforo y nitrógeno del lago Auquilda se registran solo cuando ocurre un incremento en el nivel de las aguas lo cual ocurre entre los meses de mayo y diciembre; mientras que durante la época estival, debido a la baja de nivel del lago, el río efluente se seca. Por lo tanto, se puede establecer en términos generales que el desagüe del lago se concentra durante ocho meses, los que para efectos prácticos serán considerados como la descarga anual. En este período el río descargó un volumen total de 2.225.000 m³, sacando del lago 113.1 kilos de fósforo total y 1293 kilos de nitrógeno los que equivalen a un promedio mensual de 14.1 kilos de fósforo y 161.6 kilos de nitrógeno (considerando los meses en que existe caudal

en el río desagüe, desde mayo a diciembre). El lago registró una masa total de 4264.4 kilos de fósforo y 47140 kilos de nitrógeno, durante el año. La mayor salida de fósforo total ocurrió en el período agosto - septiembre del 2000 con 37.8 kilos y la menor durante el período noviembre - diciembre del 2000 con sólo 0.25 kilos. Las mayores salidas de nitrógeno ocurrieron en los meses de mayo y junio con valores sobre 250 kilos mensuales; en tanto que la menor salida de nitrógeno ocurre entre noviembre y diciembre con solo 3 kilos.

Lagos Yaldad y Tres Marías

Debido a que en estos lagos el período de muestreo se restringe a sólo 9 meses, los cuales fueron muestreados en diferentes intervalos de tiempo, debemos considerar que las estimaciones realizadas para estos dos cuerpos de agua sólo son válidas para el período considerado. Por lo tanto, las unidades de medida están referidas sólo a unidades de superficie y no respecto a superficie y año, tal como fue presentado para el caso del lago Auquilda

1.- Fósforo Total

Carga de Fósforo Total, obtenida durante el período de estudio

La carga de Fósforo total corresponde a la suma de los aportes que entregan las cuencas individuales más las fuentes localizadas. Esto se expresa de acuerdo a la Fórmula de Ryding y Rast (1992). Sin embargo, en ambos lagos, dadas sus condiciones pristinas, la carga total de nutrientes que llegan a cada lago está restringida sólo a los afluentes, escurrimientos subsuperficiales, los nutrientes que llegan directamente a la superficie de los lagos a través de las aguas lluvias y los nutrientes que provienen desde los sedimentos. De este modo la fórmula que determina la carga anual de nutrientes, queda expresada de la siguiente manera: .

$$L = L_T + L_{DD} + L_A + L_S$$

Por otra parte, debido a que tanto en lago Yaldad, como en el Tres Marías la vegetación no permite el acceso a los afluentes, el cálculo del aporte de fósforo total proveniente de la cuenca de drenaje, se realizó sobre la base de los antecedentes que proporcionan los volúmenes de agua de las precipitaciones que cayeron en las respectivas cuencas de drenaje. Mientras que las concentraciones de nutrientes P y N fueron cuantificadas en dos afluentes a

los cuales se tuvo acceso en sólo dos oportunidades. Por lo tanto, se consideró un valor promedio como representativo de las concentraciones de P y N que son ingresados a través de los afluentes. Los aportes de la escorrentía y sus respectivas cargas de fósforo, se presentan en Tabla 67.

De acuerdo a la metodología empleada la carga de nutrientes proveniente de la escorrentía representa tanto los aportes provenientes del acarreo de nutrientes que realizan las aguas que escurren superficialmente y también a los nutrientes que provienen de los escurrimientos subsuperficiales.

Lago Yaldad

Carga total de Fósforo obtenida en el periodo agosto 2000 - mayo 2001

$$L = 658.2 \text{ mg / m}^2 * \text{ año}$$

donde:

$$L_T = 176.1 \text{ mg / m}^2 * \text{ año carga total de los afluentes}$$

$$L_{DD} = \text{carga difusa directa (incluida en } L_T)$$

$$L_A = 1.2 \text{ mg / m}^2 * \text{ año aporte por agua de lluvia}$$

$$L_S = 480.9 \text{ mg / m}^2 * \text{ año liberación de nutrientes de los sedimentos}$$

Carga de los afluentes (L_T) La carga proveniente del uso de suelo predominante, que corresponde en su totalidad a bosque nativo sin intervención, se calculó de acuerdo a la fórmula descrita anteriormente para el lago Auquilda. La carga de fósforo proveniente de los afluentes (escorrentías), fue la siguiente:

donde:

$$L_T = 176.1 \text{ mg / m}^2 \quad \text{carga de fósforo total durante el período, proveniente de la escorrentía}$$

$$A_o = 4.156.000 \text{ m}^2 \quad \text{área superficial del lago Yaldad.}$$

Tabla 67: Aportes de fósforo provenientes de los afluentes, en el lago Yaldad, durante el período de estudio, agosto 2000 - mayo 2001.

Período	Afluentes (m ³)	Concentración promedio de P (ug/l)	Carga de P (kg)
Agosto- octubre	40021100	7.0	280.0
Octubre – enero	29961400		209.7
Enero- febrero	9655900		67.6
Febrero – abril	19659500		137.6
Abril – mayo	5265400		36.8
Total	104.563.300		731.7

Carga de fósforo total del agua lluvia (L_A): En el lago Yaldad las concentraciones de fósforo total en el agua lluvia, presentaron en promedio una concentración de 3.8 ug/L. El 6.7 % del agua lluvia cayó sobre el espejo de agua del lago (1.412.200 m³). Esto significó un aporte durante el período de 5.35 kilos de fósforo total.

La carga de fósforo total por agua lluvia en la superficie de los lagos fue la siguiente:

$$L_P = 1.2 \text{ mg / m}^2$$

donde:

P_{TP} = 5.35 kilos de fósforo total proveniente del agua lluvia

A_o = 4.156.000 m² área superficial del lago

Liberación de nutrientes desde sedimento del lago (L_S): es considerado como la carga interna de fósforo del lago (L_{int}) que se calculó de acuerdo al balance másico descrito más adelante. En el lago Yaldad la carga interna de fósforo fue de $L_S = 480.9 \text{ mg / m}^2$.

2.- Nitrógeno Total

Carga anual de Nitrógeno Total al lago

La carga de Nitrógeno total corresponde se determinó empleando la misma fórmula descrita para el caso del fósforo.:

$$L = L_T + L_{DD} + L_A + L_S$$

donde:

$L_T = 4466.7 \text{ mg / m}^2$ carga total de los afluentes

L_{DD} = carga difusa directa (incluida en L_T)

$L_A = 24.8 \text{ mg / m}^2$ aporte por agua de lluvia

$L_S = 0.0 \text{ mg / m}^2$ (sedimentación)

$$L = 4491.5 \text{ mg / m}^2$$

Carga de los afluentes (L_T) Los aportes de los afluentes y sus respectivas cargas de nitrógeno, según el uso predominante de suelo se presentan en Tabla 68.

De acuerdo a la metodología empleada la carga de nutrientes proveniente de los afluentes representa tanto los aportes provenientes del acarreo de nutrientes que realizan las aguas que escurren superficialmente y también a los nutrientes que provienen de los escurrimientos subsuperficiales.

La carga proveniente del bosque nativo sin intervención que cubre toda la cuenca de drenaje fue la siguiente:

$L_T = 4466.7 \text{ mg / m}^2$ carga de nitrógeno total proveniente de la escorrentía

$A_o = 4.156.000 \text{ m}^2$ área superficial del lago Yaldad.

Tabla 68: Aportes de nitrógeno provenientes de la escorrentía, en el lago Yaldad, durante el período de estudio, agosto 2000- mayo 2001

Período	Escorrentía (m ³)	Concentración promedio de N (ug/l)	Carga de N (kg)
Agosto- octubre	40021100	177.6	7104.0
Octubre – enero	29961400		5320.1
Enero- febrero	9655900		1713.8
Febrero – abril	19659500		3491.4
Abril - mayo	5265400		934.2
Total	104.563.300		18536.5

Carga de Nitrógeno total del agua lluvia (L_A): las concentraciones de nitrógeno total en el agua lluvia, durante el período presentaron en promedio una concentración de 73.2 ug/L. El

6.7 % del agua lluvia cayó sobre el espejo de agua del lago (1.412.200 m³). Esto significó un aporte durante el período de 103.2 kilos de nitrógeno total.

La carga de nitrógeno total por agua lluvia en la superficie de los lagos fue la siguiente:

$$L_A = 24.82 \text{ mg / m}^2$$

donde:

$N_T = 103.2$ kilos de nitrógeno total proveniente del agua lluvia

$A_o = 4.156.000 \text{ m}^2$ área superficial del lago

Liberación de nutrientes desde sedimento del lago (L_S): es considerado como la carga interna de nitrógeno del lago (L_{int}) que se calculó de acuerdo al balance másico descrito más adelante. En el lago Yaldad no existe carga interna de nitrógeno, sino que lo contrario, se detectó sedimentación de nitrógeno, por lo tanto $L_S = 0.0 \text{ mg / m}^2$.

3.- Balance Másico de Fósforo Total

$L_{out} = 1748.0 \text{ kg.}$ salida de fósforo desde el lago

$L_{ext} = 731.7 \text{ kg.}$ entrada externa de fósforo al lago

$\Delta P = +982.6 \text{ kg.}$ diferencia en el contenido de fósforo total en la columna de agua durante el período estudiado.

$L_{int} = +1998.9 \text{ kg.}$ de fósforo total equivalentes a una carga anual de 480.9 mg / m^2 .

En este caso, al igual que en el lago Auquilda, se pone en evidencia la presencia de carga interna, es decir, existe un aporte o liberación de fósforo desde los sedimentos a la masa de agua. El valor positivo que se obtiene de la ecuación del balance másico, nos revela la existencia de carga interna, Es interesante destacar que de acuerdo a los flujos netos de liberación (carga interna) y sedimentación de fósforo, que ocurren durante el periodo de estudio, se puede visualizar que durante el período primavera - verano y otoño, se verifica la presencia de sedimentación de fósforo en el lago, mientras que durante los restantes períodos analizados existe un predominio de la carga interna (Tabla 69)

Tabla 69: Balance másico de fósforo total (kg), en el lago Yaldad durante el periodo agosto 2000 – mayo 2001

Fecha	Masa en el lago	Ingresos	Egresos	Masa calculada	Masa medida	Diferencia
Agosto	674.8	280.0	787.0	167.8	826.3	+658.5
Octubre	826.3	209.7	303.5	732.5	348.8	-383.7
Enero	348.8	67.6	141.7	274.7	520.4	+245.7
Febrero	520.4	137.6	415.8	242.2	726.2	+484.0
Abril	726.2	36.8	100.0	663.0	641.1	-21.9
Mayo	641.1					
Total	3737.6	731.7	1748.0			
Flujos positivos (Carga interna)						+1388.2
Flujos negativos (Sedimentación)						-405.6

4.- Balance Másico de Nitrógeno Total

$L_{out} = 16925.3$ kg. salida de nitrógeno desde el lago

$L_{ext} = 18563.5$ kg. entrada externa de nitrógeno al lago

$\Delta N = +520.3$ kg. diferencia en el contenido de nitrógeno total en la columna de agua durante el período estudiado.

$L_{int} = -1117.9$ kg. de nitrógeno total equivalentes a una carga de $269.9 \text{ mg} / \text{m}^2$

A diferencia de lo ocurrido en el caso del fósforo, en el lago Yaldad se hace evidente la presencia de sedimentación de nitrógeno, es decir, la depositación de este nutriente desde la masa de agua a los sedimentos del lago. Es necesario aclarar que para el caso del balance másico del nitrógeno, debido a que este nutriente presenta una fase gaseosa dentro de su ciclo, la interpretación de los flujos es más compleja. Por lo tanto, los flujos negativos no necesariamente pueden significar sedimentación, como ocurre con el fósforo, sino que puede deberse a los procesos de equilibrio entre la nitrificación - denitrificación; por otra parte, los

flujos positivos pueden obedecer a carga interna o asimismo al equilibrio nitrificación – denitrificación.

En relación con los flujos mensuales registrados se puede apreciar que durante el período estudiado, tienden a producirse pequeñas diferencias entre los flujos positivos y negativos. Es así como, entre los períodos agosto - octubre y enero - febrero, ocurren flujos negativos de nitrógeno; mientras que en los restantes períodos dominan los flujos positivos. Sin embargo, el predominio de la sedimentación está dada por la diferencia que se produce entre el ingreso y salida de este nutriente (Tabla 70).

Tabla 70: Balance másico de nitrógeno total (kg), en el lago Yaldad durante el período agosto 2000 – mayo 2001

Fecha	Masa en el lago	Ingresos	Egresos	Masa calculada	Masa medida	Diferencia
Agosto	7036.8	7104.0	4045.0	10095.8	3723.2	-6372.6
Octubre	3723.2	5320.1	5894.7	3148.6	8243.1	+5094.5
Enero	8243.1	1713.8	1867.8	8089.1	7354.6	-734.5
Febrero	7354.6	3491.4	3851.1	6994.9	7598.9	+604.0
Abril	7598.9	934.2	1266.7	7266.4	9195.3	+1928.9
Mayo	9195.3					
Total	43152.0	18563.5	16925.3			
Flujos positivos (Carga interna)						+7627.4
Flujos negativos (Sedimentación)						-7107.1

5.- Salida de fósforo total y nitrógeno total del lago

Las salidas de fósforo y nitrógeno del lago Yaldad registradas durante el período de estudio (agosto 2000 – mayo 2001), fueron cuantificadas de acuerdo a los resultados descritos en el balance hídrico. Se estimó que el río efluente descargó en el período agosto 2000 - mayo 2001, un volumen total de 115.740.400 m³, sacando del lago 1748.0 kilos de fósforo total y 16925.3 kilos de nitrógeno. El lago Yaldad registró, durante el período de estudio, una masa total de 3737.6 kilos de fósforo y 43152.0 kilos de nitrógeno. La mayor salida de fósforo total ocurrió en el período agosto - octubre del 2000 con 787.0 kilos y la menor durante el período abril – mayo del 2001 con sólo 100 kilos; mientras que las mayores salidas de nitrógeno ocurrieron

en el período octubre 2000 – enero 2001 con 5894.7 kilos; en tanto que la menor salida de nitrógeno ocurre en el período abril – mayo del 2001 con 1266.4 kilos.

Lago Tres Marías

1.- Fósforo Total

Carga total de Fósforo obtenida en el periodo agosto 2000 - mayo 2001

$$L = 125.0 \text{ mg / m}^2$$

donde:

$L_T = 53.8 \text{ mg / m}^2$ carga total de los afluentes

L_{DD} = carga difusa directa (incluida en L_T)

$L_A = 44.1 \text{ mg / m}^2$ aporte por agua de lluvia

$L_S = 27.1 \text{ mg / m}^2$ (sedimentación de nutrientes)

Carga de los afluentes (L_T) En el lago Tres Marías el aporte de fósforo provenientes de los afluentes es el siguiente:

$L_T = 53.8 \text{ mg / m}^2$ carga de fósforo total durante el período proveniente de afluentes

$A_o = 5.937.000 \text{ m}^2$ área superficial del lago Tres Marías.

Tabla 71: Aportes de fósforo provenientes de los afluentes, en el lago Tres Marías, durante el período de estudio, agosto 2000 - mayo 2001

Período	Afluentes (m ³)	Concentración promedio de P (ug/l)	Carga de P (kg)
Agosto- octubre	7057000	17.95	126.7
Octubre – enero	4150200		73.9
Enero- febrero	1947700		34.9
Febrero – abril	3913200		70.2
Abril - mayo	785600		14.1
Total	17823700		319.8

Carga de fósforo total del agua lluvia (L_A): En el lago Tres Marías las concentraciones de fósforo total en el agua lluvia, durante el período presentaron en promedio una concentración de 15.5 ug/L. El 39.8 % del agua lluvia cayó sobre el espejo de agua del lago (16.909.400 m³). Esto significó un aporte durante el período de 261.9 kilos de fósforo total.

La carga de fósforo total por agua lluvia en la superficie de los lagos fue la siguiente:

$$L_A = 44.1 \text{ mg / m}^2$$

donde:

P_{TP} = 261.9 kilos de fósforo total proveniente del agua lluvia

A_o = 5.937.000 m² área superficial del lago

Liberación de nutrientes desde sedimento del lago (L_S): De acuerdo a los resultados que se describen más adelante, en el balance másico, en el lago Tres Marías se registra una carga interna de fósforo, equivalente a 160.9 kilos, la cual expresada en términos de carga corresponden a $L_S = 27.1 \text{ mg/m}^2$.

2.- Nitrógeno Total

Carga total de Nitrógeno obtenida en el periodo agosto 2000 - mayo 2001

$$L = 3112.9 \text{ mg / m}^2$$

donde:

L_T = 802.2 mg / m² carga total de los afluentes

L_{DD} = carga difusa directa (incluida en L_T)

L_A = 527.2 mg / m² aporte por agua de lluvia

L_S = 1783.5 mg / m² (sedimentación de nutrientes)

Carga de los afluentes (L_T) En el lago Tres Marías el aporte de nitrógeno provenientes de los afluentes es el siguiente:

$L_T = 802.2 \text{ mg / m}^2$ carga de nitrógeno total durante el período proveniente de la escorrentía

$A_o = 5.937.000 \text{ m}^2$ área superficial del lago Tres Marías.

Tabla 72: Aportes de nitrógeno provenientes de los afluentes, en el lago Tres Marías, durante el período de estudio, agosto 2000 - mayo 2001

Período	Afluentes(m ³)	Concentración promedio de N (ug/l)	Carga de N (kg)
Agosto- octubre	7057000	267.25	1886.3
Octubre – enero	4120200		1101.2
Enero- febrero	1947700		520.4
Febrero – abril	3913200		1045.1
Abril - mayo	785600		209.8
Total	17.823.700		4762.8

Carga de nitrógeno total del agua lluvia (L_A): En el lago Tres Marías las concentraciones de nitrógeno total en el agua lluvia, durante el período presentaron en promedio una concentración de 185.1 ug/L. El 39.8 % del agua lluvia cayó sobre el espejo de agua del lago (16.909.400 m³). Esto significó un aporte durante el período de 3129.8 kilos de nitrógeno total.

La carga de nitrógeno total por agua lluvia en la superficie de los lagos fue la siguiente:

$$L_A = 527.2 \text{ mg / m}^2$$

donde:

$N_T = 3129.8$ kilos de nitrógeno total proveniente del agua lluvia

$A_o = 5.937.000 \text{ m}^2$ área superficial del lago

Liberación de nutrientes desde sedimento del lago (L_S): De acuerdo a los resultados que se describen más adelante, en el balance másico de nitrógeno, en el lago Tres Marías se registra carga interna de este nutriente. Por lo tanto, existe aporte de nitrógeno desde los sedimentos a la masa de agua.

3.- Balance Másico de Fósforo Total

Lago Tres Marías

$L_{out} = 484.5$ kg. salida de fósforo desde el lago

$L_{ext} = 319.8$ kg. entrada externa de fósforo al lago

$\Delta P = -3.8$ kg. diferencia en el contenido de fósforo total en la columna de agua durante el periodo.

$L_{int} = +160.9$ kg. de fósforo total equivalentes a una carga de $27.1 \text{ mg} / \text{m}^2$

En este caso, al igual que lo descrito para el lago Yaldad, aquí también se manifiesta la presencia de carga interna de fósforo. No obstante, es claro que las diferencias entre los flujos negativos (sedimentación) y positivos (carga interna), que se visualizan en la columna de agua son muy pequeñas. Es interesante destacar que la predominancia de la carga interna está regulada básicamente por los ingresos de fósforo al lago Tres Marías (Tabla 73)

Tabla 73: Balance másico de fósforo total (kg), en el lago Tres Marías durante el periodo agosto 2000 - mayo 2001

Fecha	Masa en el lago	Ingresos	Egresos	Masa calculada	Masa medida	Diferencia
Agosto	1057.3	126.7	187.2	996.8	1474.3	+477.5
Octubre	1474.3	73.9	143.1	1405.1	1205.5	-199.6
Enero	1205.5	34.9	50.3	1190.1	777.7	-412.4
Febrero	777.7	70.2	83.9	764.0	838.4	+74.4
Abril	838.4	14.1	20.0	832.5	888.8	+56.3
Mayo	888.8					
Total	6242.0	319.5	484.5			
Flujos positivos (Carga interna)						+608.2
Flujos negativos (Sedimentación)						-612.0

4.- Balance Másico de Nitrógeno Total

$L_{out} = 8299.8$ kg. salida de nitrógeno desde el lago

$L_{ext} = 4762.9$ kg. entrada externa de nitrógeno al lago

$\Delta N = 7052.1$ kg. diferencia en el contenido de nitrógeno total en la columna de agua durante el período estudiado.

$L_{int} = +10589.0$ kg. de nitrógeno total equivalentes a una carga de 1783.5 mg / m².

Al igual que para el caso del fósforo se detecta la presencia de carga interna, es decir, la liberación de compuestos nitrogenados desde los sedimentos a la masa de agua. Es necesario aclarar que para el caso del balance másico del nitrógeno, debido a las complejidades que tiene este nutriente dentro de su ciclo, la interpretación de los flujos es compleja. Por lo tanto, los flujos negativos no necesariamente pueden significar sedimentación, como ocurre con el fósforo, tal como fue señalado anteriormente (ver lago Auquilda). En relación con los flujos netos registrados en los diferentes intervalos de tiempo estudiados, se puede apreciar que a pesar de existir períodos en que se manifiesta la existencia de sedimentación, existe un claro predominio de la carga interna. (Tabla 74)

Tabla 74: Balance másico de nitrógeno total (kg), en el lago Tres Marias durante el período agosto 2000 - mayo 2001

Fecha	Masa en el lago	Ingresos	Egresos	Masa calculada	Masa medida	Diferencia
Agosto	9094.7	1886.3	3050.0	7931.0	5213.3	-2717.7
Octubre	5213.3	1101.3	2084.9	4229.7	11791.5	+7561.8
Enero	11791.5	520.4	1026.4	11285.5	11310.4	+24.9
Febrero	11310.4	1045.1	1737.5	10618.0	12609.9	+1991.9
Abril	12609.9	209.8	401.0	12363.5	12554.7	+191.2
Mayo	12554.7					
Total	62574.5	4762.9	8299.8			
Flujos positivos (Carga interna)						+9769.8
Flujos negativos (Sedimentación)						-2717.7

5.- Salida de fósforo total y nitrógeno total del lago

Las salidas de fósforo y nitrógeno del lago Tres Marías registradas durante el periodo de estudio (agosto 2000 – mayo 2001), fueron cuantificadas de acuerdo a los volúmenes de agua descargados, según los resultados descritos en el balance hídrico. De acuerdo a estos resultados se estimó que el río desagüe descargó en el período un volumen total de 31.014.200 m³, sacando del lago 484.5 kilos de fósforo total y 8299.8 kilos de nitrógeno. El lago Tres Marías registró, durante el período de estudio, una masa total de 6242.0 kilos de fósforo y 62574.5 kilos de nitrógeno. La mayor salida de fósforo total ocurrió en el período agosto - octubre del 2000 con 187.2 kilos y la menor durante el período abril – mayo del 2001 con sólo 20.0 kilos; mientras que las mayores salidas de nitrógeno ocurrieron en el período octubre 2000 – enero 2001 con 3050.0 kilos; en tanto que la menor salida de nitrógeno ocurre en el período abril – mayo del 2001 con solo 401.0 kilos.

MODELOS PREDICTIVOS

1.- Fósforo Total

En general, la utilización de modelos predictivos permite evaluar el estado trófico de un cuerpo de agua, al relacionar una serie de variables propias de cada cuerpo de agua. Estos modelos emplean tanto variables físicas como químicas las que interactúan y determinan finalmente el estado trófico del lago. Es así como Vollenweider (1968, 1976) desarrolló un modelo simple predictivo para el fósforo el cual posteriormente ha sido mejorado y puesto a prueba en muchos cuerpos de agua a nivel mundial (Vollenweider y Dillon, 1974; Dillon y Rigler, 1974 y Jorgensen y Vollenweider, 1989). Este modelo de amplio uso, permite predecir la concentración de fósforo que posee un lago, de acuerdo a la carga que está recibiendo; la cual se relaciona con las variables tiempo de retención del fósforo en la masa de agua y las variables morfométricas profundidad media y tasa de renovación de la masa de agua.

En este caso en particular se aplicará este modelo predictivo de Vollenweider, empleando la ecuación modificada por Dillon y Rigler (1974), con la finalidad de validar y comparar sus resultados con los antecedentes obtenidos, respecto de la concentración media actual de fósforo y nitrógeno presentes en los lagos el lago Auquilda, Yaldad y Tres Marías.

La modificación del modelo original de Vollenweider hecha por Dillon y Rigler, sostiene que la concentración de fósforo total en una masa de agua, depende de los aportes de fósforo, las dimensiones del cuerpo de agua (superficie, profundidad media, la tasa de descarga (fracción del volumen que se renueva en un año) y la fracción de fósforo que se pierde permanentemente por acumulación en los sedimentos. De esta forma tenemos que:

$$P = \frac{L_t * (1 - R)}{z * f} = \text{mg} / \text{m}^3$$

donde:

P = concentración media de fósforo total calculado de acuerdo a la carga (mg/m^3)

Lt = carga de fósforo ($\text{mg}/\text{m}^2 * \text{año}$)

R = coeficiente de retención de fósforo total en el lago

f = capacidad de renovación teórica anual

z = profundidad media del lago (m)

El coeficiente de retención de fósforo R se calculó según la fórmula de Larsen & Mercier (1976).

$$R(P) = \sqrt{tw} / (1 + \sqrt{tw})$$

Lago Auquilda

Cálculo de la concentración media de fósforo total, de acuerdo a la carga de fósforo existente durante el período de estudio fue la siguiente:

$$P = 210.3 \text{ mg/m}^3$$

donde:

P = concentración de fósforo total calculado de acuerdo a la carga

Lt = 2811.6 mg/m² * año carga de fósforo

R = 0.55 coeficiente de retención de fósforo total en el lago

1 - R = 0.45

f = 0.64 capacidad de renovación teórica anual

z = 9.4 m, profundidad media del lago

tw = 1.55 años, renovación teórica del volumen de agua del lago

El tiempo de retención, R = 0.55 indica que la carga de fósforo que entró en la masa de agua es retenida en un 55 % durante el tiempo de renovación teórica del lago.

Determinación de la masa de fósforo total medida y calculada según el modelo predictivo

a) Medida de acuerdo a la concentración promedio mensual

$$V * P = 355.4 \text{ kilos medidos como promedio mensual}$$

donde:

V = 3.467.586 m³ (Volumen del lago)

P = 102.5 mg/m³ (promedio mensual)

b) Calculado según la concentración estimada por el modelo predictivo

$$V * P = 729.3 \text{ kilos calculados como promedio mensual}$$

V = 3.467.586 m³

$$P = 210.3 \text{ mg/m}^3 \text{ (Calculado)}$$

De acuerdo a estos resultados existen grandes diferencias entre el fósforo total medido y el calculado, a través del modelo predictivo. Estas diferencias, en términos de concentración corresponden a casi el doble. Estimamos que el modelo predictivo no se ajusta, en este caso en particular, debido a que se está en presencia de cargas excesivamente elevadas, para las características morfométricas que presenta el lago Auquilda, específicamente con el coeficiente de retención del fósforo y factor de renovación de la masa de agua. Por otra parte, también se debe considerar que en este lago la descarga estuvo restringida a sólo 8 meses en el año. Por estas razones estimamos que el modelo predictivo está siendo forzado en extremo y de allí su falta de ajuste.

Lago Yaldad

Cálculo de la concentración media de fósforo total, de acuerdo a la carga de fósforo existente durante el período de estudio fue la siguiente:

$$P = 12.6 \text{ mg/m}^3$$

donde:

P = concentración de fósforo total calculado de acuerdo a la carga

Lt = 658.2 mg/m² carga de fósforo

R = 0.34 coeficiente de retención de fósforo total en el lago

1 - R = 0.66

f = 3.57 capacidad de renovación teórica anual

z = 9.66 m, profundidad media del lago

tw = 0.28 años, renovación teórica del volumen de agua del lago

El tiempo de retención, R = 0.34 indica que la carga de fósforo que entró en la masa de agua es retenida en un 34 % durante el tiempo de renovación teórica del lago.

Determinación de la masa de fósforo total medida y calculada según el modelo predictivo

a) Medida de acuerdo a la concentración promedio en el período

$$V * P = 622.9 \text{ kilos medidos como promedio}$$

donde:

$$V = 40.151.530 \text{ m}^3$$

$$P = 15.5 \text{ mg/m}^3 \text{ (promedio mensual)}$$

b) Calculado según la concentración estimada por el modelo predictivo

$$V * P = 505.9 \text{ kilos calculados}$$

donde:

$$V = 40.151.530 \text{ m}^3$$

$$P = 12.6 \text{ mg/m}^3 \text{ (Concentración calculada)}$$

De acuerdo a estos resultados, a través del modelo predictivo se obtuvo un subestimado de la concentración de fósforo total medido de 2.9 ug/L o su equivalente en términos de masa de 117 kilos. Estas diferencias revelan que el modelo aplicado se ajusta muy bien con los resultados obtenidos en el lago Yaldad y; por lo tanto, puede ser utilizado para predecir con una certeza cercana a un 80% de precisión, la concentración media de fósforo total presente en el lago.

Lago Tres Marías

Cálculo de la concentración media de fósforo total, de acuerdo a la carga de fósforo existente durante el período de estudio fue la siguiente:

$$P = 8.3 \text{ mg/m}^3$$

donde:

P = concentración de fósforo total calculado de acuerdo a la carga

Lt = 125.0 mg/m² carga de fósforo

R = 0.57 coeficiente de retención de fósforo total en el lago

$$1 - R = 0.43$$

$f = 0.56$ capacidad de renovación teórica anual

$z = 11.56$ m, profundidad media del lago

$t_w = 1.76$ años, renovación teórica del volumen de agua del lago

El tiempo de retención, $R = 0.57$ indica que la carga de fósforo que entró en la masa de agua es retenida en un 57 % durante el tiempo de renovación teórica del lago.

Determinación de la masa de fósforo total medida y calculada según el modelo predictivo

a) Medida de acuerdo a la concentración promedio en el período

$$V * P = 1043.7 \text{ kilos medidos como promedio}$$

donde:

$$V = 68.664.600 \text{ m}^3$$

$$P = 15.2 \text{ mg/m}^3 \text{ (promedio mensual)}$$

b) Calculado según la concentración estimada por el modelo predictivo

$$V * P = 569.9 \text{ kilos calculados}$$

donde:

$$V = 68.664.600 \text{ m}^3$$

$$P = 8.3 \text{ mg/m}^3 \text{ (Concentración calculada)}$$

De acuerdo a estos resultados, las diferencias existentes entre el fósforo total medido y el calculado corresponden en términos de concentración a 6.9 ug/L o su equivalente en términos de masa a casi la mitad (473.8 kilos de diferencia). En este caso en particular el ajuste del modelo predictivo, no es tan bueno como el caso del lago Yaldad. Este hecho probablemente puede estar afectado por subestimar los aportes de fósforo que provienen de la cuenca de drenaje.

Modelo Predictivo para el Nitrógeno

En el caso específico del nitrógeno se estableció el balance predictivo siguiendo el modelo de Vollenweider (1968) y la ecuación de Dillon y Rigler (1974), aplicada para el caso del fósforo,

pero adoptando la modificación propuesta por Jorgensen y Vollenweider (1989). Esta modificación consiste básicamente en disminuir el coeficiente de Retención obtenido para el fósforo en un 16% menos, cuando se aplique esta ecuación para cálculos de nitrógeno.

Lago Auquilda

Cálculo de la concentración media de nitrógeno total, de acuerdo a la carga de nitrógeno existente durante el período de estudio fue la siguiente:

$$N = 971.1 \text{ mg/m}^3$$

donde:

N = concentración de nitrógeno total calculado de acuerdo a la carga

$L_{TN} = 10859.4 \text{ mg / m}^2 \cdot \text{año}$, carga de nitrógeno medida

R = 0.47 coeficiente de retención de nitrógeno (16% menos que el calculado para el fósforo).

$1 - R = 0.53$

f = 0.64 capacidad de renovación teórica anual.

z = 9.4 m profundidad media

Determinación de la masa de nitrógeno total medida y calculada según el modelo predictivo

a) Medida de acuerdo a la concentración promedio mensual

$$V * N = 3928.4 \text{ kilos medidas como promedio mensual}$$

donde:

$$V = 3.467.586 \text{ m}^3$$

$$N = 1132.9 \text{ mg/m}^3 \text{ (promedio mensual)}$$

b) Calculado según la concentración estimada por el modelo predictivo

$$V * N = 3367.4 \text{ kilos calculados como promedio mensual}$$

donde:

$$V = 3.467.586 \text{ m}^3$$

$$N = 971.1 \text{ mg/m}^3$$

Estos resultados nos indican que de acuerdo al modelo predictivo, que considera la carga actual medida, el lago Auquilda tendría una concentración de 971.1 mg/m^3 ; no obstante, la concentración promedio medida es 1132.9 mg/m^3 . Por otra parte respecto de las cargas estas diferencias corresponden a 561 kilos. Las diferencias encontradas (aproximadamente un 14%), entre los valores de la concentración medida y la estimada a través del modelo predictivo, por una parte validan los resultados obtenidos y; por otra, demuestran que este modelo predictivo presentó un buen ajuste al emplearlo para estimar la concentración media de nitrógeno. Cabe mencionar que en este caso el ajuste del modelo predictivo está dado por el menor tiempo de retención del nitrógeno en la masa de agua.

Lago Yaldad

Cálculo de la concentración media de nitrógeno total, de acuerdo a la carga de nitrógeno existente durante el período de estudio fue la siguiente:

$$N = 93.8 \text{ mg/m}^3$$

donde:

N = concentración de nitrógeno total calculado de acuerdo a la carga

$L_{TN} = 4491.5 \text{ mg / m}^2 \text{ *año}$, carga de nitrógeno medida

R = 0.28 coeficiente de retención de nitrógeno (16% menos que el calculado para el fósforo).

$$1 - R = 0.72$$

f = 3.57 capacidad de renovación teórica anual.

z = 9.66 m profundidad media

Determinación de la masa de nitrógeno total medida y calculada según el modelo predictivo

a) Medida de acuerdo a la concentración promedio en el período

$$V * N = 7192.0 \text{ kilos medidos como promedio}$$

donde:

$$V = 40.151.530 \text{ m}^3$$

$$N = 179.1 \text{ mg/m}^3 \text{ (promedio mensual)}$$

b) Calculado según la concentración estimada por el modelo predictivo

$$V * N = 3830.4 \text{ kilos calculados}$$

donde:

$$V = 40.151.530 \text{ m}^3$$

$$N = 93.8 \text{ mg/m}^3 \text{ (Concentración calculada)}$$

Estos resultados nos indican que de acuerdo al modelo predictivo, que considera la carga actual medida, el lago Yaldad tendría una concentración de 93.8 mg/m^3 ; como se puede observar el modelo predictivo produce un subestimado de la concentración promedio medida (179.1 mg/m^3). Lo cual evidentemente conlleva a subestimar la masa de nitrógeno presente en el lago, en aproximadamente un 50%. No obstante, se debe tomar en consideración la complejidad del ciclo del nitrógeno en el agua y por otra parte que el modelo predictivo empleado está diseñado para el fósforo; por lo tanto, los valores que se obtengan deben considerarse como referenciales.

Lago Tres Marías

Cálculo de la concentración media de nitrógeno total, de acuerdo a la carga de nitrógeno existente durante el período de estudio fue la siguiente:

$$N = 254.8 \text{ mg/m}^3$$

donde:

N = concentración de nitrógeno total calculado de acuerdo a la carga

$L_{TN} = 3112.9 \text{ mg / m}^2 \text{ *año}$, carga de nitrógeno medida

R = 0.47 coeficiente de retención de nitrógeno (16% menos que el calculado para el fósforo).

$$1 - R = 0.53$$

f = 0.56 capacidad de renovación teórica anual.

z = 11.56 m profundidad media

Determinación de la masa de nitrógeno total medida y calculada según el modelo predictivo

a) Medida de acuerdo a la concentración promedio en el período

$$V * N = 10429.1 \text{ kilos medidos como promedio}$$

donde:

$$V = 68.664.600 \text{ m}^3$$

$$N = 151.8 \text{ mg/m}^3 \text{ (promedio mensual)}$$

b) Calculado según la concentración estimada por el modelo predictivo

$$V * N = 17494.5 \text{ kilos calculados}$$

donde:

$$V = 68.664.600 \text{ m}^3$$

$$N = 254.8 \text{ mg/m}^3$$

Estos resultados nos indican que de acuerdo al modelo predictivo, que considera la carga actual medida, el lago Tres Marías tendría una concentración de 254.8 mg/m^3 ; no obstante, la concentración promedio medida es 151.8 mg/m^3 . Por otra parte, respecto de la masa de nitrógeno estas diferencias corresponden a 7065.4 kilos. Las diferencias encontradas, revelan un sobrestimado de aproximadamente un 50 %, entre los valores de la concentración teórica a través del modelo predictivo y la medida en el lago. Estas diferencias tal como fue señalado en el caso del lago Yaldad, están dentro de lo previsible al utilizar el modelo predictivo.

➤ CUANTIFICACION DE LA PRODUCCION DE SALMONIDEOS CULTIVADOS.

El único lago en el que se desarrollan actividades de cultivo de salmonídeos corresponde al lago Auquilda. Por tal motivo este objetivo sólo puede ser aplicado al mencionado lago. Aparentemente debido a que los lagos Yaldad y Tres Marías, carecen de vías de comunicación terrestres todavía no han sido intervenidos con actividades antrópicas.

Para obtener una aproximación y cuantificar la producción de salmonídeos cultivados en el lago Auquilda, se realizó una entrevista en profundidad “cara a cara”, con los niveles gerenciales de la empresa SALMONES UNIMARC S.A. con asiento en la ciudad de Chonchi, los resultados obtenidos son los siguientes:

Localización del centro

El centro de cultivo localizado en el lago Auquilda, actualmente, se ubica en el sector que se restringe a la estación de muestreo N° 2 , entre las bahías denominadas, en el presente estudio como 1 y 3. Sin embargo, anteriormente en los inicios de la actividad de cultivo de peces, la empresa había ubicado la infraestructura flotante en la zona central del lago.

Dependencia administrativa

El centro de Cultivos del lago Auquilda está a cargo de un jefe de centro el cual depende administrativamente de la Gerencia de SALMONES UNIMARC S.A. cuya base tiene su asiento en la localidad de Chonchi.

Registros históricos de producción y especies cultivadas.

Lamentablemente en los aspectos relacionados a la producción histórica de peces en el centro de cultivo desde sus inicios hasta la fecha, sólo fue posible obtener la información de producción referida en detalle sólo al ingreso de peces durante los períodos 1998 - 2000; mientras que en los egresos, sólo se obtuvo información parcial, relacionada a los totales de peces transportados al mar. A continuación se presenta el detalle de los peces ingresados.

Especie	Ingreso de peces		Fecha ingreso
	alevines	Peso Promedio	
<i>S. salar</i> importado	66.500	14.59	Agosto 1998
<i>O. kisutch</i> importado	767.899	9.46	Agosto 1998
<i>O. kisutch</i> nacional	56.019	16.65	Noviembre 1998
<i>O. mykiss</i> importado	648.669	4.27	Mayo 1999
<i>S. salar</i> importado	477.766	8.65	Diciembre 1999
<i>O. mykiss</i> nacional	25.000	9.96	Diciembre 1999
<i>O. mykiss</i> importado	250.000	9.96	Mayo 2000

Quimioterapéuticos usados con mayor frecuencia

La empresa declara la utilización del quimioterapéutico denominado Florfenicol (firma Aquafen), usado en tratamiento para especies de salmonídeos con una dosis de 10 mg/kg de pez vivo.

Número y dimensiones de las balsas jaulas

El centro de cultivo consta de seis balsas jaula metálicas de 10 x 20 m, dentro de cada una de ellas se colocan dos mallas de 10 x 10 metros, es decir este centro es equivalente a una dotación de 12 balsas jaulas de 10 x 10 metros, cuya capacidad productiva es de aproximadamente 60 toneladas.

Cierre temporal del centro:

De acuerdo a los antecedentes recogidos en el área por nuestro equipo de trabajo y a los testimonios obtenidos de los operarios del centro de cultivo, este cesó sus operaciones en octubre del año 2000, como consecuencia de las altas mortalidades registradas durante el invierno. Procediéndose a retirar todas las balsas jaulas del lago en noviembre del mismo año. No obstante, fueron dejadas señalizadas con flotadores todos los sistemas de fondeo, para una eventual reinstalación en un futuro próximo.

➤ APORTE DE QUIMIOTERAPEUTICOS Y PERSISTENCIA DE ELLOS EN EL AMBIENTE

Durante la última década, la actividad de los centros de cultivo de recursos hidrobiológicos chilenos se ha incrementado notoriamente, aumentando en forma notable el ingreso de divisas al país. A pesar de este crecimiento productivo, las actividades de acuicultura, han significado también un aumento en los riesgos ambientales (Barton 1997, Ridler 1997), los cuales derivan en parte por la generación de residuos químicos y biológicos, tanto en términos de cantidades como distintos tipos.

Una de las vías productivas en Salmonicultura involucra la importación de ovas desde el Hemisferio Norte, a través de las cuales se han integrado, en general, enfermedades que afectan a los peces. Adicionalmente, la manipulación y las fluctuaciones medioambientales a las que están sometidos los peces sensibiliza la predisposición de ellos a contraer nuevas enfermedades. Por lo anterior, a nivel mundial con el desarrollo a gran escala de la acuicultura, se ha incluido el uso de fármacos. Una droga se define como una sustancia que es usada en o sobre el pez o animal para prevenir, diagnosticar, tratar o mitigar una enfermedad, desorden o síntoma. La cantidad de medicamentos utilizados en acuicultura, se considera aún pequeña, comparado al uso humano. A pesar de que, el uso de drogas es una práctica aceptada, en muchos países industrializados se ha tomado conciencia de que su uso puede conducir a efectos adversos para la salud humana, animal o para el medio ambiente. Algunos consecuencias generales de su uso serían: resistencia bacteriana, reacciones alérgicas, acumulación en animales, ingestión de bacterias resistentes por parte del hombre etc.

Quimioterapéuticos usados en la acuicultura chilena

En los inicios de la acuicultura en Chile, se habían reportado pocas enfermedades, observándose una ventaja de nuestro país frente a los mercados internacionales (Noruega, Escocia y Canadá). Sin embargo, esta situación ha cambiado en el transcurso del tiempo, y hoy en día hay enfermedades que tienen un alto impacto económico en los cultivos de salmonídeos. En Chile, una de las primeras enfermedades que significó grandes mortalidades en salmones en cultivo fue la Enfermedad Bacteriana del Riñón (BKD), posteriormente en 1989 aparece una nueva enfermedad, el Síndrome Rickettsial del Salmón (*P. Salmonis*, SRS),

que en algunos centros de cultivo llegó a significar hasta una pérdida del 50% de la producción. La Necrosis Pancreática Infecciosa (IPN) se cuenta, igualmente, entre las enfermedades causantes de altas pérdidas en la producción. Una de las razones por las cuales algunas enfermedades fueron introducidas a Chile, se debió a que en el inicio de la salmonicultura no existía una regulación y control de ovas, al ser introducidas desde los mercados internacionales (América del Norte o Europa). El incremento de enfermedades por tanto, conllevó a el aumento de productos químicos utilizados para el control de las mismas. Las sustancias químicas usadas para tratar, prevenir o controlar enfermedades en acuicultura a nivel internacional caen en 4 categorías: 1) químicos básicos como formalina, 2) hormonas tales como metiltestosterona, 3) antibacterianos, tales como antibióticos y desinfectantes y 4) pesticidas.

En Chile, a la fecha se conoce el uso de aproximadamente 50 quimioterapéuticos (Tabla 75), estos se encuentran a disposición en diferentes firmas encargadas de distribuir tales medicamentos como: Laboratorios Veterquímica Ltda., Recalcine S.A., Quimagros S.A., Biochem Chile S.A., Hoechst Chile Química Farmacéutica Ltda., Arcil Signe S.A., Laboratorio Lafi S.A., Agrovét Ltda., Kemifar S.A., Hoechst Roussel Veterinaria Ltda., Centrovét Ltda., Laboratorio Chile S.A., entre otros.

Tabla 75: Lista de quimioterapéuticos utilizados en acuicultura y su uso en Chile.

USO NORMAL	DISPONIBLES	USO EXPERIMENTAL	NO UTILIZADO EN ALIMENTOS
Acido Oxolínico	Azul de Metileno	Amoxicilina	Acido Acético
Oxitetraciclina	Acido Nalidixico	Carbasone	Acriflavina
Benzocaína	Cloranfenicol	Enheptin	
Formaldehido	Clortetraciclina	Fenbendazol	
Verde Malaquita	Diquat	Ivermectina	
Aqua-yodo	Kanamicina	Penicilina	
Cobre sulfato	Levamisol	Triclofon	
Cloramina T o B	Mevendazol		
Cloruro de Benzalconio	Natamicina		
Diclorvos	Neomicina		
Dimetridazol	Nitrofurazona		
Eritromicina	Olaquinox		
Flumequina	Praziquantel		
Furaltadona	Prefurano		
Furanace	Roocal		
Eurazolidona	Ronidazol		
Iodóforos	Streptomycin		
Nitrofuranos	Sulfameracina		
Sulfonamidas potenciadas			
Permanganato de Potasio			
Compuesto de Amonio Cauternario			
Cloruro de Sodio			
Sulfonamidas			
Sulfametazina			
VACUNAS			
Vacuna bacteria <i>Yersinia ruckeri</i> . Ersinia-C			
Vacuna inactiva <i>Piscirickettsia salmonis</i> , suspensión inyectable			
Factor liberador de hormona luteinizante, SGnRH-A-Domperidona			

Análisis de quimioterapéuticos en el lago Auquilda

Con el objetivo de estimar el aporte de los quimioterapéuticos y su persistencia en el medio ambiente, en el Centro de Cultivo operando en el lago Auquilda, se analizó el quimioterapéutico declarado por la empresa UNIMARC. La empresa declara la utilización del quimioterapéutico denominado Florfenicol (firma Aquafen), usado en tratamiento para especies de Salmonídeos con una dosis de 10 mg/kg pez vivo. Durante el mes de abril, fue

investigado este quimioterápico, a través de un muestreo de sedimentos. Las muestras para análisis fueron extraídas del lago según lo expuesto en el capítulo de metodología, transferidos a frío y oscuridad, y trasladadas a los laboratorios de Medicina Preventiva de la Universidad Austral de Chile, para su investigación. En forma adicional, y a pesar de no haber sido declarados por la empresa, se eligieron para el análisis tres quimioterápicas durante el primer muestreo: Acido Oxolinico, Oxitetraciclina y Fluomequina.. Los resultados de los análisis fueron negativos para todos los quimioterápicas, no detectándose la presencia de ellos en sedimentos (Tabla 76).

Con el objetivo de determinar si existía acumulación de quimioterápicas en los sedimentos del lago Auquilda, para realizar un segundo muestreo, se esperó el final de la fase de desarrollo de los smolt, durante un periodo de alta producción,. En esta ocasión los análisis se realizaron en el laboratorio de Química y Farmacia de la Universidad Valparaíso. En esta oportunidad, se seleccionaron para el análisis los siguientes quimioterápicas: Cloramfenicol, Verde Malaquita y Oxitetraciclina. Nuevamente los análisis de todos los quimioterápicas en investigación dieron resultados negativos (Tabla 76).

Para realizar una primera aproximación al impacto de los quimioterápicas en la cadena trófica del lago, se colectaron muestras de una especie de “Chorito de agua dulce ” *Diplodon* sp. Los 10 ejemplares de diferente tamaño fueron enviados para su análisis, bajo las condiciones detalladas en el capítulo de metodología a la Universidad de Valparaíso. En *Diplodon* sp. se analizaron los quimioterápicas: Verde Malaquita y Oxitetraciclina, no detectándose la presencia o acumulación de estos, en los animales analizados (Tabla 76).

Los resultados negativos del análisis de Quimioterápicas en el lago Auquilda y su relación con el medio ambiente radica fundamentalmente en que estas sustancias químicas en la mayoría de los casos son de baja persistencia en el medio ambiente y reaccionan rápidamente con otros compuestos, especialmente tienden a asociarse a materia orgánica a medida que sedimentan.

Por otra parte, debido al ciclo complejo que poseen las sustancias químicas, con los resultados obtenidos no se pueden realizar conclusiones determinantes en relación a los quimioterápicas analizados en el lago Auquilda. Existen antecedentes, sin embargo que indicarían que el florfenicol al menos en ambientes marinos, sería rápidamente asimilado en los sedimentos en un plazo de 2 a 7 días (Hektoen et al. 1995), lo que respaldaría los

resultados obtenidos. Por otra parte, según Hektoen et al. (op. cit.), quimioterapéuticos como Oxitetraciclina y el Acido Oxolinico poseen una vida media de 151 días o más en el ambiente. En párrafos posteriores (Discusión bibliográfica), se discute una serie de estudios experimentales que se han realizado en países del Hemisferio Norte, en donde se desarrollan salmonídeos para uso comercial, y en los cuales se utilizan también quimioterapéuticos analizados en el presente estudio. Una conclusión sugerida de los resultados obtenidos en la presente investigación y los estudios que a posteriori se discuten, correspondería a que, la dosis en la cual se utilizan los quimioterapéuticos es determinante en su persistencia en el medio ambiente. Al no ser detectados en los sedimentos y en un integrante de la cadena trófica en el lago Auquilda, nos estaría indicando, que la persistencia de la dosis usada en el lago Auquilda es baja, o que dichas sustancias han formado complejos dentro de la gama de reacciones químicas que se producen en el lago, el cual posee una alta concentración de materia orgánica como parte de sus sedimentos, baja concentración de oxígeno en su estrato profundo; por nombrar algunos (Prado-Fiedler et al., 1999).

Tabla 76.- Lago Auquilda, resultado del análisis de productos quimioterapéuticos en sedimentos, durante dos campañas de muestreo. La Estación A corresponde al Control, localizada en el centro del lago. La estación B es el sitio de emplazamiento de las balsas jaulas. La estación C corresponde a una estación cercana a la zona litoral. La estación D representa a la estación donde se muestreó *Diplodon* sp.

Estación/ laboratorio	Mes	Florfenicol	Ac. Oxolinico	Oxitetraciclina	Flumequina	Cloramfenicol	Verde Malaquita
Est A -UACH	05	< 20 ppb	< 20 ppb	< 20 ppb	< 20 ppb		
Est B - UACH	05	< 20 ppb	< 20 ppb	< 20 ppb	< 20 ppb		
Est A - UVAL	12			< 0.8 ppm		< 4.7 ppm	Ausencia
Est B - UVAL	12			< 0.8 ppm		< 4.7 ppm	Ausencia
Est C - UVAL	12			< 0.8 ppm		< 4.7 ppm	Ausencia
Est D - UVAL	12			< 0.8 ppm			Ausencia

A modo comparativo, en Chile se han realizado dos investigaciones similares en lagos de la X y XII región con el apoyo del Fondo de Investigación Pesquera. Prado et al. (1999) analizaron en la X región en los lagos Chapo, Popetan y laguna San Antonio los siguientes quimioterapéuticos: Sulfametoxazol, Trimetoprim, Oxitetraciclina, Eritromicina, Sulfamide-toxina y Cloramfenicol. Los autores encontraron resultados negativos para la presencia de

todos los quimioterapéuticos analizados, excepto para el Trimetoprim, el que presentó concentraciones sobre la dosis permitida para la regulación internacional Europea. Ellos concluyen que en el caso del Trimetoprim, este podría persistir en los sedimentos incluso periodos superiores al año. Por el contrario los otros quimioterapéuticos empleados por los Centros de Cultivo persistirían solo algunos días con posterioridad al día de su aplicación. Posteriormente, Cañete et al. (2000) estudiaron los quimioterapéuticos en el lago Sofia localizado en la XII región. Los autores investigaron los productos Eritromicina y Florfenicol, declarados por la empresa. Ellos analizaron la carne de smolt cultivados en el Centro de Cultivo, y solo en una oportunidad encontraron presencia de Florfenicol y Verde Malaquita, pero en concentraciones permitidas. En esta investigación se encontraron concentraciones de Oxitetraciclina en los sedimentos de la zona control del lago. Como este producto no fue empleado por la empresa como tratamiento quimioterapéutico, los autores suponen que su presencia en el lago se debería al ingreso por una vía externa, a través de la orina liberada por la cantidad de ganado que pasta en sus riberas.

Discusión Bibliográfica

A nivel mundial, existen opiniones positivas y negativas respecto a los posibles efectos que estos medicamentos pueden tener tanto en los peces como en el medio circundante. Con estas investigaciones se debe tener presente, que ellas han estado orientadas a quimioterapéuticos y especies específicas, con lo cual una respuesta encontrada no implica una generalización. Considerando investigaciones relacionadas al uso de quimioterapéuticos en acuicultura, Halling-Serensen et al. (1998), manifiestan que a la fecha se ha puesto poca atención en el uso de sustancias farmacéuticas, y sus efectos sobre el medio ambiente. Estas sustancias, muchas de ellas clasificadas como micro-contaminantes, se han desarrollado con el objetivo de alcanzar un efecto biológico (especialmente los antibióticos). Sin embargo, poco se conoce sobre las rutas de exposición de estas sustancias en el medio ambiente.

Es así como, Svobodova et al. (1997) han expuesto claramente una serie de efectos fisiológicos e histológicos producidos por el uso de baños de Verde Malaquita en *Cyprinus carpio*. Por otra parte, Machova et al. (1996) encontraron que residuos de Verde Malaquita persistieron en el músculo de *Oncorhynchus mykiss*, incluso después de 10 meses de aplicado el tratamiento. Cambios morfológicos en el epitelio respiratorio de *O. mykiss* expuesto a

tratamiento intermitente de Chloramina-T han sido reportados por Powell et al. (1995). Adicionalmente, Powell et al. (1996) concluyen que el uso de Chloramina T, Paratuolensulfonamida e Hipoclorito, producen efectos fisiológicos como aumento de la frecuencia de ventilación en *O. mykiss* al ser expuestos a estos agentes quimioterapéuticos. En forma similar, Sánchez et al. (1998) concluyen que aunque la Chloramina T y Formalina pueden seguir usándose en acuicultura, ellas causan potencialmente alteraciones destructivas en la piel de los peces. Un interesante resultado de resistencia bacteriana a la Oxyteraciclina detectado en microflora de sedimentos que crece bajo las balsas jaulas, fue reportado por Kerry et al. (1995). Por otra parte cambios en la salinidad del medio acuático, influirían en la degradación del Cloramfenicol, por lo tanto influiría en la permanencia de este en el medioambiente, con efectos consecuentes (Chien et al. 1999).

Por el contrario, una serie de autores han realizado investigaciones, en las cuales ellos demostrarían que el uso de quimioterapéuticos, aparentemente, no produciría grandes efectos en los peces sometidos a tratamientos como tampoco en el medio circundante. Coyne et al. (1996) llevó a cabo un estudio experimental utilizando diferentes dosis de Oxitetraciclina, el autor concluye que los residuos presentes en el bivalvo filtrador *Mytilus edulis*, como una consecuencia del uso terapéutico de Oxitetraciclina en piscicultura marina, no representarían un peligro significativo a la salud humana. Por otra parte, Speare et al. (1996), sugieren el uso intermitente de la Formalina en dosis adecuadas para el tratamiento de juveniles de *O. mykiss*, características como apetito y crecimiento no se verían afectadas en los animales.

Características de los quimioterapéuticos analizados

Florfenicol:

El Florfenicol es un antibiótico bacteriostático sintético de amplio espectro, que actúa contra la mayoría de las bacterias Gram positivas y Gram negativas. El Florfenicol actúa a nivel de la inhibición de la síntesis ribosomal de proteínas bacterianas. Es un análogo estructural del Tiamfenicol, pero tiene un espectro superior de actividad y es más potente. El Florfenicol y el Tiamfenicol son derivados del Cloramfenicol; sin embargo, ambos análogos tienen un grupo del sulfonylmetil substituido para el grupo nitro, que se piensa, sería responsable del aplasia irreversible de la médula causado por el Cloramfenicol. En los test de laboratorios se

demonstró que el Florfenicol actúa en contra de la mayoría de las enfermedades respiratorias que provocan bacterias claves en el desarrollo de estas enfermedades que atacan a los bovinos, como *Pasteurella haemolytica*, *Pasteurella multocida*, *Haemophilus somnus* und *Actinomyces pyogenes*. Además, es eficaz contra los organismos resistentes a otros antibióticos. El Florfenicol se comercializa como producto para la acuicultura en Japón, Chile, y varios otros países, bajo el nombre de AQUAFEN. En Noruega se utiliza para el tratamiento de la furunculosis en Salmon del Atlántico, bajo el nombre de AQUAFLO.

Acido Oxolínico:

Es un antibacteriano perteneciente al grupo de las 4-Quinolonas. Se indica en tratamiento para bacterias gram negativas (*Yersinia ruckeri*, *Flexibacter sp.*, *Piscirickettsia salmonis* & *Vibrio spp.*), inhibiendo la síntesis de los ácidos nucleicos. Se indica como tratamiento terapéutico una dosis de 10 mg/kg. pez/día, durante 10 a 15 días; para un tratamiento preventivo se recomiendan 5mg/kg. pez/día durante 10 días.

Oxitetraciclina

Es un antibiótico o aditivo antibacteriano para peces. Se utiliza en tratamientos para bacterias gram negativas (*Yersinia ruckeri*, *Flexibacter sp.*, *Piscirickettsia salmonis* y *Vibrio sp.*) y bacterias gram positivas como *Renibacterium salmoninarum*. La dosis recomendada es de 75 a 120 mg/kg. pez/día durante 10 a 21 días.

Eritromicina

Antibiótico perteneciente al grupo de los macrólidos. Es un antibiótico de amplio espectro, se indica como tratamiento para bacterias gram positivas y algunas bacterias Gram negativas. Se utiliza efectivamente para atenuar la virulencia de *Renibacterium salmoninarum*, microorganismo responsable de la Enfermedad Bacteriana del Riñón (BKD) y que se caracteriza por ser intracelular. Se indica para una administración y dosis vía oral 50 - 100 mg/Kg. pez por día durante 12 a 28 días. Como inyección se indican 10-20 mg/kg. de peso corporal, 30 días antes del desove, para el tratamiento preventivo del BKD.

Flumequina

Antibacteriano perteneciente a la familia de las Quilonas fluoradas. Se indica para tratamientos de bacterias Gram negativas tales como: *Yersinia ruckeri*, *Flexibacter sp.*, *Piscirickettsia salmonis*, *Vibrio spp.*, y bacterias de los géneros *Edwardsiella*, *Pseudomona* y *Aeromona*. La flumequina inhibe la síntesis del ácido desoxirribonucleico (ADN),

interrumpiendo la replicación cromosómica. Se utiliza en dosis vía oral de 10 a 25 mg/Kg pez/día durante 10 a 15 días. También, como Flox-Sol es indicada en forma de baño con una dosis de 10 a 20 g de flumequina por 1000 litros de agua durante 1 a 2 horas.

Verde Malaquita

Es utilizado como Fungicida y para el control de los varios parásitos externos de peces de agua dulce y marinos como protozoos; también se utiliza como agente eficaz para el control de hongos en los huevos de peces. Se recomienda utilizar la formulación que no contenga Zinc. Es administrado a través de baños recomendándose para ovas 5 ppm/1 h y para peces 1-3 ppm/1 h.

LAGOS TRES MARIAS Y YALDAD

Los lagos Tres Marías y Yaldad se encuentran localizados prácticamente aislados de intervención antrópica. Rodeado de bosque nativo típico mixto, impenetrable, no existiendo durante el desarrollo de la investigación rutas de acceso terrestre o fluvial. Por lo tanto, en estos lagos no se encontraron y tampoco han existido emplazamientos dedicados a actividades de piscicultura, por tal razón en los lago Tres Marías y Yaldad no se llevó a efecto el análisis de quimioterapéuticos.

➤ **MODELO DE SIMULACION DE LA CAPACIDAD DE CARGA**

Analizando en forma conjunta los resultados obtenidos en el balance másico, y el balance predictivo; además de los cálculos de carga crítica de cada lago, para el fósforo y nitrógeno; es posible obtener algunos antecedentes respecto de la capacidad de carga de dichos nutrientes, en términos de máximo stock cultivable de especies salmonídeas, considerando a estas últimas como una fuente fija generadora de compuestos fosforados y nitrogenados, dentro de cada lago.

El modelo de simulación considera básicamente el margen de diferencia que se produce entre la carga actual y la carga crítica. Esta diferencia nos entrega finalmente los márgenes de producción en términos de máximo stock cultivable de salmonídeos de los lagos en estudio, lo que redundará finalmente en el paso desde la condición de oligotrofia a eutrofia. Para el caso de los lagos Yaldad y Tres Marías se utilizaron en la simulación, las cantidades de fósforo y nitrógeno generadas en la producción de peces del lago Auquilda (10.2 kilos de fósforo y 49.13 kilos de nitrógeno por tonelada de peces producida) (Presente estudio).

Los niveles de trofia referenciales, con respecto al fósforo y nitrógeno, están dados de acuerdo a los antecedentes entregados por el Programa Internacional Cooperativo de la OECD para la supervisión de aguas interiores (Organization for Economic Cooperation and Development, 1982)

Lago Auquilda

Fósforo Total

De acuerdo a los resultados obtenidos en el balance másico, es claro que existe, una desigualdad entre las entradas y salidas de este nutriente en el lago, es así como se mantuvo una masa total durante el año de 4267.4 kilos, la cual estuvo sustentada por una entrada de 44.5 kilos, una salida de 113.1 kilos y un aporte de carga interna de 273.1 kilos.

Carga crítica de fósforo

La carga crítica representa la carga máxima de fósforo que puede soportar el cuerpo de agua para pasar al siguiente nivel de trofia, en otras palabras corresponde al límite en el cual el lago

deja su nivel actual para pasar a un nivel superior. La carga crítica de fósforo se calculó a través de la fórmula descrita por Vollenweider (1976), que se indica a continuación:

$$L_C = [P] * qs (1 + \sqrt{z / qs})$$

donde:

L_C = Carga crítica (mg / m² * año)

[P] = Concentración límite (mg/m³)

qs = 6.06 m/año Carga hidráulica = z / τ_w ; donde:

z = 9.4 m; profundidad media

τ_w = 1.55 años; tiempo de renovación

Tabla 77: Niveles de trofia, concentraciones límites de Fósforo con las respectivas cargas críticas y actual determinadas en el lago Auquilda

Niveles	Concentración límite de Fósforo (mg/m ³)	Cargas críticas (mg/m ² *año)	Carga Actual (mg/m ² *año)
Oligotrofia	<10.0	< 136.0	
Mesotrofia	10 - <35.0	136.0 – < 476.3	
Eutrofia	35 -100.0	476.3 – 1360.0	
Hipereutrofia	> 100	>1360.0	2811.6

De acuerdo con los resultados presentados en la Tabla 77, la carga de 136.0 mg / m² * año, corresponde a la carga crítica del nivel de oligotrofia y representa la máxima carga que un lago podría recibir para dejar este estado y pasar al nivel de mesotrofia. Por su parte, la carga de 476.0 mg /m² año; representa la máxima carga para ascender al nivel siguiente, la eutrofia. Sin embargo, como se puede observar de los resultados obtenidos, la carga actual del lago Auquilda está en el nivel de la **hipereutrofia**, ya que sobrepasó la carga crítica de fósforo para ese nivel. Lo que pone en evidencia que este cuerpo de agua está sobresaturado en las concentraciones de este nutriente. Esto tiene considerables repercusiones, ya que limita el destino de uso de sus aguas, como consecuencia de la pérdida en la calidad de las mismas. Por lo anterior, no sería adecuado bajo ningún punto de vista, continuar desarrollando el cultivo intensivo de peces en balsas jaulas, dentro de este lago.

Nitrógeno total

Los resultados obtenidos para el balance másico del nitrógeno, evidencian un comportamiento similar al registrado para el caso del fósforo. Así el lago Auquilda presentó una masa anual de 47140 kilos de nitrógeno, la cual estuvo mantenida por una carga de entrada de 442.0 kilos, una salida de 1293.0 kilos anuales y un aporte de carga interna de 53.5 kilos.

Carga crítica de Nitrógeno total

Debido a las dificultades que se presentan en la predicción de cargas de compuestos nitrogenados, como consecuencia del desconocimiento que existe respecto de la dinámica de los procesos de nitrificación y desnitrificación que ocurren, tanto en la masa de agua, como en los sedimentos de los lagos; Vollenweider y Jörgensen (1989), han planteado la utilización de la fórmula de Dillon y Rigler (1974), para predecir cargas de nitrógeno, en forma similar a como se utiliza para determinar cargas de fósforo, sólo que en las cuantificaciones de nitrógeno se debe reducir el coeficiente de retención en un 16%. Por lo anteriormente expuesto se utilizará esta fórmula para determinar las cargas críticas de nutrientes utilizando como concentraciones límites de cada nivel de trofia la media geométrica de acuerdo a las recomendaciones del OECD. En este sentido es necesario aclarar que para el caso del nitrógeno, a diferencia de lo que ocurre con el fósforo, las concentraciones límites de cada nivel de trofia presentan un amplio rango de variación; por lo tanto, siempre existirá un alto grado de sobreposición entre los diferentes niveles de trofia; por lo tanto, los límites de separación entre cada nivel de trofia carecen de la precisión que nos otorga el fósforo

Fórmula de Dillon y Rigler (1974)

$$L_{cnt} = \frac{[Nt] * z * f}{(1 - R)} = \text{mg/m}^2 \cdot \text{año}$$

donde:

L_{cnt} = Carga crítica de nitrógeno total

$[Nt]$ = Concentración límite del nivel de trofia

z = 9.4 m; Profundidad media

f = 0.64 Capacidad de renovación teórica anual

R = 0.38 Coeficiente de retención del Nitrógeno (16 % menos que R el del fósforo)

Tabla 78. Niveles de trofia, concentraciones límites de Nitrógeno con las respectivas cargas críticas y actual determinadas en el lago Auquilda

Categoría	Concentración límite de Nitrógeno (mg/m ³)	Cargas críticas (mg/m ² *año)	Carga Actual (mg/m ² *año)
Oligotrofia	<661	<10464.6	
Mesotrofia	661 - <753	1046.6 - <11921.1	10859.4
Eutrofia	753 - <1875	11921.1 - <29684.2	
Hipereutrofia	>1875	>29684.2	

Según los resultados obtenidos (Tabla 78), el lago Auquilda se encuentra en un nivel de mesotrofia en lo que respecta a los contenidos de nitrógeno total. De acuerdo a la carga actual medida, le faltarían aproximadamente 1061.7 mg/m²*año, para alcanzar el nivel de eutrofia. Esta cantidad expresada en términos de masa de nitrógeno significaría un aporte extra de 389.8 kilos de nitrógeno, lo que en términos de producción de peces significaría una producción equivalente a 7.9 toneladas de peces.

Lago Yaldad

Fósforo Total

De acuerdo a los resultados obtenidos en el balance másico, determinado en el período de estudio, se registra un desequilibrio entre la entrada y salida de fósforo total en este cuerpo de agua. Es así como el lago Yaldad mantuvo una masa total de 3737.6 kilos de fósforo, durante el período estudiado, la cual estuvo sustentada por una entrada de 731.7 kilos, una salida de 1748.0 kilos y un aporte de carga interna de 1998.9 kilos.

Carga crítica de fósforo

La carga crítica de fósforo se calculó mediante la fórmula de Vollenweider (1976), de la misma forma como fue descrita anteriormente para el lago Auquilda

donde:

L_C = Carga crítica (mg / m² * año)

[P] = Concentración límite (mg/m³)

$qs = 34.5$ Carga hidráulica = z / τ_w ; donde:

$z = 9.66$ m; profundidad media

$\tau_w = 0.28$ año; tiempo de renovación

Tabla 79. Niveles de trofia, concentraciones límites de Fósforo con las respectivas cargas críticas y actual determinadas en el lago Yaldad.

Niveles	Concentración límite de Fósforo (mg/m ³)	Cargas críticas (mg/m ² *año)	Carga Actual (mg/m ² *año)
Oligotrofia	<10.0	<527.5	
Mesotrofia	10 - <35.0	527.5 - <1846.3	658.2
Eutrofia	35 - 100.0	1846.3 - <5275.0	
Hipereutrofia	> 100	>5275.0	

De acuerdo con estos resultados de la Tabla 79, la carga actual de lago Yaldad es de 658.2 mg / m², lo que corresponde a un nivel de mesotrofia, por lo anterior si comparamos este valor de carga actual con el límite superior de la carga crítica, para este nivel de trofia, podemos establecer que existe una diferencia de 1188.1 mg/m², para alcanzar dicha carga crítica y cambiar de nivel de trofia, es decir, a la eutrofia. Esto significa en términos de masa que existe un margen de 4937.7 kilos de fósforo, entre la actual condición de mesotrofia y el nivel de eutrofia. Este margen de carga expresado en términos de máxima producción de peces representa una cantidad de 484 toneladas.

Nitrógeno total

Los resultados obtenidos para el balance másico del nitrógeno, evidencian un comportamiento similar al registrado para el caso del fósforo. Es así como el lago Yaldad presentó, durante el período estudiado, una masa de 43152.0 kilos de nitrógeno, la cual estuvo mantenida por una carga de entrada de 18563.5 kilos, una salida de 16925.3 kilos, registrándose una sedimentación de 1117.9 kilos de nitrógeno en el período considerado.

Carga crítica de Nitrógeno total

Para calcular la carga crítica de nitrógeno se empleó la formula de Dillon y Rigler (1974), de la misma manera como fue descrito para el lago Auquilda.

donde:

L_{cnt} = Carga crítica de nitrógeno total

[Nt] = Concentración límite del nivel trofia

z = 9.66 m; Profundidad media

$f = 3.57$ Capacidad de renovación teórica anual

$R = 0.28$ Coeficiente de retención del Nitrógeno (16 % menos que el R del fósforo)

Tabla 80. Niveles de trofia, concentraciones límites de Nitrógeno con las respectivas cargas críticas y actual determinadas en el lago Yaldad.

Niveles	Concentración límite de Nitrógeno (mg/m ³)	Cargas críticas (mg/m ² *año)	Carga Actual (mg/m ² *año)
Oligotrofia	<661	<31655.3	4569.9
Mesotrofia	661 - <753	31655.3 - <36061.1	
Eutrofia	753 - <1875	36061.1 - <89793.8	
Hipereutrofia	>1875	>89793.8	

De acuerdo con los resultados obtenidos, el lago Yaldad presenta una carga actual de nitrógeno que está dentro del nivel de la oligotrofia (Tabla 80). Por otro lado, la carga crítica de la oligotrofia es muy superior y sobrepasa en 27085.4 mg /m² a la carga actual de nitrógeno. Esto indica que el lago Yaldad presenta un margen, en términos de masa de 112.5 toneladas, para alcanzar el nivel de mesotrofia. Esta masa de nitrógeno expresada en términos brutos de máximo stock de producción de salmonídeos sería de 2289 toneladas.

Lago Tres Marías

Fósforo Total

De acuerdo a los resultados obtenidos en el balance másico, determinado en el período de estudio, se registra un prácticamente un equilibrio entre la entrada y salida de fósforo total en este cuerpo de agua. Es así como el lago Tres Marías mantiene una masa total de 6242.0 kilos de fósforo, durante el período estudiado, la cual estuvo sustentada por una entrada de 319.8 kilos y una salida de 484.5 kilos, registrándose un aporte por carga interna de 160.9 kilos.

Carga crítica de fósforo

La carga crítica de fósforo se calculó mediante la fórmula de Vollenweider (1976), de la misma forma como fue descrita previamente.

donde:

L_C = Carga crítica ($\text{mg} / \text{m}^2 * \text{año}$)

[P] = Concentración límite (mg/m^3)

$q_s = 6.56$ Carga hidráulica = z / τ_w ; donde:

$z = 11.56$ m; profundidad media

$\tau_w = 1.76$ años; tiempo de renovación

Tabla 81. Niveles de trofia, concentraciones límites de Fósforo con las respectivas cargas críticas y actual determinadas en el lago Tres Marías

Niveles	Concentración límite de Fósforo (mg/m^3)	Cargas críticas ($\text{mg}/\text{m}^2 * \text{año}$)	Carga Actual ($\text{mg}/\text{m}^2 * \text{año}$)
Oligotrofia	<10.0	<152.6	125.0
Mesotrofia	10 -<35.0	152.6 - <534.3	
Eutrofia	35 - 100.0	534.3 - <1526.8	
Hipereutrofia	> 100	>1526.8	

De acuerdo con estos resultados la carga actual de lago Tres Marías alcanza a los 125.0 mg / m^2 , la cual corresponde a un nivel de oligotrofia. La diferencia entre la carga actual y la carga crítica de la oligotrofia es de 37.6 mg/m^2 . Lo cual significa que este lago tiene un margen que alcanza a los 163.8 kilos de fósforo, para alcanzar el nivel de mesotrofia. Este margen de carga expresado en términos de máxima producción de peces significa una cantidad de 16.1 toneladas de peces. Ahora entre el nivel de mesotrofia a eutrofia el margen asciende a 381.7 $\text{mg}/\text{m}^2 * \text{año}$; lo que en términos de producción de peces alcanza a las 222 toneladas.

Nitrógeno total

Los resultados obtenidos para el balance másico del nitrógeno, evidencian un comportamiento similar al registrado para el caso del fósforo. Es así como el lago Tres Marías presentó, durante el período estudiado, una masa total de 62574.5 kilos de nitrógeno, la cual estuvo mantenida por una carga de entrada de 4762.9 kilos y una salida de 8299.8 kilos, evidenciándose la presencia de carga interna con 10589.0 kilos de nitrógeno.

Carga crítica de Nitrógeno total

Para calcular la carga crítica de nitrógeno se empleó la fórmula de Dillon y Rigler (1974), de la misma manera como fue descrito previamente.

donde:

L_{nt} = Carga de nitrógeno total

$[N_t]$ = Concentración límite del nivel de trofia

z = 11.56 m; Profundidad media

f = 0.56 Capacidad de renovación teórica anual

R = 0.47 Coeficiente de retención del Nitrógeno (16 % menos que el R del fósforo)

Tabla 82. Niveles de trofia, concentraciones límites de Nitrógeno con las respectivas cargas críticas y actual determinadas en el lago Tres Marías.

Niveles	Concentración límite de Nitrógeno (mg/m ³)	Cargas críticas (mg/m ² *año)	Carga Actual (mg/m ² *año)
Oligotrofia	<661	<8073.6	3112.9
Mesotrofia	661 - <753	8073.6 - <9197.4	
Eutrofia	753 - <1875	9197.4 - <22901.9	
Hipereutrofia	>1875	>22901.9	

Según los resultados obtenidos para el lago Tres Marías, este se encuentra en el nivel de la oligotrofia, con respecto a la carga de nitrógeno total. De acuerdo a la carga actual medida, le faltarían 4961.0 mg/m²*año, para alcanzar el nivel de la mesotrofia. Esta cantidad expresada en términos de masa de nitrógeno, significa que este lago dispone de un margen de 29451.6 kilos de nitrógeno, para cambiar de nivel de trofia. Lo que en términos de máxima producción de peces significaría una producción equivalente a 599 toneladas de peces.

➤ DETERMINACION DE AREAS MAS APROPIADAS PARA ESTABLECER CENTROS DE CULTIVOS

Lago Auquilda:

Dadas las actuales condiciones de excesivas concentraciones y cargas de los nutrientes fósforo y nitrógeno, presentes en el lago Auquilda (objetivos 1, 2 y 3); además del limitado tamaño del lago (sólo 36,7 hectáreas), es imposible en la actualidad poder destinar algún sitio para actividades de acuicultura. A esto debemos agregar que de acuerdo a la normativa vigente (Decreto 427 del 10 de febrero de 1990), se establece una producción máxima de 1 tonelada por cada 35 hectáreas de lago; por lo tanto bajo ningún punto de vista sería recomendable ni rentable utilizar este lago en actividades productivas de peces. A este respecto debemos agregar que el centro de cultivo de peces que se encontró en funcionamiento, durante la ejecución del presente estudio, dejó de operar debido a las altas mortalidades que se produjeron durante la época invernal, como consecuencia de un déficit de oxígeno, debido a la excesiva carga de materia orgánica en las aguas del lago.

Sin embargo, tal como está planteado en el objetivo específico 7, se realizaron los estudios contemplados para satisfacerlo. En este contexto, con la finalidad de obtener antecedentes respecto de la dinámica de las masas de agua se realizó el estudio lagrangeano de corrientes en el lago Auquilda. Esta información, podrá ser de gran utilidad en la interpretación de la dispersión de los nutrientes en la masa de agua y, quizás en el futuro próximo para planificar un programa de recuperación de este lago.

Experiencia con derivadores (Fig. 35)

Trayectorias seguidas:

Derivadores superficiales (1.0 m de profundidad). La dinámica de circulación registrada en estos derivadores, muestra un patrón bien definido, en que los tres derivadores tomaron un rumbo Sur Sur-Oeste. De acuerdo a este comportamiento se puede establecer, en este caso,

que el viento predominante del Norte es la fuerza que moviliza la masa de agua superficial del primer metro de profundidad.

Derivadores de 5 metros de profundidad. El patrón de circulación seguido por los derivadores liberados en el sector sur y el centro del lago tiene un comportamiento similar al descrito anteriormente; mientras que el derivador liberado en la parte norte, tomó rumbo al Norte. Aparentemente la movilización de la masa de agua superficial, como consecuencia del viento; también contribuye a imprimir un cierto grado de movilidad al estrato de los 5 metros.

Derivadores de 8 metros de profundidad. En general en los tres derivadores del estrato profundo mostraron un patrón de desplazamientos erráticos. Los derivadores liberados en el extremo norte y centro del lago tomaron dirección al Oeste; mientras que el derivador liberado en el extremo sur tomó dirección al Este. Este comportamiento evidencia la escasa movilidad que se registra en la masa de agua, a partir de los 8 metros de profundidad, durante el período de estratificación del lago.

Al analizar en conjunto el comportamiento de la masa de agua es posible postular que mientras el estrato superficial, adquiere el movimiento que le imprime el trabajo del viento predominante, las masas de agua que están por debajo (5 y 8 metros de profundidad), tienden a formar un torbellino que gira en el sentido ciclónico, es decir, desde el Oeste hacia el Este, utilizando como centro de gravedad la zona más profunda del lago, la cual debido a su mayor volumen y densidad, tiene menor movilidad, lo que evidentemente facilita la depositación del material sedimentario en este sector.

Distancias recorridas:

Derivadores superficiales (1.0 metro de profundidad). En la Tabla 83 se presenta un resumen de las distancias recorridas por los derivadores considerando el desplazamiento total desde el punto inicial de liberación hasta el punto final de su recorrido. De estos datos se puede ver claramente que los tres derivadores registran distancias y velocidades similares.

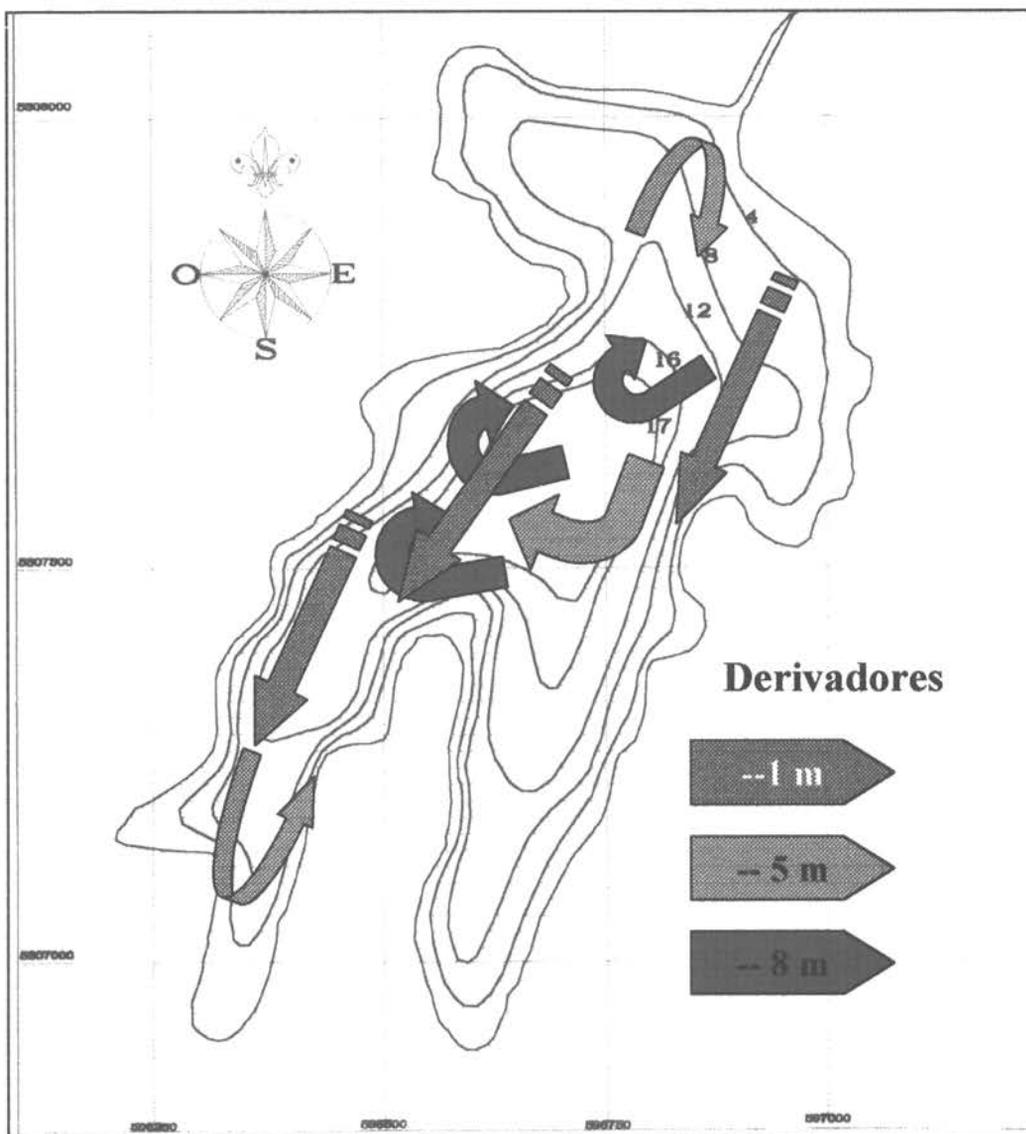


Figura 35. Lago Auquilda. Dinámica de masas de agua determinada con derivadores

Tabla 83: Posiciones iniciales, finales y distancias totales recorridas por los derivadores de 1 metro de profundidad (superficiales), en el lago Auquilda.

Ubicación	Pos. Inicial	Pos. Final	Tiempo (horas)	Dist. Recorrida (m)	Velocidad (km/h)
Sur	42°22'40"S; 73°49'50"W	42°22'50"S; 73°49'56"W	9.1	411	0.05
Centro	42°22'32"S; 73°49'40"W	42°22'41"S; 73°49'52"W	9.0	353	0.04
Norte	42°22'26"S; 73°49'35"W	42°22'39"S; 73°49'39"W	9.0	440	0.05

Derivadores de 5 metros de profundidad. En la Tabla 84 se resumen las distancias totales recorridas por los derivadores considerando el desplazamiento total desde el punto inicial de liberación hasta el punto final de su recorrido, independientemente de las trayectorias seguidas. De estos datos se puede ver claramente que los derivadores de los sectores norte y centro registran distancias y velocidades relativamente similares; mientras que el derivador del sector sur recorrió casi el doble de distancia, alcanzando una mayor velocidad. Esta diferencia se debería a la estrechez del sector sur, lo que permite incrementar las velocidades de desplazamiento de la masa de agua.

Tabla 84: Posiciones iniciales, finales y distancias totales recorridas por los derivadores de 5 metros de profundidad, en el lago Auquilda.

Ubicación	Pos. Inicial	Pos. Final	Tiempo (horas)	Dist. Recorrida (m)	Velocidad (km/h)
Sur	42°22'41"S; 73°49'52"W	42°22'45"S; 73°49'56"W	9.0	290	0.03
Centro	42°22'33"S; 73°49'41"W	42°22'35"S; 73°49'44"W	9.0	175	0.02
Norte	42°22'27"S; 73°49'36"W	42°22'24"S; 73°49'31"W	8.0	147	0.02

Derivadores de 8 metros de profundidad. En la Tabla 85 se resumen las distancias totales recorridas por los derivadores considerando el desplazamiento total desde el punto inicial de liberación hasta el punto final de su recorrido, independientemente de las trayectorias seguidas. De estos datos es claro que los derivadores del centro y el norte registran distancias

y velocidades relativamente similares; mientras que el derivador del sector sur quedó prácticamente circulando en la boca de la bahía en la cual fue liberado.

Tabla 85: Posiciones iniciales, finales y distancias totales recorridas por los derivadores de 8 metros de profundidad, en el lago Auquilda.

Pos. Inicial	Pos. Final	Tiempo (horas)	Dist. Recorrida (m)	Velocidad (km/h)
42°22'42"S; 73°49'53"W	42°22'41"S; 73°49'52"W	9.0	176	0.02
42°22'35"S; 73°49'46"W	42°22'37"S; 73°49'51"W	9.1	135	0.01
42°22'30"S; 73°49'36"W	42°22'31"S; 73°49'40"W	8.5	170	0.02

b) Hidrometría

Las alturas limnimétricas registradas en el lago Auquilda (ver Fig. 29), durante el ciclo anual, demuestran claramente que este lago presenta un régimen fluctuante, el cual está regido por las precipitaciones que caen en su cuenca de drenaje. En el comportamiento de las alturas limnimétricas destaca el estrecho rango de variación registrado (entre 10 y 50 cm); las mayores alturas se concentran entre los meses de junio a noviembre. Dentro de estas variaciones la mayor altura se registró entre los meses de agosto y septiembre con un máximo de 50 cm y la mínima en enero del 2001, con una altura inferior a los 10 centímetros. Como una manera de establecer un modelo que nos entregue algunos antecedentes respecto del comportamiento de los procesos dinámicos que ocurren en la masa de agua, se procedió a calcular la carga hidráulica que recibe el cuerpo de agua mensualmente y el tiempo de residencia hidráulico correspondiente.

La carga hidráulica se calculó como la relación existente entre el caudal del efluente durante cada mes y el área del lago, de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$q_s = Q_m / A_0$$

donde:

q_s = Carga hidráulica (m/mes)

$(Q_m = \text{Caudal mes } m^3/s)$

$A_0 = \text{Área del lago } (m^2)$

El tiempo de residencia hidráulico se calculó de acuerdo a la siguiente fórmula:

$$T_w = z / q_s$$

donde:

T_w = tiempo de residencia hidráulico (o tiempo de llenado)

z = Profundidad media (m)

q_s =Carga hidráulica (m/mes)

En la figura 36 se muestra la relación existente entre la carga hidráulica y el tiempo de residencia. Allí se puede apreciar como el lago Auquilda, está recibiendo mensualmente diferentes cargas hidráulicas, de escasa magnitud e incluso durante los meses de enero, febrero y marzo del 2000, no se registra carga hidráulica. Por otra parte, se puede visualizar la relación inversa que se manifiesta entre la carga hidráulica y el tiempo de residencia hidráulico, de tal modo que cuando se incrementan las cargas hidráulicas, especialmente durante los meses de junio y agosto, con valores de 1.21 y 1.4 m/mes, el tiempo de residencia correspondiente es de 7.8 y 6.7 meses, respectivamente. Con estos antecedentes se puede establecer que el lago Auquilda recibe una muy limitada carga hidráulica, lo que se manifiesta finalmente en un mayor tiempo de residencia hidráulico.

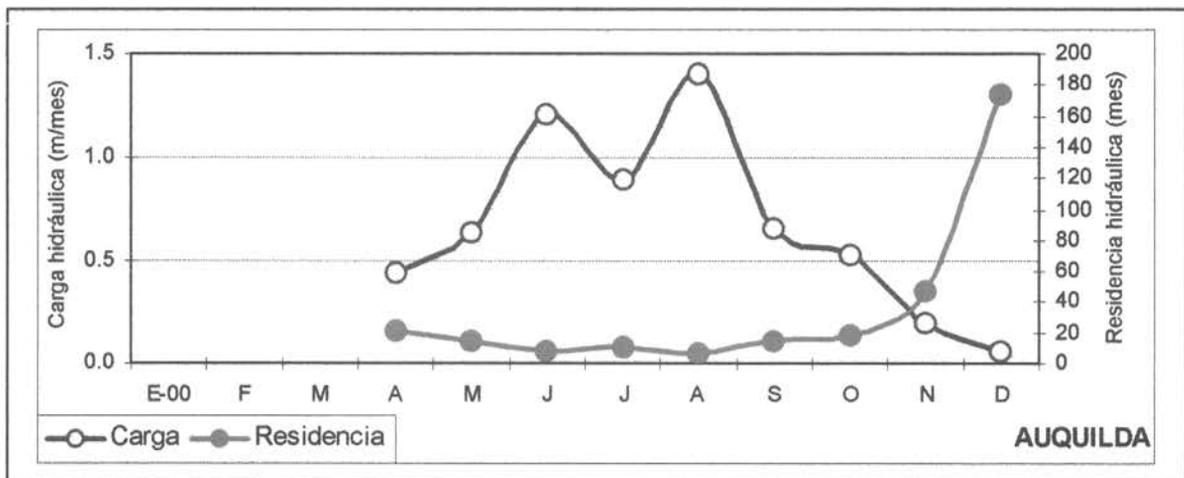


Figura 36: Relación entre carga hidráulica y tiempo de residencia registrada mensualmente en el Lago Auquilda.

LAGOS YALDAD Y TRES MARIAS

Selección de sitios apropiados para el emplazamiento de centros de cultivos de peces.

Desde el punto de vista de la normativa vigente contenida en el decreto N° 427 de la Subsecretaría de Pesca, publicado en el Diario Oficial el 10 de febrero de 1990, en los cuerpos lacustres destinados al cultivo de salmónidos se deberá tener un nivel de producción máximo de 1 tonelada de peces por cada 35 hectáreas de lago, es decir, se tiene que dividir por 35 la extensión total del lago para determinar su capacidad de producción. Bajo esta normativa en el lago Yaldad se podrían producir como máximo 11.87 toneladas de peces; mientras que el lago Tres Marías tendría una capacidad de producción de 16.96 toneladas de peces. Dentro de este contexto, si consideramos que se empleen balsas jaulas de 10x10x10 m, con una carga de 5 kg/m³ de peces, en la práctica significa que en el lago Yaldad se podría instalar un centro de cultivo con un máximo de tres balsas jaulas; mientras que en el lago Tres Marías el centro de cultivos constaría a lo mas de cuatro balsas jaulas.

La selección de sitios apropiados para el emplazamiento de infraestructura de cultivo de peces depende, en primer término de una buena de calidad de aguas y en segundo lugar de las características batimétricas y topográficas del fondo; además, de las características texturales de este. Por otro lado, son igualmente importantes las condiciones fisiográficas del área, esto último referido principalmente a la búsqueda de lugares abrigados a los vientos predominantes, que permiten mantener la infraestructura flotante a resguardo durante condiciones meteorológicas adversas.

Dentro de este contexto se realizaron cuantificaciones de algunos aspectos hidrodinámicos, con la finalidad de disponer de los antecedentes necesarios para proponer sitios con aptitudes para desarrollar el cultivo de salmonídeos en estos cuerpos de agua.

Lago Yaldad

Aspectos hidrodinámicos

a) Experiencia de Derivadores

Con la finalidad de obtener una aproximación referente a la dinámica que presenta la masa de agua en el lago Yaldad, se realizó durante la estratificación de verano, una experiencia con derivadores por un período aproximado de 4 horas.

Trayectoria seguidas (Fig. 37)

Derivadores superficiales: El patrón de circulación registrado en estos derivadores, corresponde al trabajo que ejerce el viento predominante al momento de realizar la experiencia. Al comienzo los derivadores tomaron rumbo al Este producto de la brisa predominante que en ese momento provenía del Oeste, posteriormente, en el último control, los derivadores tomaron rumbo hacia el Oeste, como consecuencia de la disminución del viento.

Derivadores de 5 metros: El patrón de circulación seguido por estos derivadores, difiere bastante del descrito anteriormente. En este caso se puede observar que los derivadores liberados en las orillas norte y sur del lago, tomaron dirección Oeste, mientras que el derivador que fue liberado en el sector central, tomó rumbo hacia el Este. Las trayectorias seguidas nos hacen prever que la masa de agua de los 5 metros se moviliza por las orillas en dirección este- oeste y al llegar al fondo del lago se devuelve por el canal central en dirección contraria.

Derivadores de 10 metros: El patrón seguido por estos derivadores es más atípico, ya que los tres derivadores prácticamente quedaron circulando en el mismo punto donde fueron liberados, situación que evidencia una escasa movilidad del estrato profundo

Analizando en conjunto el comportamiento de los derivadores, que reflejan el comportamiento de la masa de agua, se puede evidenciar, a priori, que para el sector estudiado la masa de agua superficial está sujeta a los movimientos que le imprimen los vientos predominantes; mientras que los estratos más profundos tienden a desplazarse en forma independiente del viento. Es así como se puede visualizar claramente que el estrato de los cinco metros, los derivadores se movilizan hacia el Oeste por las riberas, de menor profundidad; mientras que en la zona media que tiene mayor profundidad, se movilizan en sentido contrario, es decir, hacia el Este; lo cual ocurriría debido a que las masas de agua que se movilizan por las orillas, al llegar al extremo Este del lago, profundizan y regresan en dirección contraria por la zona media del lago. Por otro lado, el estrato profundo de menor movilidad aparentemente seguiría la

tendencia descrita para el estrato de los 5 metros. Con estos antecedentes es posible postular que el sector analizado del lago Yaldad, presenta un patrón de circulación que va a lo largo de su eje longitudinal mayor.

Distancias recorridas:

Derivadores superficiales (1.0 metro de profundidad). En la Tabla 86 se presenta un resumen de las distancias totales recorridas por los derivadores considerando toda la trayectoria seguida, desde el punto inicial de liberación hasta el punto final de su recorrido. De estos datos se puede ver claramente que los dos derivadores colocados en las cercanías de la ribera (A y C) registran distancias y velocidades similares; en cambio el derivador colocado en la parte media del lago tuvo un desplazamiento mayor y alcanzando también una mayor velocidad.

Tabla 86: Posiciones iniciales, finales y distancias totales recorridas por los derivadores superficiales, en el lago Yaldad.

Ubicación	Pos. Inicial	Pos. Final	Tiempo (horas)	Dist. Recorrida (m)	Velocidad (km/h)
A(ribera Sur)	43°01'34"S; 73°49'30"W	43°01'41"S; 73°49'21"W	3.5	407	0.12
B (zona media)	43°01'31"S; 73°49'31"W	43°01'40"S; 73°49'30"W	3.4	740	0.21
C(ribera Norte)	43°01'27"S; 73°49'38"W	43°01'37"S; 73°49'37"W	3.2	333	0.10

Derivadores de 5.0 metros de profundidad. En la Tabla 87 se presenta un resumen de las distancias totales recorridas por los derivadores considerando toda la trayectoria seguida, desde el punto inicial de liberación hasta el punto final de su recorrido. De estos datos se puede ver claramente que los derivadores colocados en las cercanías de la ribera sur y el de la zona media (A y B) recorrieron casi igual distancia a velocidades similares; mientras que el derivador colocado en la ribera Norte del lago tuvo un desplazamiento mayor, alcanzando velocidades superiores.

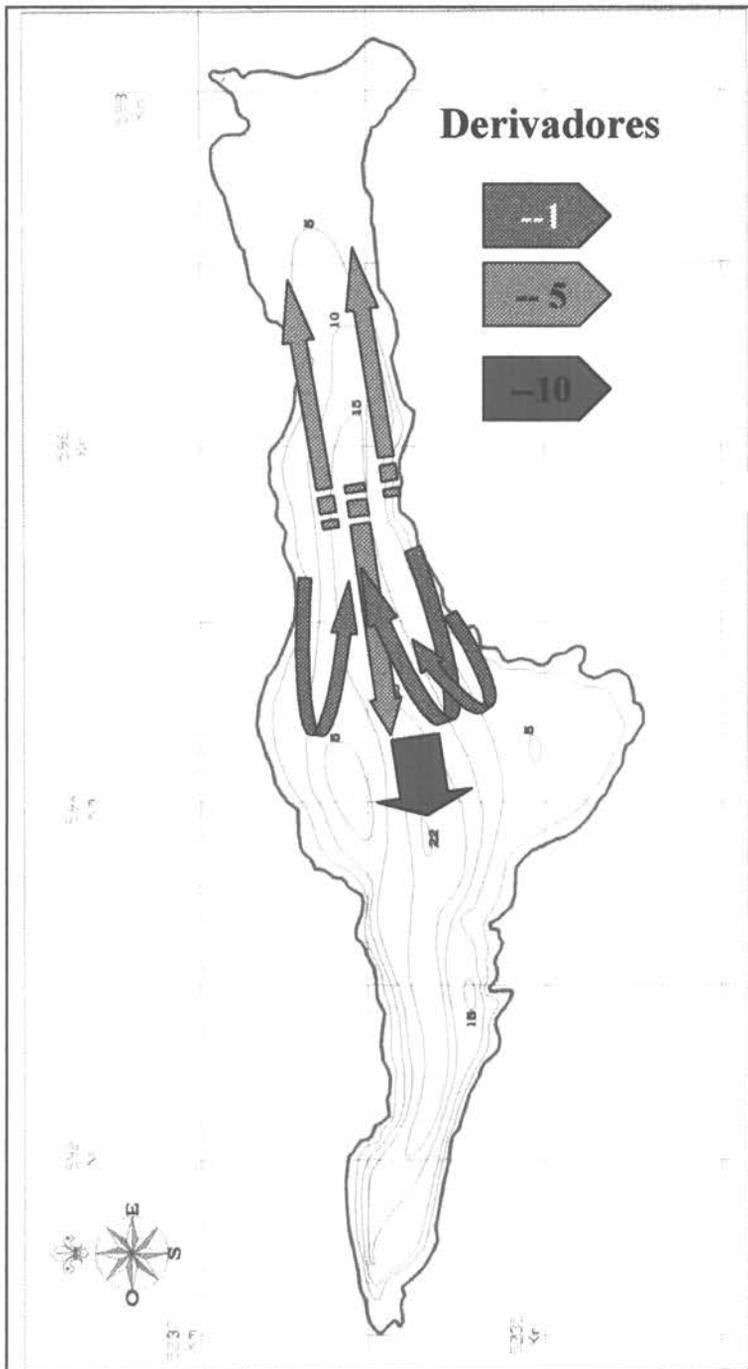


Figura 37. Lago Yaldad. Dinámica de masas de agua determinada con derivadores

Tabla 87: Posiciones iniciales, finales y distancias totales recorridas por los derivadores de 5.0 metros de profundidad en el lago Yaldad.

Ubicación	Pos. Inicial	Pos. Final	Tiempo (horas)	Dist. Recorrida (m)	Velocidad (km/h)
A(ribera Sur)	43°01'35"S; 73°49'32"W	43°01'31"S; 73°49'30"W	3.3	220	0.06
B (zona media)	43°01'32"S; 73°49'31"W	43°01'28"S; 73°49'34"W	3.4	185	0.05
C(ribera Norte)	43°01'28"S; 73°49'31"W	43°01'26"S; 73°49'33"W	3.4	370	0.10

Derivadores de 10.0 metros de profundidad. En la Tabla 88 se presenta un resumen de las distancias totales recorridas por los derivadores considerando toda la trayectoria seguida, desde el punto inicial de liberación hasta el punto final de su recorrido. De estos datos se puede ver claramente que en general los tres derivadores (A, B y C) recorrieron distancias muy similares y las velocidades son muy semejantes.

Tabla 88: Posiciones iniciales, finales y distancias totales recorridas por los derivadores de 10.0 metros de profundidad en el lago Yaldad.

Ubicación	Pos. Inicial	Pos. Final	Tiempo (horas)	Dist. Recorrida (m)	Velocidad (km/h)
A(ribera Sur)	43°01'36"S; 73°49'32"W	43°01'36"S; 73°49'32"W	3.3	110	0.03
B (zona media)	43°01'31"S; 73°49'32"W	43°01'34"S; 73°49'30"W	3.2	148	0.05
C(ribera Norte)	43°01'28"S; 73°49'31"W	43°01'31"S; 73°49'24"W	3.3	180	0.05

b) Hidrometría

Las alturas limnimétricas registradas en el lago Yaldad (ver Fig. 30), durante el período de estudio que abarcó desde julio del 2000, hasta mayo del 2001, demuestran claramente que este lago presenta un comportamiento en sus niveles de altura relativamente homogéneas durante

gran parte del período estudiado. No obstante, durante los meses de septiembre (2000) y marzo (2001) ocurren incrementos sustanciales de las alturas limnimétricas; mientras que durante abril del 2000 ocurrió una disminución considerable, como consecuencia de la escasez de lluvias. Obviamente este comportamiento está regulado por las precipitaciones que caen en la cuenca de drenaje, en el que el lago representa sólo un 6.7 % de la cuenca. En el comportamiento de las alturas destacan, como máximos, el peak observado en septiembre del 2000, cuando se alcanza una altura máxima cercana a los 1.4 metros y un promedio de 0.9 metros; y el peak que ocurre durante marzo del 2001, cuando producto de las fuertes precipitaciones, se alcanza un nivel promedio de 1.0 m y una altura máxima de 2.4 metros (ver Fig. 30). Las variaciones en las alturas limnimétricas están en directa relación con las fluctuaciones del caudal del río efluente el cual registró durante estos períodos de máximas alturas, las mayores salidas de agua desde el lago.

Por otra parte, como una forma de recoger antecedentes respecto de los procesos dinámicos que ocurren en la masa de agua, se procedió a calcular la carga hidráulica que recibe el cuerpo de agua mensualmente y el tiempo de residencia hidráulico correspondiente.

La carga hidráulica se calculó como la relación existente entre el Caudal del efluente estimado de acuerdo al balance hídrico durante cada mes y el área del lago, de acuerdo a las ecuaciones descritas anteriormente para el caso del lago Auquilda.

En la figura 38 se muestra la relación existente entre la carga hidráulica y el tiempo de residencia. Allí se puede apreciar como el lago Yaldad, está recibiendo mensualmente diferentes cargas hidráulicas, produciéndose una relación inversa entre ambas variables, de tal modo que cuando se incrementan las cargas hidráulicas, especialmente durante los meses de septiembre (2000) y marzo (2001), con valores de 9.75 y 11.1 m/mes, respectivamente; el tiempo de residencia correspondiente se reduce a valores inferiores a un mes. Por otro lado, cuando la carga hidráulica es mínima (mayo 2001), el tiempo de residencia hidráulico asciende casi a los 10 meses. Por lo anterior, se puede concluir que este lago, dada su relativamente extensa cuenca de drenaje y a las precipitaciones que de ella recibe, está siendo sometido a una carga hidráulica de consideración lo que permite a este lago tener un bajo tiempo de residencia hidráulico.

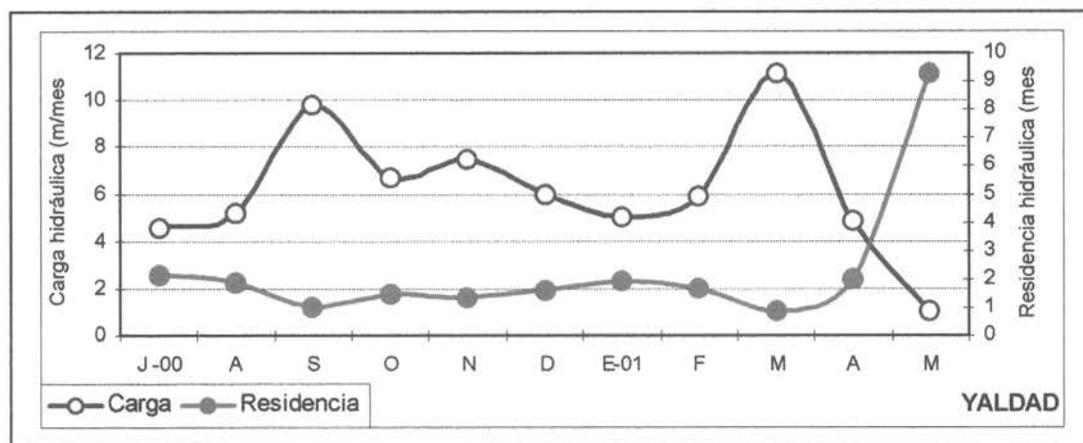


Figura 38: Relación entre carga hidráulica y tiempo de residencia en el lago Yaldad.

Sitios seleccionados

De acuerdo a los antecedentes, anteriormente señalados, y en conjunto con los antecedentes descritos en el capítulo de sedimentos, para el lago Yaldad, se seleccionaron dos sitios ubicados aproximadamente en la línea media del lago; ambos sitios reúnen algunas condiciones que los hacen aceptables para la futura disposición de centros de cultivos de salmonídeos (Fig. 39).

Sitio 1: Sector ubicado en las coordenadas UTM 594.850 E y 5235.760 N, en el extremo próximo al desagüe del lago, corresponde a un lugar relativamente abrigado a los vientos del sur y norte, no así a los provenientes del este y oeste. La profundidad máxima de este sector es cercana a los 20 metros y el fondo tiene una pendiente de aproximadamente un 5 %, entre el nivel superficial y la isobata de los 20 metros. El fondo está constituido en su textura básicamente de fango (fracción limo - arcilla igual al 90 %). Los contenidos de materia orgánica en estos tipos de sedimento son altos y sobrepasan el 50%.

Sitio 2: Sector que se ubica en el extremo opuesto al sitio 1, en las coordenadas UTM 593.150 E y 5235.530 N, este sitio presenta similares condiciones de abrigo a los vientos, descritos para el sitio 1. La profundidad máxima alcanza a los 22 metros, el fondo presenta una pendiente de 9 % entre el nivel superficial y la isobata de los 50 metros. El sustrato de fondo al igual que el sitio 1 está conformado igualmente de fango en una proporción similar. Los contenidos de materia orgánica de la misma manera superan el 50 %.

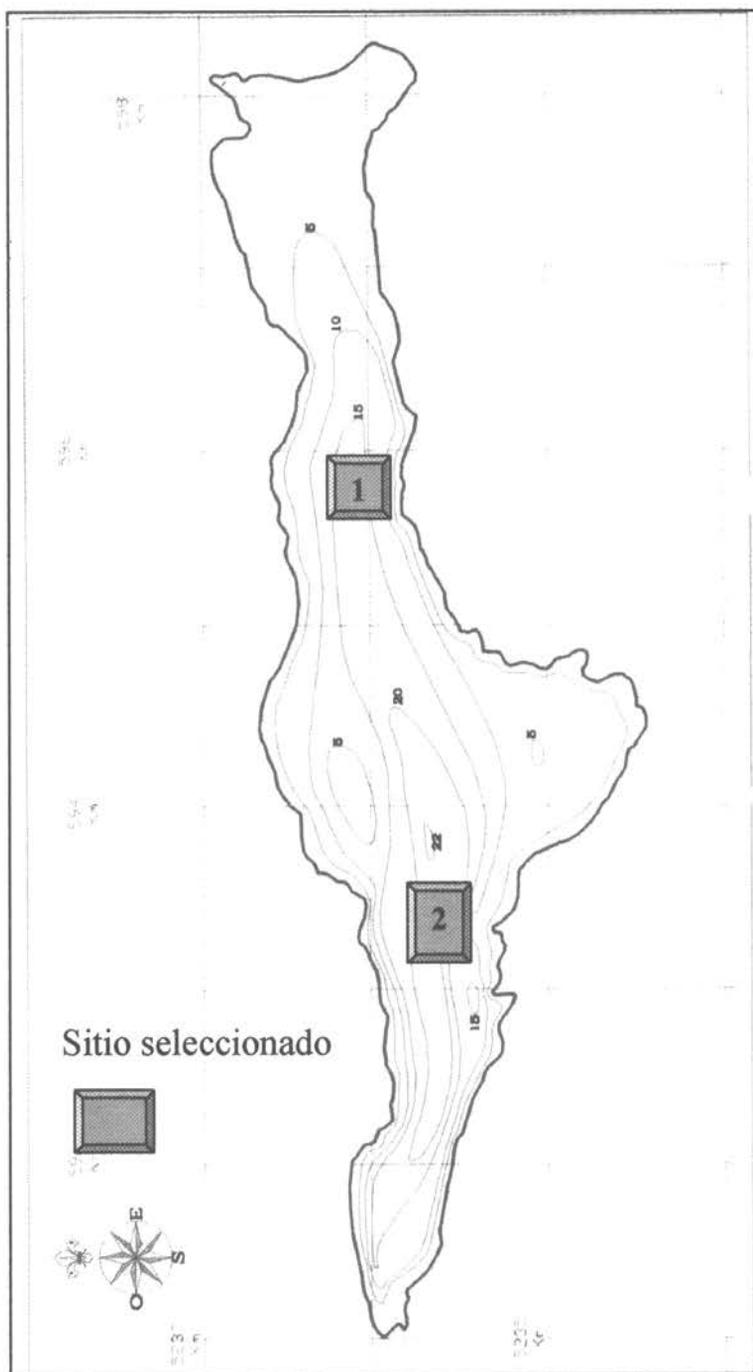


Figura 39: Lago Yaldad. Sitios seleccionados.

Lago Tres Marías

Aspectos hidrodinámicos

a) Experiencia de Derivadores

Con la finalidad de obtener una aproximación referente a la dinámica que presenta la masa de agua en el lago Tres Marías, se realizó durante la estratificación de verano, una experiencia con derivadores por un período aproximado de 4 horas.

Trayectorias seguidas (Fig. 40)

Derivadores superficiales: El patrón de circulación registrado en estos derivadores, corresponde a la influencia que ejerce el viento proveniente del Oeste, el cual soplaba en forma de brisa intermitente durante la realización de la experiencia. Esta condición provocó un movimiento inmediato de los derivadores de la ribera norte y del centro, hacia el Sur-Este; mientras que el derivador de la ribera Sur tomó rápidamente dirección hacia el Este.

Derivadores de 5 metros: El patrón de circulación descrito por estos derivadores, difiere en las trayectorias seguidas por los derivadores de la ribera Norte y centro, los cuales tienden a movilizarse hacia el Oeste; en cambio el derivador de la ribera Sur toma inmediatamente dirección hacia el Este. Las trayectorias seguidas, durante la experiencia, nos permiten visualizar una tendencia de movimiento que se manifiesta en que esta masa de agua tiende a realizar un giro anticiclónico siguiendo la ribera Sur; la cual presenta mayores profundidades que la ribera contraria y por ende, acumula un mayor volumen de agua. Este movimiento significaría que la masa de agua del lago tiende a girar formando un gran torbellino levógiro.

Derivadores de 10 metros: El patrón seguido por estos derivadores es muy similar al descrito para el estrato de los 5 metros; sólo que los desplazamientos logrados son menores, debido a la poca movilidad que, en general, presentan los estratos profundos. Este hecho reafirma la tendencia descrita, en el sentido que la masa de agua tiende a girar hacia la izquierda, especialmente bajo la condición de vientos predominantes del Oeste

El comportamiento de la masa de agua en el lago Tres Marías, muestra un patrón bien definido, en el cual tanto el estrato superficial, como el profundo (5 y 10 metros), tienden a girar en el sector más ancho del lago, formando un giro anticiclónico. Este giro se ve facilitado

debido a que se movilizan, las masas de agua, desde la ribera norte (sector de menor profundidad), hacia la ribera sur que tiene profundidades mayores; produciéndose como consecuencia un torbellino que tiene su centro de gravedad en la zona de mayor profundidad del lago.

Distancias recorridas:

Derivadores superficiales (1.0 metro de profundidad). En la Tabla 89 se presenta un resumen de las distancias totales recorridas por los derivadores considerando toda la trayectoria seguida, desde el punto inicial de liberación hasta el punto final de su recorrido. De estos datos se desprende que los dos derivadores colocados en las cercanías de la ribera (A y C) registran distancias y velocidades similares; en cambio el derivador colocado en la parte media del lago tuvo un desplazamiento mayor y alcanzando una velocidad levemente superior.

Tabla 89: Posiciones iniciales, finales y distancias totales recorridas por los derivadores superficiales, en el lago Tres Marías.

Ubicación	Pos. Inicial	Pos. Final	Tiempo (horas)	Dist. Recorrida (m)	Velocidad (km/h)
A(ribera Sur)	42°58'26"S; 73°50'35"W	42°58'35"S; 73°50'20"W	3.3	583	0.17
B (zona media)	42°58'37"S; 73°50'31"W	42°58'42"S; 73°50'05"W	3.0	650	0.21
C(ribera Norte)	42°58'48"S; 73°50'27"W	42°58'48"S; 73°49'58"W	3.0	470	0.16

Derivadores de 5.0 metros de profundidad. En la Tabla 90 se presenta un resumen de las distancias totales recorridas por los derivadores considerando toda la trayectoria seguida, desde el punto inicial de liberación hasta el punto final de su recorrido. De estos datos se puede ver claramente que los derivadores colocados en las cercanías de las riberas sur y norte (A y C) recorrieron mayores distancias alcanzando velocidades similares; mientras que el derivador colocado en la zona media del lago tuvo un desplazamiento menor, alcanzando una velocidad mínima.

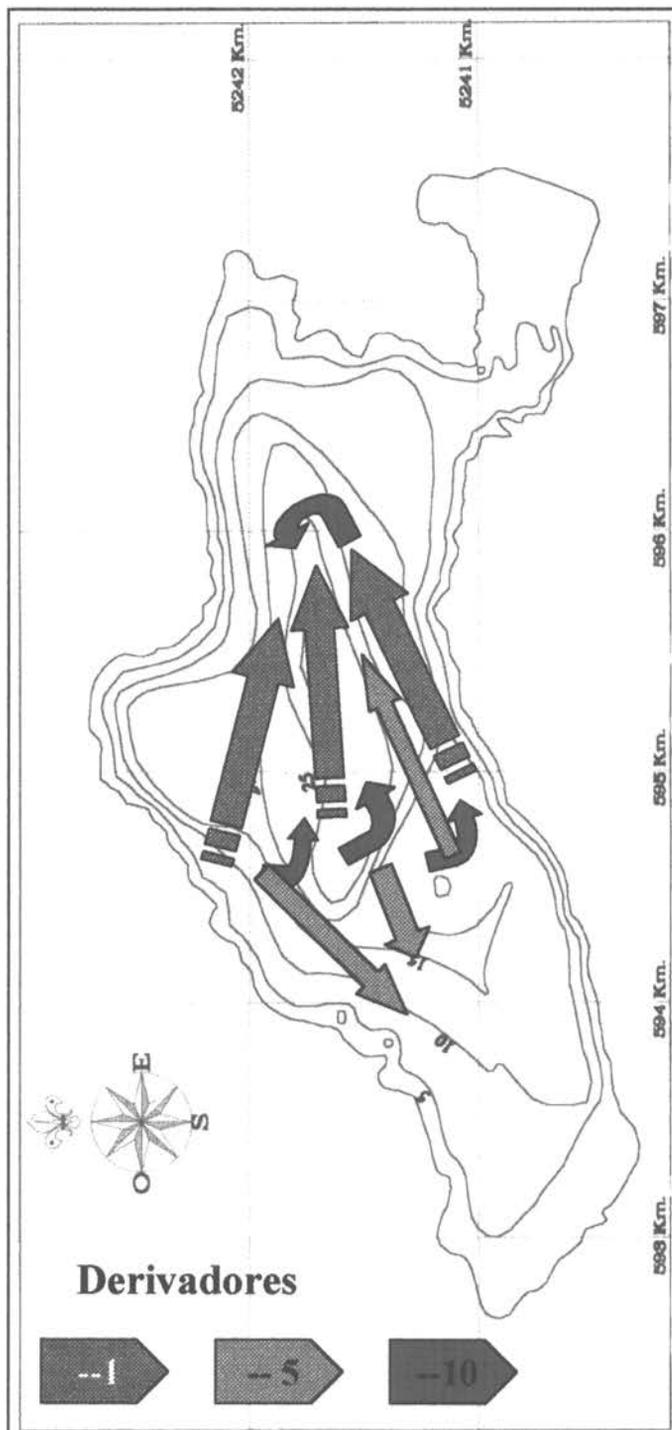


Figura 40. Lago Tres Marias. Dinámica de masas de agua determinada con derivadores

Tabla 90: Posiciones iniciales, finales y distancias totales recorridas por los derivadores de 5.0 metros de profundidad en el lago Tres Marías.

Ubicación	Pos. Inicial	Pos. Final	Tiempo (horas)	Dist. Recorrida (m)	Velocidad (km/h)
A(ribera Sur)	42°58'26"S; 73°50'35"W	42°58'35"S; 73°50'44"W	3.6	500	0.13
B (zona media)	42°58'37"S; 73°50'31"W	42°58'39"S; 73°50'36"W	3.4	120	0.04
C(ribera Norte)	42°58'48"S; 73°50'27"W	42°58'42"S; 73°50'09"W	3.0	360	0.12

Derivadores de 10.0 metros de profundidad. En la Tabla 91 se presenta un resumen de las distancias totales recorridas por los derivadores considerando toda la trayectoria seguida, desde el punto inicial de liberación hasta el punto final de su recorrido. De estos datos se puede ver claramente que el derivador instalado en la zona media es el que presenta el mayor recorrido; mientras que los derivadores ribereños registran distancias semejantes; en general las velocidades alcanzadas son mínimas.

Tabla 91: Posiciones iniciales, finales y distancias totales recorridas por los derivadores de 10.0 metros de profundidad en el lago Tres Marías.

Ubicación	Pos. Inicial	Pos. Final	Tiempo (horas)	Dist. Recorrida (m)	Velocidad (km/h)
A(ribera Sur)	42°58'26"S; 73°50'35"W	42°58'22"S; 73°50'34"W	3.5	140	0.04
B (zona media)	42°58'37"S; 73°50'31"W	42°58'45"S; 73°50'29"W	3.3	250	0.08
C(ribera Norte)	42°58'48"S; 73°50'27"W	42°58'47"S; 73°50'28"W	3.2	190	0.06

b) Hidrometría

Las alturas limnimétricas obtenidas en el balance hídrico del lago Tres Marías (Fig. 31), durante el periodo de estudio que abarcó desde julio del 2000, hasta mayo del 2001, registran un régimen muy similar al descrito para el lago Yaldad. En este se puede observar un comportamiento muy similar; con los mayores incrementos de las alturas limnimétricas durante septiembre y marzo y la mínima en abril. Como se mencionó anteriormente, para el

caso del lago Yaldad, este comportamiento está regulado por las precipitaciones que caen en la cuenca de drenaje, en este caso el lago representa un 39.8 % de la cuenca. En el comportamiento de las alturas destacan, como máximos, el peak observado en septiembre del 2000, cuando se alcanza una altura máxima cercana a los 1.6 metros y un promedio de 1.14 metros; y el peak que ocurre durante marzo del 2001, cuando producto de las fuertes precipitaciones, se alcanza un nivel promedio de 1.0 m y una altura máxima de 1.85 metros. Las variaciones en las alturas limnimétricas están, obviamente en directa relación con las fluctuaciones del caudal del río efluente el cual registró durante estos periodos de máximas alturas, las mayores salidas de agua desde el lago.

Con la finalidad de obtener antecedentes relacionados con los procesos dinámicos que ocurren en la masa de agua, se procedió a calcular la carga hidráulica que recibe el cuerpo de agua mensualmente y el tiempo de residencia hidráulico correspondiente.

La carga hidráulica se calculó como la relación existente entre el Caudal del efluente estimado de acuerdo al balance hídrico durante cada mes y el área del lago, de acuerdo a las ecuaciones ya descritas.

En la figura 41 se muestra la relación existente entre la carga hidráulica y el tiempo de residencia. Allí se puede apreciar que nuevamente el comportamiento de ambas variables siguen la misma tendencia descrita para el lago Yaldad. De este modo que cuando se incrementaron las cargas hidráulicas, especialmente durante los meses de septiembre (2000) y marzo (2001), con valores de 1.78 y 1.46 m/mes, el tiempo de residencia correspondiente es de 6.5 y 8 meses; mientras que cuando la carga hidráulica es mínima (0.13 m/mes), en abril del 2001, la residencia hidráulica llega a más de 80 meses. A pesar de las similitudes que existen entre los lagos Yaldad y Tres Marías, tanto en las dimensiones del espejo de agua, como en el comportamiento de las alturas limnimétricas, el lago Yaldad presentan un nivel de cargas hidráulicas y tiempos de residencia muy diferentes, lo que está íntimamente relacionado a la extensión de las cuencas de drenaje.

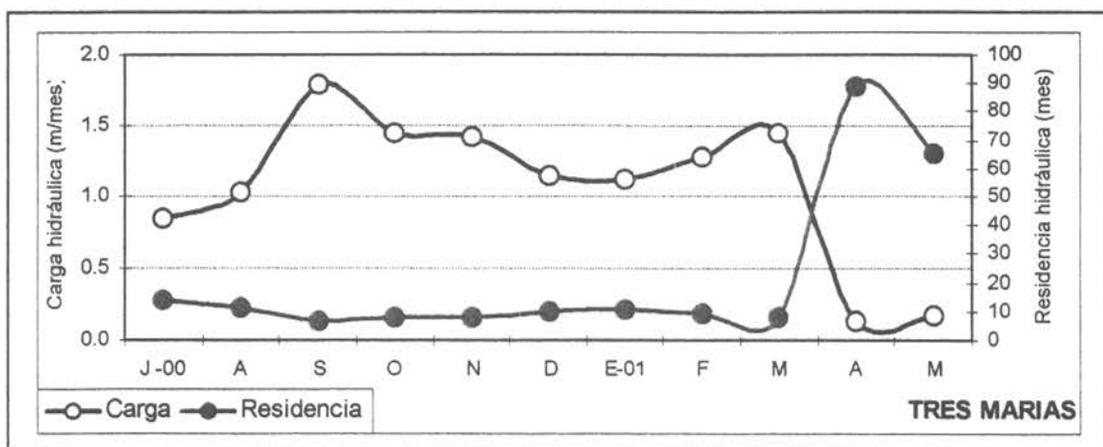


Figura 41: Relación entre la carga hidráulica y tiempo de residencia en el lago Tres Marías.

Sitios seleccionados

Para el caso del lago Tres Marías, se seleccionó un sitio ubicado en una bahía, localizada en la ribera norte del lago; este sitio reúne algunas condiciones que lo harían apto para emplazar un centro piscícola (Fig. 42).

Sitio 1: Sector ubicado en las coordenadas UTM 595.350 E y 5242.150 N, ubicado en una bahía localizada al extremo norte del lago, corresponde a un lugar relativamente abrigado a los vientos provenientes del norte, este y oeste. Presenta escasa protección a los vientos del sur. El sitio se ubica entre las isóbatas de los 15 y 20 metros de profundidad; el fondo tiene una pendiente de aproximadamente un 3 %, entre el nivel superficial y la isobata de los 20 metros. El fondo está constituido en su textura básicamente de fango y arena, en donde el componente fino (limo – arcilla) supera el 80%. Los contenidos de materia orgánica en este tipo de sedimento alcanzan al 50 % en el fango y la arena, respectivamente.

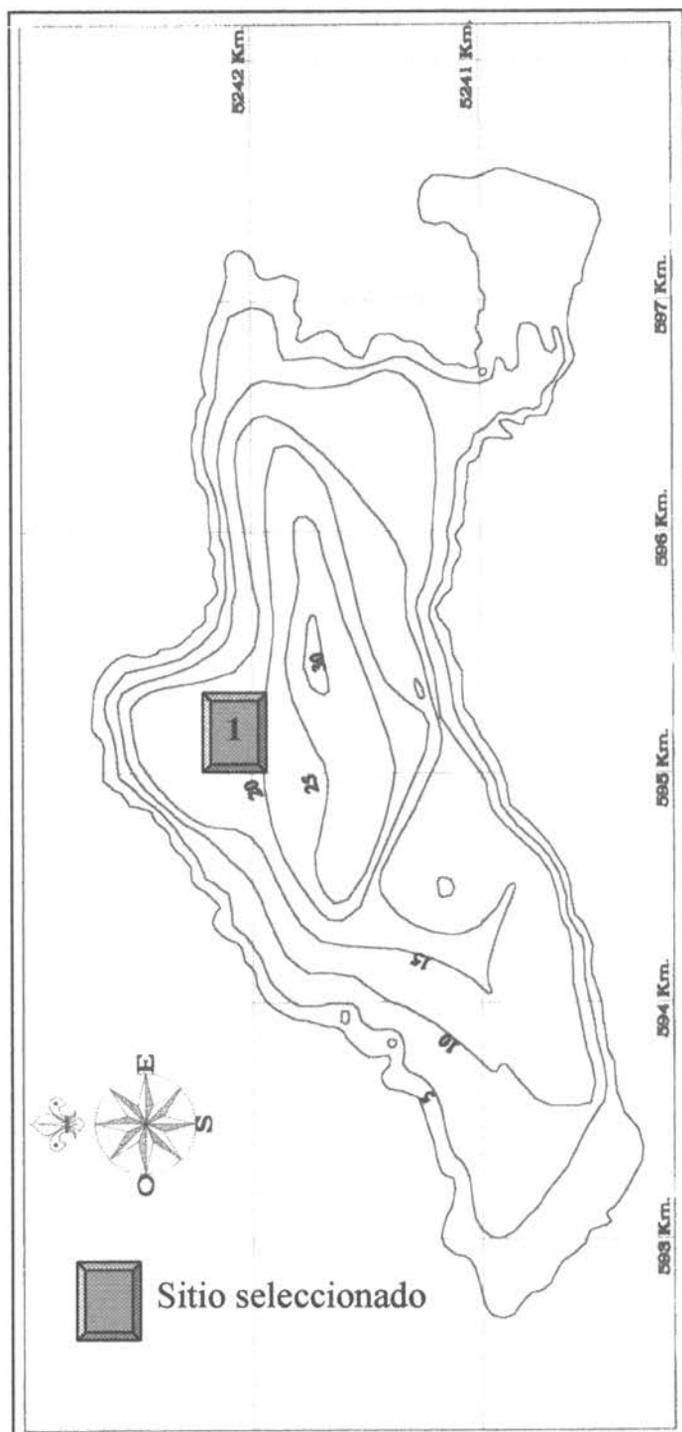


Figura 42: Lago Tres Marías. Sitios seleccionados.

➤ SENSIBILIZACION DEL MODELO APLICADO EN FUNCION DE LA INCORPORACION DE NUEVOS CENTROS DE CULTIVO A LOS YA EXISTENTES

De acuerdo con los antecedentes descritos anteriormente, en conjunto a los obtenidos en la máxima capacidad de carga en términos de producción de peces, podemos sensibilizar el modelo aplicado, ya sea para instalar nuevos centros de producción de peces, o bien para planificar tareas de recuperación de un cuerpo de agua.

Debido a que el aumento de la trofia de un cuerpo de agua está asociado principalmente al incremento en la disponibilidad de aquellos nutrientes denominados "limitantes". En el caso específico de los lagos chilenos el factor limitante es el fósforo; ya que este compuesto se encuentra en bajas concentraciones y es el que regula, finalmente, la productividad del sistema acuático; mientras que el nitrógeno es más abundante y se encuentra en exceso. Por este motivo, como es el fósforo el nutriente que determina el estado de trofia de un lago, utilizaremos este criterio para sensibilizar el modelo aplicado.

Para simular la producción de peces que seria factible de realizar hasta alcanzar la carga crítica, la que indicaría el cambio de nivel trófico de cada lago, se utilizará el procedimiento recomendado por Beveridge (1986), el cual se fundamenta en establecer los cálculos de producción de peces aplicando al ecuación de Dillon y Rigler (1974), de esta manera se obtiene un cuadro más cercano a la realidad. Debido a que se aplica un modelo dinámico, que incluye las variables recambios de masa de agua y coeficientes de retención de fósforo. Esto obviamente tiene ventajas comparativas respecto del empleo sólo de las diferencias brutas entre carga crítica y carga actual, para obtener el margen de producción en términos de máximo stock de peces cultivables.

$$L_{fish} = \frac{([P]f - [P]i) * z * f}{(1 - R_{fish})} \text{ (mg/m}^2 * \text{año)}$$

donde:

L_{fish} = Carga producto de la producción de peces

$[P]i$ = Concentración de fósforo inicial del lago

$[P]f$ = Concentración de fósforo final a la que se espera llegar

z = Profundidad media

f = factor de renovación anual

R_{fish} = Coeficiente de retención del fósforo aportado por los peces, se considera igual al R determinado para el lago.

La ventaja de utilizar la ecuación antes descrita reside en que es posible programar la concentración a la que se desea llegar, para no sobrepasar los niveles de carga crítica. De esta manera se trabaja con las diferencias entre la concentración media que posee un lago en la actualidad y la concentración a la cual se desea alcanzar. Con este procedimiento se obtiene el margen de carga de fósforo que el lago podría soportar y alcanzar la concentración final programada, y en consecuencia la producción de peces que sería factible de obtener en el cuerpo de agua, conociendo los aportes de fósforo que implica la producción de peces

Lago Auquilda

El lago Auquilda es el cuerpo de agua que presenta el mayor grado de intervención antrópica, tanto en su cuenca de drenaje, como dentro de su masa de agua. De allí que sea interesante evaluar en forma separada los aportes de nutrientes que son de origen natural y los de origen artificial.

Cargas naturales de P y N.

Las cargas naturales están representadas básicamente por los aportes de nutrientes provenientes de las aguas lluvias y de la escorrentía, a pesar de provenir en su mayor parte de áreas sujetas a intervención antrópica. Bajo este contexto podemos establecer que los aportes de agua lluvia representan aproximadamente el 1.2 % de la carga de fósforo y el 1.7 % de la carga de nitrógeno; mientras que la escorrentía aporta el 4.3 % del Fósforo y el 11.6 % del nitrógeno, que llega al lago Auquilda.

Carga Artificial de fósforo y nitrógeno

La carga artificial de fósforo y nitrógeno en el lago Auquilda, esta dada básicamente a través de las aguas residuales que provienen de los habitantes que viven en forma permanente y esporádicos visitantes que llegan hasta este sitio; además, de los aportes que entrega el centro

de cultivo de salmonídeos. Es así como los aportes de las aguas residuales alcanzan el 1.6 % y 2.1 % de las cargas de fósforo y nitrógeno, respectivamente. En cambio el centro de cultivo aporta un 66.4 % fósforo y un 83.1 % de nitrógeno. Por otra parte, los sedimentos también contribuyen con nutrientes a través de la carga interna, la cual puede ser atribuida, en este caso en particular, como consecuencia del cultivo de peces, debido a su alto contenido de fósforo. Es así como los sedimentos contribuyen con el 26.5 % del fósforo y el 1.3 % del nitrógeno.

En el lago Auquilda la carga crítica del nivel de hipereutrofia, está sobrepasada por la carga actual, de tal manera que la única alternativa que queda en este cuerpo de agua es someterlo a la brevedad a tareas de recuperación y prohibir su utilización en actividades de piscicultura intensiva.

La aplicación de la ecuación antes descrita, también tiene utilidad en este caso en particular, ya que es posible determinar, a través de la diferencia entre la concentración actual y la que tenía el lago Auquilda antes del emplazamiento del centro de cultivo de peces, los aportes que provocaron el cambio de trofia.

Aplicando la ecuación antes señalada tenemos lo siguiente:

Siendo:

$$[P]_i = 10.0 \text{ mg/m}^3 \text{ (Concentración media referencial de oligotrofia)}$$

$$[P]_f = 102.5 \text{ mg/m}^3 \text{ (Concentración media actual)}$$

$$z = 9.4 \text{ m}$$

$$f = 0.64$$

$$R_{\text{fish}} = 0.55$$

obtenemos:

$$L_{\text{fish}} = 1236.6 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{año} \text{ (Carga como producto del cultivo de peces)}$$

Si tomamos en cuenta que, en el lago Auquilda, la carga crítica de la eutrofia para alcanzar la hipereutrofia es de $1360.0 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{año}$, se hace evidente que con las cargas que está recibiendo como producto de la actividad de piscicultura, ya se sobrepasó el nivel de carga crítica. Por lo demás si consignamos que anualmente se están produciendo aproximadamente unas 50 toneladas de peces, esto equivale a producir 1.4 toneladas/hectárea.

Lagos Yaldad y Tres Marías

Los lagos Yaldad y Tres Marías, constituyen un conjunto de lagos prístinos a los cuales sólo se tiene acceso por vía aérea (helicóptero o hidroavión); lo cual demuestra el grado de escasa intervención a la cual están sometidos en la actualidad dichos cuerpos de agua. En este contexto, los aportes de nutrientes que ingresan a estos lagos sólo son de origen natural.

Lago Yaldad

Cargas naturales de P y N.

Las cargas naturales están representadas básicamente por los aportes de nutrientes provenientes de las aguas lluvias y de los afluentes (escorrentía). En este aspecto se pudo establecer que los aportes de agua lluvia representan aproximadamente el 0.2 % de la carga de fósforo y el 0.5 % de la carga de nitrógeno; mientras que los afluentes aportan el 26.8 % del Fósforo y el 99.5 % del nitrógeno, que llega al lago Yaldad. La carga interna hace un aporte significativo de fósforo con un 73%.

De acuerdo con estos antecedentes y a los obtenidos en la máxima capacidad de carga en términos de producción de peces, podemos sensibilizar el modelo aplicado, con la finalidad de eventualmente instalar centros de producción de peces.

En el lago Yaldad actualmente se encuentra, según la concentración media cuantificada en la masa de agua y, de acuerdo a la carga de fósforo que está recibiendo, se encontraría en el ámbito de la mesotrofia. En este contexto, si comparamos la carga actual con la carga crítica de la mesotrofia, la diferencia para llegar al nivel de eutrofia, corresponde a 1188.1 mg/m²*año. Esto significa que con un incremento de la carga actual (658.2 mg/m²), este lago alcanzaría el nivel de eutrofia. Al aplicar la ecuación, anteriormente descrita, con la finalidad de obtener el margen de carga que podría recibir como producto del cultivo de peces, tenemos lo siguiente:

siendo:

$$[P]_i = 15.5 \text{ mg/m}^3 \text{ (Concentración media actual)}$$

$$[P]_f = 35.0 \text{ mg/m}^3 \text{ (Concentración límite de la mesotrofia)}$$

$$z = 9.66 \text{ m}$$

$$f = 3.57$$

$$R_{\text{fish}} = 0.34$$

obtenemos:

$$L_{\text{fish}} = 1018.9 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{año} \text{ (Carga como producto del cultivo de peces)}$$

La carga de fósforo necesaria para llegar al nivel de Eutrofia corresponde a 1018.9 mg/m²*año, de acuerdo con este margen de carga, sería factible obtener una producción equivalente a 415 toneladas de peces, es decir, el lago Yaldad podría alcanzar el nivel de eutrofia en aproximadamente 34 años, con una producción anual de 12 toneladas, que corresponde al límite legal máximo de producción, según la legislación vigente (1 Ton/35ha). Por otra parte, si hipotéticamente se utiliza el lago Yaldad, con un nivel de producción de 50 toneladas/año, se alcanzaría la eutrofia en aproximadamente 8.3 años; ahora si se obtuviera en este lago una producción similar a la obtenida en el lago Auquilda (1.4 ton/ha *año), **este lago prístino alcanzaría la eutrofia en 9 meses aproximadamente.**

Lago Tres Marías

Cargas naturales de P y N.

Al igual que en el lago Yaldad las cargas de nutrientes que llegan al lago, básicamente corresponden a los aportes provenientes de las aguas lluvias y de la escorrentía (afluentes). Es así como se determinó que los aportes de agua lluvia representan el 35.3 % de la carga de fósforo y el 17 % de la carga de nitrógeno; mientras que los afluentes aportan el 43 % del Fósforo y el 26 % del nitrógeno, que llega al lago Tres Marías. Por otra parte, es interesante destacar que, tal como fue mencionado anteriormente, en este lago la carga interna contribuye con el 21.6% del fósforo y el 57.3% del nitrógeno.

De acuerdo con estos antecedentes y los obtenidos en la máxima capacidad de carga en términos de producción de peces, podemos sensibilizar el modelo aplicado, de acuerdo a la ecuación antes descrita, con la finalidad de evaluar la factibilidad productiva, en términos del máximo stock de peces que podrían ser cultivados sin sobrepasar su capacidad de carga actual. El lago Tres Marías actualmente, según las cargas de fósforo que está recibiendo, se encuentra en el nivel de la oligotrofia. La carga crítica de fósforo para llegar al nivel de

mesotrofia, corresponde a $152.6 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{año}$. Lo cual significa que este lago presenta un margen de sólo 37.6 mg/m^2 , para alcanzar el nivel de la mesotrofia. Sin embargo, a pesar de que este lago todavía está dentro del nivel de la oligotrofia, el modelo será sensibilizado considerando los niveles de concentración máximos de la mesotrofia. Por lo tanto, al aplicar la ecuación para estimar el nivel de carga de fósforo, que podría soportar como producto del cultivo tenemos lo siguiente:

siendo:

$$[P]_i = 15.2 \text{ mg/m}^3 \text{ (Concentración media actual)}$$

$$[P]_f = 35.0 \text{ mg/m}^3 \text{ (Concentración límite de la mesotrofia)}$$

$$z = 11.56 \text{ m}$$

$$f = 0.56$$

$$R_{\text{fish}} = 0.57$$

obtenemos:

$$L_{\text{fish}} = 298.1 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{año} \text{ (Carga como producto del cultivo de peces)}$$

La carga de fósforo necesaria para llegar al nivel de eutrofia, como consecuencia de la actividad de cultivo de peces implicaría obtener una producción de 173.5 toneladas, es decir, el lago Tres Marías podría alcanzar este nivel de trofia en aproximadamente 10.2 años, con una producción anual de 17 toneladas, que corresponde al límite legal máximo de producción, según la legislación vigente (1 ton/35 ha). Por otra parte, si hipotéticamente se empleara este lago, con un nivel de producción de 50 Toneladas/año, el lago alcanzaría la eutrofia dentro de 3.5 años; ahora bien, si el nivel de producción se incrementara a cantidades similares a las producidas en el lago Auquilda ($1.4 \text{ ton/ha} \cdot \text{año}$), el lago Tres Marías, que corresponde a un lago oligotrófico de características prístinas **alcanzaría la eutrofia en sólo 3 meses.**

DISCUSION

De acuerdo al objetivo general y los específicos del estudio, se ha determinado la capacidad de carga de los lagos Auquilda, Tres Mariás y Yaldad, en términos de stock cultivable de especies salmonídeas. Las conclusiones a que se llega en este estudio se sustentan en los resultados que responden a cada uno de los objetivos específicos. Estos resultados se han conseguido con objetividad científica y rigurosidad metodológica y están avalados por los conocimientos de la temática y la experiencia de los autores.

En general, la eutroficación de los cuerpos de agua se considera como un factor indeseable, ya que sus efectos pueden interferir de forma muy importante con los distintos tipos de uso, que se le puede asignar a los recursos hídricos (abastecimiento de agua potable, uso recreativo, riego, etc). Por lo tanto, las aguas de características eutróficas están sujetas a un mayor número de restricciones de uso, que las oligotróficas.

De acuerdo con lo señalado y los resultados obtenidos para el lago Auquilda, lo más recomendable sería intentar, en el corto plazo, recuperar este lago a niveles de trofia menores, (oligo – mesotrofia). Por lo tanto, se debería prohibir el uso de este lago para actividades de piscicultura. No debemos, olvidar que bajo la normativa vigente (Decreto 427 , de 1990) en el lago Auquilda, según su limitada dimensión, sólo se podría cultivar como máximo una tonelada de peces. Sin embargo, en este lago se han producido en total, según nuestro modelo predictivo, aproximadamente 450 toneladas de peces, desde el inicio de esas actividades de piscicultura.

Por otra parte, desde el punto de vista del uso de sus aguas, dadas las altas concentraciones de fósforo, no son recomendables para consumo humano, ya que según estándares internacionales, el límite máximo aceptable para el agua de bebida es de 50 $\mu\text{g/L}$. Así también, las concentraciones actuales de fósforo del lago Auquilda, están casi al límite de las aguas aceptables para el cultivo intensivo de salmonídeos en balsas jaulas.

De los tres lagos estudiados, solo Tres Mariás y Yaldad presentan características favorables que permiten la selección de sitios para ubicar la instalación de potenciales centros de cultivo de peces, considerando todos los aspectos detallados en resultados, como hidrología, topografía de fondo, hidrodinámica y fisiografía. No obstante, es necesario considerar que de a

acuerdo a la normativa vigente se exige que exista un mínimo de 5 metros de distancia entre el fondo de las mallas de las balsas jaulas y el fondo del lago, de tal manera que los sitios propuestos están considerados desde la isóbata de los 15 metros hacia la zona profunda. Por otro lado, en relación con la calidad físico - química de las aguas es evidente que estas aguas son de buena calidad para desarrollar el cultivo de peces; sin embargo, dadas las concentraciones medias de fósforo que superan los 9 $\mu\text{g/L}$, en los lagos Tres Marías y Yaldad, la instalación de futuros centros de cultivos deberá estar sometida a restricciones. En este contexto la normativa vigente (Decreto 427, artículo 12), señala que las unidades de cultivo deberán contar con un sistema de remoción de desechos orgánicos, el cual deberá eliminar el 85% de los sólidos suspendidos, en lagos cuya concentración de fósforo sea superior a 9 $\mu\text{g/L}$.

Sin embargo, de acuerdo con los resultados obtenidos y dada la condición prístina de los lagos Tres Marías y Yaldad, lo más recomendable sería intentar conservar dichos ambientes acuáticos sin intervención, con la finalidad de mantenerlos con sus características naturales. A este respecto se debe mencionar que los lagos chilotes presentan características propias, no comparables con los lagos del distrito andino, en cuanto a origen y características físico - químicas de sus aguas. Además, se debe agregar que, estos cuerpos de agua de la Isla de Chiloé, sólo en los últimos años se están estudiando desde el punto de vista limnológico; por lo tanto, recién se están conociendo sus características, pero lamentablemente la mayoría de ellos están siendo intervenidos fuertemente. En este caso específico los lagos Yaldad y Tres Marías, representan ambientes de características únicas, las cuales han sido mantenidas debido a su aislamiento, por carecer de vías de acceso. Por lo tanto, sería recomendable tener a futuro cercano un plan de uso potencial de dichos lagos, con fines alternativos a la instalación de centros de cultivos de salmonídeos; ya que dicha actividad productiva podría generar grandes alteraciones no sólo en la calidad físico - química de sus aguas, sino que a toda la biota que allí se encuentra. y de la cual no se tienen mayores antecedentes.

En el mismo sentido, otro aspecto a considerar, es que los lagos de baja a moderada profundidad, como son los lagos de Chiloé insular, en general tienen una tendencia natural hacia una lenta eutroficación; ya que los sistemas lacustres actúan como verdaderos resumideros de los acarreo de nutrientes, sedimentos y sustancias húmicas coloreadas que llegan, a través de los afluentes de sus respectivas cuencas. El color oscuro de las aguas

("aguas de tepú") se constituye en un filtro que regula la productividad fitoplanctónica, al limitar el ingreso de energía radiante fotosintéticamente activa (PAR) que llega a la masa de agua. De este modo se explica la paradoja de los lagos distróficos en los cuales a pesar de existir en el medio los nutrientes esenciales (P y N), en cantidades suficientes, estos no pueden ser utilizados por los productores primarios. Es así como en los lagos Yaldad y Tres Marías a pesar de existir estos nutrientes a niveles de oligotrofia a mesotrofia, las concentraciones de clorofila están a nivel de la ultraoligotrofia. En este aspecto es notorio en estos lagos, que el estrato en el cual se realiza el proceso de fotosíntesis (zona eufótica), está limitado a sólo un par de metros; en contraste con un sistema lacustre andino, donde este estrato tiene una extensión que sobrepasa los 30 metros.

Es destacable al respecto, que las condiciones distróficas de los lagos de Chiloé insular están estrechamente ligadas a la escasa intervención antrópica y a la vegetación nativa del bosque siempreverde de zonas húmedas con problemas de drenaje, donde es característica la presencia de ciertas especies, como *Tepualia stipularis* ("Tepú") y *Amomyrtus luma* ("Luma") las que le dan la característica coloración a los lagos chilotes. De esto se desprende que una tala indiscriminada de los elementos vegetacionales que rodean las cuencas lacustres, también contribuye a provocar el "aclaramiento" de las aguas y la pérdida de la condición distrófica con el consecuente incremento de la productividad primaria y cambios en la calidad de las aguas.

CONCLUSIONES

El análisis y discusión de los resultados permiten llegar a las siguientes conclusiones temáticas.

- 1) Las cuencas de los lagos Auquilda, Tres Marías y Yaldad están asociadas a una morfogénesis tectónico glaciario. Están ubicadas entre los paralelos 42°20' y 43° 02' S y alrededor del meridiano 73° 50' O.
- 2) Hidrológicamente el lago Auquilda es una cuenca cerrada, en ella no se observan efluentes ni afluentes superficiales continuos. El área de drenaje de la cuenca (1.36 km²) es 3.67 veces mayor que el área del lago (0.37 km²). La máxima profundidad del lago es de 17 m.
- 3) La subcuenca del Lago Tres Marías alcanza una superficie de 20.7 km² y es 3.5 veces mayor que el área del lago (5.9 km²). La máxima profundidad del lago es de 30 m.
- 4) La cuenca del lago Yaldad, está localizada inmediatamente al sur del lago Tres Marías, drena una superficie de 66.5 km² y es 15.8 veces mayor que el área del lago (4.2 km²). La máxima profundidad del lago es de 22 m.
- 5) En el lago Auquilda, las cargas anuales de P-total de las praderas-ganaderas (0.52 kg ha⁻¹ año⁻¹), son moderadamente superiores a las cargas exportadas desde las áreas agrícola-ganaderas (0.35 kg ha⁻¹ año⁻¹). Las cargas exportadas desde el bosque nativo (0.18 kg ha⁻¹ año⁻¹) son significativamente inferiores y semejantes a las cargas de los bosques de los lagos Tres Marías (0.19 kg ha⁻¹ año⁻¹) y Yaldad (0.24 kg ha⁻¹ año⁻¹).
- 6) La precipitación promedio en las cuencas de los lagos estudiados fluctuó entre 2.800 mm y 3.330 mm.
- 7) La variación estacional del contenido de agua de los tres lagos tuvo una relación directa con el régimen de las precipitaciones locales.
- 8) Del total de las precipitaciones incidentes en las cuencas de los lagos estudiados, la precipitación caída sobre el espejo de agua representa el 29% en el lago Auquilda; mientras que en el Yaldad y Tres Marías, representan el 6 y 39 %, respectivamente.
- 9) La precipitación total caída en la cuenca del lago Auquilda fue de 2.883.800 m³ de los cuales el 70% fue evacuada por el efluente.

- 10) En el lago Yaldad la precipitación total en las vertientes alcanzó a los 207.848.300 m³, siendo el 68.7 % evacuada a través del río efluente.
- 11) En el lago Tres Marías cayó una precipitación total de 42.416.800 m³, de los cuales el 91.8 % fue eliminada a través de su efluente.
- 12) El lago Auquilda presentó un régimen monomíctico temperado durante el 2000 como se esperaba para un lago de esta zona. La estratificación térmica del verano duró desde Enero hasta Abril del 2000. La temperatura máxima del epilimnion fue de 18,8 °C, la temperatura del hipolimnion estuvo alrededor de los 9 °C.
- 13) De acuerdo al régimen térmico los lagos Yaldad y Tres Marías se comportan como polimícticos temperados, bien mezclados desde la superficie hasta el fondo, sin una estratificación térmica estable, con un clinogrado entre 1 y 3 °C entre superficie y fondo. Las temperaturas invernales estuvieron alrededor de los 7-7,5 °C, las del verano entre 14-16,8 °C, y las de primavera y otoño entre 10 y 16,5 °C.
- 14) El agua de los lagos Auquilda, Tres Marías y Yaldad es blanda, levemente ácida (pH entre 5.4 y 6.7) y coloreada por sustancias húmicas.
- 15) En el lago Auquilda los parámetros químicos mostraron variaciones estacional y vertical, las cuales estuvieron muy relacionadas a los procesos biogeoquímicos. Principalmente influyó la degradación de la materia orgánica y la producción de CO₂ por la respiración.
- 16) En los lagos Tres Marías y Yaldad, la mayor parte de los parámetros químicos mostró variaciones estacionales y verticales relativamente moderadas subrayando su carácter prístino y típico para esta zona.
- 17) El oxígeno mostró en el lago Auquilda un comportamiento estacional y vertical muy marcado con variaciones entre 0 y 11 mg O₂ /L. Durante la estratificación vertical hubo anoxia en el hipolimnion, mientras que durante la mezcla invernal la columna de agua fue bien oxigenada. La demanda bioquímica de oxígeno, medido durante 5 días (DBO₅), fue alta alcanzando valores hasta de 32.8 mg/L.
- 18) En los lagos Yaldad y Tres Marías los perfiles de oxígeno reflejan la buena oxigenación (alrededor de 7 mg/L) de la masa del agua durante todo el año, resultado de la baja demanda de oxígeno con valores entre 0.3 y 1.9 mg/L DBO₅.

- 19) Con respecto al comportamiento de los nutrientes, fósforo total y nitrógeno total, en el lago Auquilda, se puede decir que en general todos los valores fueron altos, hasta muy altos, durante todo el año, dentro de los rangos de la eutrofia y la hipereutrofia.
- 20) Los lagos Yaldad y Tres Marías muestran un nivel de nutrientes, especialmente de fósforo y nitrógeno total, dentro de los rangos de la oligotrofia y la mesotrofia.
- 21) Los altos valores de clorofila *a* reflejaron el estado eutrífico del lago Auquilda durante la mayor parte del año. En verano, otoño e invierno la clorofila alcanzó valores desde 6.4 hasta 74 $\mu\text{g/L}$ en el epilimnion.
- 22) La clorofila *a* en los lagos Yaldad y Tres Marías alcanza concentraciones entre 0.1 - 3 $\mu\text{g/L}$. De acuerdo a estas concentraciones se puede clasificar a estos lagos como oligotróficos.
- 23) En el lago Auquilda se determinó una tasa de sedimentación de material particulado desde las balsas jaulas, de $32.31 \text{ g/m}^2 \cdot 24 \text{ horas}$, con contenidos de materia orgánica de 81%; donde los nutrientes P y N representan 3.93 y 6.19% respectivamente.
- 24) En los sedimentos localizados bajo las balsas jaulas los contenidos de fósforo y nitrógeno, son de 1.26 y 3.46%, respectivamente; mientras que en los sitios alejados de dichas instalaciones los porcentajes de fósforo fluctúan entre 0.12 y 0.27%; y los de nitrógeno entre 1.31 y 2.02 % .
- 25) En los sedimentos existentes en el fondo de los lagos Tres Marías y Yaldad, la concentración de fósforo y nitrógeno presenta valores promedio de 0.19 y 1.12 para el fósforo y nitrógeno, respectivamente.
- 26) El lago Auquilda es el único de los tres lagos, en el cual se desarrollan actividades de piscicultura. Entre enero y diciembre del año 2000, el Centro de cultivo de peces aportó a la masa de agua 685 kilos de fósforo y 3315 kilos de nitrógeno.
- 27) En el lago Auquilda la carga de fósforo alcanzó a los $2811.6 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{año}$ y la de nitrógeno a $10859.4 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{año}$. Los aportes naturales representados por el agua lluvia contribuyen con el 1.2 % de la carga de fósforo y el 1.7 % de la carga de nitrógeno; mientras que la escorrentía aporta el 4.3 % del fósforo y el 11.6 % del nitrógeno. Por otra parte la carga artificial, esta dada básicamente a través de las aguas residuales con 1.6 % y 2.1 % de las cargas de fósforo y nitrógeno, respectivamente; en tanto que el centro de cultivo aporta un 66.4 % de fósforo y un 83.1 % de nitrógeno. Los sedimentos contribuyen a través de la

carga interna, como consecuencia del cultivo de peces, con el 26.5 % del fósforo y el 1.3 % del nitrógeno.

- 28) En el lago Tres Marías la carga de fósforo total fue de $125.0 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{año}$ y la carga de nitrógeno de $3112.9 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{año}$; los aportes de agua lluvia representan el 35.3 % de la carga de fósforo y el 17 % de la carga de nitrógeno; los afluentes aportan el 43 % del fósforo y el 26 % del nitrógeno y la carga interna contribuye con el 21.6% del fósforo y el 57.3% del nitrógeno.
- 29) En el lago Yaldad la carga de fósforo total es de $658.2 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{año}$; mientras que la de nitrógeno corresponde a $4491.5 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{año}$. Los aportes de agua lluvia representan aproximadamente el 0.2 % de la carga de fósforo y el 0.5 % de la carga de nitrógeno; los afluentes aportan el 26.8 % del fósforo y el 99.5 % del nitrógeno, y la carga interna hace un aporte significativo de fósforo con un 73%.
- 30) Solo en los lagos Tres Marías y Yaldad existen condiciones para el establecimiento de centros de cultivo.
- 31) Bajo la normativa del decreto N° 427 de la Subsecretaría de Pesca, D.O. del 10/02/1990, que establece un nivel de producción máximo de 1 tonelada de peces por cada 35 hectáreas de lago, el lago Tres Marías tendría una capacidad de producción de 17 (16.96) toneladas de peces, mientras que en el lago Yaldad se podrían producir como máximo 12 (11.87) toneladas de peces.
- 32) Si se emplean balsas jaulas de $10 \times 10 \times 10 \text{ m}$, con una carga de peces de 5 kg/m^3 , en la práctica el lago Yaldad podría sostener un centro de cultivo con un máximo de tres balsas jaulas; mientras que en el lago Tres Marías el centro de cultivos podría tener cuatro balsas jaulas.
- 33) Respecto a la sensibilización del método, en el lago Auquilda la carga crítica de fósforo del nivel de hipereutrofia, está sobrepasada por la carga actual, de tal manera que la única alternativa posible para este cuerpo de agua es someterlo a tareas de recuperación y no autorizar su utilización en actividades de piscicultura intensiva.
- 34) En el lago Yaldad la carga crítica de fósforo para alcanzar el nivel de eutrofia corresponde a $1018.9 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{año}$. Con este margen de carga, sería factible obtener una producción equivalente a 415 toneladas de peces. El lago podría alcanzar el nivel de eutrofia en aproximadamente 34 años, con una producción anual de 12 toneladas de acuerdo al D. N°

427/90. Sin embargo, si se obtuviera en este lago una producción similar a la del lago Auquilda (1.4 ton/ha *año), este lago prístino alcanzaría la eutrofia en aproximadamente 9 meses.

35) En el lago Tres Marías la carga crítica de fósforo del nivel de eutrofia, implicaría obtener una producción de 173.5 toneladas de peces, por lo que este lago podría alcanzar este nivel de trofia en aproximadamente 10.2 años, con una producción anual de 17 toneladas, de acuerdo al D. N° 427/90. Sin embargo, si el nivel de producción se incrementara a cantidades similares a las producidas en el lago Auquilda (1.4 ton/ha *año), el lago Tres Marías, que es oligotrófico de características prístinas alcanzaría la eutrofia en sólo 3 meses.

36) No obstante, dada su condición de ambientes de características prístinas no sería recomendable intervenir estos sistemas de extrema fragilidad, tanto en el cuerpo de agua como en sus cuencas de drenaje.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Anderson, F., Black, L., Mayer, L. & L. Watling. 1981. A temporal and spatial study of mud flat texture. *Northeastern Geology*. 3: 184-191.

American Public Health Association (APHA). 1997. Standar Methods for Examination of Water. 20th Edition. American Water Works Association & Water Environment Federation, USA.

Barton, JR 1997. Environment, sustainability and regulation in commercial aquaculture: the case of Chilean salmonid production. *Geoforum* 28: 3-4, 313-328.

Campos H. (1997): Determinación de la capacidad de carga y balance de fósforo y nitrógeno de los lagos Huillinco, Cucao, Natri, Tepuhueico y Tarahuín.. Informe Científico-Técnico. Universidad Austral de Chile – Fondo de Investigación Pesquera. 227 p.

Cañete, I; Gorny, M.; Kunstamnn, A.; Dollenz, O. & Carrasco, F. 2000. Determinación de la capacidad de carga del lago Sofia en la XII región. 209 pp. Proyecto FIP 99-26.

Chien, Y. W., Hong,-Thih, L & Shiu-Mei, L. 1999. Modeling the effects of sodium chloride on degradation of chloramphenicol in aquaculture pond sediment. *Scie. Total Env.* 239: 81-87.

Coyne, R; Hiney-M; Smith, P. 1996. Transient presence of oxytetracycline in blue mussels (*Mytilus edulis*) following its therapeutic use at a marine Atlantic salmon farm. *Aquaculture* 149: 3-4.

Dillon, P.J. & Rigler, F.H. 1974. The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes. *Limnol.Oceanogr.*, 19:767-773.

Dillon, P.J. & Rigler, F.H. 1975. A simple method for predicting the capacity of lake for development based on lake trophic status. *Jour. Fish. Res.Bd.Can.* 32:1519-1531.

Dirección Meteorológica de Chile. <http://www.meteochile.cl>

Fassbender, H.W. & E. Bornemisza. 1987. Química de suelos, con énfasis en suelos de América Latina. Instituto Interamericano de Cooperación para la agricultura (IICA). San José Costa Rica, 420 pp.

Halling-Serensen, B.; Nielsen, S.N.; Lanzky, P.F.; Ingerslev, F.; Lutzhoft, H.C.H., Jorgensen, S. E.. 1998. Occurrence, fate and effects of pharmaceutical substances in the environment. a review. *Chemosphere* 36 (2): 357-393.

Huber, A., A. Martínez. 1995. Redistribución de las precipitaciones en un bosque de la pluviselva valdiviana. *Medio Ambiente* 12 (2):7-13.

- Huber A., A. Iroumé. 2001.** Variability of annual rainfall partitioning for different sites and forest covers in Chile. *Journal of Hydrology* (1-4): 78-92.
- Jørgensen, S.E. & Vollenweider, R.A. 1989a.** Problemas de lagos y reservorios. In: Jørgensen, S.E. & Vollenweider, R.A (Eds.): *Directrices para la Gestión de lagos*. Vol. 1. International Lake Environment Committee Foundation and United Nations Environment Programme, Japon, 27-32 pp.
- Larsen, D.P. & Mercier, H.T. 1976.** Phosphorus retention capacity of lake. *Jour. Fish. res. Bd. can.*, 33:1742-1750.
- Machova, J.; Svobodova, Z.; Svobodnik, J.; Piacka, V.; Vykusova, B. & Kocova, A., 1996.** Persistence of malachite green in tissues of rainbow trout after a long-term therapeutic bath. *Acta-Veterinaria-Brno*. 1996, 65: 2, 151-159; 30 ref.
- Ministerio de Obras Públicas. 1987.** Balance Hídrico de Chile. Dirección General de Aguas. 27 p.
- MOPT, 1992.** Guía para la elaboración de estudios del medio físico. Contenido y metodología. Serie monografías de la Secretaría de Estado para las Políticas del Agua y el Medio Ambiente. Ministerio de Obras Públicas y Transporte.
- OCDE, 1982.** Eutrophication of waters monitoring assessment and Central Final Report. OCDE Cooperative Programme on monitoring of Inland waters (eutrophication control). Environment directorate, OCDE, Paris, 154 pp.
- Oyarzún C.E., H. Campos & A. Huber (1997)** Exportación de nutrientes en microcuencas con distinto uso del suelo en el sur de Chile (Lago Rupanco, X Región). *Revista Chilena de Historia Natural* 70: 507-519.
- Phillips, M.J. & Beveridge, M. 1986.** Cages and effect on water condition fish farmer, 9 (3): 17-19.
- Powell, M. D., Wright, G.M., Speare, D. J. 1995.** Morphological changes in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) gill epithelia following repeated intermittent exposure to chloramine-T. *Canadian-Journal-of-Zoology*. 1995, 73: 1, 154-165
- Powell, M. D. & Perry, S. F. 1996.** Respiratory and acid-base disturbances in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) blood during exposure to chloramine T, paratoluenesulphonamide, and hypochlorite. *Canadian-Journal-of-Fisheries-and-Aquatic-Sciences*. 53: 4, 701-708.
- Prado-Fiedler, R.; Leighton, S.; Sery, J.; Silva, N; Vega, S.; Escobar, M. 1999.** Determinación de la capacidad de carga y balance de Fósforo y Nitrógeno en los lagos Chapo, Yelcho, Popetan y Laguna San Antonio en la X región. 616 pp. Proyecto FIP. 97-40.
- Ridler, N. B. 1997** Rural development in the context of conflictual resource usage. *Journal-of-Rural-Studies*. 13 (1): 65-73.

Ryding, S.O. & Rast, W. 1992. El control de la eutroficación en lagos y pantanos. P.J. Editorial Pirámide, S.A. y Unesco. Madrid. España. 375 p.

S.A.F. 1995. Fotografías aéreas, escala 1:20.000. Servicio aereofotogramétrico de Chile.

Sanchez J. G. Speare, D.J. Sims D.E. & Johnson, G. J. 1998 Morphometric assessment of epidermal and mucous-biofilm changes caused by exposure of trout to chloramine-T or formalin treatment. *SO: Journal-of-Comparative-Pathology*. 118: 1: 81-87.

Speare, D. J. & MacNair, N. 1996. Effects of intermittent exposure to therapeutic levels of formalin on growth characteristics and body condition of juvenile rainbow trout. *Journal-of-Aquatic-Animal-Health*. 1996, 8: 1, 58-63.

Strahler, 1987. Modern Physical Geography. Third Edition. 488 p.

Svobodova, Z., Groch, L., Flajshans, M., Vykusova, B. & Machova, J. 1997. The effect of long-term therapeutic bath of malachite green on common carp (*Cyprinus carpio* L.). *Acta Veterinaria-Brno*. 66(2): 111-116.

Veit H. & K. Garleff (1995) Evolución del paisaje cuaternario y los suelos en Chile central-sur. En: *Ecología de los bosques nativos de Chile* (JJ Armesto, C. Villagrán & MK Arroyo eds.) pp. 29-50. Editorial Universitaria, Santiago de Chile.

Vollenweider, R.A. 1968. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing water, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. Technical Report DAS/CSI/68.27, Environmental Directorate, Organization for Economic Cooperation and Development (OECD), Paris 154 p.

Vollenweider, R.A. 1969. Möglichkeiten und Grenzen elementarer Modelle der Stoffbilanz von Seen (In German: Possibilities and limits of elementary models concerning the budget of substances in lakes). *Arch. Hydrobiol.*, 66: 1-36.

Vollenweider, R.A. 1975. Input-output models with special reference to phosphorus. Loading concept in limnology. *Schweiz. Zeit. Hydrol.*, 37: 53-84.

Vollenweider, R.A. 1976. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 33:53-83.

Vollenweider, R.A. & Dillon, P.J. 1974. The application of phosphorus loading concept to eutrophication research. N:R:C: Tech. Rep., 13690: 42 p.

ANEXO

**Calificación técnica
Pre-Informe Final FIP 99-25**

Observaciones y Respuestas

Calificación técnica
Pre-Informe Final FIP 99-25

""Después de una detallada revisión y análisis del Pre-Informe final del proyecto FIP 99-25 "Determinación de la capacidad de carga y balance de fósforo y nitrógeno de los lagos Auquilda, Yaldad y Tres Marías". Ejecutado por la Universidad Austral de Chile, cuyo investigador responsable es el Dr. José Arenas Morales. Resuelvo en favor de la Aprobación con observaciones de dicho informe.""

Observaciones:

- 1) La masa de nutrientes exportados desde las cuencas hacia los lagos, fue estimada a partir de la fracción total o disuelta?
- 2) Cuál fue el procedimiento que se utilizó para estimar los coeficientes de exportación de los lagos Yaldad y Tres Marías a partir de los resultados de Campos (1997)
- 3) Incluir los errores de los balances iónicos para los iones mayoritarios
- 4) Los lagos Yaldad y Tres Marías presentan elevadas concentraciones de materia orgánica total en los sedimentos. La calidad de la MOT es similar a la observada en el lago Auquilda?
- 5) Considerando que hubieron numerosas dificultades para determinar los aportes puntuales a cada uno de los lagos y las pérdidas a través de los efluentes. Es posible evaluar el error asociado a dichas estimaciones, ya que podrían tener un efecto muy significativo sobre los balances máxicos. El aporte por recarga interna en el lago Yaldad podría responder a una subestimación de la carga alóctona de nutrientes, o bien, a una sobreestimación de la salida de nutrientes, ya que este lago presenta condiciones aeróbicas la mayor parte del tiempo.
- 6) Existen antecedentes que permitan establecer que el fósforo es el nutriente limitante en estos sistemas.
- 7) Es posible que las diferencias entre la masa observada y predicha para el nitrógeno y fósforo en los diferentes lagos, se deba a errores en las estimaciones de los aportes y/o pérdidas. Como podría esta situación alterar el "margen" asociado a las cargas críticas para los lagos Yaldad y Tres Marías.

Respuestas :

1) La masa de nutrientes exportados desde las cuencas hacia los lagos, fue estimada a partir de la fracción total o disuelta?

La masa de nutrientes exportados desde las cuencas hacia los lagos, fue estimada a partir de la fracción total (solución + particulado).

2) Cuál fue el procedimiento que se utilizó para estimar los coeficientes de exportación de los lagos Yaldad y Tres Marías a partir de los resultados de Campos (1997)

Para estimar los coeficientes de exportación de nutrientes del uso del suelo en los lagos Yaldad y Tres Marías, se utilizaron los coeficientes del bosque nativo calculados por Campos (1997) en la cuenca del lago Huillinco. Con estos índices, más los datos mensuales de escorrentía generados con el modelo general del balance hídrico calculados en el informe de Huber, se estimaron la exportación de nutrientes desde las superficies con bosque nativo para un período anual ($\text{kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$). En el lago Huillinco, estos coeficientes se determinaron en microcuencas con bosque nativo, donde se tomaron muestras mensuales de agua en la salida de las microcuencas, las cuales fueron calibradas con limnógrafos registradores de caudal de agua. La exportación mensual de fósforo y nitrógeno de la microcuenca fue calculada combinando los caudales medidos con los limnógrafos con la concentración de N y P medidos durante el muestreo mensual. Luego, se dividió la exportación mensual de P y N de la microcuenca (mg/mes) por el área de la cuenca (m^2), para obtener las cantidades exportadas por unidad de área ($\text{mg/m}^2 \text{ mes}$ o kg/ha mes).

3) Incluir los errores de los balances iónicos para los iones mayoritarios.

No es parte de la propuesta, pero en el caso del lago Auquilda el balance de iones es alrededor de -15% , es decir “sobran” aniones. Proponemos que la explicación más probable es que esto es causado por la sobre estimación de HCO_3^- resultado del problema de determinación por titulación en aguas coloreadas que enmascaran el viraje de color del indicador y que además contienen otras sustancias con propiedades de buffer (p.e. ácidos húmicos).

4) Los lagos Yaldad y Tres Marías presentan elevadas concentraciones de materia orgánica total en los sedimentos. La calidad de la MOT es similar a la observada en el lago Auquilda?

Las concentraciones de materia orgánica presente en los sedimentos de los Lagos Yaldad y Tres Marías, fueron efectivamente elevadas, pero con rangos similares a los calculados para el lago Auquilda.

No se puede determinar si la calidad de la MOT fue similar entre los cuerpos de agua, pero si indicar que la mayor parte del contenido orgánico de Yaldad y Tres Marías, corresponde a restos vegetales alóctonos, especialmente aquellos pertenecientes a la fracción mayor a $0,063 \text{ mm}$.

La calidad de la materia orgánica total (MOT) del sedimento, expresada en términos de N y P total es diferente entre los tres lagos, existiendo para los sedimentos obtenidos bajo las balsas jaulas del Lago Auquilda valores muy superiores (P: 1,26 % N: 3,46), con aquellos obtenidos de los lagos Yaldad (P: 0,19 % y N 1,17 %) y Tres Marías (P: 0,19 % y N: 1,12 %). Ambos lagos presentaron valores comparables a los registrados en la Ensenada del lago Auquilda (estación 3), ubicada lejos del centro de cultivo (P: 0,12 y N: 1,31).

5) (5.1.) Considerando que hubieron numerosas dificultades para determinar los aportes puntuales a cada uno de los lagos y las pérdidas a través de los efluentes.

(5.2) Es posible evaluar el error asociado a dichas estimaciones, ya que podrían tener un efecto muy significativo sobre los balances máxicos.

(5.3) El aporte por recarga interna en el lago Yaldad podría responder a una subestimación de la carga alóctona de nutrientes, o bien, a una sobreestimación de la salida de nutrientes, ya que este lago presenta condiciones aeróbicas la mayor parte del tiempo.

(5.1.) Considerando que hubieron numerosas dificultades para determinar los aportes puntuales a cada uno de los lagos y las pérdidas a través de los efluentes.

Tal como se menciona en el Pre-Informe final hubo dificultades para cuantificar los aportes puntuales de agua y nutrientes de los afluentes y efluentes de los lagos Yaldad y Tres Marías. No obstante, la metodología empleada respecto a la cuantificación de los aportes y pérdidas hídricas fue la adecuada, ya que se fundamenta en los datos obtenidos del balance hídrico, el cual considera, por una parte, las mediciones directas de la precipitación en la cuenca y, por otra, los registros cada 10 minutos de las alturas limnimétricas en cada uno de los lagos. Por lo tanto, estos antecedentes permiten obtener un cuadro más completo en el tiempo, respecto del comportamiento hidrológico de los aportes y salidas de cada lago, lo que evidentemente adquiere mayor representatividad en los intervalos de tiempo considerados, que la representatividad obtenida de la medición puntual de los caudales de los afluentes y efluente.

(5.2) Es posible evaluar el error asociado a dichas estimaciones, ya que podrían tener un efecto muy significativo sobre los balances máxicos.

En lo que respecta a la cuantificación de las concentraciones de los nutrientes P y N provenientes desde la escorrentía, podemos considerar que los valores obtenidos son bajos y similares a los registrados por Campos *et al.* (1997), en la cuenca del lago Huillinco, cuyo entorno presenta características idénticas a los lagos investigados en este proyecto, de tal manera que no podemos considerar que las concentraciones determinadas pudiesen estar sub o sobrestimadas. Por otra parte, nuestros resultados concuerdan plenamente con los planteamientos de Smart *et al.* (1985), quienes señalan que en zonas templadas las concentraciones de nutrientes son generalmente bajas en los arroyos que aportan aguas desde bosques no perturbados, intermedias en cuencas con pastizales y

altas en aguas que provienen de cuencas en áreas urbanas. Del mismo modo, Likens et al. (1977) señalan que las bajas concentraciones químicas que se registran en las escorrentías que aportan aguas desde bosques, se deben en parte a un reciclado eficiente de nutrientes entre los componentes de este ecosistema. Por lo anteriormente señalado, nuestros resultados son coincidentes con los planteamientos establecidos en la literatura; por lo tanto, estas coincidencias validan los resultados obtenidos; y en todo caso de incurrir en errores en las determinaciones estas serían de escasa significancia.

En relación con la posible existencia de errores en la determinación de las pérdidas de nutrientes a través de los efluentes, consideramos que la metodología que hemos aplicado es la adecuada; ya que el cálculo de la masa de nutrientes se hizo, por un lado, sobre la base de los volúmenes de agua registrados en cada lago, obtenidos a través de las fluctuaciones de las alturas limnimétricas registrados en los intervalos de tiempo considerados y, por otro, de las concentraciones de nutrientes que fueron registradas en el estrato superficial de los lagos Yaldad y Tres Marías, el cual obviamente corresponde a la porción de agua que está siendo evacuada por los respectivos efluentes. De esta manera consideramos que es muy poco probable la ocurrencia de errores significativos en estas cuantificaciones.

Por otra parte, en relación con el posible error en las cuantificaciones de los aportes y las pérdidas de fósforo y nitrógeno, las que podrían tener un efecto muy significativo sobre los balances máxicos, podemos aseverar que tal apreciación no es correcta, ya que tal como se mencionó anteriormente, de existir errores en los aportes y salidas de nutrientes estos serían mínimos. Además, debemos agregar que la diferencia en el contenido de fósforo ó nitrógeno en la columna de agua es el factor de mayor relevancia dentro de las variables consideradas en el balance máxico y; por lo tanto, son estas variables las que están determinando en último término la presencia de carga interna o sedimentación de nutrientes.

(5.3) El aporte por recarga interna en el lago Yaldad podría responder a una subestimación de la carga alóctona de nutrientes, o bien, a una sobreestimación de la salida de nutrientes, ya que este lago presenta condiciones aeróbicas la mayor parte del tiempo

La presencia de carga interna en el lago Yaldad, responde a la dinámica de un cuerpo de agua con las características de este lago somero (profundidad máxima de 22 metros); por estas características es que presenta condiciones de oxigenación en el fondo, debido a que la acción del trabajo del viento puede movilizar las masas de agua provocando turbulencia hasta el fondo, lo cual contribuye a la liberación de nutrientes desde los sedimentos; este hecho ya fue descrito por Zicker *et al.* 1965, quienes señalan que para cuerpos de agua someros la tasa de liberación de fósforo de los sedimentos se duplica si los sedimentos son perturbados por turbulencia. Por otra parte, Lee *et al* (1977) y Thornton & Nduku (1982), han establecido que la entrega de carga interna no sólo está asociada a condiciones anaeróbicas, sino que también se manifiesta bajo condiciones aeróbicas. Por lo anterior, los resultados obtenidos respecto de la presencia de carga interna en el lago Yaldad, a pesar de presentar oxigenación en toda la columna de agua

durante el año, son totalmente concordantes con los antecedentes registrados en la literatura.

6) Existen antecedentes que permitan establecer que el fósforo es el nutriente limitante en estos sistemas.

Según la ley de Liebig, para un determinado cuerpo de agua, la relación en que se encuentran el nitrógeno y el fósforo definirá cual de ellos es el elemento limitante de la producción algal y, por lo tanto, de la eutroficación: si la relación en peso es mayor que siete, el elemento limitante es el fósforo y si es menor será el nitrógeno (Rast y Lee, 1978). De acuerdo con este razonamiento, en la mayoría de los cuerpos de agua chilenos, que han sido estudiados, el elemento limitante es el fósforo; hasta ahora sólo se ha descrito en algunos cuerpos lacustres, ubicados en el distrito de lagos de Torres del Paine (Patagonia chilena), una limitación por Nitrógeno (Soto *et al.* 1994).

En lo que respecta a los lagos estudiados en el presente proyecto la relación N: P es igual a 11.5:1 en el lago Yaldad, 10.1: 1 en el Tres Marías y 11.0: 1 en el lago Auquilda.

El color oscuro de las aguas pardas ("aguas de tepú") de estos lagos se constituye en un filtro que regula la productividad fitoplanctónica, al limitar el ingreso de energía radiante fotosintéticamente activa (PAR) que llega a la masa de agua. De este modo se explica la paradoja de los lagos distróficos en los cuales a pesar de existir en el medio los nutrientes esenciales (P y N), en cantidades suficientes, estos no pueden ser utilizados por los productores primarios. Es así como en los lagos Yaldad y Tres Marías a pesar de existir estos nutrientes a niveles de oligotrofia a mesotrofia, las concentraciones de clorofila están a nivel de la ultraoligotrofia. En este aspecto es notorio en estos lagos, que el estrato en el cual se realiza el proceso de fotosíntesis (zona eufótica), está limitado a sólo un par de metros; en contraste con un sistema lacustre andino de aguas transparentes, donde este estrato tiene una extensión que sobrepasa los 30 metros.

7) Es posible que las diferencias entre la masa observada y predicha para el nitrógeno y fósforo en los diferentes lagos, se deba a errores en las estimaciones de los aportes y/o pérdidas.

Como podría esta situación alterar el "margen" asociado a las cargas críticas para los lagos Yaldad y Tres Marías.

Las diferencias existentes entre las concentraciones observadas y las obtenidas a través de modelo predictivo corresponden obviamente a las diferencias típicas que provienen de la aplicación de un modelo predictivo, dichas diferencias en un buen modelo se consideran inferiores a un 30 % (Ryding y Rast, 1982)

Por otro lado, debemos aclarar que no se afecta de ninguna manera los márgenes de carga, debido a que estos se calculan por diferencia entre las cargas observadas y las cargas críticas, así tenemos que:

- a) En la obtención de las cargas observada, tal como fue planteado anteriormente (Observación N°6), la posibilidad de errores significativos en las determinaciones de los ingresos y egresos de nutrientes son prácticamente nulas
- b) En la determinación de las cargas críticas, estas se calculan básicamente empleando aquellas variables relacionadas con la morfometría de los lagos (como carga hidráulica, profundidad media y tiempo de residencia hidráulico) y las concentraciones límites establecidas para cada nivel de trofia.

En consecuencia no existe posibilidad de que se alteren significativamente los márgenes de carga para cada lago; ya que para ellos no se emplean las cargas obtenidas a través del modelo predictivo.