

UNIVERSIDAD NACIONAL DE CÓRDOBA

FACULTAD DE ARQUITECTURA DISEÑO Y URBANISMO

TESIS DE MAESTRÍA EN GESTIÓN AMBIENTAL
DEL DESARROLLO URBANO



ESTUDIO DE LA PROBLEMÁTICA AMBIENTAL DE EUTROFICACIÓN
DEL EMBALSE SAN ROQUE (CÓRDOBA)
APORTES PARA LA GESTIÓN DEL RECURSO

MARÍA INÉS RODRÍGUEZ

DIRECTOR: DR MARCELO J. AVENA

Lugar de realización: UNC - Laboratorio de Hidráulica

INA – Centro de Investigación de la Región Semiárida

- 2003 -



UNIVERSIDAD NACIONAL DE CÓRDOBA

FACULTAD DE ARQUITECTURA URBANISMO Y DISEÑO



TESIS DE MAESTRÍA EN GESTIÓN AMBIENTAL
DEL DESARROLLO URBANO

ESTUDIO DE LA PROBLEMÁTICA AMBIENTAL DE EUTROFICACIÓN
DEL EMBALSE SAN ROQUE (CÓRDOBA)
APORTES PARA LA GESTIÓN DEL RECURSO

MARÍA INÉS RODRÍGUEZ
DIRECTOR: DR MARCELO J. AVENA

- 2003 -

Lugar de realización: UNC - Laboratorio de Hidráulica
INA CIRSA

*A Juan,
a nuestros hijos Joaquín y Aitana,
a mi familia
y al recuerdo de Inés Allende, presente en todo momento.*

INDICE

INDICE DE FIGURAS Y TABLAS	6
AGRADECIMIENTOS	10
RESUMEN	11
CAPÍTULO 1 : PROBLEMÁTICA AMBIENTAL DEL EMBALSE SAN ROQUE	12
1.1. DESCRIPCIÓN DE LA PROBLEMÁTICA DE EUTROFICACIÓN Y SU EVALUACIÓN.....	12
1.2. SITUACIÓN DEL EMBALSE SAN ROQUE Y OBJETIVOS DEL PRESENTE TRABAJO	14
1.3. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO	15
<i>1.3.1. DATOS HISTÓRICOS Y CARACTERÍSTICAS DE LA OBRA</i>	<i>15</i>
<i>1.3.2. CARACTERÍSTICAS FÍSICAS E HIDROLÓGICAS.....</i>	<i>16</i>
<i>1.3.3. USO DEL RECURSO</i>	<i>17</i>
CAPÍTULO 2 : LA MODELACIÓN COMO HERRAMIENTA DE GESTIÓN	19
2.1. MODELADO DE LA EUTROFICACIÓN	19
2.2. DIMENSIONES DE LOS MODELOS	20
2.3. COMPLEJIDAD ESTRUCTURAL DE LOS MODELOS	20
2.4. EVOLUCIÓN DE LOS MODELOS DE EUTROFICACIÓN	21
CAPÍTULO 3 : METODOLOGÍA	27
3.1. DISEÑO DE MUESTREO DEL EMBALSE SAN ROQUE Y SUS TRIBUTARIOS.....	27
3.2. METODOLOGÍA DE ESTIMACIÓN DE CARGA DE NUTRIENTES AL EMBALSE SAN ROQUE ..	29
3.3. METODOLOGÍA DE ANÁLISIS DE LA CALIDAD DE AGUA DEL EMBALSE SAN ROQUE.....	34
3.4. MODELO DE EUTROFICACIÓN APLICADO.....	35
CAPÍTULO 4 : RESULTADOS OBTENIDOS Y DISCUSIÓN	45
4.1. ESTIMACIÓN DE CARGAS DE P AL EMBALSE SAN ROQUE	45
<i>4.1.1. CARGAS POR TRIBUTARIOS</i>	<i>45</i>
<i>4.1.2. CARGAS DIRECTAS.....</i>	<i>68</i>
<i>4.1.3. CARGAS TOTALES DE P.....</i>	<i>68</i>
4.2. CALIDAD DE AGUA DEL EMBALSE SAN ROQUE	71
<i>4.2.1. DINÁMICA TÉRMICA Y DE OXÍGENO DISUELTO</i>	<i>71</i>
<i>4.2.2. DINÁMICA ESPACIAL Y TEMPORAL DE NUTRIENTES, CL A Y TRANSPARENCIA</i>	<i>79</i>
<i>4.2.3. CONSIDERACIONES SOBRE EL MONITOREO</i>	<i>89</i>
<i>4.2.4. DINÁMICA DEL FITOPLANCTON</i>	<i>91</i>
4.3. MODELADO DE LA EUTROFICACIÓN DEL EMBALSE SAN ROQUE	98
<i>4.3.1. SELECCIÓN DE MODELOS DE P, CL A Y SECCHI.....</i>	<i>98</i>
<i>4.3.2. DATOS INGRESADOS AL MODELO APLICADO</i>	<i>100</i>
<i>4.3.3. BALANCE HÍDRICO</i>	<i>101</i>
<i>4.3.4. BALANCE DE MASA DE P.....</i>	<i>103</i>
<i>4.3.5. DIAGNÓSTICO Y PREDICCIÓN DE LA CONDICIÓN TRÓFICA DEL EMBALSE SAN ROQUE</i>	<i>106</i>
4.4. MEDIDAS DE MITIGACIÓN Y REMEDIACIÓN DE LA EUTROFIZACIÓN	107
CAPÍTULO 5 : SUMARIO Y CONCLUSIONES	113
CAPÍTULO 6 : BIBLIOGRAFÍA.....	115
CAPÍTULO 7 : ANEXOS	121
7.1. ANEXO I : BASE DE DATOS OBTENIDA.....	121
7.2. ANEXO II: FIGURAS COMPLEMENTARIAS	150

7.3. ANEXO III : PLANILLAS DE RESULTADOS Y DATOS COMPLEMENTARIOS	152
7.4. ANEXO IV : REFERENCIAS DE FOTOGRAFÍAS	163

INDICE DE FIGURAS Y TABLAS

Figura 1.1: Principales problemáticas relacionadas a la calidad de agua asociadas a escalas temporales y espaciales de influencia (extraído y modificado de Straskraba, 1996).	12
Figura 1.2: Floración de algas	13
Figura 1.3: Vista panorámica de la Ciudad de Villa Carlos Paz	14
Figura 1.4: Antiguo muro (A) y actual cierre de la presa (B).	15
Figura 1.5: Foto del vertedero	16
Figura 1.6: Ubicación geográfica del Embalse San Roque (imagen satelital LANDSAT, Marzo/2000)	17
Figura 1.7 Figura 1.8: Distribución porcentual de caudales aportados al embalse por los tributarios	17
Figura 2.1: Modelo empírico de eutroficación	21
Figura 3.1: Ubicación de las estaciones de muestreo en el Embalse San Roque y sus tributarios	27
Figura 3.2: Parte del instrumental utilizado en los muestreos. Sonda Horiba U-10 (A), disco de Secchi (B) y botella muestreadora (C).	28
Figura 3.3: Variación en el nivel del embalse (11/99-09/00). ---- nivel del vertedero (643.3 msnm); • fecha de muestreo.	30
Figura 3.4: Variación anual de la población a orillas del Embalse San Roque (período promedio 1990-1995). Localidades consideradas: Va Carlos Paz, San Roque del Lago y Bialeto Massé, Va Lago Azul, Va Parque Siquiman, Estancia Vieja y San Roque.	31
Figura 3.5: Relaciones establecidas por el modelo BATHTUB (Walker, 1996).	35
Figura 4.1: Caudal estimado de ingreso al embalse por tributarios durante el período de estudio.	45
Figura 4.2: Caudales medidos en los tributarios del Embalse San Roque.	46
Figura 4.3: Hidrograma del Arroyo Los Chorrillos. DFLOW corresponde al caudal. Los símbolos (SAMPLE) indican el valor de caudal medido en la campaña de muestreo.	47
Figura 4.4: Regresión carga (LOAD) vs caudal (S FLOW) del Arroyo Los Chorrillos. Se indican los valores observados (STRAT 1) y los estimados (ESTIMATE)	48
Figura 4.5: Métodos de estimación de carga (LOAD) del Arroyo Los Chorrillos.	48
Figura 4.6: Distribución temporal de cargas (LOAD) del Arroyo Los Chorrillos. Se indican los valores observados (STRAT 1) y los estimados (ESTIMATE).	49
Figura 4.7: Regresión concentración (CONC) vs caudal (S FLOW) del Arroyo Los Chorrillos. Se indican los valores observados (STRAT 1) y los estimados (ESTIMATE).	49
Figura 4.8: Distribución temporal de la concentración (CONC) del Arroyo Los Chorrillos. Se indican los valores observados (STRAT 1) y los estimados (ESTIMATE).	50
Figura 4.9: Hidrograma del Arroyo Las Mojarras. DFLOW corresponde al caudal. Los símbolos (SAMPLE) indican el valor de caudal medido en la campaña de muestreo.	51
Figura 4.10: Regresión carga (LOAD) vs caudal (S FLOW) del Arroyo Las Mojarras. Se indican los valores observados (STRAT 1) y los estimados (ESTIMATE).	52
Figura 4.11: Método de estimación de carga (LOAD) del Arroyo Las Mojarras.	52
Figura 4.12: Distribución temporal de cargas (LOAD) en el Arroyo Las Mojarras. Se indican los valores observados (STRAT 1) y los estimados (ESTIMATE).	53
Figura 4.13 Regresión concentración (CONC) vs caudal (S FLOW) del Arroyo Las Mojarras. Se indican los valores observados (STRAT 1) y los estimados (ESTIMATE).	53
Figura 4.14: Distribución temporal de la concentración (CONC) del Arroyo Las Mojarras. Se indican los valores observados (STRAT 1) y los estimados (ESTIMATE).	54
Figura 4.15: Foto panorámica del área de desembocadura del Río San Antonio	54
Figura 4.16: Hidrograma del Río San Antonio. DFLOW corresponde al caudal. Los símbolos (SAMPLE) indican el valor de caudal medido en la campaña de muestreo.	55
Figura 4.17: Regresión carga (LOAD) vs caudal (S FLOW) del Río San Antonio. Se indican los valores observados (STRAT 1) y los estimados (ESTIMATE).	56
Figura 4.18: Métodos de estimación de carga (LOAD) para el Río San Antonio.	56
Figura 4.19: Distribución temporal de cargas (LOAD) para el Río San Antonio. Se indican los valores observados (STRAT 1) y los estimados (ESTIMATE).	57
Figura 4.20: Regresión concentración (CONC) vs caudal (S FLOW) del Río San Antonio. Se indican los valores observados (STRAT 1) y los estimados (ESTIMATE).	58
Figura 4.21: Distribución temporal de la concentración (CONC) del Río San Antonio. Se indican los valores observados (STRAT 1) y los estimados (ESTIMATE).	58
Figura 4.22: Foto del Río Cosquín	59
Figura 4.23: Hidrograma del Río Cosquín. DFLOW corresponde al caudal. Los símbolos (SAMPLE) indican el valor de caudal medido en la campaña de muestreo.	60

Figura 4.24: Regresión carga (LOAD) vs caudal (S FLOW) del Río Cosquín. Se indican los valores observados (STRAT 1) y los estimados (ESTIMATE).....	60
Figura 4.25: Métodos de estimación de carga(LOAD) para el Río Cosquín.....	61
Figura 4.26: Distribución temporal de cargas (LOAD) para el Río Cosquín. Se indican los valores observados (STRAT 1) y los estimados (ESTIMATE).....	61
Figura 4.27: Regresión concentración (CONC) vs caudal (S FLOW) del Río Cosquín. Se indican los valores observados (STRAT 1) y los estimados (ESTIMATE).....	62
Figura 4.28: Distribución temporal de la concentración (CONC) del Río Cosquín. Se indican los valores observados (STRAT 1) y los estimados (ESTIMATE).....	62
Figura 4.29: Métodos de estimación de carga (LOAD) del Río Suquía.....	63
Figura 4.30: Hidrograma del Río Suquía. DFLOW corresponde al caudal.....	64
Figura 4.31: Cargas de PT y PRS de tributarios y emisario estimadas a través de FLUX.....	66
Figura 4.32: Proporción PRS/PT (líneas) aportada por los tributarios al embalse y caudales (barras).....	66
Figura 4.33: Distribución de las cargas PT estimadas al Embalse San Roque según los distintos aportes.....	69
Figura 4.34: Embalse San Roque.....	71
Figura 4.35: Condiciones de mezcla y estratificación que pueden presentar los lagos.....	72
Figura 4.36: Perfil de temperatura en las desembocaduras del Río San Antonio (1 A y 1B) y Río Cosquín (3 A y 3B) correspondiente al 20/01/00.....	73
Figura 4.37: Perfil de temperatura en el área central (2 A,2B y2C) del embalse correspondiente al 20/01/00.....	73
Figura 4.38: Perfil de temperatura en el área de la garganta (4 A, 4B y 4C) correspondiente al 20/01/00.....	74
Figura 4.39: Perfiles de temperatura en el centro (2B) del Embalse San Roque en distintas fechas de muestreo.....	74
Figura 4.40: Histograma de frecuencia de concentración de oxígeno disuelto en área de desembocadura del Río San Antonio.....	76
Figura 4.41: Histograma de frecuencia de concentración de oxígeno disuelto en área del centro del Embalse....	76
Figura 4.42: Histograma de frecuencia de concentración de oxígeno disuelto en área de desembocadura del Río Cosquín.....	77
Figura 4.43: Histograma de frecuencia de concentración de oxígeno disuelto en área de la garganta.....	77
Figura 4.44: Perfiles de concentración de oxígeno disuelto en el centro del embalse.....	77
Figura 4.45: Perfil de oxígeno disuelto en 1 A.....	78
Figura 4.46: Perfil de oxígeno disuelto en 1B.....	78
Figura 4.47: Perfil de oxígeno disuelto en 2 A.....	78
Figura 4.48: Perfil de oxígeno disuelto en 2C.....	78
Figura 4.49: Perfil de oxígeno disuelto en 3 A.....	78
Figura 4.50: Perfil de oxígeno disuelto en 3B.....	78
Figura 4.51: Perfil de oxígeno disuelto en 4A.....	79
Figura 4.52: Perfil de oxígeno disuelto en 4B.....	79
Figura 4.53: Perfil de oxígeno disuelto en 4C.....	79
Figura 4.54: Variación temporal de la concentración de PRS en el embalse (0,2-3 m).....	80
Figura 4.55: Variación espacial de la concentración de PRS en el embalse (0,2-3 m).....	80
Figura 4.56: Variación espacial de la concentración de PT.....	81
Figura 4.57: Variación temporal de la concentración de PT.....	81
Figura 4.58: Perfiles de concentración de PRS en el centro del embalse.....	82
Figura 4.59: Perfiles de concentración de PT en 1 A.....	82
Figura 4.60: Perfiles de concentración de PT en 1B.....	82
Figura 4.61: Perfiles de concentración de PT en 3 A.....	83
Figura 4.62: Perfiles de concentración de PT en 3B.....	83
Figura 4.63: Perfiles de concentración de PRS en 4 B.....	83
Figura 4.64: Perfiles de concentración de PRS en 4C.....	83
Figura 4.65: Perfiles de concentración de PT en el centro del embalse.....	83
Figura 4.66: Variación espacial de las concentraciones de NIT (0,2-3 m).....	86
Figura 4.67: Variación temporal de las concentraciones de NIT, considerando todas las áreas del embalse (0,2-3 m).....	86
Figura 4.68: Variación espacial de la concentración de Cl <i>a</i>	88
Figura 4.69: Variación temporal de la concentración de Cl <i>a</i>	88
Figura 4.70: Variación espacial del disco de Secchi.....	88
Figura 4.71: Variación temporal del disco de Secchi.....	88
Figura 4.72: Variación espacial del disco de Secchi.....	90
Figura 4.73: Variación espacial de Cl <i>a</i>	90
Figura 4.74: Variación espacial de PT.....	90
Figura 4.75: Variación espacial de PRS.....	90
Figura 4.76: Variación espacial de NIT.....	90
Figura 4.77: Variación temporal de Cl <i>a</i>	90

Figura 4.78: Variación temporal de PT.....	91
Figura 4.79: Variación temporal de PRS.....	91
Figura 4.80: Variación temporal del disco de Secchi.....	91
Figura 4.81: Variación temporal de NIT.....	91
Figura 4.82: Variación de la concentración de Cl <i>a</i>	93
Figura 4.83: Variación de la concentración de NIT.....	93
Figura 4.84: Variación de la proporción N/P.....	94
Figura 4.85: Variación de la concentración de PRS.....	94
Figura 4.86: Algunas de las principales algas presentes en el Embalse San Roque que desarrollan floraciones.....	95
Figura 4.87: Variación temporal de grupos de algas a nivel superficial en el centro del embalse.....	96
Figura 4.88: Variación espacial de algas 23/11/99.....	96
Figura 4.89: Variación espacial de algas 03/01/00.....	96
Figura 4.90: Variación espacial de algas 20/03/00.....	96
Figura 4.91: Variación espacial de algas 20/06/00.....	96
Figura 4.92: Variación espacial de algas 13/09/00.....	96
Figura 4.93: Variación del tiempo de residencia (en azul) y volumen (en rojo) del embalse (media semanal).....	103
Figura 4.94: Esquema del balance de masa del P en el Embalse San Roque.....	105
Figura 4.95: Variación de PT, Cl <i>a</i> y Secchi en el embalse en diferentes escenarios con reducción de la carga de PT.....	109
Figura 4.96: Variación de la condición trófica evaluada según los indicadores de estado trófico del embalse (TSI) en diferentes escenarios con reducción de la carga de PT.....	109
Figura 7.1: Curvas de volúmenes y áreas del Embalse San Roque.....	150
Figura 7.2: Curva de descarga del vertedero del Embalse San Roque.....	150
Figura 7.3: Distribución de las estaciones de muestreo en el embalse y coeficientes de ponderación por área.....	151
Tabla 1.1: Características generales del Embalse San Roque (D.P.H.; 1980 y Bustamante y Vidal; 1997).....	16
Tabla 1.2: Características de las subcuencas de los tributarios al Embalse San Roque.....	17
Tabla 1.3: Uso general y principales actividades desarrolladas en la cuenca del Embalse San Roque (extractado de Barbeito y Ambrosino, 1999).....	18
Tabla 2.1: Modelos de eutroficación y calidad de aguas (1) Straskraba (1995);(2) Straskraba, Tundisi y Duncan (1993); (3) Stefan (1994); (4) Klapper (1991); (5) Ryding y Rast (1992), (6) Krenkel y Novotny (1980).....	24
Tabla 3.1: Coeficientes obtenidos por bibliografía que indican el P aportado anualmente por habitante sin tratamiento.....	31
Tabla 3.2: Algoritmos de estimación de cálculo de carga usados por FLUX (Walker, 1996).....	33
Tabla 3.3: Modelo BATHTUB, definiciones de los símbolos (Walker, 1996).....	36
Tabla 3.4: Opciones del modelo BATHTUB (Walker, 1996).....	37
Tabla 4.1: Análisis de los caudales del Arroyo Los Chorrillos. Los datos de la columna "ESTIMADOS" corresponden al período 1950-2001.....	47
Tabla 4.2: Estadísticos de regresión carga vs caudal para el Arroyo Los Chorrillos.....	47
Tabla 4.3: Métodos de estimación de carga de PT para el Arroyo Los Chorrillos. Se muestran la masa total aportada, la carga, su varianza, su concentración y CV. El método aplicado se resalta en rojo.....	48
Tabla 4.4: Estadísticos de regresión concentración vs caudal del Arroyo Los Chorrillos.....	49
Tabla 4.5: Análisis de los caudales del Arroyo Las Mojarras. Los datos de la columna "ESTIMADOS" corresponden al período 1950-2001.....	50
Tabla 4.6: Estadísticos de regresión carga vs caudal del Arroyo Las Mojarras.....	51
Tabla 4.7: Métodos de estimación de carga de PT del Arroyo Las Mojarras. Se muestran la masa total aportada, la carga, su varianza, su concentración y CV. El método aplicado se resalta en rojo.....	52
Tabla 4.8: Estadísticos de regresión concentración vs caudal para el Arroyo Las Mojarras.....	54
Tabla 4.9: Análisis de los caudales del Río San Antonio. Los datos de la columna "ESTIMADOS" corresponden al período 1950-2001.....	55
Tabla 4.10: Estadísticos de regresión carga vs caudal para el Río San Antonio.....	56
Tabla 4.11: Métodos de estimación de carga de PT para el Río San Antonio. Se muestran la masa total aportada, la carga, su varianza, su concentración y CV. El método aplicado se resalta en rojo.....	57
Tabla 4.12: Estadísticos de regresión concentración vs caudal para el Río San Antonio.....	57
Tabla 4.13: Análisis de caudales del Río Cosquín. Los datos de la columna "ESTIMADOS" corresponden al período 1950-2001.....	59
Tabla 4.14: Regresión carga vs caudal para el Río Cosquín.....	60
Tabla 4.15: Métodos de estimación de carga de PT para el Río Cosquín. Se muestran la masa total aportada, la carga, su varianza, su concentración y CV. El método aplicado se resalta en rojo.....	61
Tabla 4.16: Regresión concentración vs caudal para el Río Cosquín.....	62
Tabla 4.17: Analisis de caudales del Río Suquía.....	63
Tabla 4.18: Métodos de estimación de carga para el Río Suquía.....	63

Tabla 4.19: Estimación de cargas de PT en los tributarios y emisario del embalse	64
Tabla 4.20: Estimación de cargas de PRS en los tributarios y emisario del embalse. Se muestran la masa total aportada, la carga, su varianza, su concentración y CV. El método aplicado se resalta en rojo.	65
Tabla 4.21: Aportes de PT al Embalse San Roque.....	69
Tabla 4.22: Antecedentes de estimaciones de carga al Embalse San Roque.....	69
Tabla 4.23: Valores de carga de fósforo citados por Gavilán (1981).....	70
Tabla 4.24: Valores obtenidos para un período simulado de 1992-2010 con un escenario de no acción (Bechtel, Greeley - Hansen y Roggio, 1992).	70
Tabla 4.25: Valores de carga de fósforo estimadas por Bustamante et al (2000).....	70
Tabla 4.26: Distribución de aportes de P al Embalse Los Molinos.....	71
Tabla 4.27: Valores de temperatura en las distintas áreas del embalse en el estrato entre 0,2 m y 3 m.....	75
Tabla 4.28: Valores de concentración de oxígeno disuelto en el estrato entre 0,2 m y 3 m.....	76
Tabla 4.29: Concentraciones de PRS ($\mu\text{g/l}$) y PT($\mu\text{g/l}$) en las distintas fechas y áreas del Embalse San Roque. 1: segmento desembocadura Río San Antonio; 2: segmento centro; 3: segmento desembocadura Río Cosquín y 4: segmento garganta.....	80
Tabla 4.30: Concentraciones de nitrógeno inorgánico (NIT) en las distintas áreas del Embalse San Roque.	85
Tabla 4.31: Concentraciones de amonio en las distintas áreas del Embalse San Roque.	87
Tabla 4.32: Valores de concentración de Cl <i>a</i> en las distintas áreas del embalse.	89
Tabla 4.33: Valores del disco de Secchi en las distintas áreas del embalse.	89
Tabla 4.34: Datos ingresados en el modelo BATHTUB.....	101
Tabla 4.35: Morfometría del embalse y valores promedio de calidad observados.....	101
Tabla 4.36: Coeficientes del modelo y observaciones.	101
Tabla 4.37: Parámetros hidráulicos y balance hídrico estimado para el Embalse San Roque.....	102
Tabla 4.38: Balance de masa para el P.....	104
Tabla 4.39: Análisis estadístico de valores observados y predichos por el Modelo.....	104
Tabla 4.40: Parámetros utilizados en el cálculo de balance de masa considerando el aporte de sedimentos.....	106
Tabla 4.41: Concentraciones de PT en sedimentos en las distintas áreas del Embalse San Roque (Oroná, 2000).	106
Tabla 4.42: Rango de valores citados de condición eutrófica (Henderson y Markland, 1987; Ryding y Rast, 1992; Straskrava y Tundisi, 1999 y Lind et al, 1993).....	107
Tabla 4.43: Valores de los indicadores de calidad trófica para el Embalse San Roque.	107
Tabla 4.44: Comportamiento de la variables indicadoras de nivel trófico en diferentes escenarios de reducción la carga de PT directa al embalse.	108
Tabla 4.45: Reducción del 100% de la carga directa al embalse.	110
Tabla 7.1:Resultados del modelo PROFILE por sitio de muestreo.....	152
Tabla 7.2:Resultados del modelo PROFILE por segmento.....	155
Tabla 7.3 Datos poblacionales de las principales localidades de la cuenca del Embalse San Roque (datos provistos por INDEC correspondientes al Censo Nacional 2001). En rojo se señalan aquellas localidades que se consideran aportan de modo directo al embalse. El resto se ubica aguas arriba de los sitios aforados y muestreados en cada río, por lo que su aporte se evalúa con en forma conjunta al tributario	161
Tabla 7.4: Variación de la población total de las localidades consideradas sobre las márgenes del lago debida al turismo y carga mensual de P por cantidad de habitantes (0,93 Kg/hab/año). Datos promediados mensualmente para el período 1990-1995. Se consideró el turismo correspondiente a la ciudad de Va Carlos Paz (datos suministrados por la Secretaría de Turismo de Va Carlos Paz).	162

AGRADECIMIENTOS

A Marcelo Avena y a mi hermano Andrés Rodríguez por sus enseñanzas, paciencia, aliento y apoyo incondicional.

A mis compañeros del Laboratorio de Hidráulica: Ana Cossavella, Claudia Oroná, Susana del Olmo, Nancy Larrosa, Raquel Bazán, Edgar Castelló, Gonzalo Moya, Gerardo Hillman, Mariana Pagot, Mariano Corral, Fernando Miatello, Marcela Martínez, Facundo Alonso y Carlos Alonso por los gratos momentos y esfuerzos compartidos.

A la Agencia Córdoba Ciencia, CONICET, SECyT (UNC) y Fundación Antorchas por los subsidios otorgados a los proyectos que incluyen el presente trabajo.

A la DiPAS, al CEP, al CIRSA y al Club Yacoana, por su colaboración que permitió la realización de las campañas de monitoreo en el Embalse San Roque y su cuenca.

RESUMEN

El Embalse San Roque es la principal fuente de aprovisionamiento de agua para potabilización de la Ciudad de Córdoba y constituye una importante área turística para la provincia.

Una de las principales causas que ha contribuido al deterioro de la calidad de sus aguas ha sido el desarrollo urbano excesivo, sin tratamiento adecuado de sus efluentes y carente de planificación, en las costas y en la cuenca de aporte del lago.

La problemática ambiental que posee el embalse conocida como eutroficación, se caracteriza por el desarrollo excesivo de algas lo cual trae como consecuencias un deterioro estético del lago, mayores costos en el proceso de potabilización y riesgos de salud relacionados al uso recreativo del embalse.

El saneamiento de su cuenca ha sido numerosas veces postergado y en la actualidad, si bien existen algunos proyectos, la problemática continúa sin medidas de gestión integrales que apunten a su superación.

En el presente trabajo □ financiado parcialmente por CONICET, la Agencia Córdoba Ciencia, SECyT (UNC) y Fundación Antorchas □ se evalúa el estado actual de la calidad de las aguas del embalse, se identifican y cuantifican las principales fuentes de aporte de nutrientes y se analizan medidas tendientes al control de la eutroficación siendo el principal objetivo aportar información útil para la gestión del recurso.

Los datos corresponden a campañas estacionales realizadas durante el período 1999-2000 en el embalse y sus tributarios, aplicándose para el estudio y análisis de la problemática modelos empíricos de eutroficación.

Desde este punto de vista, la modelación ha demostrado ser una herramienta útil para el conocimiento y predicción de la evolución de la calidad de aguas de embalses eutróficos.

En función de los resultados obtenidos se concluye que el estado de eutrofia del embalse San Roque es avanzado, siendo de una importancia significativa el aporte de nutrientes de los centros urbanos en particular de la Ciudad de Villa Carlos Paz que ingresa de modo directo al lago. Los sedimentos del embalse continúan siendo un sumidero de estos nutrientes y la mitigación del fuerte impacto antrópico sobre la calidad de las aguas del embalse requiere como principal medida una significativa reducción en las cargas de aporte al lago.

SUMMARY

San Roque Reservoir is the main drinking-water supply of Cordoba City and constitutes an important tourist area for the region.

One of main causes that have contributed to the deterioration of its water quality has been the excessive urban development, without suitable treatment of its effluents and lack of planning in coasts and lake 's basin.

One of the most common environmental problematic of lakes and reservoirs is the eutrophication. This one is characterized by the massive growth of planktonic algae which brings about diverse consequences like, for example, an aesthetic deterioration of the lake, an increase in effort and costs to produce drinking water and health risks due to the recreational use of the body water.

The control of the sources of pollution of its catchment zones has been numerous times delayed and, nowadays, although some projects exist, the problem continues without proper measures of management that allow their overcoming.

In the present work, partially financed by CONICET, ACC, SECyT (UNC) and Fundación Antorchas, the present status of the reservoir water quality is evaluated, the main sources of nutrient contribution are identified and quantified, and measures for controlling the eutroficación are analyzed being the main objective the contribution, by means of useful information to the resource management.

The data correspond to seasonal monitoring made in the reservoir and its tributaries, during 1999-2000 period. Empirical models of eutrophication were applied for the study and analysis of the problem.

From this point of view, the modelling has been a useful tool for knowing and predicting changes in water quality of eutrophic lakes and reservoirs.

According to the results obtained, the conclusion is that the trophic status of San Roque Reservoir is advanced, with significant importance the nutrient contribution of nearby urban centers, mainly Villa Carlos Paz City, wich has a direct way to the lake.

The sediments of the reservoir continue being a drain of these nutrients and the mitigation of human impact on water quality requires a significant reduction in the nutrient loads to the lake.

Capítulo 1 : PROBLEMÁTICA AMBIENTAL DEL EMBALSE SAN ROQUE

1.1. Descripción de la problemática de eutrofización y su evaluación

El establecimiento y la expansión de las poblaciones humanas están condicionados a la disponibilidad de agua dulce. Esto implica que un alto porcentaje de las aguas continentales del mundo está sometidas al efecto más o menos intenso de las actividades antrópicas. Históricamente, las problemáticas ambientales relacionadas con los recursos hídricos han variado en relación a la escala temporal y espacial de manifestación. De manera esquemática la Figura 1.1 muestra una variedad de problemáticas ambientales relacionadas con la calidad de las aguas superficiales. El eje de abscisas ubica la década de aparición de cada una de ellas y en los ejes de ordenadas se representa en tiempo, el período aproximado desde la provocación del problema a su manifestación (años, décadas, centurias y milenios) y su escala espacial de influencia (local, regional, continental y global). De los problemas ambientales de lagos y embalses la eutrofización es uno de los más comunes en el mundo que ejerce impactos ecológicos, sanitarios y económicos significativos y negativos a una escala regional. Este es un proceso de deterioro que se origina en la introducción de nutrientes provenientes del escurrimiento agrícola y de descargas industriales y urbanas no tratadas. El desarrollo agrícola, el uso de fertilizantes y pesticidas, la tala de bosques, la instalación de industrias y urbanización en las cuencas de lagos y embalses, trajo aparejado entre otros, el problema de eutrofización de sus aguas.

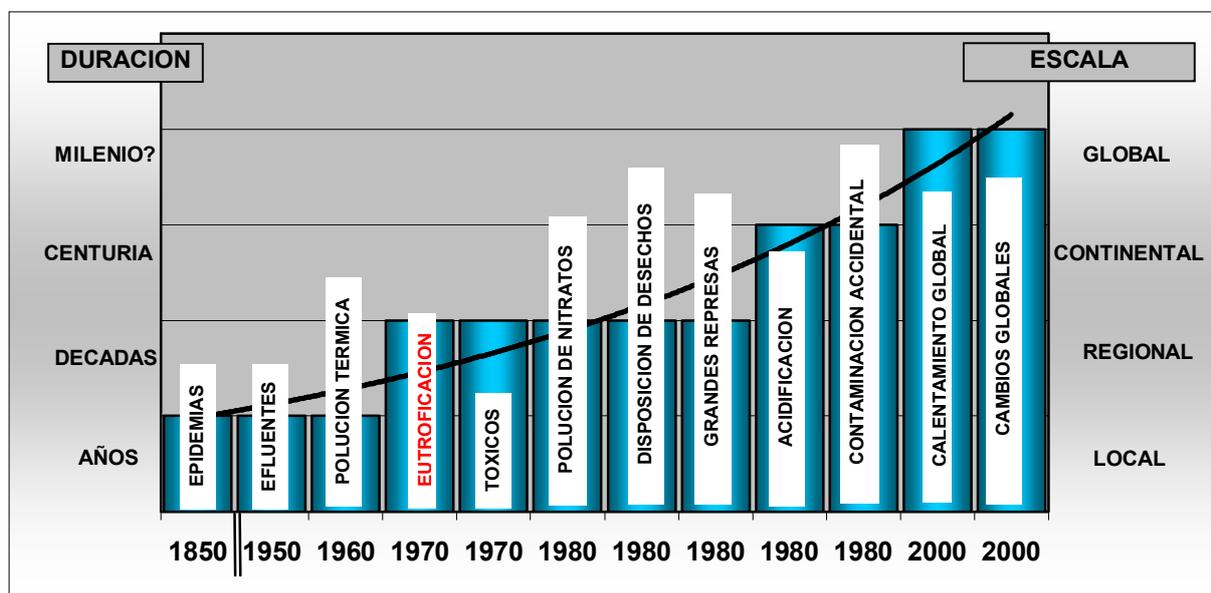


Figura 1.1: Principales problemáticas relacionadas a la calidad de agua asociadas a escalas temporales y espaciales de influencia (extraído y modificado de Straskraba, 1996).

El aporte excesivo de nutrientes, principalmente de fósforo y nitrógeno, que se incorpora en los ríos, lagos y embalses desplaza el equilibrio químico natural del sistema con un aumento significativo en la producción primaria, definida como la cantidad de biomasa producida por los organismos vegetales en este caso acuáticos. Esta problemática se conoce como *eutrofización cultural*, aceleración provocada por el hombre del proceso natural y más lento

de eutrofización (González de Infante, 1988). Los nutrientes indispensables para el desarrollo de algas contienen los elementos químicos necesarios para que se generen estos microorganismos: C, N, O, H, P, Na, K y oligoelementos como Zn, Fe, Cu, etc. Estos nutrientes pueden provenir de la cuenca (ingresando al cuerpo de agua a través de los ríos), del perillago (ingresando a través de escorrentías superficiales) y de descargas urbanas o industriales que directamente se vuelcan al lago. Usualmente, la mayor parte de los nutrientes está en exceso y los microorganismos tienen gran disponibilidad de los mismos. Este es el caso del C (obtenido del CO₂ del aire o disuelto en el agua), del H y O (obtenidos del agua) y de la mayoría de los otros elementos mencionados.

Si alguno de estos nutrientes está en bajas concentraciones o no puede ser asimilado por las algas, ese nutriente limitará el desarrollo y se lo conoce como nutriente limitante. En general en lagos y embalses los nutrientes limitantes son el P y/o el N. Aportes pequeños de estos nutrientes al lago resultan en un crecimiento limitado de algas. Un aumento significativo en los aportes, por el contrario, se traduce en grandes *floraciones algales*. La imagen de la Figura 1.2 muestra la acumulación de algas producto de una floración.



Figura 1.2: Floración de algas

Los mayores aportes de nutrientes en las aguas continentales se deben a alteraciones producidas en sus cuencas tales como deforestación, desarrollo agrícola e industrial y urbanización.

El síntoma más evidente de la eutrofización es el incremento en el desarrollo y la manifestación de floraciones de algas que interfieren con las actividades de pesca, recreación, industria, agricultura y potabilización. Algunas de las consecuencias más severas de estas floraciones o “blooms” algales son la sorpresiva muerte de peces en verano, la presencia de malos olores, la disminución en la calidad estética del recurso y de la calidad del agua destinada a consumo además de la potencial liberación de neuro y hepatotoxinas por parte de algunas algas como las cianobacterias y la formación de trihalometanos durante el proceso de cloración (Carpenter et al, 1998).

La gestión ambiental, tomada como el conjunto de acciones de manejo para la solución de problemas ambientales, debe procurar básicamente a la mejora endógena de éstos.

La elaboración y la aplicación de indicadores de desarrollo sustentable, pueden ser instrumentos útiles en el diagnóstico de problemáticas como la eutrofización y en la formulación de metas o acciones a promover.

Antes de emplear una estrategia de gestión en un lago o embalse en particular deben evaluarse sus condiciones específicas y conocer cómo funciona el sistema. Los factores que regulan los impactos del enriquecimiento por nutrientes incluyen la estructura de la cadena trófica, los intercambios de sustancias entre sedimento y agua, los movimientos del agua en el cuerpo receptor, las características de la cuenca como así también sus condiciones climáticas e hidrológicas.

La condición trófica y la calidad de las aguas de un lago o embalse son indicativas de las sociedades que habitan sus orillas y cuenca y que hacen uso del recurso. La existencia de planes de gestión de recursos hídricos, las prioridades establecidas en relación a sus usos, la aplicación de normativas vigentes por parte de los organismos de control, los estudios científicos y monitoreos conducidos, junto con el grado de conciencia social y valoración de ellos por parte de la sociedad, son algunos aspectos que se reflejan en la evolución de la calidad de agua del lago.

1.2. Situación del Embalse San Roque y objetivos del presente trabajo

Siendo en la actualidad la principal fuente de agua para potabilización con que cuenta la Ciudad de Córdoba, la situación del Embalse San Roque es crítica debido al grado de eutroficación que presenta.



Figura 1.3: Vista panorámica de la Ciudad de Villa Carlos Paz

El desarrollo urbano descontrolado en la cuenca de aporte y costas del embalse, con una escasa o nula infraestructura sanitaria (redes cloacales y plantas de tratamiento) son probablemente una de las principales causas de la problemática del embalse. En la Figura 1.3 se presenta una vista aérea del embalse en la desembocadura del Río San Antonio donde se asienta la Ciudad de Va Carlos Paz.

Una valoración del estado trófico actual del embalse, la estimación de los aportes de nutrientes según sus fuentes, el cálculo de los ingresos y egresos de éstos en el cuerpo receptor, el pronóstico de cambios en las condiciones tróficas ante intervenciones específicas de manejo y la consideración de medidas alternativas de control de la eutroficación, constituyen una información útil que puede contribuir a su gestión.

Los objetivos del presente trabajo fueron los siguientes:

- Realizar una recopilación y análisis de la información bibliográfica disponible del Embalse San Roque.
- Generar una base datos a través de la realización de campañas estacionales de monitoreo en el Embalse San Roque y sus tributarios.
- Evaluar la situación de la calidad de agua del Embalse San Roque y su nivel trófico en función de diversos indicadores.
- Estimar las cargas de aporte de fósforo al Embalse San Roque y realizar un balance de masa del mismo.
- Aplicar modelos empíricos de eutroficación que permitan predecir la evolución del embalse en función de la variación en las cargas de fósforo.
- Sugerir acciones que contribuyan a una adecuada gestión del recurso.

1.3. Descripción del área de estudio

1.3.1. Datos históricos y características de la obra

Originalmente el viejo Dique San Roque cuyos restos que aún perduran se observan en la Figura 1.4 (A) fue proyectado por los ingenieros Dumesnil y Cassaffousth y tuvo como objetivos controlar y aprovechar las aguas de las avenidas para la irrigación de los altos de la Ciudad de Córdoba. En 1888 se finalizan las obras del Dique, junto con el azud nivelador de Mal Paso y los canales para riego.

Las polémicas de la población de Córdoba sobre la estabilidad de la presa se apaciguan cuando en 1930 los Ingenieros Ballester y Volpi proponen la solución de construir un nuevo dique de mayor capacidad y seguridad a 130 metros aguas abajo del muro anterior, que constituye la presa actual que se observa en la Figura 1.4 (B).

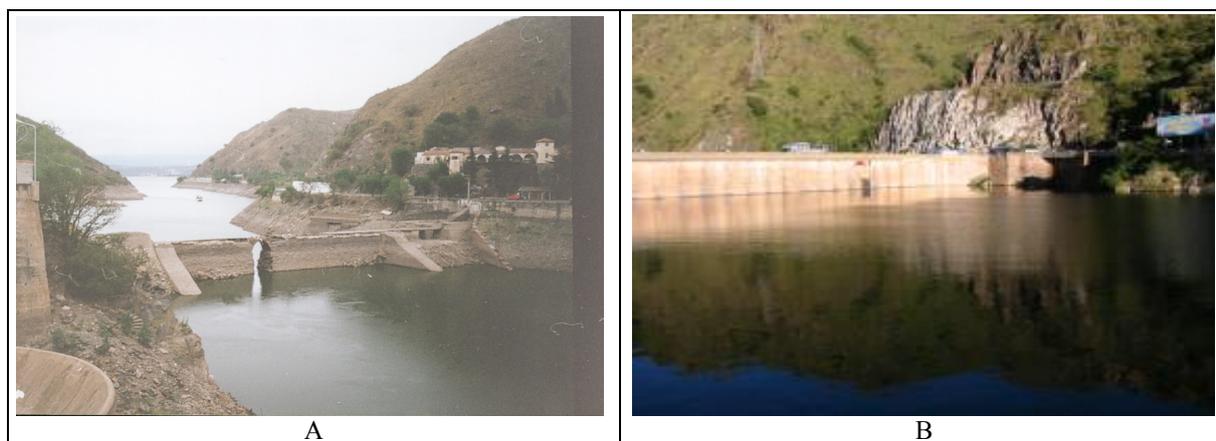


Figura 1.4: Antiguo muro (A) y actual cierre de la presa (B).

Hoy en día, el Embalse San Roque tiene como objetivos la provisión de agua para potabilización y para riego a la Ciudad de Córdoba, atenuación de crecientes, aprovechamiento hidroeléctrico y recreación.

Las características principales del embalse se resumen en la Tabla 1.1. La presa alcanza una altura de 51,3 m y una longitud de coronamiento de 145 m.

Las obras de toma y descarga son:

- de alimentación a la central hidroeléctrica de San Roque mediante un túnel de 422 m, a 13,2 m sobre el lecho del embalse,
- para descarga, aguas abajo del muro mediante una válvula a chorro y
- el vertedero, observado en la Figura 1.5, que consiste en un pozo con entrada acampanada y túnel con una descarga máxima de $280 \text{ m}^3/\text{s}$, que sumado los aportes de aguas abajo no supera los $400 \text{ m}^3/\text{s}$, valor límite admitido para la ciudad de Córdoba.

	<i>Características del Embalse San Roque</i>	
	Ubicación geográfica	31° 21' LS ; 64° 30' LO, 600 msm
	Superficie de cuenca	1750 Km ²
	Año de construcción del 1° dique	1888
	Año de construcción del 2° dique	1944
	Altura a labio de vertedero	35,30 m
	Volumen máximo embalsado	210 Hm ³
	Volumen mínimo embalsado	56 Hm ³
	Espejo de agua máximo	1694 Ha
	Espejo de agua a nivel de vertedero	1500 Ha

Figura 1.5: Foto del vertedero

Espejo de agua mínimo	955 Ha
Profundidad máxima promedio	11 m
Profundidad mínima promedio	5,8 m
Profundidad máxima	29,50 m
Coefficiente de atarquinamiento	0,29 Hm ³ de sed./año
Tiempo de residencia máximo	247 días
Tiempo de residencia mínimo	28 días
Perímetro	30,72 Km
Longitud	8,40 Km
Ancho medio	1,47 Km

Tabla 1.1: Características generales del Embalse San Roque (D.P.H.; 1980 y Bustamante y Vidal; 1997).

1.3.2. Características físicas e hidrológicas

El Embalse San Roque, se localiza en el Valle de Punilla a 600 msnm, entre las Sierras Grandes y las Sierras Chicas en la Provincia de Córdoba, Argentina. La Figura 1.6 muestra una foto satelital del embalse y su cuenca junto con un esquema de su ubicación geográfica en la Provincia de Córdoba.

La región posee un clima templado de carácter eminentemente continental, con grandes variaciones de temperatura, que oscilan entre varios grados bajo 0 °C en invierno hasta 42 °C en verano. La evapotranspiración alcanza un máximo en los meses de verano del orden de 7mm/diario, reduciéndose en el período invernal a 2,5 mm/diarios.

La geología de la cuenca muestra en su mitad superior un predominio de roca granítica. El porcentaje de roca desnuda que aflora (75%) marca condiciones de alta impermeabilidad en esta zona, que unido a las elevadas pendientes y su escasa vegetación, resulta el área generadora de las mayores crecientes que se producen en la cuenca. En la zona media inferior y baja de la cuenca, el relieve es menos enérgico y se caracteriza por una mayor cobertura de los suelos y una mayor densidad arbórea y cultivos en sus valles de mayor amplitud (Barbeito y Ambrosino, 1999).

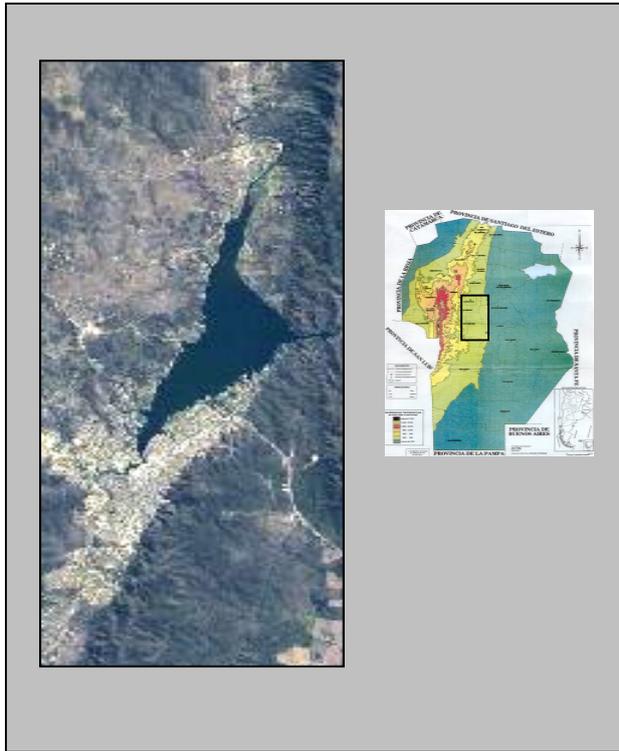


Figura 1.6: Ubicación geográfica del Embalse San Roque (imagen satelital LANDSAT, Marzo/2000)

El período lluvioso se extiende desde Octubre a Marzo, con valores medios de 780 mm, mientras que el período de mínima entre Abril y Septiembre sólo alcanza 80 mm. Esta marcada diferencia influye en la variabilidad de los niveles del embalse, pudiendo ser su fluctuación anual de aproximadamente 8 m. La red hidrográfica está conformada por los Ríos Cosquín y San Antonio y los Arroyos Las Mojarras y Los Chorrillos cuyas características se detallan en la Tabla 1.2 y en la Figura 1.7. Los dos primeros aportan grandes volúmenes de agua y sus crecidas son de carácter repentino alcanzando picos superiores a 700 m³/s (D.P.H., 1980 y Bustamante y Vidal; 1997).

SUBCUENCA	Superficie (Km ²)	% de la Superficie Total	Longitud (Km)	Pendiente (%)	Módulo (m ³ /s)
Río Cosquín	905	51,70	70	1,8	5,5
Río San Antonio	565	32,40	46	3,6	3,5
A° Los Chorrillos	130	0,07	23	3,9	0,3
A° Las Mojarras	84	0,05	15	4,1	0,3

Tabla 1.2: Características de las subcuencas de los tributarios al Embalse San Roque.

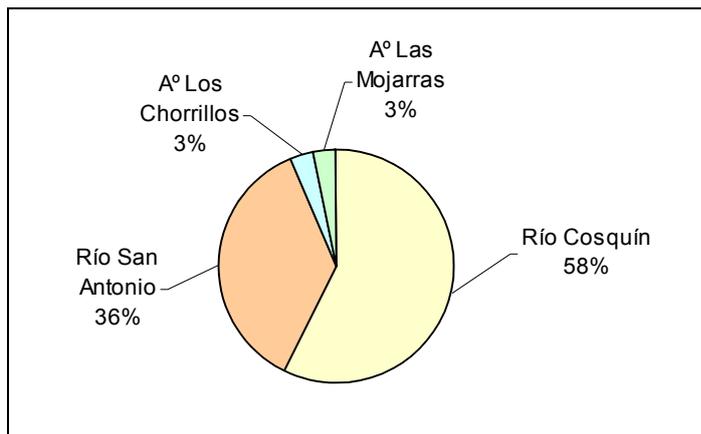


Figura 1.7: Distribución porcentual de caudales aportados al embalse por los tributarios

1.3.3. Uso del recurso

El caudal requerido para el consumo de la Ciudad de Córdoba es de aproximadamente 5,2 m³/s para una población abastecida de aproximadamente 1.300.000 habitantes (censo 2001, INDEC), de los cuales 4,7 m³/s son provistos por el Embalse San Roque, y el resto de aproximadamente 0,5 m³/s por el Embalse Los Molinos.

Las tomas de agua se realizan desde el canal de descarga de la Central La Calera, siendo la misma conducida por acueductos hasta la Planta Potabilizadora Suquía.

Las aguas destinadas para riego del cinturón verde de la ciudad son transportadas por medio de los canales maestros Norte de 22 Km y Sur de 43 Km. La superficie regada es del orden de

17.000 Ha, especialmente frutales, hortalizas y forrajeras con una demanda de agua de 10,6 Hm³/mes que se incrementan en el período de Septiembre a Diciembre.

La generación de energía hidroeléctrica se realiza por las centrales San Roque con una potencia instalada de 26.000 Kw, y La Calera de 4.000 Kw, ubicadas en forma escalonada aguas abajo del Dique San Roque.

La urbanización en la cuenca es intensa, la población total aproximada es de 100 mil habitantes, y las actividades desarrolladas son principalmente de carácter turístico (aproximadamente, 160 mil turistas en temporada alta). En la Tabla 1.3 se resumen las principales actividades desarrolladas en la cuenca.

Uso general y actividades en la Cuenca del Embalse San Roque
Urbano: principalmente en las márgenes del embalse y de los principales ríos.
Ganadería extensiva de ganado vacuno asociada al estrato herbáceo, en la cuenca media.
Ganadería extensiva de ganado ovino en cuenca alta.
Agricultura : verdeos anuales (principalmente maíz y en menor medida cebada, centeno, avena y trigo) reducida y limitada a la altiplanicie de Oláen, Valle de Punilla y pequeños valles de Achala y Perchel, no superando en conjunto el 5% de la superficie total de la cuenca.
Forestaciones: menos del 3 % de la cuenca con coníferas, en la altiplanicie de Oláen y cuenca media del Río San Antonio.
Actividad Minera, principalmente extracción de caliza cristalina en la mitad sur de la cuenca, existen yacimientos de wolframita, magnetita y fluorita pero de poca significación.

Tabla 1.3: Uso general y principales actividades desarrolladas en la cuenca del Embalse San Roque (extractado de Barbeito y Ambrosino, 1999).

Capítulo 2 : LA MODELACIÓN COMO HERRAMIENTA DE GESTIÓN

2.1. Modelado de la eutroficación

Los lagos y embalses son parte integrante de toda una cuenca. Como se trata de sistemas abiertos, ésta última influenciará a aquellos y viceversa. Por lo tanto resulta científicamente más correcto y fructífero tratar al sistema lago-cuenca como un todo y no como dos sistemas independientes.

Si bien la limnología clásica trataba casi únicamente con procesos que ocurrían dentro de un lago, actualmente se intenta enfatizar el hecho de que el aporte de nutrientes desde la cuenca es el alimento de los procesos cíclicos que tienen lugar dentro del sistema, es decir, que se preserva o modifica al sistema precisamente en función de tal alimentación. Por ello, el concepto de carga adquiere una posición de fundamental importancia tanto para la investigación teórica como para la práctica. La carga se define como la masa total de nutrientes que ingresa al embalse por unidad de tiempo y depende de la ubicación de las diversas fuentes (en las cuencas, interiores o en sus costas), de su tamaño, de su carácter -intermitente o permanente - y de su modo de aporte - puntual o difuso- Carpenter et al (1998). Para poder comprender la operación del sistema, lago o embalse, en su totalidad, resulta necesario describir su dinámica no sólo en términos cualitativos, sino también en términos de flujo y balance de masa, es decir, en términos de cuánto material entra, sale y permanece circulando en el sistema en cuestión (Jorgensen y Vollenweider, 1989). Esta descripción puede realizarse por medio de un modelo matemático, el cual a partir de ciertos datos experimentales y parámetros que caracterizan al sistema, permite obtener información cuantitativa respecto a la dinámica de los nutrientes. La información obtenida con un modelo puede ser utilizada por ejemplo, para seleccionar la tecnología ambiental que mejor se adapte a la solución de los problemas ambientales específicos o la legislación más adecuada para prevenir, reducir o eliminar estos problemas.

De todos modos, no debe considerarse al modelo como decisor, sino más bien como una muy útil herramienta del proceso de decisión. Durante los últimos 10 a 15 años se ha modelado una gama sumamente amplia de problemas ambientales, lo que ha conformado una importante ayuda para los decisores. En el caso de la gestión de lagos, estos modelos han sido particularmente bien desarrollados. Si bien en general no es posible transferir un modelo de un estudio de caso a otro, a menudo resulta muy útil recoger la experiencia ganada por otros al modelar una situación similar en algún otro lugar del mundo.

Los modelos simples de eutroficación se basan en tres etapas:

- Determinación o cálculo de la carga de nutrientes, lo que permite conocer el aporte de nutrientes que recibe un sistema en un cierto período de tiempo.
- Balance de masa, diferencia entre la entrada y la salida de nutrientes, lo que permite evaluar la cantidad neta que queda retenida en el sistema o sale de él.
- Predicción de la concentración de nutrientes, que permite conocer la cantidad de nutriente disponible para el desarrollo de algas.

- Predicción de la eutroficación, que permite predecir el comportamiento y evolución del sistema y aplicar medidas de gestión.

Aunque otros compuestos pueden ser potencialmente limitantes del crecimiento de algas, en la mayoría de los modelos empíricos, sólo los nutrientes de N y P son considerados (Krenkel y Novotny, 1980).

2.2. Dimensiones de los modelos

Los modelos cero dimensionales de calidad de aguas (0-D, también denominados modelos de entradas y salidas, modelos de caja o modelos de carga) asumen la hipótesis de que el cuerpo de agua presenta una mezcla completa, es decir, que no hay diferencias verticales ni horizontales en la concentración, que la sustancia que ingresa se mezcla de modo instantáneo y que la concentración en la salida es igual a la del cuerpo de agua. Este tipo de modelos puede ser apto para lagos poco profundos, que no presentan estratificación (Frisk, 2000). Sin embargo, la falta de reconocimiento de importantes procesos, como la liberación de nutrientes desde los sedimentos, puede conducir a predicciones erróneas donde se aplican estos modelos 0-D.

La estratificación debida a diferencias verticales de temperatura se da en la mayoría de los cuerpos lóticos de las regiones templadas creándose gradientes verticales en la calidad de agua durante el verano e invierno. En estos casos, si no existen gradientes horizontales significativos, es posible utilizar modelos unidimensionales (1-D) que describen la temperatura del agua y las concentraciones en función de la temperatura y la profundidad. En tales modelos el lago o embalse se describe como un sistema de estratos horizontales, cada uno de los cuales se halla uniformemente mezclado. El transporte vertical de calor o materiales entre estos es descrito a través de una ecuación de difusión en la cual es incorporado un coeficiente vertical de dispersión/difusión (Frisk, 2000).

Modelos horizontales 1-D, aplicables en general a ríos, pueden ser usados en embalses elongados con gradientes significativos detectados en esta dirección.

Los modelos 2-D han sido desarrollados para lagos de mayor extensión y profundidad en los cuales los gradientes verticales de calidad de agua se asocian a gradientes horizontales.

También se han desarrollado modelos 2-D horizontales para ser aplicados en lagos poco profundos y extensos o zonas costeras con áreas con gradientes importantes en la calidad de agua.

Los modelos 3-D, que describen variaciones verticales junto con variaciones horizontales, son en un principio aplicables a todos los casos pero no han sido desarrollados abundantemente debido a sus altas exigencias computacionales, entre otras razones y su aplicación práctica en la actualidad está limitada a unos pocos especialistas (Frisk, 2000).

2.3. Complejidad estructural de los modelos

Podemos clasificar de modo amplio a los modelos en teóricos y empíricos. Los modelos teóricos en general, involucran la simulación de procesos físicos, químicos y biológicos sobre la base de la simulación hidrodinámica y en general, tienen altos requerimientos en términos de base de datos, capacidad de cálculo y asistencia de usuarios expertos. Pueden ser útiles para casos en que se precisa una alta resolución espacial y temporal y/o en los que las relaciones causa efecto no se pueden representar a través de modelos sencillos.

Los modelos empíricos, si bien están desarrollados sobre conceptos teóricos como los de balance de masa o el de limitación del desarrollo de algas por nutrientes, no simulan procesos

bioquímicos y usan representaciones hidrodinámicas sencillas. En general requieren una menor cantidad de datos y las condiciones promedios temporales y espaciales del embalse.

Estos modelos empíricos pueden ser:

- de balance de nutrientes: en los que se relaciona el nivel del nutriente en la descarga o en el embalse con el aporte externo, su morfometría e hidrología.
- de respuesta a la eutroficación: que describen las relaciones entre los indicadores de eutroficación en el embalse como por ejemplo los niveles de nutrientes, clorofila *a* (*Cl a*), transparencia y agotamiento de oxígeno en el hipolimnionio.

2.4. Evolución de los modelos de eutroficación

Existe una gran cantidad de modelos empíricos de eutroficación. En la Tabla 2.1 se enumeran y describen algunos de los modelos desarrollados. Muchos de ellos, particularmente los iniciales, fueron elaborados en base a lagos naturales del hemisferio norte y en general establecen relaciones entre la carga del nutriente, la profundidad media del lago y el tiempo de residencia con el nivel del nutriente en el lago. En general este nutriente es el P que se suele asumir como factor de control en el crecimiento de algas y de otros indicadores de las condiciones de eutroficación. En la Figura 2.1 se muestra esquemáticamente las variables clásicas consideradas en un modelo empírico de eutroficación.

Los modelos de respuesta en general, son ecuaciones de regresión que relacionan dos indicadores (Ej.: P vs *Cl a*).

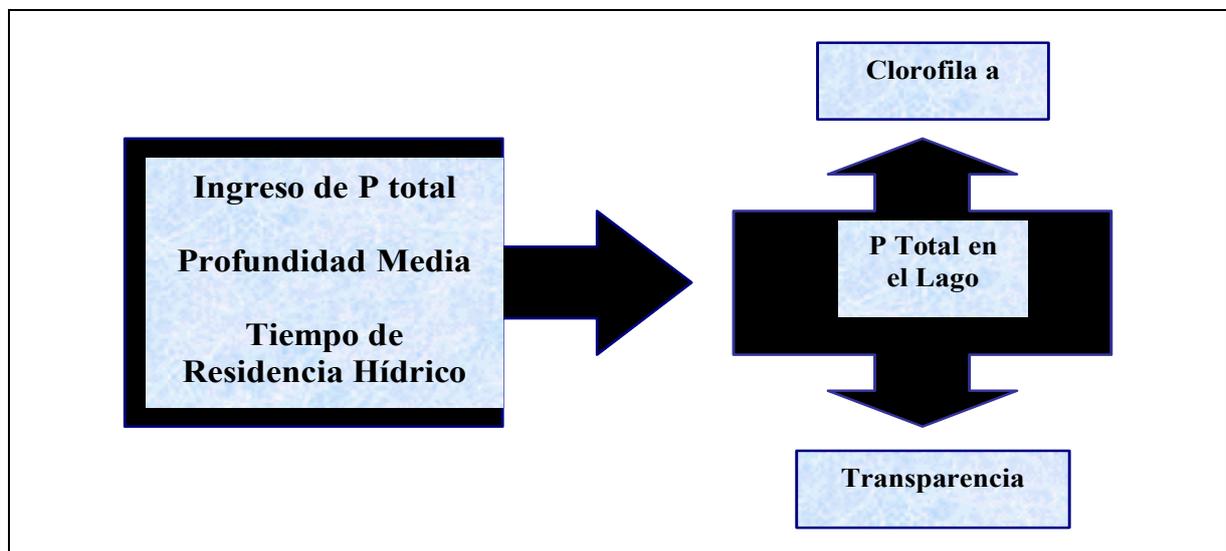


Figura 2.1: Modelo empírico de eutroficación.

Una breve revisión respecto a la evolución del modelado de P remite al primer trabajo desarrollado por Vollenweider (1968) quien, basándose en los datos de 20 lagos, establece un modelo para el P total relacionando la carga anual por área del lago y su profundidad media, bajo las siguientes consideraciones:

- El P es el nutriente limitante.
- El lago se halla completamente mezclado (no se contempla la estratificación).

- La pérdida de P desde la columna de agua que se produce por sedimentación, es proporcional a su concentración (situación aplicable a lagos oligotróficos y no a lagos eutróficos donde el intercambio de P puede producirse en ambos sentidos).
- La concentración en la descarga es igual a la predominante en el lago.
- No se consideran fluctuaciones de carga estacionales.

En trabajos posteriores (Vollenweider, 1975 y 1976) se incorpora el parámetro hidráulico de tiempo de residencia al modelo para evaluar el estado trófico más probable del lago y se elabora un modelo de carga de P basándose en la siguiente relación:

$$PT = \frac{\frac{L_p}{Q_s}}{1 + \sqrt{T_w}}$$

donde:

PT = promedio anual de concentración de P total en un lago (mg/l)

L_p = carga de P anual por área (mg/m²/año)

$Q_s = \frac{z}{T_w}$ (m/año)

z = profundidad media (m)

T_w = tiempo de residencia hídrico (año)

En 1982, la OCDE (Organization for Economic Cooperation and Development), en un programa con cooperación internacional sobre control de eutrofización, intenta definir una relación entre la carga de nutrientes y la respuesta asociada en los siguientes términos (Rast et al, 1983):

$$PT = 1,55 \left(\frac{\frac{L_p}{Q_s}}{1 + \sqrt{T_w}} \right)^{0,82}$$

La relación empírica también se planteó para los parámetros Secchi, Cl_a y tasa de agotamiento hipolimnético, a partir de una base de datos con más de 200 lagos y embalses de diferentes partes del mundo con una gran variedad de características geográficas, hidrológicas y morfológicas y con una amplia variedad de condiciones tróficas (de oligotrofia a hipereutrofia).

Examinando la capacidad predictiva de estos modelos para zonas templadas se ha señalado que los valores pronosticados promedios están en un factor de ± 2 sobre los valores medios predichos (Ryding y Rast, 1992), siempre y cuando el limitante del desarrollo máximo estival de algas sea el P, la turbidez sea principalmente causada por presencia de algas y el tiempo de residencia hídrico mayor a 2 semanas durante la época de crecimiento, la mezcla completa, el volumen constante y la sedimentación del P proporcional a su concentración en el lago.

Straskraba (1995) señala como la mayor deficiencia de estos modelos el rol que cumple el P a altas concentraciones ya que es claro que la biomasa de plancton no crece indefinidamente con el aumento de la concentración de P. Se sugiere entonces la inclusión de un término de saturación, proponiéndose una relación hiperbólica entre $Cl a$ y PT en lugar de tipo sigmoideal, lo que implica que alcanzado cierto nivel de concentración de PT (entre 50 $\mu\text{g/l}$ y 100 $\mu\text{g/l}$) no se produce una respuesta proporcional en las algas.

Por otra parte, Salas y Martino (1990) revisan el modelo aplicado por la OECD y concluyen que no es aplicable a la mayoría de los cuerpos de agua tropicales analizados por lo que desarrollaron un modelo simplificado de PT para lagos cálidos tropicales de América Latina y el Caribe.

En Ryding y Rast (1992) se mencionan numerosos ejemplos de otros modelos empíricos de eutroficación desarrollados para lagos y embalses, por numerosos autores entre ellos Dillon y Rigler (1975), Jones y Bachman (1976), Larsen y Mercier (1976), Rast y Lee (1978), Ryding (1980), Fricker (1980), Clasen y Bernhardt (1980), Reckhow y Simpson (1980).

Como una extensión de estos modelos simples se han desarrollado modelos empíricos un poco más sofisticados para predecir parámetros de calidad de agua como concentración de $Cl a$ (Dillon y Rigler, 1974; Vollenweider, 1975 y 1976; Smith y Shapiro, 1981), transparencia de Secchi (Carlson, 1977; Rast y Lee, 1978) y concentraciones de oxígeno disuelto (Reckhow, 1978; Rast y Lee, 1978; Ryding, 1980; Vollenweider y Janus, 1982). Estos modelos gradualmente incorporan aspectos que tienen en cuenta:

- El aporte interno de P a través de los sedimentos. El efecto del sedimento comienza a ser considerado agregando a la ecuación un término de aporte constante (Larsen et al, 1979), aunque posteriores estudios constatan que este proceso no es constante, sino que suele decrecer a largo plazo. En el intento de modelar este efecto de forma más adecuada, se incorpora en el estudio una capa de sedimento al sistema (Lorenzen y Fast, 1977; Lung et al, 1976; Chapra y Canale, 1991). Kamp-Nielson (1976) y Lung y Canale (1977) han formulado modelos complejos de liberación P pero son de difícil aplicación por requerir muchos parámetros de difícil acceso (Stefan, 1994).

- El efecto de una cinética de sedimentación no lineal en el balance de nutrientes.

- El efecto de la partición de los nutrientes (disueltos vs particulado u orgánico vs inorgánico) en el balance de los mismos y el nivel de $Cl a$.

- El efecto de la limitación del desarrollo de algas por P, N, luz, y de la velocidad del flujo en la concentración de $Cl a$.

- El efecto de la variación espacial en los niveles de nutrientes y sus variables relacionadas, controlada por la morfometría del embalse, su hidrología y ubicación de fuentes de carga (Walker, 1996).

Peters (1986) señala un rápido incremento en la generación de modelos empíricos (por encima de 60 regresiones de $Cl a$ vs P en publicaciones hasta el año 1983), muchas de las cuales son similares, y promueve a una revisión exhaustiva para acelerar y facilitar la evaluación de la diferencia ante visiones o teorías similares.

A continuación se presenta un listado de los modelos de eutroficación y calidad de agua existentes obtenida de diversas fuentes bibliográficas (Tabla 2.1).

MODELO	DESCRIPCIÓN	AÑO	AUTOR
Chen and Orlob Model	Modelo dinámico de eutroficación para lagos, embalses o estuarios estratificados. Modela temperatura, oxígeno y la mayoría de los parámetros de calidad de agua	1972	Chen y Orlob (6)
AQUAMOD1	Modelo de eutroficación de un estrato.	1976	Straskraba (1,2)
A Dynamic Model for Trophic State Prediction	Modelo dinámico 1D vertical para PRS y fósforo particulado. Considera el intercambio con sedimentos y permite evaluar medidas correctoras como reducción de cargas, descarga de agua a nivel de hipolimnio, aireación y desestratificación.	1978	Imboden y Gachter (1)
MS CLEANER	Simulación dinámica de ecosistemas de embalses.	1979	Park et al (1,5)
SELFOPT	Modelo de algas con selección en función de su tamaño.	1979	Radtke y Straskraba (1)
AQUAMOD2	Modelo de eutroficación de dos estratos.	1979	Straskraba (1,2)
AQUAMOD3	Modelo de eutroficación de tres estratos incluyendo sedimentos.	1980	Dvorakova y Kozerski (1,2)
COORS	Computation of Reservoir Stratification Puede predecir la estructura de la temperatura en 2D de embalses profundos a lo largo de los ciclos anuales de estratificación y computan temporal y espacialmente la hidrodinámica del reservorio proporcionando los componentes advectivos para el modelo.	1980	Waldrop et al (3)
BALSECT	Modelado de las transformaciones de P en el lago Balaton.	1982	Leonov y Leonov (1)
MODELO DE CARGA	Modelo dinámico de carga de PRS.	1982	Lijklema y Hieltjes (1)
GIRL OLGA	Modelo dinámico de eutroficación.	1982	Schindler & Straskraba (2)
RESQUAL II	Modelo de calidad de agua para embalses.	1982	Stefan et al (1,2,3)
SALMO	Modelo dinámico de eutroficación para lagos y embalses estratificados. Modela el ecosistema (fitoplancton, zooplancton, peces, detritos, nutrientes) Incluye modelo de sedimentos.	1982	Benndorf y Recknagel (4,5)
LARM	Laterally Averaged Reservoir Model. Modelo 2D.	1983	Edinger & Buchak (3)
MINLAKE	Modelo 1D de eutroficación de lagos Simula cambios diarios en el perfil vertical de temperatura, Cl <i>a</i> , P biológicamente disponible, P celular, detritos y P detrítico, OD, sólidos suspendidos y disueltos, con opción a simulación de nitritos, nitratos y amonio. La Cl <i>a</i> es simulada utilizando tres grupos de algas. También se incorpora un grupo de zooplancton de migración vertical para simular el efecto de "pastoreo". Se toma al P como el factor principal que afecta la concentración de Cl <i>a</i> . Si sólo se mide el P total, en ese caso los dos anteriores se agregan al P de algas para representar al P total..	1986	Riley y Stefan (2,3)
CE QUAL R1	Modelo dinámico 1D vertical de calidad de agua para embalses poco profundos. Maneja gran número de parámetros de calidad de aguas como OD, algas, nutrientes y sustancias conservativas. Este modelo ha sido aplicado ampliamente.	1986	US Army Corps of Eng. (2)

Tabla 2.1: Modelos de eutroficación y calidad de aguas (1) Straskraba (1995); (2) Straskraba, Tundisi y Duncan (1993); (3) Stefan (1994); (4) Klapper (1991); (5) Ryding y Rast (1992), (6) Krenkel y Novotny (1980).

MODELO	DESCRIPCIÓN	AÑO	AUTOR
CE-QUAL-W2	Versión posterior del LARM Modelo de calidad 2D sumado al LARM, modela 20 componentes de calidad de agua.	1986	US Army Corps of Eng. (3)
FLUX PROFILE Y BATHTUB	Modelos empíricos para la evaluación de la eutroficación.	1986	Walker (1)
EUTRO4	Combina la estructura cinética adaptada del Modelo de Eutroficación del Potomac (PEM) con la estructura de transporte del WASP. Predice el OD, DBO carbonácea, fitoplancton, C y Cl α , amonio, nitratos, N orgánico y PRS en el fondo y estratos de agua superiores.	1987	Ambrose et al (3)
BLOOM	Modelo de eutroficación para lagos someros.	1988	Los y Brinkman (1)
GIRL	Modelo general de ecosistemas acuáticos.	1989	Kmet y Straskraba (1)
PCLOOS	Modelo de eutroficación para lagos someros.	1990	Janse and Alderberg (1)
BLOOM II	Extensión del modelo BLOOM	1991	Loos (1)
WASP5.X	Water Quality Analysis Simulation Program Modelo hidrodinámico y de calidad de agua que permite modelar sistemas 1D, 2D ó 3D. Consta de tres programas: DYNHYDS: modelo hidrodinámico para cuerpos no estratificados. WASP: modelo de transporte de sustancias conservativas. EUTRO: modelo de OD y eutroficación. TOXI: modelo de dinámica entre químicos tóxicos y sedimentos.	1991	Ambrose (3)
PCLAKE	Extensión de los modelos PCLOOS para control de la eutroficación en lagos someros.	1993	Janse et al (1)
DELWAG BLOOM SWITCH	Modelo de control de eutroficación en lagos someros.	1994	Van der Molen et al (1)
ELCOM-CAEDYM	ELCOM (Estuary, Lake and Coastal Ocean Model) modelo 3D hidrodinámico que se combina al modelo biogeoquímico CAEDYM (Computational Aquatic Ecosystem Dynamic Model) versión más desarrollada de los módulos de calidad de DYSREM-WQ. El modelo biológico incluye 7 grupos de fitoplancton, 5 de zooplancton, 6 de peces y 4 de macrófitas. El transporte y ciclo de nutrientes incluye sedimentos.	1997	Centre for Water Research, The University of Western Australia
DYSREM-CAEDYM	Dynamic Reservoir Simulation Model- Water Quality Modelo 1D vertical para lagos y embalses. Simula distribución vertical de temperatura y otras variables de calidad de agua con capacidad de predicción de sus variaciones en función de las cargas incluyendo los sedimentos, estrategias de manejo y dinámica de estratificación estacional.	1997	Centre for Water Research, The University of Western Australia (3)

Tabla 2.1. (continuación)

Recknagel et al (1994) muestran un ejemplo de las posibilidades de la aplicación de modelos integrales de gestión en varios embalses de Alemania, de modelos de calidad de agua, a través de un sistema experto denominado DELAQUA (Deep Expert system LAke water QUALity). Este incluye una representación geográfica jerarquizada del país, región, área de cuenca y recursos hídricos en cuestión, una base de datos del cuerpo de agua, el modelo dinámico de simulación de calidad de agua SALMO y una interfase de información para consultas relacionadas a las problemáticas de eutroficación, floraciones de algas y desarrollo de

patógenos. El modelo realiza un diagnóstico y clasificación del cuerpo de agua aplicando el clásico modelo de Vollenweider y hasta 90 criterios de calidad de agua, indicando medidas terapéuticas y de prevención. A través del análisis de diferentes escenarios puede visualizarse el efecto de la implementación de medidas de mediano y largo plazo en el control de la eutroficación como la desestratificación, aireación, disminuciones en la carga de P y N, alimentación artificial del zooplancton, manipulación de cadenas alimentarias y efectos de la coprecipitación con calcita. En relación a la predicción de floraciones de algas se propone un modelo que considera 7 grupos de algas, estratificación, época del año, índice trófico y concentración de silicatos, con resultados variables. Con este modelo se obtuvo una cierta concordancia cualitativa en las predicciones de floraciones.

Resulta evidente de la revisión anterior que hay una inmensa variedad de modelos de eutroficación. Algunos de estos modelos son muy simples y requieren de muy pocos parámetros experimentales para su implementación. Los resultados y mediciones que se obtienen con estos modelos, sin embargo, resultan en muchos casos incorrectos y por lo tanto las conclusiones que se obtengan deben tratarse con sumo cuidado.

Otros modelos son más confiables en cuanto a las conclusiones que de ellos se extraen, pero deben ser alimentados con una gran cantidad de parámetros experimentales muy exactos y precisos, que en general están fuera del alcance de grupos normales de investigación.

La mejor relación beneficio / complejidad se logra normalmente con modelos no tan complicados, que requieren un número de parámetros experimentales relativamente pequeño. Este tipo de modelos logra en general predicciones suficientemente buenas como para que sean posteriormente utilizadas en actividades de gestión.

En este trabajo se utilizan los modelos FLUX, PROFILE y BATHTUB (Walker, 1996) que poseen estas últimas características.

Capítulo 3 : METODOLOGÍA

3.1. Diseño de muestreo del Embalse San Roque y sus tributarios

Los muestreos se llevaron a cabo con el objeto de obtener parámetros físicos, químicos y de calidad de agua y sedimentos que sean representativos del sistema en estudio. El tipo de muestreo es diferente para el embalse propiamente dicho y para sus tributarios, debido a sus diferencias hidrológicas.

En el Embalse

Se fijaron diez estaciones de monitoreo distribuidas en cuatro áreas o segmentos del embalse:

Segmento	Ubicación	Punto de monitoreo
1	Desembocadura del Río San Antonio	1 A 2 A
2	Centro	2 A 2 B 2 C
3	Desembocadura del Río Cosquín	3 A 3 B
4	Garganta	4 A 4 B 4 C

La ubicación de las estaciones puede observarse en la Figura 3.1. Además de las estaciones de muestreo en el embalse, en la figura se ubican también los puntos de muestreo en los tributarios: San Antonio (SA), Los Chorrillos (LC), Las Mojarras (LM) y Cosquín (CO).

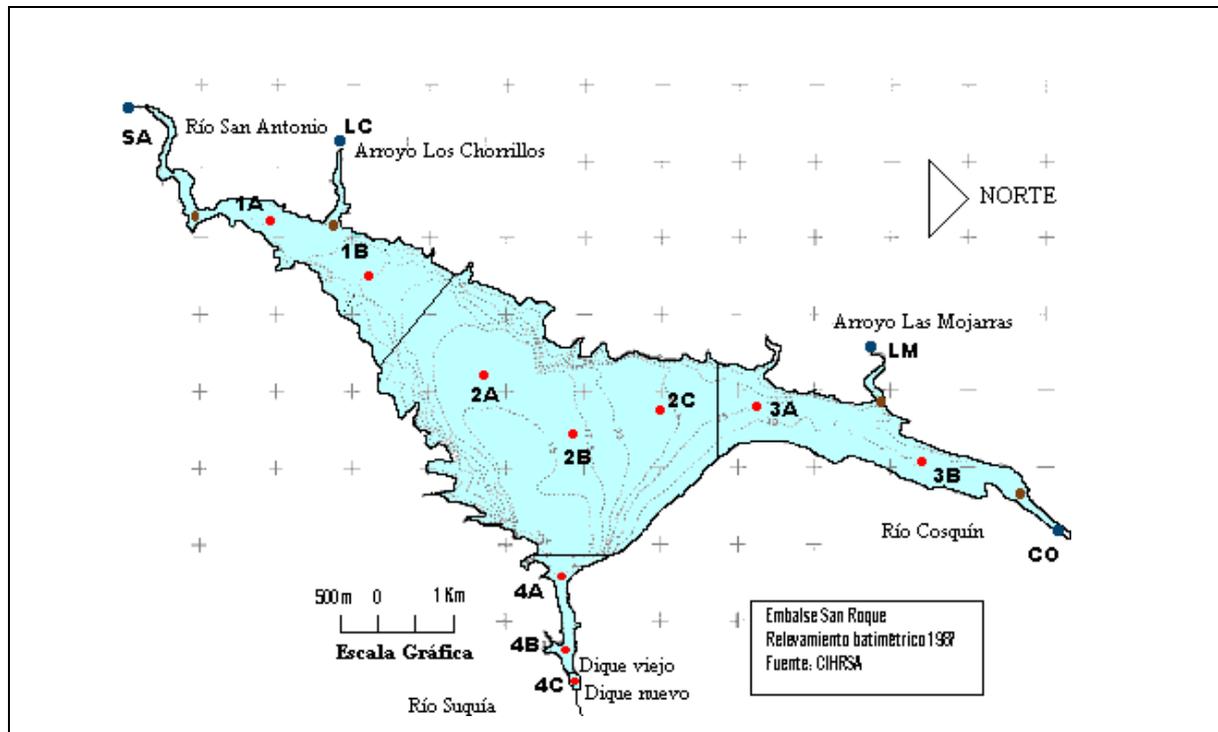


Figura 3.1: Ubicación de las estaciones de muestreo en el Embalse San Roque y sus tributarios.

La segmentación del embalse en distintas áreas se fundamenta en que los factores que controlan la condición trófica pueden ser variables en el espacio. Usualmente, los embalses

presentan gradientes espaciales físicos, químicos y biológicos que ordinariamente no se dan en los lagos naturales (Ryding y Rast, 1992). La práctica común de obtener muestras y perfiles de sólo una estación en la zona más profunda del lago puede ser inadecuada para caracterizar la dinámica espacial y temporal de estos sistemas. En las desembocaduras de los ríos las cuencas son más estrechas, canalizadas y de menor profundidad, con más cantidad de sólidos en suspensión y suministro de materia alóctona (segmentos 1 y 3). El centro del embalse presenta una cuenca más ancha, menor flujo y mayor profundidad (segmento 2). Por último, la garganta presenta particularidades como por ejemplo la presencia de los restos de un viejo paredón, mayores profundidades, mayor suministro de material autóctono y poco flujo o variable en función de las descargas (segmento 4).

Parámetros determinados in situ:

Para todas las estaciones de muestreo se determinaron las coordenadas de ubicación geográfica (GPS); temperatura ambiente y características de campo; profundidad del disco Secchi, pH, temperatura, OD, turbiedad y conductividad en el perfil cada 1 metro hasta los 10 m y posteriormente cada 5 m hasta el fondo, para lo cual se utilizó una sonda Horiba U-10. En la Figura 3.2 se muestran fotografiados algunos instrumentos utilizados en las campañas.

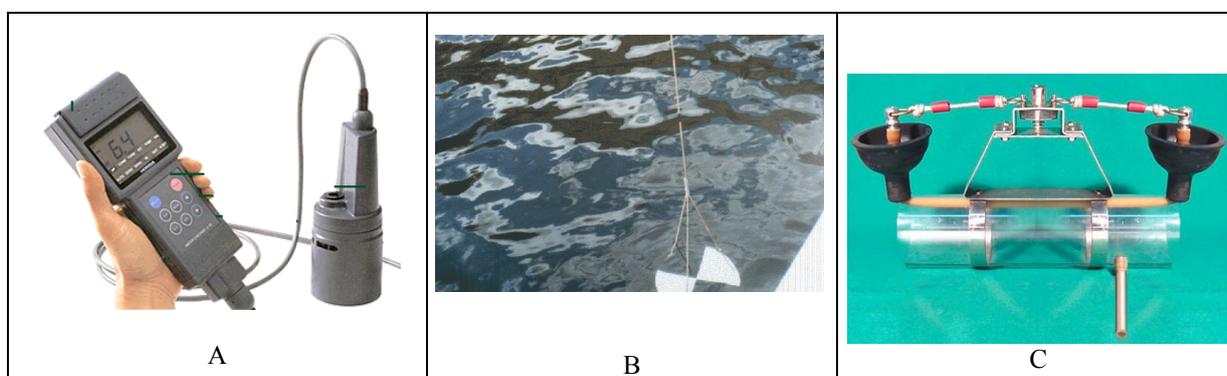


Figura 3.2: Parte del instrumental utilizado en los muestreos. Sonda Horiba U-10 (A), disco de Secchi (B) y botella muestreadora (C).

Parámetros determinados en laboratorio:

Además de los parámetros determinados *in situ*, en las estaciones 1A, 2B, 3B, 4B y 4C se tomaron muestras de agua superficiales y de fondo en período de mezcla. En condiciones de estratificación, se incorporó una muestra intermedia en el límite inferior de la zona eufótica, 2,7 x profundidad del disco de Secchi (Margalef, 1983). Las condiciones de estratificación fueron evaluadas a partir de los datos de temperatura *in situ*.

Un cambio de temperatura de 1° C o más por metro de profundidad se utiliza como regla empírica en lagos y embalses templados para determinar la presencia de estratificación. En caso de tratarse de embalses con temperaturas de superficie por encima de 20 °C, variaciones de 0,5° C por metro, significan que la masa de agua se halla estratificada (Ryding y Rast, 1992).

Las muestras de agua se obtuvieron con muestreadores de profundidad tipo Van Dorn, para posteriormente realizar las determinaciones analíticas según técnicas citadas en APHA (1995) de fósforo total (PT en µg/l) y fósforo reactivo soluble¹ (PRS en µg/l) por reducción con ácido

¹ El P inorgánico disuelto de las aguas naturales se halla principalmente como fosfatos y es la forma en la que el P se halla biodisponible de modo directo para los organismos vegetales. Analíticamente, el fosfato inorgánico en solución es determinado como fósforo reactivo soluble (PRS), realizando previamente una filtración a través de una membrana de 0,45 µm (Sonzogni et al, 1982).

ascórbico, nitrógeno de nitrato (N-NO_3^- en $\mu\text{g/l}$) mediante columna de cadmio, nitrógeno de nitrito (N-NO_2^- en $\mu\text{g/l}$) por el método de diazotación y nitrógeno de amonio (N-NH_4^+ en $\mu\text{g/l}$) por el método de la sal de fenol, clorofila *a* ($\text{Cl } a$ en $\mu\text{g/l}$) por espectrofotometría, fitoplancton (recuento e identificación, en org/l).

En Tributarios

Parámetros determinados in situ:

Además del pH, temperatura, turbiedad, OD y conductividad, se determinó la temperatura ambiente, características de campo y se realizaron aforos para la posterior determinación de caudales.

Parámetros determinados en laboratorio:

Se obtuvieron muestras instantáneas de agua de cada tributario para análisis y cuantificación, fósforo total (PT), fósforo reactivo soluble (PRS), nitrógeno inorgánico de nitrato, nitrito y amonio (NIT).

Frecuencia temporal de muestreos:

Se llevaron a cabo cinco muestreos estacionales en el embalse y tributarios (23/11/99, 03/01/00, 20/03/00, 20/06/00 y 13/09/00).

El tratamiento y análisis de datos obtenidos incluyeron las siguientes etapas:

- Determinación de las fuentes principales de aporte de nutrientes y estimación de cargas de PT directas y a través de los ríos al embalse por medio de la aplicación del Modelo FLUX.
- Análisis de la calidad de agua del embalse a través de la aplicación del Modelo PROFILE y análisis de la variación del fitoplancton.
- Aplicación del Modelo BATHTUB para diagnóstico y modelado de la eutroficación.

3.2. METODOLOGÍA DE ESTIMACIÓN DE CARGA DE NUTRIENTES AL EMBALSE SAN ROQUE

Para realizar la estimación de cargas de nutrientes al embalse es necesario obtener un balance hídrico del sistema. Para realizar este balance en general se tiene en cuenta el caudal de los cursos superficiales (agua canalizada) y los cambios en el volumen del lago. La determinación de éste último depende de su batimetría y mapas de contornos. La incertidumbre asociada al cálculo del balance hídrico resulta de las incertezas involucradas en las mediciones de caudales y en el diseño de la medición. Debido a que es imposible con los medios disponibles hasta el momento, realizar aforos y mediciones continuamente, las estimaciones por interpolación y extrapolación de datos puntuales de caudal poseen un error asociado que también contribuye a la falta de certeza total con que se realiza el balance. Por otra parte, los errores asociados a la batimetría y mapas de contorno también pueden ser una fuente de error que se suma a la relacionada con las mediciones de caudal en la estación de aforo (Winter, 1981).

En el presente trabajo se estimaron los caudales diarios y medios mensuales de los cuatro tributarios en el año hidrológico en que se realizaron las campañas de muestreo (1999-2000) para lo cual se tuvo en cuenta la batimetría del embalse (CIRSA, 1987), la curva volumen vs

cota (ver en anexo la Figura 7.1), la variación diaria del nivel de cota del embalse (desde 1/06/99 al 30/9/00) suministrada por DIPAS y EPEC (Figura 3.3), los caudales de descarga medio diario hacia la usina, la descarga por el vertedero y sus ecuaciones (ver en anexo la Figura 7.2), los caudales medios mensuales históricos estimados para el período 1950-1999 (Moya, 2000) y la superficie de las subcuencas de cada tributario. El aporte de cada tributario se estimó en función del porcentaje de cada subcuenca respecto a la superficie total.

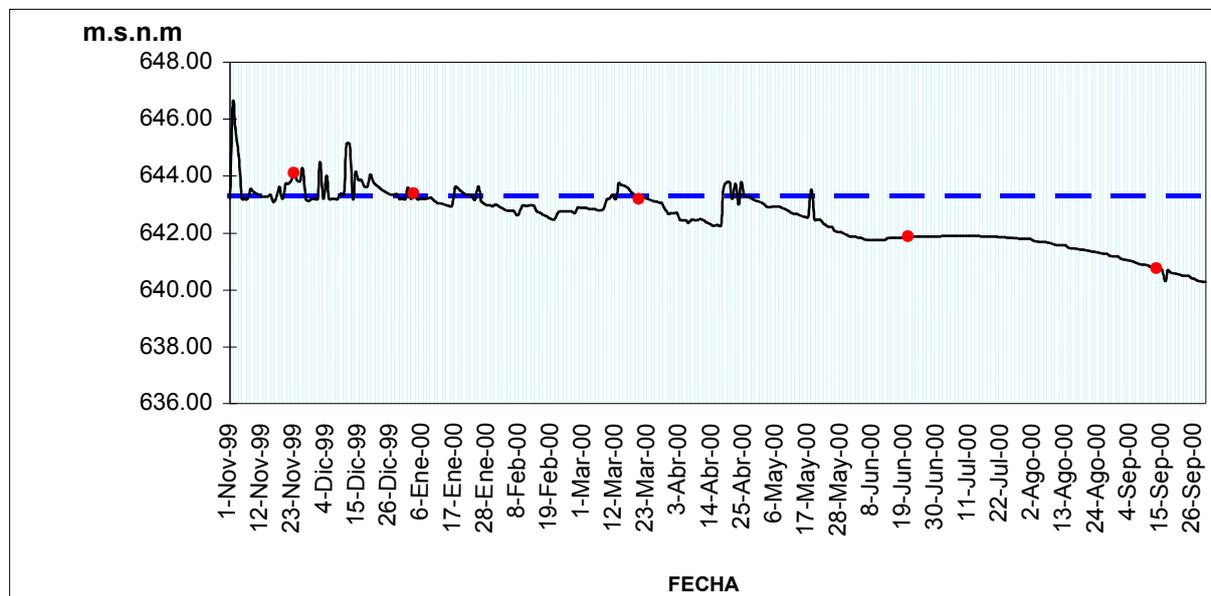


Figura 3.3: Variación en el nivel del embalse (11/99-09/00). ---- nivel del vertedero (643.3 msnm); ● fecha de muestreo.

En el balance hídrico no se consideraron ni la evaporación ni las pérdidas por válvulas. Además del balance hídrico, la estimación de cargas de nutrientes también requiere de datos que reflejen el aporte producido por las poblaciones. Estas cargas pueden ser estimadas si se conoce cómo varía la población a lo largo del período en cuestión y qué cantidad en promedio aporta cada habitante.

El aporte producido por las poblaciones proviene de los desechos generados por las mismas que finalmente pasan a formar parte del lago. Cuando los desechos no son tratados convenientemente, como ocurre en el caso del embalse San Roque, el aporte poblacional puede ser muy significativo. La existencia de plantas de tratamiento de desechos puede reducir en gran medida este aporte.

Para contabilizar los aportes de la población permanente se utilizó el censo de 2001 (INDEC) de todas las localidades distribuidas en las distintas subcuencas.

Las localidades cuya población se contabilizó, se definieron teniendo en cuenta el lugar de aforo de ríos considerando que aquellas ubicadas por debajo de este punto aportan de modo directo al embalse y que las cargas de aquellas ubicadas por encima se contabilizan con el aporte de los tributarios.

Para la estimación de los aportes de la población flotante (turismo) se utilizaron los promedios mensuales de la Ciudad de Va. Carlos Paz para el período 1990-1995. En la Figura 3.4 se muestra la variación temporal de las poblaciones localizadas en las márgenes del embalse en donde se visualiza el incremento significativo de ésta durante el período estival.

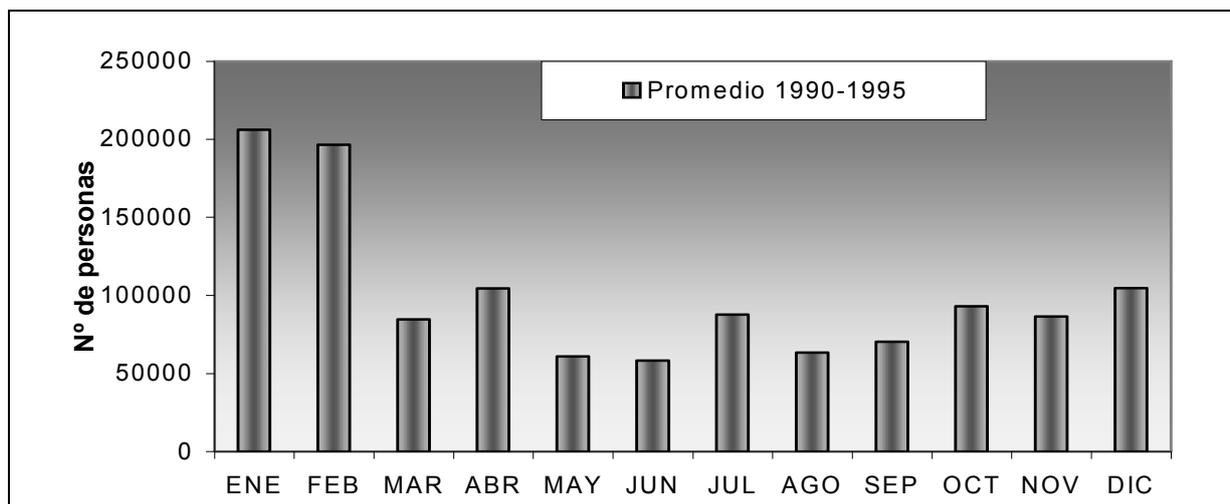


Figura 3.4: Variación anual de la población a orillas del Embalse San Roque (período promedio 1990-1995). Localidades consideradas: Va Carlos Paz, San Roque del Lago y Bialeto Massé, Va Lago Azul, Va Parque Siquiman, Estancia Vieja y San Roque.

El valor de aporte de P por habitante sin tratamiento (0,93 kg/hab/año), se obtuvo como el promedio de los citados en bibliografía. En la Tabla 3.1 se presentan los valores referenciados de aporte de P por habitante considerando que los desechos no reciben ningún tipo de tratamiento.

Kg de P/per cápita/año	Fuente bibliográfica
1,35	Zanoni y Rutkowski (1972)
0,65	Alexander y Stevens (1976)
0,70	Prochazkova et al (1984)
0,73	Klapper (1991)
0,30 a 1,80	Reckhow y Chapra (1983)
1,02	Henderson-Sellers y Markland (1987)
0,80 a 1,80	Jorgensen y Vollenweider (1989)
1,00	Castagnino (1982)

Tabla 3.1: Coeficientes obtenidos por bibliografía que indican el P aportado anualmente por habitante sin tratamiento.

Para la estimación del aporte de nutrientes al embalse debido a los tributarios se utilizó el Modelo FLUX (Walker, 1996). Este modelo fue utilizado en el balance anual de masa de nutrientes en el embalse y requiere para su aplicación las mediciones de concentración de nutrientes por al menos un año, las correspondientes mediciones de caudal y el registro del flujo medio diario o mensual para el período de interés. En ausencia de mediciones instantáneas o diarias, pueden usarse períodos promediados (semanales o mensuales).

A través de 6 métodos de cálculo, FLUX establece las relaciones entre caudal y concentración de nutriente para obtener la carga del mismo y su error estadístico asociado.

El modelo provee de una serie de gráficos y tablas que permiten la evaluación de los datos.

La información provista puede utilizarse para mejorar la eficiencia de futuros monitoreos orientados al cálculo de balance de masa y carga.

Los cálculos y resultados del programa se expresan en unidades métricas, el caudal en $\text{Hm}^3/\text{año}$ y las cargas en $\text{Kg}/\text{año}$.

Es deseable que las estimaciones de carga posean sesgo y varianza mínimos. La distinción entre ambos es importante. Un procedimiento sesgado dará un resultado erróneo, aún con número infinito de muestras, mientras que la varianza en la media puede ser generalmente reducida con un aumento del número de muestras independientes tomadas al azar.

El sesgo en las estimaciones puede provenir de dos fuentes de error: por un muestreo no representativo o por el uso de un método de cálculo no apropiado.

En el primer caso se puede asociar el error a la toma de muestras, su manejo y procedimientos analíticos. También por diferencias en la distribución de caudales de los muestreos y caudales estimados del período completo. Los caudales muestreados tienden a ser mayores o menores que la distribución completa de flujos o a tener mayores o menores porcentajes de valores extremos. Para el segundo caso (método de cálculo inapropiado), por ejemplo si se calcula la carga como el producto entre la concentración media muestreada por el caudal medio del período completo podría darse un sesgo alto si existe aunque sea una débil correlación entre el caudal y la concentración, por ello este método no está incluido en el programa.

La metodología a aplicar depende de la relación entre caudal y concentración. En FLUX esta característica se representa por la pendiente de la regresión log concentración (C) vs log caudal (Q). Típicamente, ésta se aproxima a -1 en sitios que se hallan por debajo de las mayores fuentes, y se aproxima o excede a 1 en sitios de monitoreo donde la carga se genera por escorrentía o eventos de altos caudales, particularmente para los componentes particulados. En muchas cuencas la relación C/Q varía con el caudal (negativa a bajos caudales y positiva a altos caudales). Esta caracterización es esencial para seleccionar el método apropiado de cálculo. Los seis métodos de cálculo que se pueden utilizar con el Modelo FLUX se listan en la Tabla 3.2. Una explicación de los mismos se detalla a continuación:

Método 1 Carga media directa: Es el más simple de los tipos de cálculo y realiza sólo un promedio de las cargas estimadas en cada fecha de medición. Da resultados sin sesgo sólo si las muestras han sido tomadas al azar, con respecto al régimen de flujo. Este método ignora totalmente los caudales no muestreados y generalmente tiene mayor varianza que los otros métodos por esta razón. Es apropiado para situaciones en los que la relación C/Q es inversa, lo cual puede ocurrir por ejemplo, si la estación está por debajo de la fuente y la relación es controlada por dilución.

Método 2 Caudal ponderado por la concentración: Basa la estimación de carga en la concentración promedio ponderada por el caudal tomando el caudal medio correspondiente al período promedio. Este método es el apropiado cuando caudal y concentración no se relacionan o están débilmente relacionados. Puede darse una desviación en casos de relaciones extremas. En relaciones C/Q con pendientes de 0,75, se sobrestima la carga en un 10 %, lo que puede ser reducido estratificando las muestras.

Método 3 Modificación de la estimación de proporción: Es una adaptación del método 2 para situaciones en que las concentraciones varían con el caudal. Comparado con el método 2 este procedimiento es moderadamente mejor, pero tiende a un error medio cuadrático levemente mayor con pendientes de la relación C/Q mayores o igual a 0.

Método 4 Regresión de 1° orden: Ajusta el caudal ponderado de concentración media para diferencias entre el promedio de caudales muestreados y el promedio total de caudales usando la pendiente de la relación C/Q. Se introduce algún sesgo cuando ésta es alta o con una relación altamente no lineal. Este problema puede ser resuelto estratificando la muestra de modo de que sea lineal dentro de cada grupo.

Método 5 Regresión de 2° orden: Es el método anterior modificado por un factor que contabiliza las diferencias en varianzas entre los caudales muestreados y el caudal total.

Método 6 Regresión aplicada a caudales diarios individuales: Es otro método de regresión. Para cada estrato la ecuación de regresión es aplicada individualmente para cada caudal diario. Este método es apropiado para generar series de carga diarias, mensuales y anuales. Requiere de una base de muestreos intensivos.

La incertidumbre en la estimación de carga para cada uno de los métodos, es reflejada por el coeficiente de variación CV (error estándar de la carga media / carga media). Valores de CV menores a 0,1 en general son adecuados para el modelado de balance de masa. Dependiendo de la dinámica del tributario estos valores pueden ser difíciles de lograr, especialmente en caudales pequeños e intermitentes con una fuerte relación concentración/caudal. Valores de CV entre 0,1 y 0,2 puede adecuarse para propósitos de modelado, especialmente para tributarios menores. Si los valores son mayores, debe considerarse la posibilidad de redefinir el sistema de monitoreo. Esto se aplica particularmente si los valores de CV son altos para los mayores tributarios.

<p>Método 1: Carga Media Directa $W_1 = \text{Media } (w)$</p> <p>Método 2: Caudal ponderado por la concentración $W_2 = W_1 \text{Media } (Q) / \text{Media } (q)$</p> <p>Método 3: Modificación de la estimación de proporción (Bodo y Unny, 1983) $W_3 = W_2 (1 + F_{wq} / n) / (1 + F_q / n)$</p> <p>Método 4: Regresión de 1º orden (Walker, 1981) $W_4 = W_1 [(\text{Media } (Q) / \text{Media } (q))]^{b+1}$</p> <p>Método 5: Regresión de 2º orden (Walker, 1987) $W_5 = W_4 (1 + r F_Q) / (1 + r F_q)$</p> <p>Método 6: Regresión aplicada a caudales diarios individuales $W_6 = \sum_j \exp [a + (b + 1) \ln (Q_j) + SE^2 / 2]$</p> <p>Símbolos: c_i=concentración medida en la muestra i ($\mu\text{g/l}$) q_i=caudal medido en la muestra i ($\text{Hm}^3/\text{año}$) b=pendiente de la regresión del $\ln (c)$ vs $\ln (q)$ a=intersección de la regresión del $\ln (c)$ vs $\ln (q)$ w_i=medida de la carga en la muestra $i = q_i c_i$ (Kg/año) $F_{wq} = \text{Cov } (w, q) / (\text{Media } (w) \text{Media } (q))$ $F_q = \text{Var } (q) / (\text{Media } (q) \text{Media } (q))$ $F_Q = \text{Var } (Q) / (\text{Media } (Q) \text{Media } (Q))$ Q_j=Caudal medio en el día j ($\text{Hm}^3/\text{año}$) n=número de muestras (i) N= número de caudales diarios (j) W_m=carga media estimada en N días, método m (Kg/año) V_m=estimación de la varianza media de carga (Kg/año)² $r = 0,5 b (b + 1)$ \sum_j=sumatoria en los N días del registro de caudales diarios SE= error estándar de la estimación de la regresión $\ln (c)$ vs $\ln (q)$ $\text{Media } (x)$= media del vector x $\text{Var } (x)$= varianza del vector x $\text{Cov } (x, y)$= covarianza de los vectores x e y</p>
--

Tabla 3.2: Algoritmos de estimación de cálculo de carga usados por FLUX (Walker, 1996).

Las fuentes de error consideradas en la estimación se asignaron a:

- la determinación de aportes medios mensuales a partir del balance del embalse (10%),
- las propias de la medición de caudales (10%),
- las determinaciones analíticas (5%),
- las del censo de población y estimación de turismo (5%),
- la del método específico de cálculo de carga suministrado por FLUX y

- la de los coeficientes de aporte obtenidos de la bibliografía (23%), asumiendo que:

$$S_x = \sqrt{s_1^2 + s_2^2 + s_3^2 + \dots + s_n^2}$$

donde S_x es la desviación estándar global y s_n representa a las desviaciones estándar de cada uno de las fuentes de error.

3.3. METODOLOGÍA DE ANÁLISIS DE LA CALIDAD DE AGUA DEL EMBALSE SAN ROQUE

Para el análisis de los datos de calidad de agua correspondientes al embalse se utilizó el Modelo PROFILE (Walker, 1996), que permite la caracterización del estado trófico del embalse y especificar esquemas de segmentación adecuados para modelar y diseñar futuros muestreos. Los datos requeridos para su uso son la morfometría del embalse, la localización de las estaciones de monitoreo y la base de datos de calidad de agua por estación, fecha y profundidad.

Los análisis se realizan a través de las gráficas de concentraciones vs profundidades, estaciones y/o fechas y análisis estadístico por estratos uniformes en la columna de agua.

Para la caracterización trófica normalmente se incluyen todas las estaciones y fechas durante la época de crecimiento (Ej.: primavera, verano y otoño) y las profundidades del estrato en mezcla.

Una vez ejecutado el Modelo PROFILE, es posible obtener la siguiente información referida a cada uno de los parámetros indicadores de la calidad del agua: media, mediana, CV y CV (medio), por estación, segmento, embalse, fecha y en el perfil en sus distintas capas.

El CV es una medida de la variación temporal de las condiciones para un sitio determinado (desviación estándar como fracción de la media).

El CV (medio) es una medida del error potencial en la estimación de la media (CV dividido por la raíz cuadrada del número de fechas).

Si se asume representativa la distribución de los puntos de monitoreo, junto a un muestreo y técnicas de análisis apropiados, la precisión de la media superficial de la época de crecimiento depende principalmente del número de muestreos y de la variabilidad temporal de parámetro. Esto es importante porque lo adecuado de un monitoreo está en parte determinado por la precisión con que se estima el valor medio. CV menores a 0,10 para nutrientes y transparencia y de 0,15 de CI α son deseables para la implementación del modelo en un contexto de manejo. A través de una revisión de la tabla de doble entrada generada y de los "box plot", el programa de monitoreo puede ser ajustado, reduciendo diferencias excesivas entre estaciones, mejorando la caracterización del gradiente espacial y modificando las frecuencias de muestreo para lograr la precisión deseada.

En los "box plot" se resumen las variaciones espaciales para un estrato en mezcla para una condición. Los datos son agrupados por sitio, segmento, mes, muestreo, año o profundidad. La gráfica se acompaña de una tabla con los percentiles, media, mediana y CV para cada grupo.

Algunas observaciones a tener en cuenta en la aplicación del programa se mencionan a continuación:

- Para nutrientes se utilizan las unidades mg/m^3 o ppm y transparencia del disco de Secchi en m.
- El programa analiza hasta 10 componentes de calidad por sesión.
- El número de segmento permite la combinación de datos de estaciones similares por su proximidad o características del mezclado.
- La ponderación por área para cada estación puede asignarse estableciendo para cada una de ellas un valor cuya sumatoria no debe exceder a 1. Estos datos son utilizados para el cálculo

estadístico medio de todo el embalse (véase en la Figura 7.3 más adelante, los valores asignados a cada segmento del embalse).

El modelo aplicado no realiza una distinción entre de los distintos grupos de algas de importancia sanitaria que pueden producir floraciones, por lo que complementariamente se analizó la variación espacial y temporal de la composición fitoplanctónica del embalse.

3.4. MODELO DE EUTROFICACIÓN APLICADO

El Modelo BATHTUB (Walker, 1996) consiste en un modelo empírico de eutroficación de embalses que utiliza las salidas de los modelos FLUX y PROFILE o bien estimaciones de carga de tributarios y condiciones medias del embalse. Este modelo es de aplicación diagnóstica ya que realiza balances hídricos y de nutrientes, en estado estacionario, con posibilidades de segmentación espacial considerando el transporte advectivo, difusión y sedimentación de nutrientes. Su utilización permite categorizar el estado trófico del embalse e identificar los factores que controlan la producción de algas.

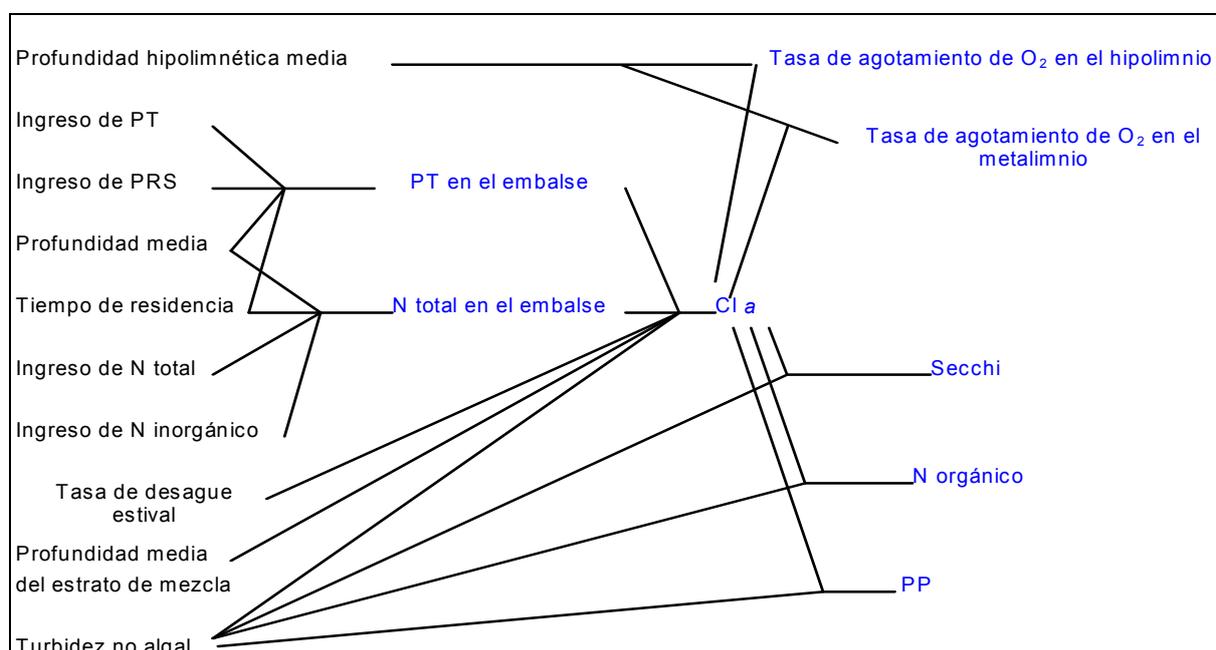


Figura 3.5: Relaciones establecidas por el modelo BATHTUB (Walker, 1996).

La aplicación predictiva del modelo involucra las condiciones de calidad de agua expresadas como fósforo total, nitrógeno total, Cl_a , transparencia, nitrógeno orgánico y fósforo particulado. Permite la evaluación del impacto por cambios en el aporte de agua y/o nutrientes y por cambios en la cota media del embalse y la estimación de carga de nutrientes en relación a opciones de manejo. La Figura 3.5 muestra esquemáticamente, los parámetros analizados por el modelo y la relación entre los mismos.

La información del modelo se presenta dividida en las siguientes apartados:

- *Definición de símbolos* (Tabla 3.3).

- *Ecuaciones del modelo y opciones* (Tabla 3.4).

Se presentan varias opciones para el modelado de sedimentación de nutrientes, Cl_a y transparencia. En cada caso los modelos 1 y 2 son formulaciones generales basados en resultados probados. Los modelos alternativos son provistos para permitir análisis de sensibilidad y aplicación del programa en función de los datos.

- Modelos de respuesta complementarios (Tabla 3.4).

Se proveen submodelos para variables suplementarias tales como: nitrógeno orgánico, fósforo particulado, índice trófico y frecuencia de floraciones.

- Errores estadísticos

- Diagnóstico de variables

<p>a=Turbiedad no algal (m^{-1}) = $1/S - 0,025B$</p> <p>As=Area superficial del segmento (Km^2)</p> <p>Ac=Area de la sección transversal del segmento ($Km * m$)</p> <p>$A1$=Término de intercepción de sedimentación de P</p> <p>$A2$=Exponente del término de sedimentación de P</p> <p>B=Concentración de Cl a (ug/l)</p> <p>Bm=Concentración media ponderada de Cl a del embalse (ug/l)</p> <p>Bp=Concentración de PT-Cl a potencial (ug/l)</p> <p>Bx=Concentración de nutriente-Cl a potencial (ug/l)</p> <p>CB=Factor de calibración de Cl a</p> <p>CP=Factor de calibración de la tasa de sedimentación del P</p> <p>CS=Factor de calibración del disco de Secchi</p> <p>Fs=Tasa de flujo de verano = (entrada - evaporación)/volumen ($año^{-1}$)</p> <p>Fot=Carga de PRS de los tributarios/carga de P total de tributarios</p> <p>G=Factor cinético usado en el modelo de Cl a</p> <p>PT=Concentración de PT (ug/l)</p> <p>Pi=Concentración de PTL en el flujo de entrada (ug/l)</p> <p>Pio=Concentración de PRS en el flujo de entrada (ug/l)</p> <p>Pia=Concentración de P disponible en el flujo de entrada (ug/l)</p> <p>PRS=Concentración de P-PO_4 (ug/l)</p> <p>Q=Flujo del total de salida del segmento ($Hm^3/año$)</p> <p>QS=Tasa de descarga superficial ($m/año$)</p> <p>S=disco de Secchi (m)</p> <p>T_w=Tiempo de residencia hidráulica (años)</p> <p>$TSIp$=Indice del estado trófico de Carlson (P)</p> <p>$TSIc$=Indice del Estado trófico de Carlson (Cl a)</p> <p>$TSIs$=Indice del Estado trófico de Carlson (Transparencia)</p> <p>V=Volumen total (Hm^3)</p> <p>Wp=Carga de PT ($Kg/año$)</p> <p>Xpn=Concentración de nutriente compuesto ($/mg/m^3$)</p> <p>Z=Profundidad total (m)</p> <p>Zh=Profundidad hipolimnética del embalse total (m)</p> <p>$Zmix$=Profundidad media de la capa de mezcla (m)</p>

Tabla 3.3: Modelo BATHTUB, definiciones de los símbolos (Walker, 1996).

Sedimentación de Fósforo

Tasa de sedimentación unitaria de P (mg/m^3 -año) = $CP AI PT^{1.2}$

Solución para el segmento mezclado

Modelos de segundo orden ($A2 = 2$)

$$PT = [-1 + (1 + 4 CP AI Pi T)^{0.5}] / (2 CP AI T)$$

Modelos de primer orden ($A2 = 1$)

$$PT = Pi(1 + CP AI T)$$

	Modelo	A1	A2
0-	No computa (valor pronosticado = valor observado)	-----	---
1-	2° orden, P disponible $Q_s = MAX(Z/T, 4)$ <i>P disponible en el flujo de entrada $PT=0,33 Pi + P_{io}$</i>	$0,17 Q_s/(Q_s + 13,3)$	2
2-	Función de tasa de decaimiento de 2° orden	$0,056 For^{-1} Q_s/(Q_s + 13,3)$	2
3-	2° orden	0,10	2
4-	Canfield y Banchman (1981)	$0,11 (Wp/V)^{0,39}$	1
5-	Vollenweider (1976)	$T^{0,5}$	1
6-	1° orden simple	1	1
7-	Sedimentación de 1° orden	1/Z	1

Cl a media	Aplicabilidad
Modelo 0: No computa	-----
Modelo 1: N, PT, luz, tasa de flujo $X_{pn} = \{PT^2 + [(N-150)/12]^{-2}\}^{-0,5}$ $Bx = X_{pn}^{1,33} / 4,31$ $G = Z_{mix} (0,14 + 0,0039 Fs)$ $B = CB Bx / [(1 + 0,025 Bx G) (1 + Ga)]$	General
Modelo 2: Luz, tasa de flujo $Bp = p^{1,37} / 4,88$ $G = Z_{mix} (0,19 + 0,0042 Fs)$ $B = CB Bp / [(1 + 0,025 Bp G) (1 + Ga)]$	$NIT/PRS > 7$ $(N-150)/PT > 12$
Modelo 3: PT, N, turbiedad baja $B = CB 0,2 X_{pn}^{1,25}$	$a < 0,4 m^{-1}$ $Fs < 25 l/año$
Modelo 4: PT, lineal $B = CB 0,28PT$	$a < 0,9 l/m$ $NIT/PRS > 7$ $(N-150)/PT > 12$ $Fs < 25 l/año$
Modelo 5: Jones y Bachman (1976) $B = CB 0,081 P^{1,46}$	$a < 0,4 m^{-1}$ $NIT/PRS > 7$ $(N-150)/P > 12$ $Fs < 25 l/año$

Tabla 3.4: Opciones del modelo BATHTUB (Walker, 1996).

Disco de Secchi	Aplicabilidad
Modelo 0: No computa	-----
Modelo 1: Secchi vs Cl <i>a</i> y Turbiedad [defecto] $S = CS/(a + 0,025 B)$	General
Modelo 2: Secchi vs nutriente compuesto $S = CS 16,2 Xpn^{0,79}$	General
Modelo 3: Secchi vs. PT $S = CS 17,8 P^{-0,76}$	$NIT/PRS > 7$

Tabla 3.4. (continuación)

El esquema de segmentación del embalse puede incluirse en alguna de las siguientes categorías:

- un reservorio con condiciones medias espaciales

Es la configuración más simple. Se aplica a reservorios en los cuales las variaciones espaciales en las condiciones de nutrientes e indicadores tróficos no son de gran importancia. Las características del transporte (particularmente la dispersión longitudinal) no son consideradas. Los submodelos para la sedimentación y respuesta a la eutroficación han sido desarrollados sobre la aplicación de este esquema de segmentación con los datos de 41 reservorios de la CE (Walker, 1996).

- un reservorio con segmentos interconectados

Supone varios compartimentos (segmentos) interconectados, cada uno con condiciones particulares que representan diferentes áreas del embalse. La distribución longitudinal de los nutrientes es predicha basada en simulaciones de transporte por advección, difusión y sedimentación. El esquema de segmentación puede ser definido en consideración a la morfometría del embalse, la ubicación de los mayores aportes y fuentes de nutrientes, observación de variaciones espaciales en la calidad de agua, ubicación de áreas críticas y dispersión potencial (calculada por el programa). El uso del programa indica que segmentos del orden de los 5 a 20 Km son en general apropiados. La segmentación debe usarse de modo conservador (es decir usar el mínimo de segmentos que permita una adecuada descripción del sistema). Si el transporte longitudinal es representado adecuadamente se recomienda no segmentar. PROFILE se usa justamente para definir si es necesario una segmentación del embalse.

- una porción del reservorio, segmentado

Similar al esquema anterior, excepto que el reservorio total no es simulado.

- un embalse, promediado espacialmente, con múltiples escenarios de carga

Implica modelar múltiples escenarios de carga para un reservorio promediado espacialmente. Cada segmento representa el mismo reservorio pero bajo diferentes condiciones (morfométricas, de carga, etc). Este esquema es utilizado principalmente de modo predictivo para una evaluación y comparación rápida de planes de manejo alternativos o diferentes escenarios de carga. Una de las limitaciones de este esquema es que ciertas variables de entrada como precipitaciones, evaporación, almacenamiento, se asumen constantes para cada segmento. Si año tras año estos factores varían de modo significativo, deberá construirse un archivo de entrada para cada año.

Cada segmento puede modelarse independientemente o ligado a una red y está definido en términos de su morfometría (área, profundidad media, longitud, uniformidad en la profundidad del mezclado, profundidad del hipolimnio) y calidad de agua (opcional). Para lo que se utilizan los valores medios del periodo simulado.

Los ingresos externos múltiples pueden ser especificados para cualquier segmento del modelo. Cada tributario es asignado a un segmento determinado y clasificado acorde a los siguientes códigos:

1 - *Ingreso monitoreado*: corresponde a tributarios monitoreados en caudal y concentraciones.

2 - *Ingreso no puntual*: corresponde a tributarios o áreas de cuenca no monitoreados cuyos volúmenes y concentraciones de ingreso son estimados usando categorías de uso de suelo y coeficientes de exportación locales.

3 - *Fuente puntual*: correspondientes a las descargas directas sobre el embalse.

4 - *Salidas*: son opcionales, ya que el modelo las predice en función del balance hídrico del último segmento.

5 - *Carga interna*: que puede usarse para el reciclado de nutrientes desde los sedimentos, si se poseen estimaciones del flujo de nutrientes.

El balance de agua y nutrientes para cada segmento en los siguientes términos:

$$\text{INGRESOS} = \text{SALIDAS} + \text{INCREMENTO EN ALMACENAMIENTO} + \text{PERDIDA NETA}$$

Los incrementos en el almacenamiento reflejan cambios en volumen y en concentración de las aguas del embalse pero en los cálculos de balance, sólo se consideran los cambios del primero y las concentraciones se asumen en estado estacionario.

Modelos de sedimentación de nutrientes

Los submodelos de retención de nutrientes son usados para estimar la sedimentación neta del nutriente en cada segmento de acuerdo a las ecuaciones especificadas en la Tabla 3.4.

Un modelo de decaimiento de 2° orden es la formulación general, aplicable para la representación de la sedimentación de P y N en embalses (Walker, 1996):

$$W_s = K_2 C^2$$

donde W_s = tasa de sedimentación del nutriente ($\text{mg}/\text{m}^3/\text{año}$)

K_2 = tasa de decaimiento de 2° orden ($\text{m}^3/\text{mg}/\text{año}$)

C = concentración del nutriente (mg/m^3)

El coeficiente de sedimentación de 2° orden es de $0,1 \mu\text{g}/\text{l}/\text{año}$ para el fósforo. Aplicando los modelos con este coeficiente se ha explicado el 83 % de la variación promedio de fósforo en distintos embalses (Walker, 1986). El coeficiente tiende a ser menor en sistemas con altas relaciones PRS/PT ingresantes o con bajas velocidades de flujo (de 4 a 10 m/año).

Los Modelos de sedimentación 1 y 2 especificados en la Tabla 3.4 contabilizan de diferente modo los efectos en la partición de los nutrientes ingresantes (que pueden ser orgánicos o inorgánicos y disueltos o particulados). En el caso del P el Modelo 1 realiza el balance de masa del P disponible (suma ponderada de PRS y P restante del PT con mayor énfasis en el

primero). El Modelo 2 usa las concentraciones de PT, pero relaciona la velocidad de sedimentación efectiva de modo inverso a la proporción PRS/PT de los tributarios, de modo que la velocidad de sedimentación predicha es mayor en sistemas dominados por la carga del P orgánico o particulado y menor en sistemas con predominio de carga de PRS.

El Modelo 1 considera para la partición de los nutrientes, las concentraciones en los ingresos y el Modelo 2, el coeficiente efectivo de la velocidad de sedimentación. Mientras que el Modelo 2 parece físicamente razonable, el Modelo 1 tiene la ventaja en los embalses con patrones diversos y complejos de carga, ya que usa coeficientes de sedimentación fijos y los efectos de la partición son incorporados previo a los cálculos de balance de masa.

En la mayoría de las situaciones, las predicciones serán relativamente insensibles al modelo de sedimentación empleado, especialmente si el cociente PRS/PT está en un rango moderado (0,25 a 0,60). La experiencia indica que el Modelo 2 puede tener un umbral mayor al Modelo 1 en sistemas con tiempos de residencia mayores a 1 año (Walker, 1996).

La relación establecida, en los embalses sobre los que se basa el modelo, entre el tiempo de residencia y profundidad media, indican que las predicciones en la sedimentación de nutrientes son menos reales para aquellos en los que el tiempo de residencia excede los 2 años, poseen profundidades medias mayores a 30 m o velocidades superficiales menores a 4 m/año (Walker, 1996).

El reciclado potencial de nutrientes se acelera si el embalse posee las siguientes características:

- Altas concentraciones de PRS en fuentes no puntuales.
- Velocidad de flujo superficial en verano menor a 10 m/año.
- Períodos intermitentes de estratificación con condiciones de anoxia en la interfase agua-sedimento que contribuyen a la liberación periódica de P soluble desde los sedimentos y su transporte en el estrato de mezcla.

En las condiciones anteriormente descriptas, los modelos de sedimentación subestimarán las concentraciones de P.

Tiempo de residencia y tasa de recambio del nutriente

La selección de un período apropiado es importante para la aplicación del modelo. En este período, denominado *período promedio*, se realizan los cálculos de balance hídrico y de masa. Para su correcta definición deben ser consideradas las variables *tiempo de residencia* y *tasa de recambio del nutriente*. El Modelo BATHTUB (Walker, 1996), realiza el cálculo del tiempo de residencia de masa para nutrientes observados o predichos en el embalse.

El tiempo de residencia se define como el periodo en el que el nutriente permanece en el embalse y es igual a:

$$T_n = \frac{M}{W}$$

donde

T_n = tiempo de residencia de masa (año)
 M = masa del nutriente en el embalse (Kg)
 W = carga externa del nutriente (Kg/año)

La *tasa de recambio* se refiere al número de veces en que la masa del nutriente es reemplazada durante el período promedio y se define como:

$$R_n = \frac{T_p}{T_n}$$

donde

R_n = tasa de recambio

T_p = duración del período promedio (año)

La tasa de recambio idealmente debería ser mayor que 2, ya que si es muy baja, las mediciones de concentraciones del nutriente en el embalse y en la salida pueden reflejar condiciones de carga experimentadas antes del inicio del período fijado como promedio, lo cual puede ser particularmente problemático si año tras año las cargas varían significativamente.

En condiciones extremas, con altas tasas de recambio y bajo tiempo de residencia de nutrientes (igual o menor a 2 semanas), la variabilidad en las condiciones de carga dentro del período promedio (Ej.: eventos de tormenta) serán reflejadas en las mediciones de calidad de agua del embalse y de la salida. En tales casos la variabilidad en las mediciones puede ser alta y la respuesta biológica (Ej.: *Cl a*) puede no estar en equilibrio con los niveles de nutrientes en el sistema, particularmente inmediatamente después de los eventos de tormenta.

Normalmente, el período promedio para los cálculos de balance de masa e hídrico es de un año para reservorios con tiempo de residencia para nutrientes relativamente largos, o estacional para reservorios con tiempos de residencia de nutrientes breves.

El *tiempo de residencia hidráulico*, definido como el período teórico de renovación del volumen hídrico de un lago o embalse, es un importante factor que determina el tiempo de residencia del P. Para sustancias conservativas, el tiempo de residencia de masa debería ser igual al hidráulico en estado estacionario. Con altos tiempos de residencia, la sedimentación se vuelve un factor importante en el balance total de nutrientes. Inversamente, con tiempos de residencia cortos, hay relativamente menos oportunidad para la sedimentación, y la concentración de nutrientes y el tiempo de residencia aumentan su dependencia, en función de las formulaciones empíricas usadas para representar la sedimentación.

Modelos de respuesta a la eutroficación

Estos modelos relacionan los niveles de nutrientes observados o predichos con la densidad algal y condiciones de calidad de agua. Las variables diagnósticas incluidas en la salida del modelo se agrupan de la siguiente manera:

- Variables básicas

<i>PT</i>	Como una medida de su disponibilidad, bajo condiciones en las que el P es limitante del crecimiento de algas.
$PP = PT - PRS$	Indicador del P en forma orgánica o particulada (PP). Se correlaciona de modo directo con <i>Cl a</i> y la turbidez no algal.
<i>Cl a</i>	Indicador de la biomasa de algas basada en un pigmento fotosintético.
<i>Profundidad de Secchi</i>	Medida de la transparencia del agua influenciada por la turbidez debida a las algas y otros materiales particulados (no algal).

- *Indicadores de nutriente limitante*

<i>Proporción Ninorg / PRS</i>	Valores menores a 7, el N es limitante. Valores mayores a 10 el P es limitante.
--------------------------------	--

- *Indicadores de limitación de luz*

<i>Turbidez no algal = (1/Secchi)-0,025 Cl a</i>	Refleja el color y/o los sólidos inorgánicos suspendidos. Influye en la respuesta de las a la concentración de nutrientes. Valores menores a 4 indican que el particulado alóctono no es importante y hay una alta respuesta de las algas a los nutrientes. Valores mayores a 1 indican que posiblemente el material alóctono es importante y hay una baja respuesta de las algas a los nutrientes.
<i>Profundidad de mezcla x turbidez</i>	Efecto de la turbidez en la intensidad de luz en la capa de mezcla. Valores menores a 3 indican una alta disponibilidad de luz y una alta dependencia de las algas al nivel de nutrientes. Valores mayores a 6 indican una baja disponibilidad de luz, por lo que la turbidez es importante y hay menor dependencia de las algas de los nutrientes.
<i>Profundidad de mezcla x Secchi</i>	Valores menores a 3 indican una alta disponibilidad de luz y alta dependencia de las algas a los nutrientes Valores mayores a 6 indican baja disponibilidad de luz y una menor dependencia de las algas a los nutrientes.
<i>Cl a / profundidad de Secchi</i>	Indicador de la productividad por limitación de luz. Valores menores a 6 indican una dominancia de la turbidez, y una baja respuesta a los nutrientes. Valores mayores a 16 indican que las algas dominan y hay una alta dependencia a los nutrientes.

- *Respuesta de la Cl a al P:*

<i>Cl a / PT</i>	Medida del consumo de P por parte de las algas. Valores menores a 0,13 indican una baja respuesta al P y el crecimiento de las algas puede estar controlado por el N, la luz o la velocidad del flujo. Valores mayores a 0,40 indican una alta dependencia de las algas hacia el P, un sistema P limitado y una menor importancia del N, la luz y/o la velocidad del flujo en el control de su crecimiento.
------------------	---

- *Frecuencia de floraciones*

<i>FREQ Cl a > 10</i> <i>FREQ Cl a > 20</i> <i>FREQ Cl a > 30</i> <i>FREQ Cl a > 40</i> <i>FREQ Cl a > 50</i> <i>FREQ Cl a > 60</i>	Frecuencias de floraciones de algas estimadas a partir de la concentración de Cl a media y expresa el porcentaje del tiempo durante la época de crecimiento de algas que la concentración de Cl a excede el valor de 10, 20, 30, 40, 50 o 60 µg/l. Las floraciones se definen en general con valores de Cl a mayores a 30-40 µ/l.
--	--

- *Indice de eutroficación de Carlson*

<i>TSI_p = 4,15 + 14,42 ln (PT)</i> <i>TSI_b = 30,6 + 9,84 ln (B)</i> <i>TSI_s = 60 - 14,41 ln (S)</i>	Indices del estado trófico de Carlson (Carlson, 1977). Calculados para PT, Cl a y Secchi. TSI menor a 40 = oligotrófico TSI entre 41 y 50 = mesotrófico TSI entre 51 y 70 = eutrófico TSI mayor a 70 = hipereutrófico
--	---

Las predicciones de $Cl a$ media a partir de las concentraciones de nutrientes predichas u observadas se realizan usando alguno de los 5 modelos presentados en la Tabla 3.4. El análisis de error indica que generalmente es más difícil predecir la $Cl a$ a partir de los nutrientes y otros factores de control que predecir las concentraciones de nutrientes a partir de las cargas externas y la morfometría. Esto refleja parcialmente la gran variabilidad inherente a la $Cl a$. Esta última puede describirse de acuerdo a los siguientes factores limitantes:

- Modelo 1: PT, NT, luz y flujo
- Modelo 2: PT, luz y flujo
- Modelo 3: PT y NT
- Modelo 4: PT (lineal)
- Modelo 5: PT (exponencial)

Debido a que no se han desarrollado modelos de predicción de turbidez no algal en función de factores como carga de sólidos en suspensión y procesos de sedimentación, es posible predecir la respuesta de $Cl a$ a cambios en la carga de nutrientes en embalses limitados en luz, sólo bajo condiciones de turbidez estables. Las proyecciones en las concentraciones de $Cl a$ deberían incluir análisis de sensibilidad en un rango razonable de turbidez. Las estimaciones de turbidez no algal en cada segmento (mínimo $0,08 m^{-1}$) son requeridas para los Modelos 1 y 2 de $Cl a$, Modelo 1 de Secchi y Modelos de partición de nutrientes. La turbidez es calculada a partir de Secchi y $Cl a$ si no se especifica su valor.

La calibración y validación de los modelos se ha basado principalmente usando las condiciones medias de embalses. De los modelos mencionados, el 4 es el que ha sido más extensamente probado cuando hay variaciones espaciales en embalse.

Si el N no es limitante entonces los efectos limitantes de luz pueden considerarse para la calibración de la relación $Cl a/P$. Esta es una alternativa para el uso de modelos directos (Ej. 1 o 2) que requieren estimaciones de turbidez y profundidad de mezcla en cada segmento.

Los Modelos 1 y 3 intentan contabilizar los efectos de la limitación de N sobre los niveles de $Cl a$. Las concentraciones de N son predichas a partir de las cargas externas que no tienen en cuenta la potencial fijación de N atmosférico por las algas azules. Este último proceso puede ser importante en embalses con indicadores de la presencia de estas algas, bajos cocientes N/P, y/o coeficientes de retención negativos para el NT (salida de N mayor a ingreso de N). En tales situaciones, el N debería ser visto como una variable más de respuesta a la eutroficación (controlada biológicamente) más que como factor causal relacionado directamente con la carga de N externa. El uso de los Modelos 1 y 3 puede ser inapropiado para estos casos. El modelado será descriptivo pero no de utilidad para la predicción de los niveles de $Cl a$.

Factores de calibración

Los modelos empíricos implementados por BATHTUB son generalizaciones del comportamiento de embalses. Cuando se aplican datos de un embalse en particular, las observaciones pueden diferir de las predicciones por un factor de dos o más.

Tales diferencias reflejan las limitaciones de los datos (errores en la medición o estimación de los promedios de las concentraciones de entrada y salida), como así también las particularidades del cuerpo de agua.

En tales casos, se puede aplicar un factor de calibración para adaptar los valores predichos obtenidos por los modelos empíricos, de tasa de sedimentación, concentración de $Cl a$ y Secchi.

Todos los factores de calibración por defecto tienen un valor de 1. Los factores de calibración pueden ser aplicados para cualquiera de las siguientes repuestas predichas:

- Tasa de sedimentación de nutrientes
- Concentraciones de $Cl a$
- Profundidad de Secchi

Si se reconoce que las diferencias entre los valores observados y los predichos se deben al menos parcialmente a errores en las mediciones, los factores de calibración deben ser usados de modo conservador.

Capítulo 4 : RESULTADOS OBTENIDOS Y DISCUSIÓN

4.1. ESTIMACIÓN DE CARGAS DE P AL EMBALSE SAN ROQUE

4.1.1. Cargas por tributarios

La evaluación de las causas del deterioro en la calidad de agua y el éxito de proyectos de manejo y restauración se basa en una correcta estimación de la carga de nutrientes, para lo cual es esencial conocer la carga hídrica de un lago. Este ingreso hídrico puede ser fácilmente calculado como la suma del egreso hídrico (descarga) más la variación del volumen almacenado, datos de los que se poseen registros diarios (Winter, 1981). En la Figura 4.1 se muestran los caudales de ingreso calculados de esta manera para el embalse durante el período de estudio. Por otra parte, en la Figura 4.2 se muestran los caudales de ingreso medidos en las diferentes campañas de muestreo. El cálculo de caudales a partir de variaciones de volumen y caudales de descarga tiene como ventaja la obtención de un registro diario de caudales de ingreso, lo que permite fácilmente detectar y considerar los períodos de crecida que se observan como picos en la Figura 4.1. Por el contrario los caudales medidos en las campañas de muestreo permiten conocer el aporte de cada tributario de modo puntual por lo que se pierden los datos de las crecientes. La combinación de las dos metodologías brinda información importante. Si se asume que la proporción aportada por cada tributario es constante, se puede conocer el aporte diario de cada uno de ellos.

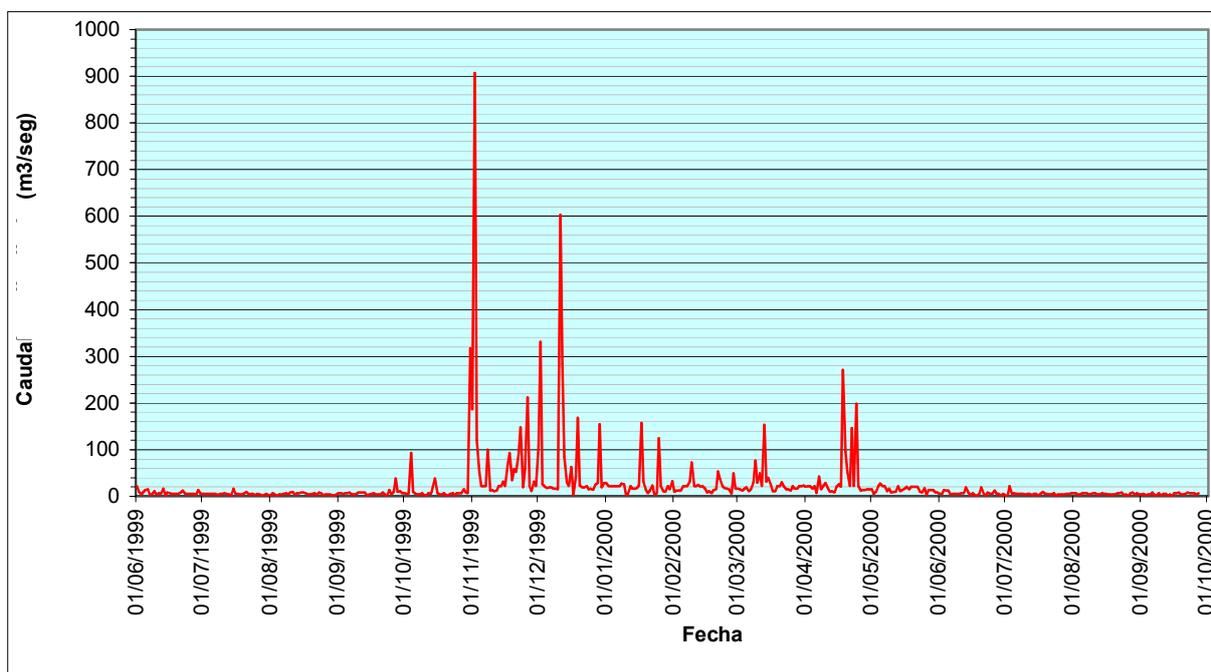


Figura 4.1: Caudal estimado de ingreso al embalse por tributarios durante el período de estudio.

En la Figura 4.2 se observa que la mayor contribución hídrica proviene de los ríos Cosquín y San Antonio. Si bien no pudieron efectuarse aforos con caudales en crecientes, se detectó la variación estacional de los mismos, con registros máximos en el período estival.

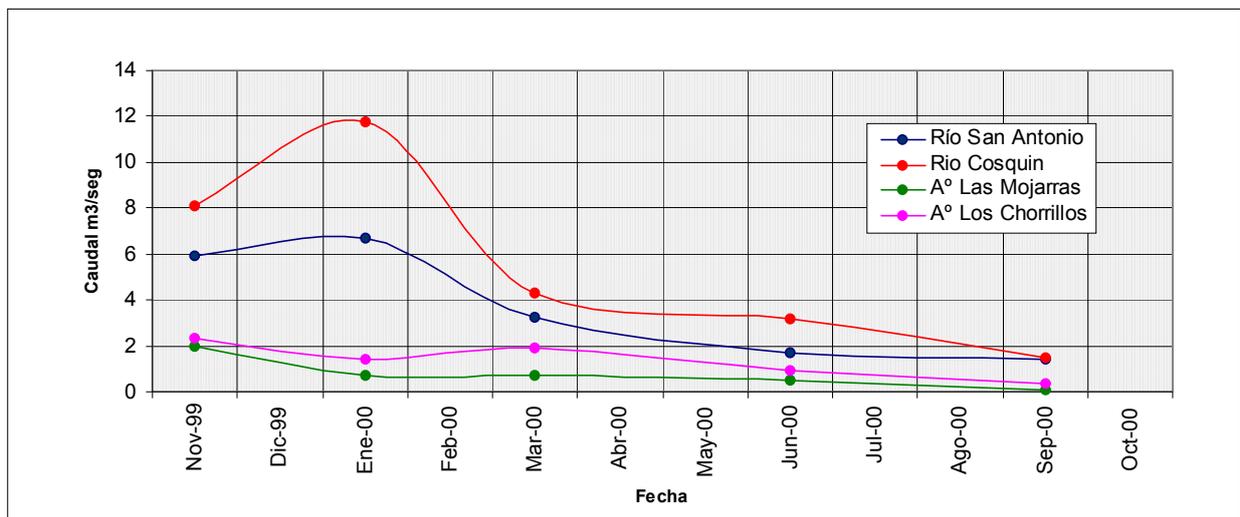


Figura 4.2: Caudales medidos en los tributarios del Embalse San Roque.

Para poder diagramar el balance de una sustancia determinada es importante estimar con precisión la carga total aportada al cuerpo de agua.

La carga de PT desde la cuenca se evaluó por el aporte de cada tributario al embalse.

El modelo FLUX permitió un análisis detallado de la información ingresada para cada uno de ellos. En primera instancia se analizan la serie de datos de caudales medios mensuales calculados (1950-2001) y los valores de caudales medidos durante los muestreos. Los datos ingresados en el modelo, pueden incluir registros de caudales correspondientes a otros períodos, de allí que se considere la serie mencionada. Esto posibilita la extrapolación de los valores de calidad puntuales obtenidos, en un rango más amplio del régimen hídrico monitoreado, de mucha utilidad en la evaluación de la carga del nutriente en función de dicha variabilidad.

Arroyo Los Chorrillos

En la Tabla 4.1 se presenta el análisis estadístico obtenido para los caudales del Arroyo Los Chorrillos y en la Figura 4.3 se muestra el hidrograma con el registro de los caudales para este arroyo. Se observó que la media de la distribución de los caudales muestreados es significativamente mayor a la media de los caudales mensuales estimados para el período 1950-2001. Un 32 % del volumen total de caudales excedieron al máximo del caudal muestreado.

Los datos estadísticos de la Tabla 4.2 y la Figura 4.4 muestran la relación entre carga y caudal para el mismo arroyo. Esta relación indica que la carga aumenta a medida que aumenta el caudal, aunque la variación es relativamente pequeña. En este tipo de casos es conveniente utilizar el método de regresión para interpolar o extrapolar datos. La elección de este método se ve justificada por los datos de la Tabla 4.3 y la Figura 4.5 que indican que el método de regresión presenta el menor CV.

En la Figura 4.6 se muestra la distribución temporal de las cargas de PT en donde se observa que tienden a ser mayores en primavera y verano.

La Figura 4.7 presenta la relación concentración vs caudal. El análisis estadístico resumido en la Tabla 4.8 indican que esta relación no es significativa. La Figura 4.8 muestra la distribución temporal de la concentración de PT en el arroyo en donde se observan valores máximos en primavera y verano.

ARROYO LOS CHORRILLOS								
Comparación entre la distribución de caudales muestreados y estimados								
MUESTREADOS			ESTIMADOS			DIFERENCIA	T PROB(>T)	
n	Media	Desvío	n	Media	Desvío			
5	43,36	24,91	605	28,72	32,54	14,65	-1,31	0,262
Promedio de intervalo entre muestreos Rango = 23/11/1999 al 13/09/2000							59 días	
Máximo intervalo entre muestreos Rango = 20/03/2000 al 20/06/2000							91 días	
Porcentaje de volumen de caudal ocurrido en este intervalo							0,8 %	
Volumen total del caudal muestreado							216,8 Hm ³	
Volumen total de todo el periodo							17373,1 Hm ³	
Porcentaje muestreado del volumen total							1,2 %	
Caudal máximo muestreado							74,17 Hm ³ /año	
Caudal máximo estimado							215,24 Hm ³ /año	
Porcentaje del volumen total ocurrido a caudales que superaron el máximo caudal muestreado							32,6 %	

Tabla 4.1: Análisis de los caudales del Arroyo Los Chorrillos. Los datos de la columna "ESTIMADOS" corresponden al período 1950-2001.

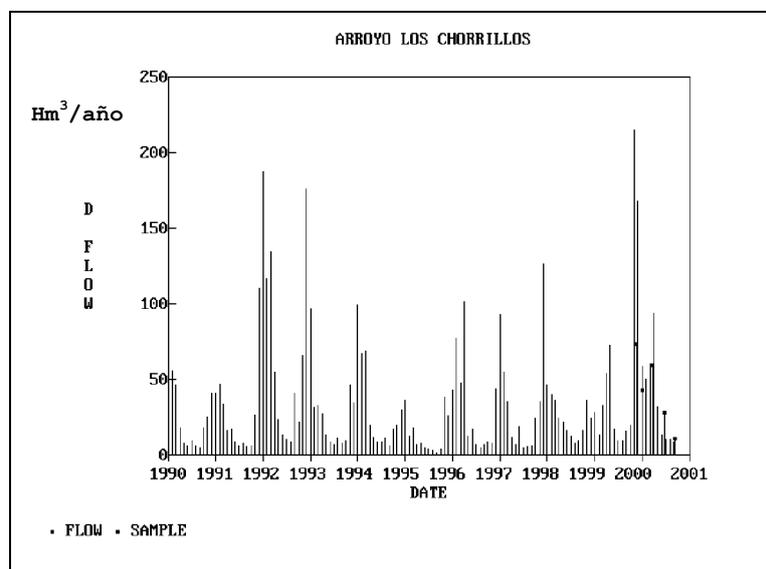


Figura 4.3: Hidrograma del Arroyo Los Chorrillos. DFLOW corresponde al caudal. Los símbolos (SAMPLE) indican el valor de caudal medido en la campaña de muestreo.

ARROYO LOS CHORRILLOS					
REGRESION X = CAUDAL , Y = CARGA					
INTERCEPT	=	1,3506	SLOPE	=	1,2687
R-SQUARED	=	,4960	MEAN SQUARED ERROR	=	,2330
STD ERROR OF SLOPE	=	,7384	DEGREES OF FREEDOM	=	3
T STATISTIC	=	1,7182	PROBABILITY (> T)	=	,1839
Y MEAN	=	3,3250	Y STD DEVIATION	=	,5888
X MEAN	=	1,5563	X STD DEVIATION	=	,3269

Tabla 4.2: Estadísticos de regresión carga vs caudal para el Arroyo Los Chorrillos.

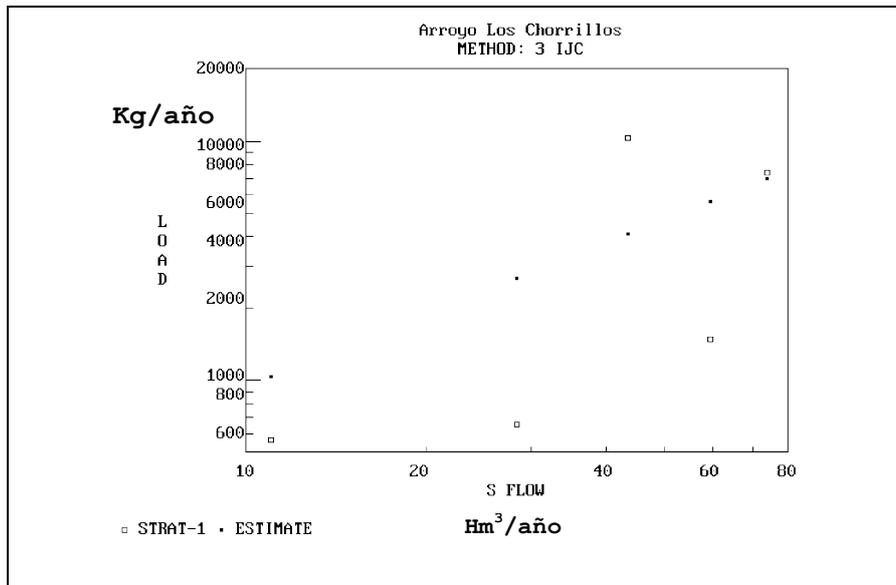


Figura 4.4: Regresión carga (LOAD) vs caudal (S FLOW) del Arroyo Los Chorrillos. Se indican los valores observados (STRAT 1) y los estimados (ESTIMATE)

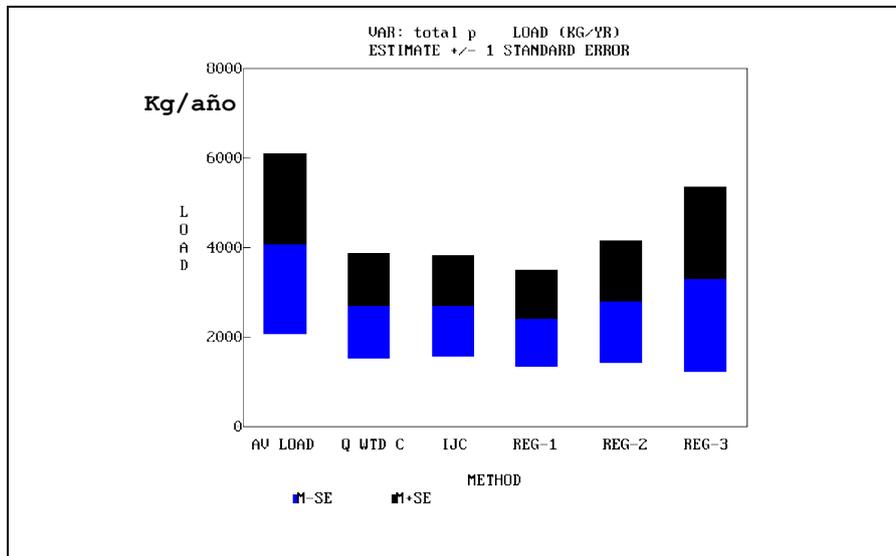


Figura 4.5: Métodos de estimación de carga (LOAD) del Arroyo Los Chorrillos.

METODO	MASA (Kg)	CARGA (Kg/año)	VARIANZA	CONCENTRACION (ppb)	CV
1 AV LOAD	6787,9	4098,0	,4073E+07	142,71	,492
2 Q WTD C	4495,1	2713,8	,1403E+07	94,50	,436
3 IJC	4485,7	2708,1	,1264E+07	94,31	,415
4 REG-1	4023,8	2429,2	,1159E+07	84,60	,443
5 REG-2	4643,2	2803,2	,1870E+07	97,62	,488
6 REG-3	5466,7	3300,4	,4263E+07	114,93	,626

Tabla 4.3: Métodos de estimación de carga de PT para el Arroyo Los Chorrillos. Se muestran la masa total aportada, la carga, su varianza, su concentración y CV. El método aplicado se resalta en rojo.

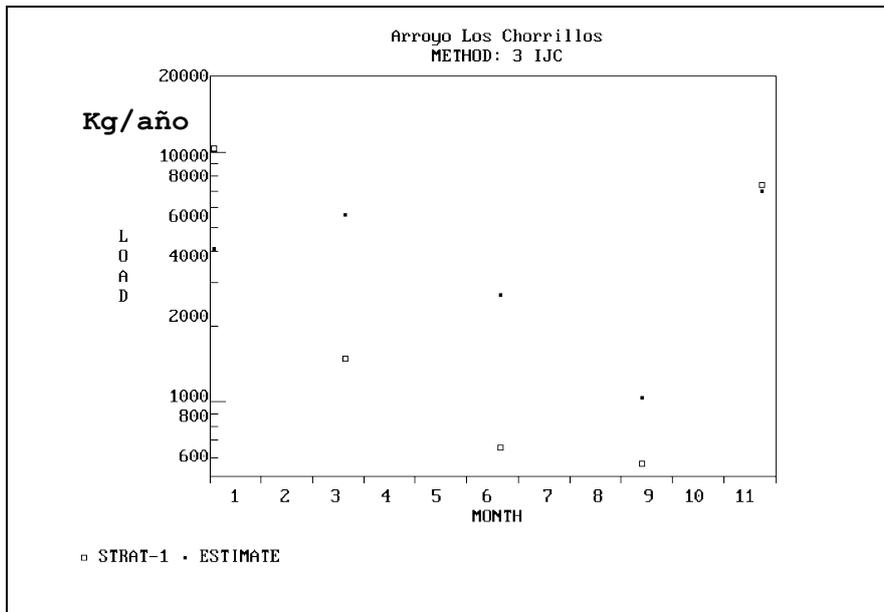


Figura 4.6: Distribución temporal de cargas (LOAD) del Arroyo Los Chorrillos. Se indican los valores observados (STRAT 1) y los estimados (ESTIMATE).

ARROYO LOS CHORRILLOS					
REGRESION X = CAUDAL , Y = CONCENTRACION					
INTERCEPT	=	1,3506	SLOPE	=	,2687
R-SQUARED	=	,0423	MEAN SQUARED ERROR	=	,2330
STD ERROR OF SLOPE	=	,7384	DEGREES OF FREEDOM	=	3
T STATISTIC	=	,3639	PROBABILITY(> T)	=	,7357
Y MEAN	=	1,7688	Y STD DEVIATION	=	,4272
X MEAN	=	1,5563	X STD DEVIATION	=	,3269

Tabla 4.4: Estadísticos de regresión concentración vs caudal del Arroyo Los Chorrillos.

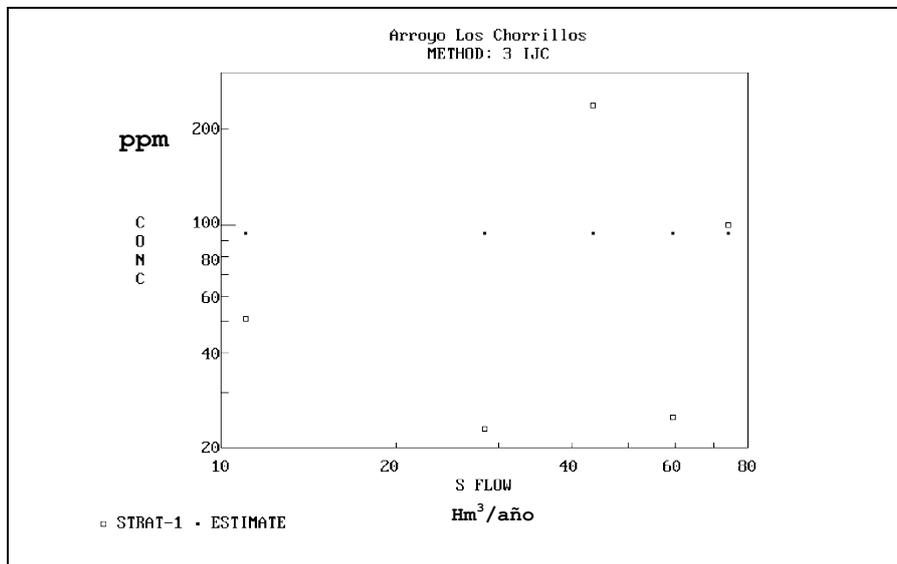


Figura 4.7: Regresión concentración (CONC) vs caudal (S FLOW) del Arroyo Los Chorrillos. Se indican los valores observados (STRAT 1) y los estimados (ESTIMATE).

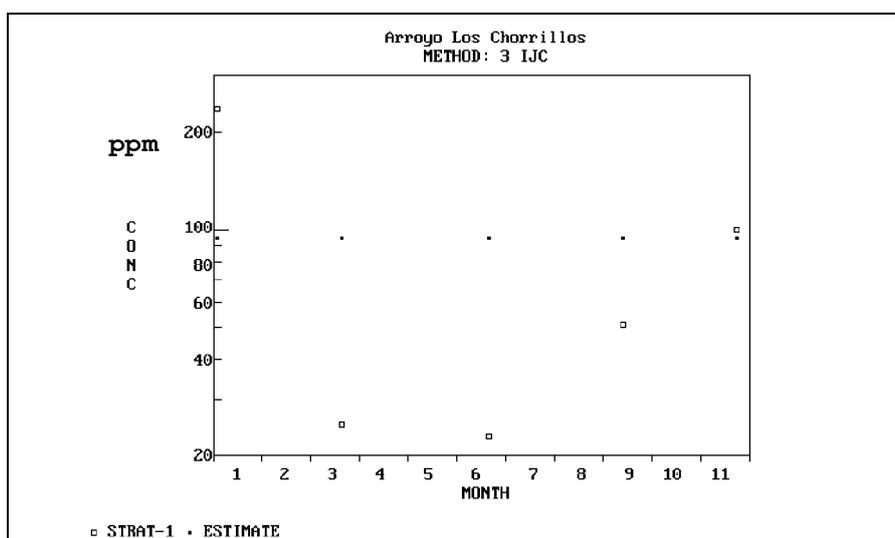


Figura 4.8: Distribución temporal de la concentración (CONC) del Arroyo Los Chorrillos. Se indican los valores observados (STRAT 1) y los estimados (ESTIMATE).

Arroyo Las Mojarras

Realizando el mismo análisis que para el caso anterior, se observa en la Tabla 4.5 y Figura 4.9, que la media de la distribución de los caudales muestreados es levemente mayor a la media de la de los caudales mensuales estimados para el período 1950-2001. Un 26 % del volumen total de caudales excedieron al máximo del caudal muestreado. En el hidrograma de la Figura 4.9 se observa que no se tomaron muestras durante los períodos de mayor caudal. La relación carga vs caudal es significativa según se observa en la Figura 4.4 y el análisis estadístico de la Tabla 4.6.

ARROYO LAS MOJARRAS								
Comparación entre la distribución de caudales muestreados y estimados								
MUESTREADOS			ESTIMADOS			DIFERENCIA	T PROB(>T)	
n	Media	Desvío	n	Media	Desvío			
5	24,43	22,44	605	18,19	21,09	6,24	-,58	0,596
Promedio de intervalo entre muestreos Rango = 23/11/1999 al 13/09/2000							59	días
Máximo intervalo entre muestreos Rango = 20/03/20000 al 20/06/2000							91	días
Porcentaje de volumen de caudal ocurrido en este intervalo							0,8	%
Volumen total del caudal medido							122,1	Hm ³
Volumen total de todo el periodo							11248,6	Hm ³
Porcentaje muestreado del volumen total							1,1	%
Caudal máximo muestreado							61,86	Hm ³ /año
Caudal máximo estimado							137,92	Hm ³ /año
Porcentaje del volumen total ocurrido a caudales que superaron el máximo caudal muestreado							26,24	%

Tabla 4.5: Análisis de los caudales del Arroyo Las Mojarras. Los datos de la columna "ESTIMADOS" corresponden al periodo 1950-2001.

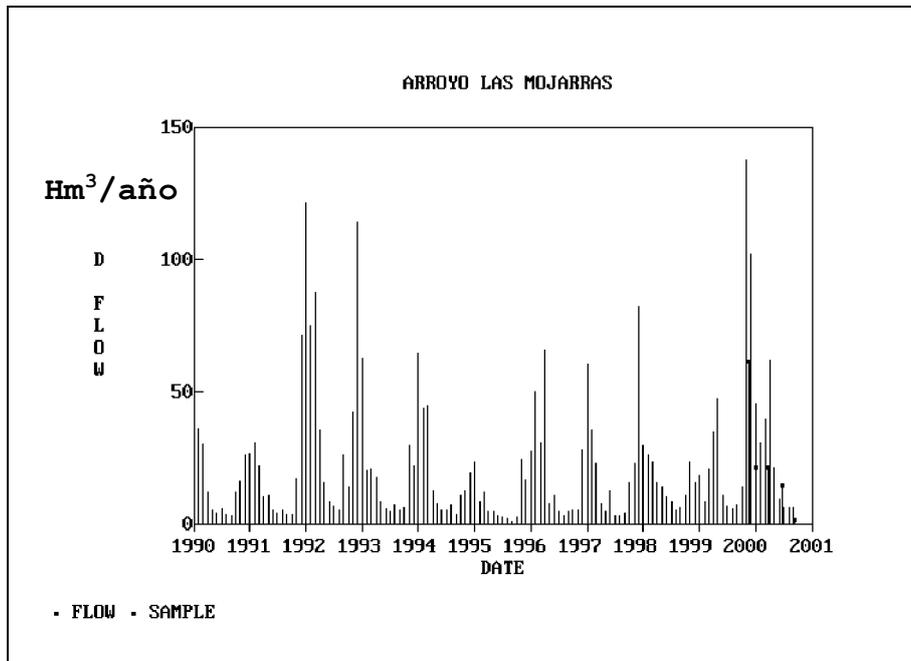


Figura 4.9: Hidrograma del Arroyo Las Mojarras. DFLOW corresponde al caudal. Los símbolos (SAMPLE) indican el valor de caudal medido en la campaña de muestreo.

El método utilizado para el cálculo de carga es de regresión siendo justificada su elección por presentar menor coeficiente de variación como se observa en la Tabla 4.7 y en la Figura 4.11. Las cargas como se muestra en la Figura 4.12, tienden a ser mayores en primavera y verano con la presencia de mayores caudales. La relación concentración vs caudal mostrada en la Figura 4.13 no es significativa según el análisis estadístico presentado en la Tabla 4.8. Según se observa en la Figura 4.14, los máximos de concentración ocurren en primavera y verano.

ARROYO LAS MOJARRAS					
REGRESION X = CAUDAL , Y = CARGA					
INTERCEPT	=	1,6772	SLOPE	=	1,1376
R-SQUARED	=	,7380	MEAN SQUARED ERROR	=	,1896
STD ERROR OF SLOPE	=	,3913	DEGREES OF FREEDOM	=	3
T STATISTIC	=	2,9073	PROBABILITY(> T)	=	,0608
Y MEAN	=	3,0232	Y STD DEVIATION	=	,7369
X MEAN	=	1,1832	X STD DEVIATION	=	,5565

Tabla 4.6: Estadísticos de regresión carga vs caudal del Arroyo Las Mojarras.

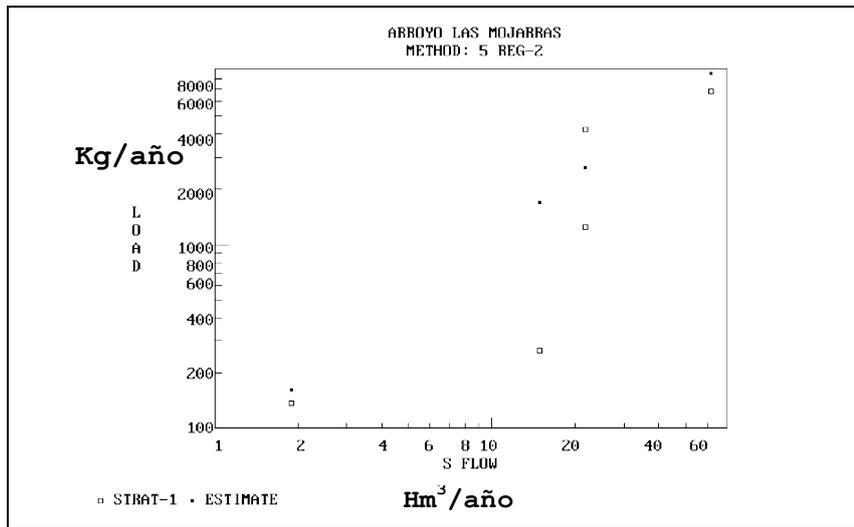


Figura 4.10: Regresión carga (LOAD) vs caudal (S FLOW) del Arroyo Las Mojarras. Se indican los valores observados (STRAT 1) y los estimados (ESTIMATE).

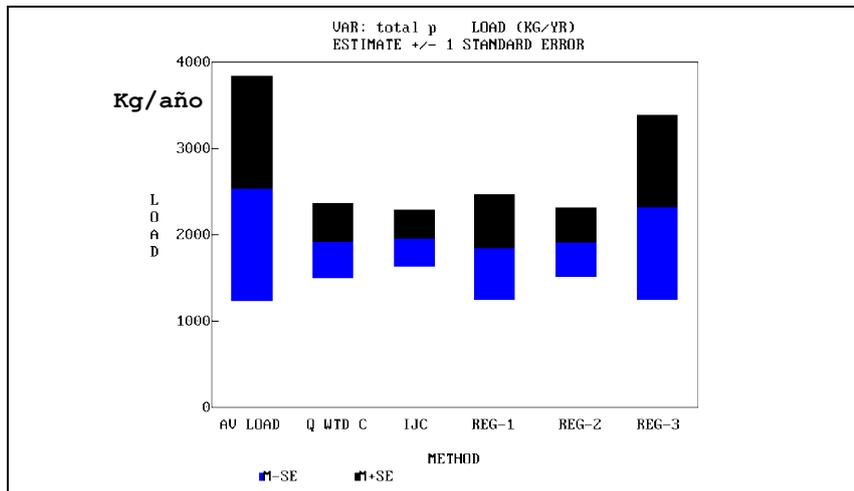


Figura 4.11: Método de estimación de carga (LOAD) del Arroyo Las Mojarras.

METODO	MASA (Kg)	CARGA (Kg/año)	VARIANZA	CONCENTRACION (ppb)	CV
1 AV LOAD	4205,7	2539,1	,1686E+07	136,56	,511
2 Q WTD C	3201,1	1932,6	,1858E+06	103,94	,223
3 IJC	3256,5	1966,0	,1036E+06	105,74	,164
4 REG-1	3083,2	1861,4	,3647E+06	100,11	,324
5 REG-2	3183,2	1921,8	,1609E+06	103,36	,209
6 REG-3	3852,7	2325,9	,1144E+07	125,10	,460

Tabla 4.7: Métodos de estimación de carga de PT del Arroyo Las Mojarras. Se muestran la masa total aportada, la carga, su varianza, su concentración y CV. El método aplicado se resalta en rojo.

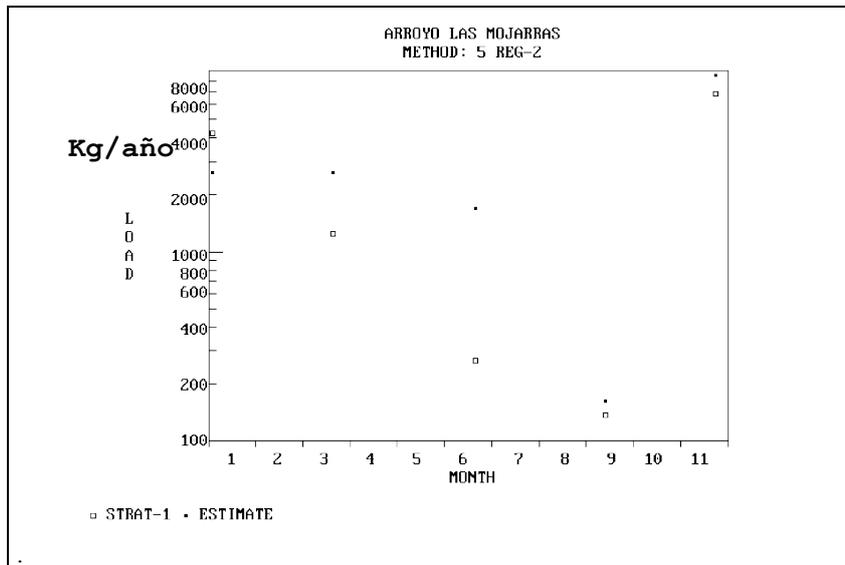


Figura 4.12: Distribución temporal de cargas (LOAD) en el Arroyo Las Mojarras. Se indican los valores observados (STRAT 1) y los estimados (ESTIMATE).

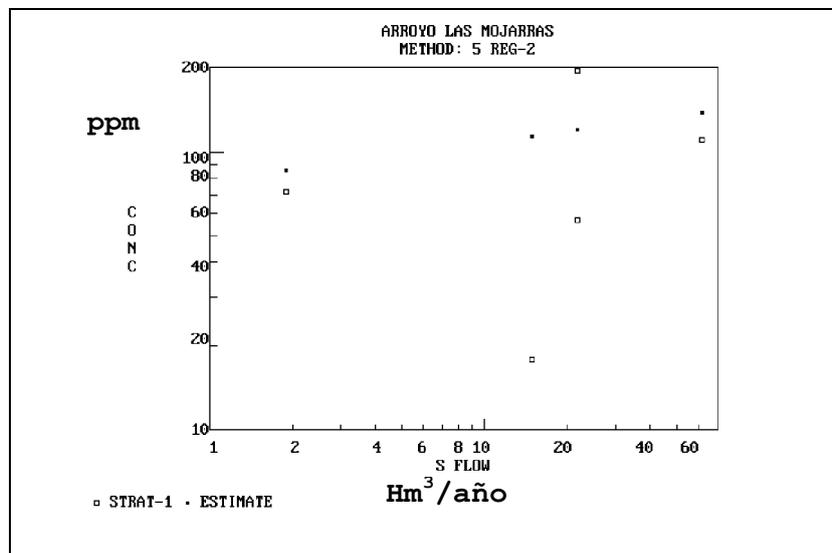


Figura 4.13 Regresión concentración (CONC) vs caudal (S FLOW) del Arroyo Las Mojarras. Se indican los valores observados (STRAT 1) y los estimados (ESTIMATE).

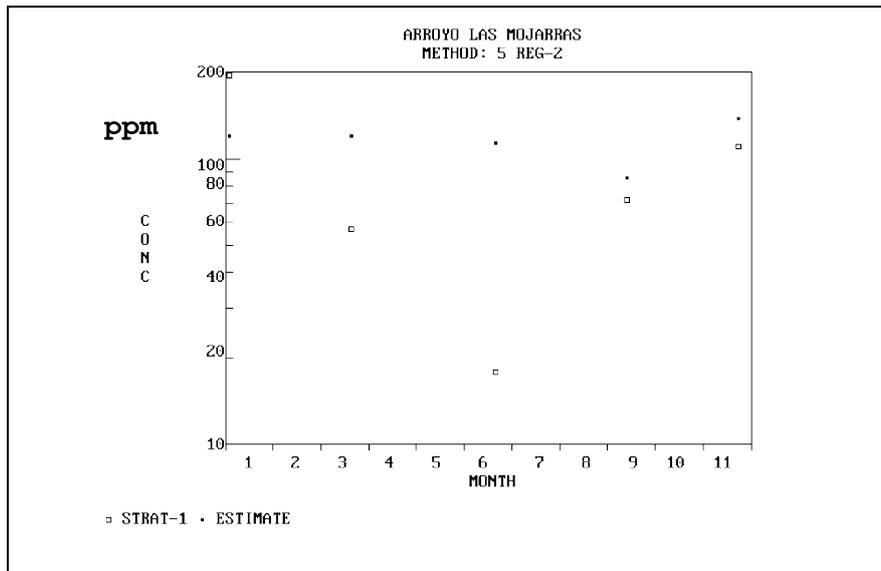


Figura 4.14: Distribución temporal de la concentración (CONC) del Arroyo Las Mojarras. Se indican los valores observados (STRAT 1) y los estimados (ESTIMATE).

ARROYO LAS MOJARRAS					
RESGRESION X = CAUDAL , Y =CONCENTRACION					
INTERCEPT	=	1,6772	SLOPE	=	,1376
R-SQUARED	=	,0396	MEAN SQUARED ERROR	=	,1896
STD ERROR OF SLOPE	=	,3913	DEGREES OF FREEDOM	=	3
T STATISTIC	=	,3516	PROBABILITY(> T)	=	,7436
Y MEAN	=	1,8400	Y STD DEVIATION	=	,3848
X MEAN	=	1,1832	X STD DEVIATION	=	,5565

Tabla 4.8: Estadísticos de regresión concentración vs caudal para el Arroyo Las Mojarras.

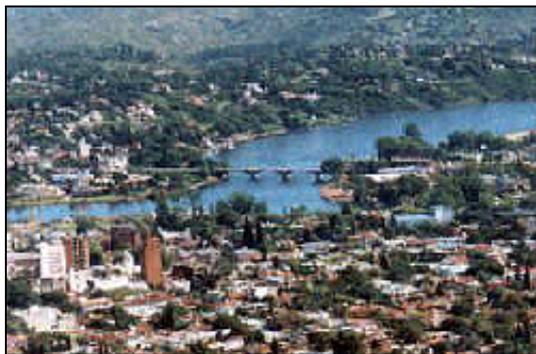


Figura 4.15: Foto panorámica del área de desembocadura del Río San Antonio

Río San Antonio

En el caso de este tributario, se observa que la media de la distribución de los caudales muestreados es semejante a la media de la de los caudales mensuales estimados para el período 1990-2001 según se observa en la Tabla 4.9 y la Figura 4.16). Un 52 % del volumen total de caudales excedieron al máximo del caudal muestreado. En el hidrograma se observa que no se tomaron muestras durante los períodos de mayor caudal.

La relación carga vs caudal es significativa según

se observa en la Tabla 4.10 y Figura 4.17.

El método utilizado para el cálculo de carga es de regresión siendo justificada su elección por presentar menor coeficiente de variación, los resultados se muestran en la Tabla 4.11 y Figura 4.18.

Las cargas como se muestra en la Figura 4.19, tienden a ser mayores en primavera y verano con la presencia de mayores caudales.

La Figura 4.20 y Tabla 4.12 muestran la relación concentración vs caudal que es levemente significativa.

Como se observa en la Figura 4.21, los máximos de concentración ocurren en primavera y verano.

RIO SAN ANTONIO							
Comparación entre la distribución de caudales muestreados y estimados							
MUESTREADOS			ESTIMADOS			DIFERENCIA	T PROB(>T)
n	Media	Desvío	n	Media	Desvío		
5	118,98	76,29	605	125,12	141,13	-6,14	,18 0,861
Promedio de intervalo entre muestreos Rango = 23/11/1999 al 13/09/2000							59 días
Máximo intervalo entre muestreos Rango = 20/03/20000 al 20/06/2000							91 días
Porcentaje de volumen de caudal ocurrido en este intervalo							0,8 %
Volumen total del caudal medido							594,9 Hm ³
Volumen total de todo el periodo							75698 Hm ³
Porcentaje muestreado del volumen total							0,8 %
Caudal máximo muestreado							210,82 Hm ³ /año
Caudal máximo estimado							841,71 Hm ³ /año
Porcentaje del volumen total ocurrido a caudales que superaron el máximo caudal muestreado							52.2 %

Tabla 4.9: Análisis de los caudales del Río San Antonio. Los datos de la columna "ESTIMADOS" corresponden al período 1950-2001.

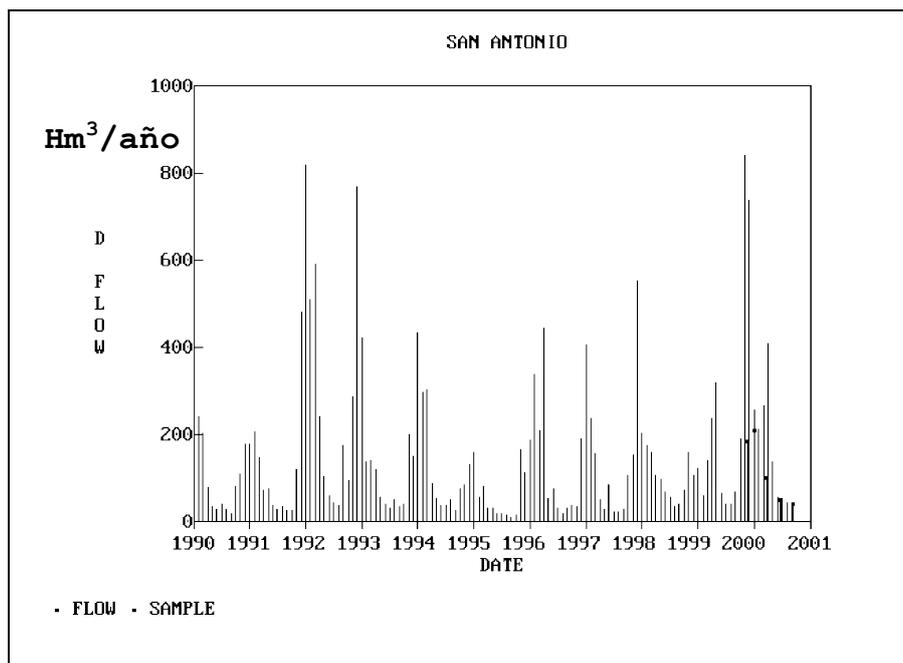


Figura 4.16: Hidrograma del Río San Antonio. DFLOW corresponde al caudal. Los símbolos (SAMPLE) indican el valor de caudal medido en la campaña de muestreo.

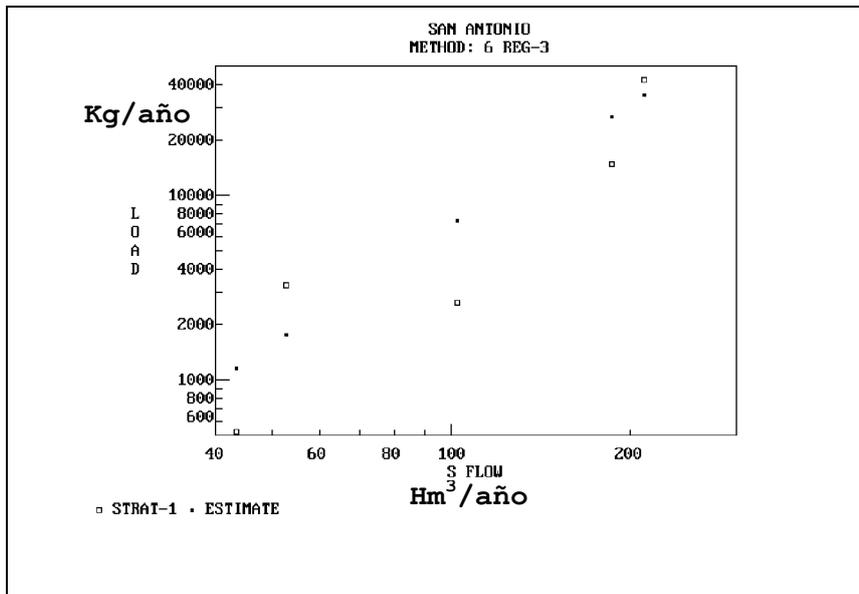


Figura 4.17: Regresión carga (LOAD) vs caudal (S FLOW) del Río San Antonio. Se indican los valores observados (STRAT 1) y los estimados (ESTIMATE).

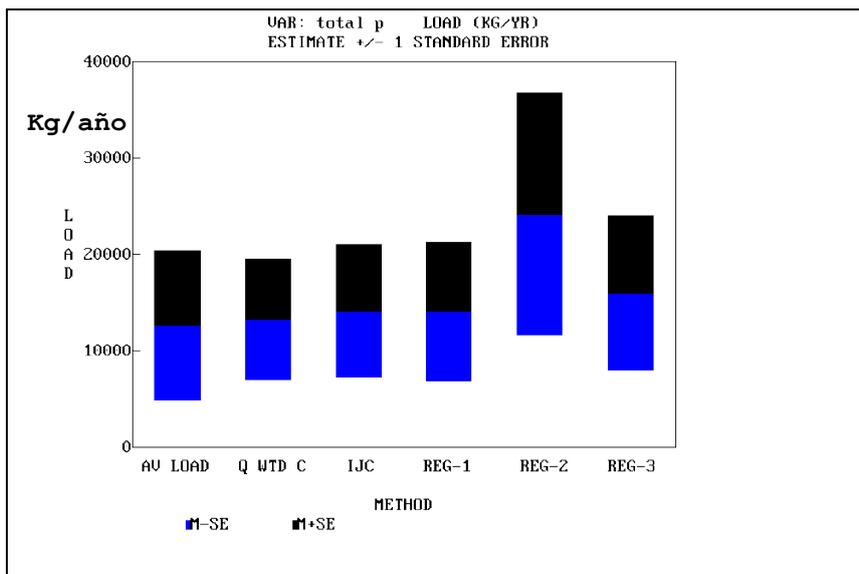


Figura 4.18: Métodos de estimación de carga (LOAD) para el Río San Antonio.

RIO SAN ANTONIO					
REGRESION X = CAUDAL , Y = CARGA					
INTERCEPT	=	-,6073	SLOPE	=	2,1571
R-SQUARED	=	,8317	MEAN SQUARED ERROR	=	,1208
STD ERROR OF SLOPE	=	,5602	DEGREES OF FREEDOM	=	3
T STATISTIC	=	3,8503	PROBABILITY (> T)	=	,0291
Y MEAN	=	3,6906	Y STD DEVIATION	=	,7337
X MEAN	=	1,9925	X STD DEVIATION	=	,3102

Tabla 4.10: Estadísticos de regresión carga vs caudal para el Río San Antonio.

METODO	MASA (Kg)	CARGA (Kg/año)	VARIANZA	CONCENTRACION (ppb)	CV
1 AV LOAD	21028,3	12695,2	,6056E+08	101,46	,613
2 Q WTD C	26652,6	16090,7	,6384E+08	128,60	,497
3 IJC	23521,8	14200,5	,4709E+08	113,49	,483
4 REG-1	23439,5	14150,9	,5148E+08	113,10	,507
5 REG-2	40154,6	24242,1	,1565E+09	193,75	,516
6 REG-3	22113,6	13350,4	,3884E+08	106,70	,467

Tabla 4.11: Métodos de estimación de carga de PT para el Río San Antonio. Se muestran la masa total aportada, la carga, su varianza, su concentración y CV. El método aplicado se resalta en rojo.

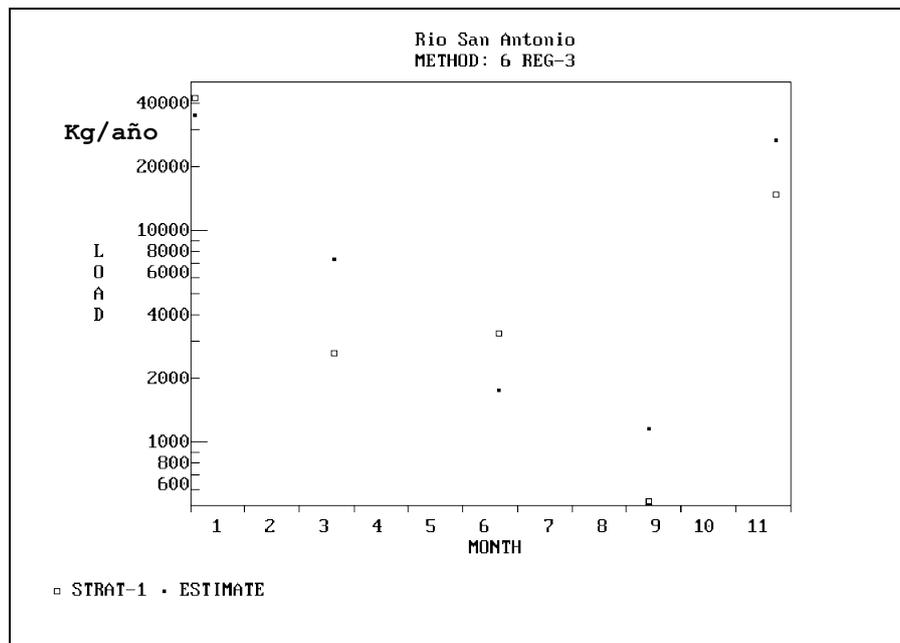


Figura 4.19: Distribución temporal de cargas (LOAD) para el Río San Antonio. Se indican los valores observados (STRAT 1) y los estimados (ESTIMATE).

RIO SAN ANTONIO			
REGRESION X = CAUDAL , Y =CONCENTRACION			
INTERCEPT	=	-,6073	SLOPE = 1,1571
R-SQUARED	=	,5871	MEAN SQUARED ERROR = ,1208
STD ERROR OF SLOPE	=	,5602	DEGREES OF FREEDOM = 3
T STATISTIC	=	2,0653	PROBABILITY (> T) = ,1303
Y MEAN	=	1,6981	Y STD DEVIATION = ,4684
X MEAN	=	1,9925	X STD DEVIATION = ,3102

Tabla 4.12: Estadísticos de regresión concentración vs caudal para el Río San Antonio.

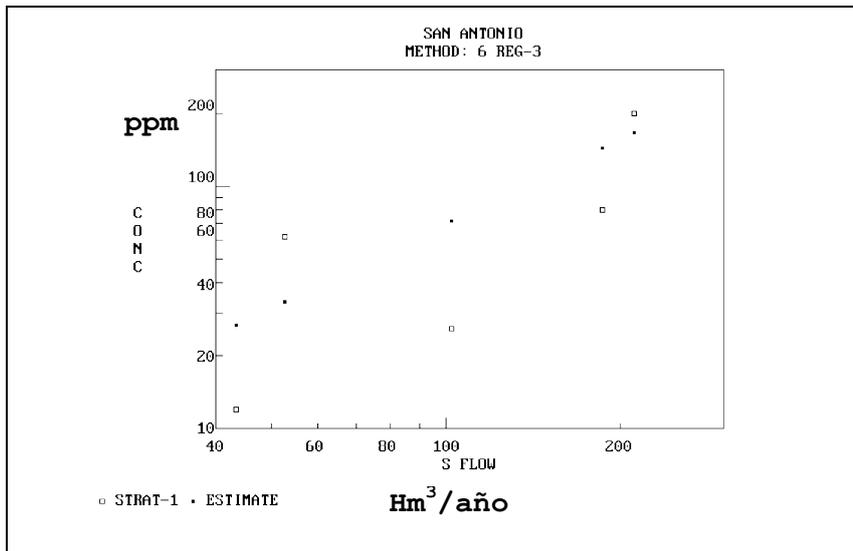


Figura 4.20: Regresión concentración (CONC) vs caudal (S FLOW) del Río San Antonio. Se indican los valores observados (STRAT 1) y los estimados (ESTIMATE).

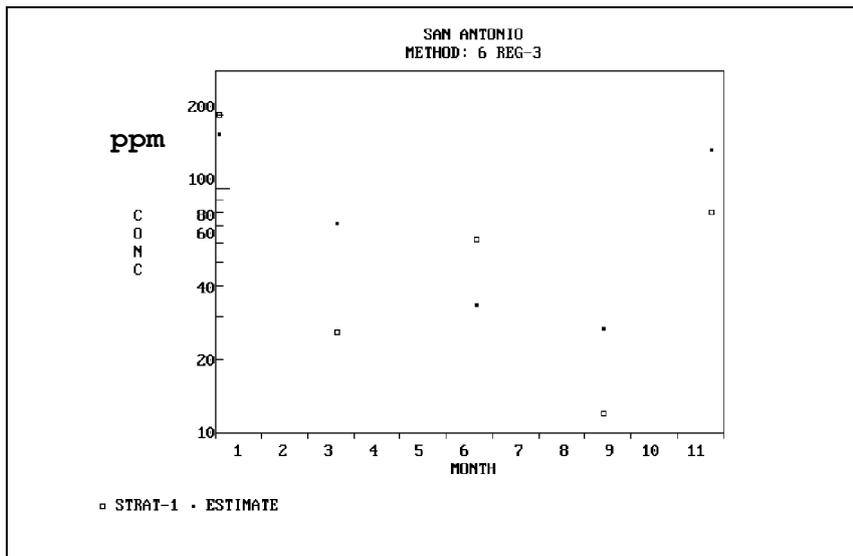


Figura 4.21: Distribución temporal de la concentración (CONC) del Río San Antonio. Se indican los valores observados (STRAT 1) y los estimados (ESTIMATE)..



Figura 4.22: Foto del Río Cosquín

Río Cosquín

Realizando el mismo análisis que para el caso anterior, en la Figura 4.23 y la Tabla 4.13 se observa que la media de la distribución de los caudales muestreados es semejante a la media de la de los caudales mensuales estimados para el período 1950-2001. Un 48 % del volumen total de caudales excedieron al máximo del caudal muestreado. En el hidrograma de la Figura 4.23, se observa que no se tomaron muestras durante los períodos de mayor caudal.

La relación carga vs caudal es significativa según se muestra en la Tabla 4.14 y Figura 4.24. Los resultados mostrados en la Figura 4.25 y la Tabla 4.15 indican que el método más apropiado para el cálculo de carga es de regresión por presentar menor coeficiente de variación.

Las cargas como se muestra en la Figura 4.26, tienden a ser mayores en primavera y verano con la presencia de mayores caudales.

La relación caudal vs concentración no es significativa, por lo menos dentro del rango de caudales muestreados según se observa en la Figura 4.27 y la Tabla 4.16.

En la Figura 4.28 se muestra que los máximos de concentración ocurren en verano y otoño.

RIO COSQUIN							
Comparación entre la distribución de caudales muestreados y estimados							
MUESTREADOS			ESTIMADOS			DIFERENCIA	T PROB(>T)
n	Media	Desvío	n	Media	Desvío		
5	181,41	130,56	605	199,59	225,55	-18,18	,31 0,769
Promedio de intervalo entre muestreos Rango = 23/11/1999 al 13/09/2000							59 días
Máximo intervalo entre muestreos Rango = 20/03/20000 al 20/06/2000							91 días
Porcentaje de volumen de caudal ocurrido en este intervalo							0,8 %
Volumen total del caudal medido							907 Hm ³
Volumen total de todo el periodo							120749,3 Hm ³
Porcentaje muestreado del volumen total							0,8 %
Caudal máximo muestreado							370,2 Hm ³ /año
Caudal máximo estimado							1342,88 Hm ³ /año
Porcentaje del volumen total ocurrido a caudales que superaron el máximo caudal muestreado							48,2 %

Tabla 4.13: Análisis de caudales del Río Cosquín. Los datos de la columna "ESTIMADOS" corresponden al período 1950-2001.

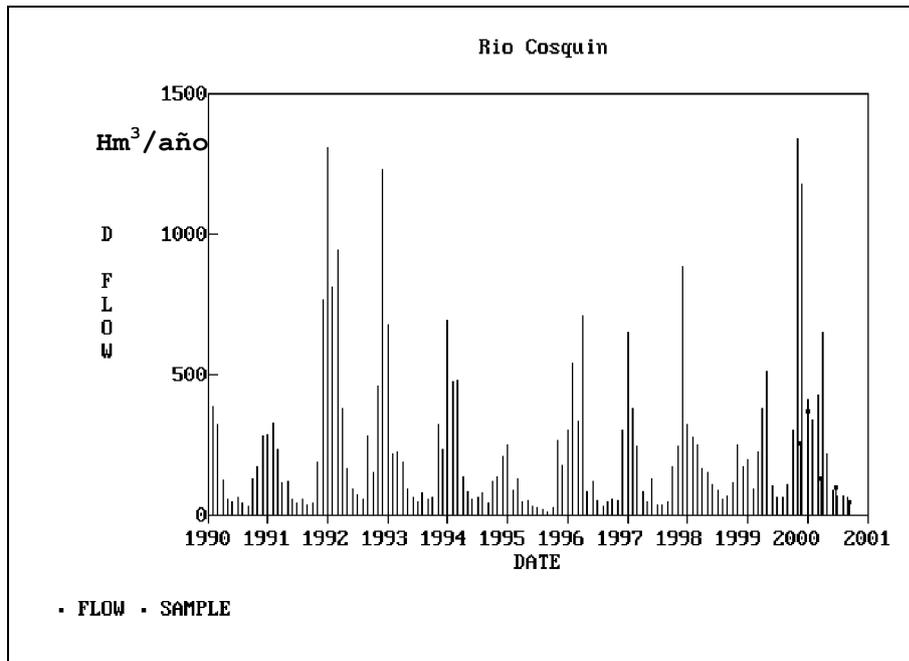


Figura 4.23: Hidrograma del Río Cosquín. DFLOW corresponde al caudal. Los símbolos (SAMPLE) indican el valor de caudal medido en la campaña de muestreo.

RIO COSQUIN					
REGRESION X = CAUDAL , Y = CARGA					
INTERCEPT	=	,9567	SLOPE	=	1,4552
R-SQUARED	=	,7934	MEAN SQUARED ERROR	=	,0907
STD ERROR OF SLOPE	=	,4287	DEGREES OF FREEDOM	=	3
T STATISTIC	=	3,3945	PROBABILITY(> T)	=	,0410
Y MEAN	=	4,0925	Y STD DEVIATION	=	,5738
X MEAN	=	2,1550	X STD DEVIATION	=	,3513

Tabla 4.14: Regresión carga vs caudal para el Río Cosquín.

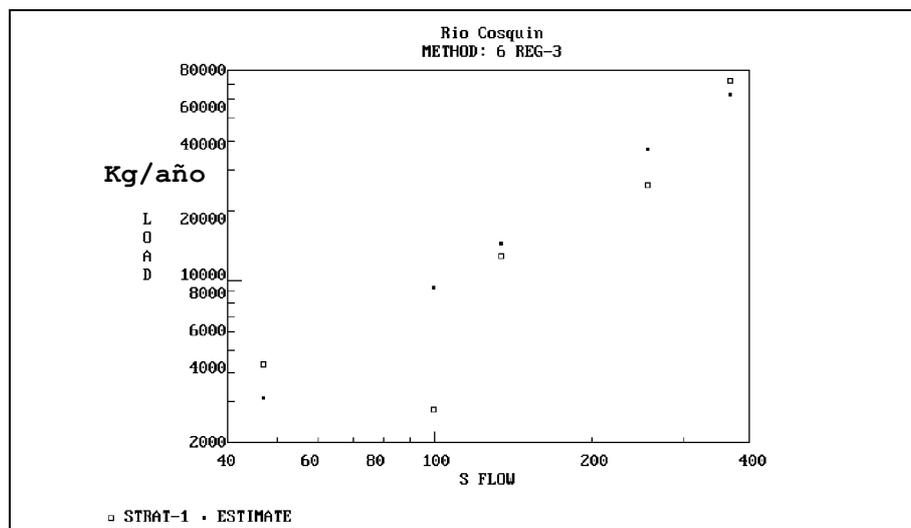


Figura 4.24: Regresión carga (LOAD) vs caudal (S FLOW) del Río Cosquín. Se indican los valores observados (STRAT 1) y los estimados (ESTIMATE).

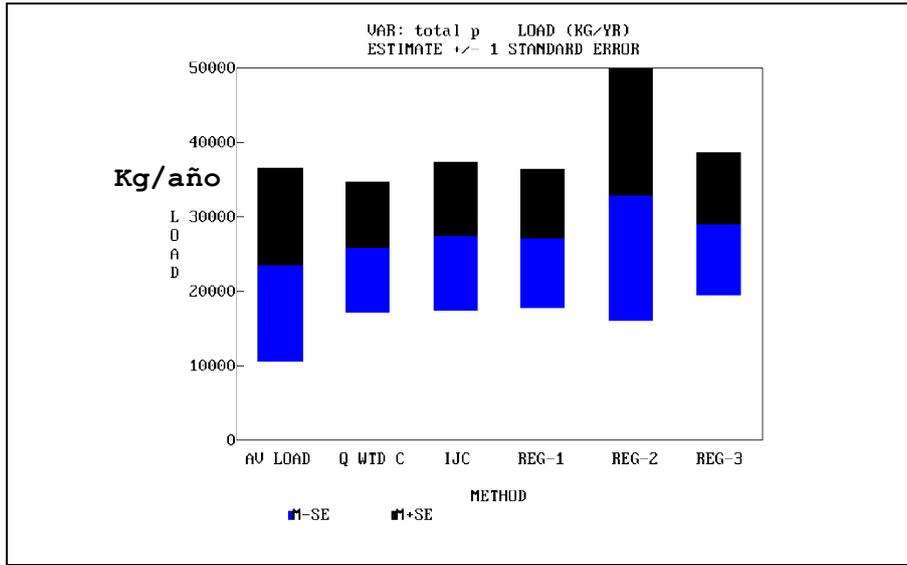


Figura 4.25: Métodos de estimación de carga(LOAD) para el Río Cosquín.

METODO	MASA (Kg)	CARGA (Kg/año)	VARIANZA	CONCENTRACION (ppb)	CV
1 AV LOAD	39241,3	23690,7	,1679E+09	118,70	,547
2 Q WTD C	43173,6	26064,7	,7682E+08	130,59	,336
3 IJC	45611,3	27536,4	,9865E+08	137,97	,361
4 REG-1	45091,8	27222,8	,8628E+08	136,40	,341
5 REG-2	54768,4	33064,7	,2852E+09	165,67	,511
6 REG-3	48238,7	29122,6	,9169E+08	145,92	,329

Tabla 4.15: Métodos de estimación de carga de PT para el Río Cosquín. Se muestran la masa total aportada, la carga, su varianza, su concentración y CV. El método aplicado se resalta en rojo.

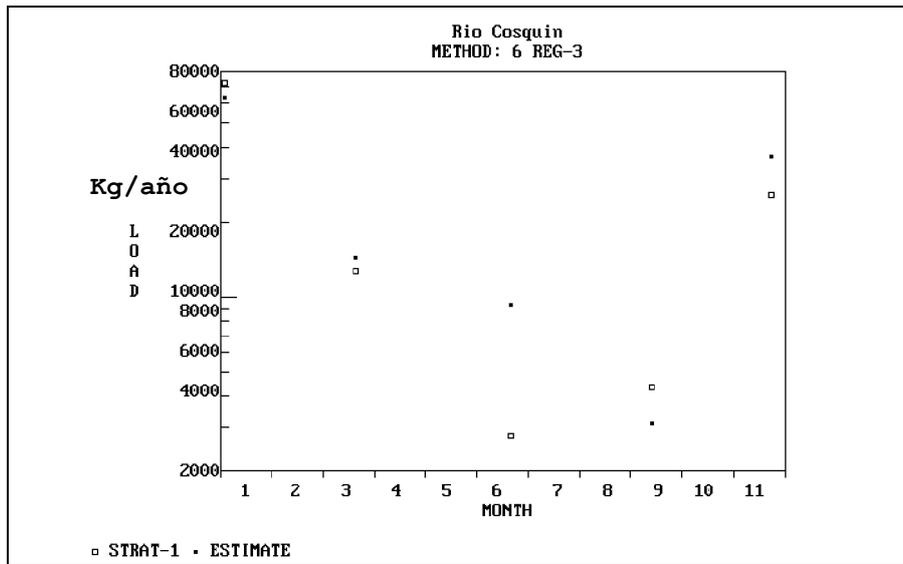


Figura 4.26: Distribución temporal de cargas (LOAD) para el Río Cosquín. Se indican los valores observados (STRAT 1) y los estimados (ESTIMATE).

RIO COSQUIN					
REGRESION X = CAUDAL , Y =CONCENTRACION					
INTERCEPT	=	,9567	SLOPE	=	,4552
R-SQUARED	=	,2732	MEAN SQUARED ERROR	=	,0907
STD ERROR OF SLOPE	=	,4287	DEGREES OF FREEDOM	=	3
T STATISTIC	=	1,0618	PROBABILITY (> T)	=	,3675
Y MEAN	=	1,9376	Y STD DEVIATION	=	,3059
X MEAN	=	2,1550	X STD DEVIATION	=	,3513

Tabla 4.16: Regresión concentración vs caudal para el Río Cosquín.

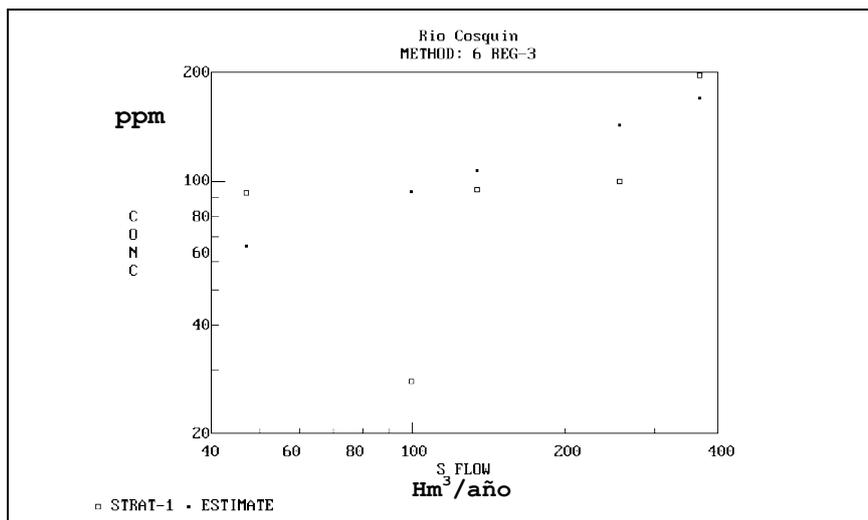


Figura 4.27: Regresión concentración (CONC) vs caudal (S FLOW) del Río Cosquín. Se indican los valores observados (STRAT 1) y los estimados (ESTIMATE).

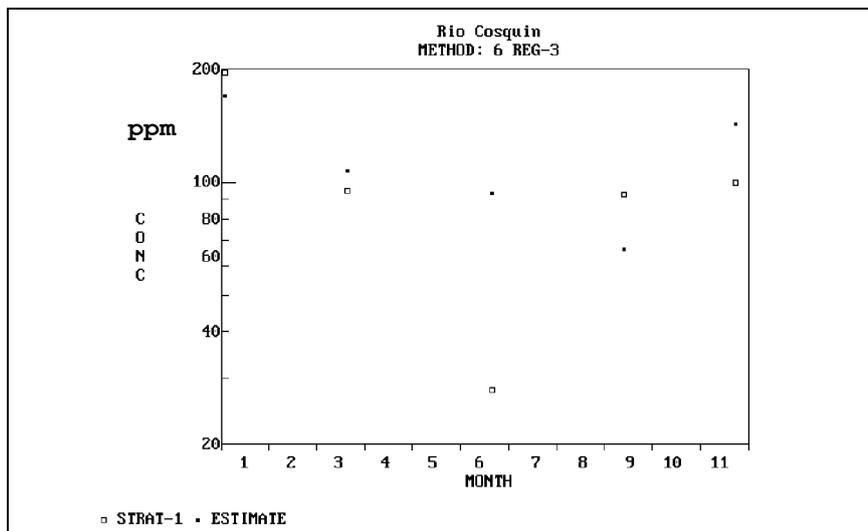


Figura 4.28: Distribución temporal de la concentración (CONC) del Río Cosquín. Se indican los valores observados (STRAT 1) y los estimados (ESTIMATE).

Río Suquía

Los resultados obtenidos hasta aquí con los tributarios permiten conocer el ingreso de nutrientes. A los fines de realizar un balance de masa, se realizó el mismo análisis para el caso del Río Suquía, emisario del lago San Roque. En la Figura 4.30 y la Tabla 4.18 se observa que la media de la distribución de los caudales estimados de descarga muestreados es significativamente mayor a la media de la de los caudales mensuales estimados para el período 1950-2001. Un 46 % del volumen total de caudales excedieron el máximo del caudal muestreado.

El método utilizado para el cálculo de carga es de regresión siendo justificada su elección por presentar menor coeficiente de variación según se observa en la Figura 4.29 y la Tabla 4.18.

RIO SUQUIA							
Comparación entre la distribución de caudales muestreados y estimados							
MUESTREADOS			ESTIMADOS			DIFERENCIA	T PROB(>T)
n	Media	Desvío	n	Media	Desvío		
5	504,33	266,34	605	375,16	417,87	129,17	-1,07 0,345
Promedio de intervalo entre muestreos Rango = 23/11/1999 al 13/09/2000							59 días
Máximo intervalo entre muestreos Rango = 20/03/20000 al 20/06/2000							91 días
Porcentaje de volumen de caudal ocurrido en este intervalo							0,7 %
Volumen total de todo el periodo							228469,5 Hm ³
Caudal máximo muestreado							706,94 Hm ³ /año
Caudal máximo estimado							2536,16 Hm ³ /año
Porcentaje del volumen total ocurrido a caudales que superaron el máximo caudal muestreado							46,8 %

Tabla 4.17: Análisis de caudales del Río Suquía.

METODO	MASA (Kg)	CARGA (Kg/año)	VARIANZA	CONCENTRACION (ppb)	CV
1 AV LOAD	62009,3	37190,3	,1458E+09	99,13	,325
2 Q WTD C	46126,9	27664,8	,3880E+08	73,74	,225
3 IJC	46304,0	27771,0	,4488E+08	74,03	,241
4 REG-1	43936,3	26350,9	,3123E+08	70,24	,212
5 REG-2	47876,8	28714,3	,8615E+08	76,54	,323
6 REG-3	46993,6	28184,6	,2946E+08	75,13	,193

Tabla 4.18: Métodos de estimación de carga para el Río Suquía.

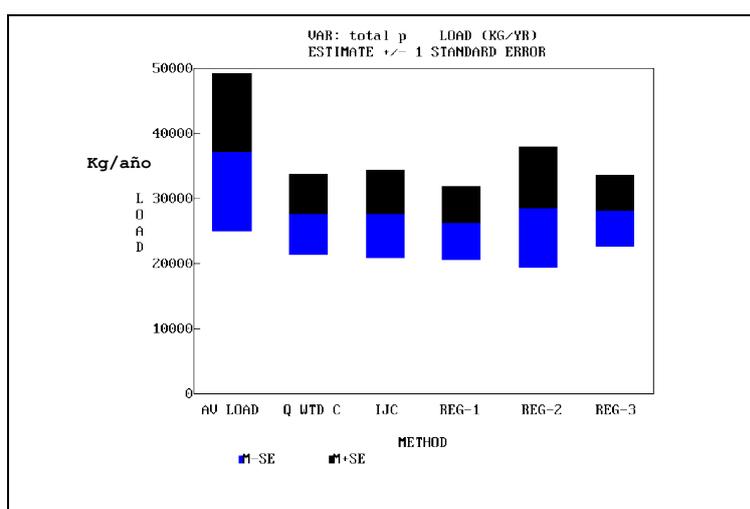


Figura 4.29: Métodos de estimación de carga (LOAD) del Río Suquía.

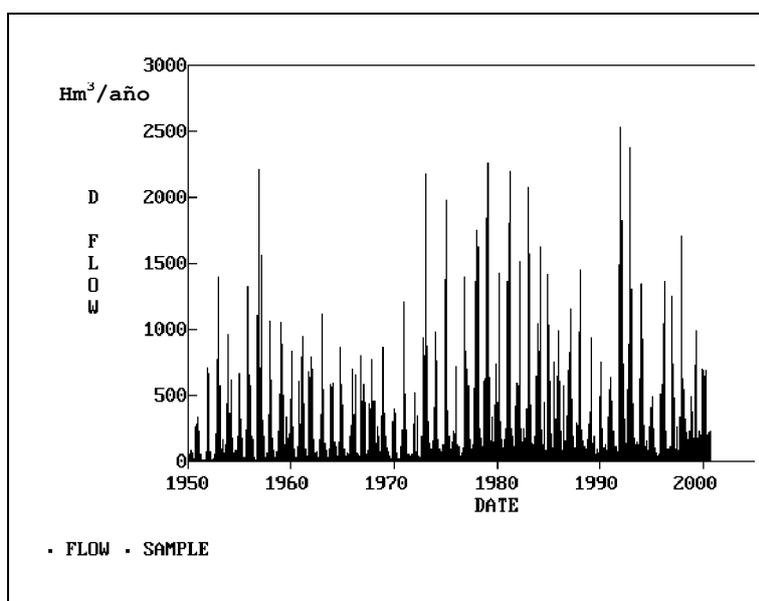


Figura 4.30: Hidrograma del Río Suquia. DFLOW corresponde al caudal.

A modo de resumen, los resultados obtenidos para las cargas de PT y el método utilizado para su cálculo se presentan en la Tabla 4.19.

VAR= PT METODO	MASA (Kg)	CARGA (Kg/año)	VARIANZA	CONCENTRACION (ppb)	CV
ARROYO LOS CHORRILLOS					
3 IJC	4485,7	2708,1	,1264E+07	94,31	,415
ARROYO LAS MOJARRAS					
3 IJC	3256,5	1966,0	,1036E+06	105,74	,164
RIO SAN ANTONIO					
6 REG-3	22113,6	13350,4	,3884E+08	106,70	,467
RIO COSQUIN					
6 REG-3	48238,7	29122,6	,9169E+08	145,92	,329
RIO SUQUIA					
6 REG-3	46993,6	28184,6	,2946E+08	75,13	,193

Tabla 4.19: Estimación de cargas de PT en los tributarios y emisario del embalse

Aplicando la misma metodología que para PT, se obtuvieron los datos de carga y concentración para la variable PRS en cada uno de los ríos. Las salidas de FLUX son equivalentes a las presentadas desde la Tabla 4.1 a la Tabla 4.18 y desde la Figura 4.3 a la Figura 4.30 y por lo tanto no se muestran aquí. Los resultados se presentan de manera resumida en la Tabla 4.20.

ARROYO LOS CHORRILLOS		VAR=PRS			
METODO	MASA (Kg)	CARGA (Kg/año)	VARIANZA	CONCENTRACION (ppb)	CV
1 AV LOAD	4709,3	2843,1	,1909E+07	99,01	,486
2 Q WTD C	3118,6	1882,8	,5003E+06	65,56	,376
3 IJC	3184,9	1922,8	,5142E+06	66,96	,373
4 REG-1	1756,8	1060,6	,1156E+06	36,93	,321
5 REG-2	3557,8	2147,9	,5701E+06	74,80	,352
6 REG-3	3559,9	2149,2	,1564E+07	74,84	,582
ARROYO LAS MOJARRAS		VAR=PRS			
METODO	MASA (Kg)	CARGA (Kg/año)	VARIANZA	CONCENTRACION (ppb)	CV
1 AV LOAD	3397,6	2051,2	,1355E+07	110,32	,568
2 Q WTD C	2586,1	1561,3	,1663E+06	83,97	,261
3 IJC	2695,5	1627,3	,1390E+06	87,52	,229
4 REG-1	2265,2	1367,5	,1835E+06	73,55	,313
5 REG-2	2542,0	1534,6	,9899E+05	82,54	,205
6 REG-3	2928,1	1767,8	,8357E+06	95,08	,517
RIO SAN ANTONIO		VAR=PRS			
METODO	MASA (Kg)	CARGA (Kg/año)	VARIANZA	CONCENTRACION (ppb)	CV
1 AV LOAD	11998,0	7243,4	,1768E+08	57,89	,580
2 Q WTD C	12617,2	7617,2	,7652E+07	60,88	,363
3 IJC	13504,5	8152,9	,7174E+07	65,16	,329
4 REG-1	13758,6	8306,3	,5833E+07	66,39	,291
5 REG-2	27950,2	16874,1	,5616E+07	64,86	,159
6 REG-3	13385,8	8081,3	,1642E+07	64,59	,140
RIO COSQUIN		VAR=PRS			
METODO	MASA (Kg)	CARGA (Kg/año)	VARIANZA	CONCENTRACION (ppb)	CV
1 AV LOAD	21679,9	13088,6	,4428E+08	65,58	,508
2 Q WTD C	23852,4	14400,2	,1217E+08	72,15	,242
3 IJC	25075,5	15138,5	,1178E+08	75,85	,227
4 REG-1	24985,7	15084,3	,8007E+07	75,58	,188
5 REG-2	30756,0	18568,0	,6421E+08	93,03	,432
6 REG-3	26963,3	16278,3	,1114E+08	81,56	,205
RIO SUQUIA		VAR=PRS			
METODO	MASA (Kg)	CARGA (Kg/año)	VARIANZA	CONCENTRACION (ppb)	CV
1 AV LOAD	32438,1	19454,8	,9154E+08	51,86	,492
2 Q WTD C	24129,7	14471,9	,3574E+08	38,58	,413
3 IJC	24614,7	14762,8	,3958E+08	39,35	,426
4 REG-1	20917,6	12545,4	,6043E+08	33,44	,620
5 REG-2	27465,1	16472,3	,7147E+08	43,91	,513
6 REG-3	28307,5	16977,6	,1114E+09	45,25	,622

Tabla 4.20: Estimación de cargas de PRS en los tributarios y emisario del embalse. Se muestran la masa total aportada, la carga, su varianza, su concentración y CV. El método aplicado se resalta en rojo.

En la Figura 4.31 se muestra la proporción de PRS respecto al PT para cada tributario y el emisario estimados a través de FLUX. Se observa que los mayores aportes de PT y PRS son debidos a los ríos San Antonio y Cosquín. Esta mayor contribución puede deberse a la mayor concentración de P en los tributarios mayores o a un mayor caudal de los mismos. En el caso del PT los ríos San Antonio y Cosquín poseen las mayores concentraciones. Sin embargo, las diferencias en las concentraciones no son muy significativas de lo que se deduce que el mayor aporte es principalmente debido a que los caudales de los ríos Cosquín y San Antonio son en general varias veces mayores que los caudales de los arroyos Los Chorrillos y Las Mojarras. Conclusiones similares pueden obtenerse en el caso del PRS. Si bien las concentraciones medias de los ríos Cosquín y San Antonio son un poco menores a las del Arroyo Las Mojarras, el mayor caudal de estos dos primeros hace que su aporte sea significativamente

mayor. El Arroyo Los Chorrillos posee baja concentración de PRS y su caudal es pequeño, lo que resulta en un aporte relativamente bajo. Esto podría deberse al tipo de uso del suelo y la composición mineralógica de la subcuenca de este tributario menor. En la Figura 4.32 se observa cómo varía temporalmente la relación existente entre PRS y PT en los distintos tributarios asociada a sus caudales. Dicha proporción varía entre 0,2 y 0,9 para los mayores tributarios, siendo esta proporción mayor en primavera coincidente con el inicio de aumento de caudales. El PRS constituye el P disponible inmediatamente para las algas de allí la importancia de saber su proporción respecto al PT, el control de sus fuentes y su consideración en el modelado (Sonzogni et al, 1982).

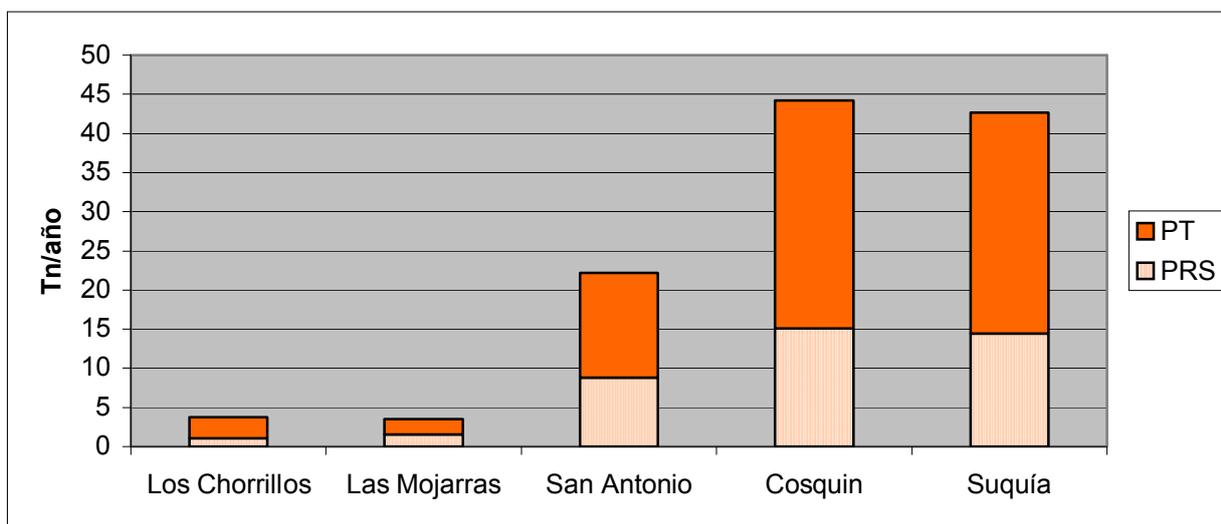


Figura 4.31: Cargas de PT y PRS de tributarios y emisario estimadas a través de FLUX.

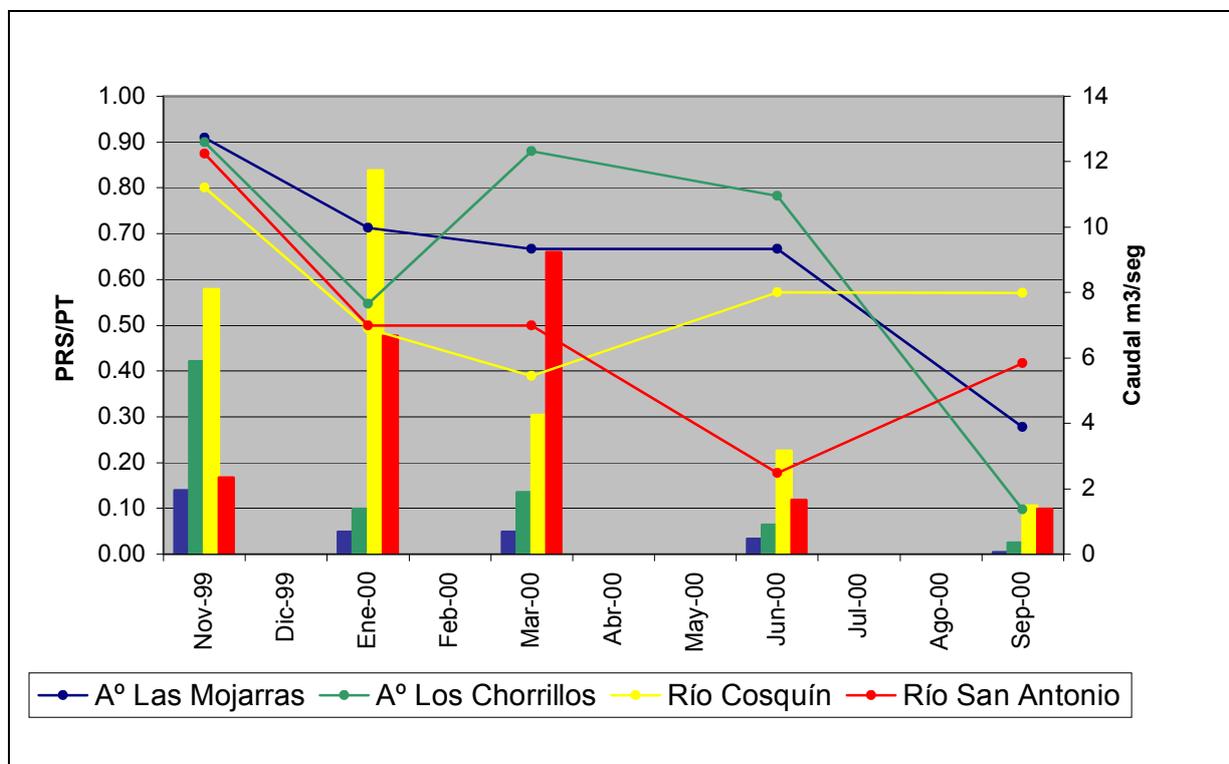


Figura 4.32: Proporción PRS/PT (líneas) aportada por los tributarios al embalse y caudales (barras).

Se ha sugerido que los eventos de crecidas, particularmente las de comienzo de la temporada de lluvias, son los que aportan una mayor carga de nutrientes (Sonzogni et al, 1978). En los análisis de regresión efectuados para los tributarios, no se incluyeron eventos importantes de crecidas por lo cual la carga por los tributarios muy posiblemente esté siendo subestimada.

Teniendo en cuenta valores citados de concentraciones a mayores caudales del Río San Antonio (Gavilán, 1981) es factible suponer que las cargas debida a los ríos podrían superar los valores mencionados en un 30%. Esto recalca la importancia del aumento de frecuencia de monitoreos en la época estival, particularmente en su inicio.

El uso de un rango reducido de caudales, al menos permitió visualizar el tipo de relación existente entre la concentración y el caudal de los deferentes tributarios.

De modo general se ha indicado que si con mayores caudales la concentración aumenta, es probable que las fuentes sean de carácter difuso, es decir fuentes regularmente distribuidas en la cuenca. Si la concentración disminuye con el caudal, es probable que la fuente sea puntual, esté cerca del sitio muestreado y se produzca un efecto de dilución. Si no existe una relación significativa entre la concentración y el caudal, se puede interpretar que hay una baja proporción de fuentes difusas en la cuenca y/o éstas están distribuidas irregularmente o bien que la fuente esté lejos del sitio o posea descargas variables (Straskrava et al, 1993).

Los valores de regresión concentración vs caudal calculados en los tributarios en general no muestran una asociación directa, salvo para el Río San Antonio que fue sólo levemente significativa y directa. Las mayores cargas para todos los tributarios se registran durante los períodos de mayor caudal, de mantenerse las concentraciones constantes durante todo el año sería de esperar un efecto de dilución, fenómeno que no se ha detectado. Por otro lado, si el aporte difuso fuera relevante debería esperarse un aumento de concentraciones con un aumento de caudal. Ninguno de estos fenómenos se han observado de modo claro y significativo por lo que se infiere que las descargas de tipo puntual son variables a lo largo del año y/o la carga difusa puede estar distribuida de modo irregular.

Debido a que una parte sustancial del P incorporado al cuerpo de agua puede estar bajo una forma no disponible y por lo tanto tener poco efecto en la calidad del agua, la biodisponibilidad de este elemento es especialmente crítica cuando se evalúa la efectividad de las medidas de control.

En los sistemas acuáticos el P se puede encontrar en diversas formas químicas (orgánicas o inorgánicas, particuladas o disueltas). El P inorgánico disuelto (principalmente ortofosfatos) es la forma disponible directa para las algas. El resto de las formas son disponibles previa conversión a fosfato inorgánico.

El *P inorgánico particulado* puede ser dividido en proveniente o no de apatita. La fracción de P inorgánico en la apatita es levemente soluble en las aguas naturales y esencialmente no está disponible para las algas. El que no proviene de la apatita es el potencialmente disponible y principalmente está adsorbido a hidróxidos de Fe y Al o se halla en minerales con Fe, Al o Ca que se unen al P.

La cantidad de P que puede volverse disponible, no sólo depende de la forma del P en la fuente sino también de la característica del agua receptora.

La tasa de liberación del P de las partículas en suspensión y la remoción de las partículas del lago, son factores importantes en determinar si la forma inorgánica particulada estará disponible para las algas, ya que si las partículas sedimentan o son descargadas antes de la liberación, el P será utilizado en forma parcial o nula. Por otro lado también depende de la concentración de PRS en el agua que es controlada a su vez por la dilución y el consumo de las algas. La sedimentación de las partículas depende de su tamaño, forma y densidad (las partículas del tamaño de la arena sedimentan más rápidamente y usualmente tienen menor concentración de P que las partículas del tamaño de arcillas que sedimentan más lentamente, permitiendo un tiempo suficiente para su liberación).

Las aguas de los ríos en general poseen concentraciones de P por encima de los valores que en los lagos inducen a la eutroficación. Esto es particularmente cierto en ríos con cuencas afectadas por la actividad antrópica y de baja forestación (Allan, 1995). La reducción de la concentración de P debido a la dilución en las aguas del lago, favorece la desorción del P de las partículas o bien puede ser inhibida al inicio de la primavera, cuando se alcanza el máximo de PRS.

La turbidez producida por los sólidos en suspensión reduce por otro lado la profundidad de la zona fótica donde el P es utilizado.

La mayoría de los modelos se basan en PT y son de utilidad debido a que en la mayoría de los casos existe una relación proporcional entre la cantidad de PT y PRS (Sonzogni et al, 1982) lo cual ha podido visualizarse en el Embalse San Roque.

De los valores obtenidos se infiere que las mayores proporciones de PRS son aportadas al embalse con el inicio de las temporadas de lluvias, esto es particularmente observable para los tributarios más importantes.

4.1.2. Cargas directas

La cuenca del Embalse San Roque y sus costas, se hallan mayormente afectadas por un intenso desarrollo urbano que no cuenta con infraestructura sanitaria ni controles adecuados, con efluentes domésticos con escaso o nulo tratamiento y una gran actividad turística.

En general, los mayores ingresos directos de P a los cuerpos de agua derivan de fuentes puntuales de contaminación. El cálculo del aporte artificial de nutrientes al lago se basó en cifras anuales per cápita ya presentadas en la Tabla 3.1 Debe tenerse en cuenta si el efluente recibe algún tipo de tratamiento previo a la descarga y considerarse con especial atención las áreas y situaciones de flujo turístico masivo (Vollenweider, 1989 y Rast et al, 1983).

Las aguas residuales domésticas que usualmente reciben tratamientos que reducen el número de patógenos presentes, su DBO y sólidos en suspensión, generalmente no reducen su nivel en el contenido de nutrientes, de hecho muchas veces incrementan la proporción de nutrientes inorgánicos por mineralización de las formas orgánicas.

Los efluentes cloacales aportan la mayor cantidad de nutrientes, aunque también es importante el aporte de detergentes y restos de alimentos.

La carga de los efluentes domésticos por habitante depende de diversos factores como la composición de la comunidad, el tipo de plantas de tratamientos, el estándar de vida, la ubicación geográfica, el clima, la estación del año y la presencia o ausencia de depósitos de basura (Rast et al, 1983).

Los cálculos de cargas directas realizados como se especificó en la sección 3.2 indican que el aporte poblacional es de 94 Tn/año, con una desviación estándar de ± 22 Tn/año.

4.1.3. Cargas totales de P

Las cargas totales resultan de la suma de las cargas por tributarios y las cargas directas. Estos datos y la carga total están listados en la Tabla 4.21. La Figura 4.33, por otra parte, muestra el porcentaje de aporte de cada una de las fuentes consideradas

El aporte de PT sumando la descarga directa más la aportada por los ríos se estimó en 142 Tn/año. La mayor fuente de aporte (66%) la constituye la descarga directa al embalse, integrada principalmente por la ciudad de Villa Carlos Paz.

Fuente de aporte	Tn/año	±	SD
Directa al Embalse	94,3	±	22,2
Río San Antonio	13,5	±	7,0
Río Cosquín	29,2	±	10,6
Arroyo Los Chorrillos	2,7	±	1,3
Arroyo Las Mojaras	2,0	±	0,6
Total	141,7		± 25,6

Tabla 4.21: Aportes de PT al Embalse San Roque.



Figura 4.33: Distribución de las cargas PT estimadas al Embalse San Roque según los distintos aportes.

Es interesante comparar los resultados obtenidos en este trabajo con los resultados de evaluaciones llevadas a cabo con anterioridad en este embalse. Esta comparación se realiza en la Tabla 4.22 donde se observa cierta coincidencia en los valores. Las variaciones en los resultados pueden deberse a la inclusión de los eventos de crecidas en algunos casos. Otras diferencias pueden atribuirse a los diferentes métodos de cálculos aplicados, a los diferentes períodos evaluados, coeficientes de aporte usados, como a sí también a la calidad y cantidad de los datos.

Aporte de P (Tn/año)	Tributarios (crecientes)	Tributarios (regular)	Directa	Total
Gavilán (1981)	140		40-50	
Inypsa (1987)				100
Bechtel G; Benito Roggio e Hijos S.A. (1992)				91
Bustamante et al (2000 ^a)		39		
Bustamante et al (2000 ^b)	180	24,5	41,6	246,1
Presente trabajo		47,4	94,3	141,7

Tabla 4.22: Antecedentes de estimaciones de carga al Embalse San Roque.

Gavilán (1981) estimó los aportes de fósforo en 140 Tn/año por tributarios teniendo en cuenta valores de concentración medidos y en función de tres picos de crecientes para el Río San Antonio, cuyos resultados proyectó a los tributarios restantes.

En el mismo trabajo se distinguen las distintas fuentes de aporte cuyos valores se estiman a partir de datos bibliográficos y teniendo en cuenta el número de habitantes en el área, promedio de turistas por día y coeficientes de aporte. Estos datos se muestran en la Tabla 4.23.

Fuente	Carga total de P (Tn/año)
Tributarios	150
Descargas domésticas	40-50
Descomposición de vegetación inundada	11-15
Total	201-215

Tabla 4.23: Valores de carga de fósforo citados por Gavilán (1981).

El estudio realizado por Inypsa en 1987, estima las carga difusas desde la cuenca al embalse y aplica coeficientes de aporte en función de los usos del suelo, obteniendo una carga anual desde la cuenca de 18 Tn/año a la que se suma la descarga directa en el embalse debida a la población de 270 Tn/año obteniendo una carga total de fósforo de 288 Tn/año.

A su vez en este trabajo se aplica el modelo de Vollenweider que estima que la carga que llega al embalse es de 100 Tn/año, por lo cual los autores infieren que sólo el 35% del posible aporte llega efectivamente al embalse.

En el estudio de factibilidad de Bechtel, Greeley - Hansen y Roggio (1992) se monitorea en el período entre Noviembre de 1991 y Febrero de 1992 y se aplica un modelo de carga de nutrientes y otro de balance de masa para el PT. El modelo utiliza coeficientes de aporte de áreas rurales y urbanas y tiene en cuenta la población permanente y turística. Los resultados de este estudio se muestran en la Tabla 4.24.

SUBCUENCA	Caudal Promedio (m ³ /seg)	Aguas Residuales (Kg/día)	Escorrentía Urbana (Kg/día)	Escorrentía Rural (Kg/día)	Carga Total (Kg/día)	Carga Total (Tn/año)
San Antonio	3,2	69,4	1,60	3,8	74,8	27,3
Los Chorrillos	1,9	21,7	0,40	1,0	23,1	8,4
Las Mojarras	0,6	16,9	0,40	1,3	18,6	6,7
Cosquín	5,4	96,8	1,80	3,9	104,3	38,0
Costa Azul	0,2	29,0	0,01	0,5	29,5	10,7
TOTAL	11,4	235,6 (94%)	4,21 (1,7 %)	10,5 (4,3 %)	250,3	91,3

Tabla 4.24: Valores obtenidos para un período simulado de 1992-2010 con un escenario de no acción (Bechtel, Greeley - Hansen y Roggio, 1992).

SUBCUENCA	Caudal Promedio (m ³ /seg)	Carga Total (Tn/año)
San Antonio	2,7	12,2
Los Chorrillos	0,7	5,0
Las Mojarras	0,4	2,3
Cosquín	4,4	19,7
TOTAL	8,3	39,3

Tabla 4.25: Valores de carga de fósforo estimadas por Bustamante et al (2000).

En este trabajo se indica que la Ciudad de Carlos Paz, distribuida en las subcuencas de San Antonio, Los Chorrillos y en Costa Azul aporta el 50,9 % del total promedio de aporte de fósforo. Se obtuvo una correlación de 0,82 entre las fracciones estimadas (suma ortofosfatos y polisfosfatos) y modeladas.

Por último, en el reciente trabajo de Bustamante, et al (2000) se calcula la carga de fósforo en el embalse para el período entre Mayo de 1999 a Mayo de 2000, los resultados se presentan en la Tabla 4.25.

Comparando la situación del Embalse San Roque con el Embalse Los Molinos se observa que este embalse ubicado en la misma región del Embalse San Roque, pero con una cuenca menos

alterada por la urbanización, posee un aporte de P menor y por lo tanto un menor grado de trofia. Los aportes de P al Embalse Los Molinos publicados en Rodríguez et al (2002) se discriminan en la Tabla 4.26.

Esta comparación reviste interés ya que previenen de los riesgos de eutrofia a los que se halla expuesta la calidad de las aguas del Embalse Los Molinos si no se implementa una planificación adecuada de los usos de suelo de su cuenca y costas.

Fuente de aporte	Tn/año	± SD
Descarga de origen cloacal	2,3	± 0,6
Descarga de origen animal	6,7	± 2,6
Escorrentía agrícola del perilago	1,5	± 0,3
Río Los Reartes	7,3	± 2,3
Río San Pedro	1,4	± 0,4
Río del Medio	2,8	± 1,1
Río Los Espinillos	8,2	± 3,0
Total	30,2	± 4,8

Tabla 4.26: Distribución de aportes de P al Embalse Los Molinos.

Por último, es importante destacar que a los cálculos de estimaciones de carga realizados pudo asociarse un error en la estimación lo cual hace más valioso el resultado obtenido.



Figura 4.34: Embalse San Roque.

4.2. CALIDAD DE AGUA DEL EMBALSE SAN ROQUE

Para obtener valores promedios de calidad de agua del embalse se utilizó el Modelo PROFILE. Este programa permite evaluar cuantitativamente las variaciones de los parámetros indicadores de la calidad del agua a lo largo del embalse, a partir del suministro de una base de datos en la que se lo divide en diferentes segmentos en función de su morfometría y características particulares.

A cada sitio y segmento se le asignó un valor acorde a su área (ver en anexo Figura 7.3), que posteriormente se tuvo en cuenta para el cálculo del valor promedio del embalse.

4.2.1. Dinámica térmica y de oxígeno disuelto

La absorción de radiación por parte de la capa superficial de agua es la responsable del calentamiento de la superficie del lago. Posteriormente se producen transferencias de calor casi exclusivamente por las corrientes de convección, mientras que las pérdidas de calor se deben a la presencia de emisarios, evaporación y transferencia de calor al ambiente.

En relación a la eutroficación, la temperatura es un factor clave que favorece este proceso. A iguales niveles de otras variables que afectan la productividad, como los nutrientes y la luz, la tasa de reconversión de materiales aumenta con un aumento de la temperatura, y por lo tanto, la productividad.

De mayor importancia, es el rol que ejerce la temperatura en el patrón de estratificación de un lago. Dependiendo de la latitud y altitud, se presentan cambios estacionales típicos en la

columna de agua. Así, los lagos pueden presentar a lo largo del año *fases de mezcla o circulación* alternadas con fases de *estancamiento o estratificación*.

En muchos lagos la energía eólica que incide sobre la superficie durante el período de bajas temperaturas es suficiente para provocar la circulación de toda la columna de agua. Al ir avanzando la primavera, el calentamiento de las aguas superficiales es más rápido que la distribución del calor por mezcla. Cuando las aguas superficiales se calientan haciéndose menos densas, la resistencia termal relativa a la mezcla aumenta de forma notable siendo suficiente una diferencia de unos pocos grados evitar una circulación completa. A partir de este momento la columna de agua está dividida en tres regiones de distintas temperaturas que son resistentes a mezclarse entre sí. La Figura 4.35 ilustra esquemáticamente estas condiciones.

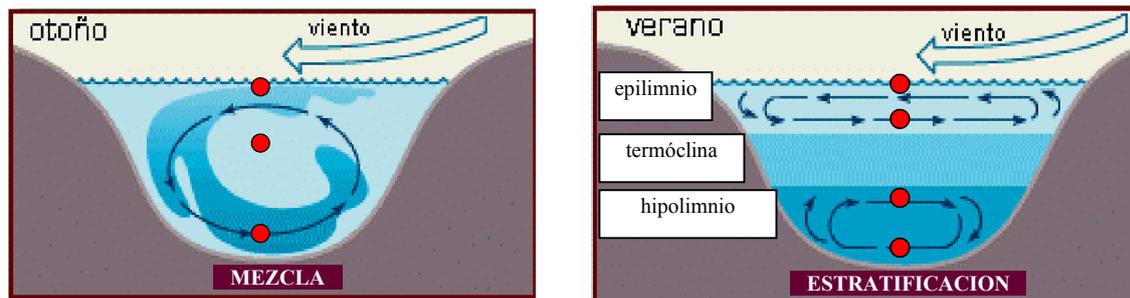


Figura 4.35: Condiciones de mezcla y estratificación que pueden presentar los lagos.

El período de estratificación estival está caracterizado por un estrato superior de agua más o menos uniformemente cálido, con circulación y bastante turbulencia llamado *epilimnio*. El epilimnio está situado sobre una región profunda, fría y relativamente tranquila, el *hipolimnio*. Entre ambos se ubica el *metalimnio* estrato de gradiente termal pronunciado, en que se halla la *termóclina*, superficie con el máximo gradiente de temperatura (Wetzel, 1981). La fase de estratificación de verano, representa una etapa crítica para las aguas más profundas debido a la falta de renovación o incorporación biológica y física de oxígeno. El conocimiento del punto en el que se produce la termóclina, barrera que separa el epilimnio del hipolimnio, es de gran utilidad para estimar las áreas relativas que se hallan bajo estas condiciones. Mientras mayor sea la proporción del epilimnio, en donde se liberan nutrientes debido a la descomposición de biomasa, más productivo será el lago (Klapper, 1991).

El comportamiento del Embalse San Roque es normal en este sentido, con una estratificación en los meses de primavera, verano e inicio del otoño en sus distintas áreas y sin estratificación en los meses fríos de baja radiación. Esta dinámica se muestra de la Figura 4.36 a la Figura 4.38, donde se observa el perfil de temperaturas en las distintas áreas del embalse en el período de estratificación.

En la Figura 4.39 se ilustra la dinámica estacional de estratificación del centro del embalse donde se indica la ubicación de epilimnio, metalimnio, hipolimnio y termóclina. El límite inferior del epilimnio, dependiendo la fecha, puede ubicarse entre los 5 y 10 m, la diferencia máxima de 7 °C entre superficie y fondo corresponde a Enero. El período de estratificación puede no ser permanente, se ha observado que la estabilidad de la termóclina en el Embalse San Roque está sujeta a la acción de los vientos pudiendo alternarse con breves períodos de mezcla que renuevan los nutrientes en superficie (Gavilán, 1981; Helmbrecht y López, 2000; Morillo et al, 2002).

El embalse San Roque por presentar aguas con una temperatura media de 19,2 °C, que nunca baja de los 4° C, con circulación libre en invierno y estratificación estival se clasifica como *cálido monomictico*.

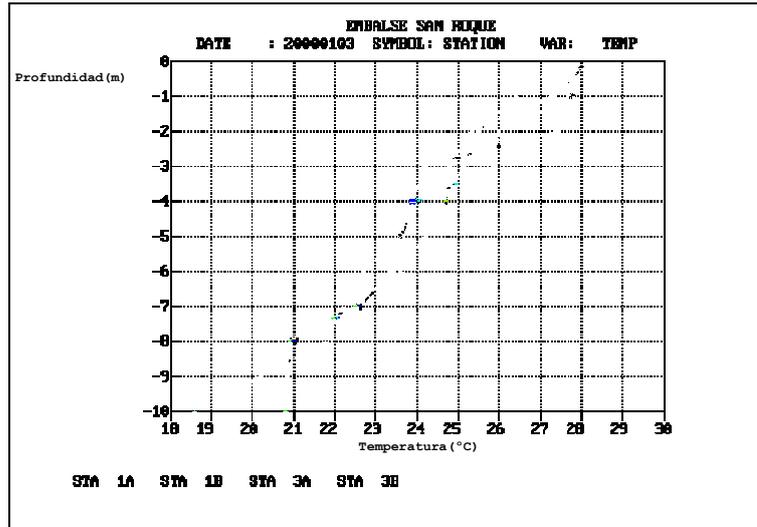


Figura 4.36: Perfil de temperatura en las desembocaduras del Río San Antonio (1 A y 1B) y Río Cosquín (3 A y 3B) correspondiente al 20/01/00.

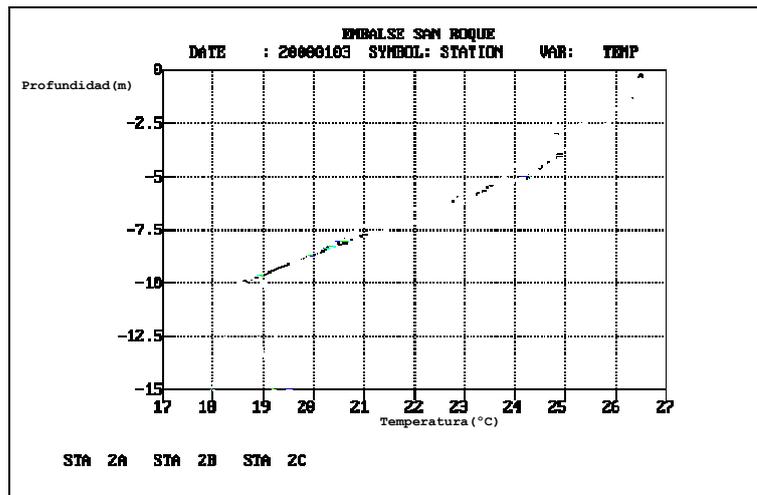


Figura 4.37: Perfil de temperatura en el área central (2 A, 2B y 2C) del embalse correspondiente al 20/01/00.

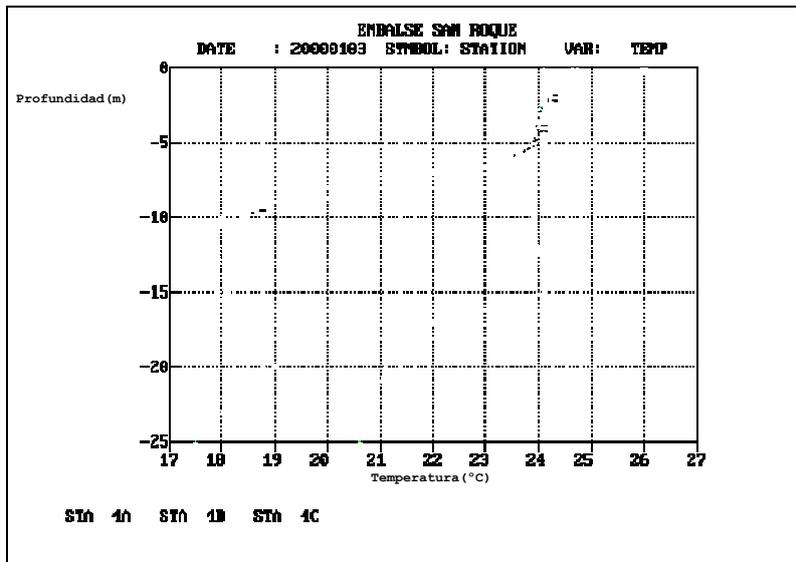


Figura 4.38: Perfil de temperatura en el área de la garganta (4 A, 4B y 4C) correspondiente al 20/01/00.

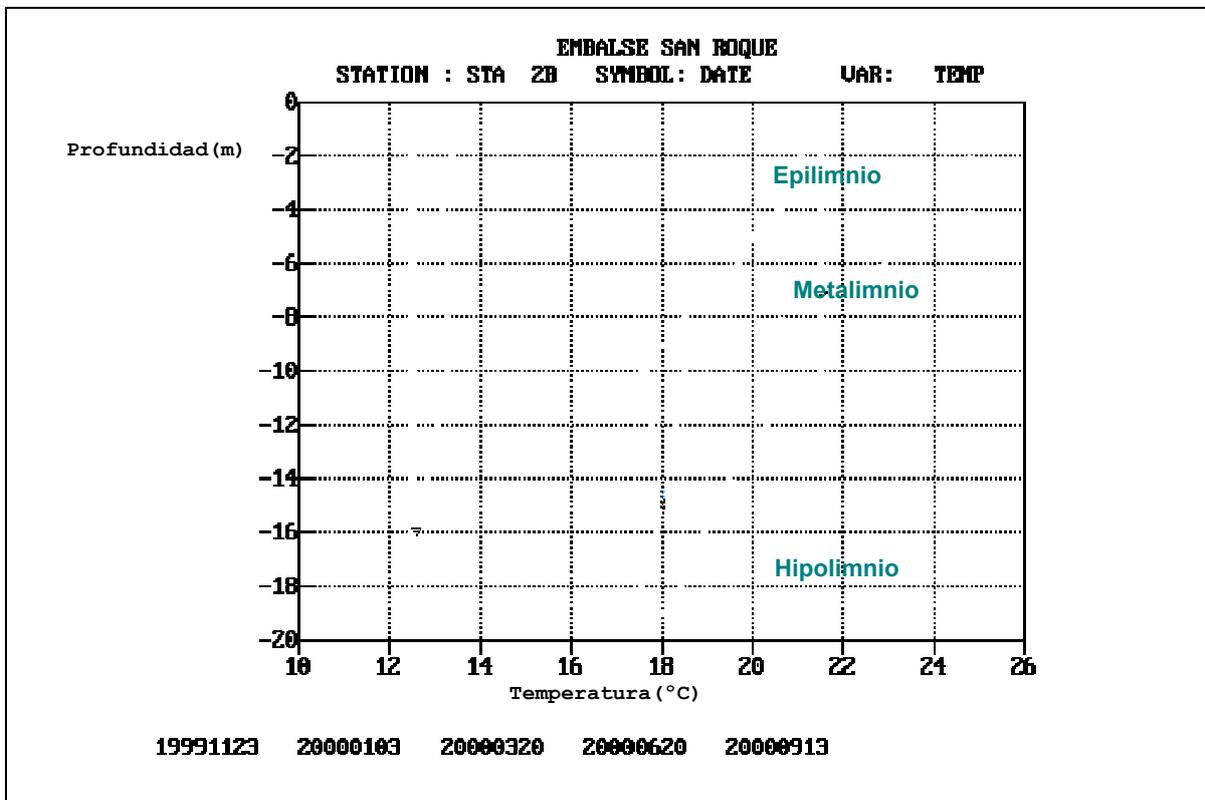


Figura 4.39: Perfiles de temperatura en el centro (2B) del Embalse San Roque en distintas fechas de muestreo.

La dinámica térmica que presenta un lago o embalse afecta el comportamiento de las variables involucradas en la eutroficación, entre ellas la concentración de oxígeno disuelto (OD) y de nutrientes de P y N.

El OD es un requerimiento esencial para la respiración de la mayoría de los organismos acuáticos. Su dinámica de distribución está principalmente controlada por el balance entre la entrada desde la atmósfera y por la fotosíntesis, y las pérdidas por procesos químicos y biológicos.

El contenido de OD no sólo es importante por la demanda de los organismos, sino también porque afecta la solubilidad y disponibilidad de muchos nutrientes y por lo tanto la

productividad de todo el ecosistema acuático. En lagos oligotróficos, el contenido de OD en el epilimnio disminuye a medida que la temperatura aumenta, siendo entonces su concentración mayor en el hipolimnio, esta distribución vertical se conoce como *perfil ortogrado*. En lagos eutróficos, el OD en el hipolimnio es progresivamente agotado durante la fase de estancamiento de verano debido a la respiración y descomposición de la materia orgánica alóctona y autóctona. La descomposición se produce más intensamente en la porción más profunda del lago en un pequeño estrato en contacto con los sedimentos, el perfil de distribución vertical del OD en este caso se conoce como *clinogrado*.

Cuando las concentraciones de OD son inferiores a 0,2 mg/l, el P que se halla combinado con el Fe en los sedimentos se solubiliza. Esta *fertilización interna* estimula el crecimiento de algas y a su vez, la mayor cantidad de biomasa de algas que mueren aumenta la tasa de utilización de OD en el hipolimnio. El lago asume una cualidad completamente nueva conocida como de *eutroficación progresiva*, la cual es considerada irreversible (Klapper, 1991).

Por otra parte, al disminuir la concentración normal de OD en las aguas, puede producirse mortandad de peces, invertebrados acuáticos, al igual que sus larvas y huevos, alterando significativamente el ecosistema (Krenkel y Novotny, 1980). Este tipo de eventos ha sido registrado numerosas veces en el Embalse San Roque.

En la Tabla 4.27 y Tabla 4.28 y se muestran las concentraciones de OD superficiales y temperatura en las distintas áreas o segmentos del Embalse San Roque. El OD alcanzó en el verano registros de sobresaturación. Esto es indicativo de la alta productividad del sistema. En lagos hipereutróficos pueden darse valores de saturación superiores al 150% (Herpe, 2000).

EMBALSE SAN ROQUE					
COMPONENTE: TEMPERATURA, PROFUNDIDAD: ,2 A 3,0 m					
SEGMENTO	1	2	3	4	Embalse
FECHA	WTS> ,175	,591	,146	,088	
19991123	25,1	21,3	22,7	21,3	22,1
20000103	27,5	25,6	26,0	24,2	25,9
20000320	22,1	21,6	21,0	21,7	21,6
20000620	12,6	12,6	11,4	12,6	12,4
20000913	14,6	13,8	13,0	13,1	13,8
MUESTRAS	38	58	39	60	195
FECHAS	5	5	5	5	5
MEDIANA	22,1	21,3	21,0	21,3	21,6
MEDIA	20,4	19,0	18,8	18,6	19,2
CV	,320	,294	,335	,288	,303
CV (MEDIO)	,143	,131	,150	,129	,135

Tabla 4.27: Valores de temperatura en las distintas áreas del embalse en el estrato entre 0,2 m y 3 m.

Los valores corresponden a las medianas entre estaciones de un mismo segmento o área.

1: segmento desembocadura Río San Antonio; 2: segmento centro; 3: segmento desembocadura Río Cosquín y 4: segmento garganta

SEGMENTO: 3
OD (mg/l)
INTERVALO
18,79 11111
17,60
16,40 515
15,21 555
14,01 11
12,82 4454
11,62 44415
10,43 415
9,23 155
8,04 322322222
6,84 33321333
5,65 33
4,45
3,26
2,07 1
,87 111
SIMBOLO: MES
1=1 2=3 3=6 4=9 5=11

SEGMENTO: 4
OD (mg/l)
INTERVALO
16,69 211
15,57 42
14,46 55
13,35 142111111
12,24 1124111114141115111
11,13 444454414444444
10,01 24444424444144444244254555545
8,90 222454522415222222122
7,79 4552222225225555
6,67 5515255552551
5,56 2552513333333333353353153333333333333
4,45 351333333255555
3,34 152112
2,22 211
1,11 511122211522
,00 211222222222222222222222222222
SIMBOLO: MES
1=1 2=3 3=6 4=9 5=11

Figura 4.42: Histograma de frecuencia de concentración de oxígeno disuelto en área de desembocadura del Río Cosquín.

Figura 4.43: Histograma de frecuencia de concentración de oxígeno disuelto en área de la garganta.

Se observa que en el centro del embalse en el mes de marzo el hipolimnio en todo su espesor se mantiene anóxico a partir de los 12 m y en sitios de la garganta a partir de los 10 m. La concentración de OD en las área de las desembocaduras adquiere valores críticos durante el mes de enero.

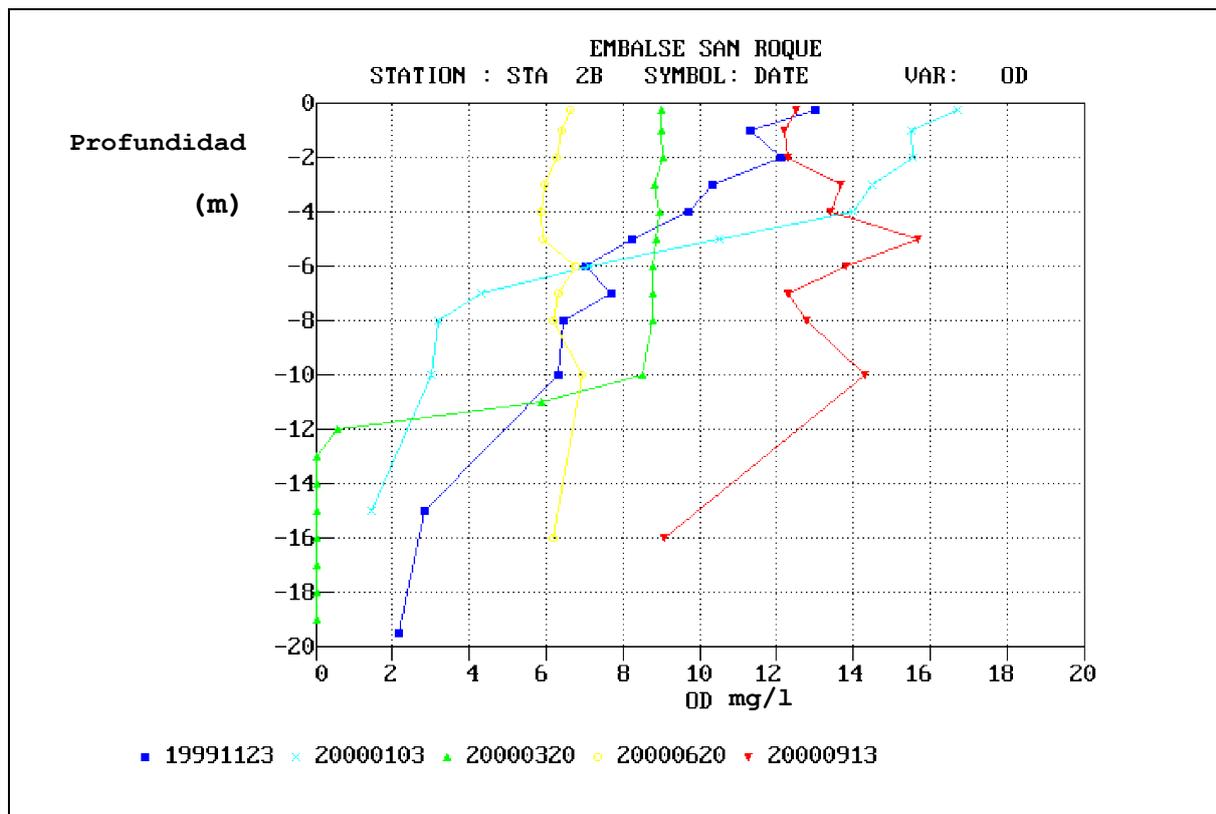


Figura 4.44: Perfiles de concentración de oxígeno disuelto en el centro del embalse.

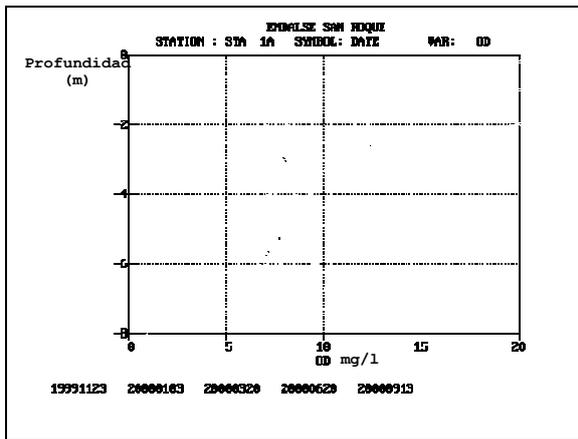


Figura 4.45: Perfil de oxígeno disuelto en 1 A

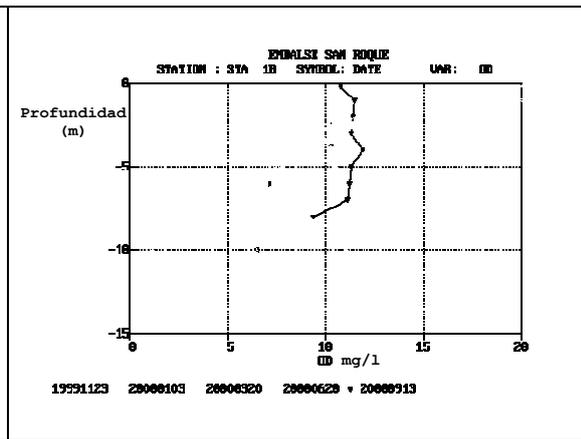


Figura 4.46: Perfil de oxígeno disuelto en 1B.

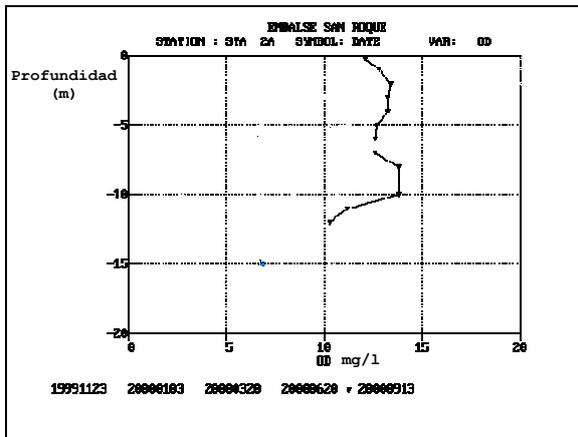


Figura 4.47: Perfil de oxígeno disuelto en 2 A.

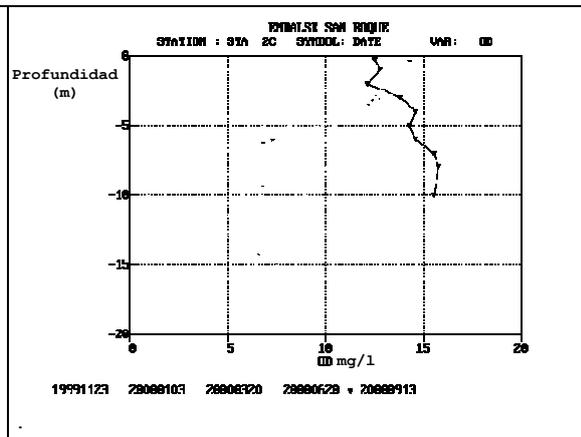


Figura 4.48: Perfil de oxígeno disuelto en 2C.

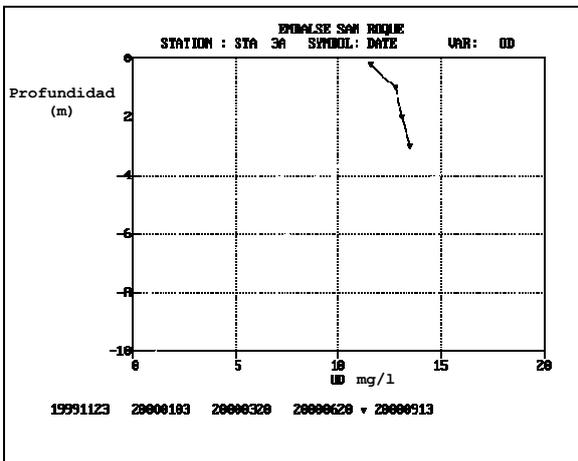


Figura 4.49: Perfil de oxígeno disuelto en 3 A.

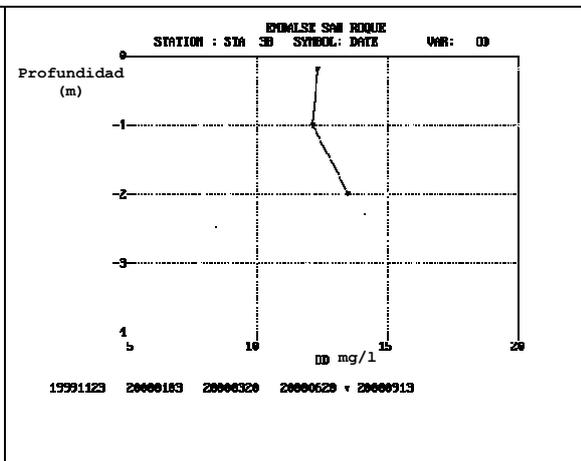


Figura 4.50: Perfil de oxígeno disuelto en 3B

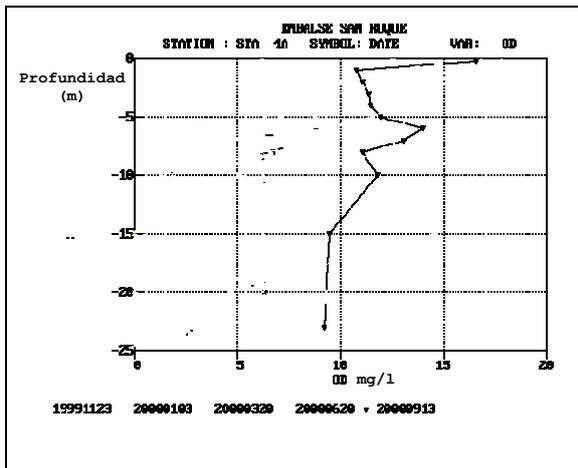


Figura 4.51: Perfil de oxígeno disuelto en 4A.

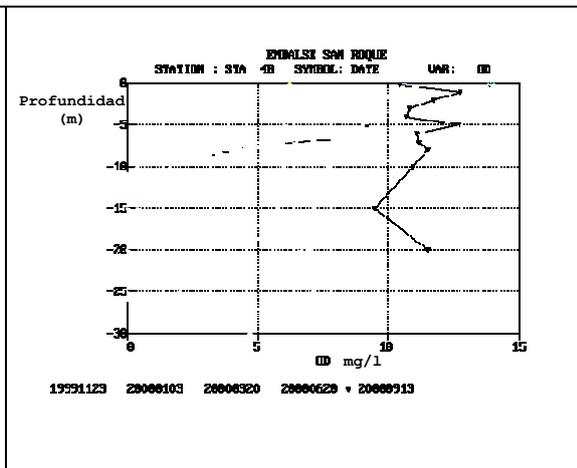


Figura 4.52: Perfil de oxígeno disuelto en 4B.

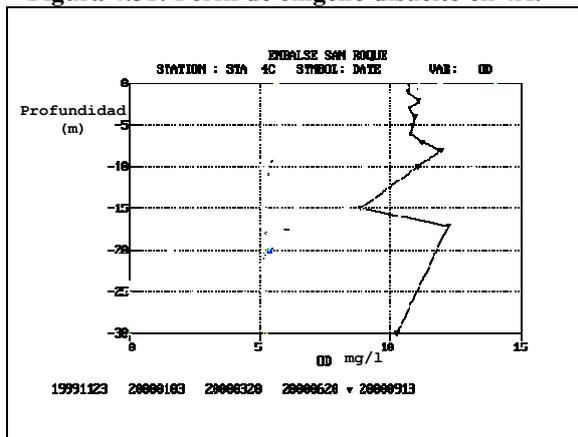


Figura 4.53: Perfil de oxígeno disuelto en 4C.

Este agotamiento en las capas más profundas se debe a que la mayor parte de los organismos que mueren y de la materia orgánica particulada en el epilimnio sedimenta hacia el hipolimnio, donde la pérdida de oxígeno debido a los procesos biológicos no puede ser repuesta debido a la baja tasa de transferencia de masa con los estratos superiores, a esto se suma que el ingreso de luz al hipolimnio es mínimo lo que impide la liberación de oxígeno por las algas a través de la fotosíntesis (Krenkel y Novotny, 1980; Murgel Branco, 1984). Los trabajos previos en el Embalse San Roque son coincidentes en señalar períodos de estratificación estival con eventos de anoxia hipolimnética (Gavilán, 1981; Ruibal et al, 2000).

4.2.2. Dinámica espacial y temporal de nutrientes, Cl a y transparencia

4.2.2.1. Fósforo

La Tabla 4.29 muestra las concentraciones de PRS y PT en el epilimnio en las distintas fechas y áreas del Embalse San Roque, la Figura 4.55 y la Figura 4.56 muestran las medianas y percentiles de las mismas variables en cada sitio de muestreo y la Figura 4.54 a la Figura 4.57 los valores de medianas y percentiles de todo el embalse en cada fecha. Se observa que las concentraciones de PT y en especial las de PRS, fueron máximas en primavera en todos los sectores. En las otras fechas de muestreo las concentraciones se mantuvieron prácticamente invariables en el tiempo.

EMBALSE SAN ROQUE					
COMPONENTE: PRS ($\mu\text{g/l}$) PROFUNDIDAD, 2 A 3,0 m					
SEGMENTO	1	2	3	4 Embalse	
FECHA	WTS>	,175	,591	,146	,088
19991123	100,0	75,0	100,0	80,0	83,5
20000103	25,0	25,0	25,0	25,0	25,0
20000320	17,5	11,0	25,0	25,0	15,4
20000620	35,0	36,0	27,0	33,0	34,2
20000913	5,0	4,0	9,0	4,0	4,9
MUESTRAS	19	10	21	20	70
FECHAS	5	5	5	5	5
MEDIANAS	25,0	25,0	25,0	25,0	25,0
MEDIAS	36,5	30,2	37,2	33,4	32,6
CV	1,018	,925	,964	,844	,934
CV (MEDIO)	,455	,414	,431	,377	,418
EMBALSE SAN ROQUE					
COMPONENTE: PT ($\mu\text{g/l}$) PROFUNDIDAD , 2 A 3,0 m					
SEGMENTO	1	2	3	4 Embalse	
FECHA	WTS>	,175	,591	,146	,088
19991123	135,0	85,0	125,0	90,0	100,0
20000103	46,0	29,5	31,0	35,5	33,1
20000320	94,0	41,5	40,0	39,0	50,2
20000620	59,0	58,5	63,5	57,5	59,2
20000913	69,0	36,0	53,0	57,5	46,1
MUESTRAS	18	10	21	20	69
FECHAS	5	5	5	5	5
MEDIANAS	69,0	41,5	53,0	57,5	50,2
MEADIAS	80,6	50,1	62,5	55,9	57,8
CV	,436	,445	,593	,387	,440
CV (MEDIO)	,195	,199	,265	,173	,197

Tabla 4.29: Concentraciones de PRS ($\mu\text{g/l}$) y PT($\mu\text{g/l}$) en las distintas fechas y áreas del Embalse San Roque. 1: segmento desembocadura Río San Antonio; 2: segmento centro; 3: segmento desembocadura Río Cosquín y 4: segmento garganta

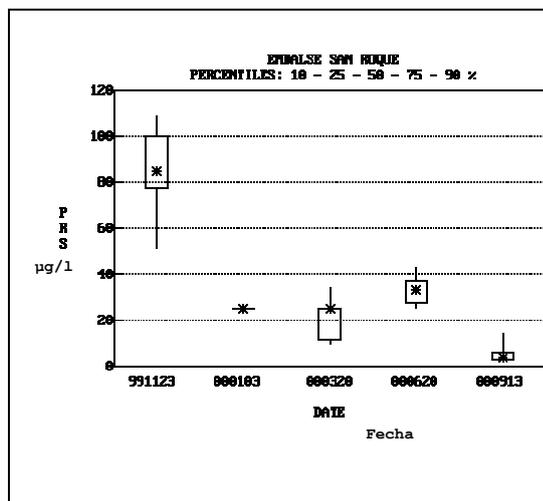


Figura 4.54: Variación temporal de la concentración de PRS en el embalse (0,2-3 m).

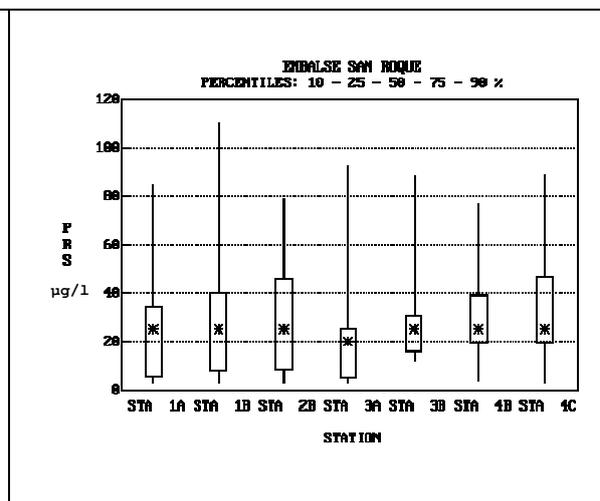


Figura 4.55: Variación espacial de la concentración de PRS en el embalse (0,2-3 m).

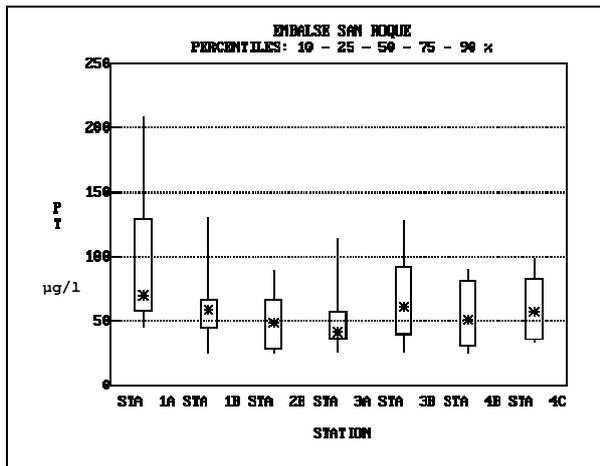


Figura 4.56: Variación espacial de la concentración de PT.

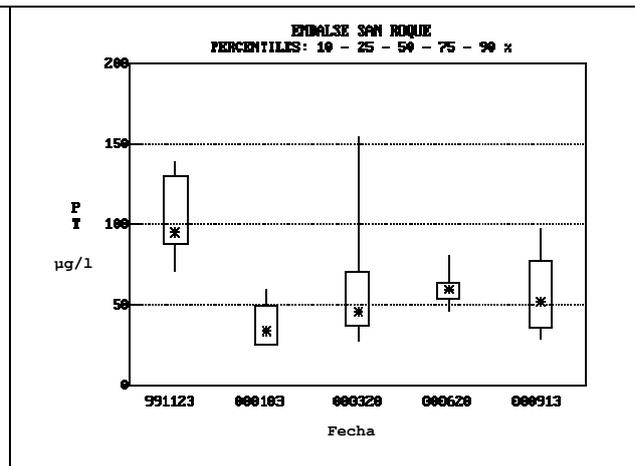


Figura 4.57: Variación temporal de la concentración de PT.

La cantidad más importante desde el punto de vista de las características metabólicas de un lago es el contenido total de P que incluye el P en suspensión de la materia particulada y el P en forma disuelta. Si bien el P está presente en muchos minerales, su baja solubilidad explica por qué se halla en bajas concentraciones asumiendo así usualmente, el rol de factor limitante de crecimiento de las algas. Particularmente en lagos oligo y mesotróficos, el P determina el nivel de productividad biológica. Las plantas utilizan principalmente PRS, pero éstos reaccionan con muchos cationes (Fe, Ca) y forman bajo condiciones oxidativas, compuestos relativamente insolubles que precipitan. La disponibilidad de P está también reducida por ser adsorbido como anión en arcillas, coloides y materia particulada como carbonatos e hidróxidos (Hutchinson, 1957).

Las concentraciones de P elevadas en primavera, especialmente de la fracción de PRS es de esperar en lagos con variaciones significativas de temperatura entre verano e invierno.

El comportamiento del P en el tiempo, en latitudes templadas, depende de numerosos factores como la configuración del lago, su estratificación y el grado de trofización. En invierno, la luz es usualmente el factor limitante del crecimiento de algas y los nutrientes no pueden ser convertidos en materia orgánica adecuadamente. Esto explica los incrementos en la concentración de PRS al final del invierno y comienzo del recambio primaveral al que contribuye de modo importante el aporte desde la cuenca cuando comienza el período de lluvias. Este se conoce como el nivel de P inicial, parámetro de clasificación de lagos.

La descomposición bacteriana de materia orgánica es el mecanismo más importante a través del cual el fosfato orgánico es convertido en fosfato, esta actividad genera condiciones de reducción lo cual permite a su vez mayor liberación de fosfato en el agua.

En la Tabla 4.29 y en la Figura 4.55 y la Figura 4.56, se observa que las concentraciones de PRS y PT son particularmente elevadas en las desembocaduras de los ríos San Antonio y Cosquín.

Estas observaciones fueron coincidentes a las señaladas por Cachi (1975) y Ruibal et al (1999).

En el primer trabajo ya se indicaba que las zonas de desembocaduras de los Ríos San Antonio y Cosquín presentaban mayores valores para los parámetros de turbiedad y cantidad de nutrientes, olor y materia orgánica; mientras que la franja oeste del embalse, con menor cantidad de aportes de efluentes presentaba valores menores para dichos parámetros; similares al área del centro y de la garganta.

De las Figura 4.59 a la Figura 4.65 se muestran las concentraciones de PT y PRS en función de la profundidad en el embalse. Se observa que éstas aumentan en relación a la concentración observada en el estrato superior (0.2 a 3 m), siendo este patrón más frecuente en el centro del embalse.

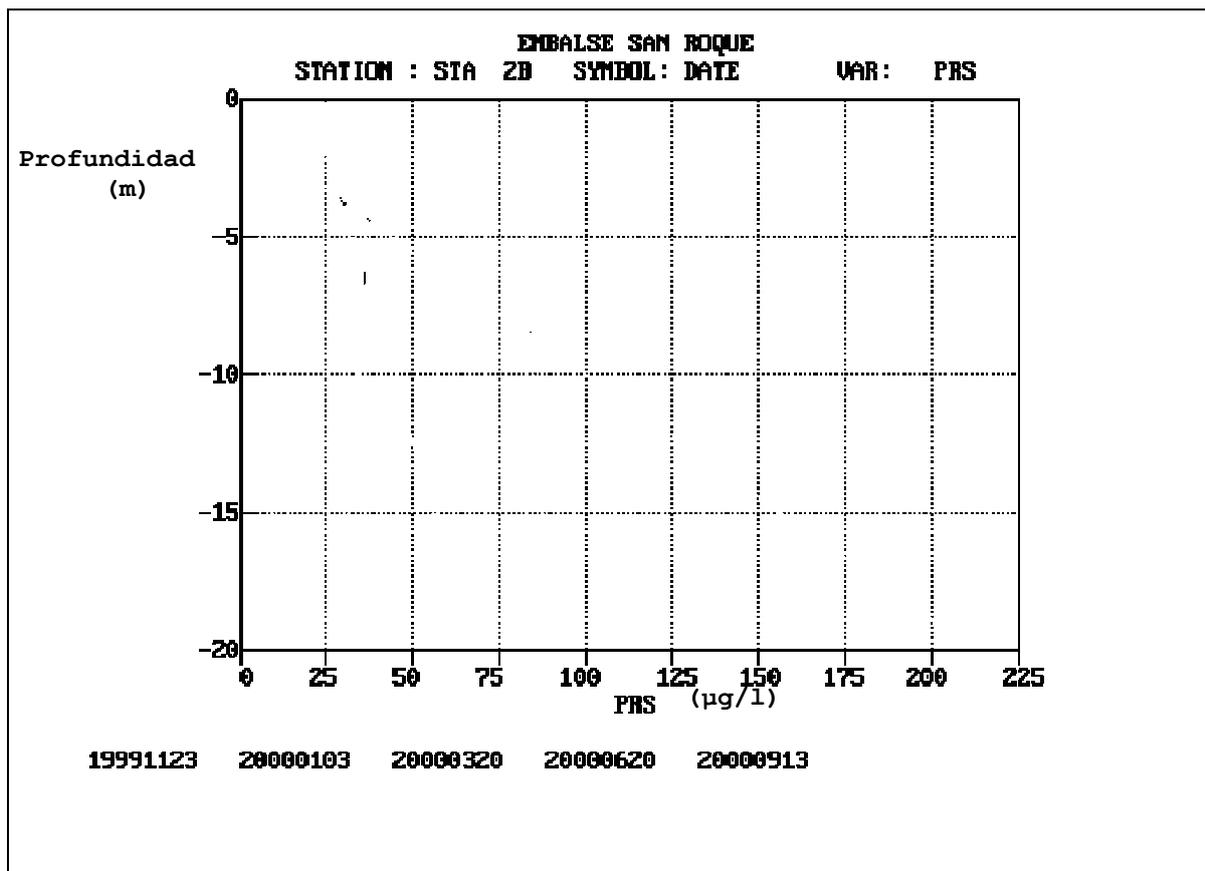


Figura 4.58: Perfiles de concentración de PRS en el centro del embalse.

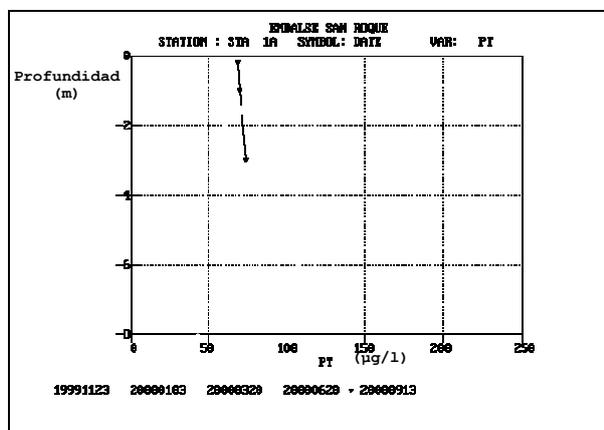


Figura 4.59: Perfiles de concentración de PT en 1 A.

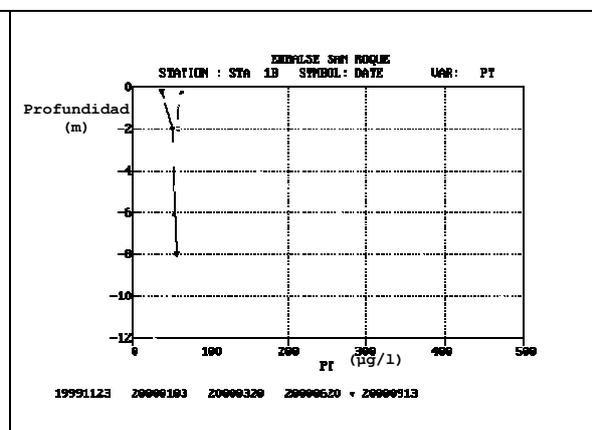


Figura 4.60: Perfiles de concentración de PT en 1B.

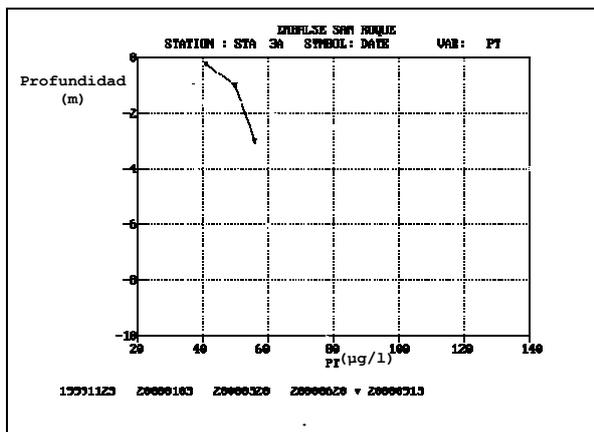


Figura 4.61: Perfiles de concentración de PT en 3 A.

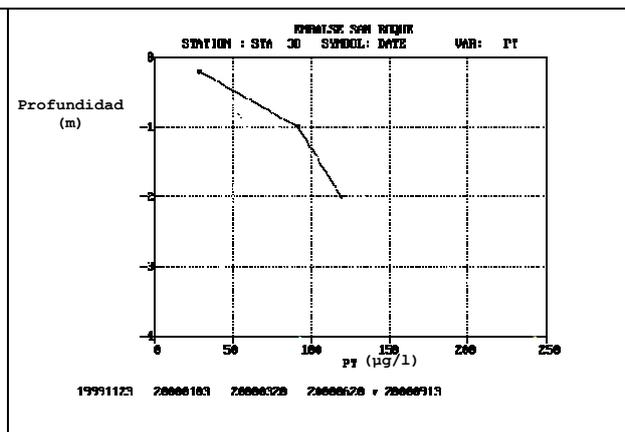


Figura 4.62: Perfiles de concentración de PT en 3B.

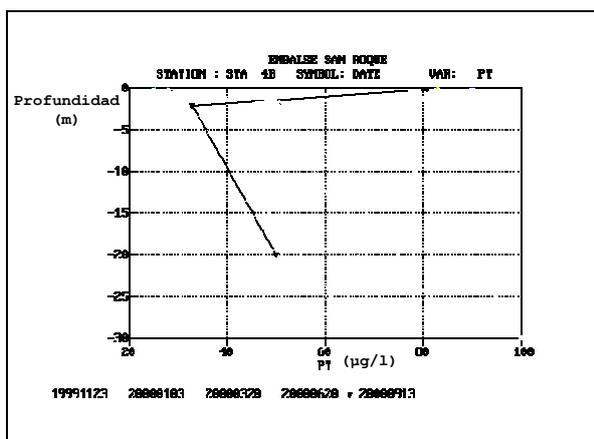


Figura 4.63: Perfiles de concentración de PRS en 4 B.

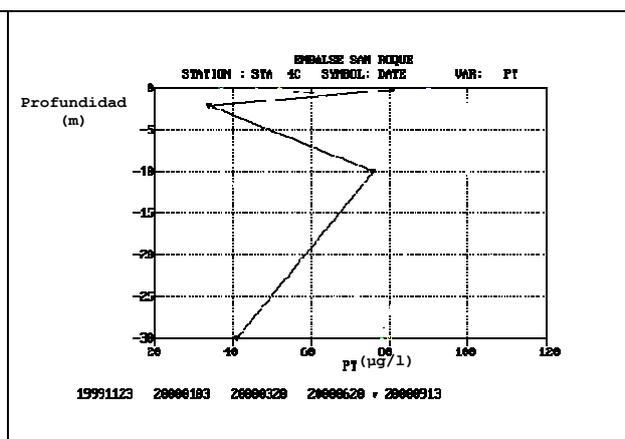


Figura 4.64: Perfiles de concentración de PRS en 4C.

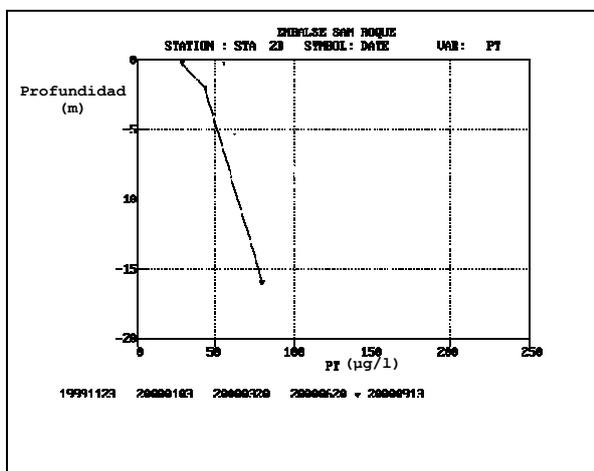


Figura 4.65: Perfiles de concentración de PT en el centro del embalse.

Este aumento en concentración de P en el hipolimnion es coincidente con los períodos de estratificación y anoxia de las capas profundas y puede ser atribuído al proceso de liberación de P desde los sedimentos y acumulación de la materia orgánica que sedimenta proveniente del epilimnion.

El P de los sedimentos

En general los sedimentos son sumideros netos de P, los balances de masa en lagos y embalses, demuestran que una gran proporción, aproximadamente el 50% o más del P que ingresa al sistema, es transferida a los sedimentos principalmente a través de su ingestión por parte de las algas y su posterior sedimentación (Stefan, 1994).

La importancia del P se debe al impacto que tiene sobre la carga de oxígeno disuelto presente en el agua. Normalmente 1 gr de P conduce a la formación de 100 gr de materia orgánica de algas que para su descomposición completa aeróbica requiere cerca de 150 gr de oxígeno. De este modo, 1 gr de P constituyente de material biológico posee una demanda de 150 gr oxígeno (Klapper, 1991).

Esta importancia es incrementada por el hecho que el P en los sedimentos, puede ser varios ordenes de magnitud más concentrado que en el cuerpo de agua. Mientras que en el agua del lago San Roque es de alrededor de 50 $\mu\text{g/l}$ (Figura 4.56), la concentración en los sedimentos del embalse es de alrededor 500 mg/Kg, diez mil veces más elevada (Oroná, 2000).

El rango de concentración de P en sedimentos en embalses españoles de diferentes categorías tróficas (de oligo a eutróficos) es de 250 a 3900 mg/Kg (López y Morgui, 1993).

En los lagos, las grandes fluctuaciones en el contenido de fosfatos, son frecuentemente la consecuencia de la solubilización del P contenido en el sedimento del fondo. De acuerdo a Margalef (1974), la liberación del P contenido en los 0,5 cm superficiales del sedimento en el curso de una semana, puede tener efectos muy marcados en el desarrollo del fitoplancton.

Tasa de liberación de P desde los sedimentos

Los factores determinantes de la liberación del P desde los sedimentos son su capacidad para retener el P, las condiciones del agua situada sobre ellos y los seres vivos que se hallen sobre ellos, que alteran el equilibrio de intercambio, retornando el P al agua. La característica reguladora más visible del sedimento es la propiedad de la interfase sedimento-agua y el contenido de oxígeno de esta interfase. La liberación del P es inducida principalmente por la degradación microbiana de la materia orgánica que conduce a una disminución y agotamiento de las concentraciones de oxígeno y sulfato (Gonsiorczyk et al, 1997 y Gachter y Meyer, 1993).

Ante la reducción del potencial redox, los complejos e hidróxidos de Fe y Mn se reducen, se tornan solubles y el fosfato adsorbido en éstos es movilizado. El Mn requiere potenciales más elevados que los complejos de Fe para su reducción. La introducción de oxígeno, durante la época de mezcla provoca la oxidación del hierro ferroso y la reducción simultánea del fosfato, en parte como fosfato férrico y en parte por la adsorción sobre el hidróxido férrico y la asociación con CaCO_3 . El manganeso es oxidado más lentamente que el hierro, pero de todas formas precipita en el periodo de circulación.

En lagos muy productivos donde la descomposición hipolimnética de la materia orgánica en sedimentación da lugar a condiciones de anoxia y a la formación de ácido sulfhídrico (SH_2), precipita algo de sulfuro ferroso (SFe) que en abundancia puede eliminar el hierro lo suficiente como para permitir que parte del fosfato continúe en circulación.

En los casos de eutrofización extrema, el metano producido tiene un importante rol, las burbujas que ascienden generan una corriente vertical que arrastra partículas de sedimento y sustancias disueltas, incluyendo fosfatos, hacia las zonas superiores.

Durante los periodos de estratificación, como consecuencia de la baja tasa de intercambio entre las aguas hipo y epilimnéticas esta acumulación de P no queda disponible de inmediato para la producción primaria epilimnética, pero sí durante el inicio de periodo de mezcla (Klapper, 1991 y Krenkel y Novotny, 1980).

Con el aumento de la eutroficación la fracción orgánica de P de los sedimentos aumenta, aunque se ha citado que existe poca correlación entre la cantidad de P contenida en los sedimentos y la productividad del agua que los cubre (López y Morgui, 1993).

La tasa de liberación del P es controlada principalmente por la adsorción en los hidróxidos mencionados, por lo que bajo condiciones de anaerobiosis dicha tasa aumenta.

Se han reportado valores de tasa de liberación de 0,2 a 48 mg de P/m²/día por lo que obtener valores locales es altamente recomendable (Krenkel y Novotny, 1980). En lagos estratificados las tasas de liberación de P desde el sedimento son del orden de 2,3 mg/m²/día (Gonsiorczyk, 1997). Las tasas de liberación de P bajo condiciones de aerobiosis son de alrededor del 10 al 50% de la tasa para los mismos sedimentos en anaerobiosis. Numerosos estudios coinciden en afirmar el aumento de concentraciones de P en el hipolimnio cuando se inicia la condición de anoxia. Otros factores que afectan este proceso incluyen la temperatura, pH, bioturbación y el crecimiento de macrófitas. La tasa de liberación de P de los sedimentos aumenta notablemente y de hecho prácticamente se duplica si los sedimentos son perturbados por turbulencia (Stefan, 1994).

En una reciente publicación sobre el embalse San Roque (Granero et al, 2002) se ha señalado que los iones de Fe²⁺ y Mn²⁺, incrementan sus concentraciones al ser liberados desde el sedimento bajo condiciones de anoxia cumpliendo por lo tanto, un rol fundamental en la liberación de PRS. En este trabajo, se determinaron coeficientes de liberación de P. en laboratorio de 1,33 mg PRS/m²/día a un pH de 6 y 7 y a 18 °C, bajo condiciones de anoxia. Se demostró que el valor del coeficiente aumenta con la temperatura y con la disminución de pH. Además, se señalan concentraciones de P en centro y garganta del embalse superiores a los 1000 µg de PT/gr de sedimento seco.

4.2.2.2. Nitrógeno

En la Tabla 4.30, Figura 4.66 y Figura 4.67, se presentan los valores de nitrógeno inorgánico en el estrato superior en las distintas y áreas del Embalse San Roque y en las distintas fechas de monitoreo. En ellas se observa que las mayores concentraciones corresponden a los sectores de la desembocadura del Río San Antonio y centro durante el verano, con una disminución hacia el otoño.

EMBALSE SAN ROQUE					
COMPONENTE:	NIT (µg/l) , PROFUNDIDAD: ,2 A 3,0 m				
SEGMENTO	1	2	3	4	Embalse
FECHA WTS>	,175	,591	,146	,088	
19991123	144,5	193,5	167,5	291,0	189,7
20000103	388,0	301,0	286,0	162,0	301,8
20000320		123,0		82,0	117,7
20000620	230,0	105,0	270,0	151,0	155,0
20000913	173,0	214,5	228,5	203,5	208,3
MUESTRAS	12	9	14	18	53
FECHAS	4	5	4	5	5
MEDIANAS	201,5	193,5	249,3	162,0	189,7
MEDIAS	233,9	187,4	238,0	177,9	194,5
CV	,465	,419	,222	,432	,356
CV (MEDIO)	,232	,187	,111	,193	,159

Tabla 4.30: Concentraciones de nitrógeno inorgánico (NIT) en las distintas áreas del Embalse San Roque.

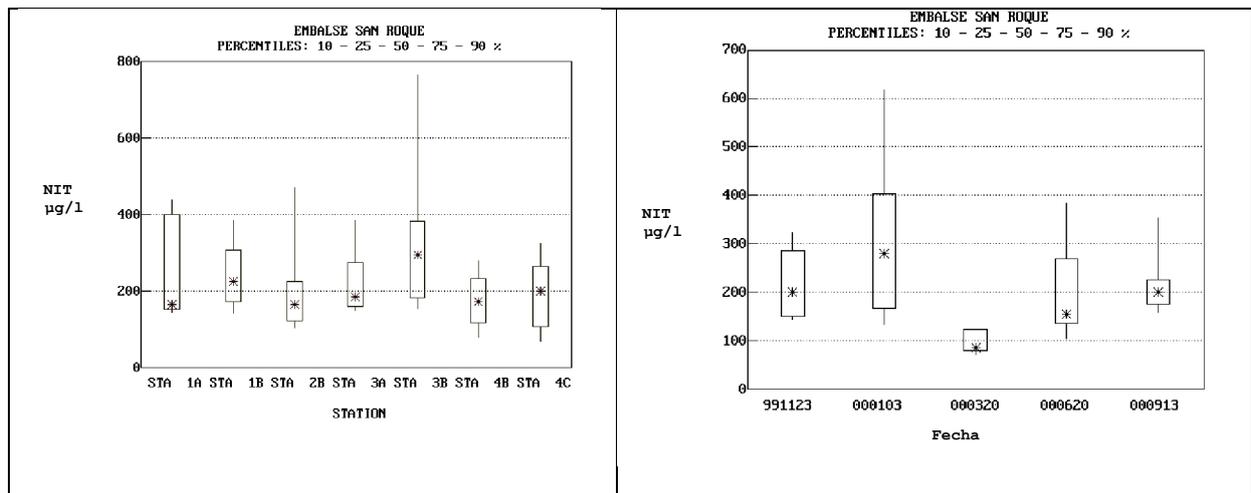


Figura 4.66: Variación espacial de las concentraciones de NIT (0,2-3 m).

Figura 4.67: Variación temporal de las concentraciones de NIT, considerando todas las áreas del embalse (0,2-3 m).

Después del P, el N es el más importante de los macronutrientes y a veces actúa como factor limitante de crecimiento. A diferencia del ciclo de P, el del N se halla abierto a la atmósfera. Las fuentes naturales de N están representadas por las aguas de lluvia que traen en solución, pequeñas cantidades de amoníaco y de ácido nítrico, provenientes de descargas eléctricas, las cuales permiten combinar el N del aire con el H. El agua de lluvia puede enriquecerse en amoníaco, nitritos y nitratos al penetrar en el suelo, donde proliferan bacterias que descomponen residuos vegetales y animales, como asimismo bacterias nitrificantes que transforman el amoníaco en sales de N, finalmente algunas cianófitas consiguen fijar el N del aire directamente (Hutchinson, 1957).

Las principales formas en que se encuentra el N en las aguas naturales son:

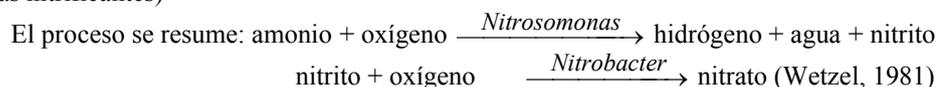
- N₂ molecular disuelto.
- Nitritos (NO₂⁻).
- Nitratos (NO₃⁻).
- Amonio (NH₄⁺).
- N contenido en compuestos orgánicos.

Normalmente, los nitratos representan la mayor fracción de las formas de N. Ingresan al lago por el área de cuenca por corrientes superficiales y lluvias. Una gran proporción de N se incorpora a las aguas debido al uso agrícola de fertilizantes, llegando a ser uno de los mayores contaminantes de ellas.

En las aguas oxigenadas de las partes superiores de los lagos, la disminución del nitrato después del máximo de primavera está asociada con un aumento de la intensidad de asimilación planctónica y de la reducción del nitrato a otras especies de N. El proceso nitrificación³ se interrumpe y la reducción del nitrato se incrementa notablemente hasta que el otoño destruye la estratificación (Wetzel, 1981).

En lagos eutróficos con contaminación orgánica el nitrato juega un rol positivo como estabilizador del régimen de O₂. En tanto haya nitratos los procesos de putrefacción no se producen al

³ Este se realiza en dos etapas a partir de amonio y por acción de grupos de bacterias quimiosintéticas aeróbicas (bacterias nitrificantes)



combatir la formación de SH₂. En los estratos superiores de sedimentos, el nitrato previene la remobilización de P por que su reducción ocurre antes que la reducción de los compuestos de hierro. En estados avanzados de eutroficación, cuando el hipolimnio y el estrato de agua en contacto con los sedimentos llega a la anaerobiosis, el nitrato es desnitrificado a N₂ que se libera a la atmósfera (Klapper, 1991).

En la Tabla 4.31 se muestra la concentración de amonio en las distintas áreas del epilimnio del embalse. Se observa que los valores de amonio en este estrato fueron mayores durante el invierno en las desembocaduras de los ríos San Antonio y Cosquín. Este componente inorgánico es formado principalmente por la descomposición bacteriana de proteínas y otros compuestos orgánicos con N. En el centro y en los sitios correspondientes a la garganta, no se detectaron diferencias marcadas estacionales significativas.

Las concentraciones de amonio en cuerpos de agua oxigenados son bajas usualmente debido a su fácil consumo por parte de las algas de la zona eufótica (Klapper, 1991).

Usualmente, la concentración relativa de amonio y de nitritos es mayor donde la descomposición de materia orgánica es más activa, es decir, cerca del fondo o en las aguas profundas (Margalef, 1974). Los valores de amonio pueden oscilar entre 0 y 5 mg/l, llegando a ser mayores de 10 mg/l en lagos eutróficos. Al desaparecer la microzona oxidada en la interfase sedimento-agua cuando el hipolimnio se vuelve anóxico, la capacidad de adsorción de los sedimentos queda reducida. El resultado es una marcada liberación de amonio del sedimento.

EMBALSE SAN ROQUE					
COMPONENTE: NH ₄ ⁺ (µg/l) PROFUNDIDAD: ,2 A 3,0 m					
SEGMENTO	1	2	3	4	Embalse
FECHASWTS>	,175	,591	,146	,088	

19991123	5,5	19,5	14,5	19,5	16,3
20000913	66,0	16,5	145,5	13,5	43,7

MUESTRAS	7	4	6	8	25
FECHAS	2	2	2	2	2
MEDIANAS	35,8	18,0	80,0	16,5	30,0
MEDIAS	35,8	18,0	80,0	16,5	30,0
CV	1,197	,118	1,158	,257	,646
CV (MEDIO)	,846	,083	,819	,182	,456

Tabla 4.31: Concentraciones de amonio en las distintas áreas del Embalse San Roque.

4.2.2.3. Transparencia y clorofila *a*

Las estimaciones de intensidad de iluminación, transparencia, color del agua y turbidez, proveen indicios acerca del grado de colonización por parte de las algas. Tanto la intensidad como la duración de exposición solar están sujetas a variaciones estacionales regulares, que junto a otros factores climáticos como por ejemplo la nubosidad, determinan el patrón de luminosidad bajo el agua (Klapper, 1991).

Un método muy simple que expresa la transparencia del agua es el *método del disco de Secchi*. Este método consiste en sumergir un disco sujeto a una soga calibrada (Figura 3.2). La profundidad de visibilidad del disco es aquella en la que el operador deja de visualizarlo debido a la turbidez del agua. Las floraciones acuáticas, en algunas situaciones, producen una prematura desaparición del disco. Las algas más pequeñas tienden a oscurecer más el agua que las de mayor tamaño y a pesar de contener la misma cantidad de biomasa, dan diferentes profundidades de Secchi.

Desde la Figura 4.68 a la Figura 4.71 y en las Tabla 4.33 y Tabla 4.32 se muestra la variación espacial y temporal del disco de Secchi y Cl *a* en el embalse.

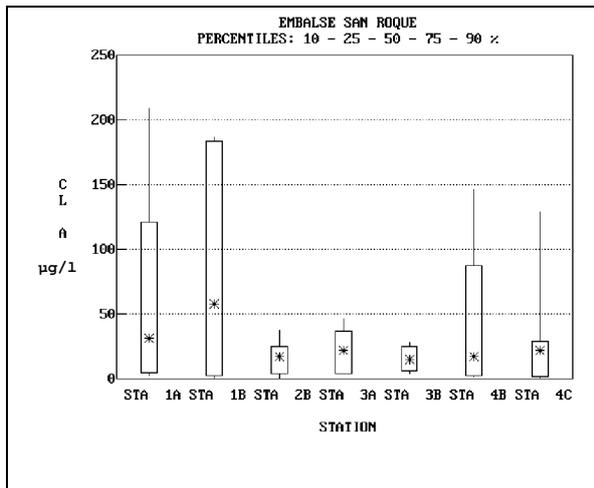


Figura 4.68: Variación espacial de la concentración de Cl a.

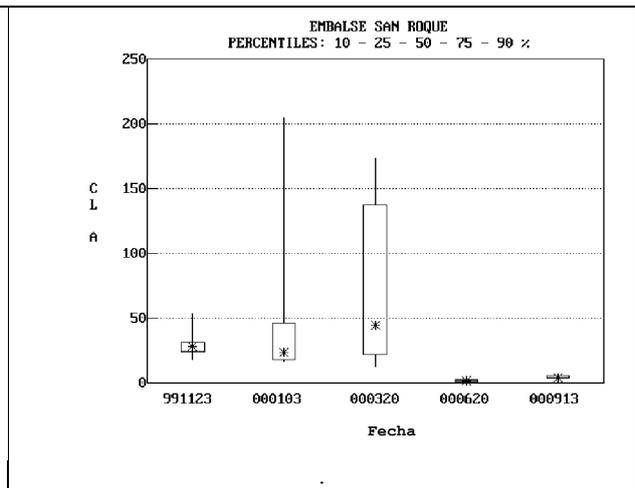


Figura 4.69: Variación temporal de la concentración de Cl a.

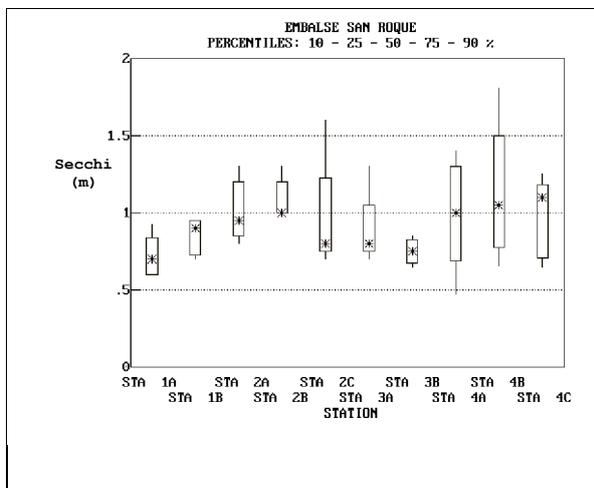


Figura 4.70: Variación espacial del disco de Secchi.

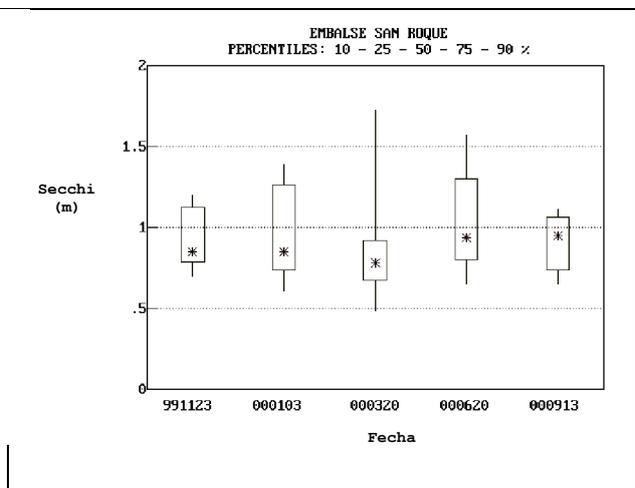


Figura 4.71: Variación temporal del disco de Secchi.

Temporalmente no se registra una alta variabilidad para la transparencia que es escasa durante todo el año (el valor de la mediana se mantiene en un rango de 0,5 a 1 m). Los mínimos valores de disco de Secchi (0,7 m) se detectaron en la desembocadura del Río San Antonio y garganta del embalse. El valor de mediana para el lago fue de 0,9 m.

La concentración de Cl a fue más variable y máxima en el verano. La máxima concentración se detectó en la desembocadura del Río San Antonio (198,1 µg/l). La mediana para el embalse fue de 38,2 µg/l.

La menor transparencia en los segmentos de desembocaduras de los principales ríos es coincidente con los valores máximos en la concentración de PT y de Cl a.

EMBALSE SAN ROQUE					
COMPONENTE: Cl a ($\mu\text{g}/\text{l}$) PROFUNDIDAD: ,2 A 3,0 m					
SEGMENTO	1	2	3	4	Embalse
FECHA WTS>	,175	,591	,146	,088	
19991123	44,8	21,5	28,3	28,9	27,2
20000103	198,1	23,4	31,3	20,0	54,8
20000320	106,9	27,5	18,2	130,9	49,1
20000620	1,5	1,6	4,2	1,0	1,9
MUESTRAS	8	11	8	16	43
FECHAS	4	4	4	4	4
MEDIANAS	75,8	22,4	23,3	24,5	38,2
MEDIAS	87,8	18,5	20,5	45,2	33,3
CV	,972	,624	,598	1,290	,723
CV (MEDIO)	,486	,312	,299	,645	,362

Tabla 4.32: Valores de concentración de Cl a en las distintas áreas del embalse.

EMBALSE SAN ROQUE					
COMPONENTE: SECCHI (m) , PROFUNDIDAD: ,2 A 3,0 m					
SEGMENTO	1	2	3	3	Embalse
DATE WTS>	,175	,591	,146	,088	
19991123	,8	,8	,8	1,2	,8
20000103	,7	1,1	,8	1,3	1,0
20000320	,6	,9	,8	,8	,8
20000620	,9	1,3	1,1	,7	1,1
20000913	,9	,9	,7	1,0	,9
MUESTRAS	10	15	10	15	50
FECHAS	5	5	5	5	5
MEDIANAS	,8	,9	,8	1,0	,9
MEDIAS	,8	1,0	,8	1,0	,9
CV	,155	,193	,187	,265	,144
CV (MEDIO)	,069	,086	,084	,118	,064

Tabla 4.33: Valores del disco de Secchi en las distintas áreas del embalse.

4.2.3. Consideraciones sobre el monitoreo

El objetivo de este análisis es evaluar el diseño de monitoreo realizado y determinar si es necesario modificarlo en estudios posteriores. Por otra parte, y debido a los costos y esfuerzos que implica cada campaña de muestreo, es también deseable hacer esta valoración para conocer el mínimo de campañas a realizar que permita obtener información válida e identificar las estaciones de muestreo más representativas.

De la Figura 4.72 a la Figura 4.76 se muestra de modo comparativo la variación espacial de los valores de medianas superficiales en las distintas áreas y el valor de mediana obtenido para el embalse total para las variables Secchi, Cl a, PT, PRS y NIT.

Se observa que las condiciones del centro (C) son similares a las condiciones medias obtenidas de modo ponderado para el embalse (mediana de los valores de cada área ponderados por la proporción de superficie correspondiente). Los valores del centro del embalse pueden llegar a subestimar los valores de PT, PRS y Cl a, debido a los picos registrados para estos parámetros en las áreas de desembocaduras de los principales tributarios. Sin embargo, los costos y esfuerzo que implican el incremento de sitios de monitoreo dentro del embalse, no se justifican dada las diferencias detectadas si los objetivos son el seguimiento de la evolución trófica del lago.

De la Figura 4.77 a la Figura 4.81 se muestra comparativamente la variación temporal de las mismas variables que en el análisis anterior, para el centro y el embalse total. En relación a la frecuencia de monitoreos, se observa que la tendencia general de la dinámica de las variables puede ser registrada con monitoreos estacionales del centro del embalse.

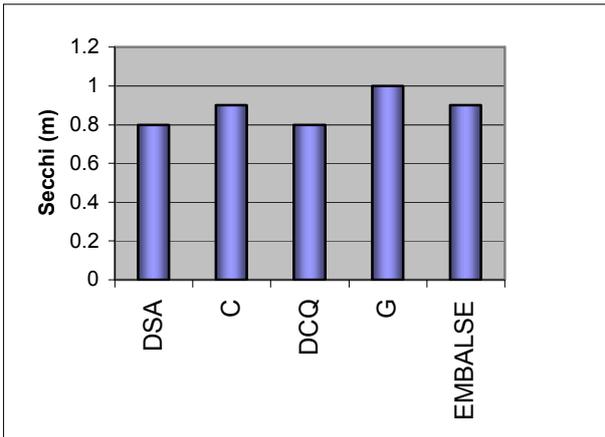


Figura 4.72: Variación espacial del disco de Secchi.

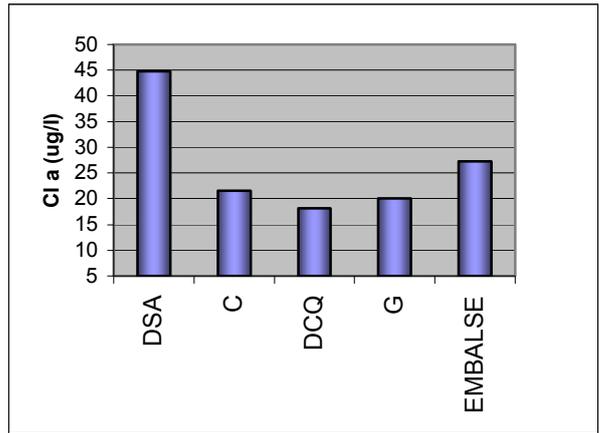


Figura 4.73: Variación espacial de Cl a.

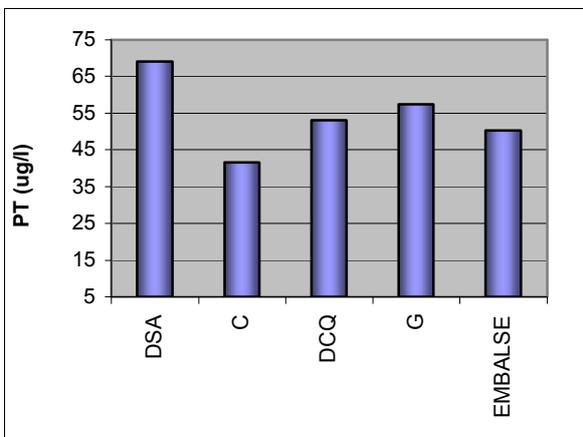


Figura 4.74: Variación espacial de PT.

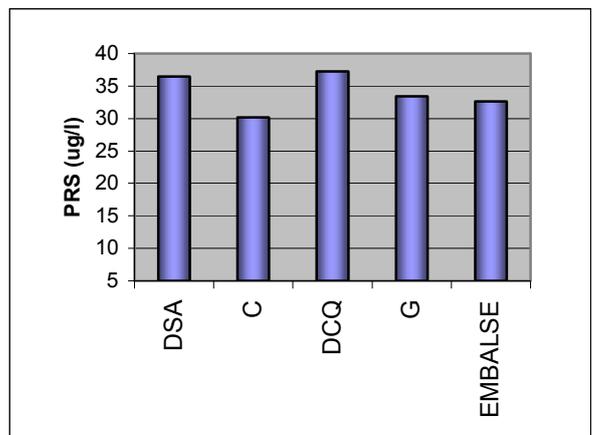


Figura 4.75: Variación espacial de PRS.

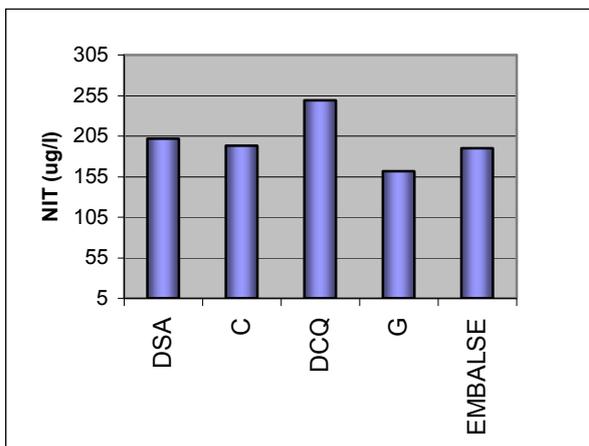


Figura 4.76: Variación espacial de NIT.

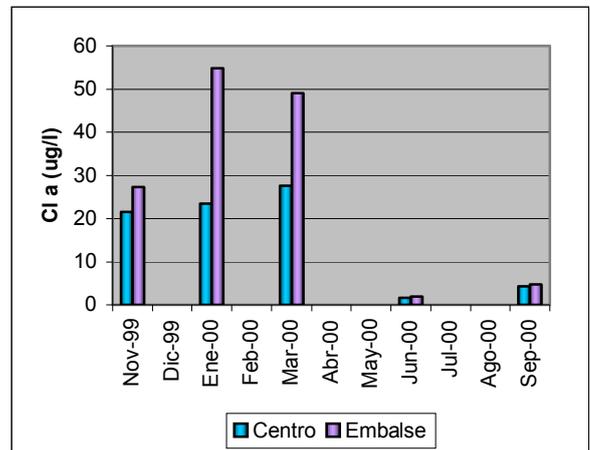


Figura 4.77: Variación temporal de Cl a.

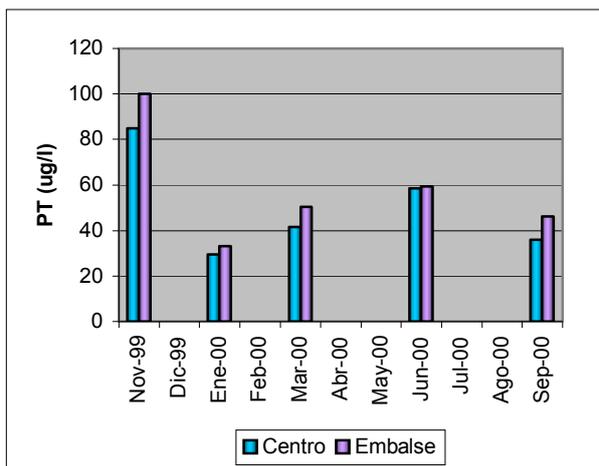


Figura 4.78: Variación temporal de PT.

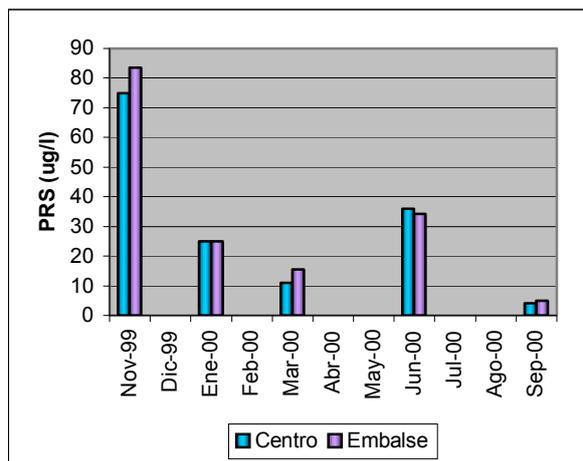


Figura 4.79: Variación temporal de PRS.

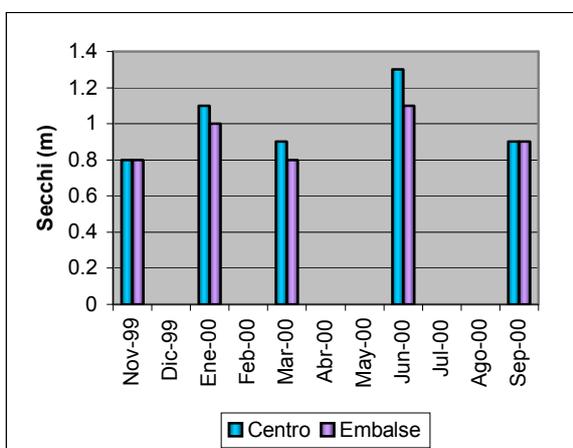


Figura 4.80: Variación temporal del disco de Secchi.

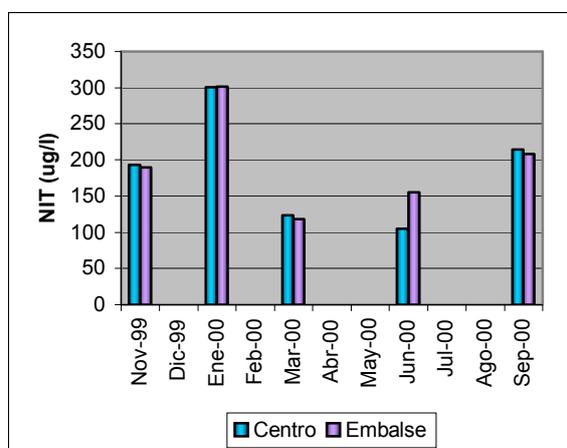


Figura 4.81: Variación temporal de NIT.

4.2.4. Dinámica del fitoplancton

4.2.4.1. Nutriente limitante

Las necesidades básicas de las algas con relación a cada uno de los nutrientes no son iguales, éstas dependen de la proporción en que cada uno de ellos interviene en su composición o son utilizados por el alga, lo que varía también de acuerdo a la especie considerada.

Si bien muchos nutrientes contribuyen al crecimiento de algas, de acuerdo a la ley del mínimo de Liebig (Margalef, 1983), sólo uno limita la tasa de crecimiento denominado *factor limitante*.

En general, las poblaciones de algas en aguas dulces, son limitadas por las concentraciones de P y N. En algunos lagos eutróficos se ha demostrado que el N es el elemento limitante y que por consiguiente cuando es removido se reduce de inmediato la cantidad de microorganismos. Esto se debe a que las algas necesitan una cantidad mucho mayor de N que de P.

Según Murgel Branco (1984), la proporción de estos dos elementos en los desechos domésticos es de 8/1 y tiende a aumentar en la medida en que se emplean más detergentes sintéticos (llegando en ciertos casos a ser de 4/1). Se entiende entonces, que aunque el P esté presente en concentraciones más pequeñas que las del N, exista en lagos con un importante

aporte de efluentes domésticos un saldo de P que guarde relación con las exigencias de las algas, lo que significa que cuando éstas sean capaces de consumir casi todo el N presente, habrá todavía P en cantidad suficiente para mantener una abundante población de algas, siempre que se suministren nuevas fuentes de N. Sin embargo, en cuanto a la posibilidad de controlar la eutrofización provocada por la contaminación, el P reviste mayor importancia, pues aunque el aporte de N sea deficiente, la limitación puede ser superada por la presencia de algas verde-azules fijadoras de N (cianófitas), el que se encuentra disponible en grandes cantidades en el aire.

Desde este punto de vista, el conocimiento de la proporción de nutrientes, puede ser útil para diagnosticar y valorar los tipos de algas que pueden existir en diversas condiciones nutricionales. Por ejemplo, la escasez de cianobacterias podría darse a altas proporciones de N/P (Ryding y Rast, 1992).

Normalmente, para identificar al *nutriente limitante*, se considera la proporción N/P del epilimnio de la masa de agua. Según Margalef (1974) se supone que la proporción en que los nutrientes son tomados y utilizados por las algas se refleja en la composición relativa del material celular (la proporción media de C, N y P es de 106:16:1). Estas fracciones pueden expresarse como la concentración de PRS (expresado como P) y la suma de concentraciones de nitratos, amonio y nitritos (expresado como N) o bien como la proporción de fósforo total y nitrógeno total. La limitación por carbono usualmente no se da en lagos y embalses, por que hay una gran cantidad de fuentes del mismo como los son el CO₂ y sus otras formas de C inorgánicas y orgánicas presentes en el agua.

Las concentraciones de P y de N deben ser evaluadas durante el período previo a la mayor concentración de biomasa de algas o del desarrollo de floraciones algales, denominado *período de crecimiento*. El objeto es detectar los valores de máxima concentración de éstos, antes que sean consumidos por las algas (Krenkel y Novotny, 1980).

El valor crítico de proporción N/P citado por diversos autores varía entre los siguientes:

Klapper (1991):

$N/P \geq 10/1$: El P es el nutriente limitante.

$N/P < 10/1$: El N es el nutriente limitante.

Ryding y Rast (1992):

$N/P > 7/1$: El P es el nutriente limitante.

$N/P < 7/1$: El N es el nutriente limitante.

$N/P = 7$: Ambos nutrientes o algún otro factor es el limitante de crecimiento.

Forsberg y Ryding (1980) en Ryding y Rast (1992):

$N/P > 10/1$: El P es el nutriente limitante.

$5 \leq N/P \leq 10$: Cualquiera o ninguno podrían ser los limitantes.

$N/P < 5/1$: El N es el nutriente limitante.

Krenkel y Novotny (1980):

$N/P > 15/1$: El P es el nutriente limitante.

$N/P < 15/1$: El N es el nutriente limitante.

Ya que el contenido de N y P dentro de las células puede variar, conviene no ser muy estrictos con estos valores. Un valor entre 7 y 8, parece un límite aproximado razonable para la definición del nutriente limitante (Ryding y Rast, 1992).

Rast et al (1983) indican que, más importante que la proporción N/P, es si el P o el N disponible biológicamente está por debajo de los valores absolutos limitantes de desarrollo durante el período de interés. En términos de valores absolutos, concentraciones de P menores

a 5 $\mu\text{g/l}$, indican una posible limitación por P, y concentraciones de N menores a 20 $\mu\text{g/l}$, una limitación de N.

Analizando la Figura 4.82 se observa que en la fecha de muestreo previa (23/11/99) a la máxima concentración de *Cl a* (3/1/00), si nos referimos a la proporción relativa N/P (Figura 4.84), el nutriente limitante potencial sería el N ya que la proporción N/P es menor a 5 en todos los casos, pero dado los altos valores de concentración de N y P registrados, por encima de los mínimos críticos absolutos citados (Figura 4.83 y Figura 4.85), en este período y en todas las áreas del embalse ninguno de los nutrientes sería limitante del desarrollo de algas. A esta situación, se suma que como resultado de la estratificación, la mayor abundancia de fitoplancton se concentra en una zona eufótica poco profunda, aproximadamente, hasta los 4 m. Consecuentemente la capa de mezcla se extiende por debajo de la zona eufótica (aproximadamente hasta los 6 m) y el fitoplancton muerto que decanta a la zona trofólitica, puede todavía ser regenerado como nutriente dentro del epilimnio, el fitoplancton activo entonces, tiene menos limitación por nutrientes que aquellos cuerpos de agua oligotróficos (Peters, 1986).

Posterior a la primavera y a lo largo del invierno, la concentración de nutrientes decae, particularmente la de P lo que puede ser atribuido al consumo por las algas. En Septiembre del 2000 la proporción de nutrientes N/P aumentó significativamente. Los valores de NIT de este período excedieron ampliamente el mínimo crítico de 20 $\mu\text{g/l}$ y los de PRS, en algunos casos, estuvieron por debajo de los 5 $\mu\text{g/l}$.

Cuando los nutrientes están disponibles en exceso como se demuestra en este embalse, la luz comienza a ser el factor limitante. El fitoplancton produce el mismo efecto de sombreado de las partículas, y su presencia reduce la profundidad de penetración de luz. En aguas eutróficas como las del Embalse San Roque, este efecto de autosombreado puede ser el factor limitante de la producción al menos en los períodos en que los nutrientes se hallan en disponibilidad suficiente. Las algas verdeazules (cianófitas) tienen ventajas competitivas bajo tales condiciones, debido a que poseen vacuolas de gas que les permiten ascender a estratos iluminados. Estas razones explican la frecuente presencia de cianófitas en las aguas del embalse.

Los primeros trabajos publicados del Embalse San Roque (Guarrera, 1948; Yacubson, 1960; Juge, 1967) fueron dedicados al estudio del fitoplancton, su determinación y análisis sucesional, registrándose ya en estos estudios floraciones de algas cianófitas de los géneros *Microcystis* y *Anabaena*.

Posteriormente, Ormeño y Busso (1986) indicaron que las algas cianófitas presentaron frecuentes floraciones durante el período estudiado (1984-1985), sin desaparecer en ningún momento. El análisis del perfil vertical, demostró un comportamiento típico de lagos eutróficos, que limitan la productividad en estratos más profundos debido al efecto de autoscurecimiento que provocan las algas.

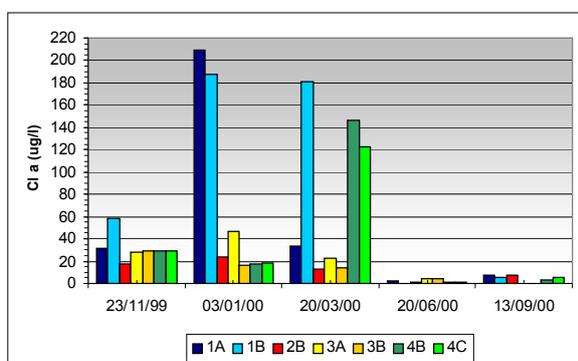


Figura 4.82: Variación de la concentración de Cl a.

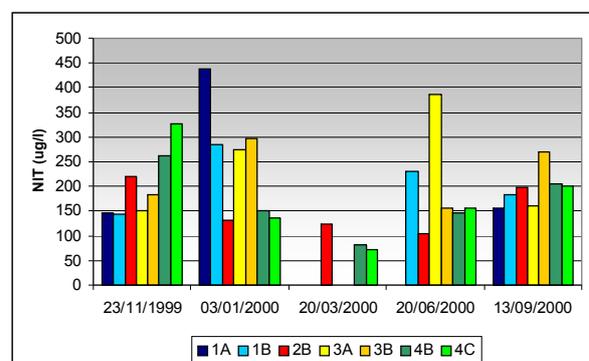


Figura 4.83: Variación de la concentración de NIT.

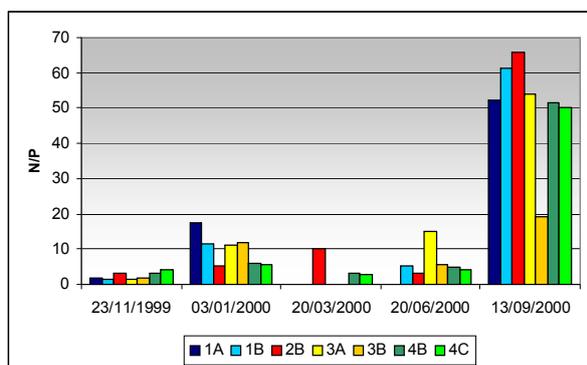


Figura 4.84: Variación de la proporción N/P.

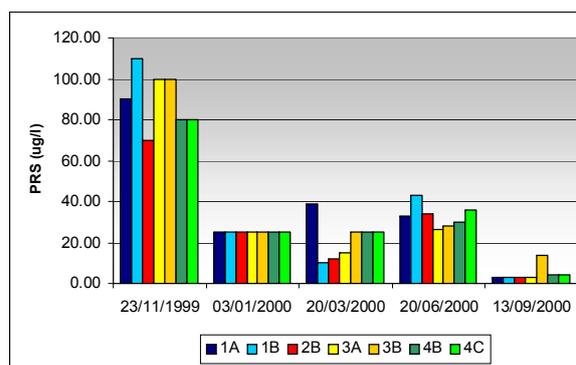


Figura 4.85: Variación de la concentración de PRS.

4.2.4.2. Variación espacial y temporal de las algas principales en el Embalse San Roque

Cada lago posee un conjunto de formas planctónicas cuya variedad, abundancia y distribución le son propias y dependen de su adaptación a las características abióticas y bióticas (depredadores, parásitos, competidores) del sistema. Sin embargo, si se extrae y analiza una muestra de plancton de un lago, se verá que rara vez faltan cianófitas, clorófitas, diatomeas, rotíferos, cladocéros y copépodos, aún cuando las especies representadas y su proporción puedan variar de una masa de agua a otra. Estas variaciones además de estar sujetas a cambios estacionales en cada lago, pueden alterarse rápidamente debido a la influencia antropogénica. Los crecimientos masivos de algas en lagos oligotróficos no se producen cuando hay bajo contenido de nutrientes. Con un aumento en su cantidad, a un nivel mesotrófico, es posible que ocurran cortos periodos de floraciones⁴. La magnitud y frecuencia de estos eventos aumentan bajo condiciones de eutrofia, siendo por lo tanto proporcional al nivel de polución con nutrientes. Al incrementarse el nivel de eutrofización hay un aumento en la duración del máximo periodo de crecimiento.

La sucesión estacional del desarrollo planctónico y la secuencia temporal de las diferentes especies debe ser determinado para cada cuerpo de agua. Los ritmos anuales y amplitudes de los picos de fitoplancton cambian en respuesta a las condiciones meteorológicas e hidrológicas. Si bien sobre la base de estudios temporales precedentes pueden predecirse las floraciones de algas en un año “normal”, en condiciones inusuales éstas no pueden ser previstas.

En la Figura 4.87, se muestra la variación temporal en el período estudiado de los principales grupos de algas en el centro del Embalse San Roque. A nivel de superficie esta dinámica temporal fue similar para todas las áreas del embalse.

En primavera, se encontraron presentes todos los grupos de algas registrándose un dominio de clorófitas y crisófitas (diatomeas), de las cianófitas *Anabaena spiroides* y *Mycrocystis aeruginosa* y del dinoflagelado *Ceratium hirundinella* (Figura 4.86).

Durante el verano se detectaron floraciones de *C. hirundinella*, con presencia de *M. aeruginosa* y *A. spiroides*.

⁴ La floración algal o *bloom* no está bibliográficamente definida de modo preciso, pero se utiliza este término para indicar eventos con una excesiva concentración de algas (ej: 2×10^6 cel/l). Concentraciones de PRS mayores a $10 \mu\text{g/l}$ en primavera aumentan la posibilidad de floraciones en el verano (Henderson-Sellers y Markland, 1987).

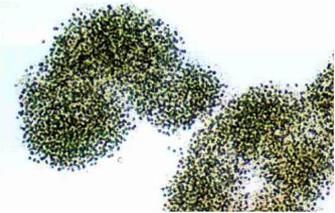
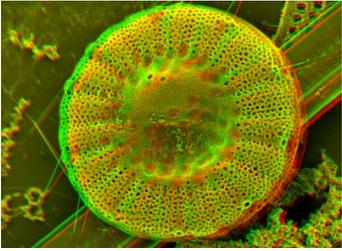
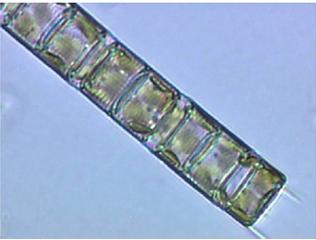
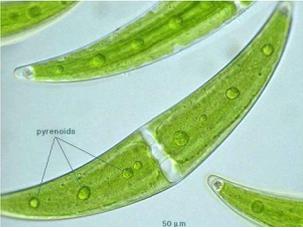
		
Cianófito (<i>Anabaena spiroides</i>)	Cianófito (<i>Microcystis aeruginosa</i>)	Dinófito (<i>Ceratum hirundinella</i>)
		
Crisófito (<i>Cyclotella sp</i>)	Crisófito (<i>Aulacoseira sp</i>)	Clorófito (<i>Closterium sp</i>)

Figura 4.86: Algunas de las principales algas presentes en el Embalse San Roque que desarrollan floraciones.

En el otoño se observó una disminución de cianófitas y un aumento de *C. hirundinella*. Posteriormente, a finales del otoño los dinoflagelados decrecieron y se revirtió la tendencia de disminución de cianófitas que comenzaron a aumentar en el sector del paredón y desembocaduras de los ríos San Antonio y Cosquín. Las diatomeas (principalmente *Aulacoseira sp* y *Cyclotella sp*) se mantuvieron más estables en su abundancia a lo largo de las estaciones dominando en el invierno mientras que las clorófitas tendieron a disminuir desde la primavera hacia el otoño.

De la Figura 4.88 a la Figura 4.92 se muestra la distribución espacial de los principales grupos de fitoplancton. En primavera se observó un predominio de *C. hirundinella* en el sector de la desembocadura del río San Antonio y en el área de la garganta. Las cianófitas se encontraron presentes en la garganta (paredón viejo) y en la desembocadura del río Cosquín. Las clorófitas y diatomeas tuvieron una distribución más homogénea en el embalse.

En el verano hubo un incremento notable de *C. hirundinella* en la desembocadura del Río San Antonio, centro del embalse y en la garganta, siendo escasa su presencia en la desembocadura del Río Cosquín en donde se halló un predominio de cianófitas. Las diatomeas y clorófitas disminuyeron en su proporción en todo el embalse (Figura 4.89).

En el inicio del otoño se observó un predominio de *C. hirundinella* en todo el embalse cuyos máximos valores se ubicaron en la desembocadura del Río San Antonio y mínimos en la desembocadura del Río Cosquín (Figura 4.90).

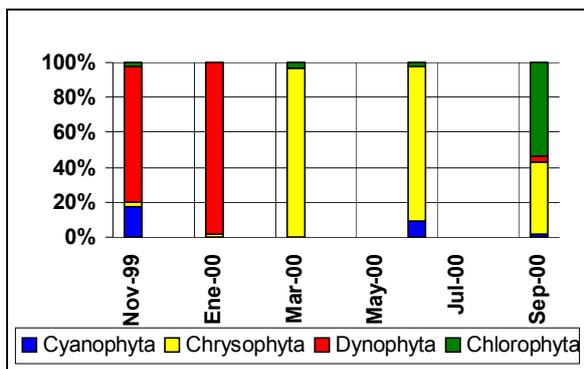


Figura 4.87: Variación temporal de grupos de algas a nivel superficial en el centro del embalse.

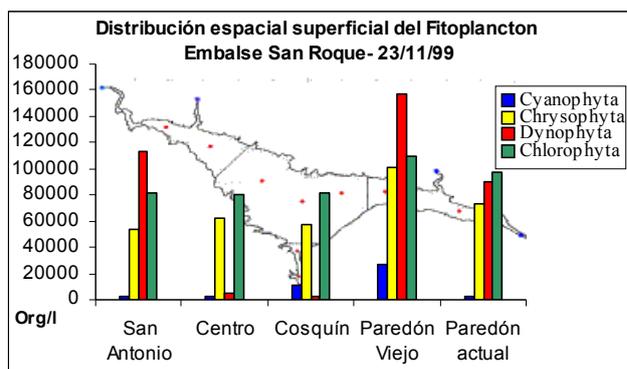


Figura 4.88: Variación espacial de algas 23/11/99.

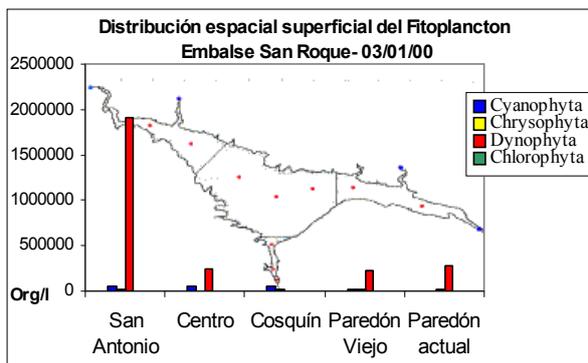


Figura 4.89: Variación espacial de algas 03/01/00.

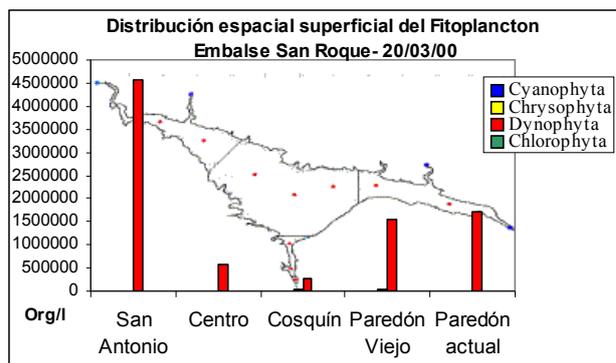


Figura 4.90: Variación espacial de algas 20/03/00.

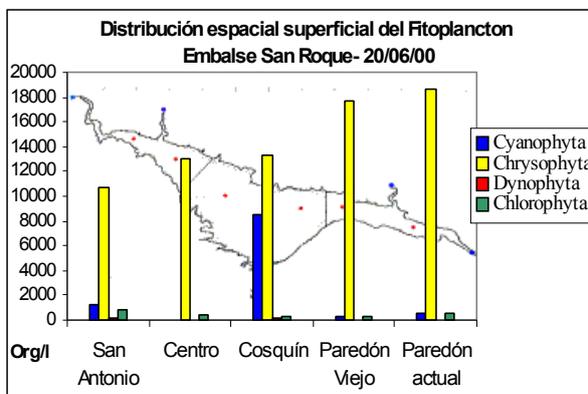


Figura 4.91: Variación espacial de algas 20/06/00.

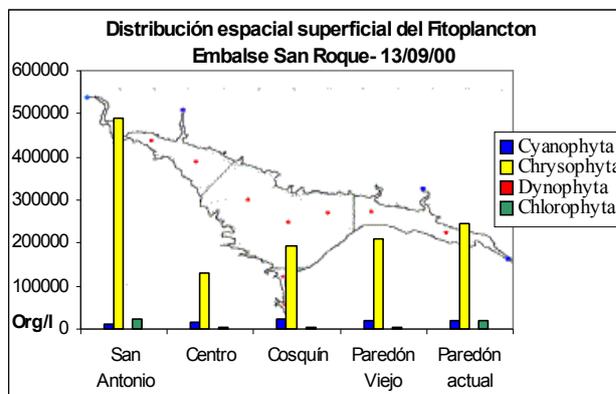


Figura 4.92: Variación espacial de algas 13/09/00.

A finales del otoño y en el invierno la presencia de dinoflagelados fue mínima en todo el embalse aumentando la proporción de diatomeas. En esta fecha, se detectó mayor presencia de cianófitas en las desembocaduras de los ríos Cosquín y San Antonio y en menor cantidad, en el área de la garganta (Figura 4.91 y Figura 4.92).

Cabe mencionar la detección de formas de resistencia (quistes) de *C. hirundinella* a mayor profundidad (10 m) en el muestreo de finales de otoño, cuando su población decae.

La diversidad de géneros presentes en el embalse fue baja. Este aspecto se relaciona con el aumento de nutrientes situación que conduce a un aumento de la biomasa, con períodos de

floración más prolongada, pocas especies dominantes y disminución de la riqueza específica (Willén, 2000).

Estudios realizados por Cachi (1975) durante 1974-75 indican que la escasa diversidad de algas demuestra una presión de selección llevada a cabo por el exceso de materia orgánica y una gran disponibilidad de nutrientes de nitrógeno y fósforo.

Las condiciones previas al mayor desarrollo de algas año tras año, no son siempre las mismas. Esto explicaría en parte la aparición del género *Ceratium*, alga que no ha sido históricamente la causante de las floraciones en el Embalse San Roque (Rodríguez, et al, 2000). En este sentido, no deberían descartarse la influencia de otros factores de influencia regional como las variaciones en el régimen de lluvias y temperaturas, ya que existen registros del desarrollo simultáneo de esta alga en otros embalses de la región como Los Molinos (Cossavella et al 2000; Oroná et al 2002), La Quebrada (Gonella et al, 2002), La Viña (Manzini et al, 2002) y Piedras Moras (Rodríguez et al, 2002).

Si bien la presencia de *C. hirundinella* en el Embalse San Roque es reciente, ha sido registrada con anterioridad. Ruibal et al (2000) informaron que durante el período estival anterior de 1998-1999 el crecimiento de las algas cianófitas fue limitado desarrollándose en forma desmedida *Ceratium*, cuyas floraciones provocaron problemas en los procesos de potabilización.

Existen antecedentes de la presencia de otro dinoflagelado en el embalse. Bonetto et al (1976) para el período 1971-1972, detectaron la presencia *Peridinium sp.*, perteneciente a este grupo. Usualmente, los dinoflagelados constituyen un grupo destacado al menos estacionalmente y *C. hirundinella* es característica de la mayoría de los cuerpos de agua dulce de la zona templada, siendo encontrado en un amplio rango de condiciones tróficas.

Los dinoflagelados en general, tienen una gran población en verano o invierno y permanecen el resto del año como quistes bentónicos en los sedimentos. Estos estados de reposo tienen numerosas funciones adaptativas como dispersión en el tiempo y en el espacio, reproducción sexual, recombinación genética y también les sirve como una estrategia para evitar su predación.

El rol de los nutrientes juega un papel importante en el ciclo de vida de los dinoflagelados, tanto en el desarrollo de las formas vegetativas como en las formas quísticas. Diversos estudios indican que la disminución de nutrientes induce a este grupo de algas a la producción de quistes. Por otro lado, los dinoflagelados pueden contribuir a la carga interna de P en lagos donde forman floraciones, debido a que su ciclo de vida funciona como un mecanismo de transporte potencial de nutrientes. Las células que salieron de su estado quístico, pueden tomar fósforo de la interfase sedimento-agua, lo que tiene una implicancia ecológica para todo el cuerpo de agua (Rengefors y Anderson, 1998).

Por otra parte, durante el período de estratificación de verano, las algas que poseen capacidad de moverse por medio propio, ganan en la competencia por nutrientes y luz, como es el caso de los dinoflagelados y las cianófitas. Esta últimas, provistas de vacuolas de gas, poseen una ventaja competitiva por ser capaces de llegar de modo activo a los estratos más profundos ricos en P en donde lo almacenan intracelularmente en espacio de pocas horas y posteriormente retornan a las capas más superficiales en busca de luz.

Las toxinas de algas y los compuestos derivados de su descomposición pueden considerarse como un medio de protección a la acción de pastoreo.

Cualquier reducción de los riesgos e incertidumbres, los cuales deben establecerse para la producción del agua potable, requieren de los mejores estudios acerca de la taxonomía, fisiología y ecología de las especies de algas más relevantes. La determinación de las interacciones entre los diferentes factores del medio junto con la performance de las distintas especies, podrían perfeccionar los métodos de modelación de ecosistemas y predicción como una base para el control de las medidas programadas para combatir el desarrollo de floraciones de algas.

4.2.4.3. Importancia sanitaria del fitoplancton -Toxicidad de las algas

Las cianófitas son muy comunes en aguas continentales de casi todo el mundo y aparecen con frecuencia en los embalses de la Provincia de Córdoba, algunas de las especies de este grupo son potencialmente tóxicas dependiendo de las condiciones ambientales, y en especial de la eutroficación y otros factores físico-químicos que la llevan a producir floraciones. En ambientes como el Lago San Roque, que usualmente presenta dos o más floraciones de estas especies a lo largo del año y que tiene un grado de eutrofización muy avanzado, se ha indicado que se deben tomar precauciones para evitar la repetición de este fenómeno que ciertamente pone en riesgo la salud de la población (Lerda y Prósperi, 1994).

Entre las toxinas que producen las cianófitas se distinguen las neurotoxinas (alcaloides) y las hepatotoxinas (péptidos monocíclicos, nodularinas y microcistinas), a estas últimas se les responsabiliza de los mayores eventos de intoxicación registrados y el primero con muerte en seres humanos (Carmichael, 1996). Sus efectos provocan trastornos hepáticos graves, gastrointestinales, alergias, irritación en piel, conjuntivitis, producción y estimulación de tumores hepáticos.

En 1997 se presenta un inventario de ambientes de agua dulce de la Argentina con riesgo de envenenamiento por cianobacterias, en donde los bioensayos de toxicidad han dado positivos, destacándose al Embalse San Roque, entre otros, tanto por la densidad de las floraciones que presenta como por el número de habitantes potencialmente afectados (Scarafia et al, 1995; Pizzolón et al, 1997; Amé et al, 2002; Ruibal, 2003).

Las cianófitas potencialmente tóxicas que se han citado en el Embalse San Roque pertenecen a las especies *Microcystis aeruginosa*, *Anabaena flos-aquae*, *Anabaena circinalis* y *Anabaena spiroides*.

Los antecedentes mencionados, remarcan la importancia del seguimiento y control de las poblaciones de algas del embalse.

4.3. Modelado de la eutroficación del Embalse San Roque

Los modelos de eutroficación aplicados relacionan los niveles de nutrientes observados con la densidad algal y condiciones de calidad de agua.

Estos modelos permiten deducir las ecuaciones que relacionan las concentraciones de nutrientes con los indicadores de eutroficación (como PT, Cl *a* y Secchi) con el objeto de ajustar los datos experimentales y predecir el comportamiento del embalse

4.3.1. Selección de modelos de P, Cl *a* y Secchi

La formulación más general aplicable para la representación de la sedimentación de P en embalses es una ecuación de decaimiento de 2º orden (Walker, 1996). El modelo de retención de P aplicado en el Embalse San Roque para estimar su sedimentación neta fue el siguiente:

Tasa de Sedimentación de P ($\mu\text{g/l/año}$) = CP A1 P²

donde $P = [-1 + (1 + 4 CP A1 P_{ia} T)^{0.5}] / (2 CP A1 T)$

T=tiempo de residencia hidráulico

CP=factor de calibración de la tasa de sedimentación de P

A1= 0.17 Qs/(Qs + 13.3)

$$Q_s \text{ (velocidad de descarga m/año)} = \text{MAX} (Z/T)$$

Z= profundidad del embalse (m)

P disponible en el flujo de entrada $P_{ia} = 0,33 P_i + 1,93 P_{io}$

P_{io} = concentración de P- PO_4 en el flujo de entrada ($\mu\text{g/l}$)

P_i = concentración de PT en los flujos de entrada ($\mu\text{g/l}$)

Este modelo contabiliza los efectos en la partición de los nutrientes que entran al embalse y realiza el balance de masa del P disponible -suma ponderada de PRS y PP (P particulado), con mayor énfasis en el primero. El PP se obtiene por diferencia entre el PT y el PRS. Este modelo es uno de los más adecuados para embalses con patrones diversos y complejos de carga, ya que usa coeficientes de sedimentación fijos y los efectos de la partición son incorporados previo a los cálculos de balance de masa.

Los efectos de la carga interna de P son reflejados en los parámetros del modelo y el error estadístico. Se debe tener en cuenta que en general, el reciclado potencial de nutrientes aumenta si el embalse posee las siguientes características:

- Altas concentraciones de PRS en fuentes no puntuales, ya que constituye el P disponible de modo inmediato para las algas.
- Bajas velocidades de flujo superficial en verano, que permiten un mayor tiempo de permanencia de las algas en el embalse favoreciendo su desarrollo y posterior descomposición.
- Períodos intermitentes de estratificación con condiciones de anoxia en la interfase agua-sedimento, que permiten la liberación del P contenido en ellos.
- Bajo cociente Fe/P en el agua intersticial o del fondo anaeróbica, ya que permite la migración de P a zonas aeróbicas.

En tales condiciones los modelos de sedimentación subestimarán las concentraciones de P ya que estos no consideran los aportes posibles de P provenientes del sedimento.

Respecto a la Cl *a*, esta suele ser una variable de más difícil predicción a partir de la concentración de nutrientes y otros factores de control. El modelo aplicado en el Embalse San Roque para su predicción fue el siguiente:

$$Cl\ a = C\ 0,081\ P^{1,46}$$

siendo

C=factor de calibración

P=concentración de PT ($\mu\text{g/l}$)

Cl *a* = concentración de clorofila *a* ($\mu\text{g/l}$)

En tanto el modelo aplicado para la predicción de la transparencia del disco de Secchi fue:

$$\text{Secchi} = C\ 17,8\ P^{-0,76}$$

siendo

C=factor de calibración

P=concentración de PT ($\mu\text{g/l}$)

4.3.2. Datos ingresados al modelo aplicado

En la Tabla 4.34 se presenta un listado de los datos ingresados al modelo entre los que se incluyen:

Opciones de los modelos para cada componente

Sustancia conservativa (conductividad)

PT

Cl a

Profundidad del disco de Secchi

Análisis del error

Balace de masa

Valores globales correspondientes al período modelado: precipitaciones e incremento en el almacenamiento.

Tributarios, fuentes de aporte y descargas del embalse.

Segmentación del embalse.

Factores de calibración.

EMBALSE SAN ROQUE	
MODEL OPTIONS:	
1 CONSERVATIVE SUBSTANCE	1 COMPUTED
2 PHOSPHORUS BALANCE	1 2ND ORDER, AVAIL P
3 NITROGEN BALANCE	0 NOT COMPUTED
4 CHLOROPHYLL-a	5 P, JONES & BACHMAN
5 SECCHI DEPTH	3 VS. TOTAL P
6 DISPERSION	0 NONE
7 PHOSPHORUS CALIBRATION	2 CONCENTRATIONS
8 NITROGEN CALIBRATION	0 NONE
9 ERROR ANALYSIS	1 MODEL & DATA
10 AVAILABILITY FACTORS	0 IGNORE
11 MASS-BALANCE TABLES	0 USE OBSERVED CONCS

GLOBAL INPUT VALUES:			
PARAMETER		MEAN	CV
PERIOD LENGTH	años	1,000	,000
PRECIPITATION	m	1,092	,000
EVAPORATION	m	,700	,000
INCREASE IN STORAGE	m	-,100	,000

TRIBUTARY DRAINAGE AREAS AND FLOWS:						
ID	TYPE	SEG	NAME	DRAINAGE AREA	MEAN FLOW	CV OF MEAN FLOW
				Km ²	Hm ³ /año	
1	1	1	Río San Antonio	565	125,120	1,130
2	1	1	Río Cosquín	905	199,580	1,130
3	1	1	Los Chorrillos	130	28,720	1,130
4	1	1	Las Mojarras	84	18,590	1,140
5	4	1	Río Suquia	1699	375,160	1,110
6	3	1	Carga Directa	0	1,000	,000

TRIBUTARY CONCENTRATIONS (PPB): MEAN/CV						
ID	Conductividad	PT	N TOTAL	PRS	NIT	
1	265,9/ ,23	113,5/ ,48	,0/ ,00	64,9/ ,14	347,0/ ,23	
2	456,9/ ,31	145,9/ ,33	,0/ ,00	75,6/ ,18	1162,6/ ,03	
3	309,0/ ,24	94,3/ ,41	,0/ ,00	36,9/ ,32	393,0/ ,25	
4	332,7/ ,22	105,7/ ,16	,0/ ,00	82,5/ ,20	327,3/ ,15	
5	233,4/ ,08	75,1/ ,19	,0/ ,00	38,6/ ,41	188,3/ ,29	
6	,0/ ,00	94300,0/ ,23	285404,0/ ,23	75440,0/ ,23	,0/ ,00	

MODEL SEGMENTS & CALIBRATION FACTORS:							
			--- CALIBRATION FACTORS ---				
SEG	OUTFLOW	GROUP	SEGMENT NAME	P SED	N SED	Cl a	SECCHI
1	0	1	EMBALSE	1,00	1,00	1,00	1,00
				CV:	,000	,000	,000

Tabla 4.34: Datos ingresados en el modelo BATHTUB.

En la Tabla 4.35 se describe la morfometría del embalse en el período promedio considerado (1 año), como así también los valores promedios de calidad de agua observados.

SEGMENT EMBALSE: MORPHOMETRY: MEAN/CV							
LENGTH	AREA	ZMEAN	ZMIX				
Km	Km ²	m	m				
8,40	15,0000	11,97	7,24				
SEGMENT OBSERVED WATER QUALITY:							
	TURBIDEZ	CONDUCT.	PT	NIT	Cl a	SECCHI	PP= (TP-PRS)
	1/m	µSg/cm	mg/m ³	mg/m ³	mg/m ³	m	mg/m ³
MN:	,00	234,4	50,2	189,7	27,2	,9	25,0
CV:	,00	,07	,20	,16	,36	,14	,42

Tabla 4.35: Morfometría del embalse y valores promedio de calidad observados.

En la Tabla 4.36 se especifican los coeficientes de modelo usados y notas.

MODEL COEFFICIENTS:		
COEFFICIENT	MEAN	CV
P DECAY RATE	,700	,45
Cl a MODEL	1,000	,26
SECCHI MODEL	1,100	,10
TP-PRS MODEL	,500	,15
BETA m ² /mg	,025	,00
MINIMUM QS	,100	,00
Cl a CV	,620	,00

CASE NOTES:
EMBALSE ESPACIALMENTE PROMEDIADO
EMBALSE PERIODO NOV99/SEP00
RIOS PERIODO ANUAL 50/00
CAUDALES MEDIOS MENSUALES
CON CARGA DIRECTA AL EMBALSE

PROFILE SENSITIVITY ANALYSIS FOR: PT		
DECAY FACTOR	DISPERSION FACTOR	SEGMENT
		1
,50	1,00	26,3
1,00	1,00	52,7
2,00	1,00	105,3
OBSERVED:		50,2

Tabla 4.36: Coeficientes del modelo y observaciones.

4.3.3. Balance hídrico

Para realizar adecuadamente un balance de masa en el embalse se requiere del balance hídrico, es decir conocer cuál es el volumen de agua que entra y sale del embalse en un período de tiempo determinado, ya que éste es el que en definitiva, permitirá determinar la masa de nutriente que ingresa y sale del embalse y el tiempo de permanencia dentro del sistema.

Tiempo de residencia hidráulico

En la Tabla 4.37, se muestran los parámetros hidráulicos estimados para el Embalse San Roque, entre ellos el caudal neto de ingreso (sumatoria de ingresos y precipitación), el tiempo de residencia, la variación en el volumen del embalse, el término advectivo que refleja la descarga neta y el balance hídrico para el período propuesto. En la Figura 4.93 se muestra la variación del tiempo de residencia y del volumen del embalse. Se observa que a mayores volúmenes del embalse, el tiempo de residencia es menor, esto es debido al aumento de la descarga que permite una renovación más rápida de la masa de agua.

El tiempo de residencia hidráulico teórico (R_t) se define como el cociente entre el volumen del embalse V (Hm^3) y el caudal de descarga Q ($\text{Hm}^3/\text{año}$):

$$R_t = V/Q$$

No hay una relación directa entre el tiempo de retención teórico R_t y el tiempo de retención del agua que ingresa al embalse (R_{real}). Este último depende de la tasa de ingreso en los estratos de donde el agua es tomada. Para períodos de fuerte estratificación las capas superiores son delgadas y el tiempo real es bastante menor al tiempo teórico. De hecho R_t sólo es igual a R_{real} en embalses no estratificados con un régimen de circulación libre (Straskraba et al, 1993).

CASE: EMBALSE SAN ROQUE					
HYDRAULIC AND DISPERSION PARAMETERS:					
		NET RESIDENCE	OVERFLOW	MEAN	
SEG	OUT	INFLOW	TIME	RATE	VELOCITY
		$\text{Hm}^3/\text{año}$	años	m/año	Km/año
1	0	378,89	,47388	25,3	17,7

SEGMENT NETWORK: FLOWS IN $\text{Hm}^3/\text{año}$				
*****	SEGMENT:	1 EMBALSE	INFLOW	OUTFLOW
	PRECIP AND EVAPORATION:		16,38	10,50
	INCREASE IN STORAGE:			-1,50
	EXTERNAL INFLOW:	1 Río San Antonio	125,12	
	EXTERNAL INFLOW:	2 Río Cosquín	199,58	
	EXTERNAL INFLOW:	3 Los Chorrillos	28,72	
	EXTERNAL INFLOW:	4 Las Mojarra	18,59	
	EXTERNAL INFLOW:	6 Carga Directa	1,00	
	OUTFLOW / WITHDRAWAL:	5 Río Suquia		375,16
	DISCHARGE OUT OF SYSTEM:			5,23

GROSS WATER BALANCE:							
ID	T	LOCATION	DRAINAGE AREA Km^2	---- FLOW ($\text{Hm}^3/\text{año}$) ----			RUNOFF m/año
				MEAN	VARIANCE	CV	
1	1	Río San Antonio	565,000	125,120	,200E+05	1,130	,221
2	1	Río Cosquín	905,000	199,580	,509E+05	1,130	,221
3	1	Los Chorrillos	130,000	28,720	,105E+04	1,130	,221
4	1	Las Mojarra	84,000	18,590	,449E+03	1,140	,221
5	4	Río Suquia	1699,000	375,160	,173E+06	1,110	,221
6	3	Carga Directa	,000	1,000	,000E+00	,000	,000
PRECIPITATION			15,000	16,380	,000E+00	,000	1,092
TRIBUTARY INFLOW			1684,000	372,010	,724E+05	,723	,221
POINT-SOURCE INFLOW			,000	1,000	,000E+00	,000	,000
***TOTAL INFLOW			1699,000	389,390	,724E+05	,691	,229
GAUGED OUTFLOW			1699,000	375,160	,173E+06	1,110	,221
ADVECTIVE OUTFLOW			,000	5,230	,246E+06	9,990	,000
***TOTAL OUTFLOW			1699,000	380,390	,724E+05	,707	,224
***EVAPORATION			,000	10,500	,000E+00	,000	,000
***STORAGE INCREASE			,000	-1,500	,000E+00	,000	,000

Tabla 4.37: Parámetros hidráulicos y balance hídrico estimado para el Embalse San Roque.

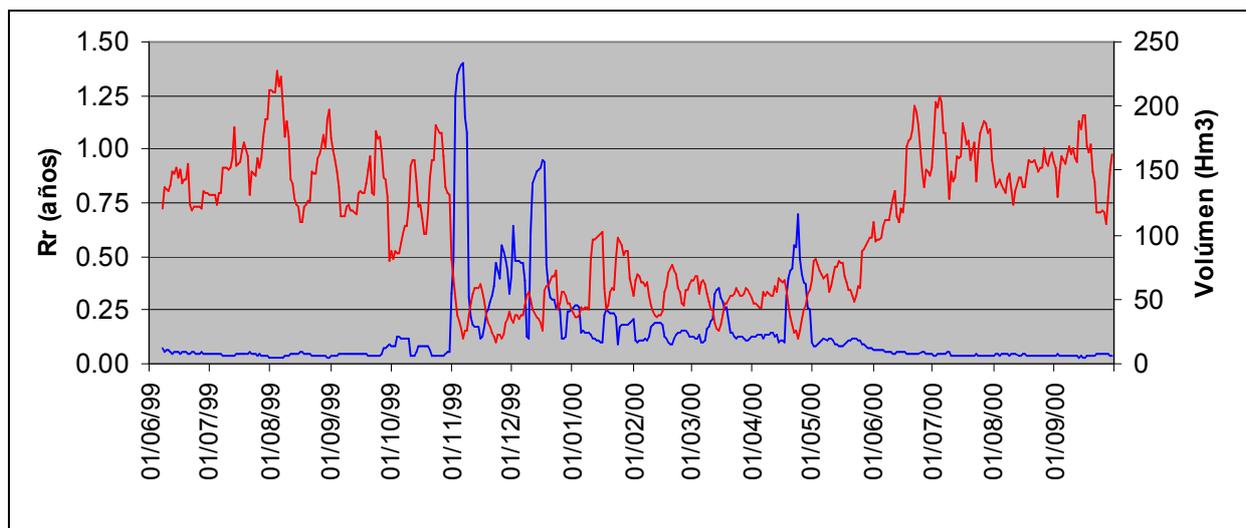


Figura 4.93: Variación del tiempo de residencia (en azul) y volumen (en rojo) del embalse (media semanal).

Según los cálculos de balance hídrico especificados, el tiempo de residencia para el embalse San Roque en el período estudiado, es de 0,47 años ó 171 días. En la evaluación de este parámetro debemos considerar que su comportamiento no es homogéneo a lo largo del año y que alcanza valores mínimos citados de 28 días durante el verano (Gavilán, 1981), que es cuando las descargas del embalse aumentan y afectan en mayor medida a la comunidad fitoplanctónica, particularmente a aquellas especies con una tasa de reproducción menor al permitir su eliminación con las aguas descargadas.

4.3.4. Balance de masa de P

En la Tabla 4.38 se muestra el balance de masa para el P, donde se especifica la carga media, su varianza y C.V. Tanto la media como la varianza se expresan también como porcentaje de las medias de ingreso y varianza totales (I%), las cuales proveen información acerca de las cargas más relevantes y fuentes de error. La distribución de varianza puede ser usada para determinar prioridades en la obtención de datos de futuros muestreos y para disminuir la fuente de error.

También se incluyen el tiempo de residencia del P (masa de P en embalse/carga externa) y la tasa de recambio del nutriente (duración del período promedio/tiempo de residencia del nutriente), que se utilizan para determinar un período promedio apropiado.

Para nuestro caso, la tasa de recambio para el P calculada es 15,7 lo que significa que el P alojado en la columna de agua fue reemplazado aproximadamente 15 veces durante el período anual considerado. Esto indica que el período promedio considerado puede ser el apropiado, ya que estaría reflejando las condiciones de carga experimentadas dentro de este período y no previas.

Para las sustancias no conservativas como el P, los tiempos de residencia normalmente son menores al tiempo de residencia hidráulico. El tiempo de residencia de P en el agua es el que gobierna el tiempo de respuesta de un cuerpo de agua a cambios en su carga. Estudios realizados en otros embalses indican que el tiempo de residencia del P disminuye al aumentar el grado de eutrofia (Rast y Lee, 1983). El tiempo de residencia de P estimado para el Embalse San Roque fue de 0,06 años, significativamente menor al tiempo de residencia hidráulico.

Los valores de balance de masa mostrados en la Tabla 4.38, señalan una alta retención del P aportado al embalse (123 Tn/año), lo que indica que, si bien se libera P desde los sedimentos

hacia el hipolimnio, el flujo neto según los valores de descarga de masa estimados sería hacia los sedimentos. Se han citado valores de retención en sedimentos de aproximadamente alrededor del 20 al 50 % del P que llega a masas de agua eutrofizadas (Inypsa, 1987) siendo para el Embalse San Roque del 86%.

GROSS MASS BALANCE BASED UPON OBSERVED CONCENTRATIONS COMPONENT: PT								
LOADING		VARIANCE		CONC		EXPORT		
ID	T LOCATION	Kg/AÑO	%(I)	Kg/AÑO**2	%(I)	CV	mg/m ³	Kg/Km ²
1	1 Río San Antonio	14199,9	10,0	,304E+09	15,5	1,228	113,5	25,1
2	1 Río Cosquin	29122,7	20,5	,118E+10	59,8	1,177	145,9	32,2
3	1 Los Chorrillos	2708,6	1,9	,106E+08	,5	1,202	94,3	20,8
4	1 Las Mojarras	1965,7	1,4	,512E+07	,3	1,151	105,7	23,4
5	4 Río Suquia	28185,8	19,8	,101E+10	51,3	1,126	75,1	16,6
6	3 Carga Directa	94300,0	66,3	,470E+09	23,9	,230	94300,0	,0
TRIBUTARY INFLOW		47996,9	33,7	,149E+10	76,1	,806	129,0	28,5
POINT-SOURCE INFLOW		94300,0	66,3	,470E+09	23,9	,230	94300,0	,0
***TOTAL INFLOW		142296,9	100,0	,197E+10	100,0	,312	365,4	83,8
GAUGED OUTFLOW		18833,0	13,2	,451E+09	23,0	1,128	50,2	11,1
ADVECTIVE OUTFLOW		262,5	,2	,619E+09	31,5	9,999	50,2	,0
***TOTAL OUTFLOW		19095,6	13,4	,197E+09	10,0	,735	50,2	11,2
***STORAGE INCREASE		-79,2	-,1	,134E+04	,0	,463	52,8	,0
***RETENTION		123280,5	86,6	,117E+10	59,8	,278	,0	,0

HYDRAULIC		TOTAL P			
OVERFLOW	RESIDENCE	POOL RESIDENCE	TURNOVER	RETENTION	
RATE	TIME	CONC	TIME	RATIO	COEF
m/año	años	mg/m ³	años		
25,26	,4739	50,2	,0633	15,7872	,8664

Tabla 4.38: Balance de masa para el P.

En la Tabla 4.39 se comparan los valores observados y predichos de PT, Cl *a*, Secchi y proporción PT/PRS utilizando el estadístico T, que refleja el error debido al muestreo (T1) y al modelo (T2) y (T3). Este estadístico se interpreta del siguiente modo: si el valor absoluto de T es menor a 2, no hay diferencias significativas entre el valor medio observado y el predicho, con un nivel de confianza del 95 %. Si no se da esta condición, el modelo no se ajusta o no es el apropiado para ser aplicado en el embalse. Se observa que los valores observados son muy similares a los estimados, hecho que ratifica las bondades del modelo utilizado.

CASE: EMBALSE SAN ROQUE									
T STATISTICS COMPARE OBSERVED AND PREDICTED MEANS									
USING THE FOLLOWING ERROR TERMS:									
1 = OBSERVED WATER QUALITY ERROR ONLY									
2 = ERROR TYPICAL OF MODEL DEVELOPMENT DATA SET									
3 = OBSERVED AND PREDICTED ERROR									
SEGMENT: 1 EMBALSE									
VARIABLE		OBSERVED		ESTIMATED		RATIO	T STATISTICS		
		MEAN	CV	MEAN	CV		1	2	3
PT	mg/m ³	50,2	,20	52,8	,46	,95	-,25	-,19	-,10
C, NUTRIENT	mg/m ³	3,3	,16	3,3	,76	1,00	,00	,00	,00
Cl-a	mg/m ³	27,2	,36	26,5	,73	1,03	,07	,07	,03
SECCHI	m	,9	,14	1,0	,36	,94	-,47	-,23	-,17
TP-PRS	mg/m ³	25,0	,42	26,7	,67	,94	-,15	-,17	-,08

Tabla 4.39: Análisis estadístico de valores observados y predichos por el Modelo.

En este modelo, no se considera la fuente potencial de P que constituyen los sedimentos. Si consideramos 90 días de anoxia en el verano en todo el hipolimnio del embalse, la carga interna de P desde los sedimentos se estima en 1,85 Tn/año, la cual no es relevante si la comparamos con la carga recibida por el embalse de fuentes externas.

En la Figura 4.94 se muestra un esquema del balance de masa para el P en el Embalse teniendo en cuenta los resultados mencionados.

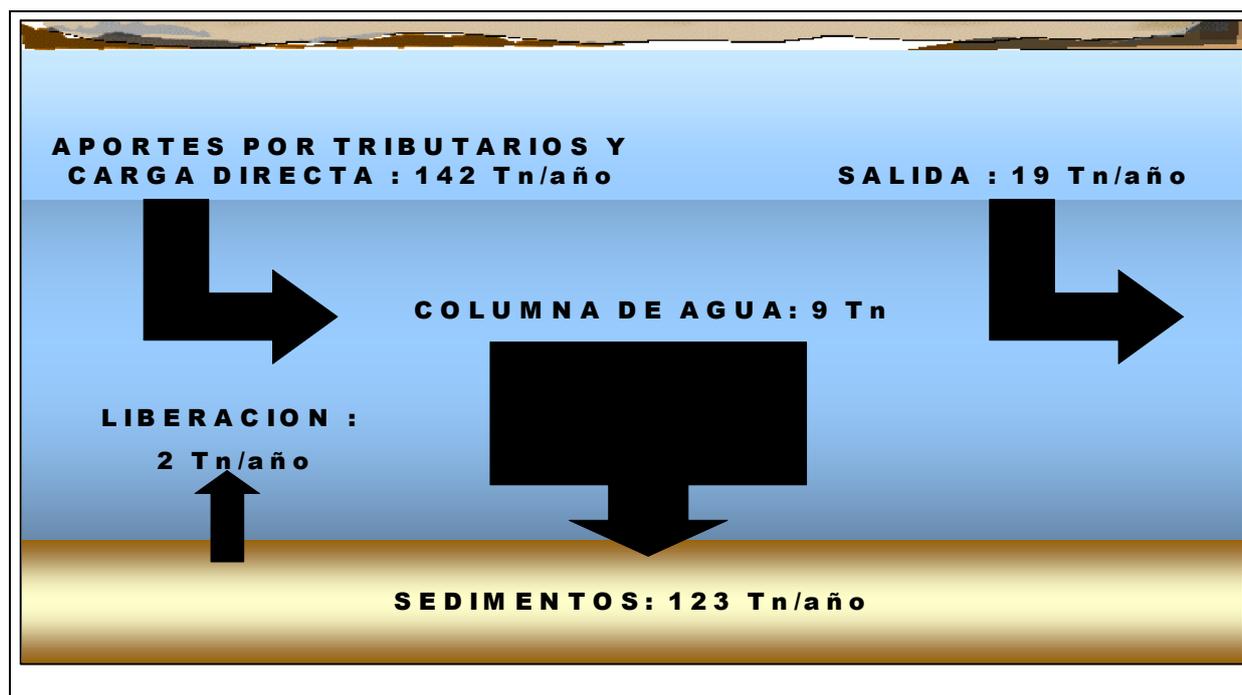


Figura 4.94: Esquema del balance de masa del P en el Embalse San Roque.

Además, y en función de los datos disponibles mostrados en la Tabla 4.40, se puede estimar la cantidad de P acumulada anualmente en los sedimentos teniendo en cuenta el aporte de éstos desde la cuenca (Ambrosino y Heredia, 1987) y los valores de concentración de P medidos en ellos (Oroná, 2000). Se consideró una concentración media en el embalse San Roque de 843,7 mg/Kg, ponderando los valores medidos por Oroná (2000) en las distintas áreas del embalse en función de su superficie. Estos datos son presentados en la Tabla 4.41.

Los cálculos realizados fueron los siguientes:

$$\begin{aligned} \text{Masa de PT en la columna de agua} &= V \times PT \\ &= 180,5 \text{ Hm}^3 \times 50,2 \text{ } \mu\text{g/l} \\ &= 9,06 \text{ Tn} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{Masa de PT retenida en sedimentos} &= \text{Carga de PT} - \text{PT saliente} \\ &= 142 - 19 \text{ Tn/año} \\ &= 123 \text{ Tn/año} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{Masa estimada de PT desde los sedimentos} &= \text{Superficie} \times \text{tasa de liberación} \times \text{días de anoxia} \\ &= 15,5 \text{ Km}^2 \times 1,33 \text{ mg/m}^2/\text{día} \times 90 \text{ días} \\ &= 1,85 \text{ Tn/año} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{Masa de sedimentos acumulados en el embalse} &= \text{Volumen de sedimentos} \times \text{densidad de sedimentos} \\ \text{(Período 1930-1985)} &= (11,73 \text{ Hm}^3 \times 1.169,84 \text{ Kg/m}^3) / 55 \text{ años} \\ &= 249.494 \text{ Tn/año} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{Masa de PT retenidas en sedim.} &= [(\text{PT en sedim.} \times \text{Aporte de sedim.}) \times \% \text{ de sólido seco}] / 100 \\ &= [(0,843 \text{ Kg/Tn p.s.} \times 249.494 \text{ Tn/año}) \times 50\%] / 100 \\ &= 105,2 \text{ Tn/año} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{Diferencia de valores estimados a través de Modelo BATHTUB} &= 123 - 105,2 \text{ Tn/año} \\ &= 17,8 \text{ Tn/año} \end{aligned}$$

Carga de PT estimada por FLUX	142 Tn/año
Volumen medio del embalse en el período de estudio (V)	180,5 Hm ³
Concentración media de PT en el embalse estimada por PROFILE (PT)	50,2 µg/l
Masa de PT saliente estimada por BATHTUB	19 Tn/año
Masa de PT en la columna de agua (VxPT)	9,06 Tn
Masa retenida de PT en sedimentos del embalse estimada por BATHTUB	123 Tn/año
Tasa de liberación de P desde sedimentos (Granero et al, 2002)	1,33 mg/m ² /día
Superficie media del embalse para el período en estudio	15,5 Km ²
Carga interna de P desde los sedimentos	1,85 Tn/año
Volumen de sedimentos acumulado en el período 1930-1985 (Ambrosino y Heredia, 1987)	11,73 Hm ³
Densidad de sedimentos (Ambrosino y Heredia, 1987)	1.169,84 Kg/m ³
Concentración media de PT en sedimentos del período en estudio (Oroná, 2000)	843,7 mg/Kg p.s.
Masa total de sedimentos acumulados en 55 años	13.700.000 Tn
Aporte de sedimentos	249.494 Tn/año
Aporte de PT a sedimentos estimado según cálculos precedentes	105,2 Tn/año

Tabla 4.40: Parámetros utilizados en el cálculo de balance de masa considerando el aporte de sedimentos.

Area de muestreo	PT (mg/Kg)
Centro (0,591)	865,0
Garganta (0,088)	832,0
San Antonio (0,175)	931,2
Cosquín (0,146)	659,6
Promedio ponderado	843,7

Tabla 4.41: Concentraciones de PT en sedimentos en las distintas áreas del Embalse San Roque (Oroná, 2000).

Los resultados obtenidos, indican una retención anual de P en sedimentos de aproximadamente 105 Tn, magnitud acorde a la estimada en función de los aportes estimados (123 Tn/año).

4.3.5. Diagnóstico y predicción de la condición trófica del Embalse San Roque

Estudios de calidad de agua realizados en diferentes períodos en el embalse señalan el estado de eutrofia del mismo (Cachi, 1975; Gavilán, 1981; Ormeño y Busso, 1986; Ruibal et al, 1999).

Gavilán (1981) aplica el criterio de Vollenweider para calificar la condición trófica del embalse, que considera el tiempo de permanencia hidráulico, la profundidad media y aportes anuales de fósforo, ratificando al embalse como eutrófico.

Potel Junot et al (1990) evalúan a través de la formulación probabilística de Vollenweider el grado de eutroficación del embalse donde se concluye que para los años 1984 y 1985 en función de los datos de Cl *a*, con una probabilidad del 48 % las aguas son hipereutróficas.

Evaluando los valores medios de la calidad de agua del embalse en comparación con los usuales criterios tróficos que se presentan en la Tabla 4.42, se observa que los valores de PT de 50,20 µg/l, Cl *a* de 27,2 µg/l y disco de Secchi de 0,9 m obtenidos para el Embalse San Roque, se hallan dentro de los rangos citados para lagos eutróficos (Henderson y Markland, 1987; Ryding y Rast, 1992; Straskrava y Tundisi, 1999 y Lind et al, 1993).

Secchi (m)	PRS ($\mu\text{g/l}$)	PT ($\mu\text{g/l}$)	NIT ($\mu\text{g/l}$)	Cl a ($\mu\text{g/l}$)
<2-1,5	10	>10-30	>500-1500	>8-25

Tabla 4.42: Rango de valores citados de condición eutrófica (Henderson y Markland, 1987; Ryding y Rast, 1992; Straskrava y Tundisi, 1999 y Lind et al, 1993).

En la Tabla 4.43 se presentan doce *variables indicadoras* de eutroficación y sus valores observados y predichos por los modelos aplicados, entre los que se observa una alta correspondencia.

VARIABLE		OBSERVED	ESTIMATED
PT	mg/m^3	50,20	52,79
NIT	mg/m^3	189,70	189,70
Cl a	mg/m^3	27,20	26,51
SECCHI	m	,90	,96
TP-PRS	mg/m^3	25,00	6,65
TURBIDITY	/m	,43	,43
ZMIX * TURBIDITY		3,12	3,12
ZMIX / SECCHI		8,05	7,54
Cl a * SECCHI		24,48	25,47
Cl a / PT		,54	,50
FREQ (Cl a >10)	%	90,39	89,66
FREQ (Cl a >20)	%	57,38	55,75
FREQ (Cl a >30)	%	31,98	30,52
FREQ (Cl a >40)	%	17,56	16,51
FREQ (Cl a >50)	%	9,82	9,12
FREQ (Cl a >60)	%	5,64	5,18
CARLSON TSI-PT		60,62	61,34
CARLSON TSI- Cl a		63,00	62,75
CARLSON TSI-SECCHI		61,52	60,58

Tabla 4.43: Valores de los indicadores de calidad trófica para el Embalse San Roque.

El valor de proporción P/N obtenido para el Embalse San Roque en el período anual considerado es de 7,58, valor en el que según las referencias citadas, cualquiera o ninguno de estos nutrientes puede ser el limitante.

Para el Embalse San Roque se ha señalado que en verano ninguno de los nutrientes serían los factores limitantes del crecimiento de algas y que el resto del año el limitante sería el N (Ruibal et al, 2000).

Los valores obtenidos para los diversos indicadores señalan que el crecimiento de las algas en el Embalse San Roque, responde a las altas concentraciones de nutrientes de P el cual, al encontrarse disponible en grandes cantidades, permite su abundante desarrollo. Esta cantidad excesiva de algas provoca un aumento de la turbidez que limita a su vez su desarrollo por el efecto de autosombreado.

La diferencia (PT - PRS) que corresponde al P particulado, alcanzó los 26,6 $\mu\text{g/l}$.

La turbidez provocada por este material particulado proveniente de la cuenca, no sería relevante para las algas. Los aspectos señalados permiten inferir que la variable a controlar para disminuir su desarrollo, son los aportes de nutrientes, particularmente de P.

Por último, los 3 indicadores tróficos de Carlson, ubican al embalse como eutrófico.

4.4. Medidas de mitigación y remediación de la eutrofización

El proceso de eutrofización es un fenómeno afectado por un número variable de factores físicos, químicos, biológicos y sociales.

Actualmente, ante esta problemática se hace enfoque en el control de P ya que en la mayoría de lagos, embalses y estuarios, éste ha ido el nutriente limitante del crecimiento de las algas en el período crítico. También este hecho quizás se deba a que, su control es más factible,

socialmente aceptable y más económico que otros puntos potenciales desde donde efectuar el control.

Aún así, en cuerpos de agua donde el P no es el limitante del crecimiento máximo estival de algas, puede ser reducido a tal punto que se fuerce al sistema a que dicho nutriente sea el limitante. En cualquier caso, es evidente que hasta que otros factores puedan ser controlados de modo más efectivo y menos costoso, el P será y debiera ser el punto central en el control de la eutroficación (Rast et al, 1983). Teniendo en cuenta estos aspectos y los resultados analizados, se plantearon diferentes escenarios con disminución del aporte de P considerando un control de la carga de la fuente principal (aporte directo al lago). La Figura 4.95 muestra los resultados de la modelación para las variables PT, Cl *a* y Secchi en función de diferentes escenarios de reducción del aporte mencionado, mientras que en la Figura 4.96 se observa la variación de la condición trófica para los mismos escenarios, según los indicadores de Carlson.

La Tabla 4.44 muestra las predicciones del modelo ante cada uno de estos escenarios. El escenario 1 considera una reducción del 50% del aporte de PT en la carga directa. Esta situación podría lograrse aplicando medidas de control y saneamiento que disminuyan el aporte de P producido por descargas cloacales al lago. Los resultados indican que ante esta reducción en la carga directa de P, las condiciones del embalse no variarán de modo significativo y el nivel seguirá siendo de eutrofia.

Planteando una reducción del 100% de la carga directa de P, los valores de los indicadores del embalse no son los requeridos para alcanzar una condición mesotrófica, si bien se detecta una disminución significativa en la frecuencia de floraciones algales severas en la época de crecimiento (Tabla 4.45).

De lo expuesto se infiere que control del aporte directo de P al embalse es una medida necesaria pero no suficiente, por lo que debe contemplarse una ampliación de las medidas de control al resto de la cuenca para disminuir el aporte proveniente de los tributarios.

Por otra parte, la aplicación de medidas mitigadoras en el propio embalse podría contribuir a una mejora adicional en la calidad de agua del embalse.

CASE: EMBALSE SAN ROQUE				
PT	mg/m ³			
Cl <i>a</i>	mg/m ³			
SECCHI	m			
Segment		PT	Cl <i>a</i>	SECCHI
1 ACTUAL		52.79	26.51	.96
2 ESCENARIO 1 (50%)		42.11	19.06	1.14
3 ESCENARIO 2 (75%)		35.77	15.02	1.29
4 ESCENARIO 3 (100%)		28.30	10.67	1.54
CASE: EMBALSE SAN ROQUE				
CARLSON TSI-PT				
CARLSON TSI-Cl <i>a</i>				
CARLSON TSI-SECCHI				
Segment		CARLSON	CARLSON	CARLSON
1 ACTUAL		61.34	62.75	60.58
2 ESCENARIO 1 (50%)		58.08	59.51	58.10
3 ESCENARIO 2 (75%)		55.73	57.18	56.31
4 ESCENARIO 3 (100%)		52.35	53.82	53.75

Tabla 4.44: Comportamiento de las variables indicadoras de nivel trófico en diferentes escenarios de reducción la carga de PT directa al embalse.

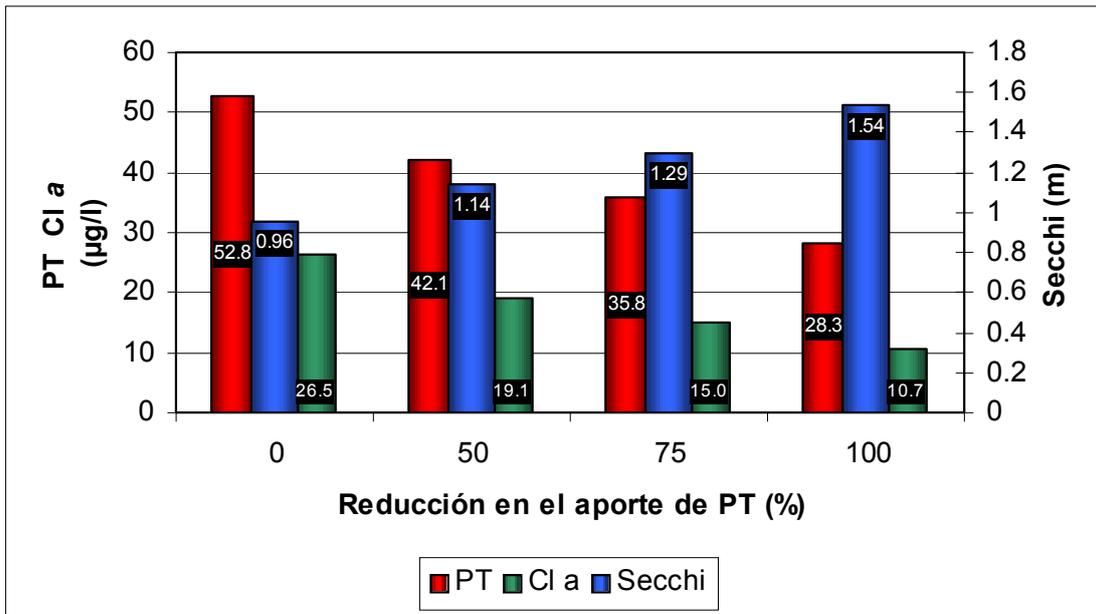


Figura 4.95: Variación de PT, Cl a y Secchi en el embalse en diferentes escenarios con reducción de la carga de PT.

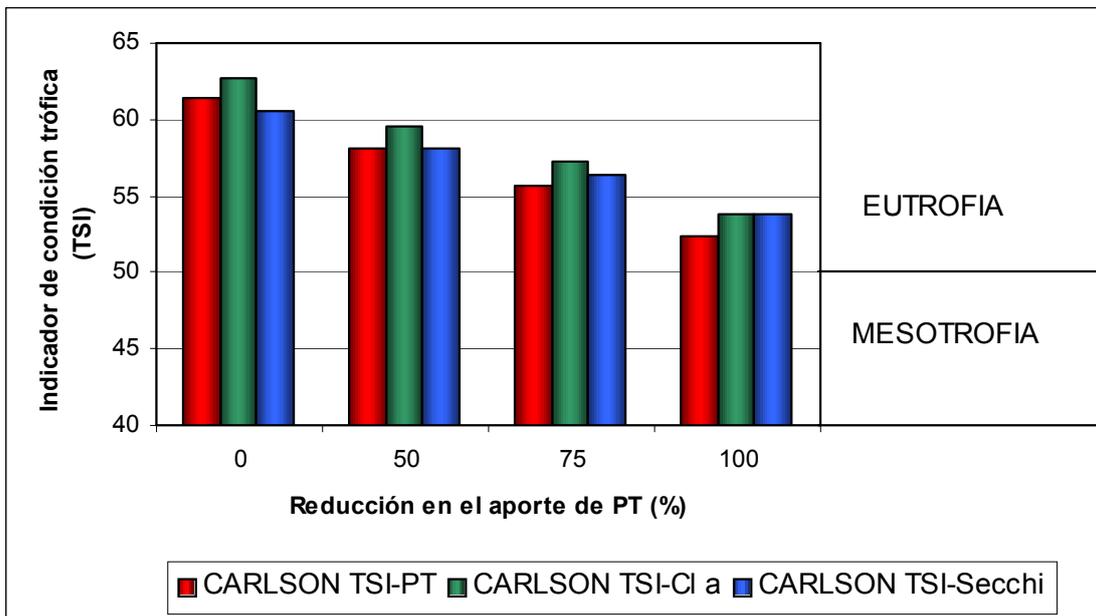


Figura 4.96: Variación de la condición trófica evaluada según los indicadores de estado trófico del embalse (TSI) en diferentes escenarios con reducción de la carga de PT.

OBSERVED AND PREDICTED DIAGNOSTIC VARIABLES			
SEGMENT: 1 EMBALSE			
VARIABLE		VALUES	
		OBSERVED	ESTIMATED
TP-PRS	mg/m ³	25,00	11,45
TURBIDITY	1/m	,43	,43
ZMIX * TURBIDITY		3,12	3,12
ZMIX / SECCHI		8,05	4,40
Cl a * SECCHI		24,48	15,52
Cl a / PT		,54	,36
FREQ(Cl a >10) %		90,39	34,30
FREQ(Cl a >20) %		57,38	6,40
FREQ(Cl a >30) %		31,98	1,48
FREQ(Cl a >40) %		17,56	,42
FREQ(Cl a >50) %		9,82	,14
FREQ(Cl a >60) %		5,64	,05

Tabla 4.45: Reducción del 100% de la carga directa al embalse.

Existen algunos antecedentes de propuestas para la gestión de la problemática de eutroficación del Embalse San Roque. En 1987 INYPSA realiza un informe cuyas principales conclusiones indican que las condiciones del lago, son francamente deficientes para el abastecimiento de agua potable. Las posibles soluciones, se señala, pasan por el saneamiento y eliminación del fósforo que llega al embalse, proveniente de las aguas residuales urbanas. Aún así, solas estas medidas no serían suficientes por lo que se sugieren otras acciones complementarias con diferentes plazos:

A corto plazo:

- extracción de las algas que se acumulan por acción del viento en el paredón y su uso como fertilizante o precursor de alimentos.
- floculación *in situ* mediante explosivos o alguicidas, recomendable sólo en casos de emergencia ya que aumentaría la cantidad de materia orgánica a oxidar en el fondo.
- limitación del paso de embarcaciones al área de presa, ante el supuesto de que su acción promueve a la mezcla.

A mediano y largo plazo:

- control de aporte desde la cuenca través del control de la deforestación e implementando planes de reforestación con especies autóctonas o mixtas, por lo menos inicialmente, debido a su crecimiento más rápido y mayor rentabilidad; instalación de diversos sistemas depuradores de efluentes cloacales con desvío de residuos a riego, al embalse o al Río Suquía.

otras medidas:

- en años hidráulicos buenos, aumentar la extracción en primavera y otoño, para disminuir el tiempo de retención.
- inactivación química del P del sedimento, ya que el dragado o cobertura de los sedimentos es imposible por el tamaño del lago. La oxigenación del hipolimnio es poco convincente por la experiencia demostrada en otros embalses (en algunos casos ha aumentado el P en el epilimnio por agitación mecánica). La opción es la aplicación de sales de Al, Fe y/o Na en forma de aluminatos o sulfatos, en sectores de poca profundidad en el período post-estival.
- cambio de la composición de algas, de cianofíceas a clorofíceas, por el agregado de nutrientes de N, esto último sólo en casos de extrema necesidad.
- ruptura de la estratificación a través de difusores de aire, lo cual requiere de estudios previos.
- biomanipulación (*top-down*) a través de la introducción de peces piscívoros de modo de reducir los peces zooplanctívoros incrementando el efecto de pastoreo sobre las algas. El zooplancton del Embalse San Roque en el año 1972 denotaba una fuerte predación por peces siendo el principal pez planctívoro el pejerrey.

En otro informe presentado en 1992 por Bechtel - Greeley, Hansen y Benito Roggio e Hijos S.A., se generan diferentes escenarios considerando una reducción en el aporte del 75 y del

90% para el período proyectado 1992-2010, asumiendo una tasa de crecimiento de población constante. El informe indica que basándose en el desarrollo y resultados del modelo se recomienda una reducción del 75% del PT que recibe el lago. Se señala que el aporte de las aguas cloacales es sin lugar a dudas, la fuente más significativa de este nutriente. Esta fuente de por sí contribuye con más del 90% de la carga anual promedio de fósforo. Además se agrega que, dado que el corto tiempo de retención del agua en el lago y el alto caudal en la temporada de lluvias, la concentración de fósforo se puede reducir significativamente si se reducen las cargas de aguas cloacales en la cuenca y de ser así, podría esperarse una recuperación significativa en el lapso de 2 años como resultado de una reducción de más del 75% del fósforo entrante en el lago.

En la etapa posterior al control de las fuentes de aporte hay algunos aspectos que debieran tenerse en cuenta. Cuando existen altos grados de trofización, acompañados con disminución de los aportes de P, la respuesta a las medidas de rehabilitación puede ser demorada debido a que la carga interna de P puede mantenerse activa por varios años (Klapper, 1991).

Por otro lado, asumiendo cambios significativos en la carga de P, el lago o embalse encontrará otro estado de equilibrio que sería alcanzado en un período de tiempo igual a tres veces el tiempo de residencia del P (Rast et al, 1983). Para el Embalse San Roque, el tiempo de residencia del P se estimó en 0,06 años, por lo que el período hasta observar resultados en la calidad de sus aguas sería de 2 meses. Sin embargo, en esta valoración hay que tener en cuenta que no hay una relación directa entre el tiempo de retención teórico R_t y el tiempo de retención del agua que ingresa al embalse (R_{real}). Este último depende de la tasa de ingreso en los estratos de donde el agua es tomada (Straskraba et al, 1993). En Embalse San Roque las erogaciones tienen lugar a través de la toma de agua hacia la central hidroeléctrica ubicada a 13 m del fondo y en épocas estivales se incorpora la evacuación por vertedero. Para períodos de mayor estratificación las capas superiores pueden ser renovadas más rápidamente si el embalse está vertiendo pero en las capas correspondientes al hipolimnio el P se acumula por liberación desde los sedimentos y por sedimentación proveniente del epilimnio, por lo que su tiempo de renovación es menor. Este aspecto puede afectar retardando la respuesta al control de los aportes de P externos, que estará en función de la estabilidad de la termoclina existente y la tasa de evacuación del embalse. Recientemente, se han reparado las válvulas de descarga de fondo del embalse, las cuales permitirían eliminar parte de las aguas del hipolimnio. De este modo, una adecuada operación del embalse, puede contribuir a la mejora de la calidad de sus aguas.

Si bien los tributarios a menudo aportan nutrientes que favorecen la eutrofización, una rápida renovación del volumen puede reducir el tiempo disponible para el crecimiento de algas y producir una menor acumulación de biomasa y una eliminación del fitoplancton (UNEP, 2001). Los efectos directos de la velocidad del flujo del agua en la abundancia de algas se restringen a sistemas con tiempos de residencia menores a 60-100 días (Lind et al, 1993) por lo que las fuertes erogaciones verificadas en el Embalse San Roque que disminuyen el tiempo de residencia hidráulico en verano a estos valores citados, favorecen un menor deterioro de sus aguas. Gavilán (1981) ya señalaba esta condición observando que para épocas de fuertes crecidas y altas erogaciones el grado de eutrofización disminuía.

Por otro lado, el aumento de transparencia logrado en algunos lagos debido a la reducción de Cl_a ha provocado la aparición de otro problema: las macrófitas han aumentado interfiriendo con el uso recreativo en las zonas de baño, lo que ha llevado al uso de herbicidas y a efectuar una cosecha mecánica de ellas.

Actualmente se plantea el siguiente esquema para el saneamiento integral de la Cuenca del Lago San Roque propuesto por la Dirección de Agua y Saneamiento (DiPAS) del Gobierno de Cba.

Dicho esquema prevé las siguientes obras a cumplimentarse en diferentes etapas para ser finalizadas en el año 2026:

- Obras de saneamiento para la **Cuenca Baja**, que comprende la Ciudad de Villa Carlos Paz con vertido de los efluentes líquidos adecuadamente tratados al Embalse San Roque.

- Obras de saneamiento para la **Cuenca Oeste**, que comprende la localidad de Tanti con vertido de los efluentes líquidos tratados al A° Tanti, aguas debajo de la localidad.

- Obras de saneamiento para la **Cuenca Media**: que comprenden las localidades de Cosquín, Santa María y Biale Massé cuyo vertido está previsto al embalse San Roque. La Planta de tratamiento se localizara en Villa Caeiro.

- Obras de saneamiento para la **Cuenca Alta**: que comprende las localidades de Villa Giardino, Huerta Grande y La Falda que derivan sus efluentes hacia la Planta de tratamiento existente en la localidad de La Falda, la cual se adaptó para ello y se encuentra en funcionamiento.

-Obras de saneamiento para la **Cuenca Alta**: que comprende la localidad de Valle Hermoso que deriva sus efluentes tratados hacia el Río Grande de Punilla, ya construida y en funcionamiento.

La obra supone que no habrá descargas al lago de efluentes de plantas que no hayan sido sometidos a un tratamiento que cumplan con los requisitos de descarga establecidos por DiPAS⁵, en particular la reducción de P y N, siendo éstas previamente tratadas con filtros rápidos de arena antes de su descarga al cuerpo receptor.

Las obras de descarga al lago de los efluentes tratados, discurrirán por debajo de la cota mínima del embalse de manera tal que no sean visibles.

Cabe contemplar, que la solución a la problemática de eutrofia del Embalse San Roque involucra distintos aspectos que van más allá del establecimiento de las cantidades de P mínimas requeridas para una mejora de la calidad de sus aguas. En un artículo titulado “La Problemática Ambiental en la Pcia de Córdoba” Bertucci (1995), sintetiza claramente la problemática del embalse San Roque donde señala que:

“Paulatinamente se fue tomando conciencia de que la solución de un problema de contaminación hídrica localizado, implica necesariamente una consideración global de la cuenca, y por consiguiente una solución integral”,

e indica como principales obstáculos:

“...la dificultad para conformar un organismo político-institucional que administre y coordine las decisiones de los municipios y la población afectados: una autoridad de cuenca, y un costo cada vez mayor de las obras y acciones a emprender...”.

Más adelante agrega que:

“...lo que hace falta para este caso, es un comité que sea representativo y que decida, con personería jurídica que defina su relación con el resto de los organismos públicos, con sede en la cuenca, además debe manejar fondos, dar participación a los habitantes de la cuenca y debe disponer de una base de información científica y tecnológica....”.

⁵ DBO₅ < 30 mg/l, NH₄⁺ < 1 mg/l, NO₃⁻ < 10 mg/l, P < 1 mg/l.

Capítulo 5 : SUMARIO Y CONCLUSIONES

☛ La base de datos generada a partir de los monitoreos efectuados, resultó ser suficiente para una aplicación básica de los modelos empíricos para la evaluación de la eutroficación FLUX, PROFILE y BATHTUB (Walker, 1996).

☛ El Modelo FLUX permitió estimar las cargas de P aportadas por los tributarios que junto a la estimación de los aportes directos al embalse, arrojaron una carga anual de 142 ± 26 Tn/año, de la cual un 66% corresponde a la descarga directa al embalse. Una mayor precisión en estas estimaciones puede lograrse incrementando los muestreos en los tributarios durante los períodos de mayor caudal.

☛ El Modelo PROFILE permitió obtener valores promedios de calidad de agua del embalse, analizar los patrones de distribución de éstos en el tiempo y espacio (tanto horizontalmente como en profundidad) y visualizar la dinámica de estratificación. Las potencialidades de este modelo podrían ser mejor aprovechadas con una frecuencia temporal de muestreo mayor en el perfil de temperaturas y oxígeno disuelto, durante el período de estratificación. La estratificación estival verificada, fue coincidente con situaciones de anoxia y/o bajas concentraciones de oxígeno disuelto en la mayoría de las áreas del fondo del embalse, con incrementos en las concentraciones del P disponible para las algas (PRS), lo cual indica que existe liberación de este nutriente desde los sedimentos hacia la columna de agua.

☛ Posteriormente, el Modelo BATHTUB fue utilizado para efectuar los cálculos de balance hídrico, balance de masa para el P total y para evaluar la calidad trófica del embalse. Teniendo en cuenta los valores de P total, clorofila *a* y profundidad del disco de Secchi clasifica, en función de los indicadores tróficos, al Embalse San Roque como eutrófico. El crecimiento de las algas es altamente dependiente de la concentración de nutrientes en el embalse y su desarrollo se encuentra limitado por la disponibilidad de luz.

A lo largo de las décadas, el embalse ha manifestado una disminución en la diversidad de especies y géneros de algas, con registros frecuentes de eventos de proliferación de algas verdeazules (*Anabaena sp* y *Microcystis sp*). Más recientemente se han manifestado floraciones intensas del dinoflagelado *Ceratium sp*. Este cambio, refleja condiciones

particulares que pueden estar asociados con variaciones ambientales regionales, ya este fenómeno ha sido registrado paralelamente en otros embalses de la provincia.

➤ Los valores obtenidos de balance de masa para el Embalse San Roque, indican una alta retención del P aportado (123 Tn/año, equivalente aproximadamente al 86 % del P aportado) cuyo destino final, por los valores de descarga de masa estimados, son los sedimentos. Esto indica que si bien se producen períodos en los que se libera P desde los sedimentos hacia el hipolimnio, el flujo neto según los cálculos y valores estimados, es hacia los sedimentos.

➤ Los resultados obtenidos en función del diseño de muestreo aplicado, permiten sugerir alternativas de monitoreo en escalas temporales y espaciales, siendo el centro un punto representativo del embalse, con un área crítica en la desembocadura del Río San Antonio. La dinámica general de nutrientes y algas pudo ser visualizada a través de monitoreos estacionales.

➤ Una disminución significativa en la cantidad de aporte directa de P al embalse, es de vital importancia a los efectos de lograr una reducción en la frecuencia de floraciones algales. El aporte desde los sedimentos, según las estimaciones realizadas no sería relevante en el balance de masa total. Las medidas tendientes al control de la eutrofización que involucran a este componente del sistema son onerosas (aireación, dragado, cobertura o tratamientos químicos) y de dudosa respuesta, en función de los resultados analizados, en la calidad de agua del embalse. Una adecuada operación del embalse puede contribuir a mejorar la respuesta al control de las fuentes de aporte.

➤ Siendo el Lago San Roque y sus tributarios fuente principal de agua potable para la mayoría de los 1,5 millones de habitantes de la región y una de las principales áreas turísticas en Argentina, si bien existe un plan de saneamiento de la cuenca, hasta la fecha lamentablemente, no se han llevado a cabo las acciones necesarias que controlen esta grave problemática.

➤ El conocimiento del impacto de un desarrollo urbano sin una planificación adecuada como es el caso del Embalse San Roque, es de utilidad para instrumentar las medidas necesarias en cuencas y costas de los numerosos cuerpos de agua de la región que se presentan como sistemas con riesgos de eutrofia.

Capítulo 6 : BIBLIOGRAFÍA

1. **Alexander G. and Stevens, R. (1976)** *Per capita phosphorus loading from domestic sewage*, Water Research 10:757-764.
2. **Allan, D.J. (1995)** *Stream Ecology, Structure and Function of Running Waters*, Chapman and Hall, Great Britain, 388 pp.
3. **Ambrosino, S. y Heredia, J. (1987)** *Relevamiento batimétrico Lago San Roque 1987*, CIHRSA, 20 pp.
4. **Amé, M.V.; Pflugmacher, S. y Wunderlin, D.A. (2002)** *Presencia de microcistinas y otros metabolitos secundarios de cianobacterias en el Lago San Roque (Córdoba, Argentina)*, XIX Congreso Nacional del Agua, Agosto, 2002, Villa Carlos Paz, Córdoba, Argentina.
5. **APHA, AWWA, WEF (1995)** *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 18th edition, Washington, D.C.
6. **Barbeito, O. y Ambrosino, S. (1999)** *Prevención de daños por crecientes en áreas serranas, Caracterización de áreas de riesgo, Incidencia de las características geológicas y geomorfológicas en la tendencia a crecientes repentinas*, Informe parcial CONICOR, Córdoba, 26 pp.
7. **Bechtel G.; Benito Roggio e Hijos S.A. (1992)** *Estudio de factibilidad/diseño conceptual para el manejo de descargas de aguas cloacales en la cuenca del lago San Roque*, Comité de Cuenca del Lago San Roque, Córdoba, Argentina, 150 pp.
8. **Bertucci, C.A. (1995)** *La problemática ambiental en la Provincia de Córdoba*, Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 23:5.
9. **Bodo, B. and Unny, T.B. (1983)** *Sampling strategies for mass-discharge estimation*, Journal of the Environmental Engineering Division, American Society of Civil Engineers, 198(4):812-829.
10. **Bonetto, A.A.; Di Persia, D.H.; Maglianesi, R. y Corigliano, M.C. (1976)** *Caracteres limnológicos de algunos lagos eutróficos de embalse de la región central de la Argentina*, Ecosur, 3 (5):47-120.
11. **Bustamante, E.J. y Vidal, R.I. (1997)** *Características del Lago San Roque y su Cuenca: elementos para su gestión*, 7° Conf.Int.Cons.y Cons.Lagos, San Martín de los Andes, Argentina.
12. **Bustamante, M.A.; López, F.; Bonetto, C.; Ruibal Conti, A. y Granero, M. (2000^a)** *Evaluación de las cargas de fósforo aportadas por la cuenca de drenaje al Embalse San Roque (Cba, Arg.)*, XIX Congreso Latinoamericano de Hidráulica, I:161-170.
13. **Bustamante, M.A.; López, F.; Bonetto, C. y Granero, M. (2000^b)** *Limnology on mountain rivers and transport of phosphorus and nitrogen to an enriched reservoir (Cordoba, Argentine)*, Proceed Int Assoc Theor Appl Lim (en prensa).
14. **Cachi, J. (1975)** *Variaciones planctónicas del Embalse San Roque y su relación con los procesos de potabilización*, INCYTH, 26 pp., Argentina, (sin publicar).
15. **Canfield, D.E. and Bachman, R.W. (1981)** *Prediction of total phosphorus concentrations, chlorophyll-a and Secchi depths in natural and artificial lakes*, Canadian Journal for Fisheries and Aquatic Sciences, 38(4):414-423.
16. **Carlson, R.E. (1977)** *A trophic state index for lakes*, Limnology and Oceanography, 22(2):361-369.

17. **Carmichael, W. W. (1996)** *Liver failure and human deaths at a haemodialysis center in Brazil: microcystins as a major contributing factor*, UNESCO, France, :11.
18. **Carpenter, S. R.; Caraco N.; Correll, D.; Howart R. W.; Sharpley A. and Smith V. (1998)** *Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen*; Ecological Applications, 8(3):559-568.
19. **Castagnino, W. A. (1982)** *Investigación de modelos simplificados de eutroficación en lagos tropicales*, OPS, CEPIS, Perú.
20. **Chapra, S.E. and Canale, R.P. (1991)** *Long-term phenological model of phosphorus and oxygen for stratified lakes*, Wat Res, 25:707-715.
21. **Clasen, J. and Bernhardt, H. (1980)** *OECD Eutrophication programme. Shallow lakes and reservoir project*, Final report, Water Research Centre, Medmenham Laboratory, Medmenham, Marlow, Bucks SL7 2HD, United Kingdom, 289 pp.
22. **Cossavella, A.; Rodríguez, M.I.; Rodríguez, A.; Avena, M.; Oroná, C.; Larrosa, N.; del Olmo, S.; Muñoz, A.; Moya, G.; Bertucci, C.; Miatello, F.; Bazán, R. y Martínez, M. (2000)** *Monitoreo y análisis preliminar de la calidad de agua del Embalse Los Molinos I*, XVIII Congreso Nacional del Agua, Santiago del Estero.
23. **Dillon, P.J. and Rigler, F.H. (1974)** *The chlorophyll-phosphorus relationships in lakes*, Limnol Oceanogr, 19:767-773.
24. **Dillon, P.J. and Rigler, F.H. (1975)** *A simplified method for predicting the capacity of a lake for development based on lake trophic status*, Jour Fish Res Bd Con, 32:1519-1531.
25. **D.P.H. (1980)** *Características técnicas de las presas de la Provincia de Cba*, Dirección Provincial de Hidráulica.
26. **Fricker, H. (1980)** *Methods of assessing nutrient loading en Restoration in lakes and inland waters* , Report EPA 440/5-81-010, Environmental Protection Agency, Washington, 56-60
27. **Frisk, T. (2000)** *Water quality modeling of lakes* en Hydrological and Limnological Aspects of Lake Monitoring, John Wiley and Sons, England, 309-320.
28. **Gaiero, D.(1998)** *Hidrogeoquímica de un sistema de la región semiárida: el Río Suquía, Córdoba, 2. Transporte de sólidos disueltos, meteorización y consumo de CO₂*, Revista de la Asociación Geológica Argentina, 53(3):337:347.
29. **Gachter, R. and Meyer, J.S. (1993)** *The role of microorganisms in mobilization and fixation of phosphorus in sediments*, Hydrobiologia, 253:103-121.
30. **Gavilán, J.G. (1981)** *Study water quality in the San Roque Reservoir*, Water Quality Bulletin Environment Canada 6(4):136-158.
31. **Gonella, M.; Rincón A.; Daga, C.; Pierotto, M. y Prósperi, C. (2002)** *Monitoreo del Embalse La Quebrada*, Seminario-Taller Calidad de Agua en Embalses de la Provincia de Córdoba, 31 de Octubre-1º de Noviembre 2002, UNC, Córdoba.
32. **Gonsiorczyk, P., Casper, P. and Koschel, R. (1997)** *Variations of phosphorus release from sediments in stratified lakes*, Water, Air and Soil Pollution, (99):427-34.
33. **González Infante, A. (1988)** *El Plancton de las Aguas Continentales*, Secretaría General de la O.E.A, U.S.A.
34. **Granero, M.; Bustamante, A.; Rodríguez, M.I.; Morillo, S.; Ruiz, M.; López, F.; Busso, F. y Bonfanti, E. (2002)** *Evaluación de la carga interna de fósforo en el Embalse San Roque (Córdoba) relacionado a su proceso de eutroficación*, XIX Congreso Nacional de Agua, Villa Carlos Paz, Córdoba.

35. **Guarrera, S.A. (1948)** *El fitoplancton del Embalse San Roque, estudio preliminar*, Rev Int Nac Cs Nat y Museo Arg B Riv 1 (2):29-55.
36. **Helmbrecht, J. y López, F. (2000)** *Predictores físicos de la calidad del recurso en el Lago San Roque (Córdoba, Arg.)*, XIX Congreso Latinoamericano de Hidráulica, I:75-84, Córdoba, Argentina.
37. **Henderson Sellers, B. and Markland, H.R. (1987)** *Decaying Lakes*, John Wiley and Sons, England, 253 pp.
38. **Herpe, S. (2000)** *Chemical Variables en Lake Monitoring*, Hidrological and Limnological Aspects of Lake Monitoring, John Wiley and Sons, England.
39. **Hutchinson, E.G. (1957)** *A Treatise on Limnology*, John Wiley & Sons Inc. Canadá.
40. **INDEC**, Instituto Nacional de Estadísticas y Censo, www.indec.mecon.ar/Censo 2001.
41. **INYPSA (1987)** *Estudio de la problemática y viabilidad de tratamiento de vertidos de la Ciudad de Carlos Paz en Cba, (Arg)*, Direcc. Gral de Coop. Téc. Intern., Min. de As. Ext., R. de España, 222 págs.
42. **Jones, J.R. and Bachman, R.W. (1976)** *Prediction of phosphorus and chlorophyll levels in lakes*, Journal of Water Pollution Control Federation, 48:2176-2182.
43. **Jorgensen, S. E. y Vollenweider, R. A. (1989)** *Problemas de lagos y reservorios en Directrices para la Gestión de Lagos*, vol 1, ILEC-PNUMA, Japón, 27-32.
44. **Juge, O.N. (1967)** *Estudio de algunos factores ecológicos estacionales del Lago San Roque*, Revista de la Universidad Nacional de Córdoba 164-217.
45. **Kamp-Nielson, L. (1976)** *Modelling the temporal variations in sediment phosphorus fraction in interactions between sediments and freshwater*, Proceedings International Symposium, Amsterdam.
46. **Klapper, H. (1991)** *Control of Eutrophication in Inland Waters*, Ellis Horwood, USA, 337 pp.
47. **Krenkel, P.A. and Novotny, V. (1980)** *Water Quality Management*, Academic Press Inc. USA, 657 pp.
48. **Larsen, D.P.; Sickie, J.V.; Malueg, K.W. and Smith, P.D. (1979)** *The effect of wastewater phosphorus removal on Shagawa Lake, Minnesota: Phosphorus supplies, lake phosphorus and chlorophyll a*, Water Res, 13:1259-1272.
49. **Larsen, D.P. and Mercier, H.T. (1976)** *Phosphorus retention capacity of lakes*, Jour Fish Res Bd Con, 33:1742-1750.
50. **Lerda, D. y Prósperi, C. (1994)** *Consideraciones sobre la potabilización del agua para consumo humano en Río Tercero (Córdoba, Argentina)*, Municipalidad de Marcos Juárez, Cooperativa de Provisión de Obras y Servicios Públicos, Vivienda y Crédito Ltda de Marcos Juárez, 40 pp. (sin publicar).
51. **Lind, O.T.; Terreil, T.T. and Kimmel, B. (1993)** *Problems in reservoir trophic state classification and implications for reservoir management* en Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht :57-67.
52. **Lopez, P. and Morgui, J.A. (1993)** *Factors influencing fractional phosphorus composition in sediments of spanish reservoirs*, Hydrobiologia, (253):73-82.
53. **Lorenzen M. and Fast, A (1977)** *A guide to aeration – circulation techniques for lake management*, US EPA, EPA-600:3-77-004.
54. **Lung, W.S.; Canale, R.P. and Freedman, P.L. (1976)** *Phosphorus models for eutrophic lakes*, Water Research, 10:1101-1114.
55. **Lung, W.S. and Canale, R.P. (1977)** *Projection of phosphorus levels in White Lake*, J Environm Eng Div ASCE, 103:663-667

56. **Manzini, M.; Prósperi, C. y Rodríguez, C. (2002)** *Caracterización limnológica y estudio de la población de pejerrey (Odontesthes bonariensis) del Embalse La Viña, Córdoba*, Seminario-Taller Calidad de Agua en Embalses de la Provincia de Córdoba, 31 de Octubre-1° de Noviembre 2002, UNC, Córdoba.
57. **Margalef, R. (1974)** *Ecología*, Ediciones Omega, España.
58. **Margalef, R. (1983)** *Limnología*, Ediciones Omega, S. A., Barcelona.
59. **Morillo, S.; Dasso, C.; Bustamante, A.; Granero, M. y López, F. (2002)** *Modelación unidimensional de la limnología física del Embalse San Roque, Córdoba, Argentina*, XIX Congreso Nacional del Agua, Agosto, 2002, Villa Carlos Paz, Córdoba, Argentina.
60. **Moya, G. (2000)** *Análisis de la disponibilidad de los recursos hídricos superficiales de área del Gran Córdoba*, Trabajo Final FCEfyN, UNC, 327 pp.
61. **Murgel Branco, S. (1984)** *Limnología Sanitaria, Estudio de la Polución de las Aguas Continentales*, Secretaria General de la OEA, U.S.A.
62. **Ormeño, N. y Busso, F. (1986)** *Caracterización a través de algunos parámetros físicos-químicos y biológicos del Lago Embalse San Roque*, 40 pp. (sin publicar).
63. **Oroná, C. (2000)** *Análisis de la relación sedimentos-nutrientes en embalses destinados al suministro de agua potable a la Ciudad de Córdoba, su rol en los procesos de eutroficación y saneamiento*, Informe anual de beca, período 2001, Secretaría de Ciencia y Tecnología, FCEfyN, UNC.
64. **Oroná, C.; Bazán, R.; Cossavella, A.; Corral, M.; Rodríguez, M.I.; Rodríguez, A.; Busso, F.; Bonfanti, E.; del Olmo, S.; Borgnino, L. Y Larrosa, N. (2002)** *Características limnológicas del Embalse Los Molinos*, Seminario-Taller Calidad de Agua en Embalses de la Provincia de Córdoba, 31 de Octubre-1° de Noviembre 2002, UNC, Córdoba.
65. **Peters, R. H. (1986)** *The role of prediction limnology*, *Limnol Oceanogr* 31(5):1143-1159.
66. **Pizzolón, L.; Tracanna, B.; Silva, H.; Prósperi, C.; de Fabricius, A.L.; de Emiliani, M.E.; Otaegui, O.V.; Amalfi, M.; Labollita, N.; Santinelli, N. y Sastre, V. (1997)** *Inventario de Ambientes dulceacuícolas de la Argentina con riesgo de envenenamiento por cianobacterias*, *Ingeniería Sanitaria y Ambiental* 33:26-34.
67. **Potel Junot, A.; Abdel Masih, J.M. y Araujo, H.R. (1990)** *Aplicación de modelos propios y de la organización de cooperativa y desarrollo económico al Embalse San Roque*, XIV Congr. del Agua, Arg.
68. **Prochazkova, L.; Blatzka, P. and Brandl, Z. (1984)** *The output of NO₃-N and another elements from small homogeneous watersheds*, *Land Uses Impacts on Aquatics Systems, Proceedings MAB 5 Workshop*, 1983, Budapest.
69. **Rast, W. and Lee, F.G. (1978)** *Summary analysis of the North American (US portion) OECD eutrophication proyect: Nutrient loading-lake response relationships and trophic state indices*, *Ecological Research Series, EPA-600/3-78-008*, US Environmental Protection Agency, USA, 454 pp.
70. **Rast, W.; Jones, R.A. and Lee, F.G. (1983)** *Predictive capability of US OECD phosphorus loading-eutrophication response models*, *Journal Water Pollution Cont Fed*, 55(7):990-1003.
71. **Rast, W.; Lee, G.F. and ASCE, M. (1983)** *Nutrient loading estimates for lakes*, *Journal of Environmental Engineering*, 109(2):502-517.
72. **Reckhow, K.H. (1978)** *Lake quality discriminant analysis*, *Water Resour Bull*, 14:856-867.
73. **Reckhow, K.H. and Simpson, J.T. (1980)** *A procedure using model and error analysis for the prediction of lake phosphorus concentrations from land use information*, *Can Jour Fish Aquat Sci*, 37:1439-1448.
74. **Reckhow, K. and Chapra, S. (1983)** *Data Analysis and Empirical Modeling Engineering Approaches for Lake Management* vol 1, Ann Arbor Science, Butterworth Publishing Co, USA, 340 pp.

75. **Recknagel, F.; Petzoldt, T.; Jaeke, O. and Krusche, F. (1994)** *Hybrid expert system DELAQUA - a toolkit for water quality control of lakes and reservoirs*, Ecological Modelling, (71):17-36.
76. **Rengefors, K. and Anderson, D.M. (1998)** *Environmental and endogenous regulation of cyst germination in two freshwater dinoflagellates*, Journal of phycology.34(4):568-557.
77. **Rodríguez, A.; Avena, M.; Rodríguez, M.I.; Cossavella, A.; Oroná, C.; del Olmo, S.; Larrosa, N.; Bazán, R. y Corral, M. (2002)** *Estimación de aportes de nutrientes de fósforo a los Embalses San Roque y Los Molinos en Córdoba, Argentina e implicancias en su gestión*, Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 60:45-51.
78. **Rodríguez, C.; Prósperi, C.; Manzini, M. y Finola, M. (2002)** *Variaciones estacionales y espaciales del Embalse Piedras Moras, Córdoba*, Seminario-Taller Calidad de Agua en Embalses de la Provincia de Córdoba, 31 de Octubre-1º de Noviembre 2002, UNC, Córdoba.
79. **Rodríguez, M.I.; Cossavella A.; Oroná, C.; del Olmo, S.; Larrosa, N.; Rodríguez, A.; Mariscal, M.; Avena, M.; Castelló, E.; Miatello, F.; Pagot, M.; Moya, G.; Hilman, G.; Bazán, R.; Jaureguialzo, G.; Ormeño, N.; Bertucci, C.; Martínez, M. y Helmbrecht, J. (2000)** *Evaluación preliminar comparativa de la calidad de agua y de sedimentos de embalses destinados al abastecimiento de agua potable al Gran Córdoba*, XIX Congreso Latinoamericano de Hidráulica, I:113-122, Córdoba, Argentina.
80. **Ruibal Conti, A.; Bustamante, A.; Granero, M.; López, F.; Girbal, E.; Simonin, M.E. y Busso, F. (1999)** *Estudio de la evolución de la calidad de agua del Embalse San Roque (Córdoba) asociado al desarrollo de floraciones de Ceratium*, Congreso Argentino de Grandes Presas y Aprovechamiento Hidroeléctrico, San Martín de los Andes, Argentina.
81. **Ruibal, A.L.; Bustamante, A.; López, F.; Buscaglia, G.; Berra, C.; Granero, M.; Arnica, D.L. y Pirard, C. (2000)** *Monitoreo y modelación de la hidrodinámica y calidad del recurso hídrico afectado por una represa: Lago San Roque (Córdoba)* Congreso Argentino de Grandes Presas y Aprovechamiento Hidroeléctrico, San Martín de los Andes.
82. **Ruibal, A.L. (2003)** *Seasonal variation of microcystins in argentinian inland waters*, Tesis de Maestría, Universidad de Kyoto, Japón, 96 pp.
83. **Ryding, S.O. (1980)** *Monitoring of inland waters: OECD Eutrophication Programme, The Nordic Project*, Nordic Cooperative Organization for Applied Research, Finland, 207 pp.
84. **Ryding, S. y Rast, W. (1992)** *El Control de la Eutrofización en Lagos y Pantanos*, Ed. Pirámide, España, 375 pp.
85. **Salas, H. y Martino, P. (1990)** *Metodologías simplificadas para la evaluación de eutrofización en lagos cálidos tropicales*, Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS), Perú.
86. **Scarafia, M.E., Agnese, A.M. and Cabrera, J.L. (1995)** *Microcystis aeruginosa: behaviour and toxic features in San Roque Dam (Argentina)*, Natural Toxins, 3:75-7.
87. **Smith, V.H. and Shapiro, J. (1981)** *Chlorophyll-phosphorus relation in individual lakes. Their importance in lake restoration strategies*, Environ Sci Technol, 15:444-451.
88. **Sonzogni, W.C.; Jonteith, T.J.; Gack, W. N. and Hugues, V.C. (1978)** *United States Great Lakes Tributary Loadings*, U.S. EPA and U.S. Task D. Committee, USA.
89. **Sonzogni, W.C., Chapra, S.C.; Armstrong, D.E. and Logan, T.J. (1982)** *Bioavailability of phosphorus in lakes*, Jour Environ Qual, 11(4):555-563.
90. **Stefan, H. G. (1994)** *Lake and Reservoirs Eutrophication: Prediction and Proteccion*, en Water Quality and its Control, Balkema Publishers, Holanda.
91. **Straskraba, M. (1995)** *Remediation and Management of Degraded River Basins*, 3: Models for reservoirs, lakes and wetlands, 73-155, Springer Verlag Berlin Heidelberg, Berlin.

92. **Straskraba, M (1996)** *Lake and reservoir management*, Int Assoc of Theor and Appl Limnol, 26(1):193-209.
93. **Straskraba, M. and Tundisi, J.G. (1999)** *Reservoir Water Quality Management*, ILEC, Japan.
94. **Straskraba, M.; Tundisi, J.G. and Duncan, A. (1993)** *Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management*, Kluwer Academic Publishers, Holanda.
95. **UNEP (2001)** *Planificación y Manejo de Lagos y Embalses: una Visión Integral de la Eutroficación*, IETC, PNUMA-CITA, Serie de publicaciones técnicas (11s), Osaka/Siga, Japón., 366 pp.
96. **Vollenweider, R.A. (1968)** *Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters with particular reference to nitrogen and phosphorus as factor of eutrophication*, Technical report DAS/CSI/68.27, OECD, Paris, 154 pp.
97. **Vollenweider, R.A. (1975)** *Input-Output models with special reference to the phosphorus loading concept in limnology*, Hydrologie, 37(1):53-84.
98. **Vollenweider, R.A. (1976)** *Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication*, Mem Ist Ital Idrobiol, 33:53-86.
99. **Vollenweider, R.A. and Janus, L.L. (1982)** *Statistical models for predicting hypolimnetic oxygen depletion rates*, Mem Ist Ital Idrobiol, 40:1-24.
100. **Vollenweider, R.A. (1989)** *Evaluación del balance de masa en Directrices para la Gestión de Lagos*, vol 1, ILEC-PNUMA, Japón, 43-58.
101. **Walker, W.W. (1981)** *Empirical methods for predicting eutrophication in impoundments*, Report I, Phase I: Data base development, Technical report E-81-9, US Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.
102. **Walker, W.W. (1987)** *Empirical methods for predicting eutrophication in impoundments*, Report IV, Phase III: Applications Manual, Technical report E-81-9, US Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.
103. **Walker, W.W. (1996)** *Simplified Procedures for Eutrophication Assesment and Prediction: User Manual*, Instruction Report W-96-2, US Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.
104. **Wetzel, R. (1981)** *Limnología*, Ediciones Omega S.A. España, 679 pp.
105. **Willén, E. (2000)** *Phytoplankton in water quality assesment- an indicator concept* en *Hydrological and Limnological Aspects of Lake Monitoring*, John Wiley and Sons, England, 57-80.
106. **Winter, T.C. (1981)** *Uncertainties in estimating the water balance of lakes*, Water Resources Bulletin, 17(1):82-115.
107. **Yacubson, S. (1960)** *Desmidiáceas del Lago San Roque y tributarios (Pcia de Cba, Arg.)*, Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica, 8(Agosto):60-87.
108. **Zanoni, A. and Rutkowski, R. (1972)** *Per capita loading of domestic waste water*, J. Wat Pollut Control Fed. 44: 1756-1762.

Capítulo 7 : ANEXOS

7.1. Anexo I : Base de datos obtenida

7.2. Anexo II: Figuras complementarias

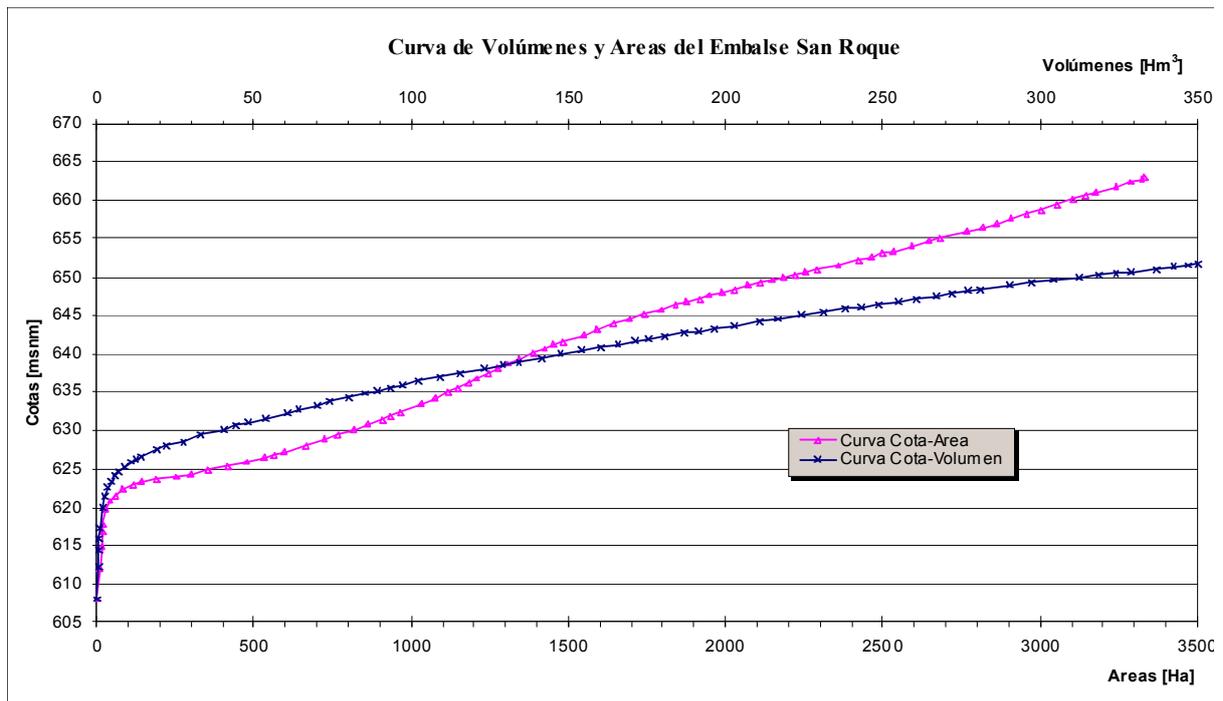


Figura 7.1: Curvas de volúmenes y áreas del Embalse San Roque.

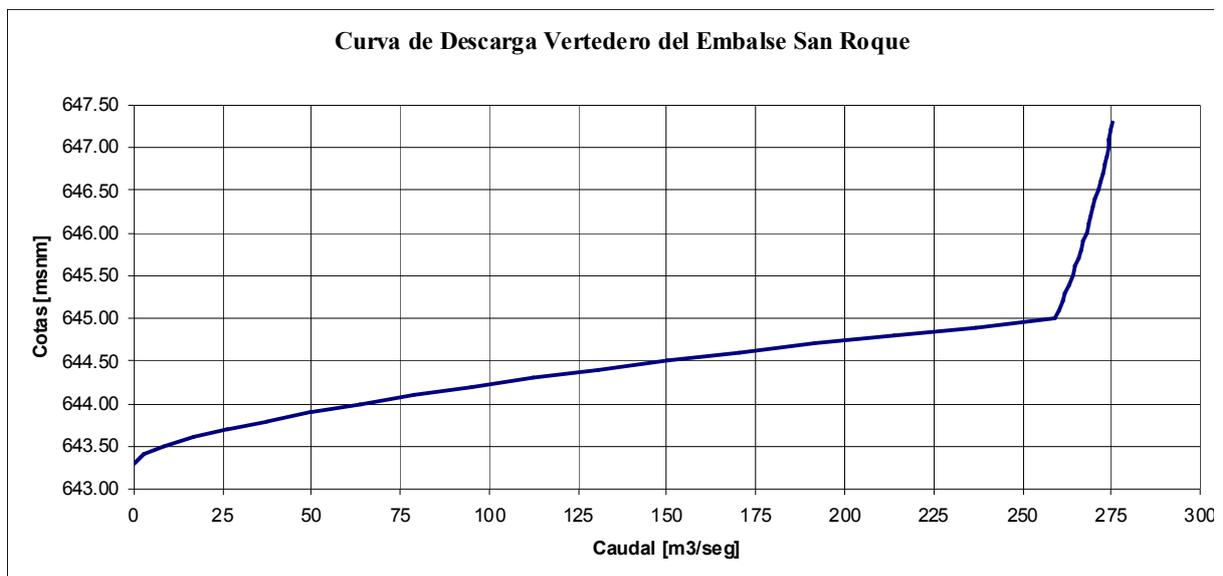


Figura 7.2: Curva de descarga del vertedero del Embalse San Roque.

Hasta 1.6 m por encima del vertedero:

$$Q=0,07519 \cdot H^{(1,5874)}$$

Desde 1.7 m por encima del vertedero:

$$Q=179,606 \cdot H^{(0,07146)}$$

H:[cm]: Altura sobre vertedero

Q:[m3/seg]: Caudal erogado por vertedero

Cota vertedero: 643,30 msnm

$$Q_{in} = (\pm \Delta Vol / \Delta t) + Q_{eg} ; \pm \Delta Vol / \Delta t = Q_{in} - Q_{eg} ; Q_{eg} = \text{vertedero} + \text{válvulas} + \text{turbinado EPEC}$$

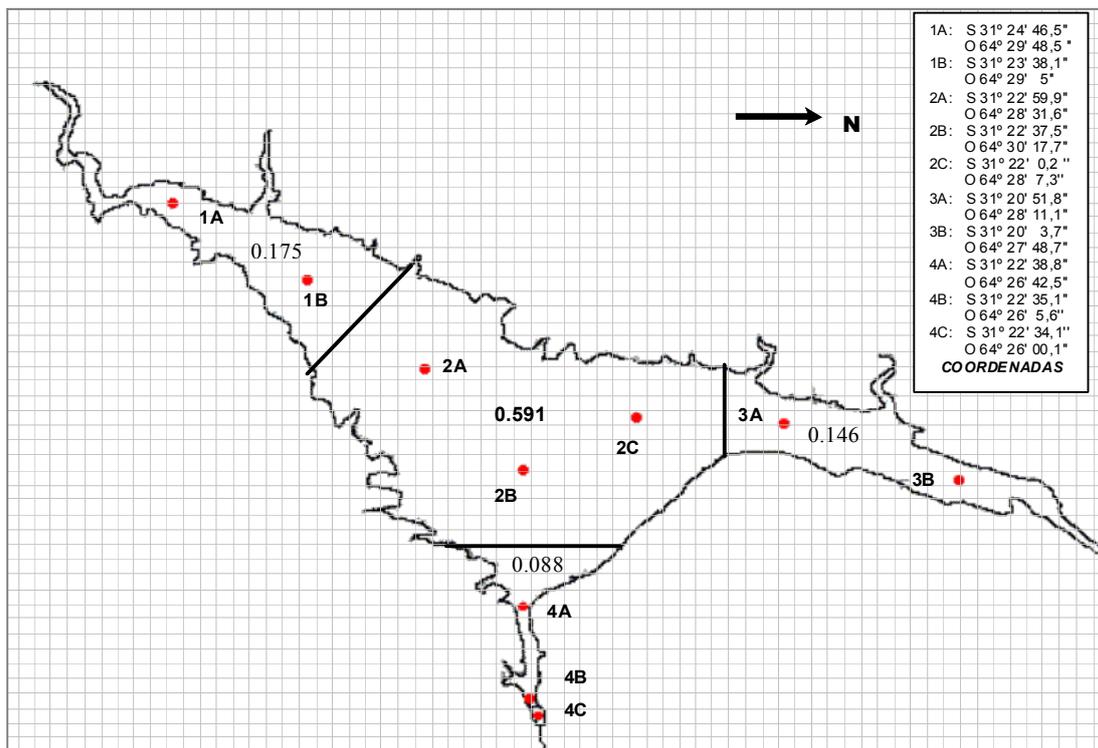


Figura 7.3: Distribución de las estaciones de muestreo en el embalse y coeficientes de ponderación por área.

7.3. Anexo III : Planillas de resultados y datos complementarios

Tabla 7.1: Resultados del modelo PROFILE por sitio de muestreo.

Columns = Stations

Cell Summaries = Medians

Output Format = Long

EMBALSE SAN ROQUE

COMPONENT: OD (mg/l) DEPTHS: ,2 TO 3,0 m

OD SAMPLE FREQUENCIES:

STATION	1A	1B	2A	2B	2C	3A	3B	4A	4B	4C	EMBALSE
DATE	,042	,133	,206	,210	,175	,087	,059	,073	,011	,004	

19991123	2	4	2	4	4	4	4	4	4	4	36
20000103	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	40
20000320	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	40
20000620	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	40
20000913	4	4	4	4	4	4	3	4	4	4	39

SAMPLES	18	20	18	20	20	20	19	20	20	20	195
DATES	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5

OD (mg/l) SUMMARY VALUES:

STATION	1A	1B	2A	2B	2C	3A	3B	4A	4B	4C	EMBALSE
DATE	,042	,133	,206	,210	,175	,087	,059	,073	,011	,004	

19991123	13,0	13,2	11,3	11,7	11,1	13,8	15,9	11,3	10,4	9,6	12,2
20000103	20,0	19,3	20,0	15,5	18,1	19,6	17,5	15,4	13,6	13,4	18,0
20000320	8,6	11,2	12,3	9,0	13,6	8,6	8,9	14,5	10,2	10,8	11,1
20000620	7,2	6,9	6,7	6,3	6,8	6,8	7,9	6,2	5,9	5,6	6,7
20000913	11,9	11,4	13,1	12,4	12,7	13,0	12,3	11,3	11,3	10,7	12,4

SAMPLES	18	20	18	20	20	20	19	20	20	20	195
DATES	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
MEDIANS	11,9	11,4	12,3	11,7	12,7	13,0	12,3	11,3	10,4	10,7	12,2
MEANS	12,1	12,4	12,7	11,0	12,4	12,4	12,5	11,7	10,2	10,0	12,1
CV	,412	,364	,377	,318	,329	,405	,339	,308	,273	,280	,334
CV (MEAN)	,184	,163	,169	,142	,147	,181	,152	,138	,122	,125	,149

EMBALSE SAN ROQUE

COMPONENT: CONDUCTIVIDAD ($\mu\text{S}/\text{cm}$) , DEPTHS: ,2 TO 3,0 m

CONDUCTIVIDAD SAMPLE FREQUENCIES:

STATION	1A	1B	2A	2B	2C	3A	3B	4A	4B	4C	EMBALSE
DATE	,042	,133	,206	,210	,175	,087	,059	,073	,011	,004	

19991123	2	4	2	4	4	4	4	4	4	4	36
20000103	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	40
20000320	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	40
20000620	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	40
20000913	4	4	4	4	4	4	3	4	4	4	39

SAMPLES	18	20	18	20	20	20	19	20	20	20	195
DATES	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5

CONDUCTIVIDAD ($\mu\text{S}/\text{cm}$) SUMMARY VALUES:
 STATION 1A 1B 2A 2B 2C 3A 3B 4A 4B 4C EMBALSE
 DATE ,042 ,133 ,206 ,210 ,175 ,087 ,059 ,073 ,011 ,004

 19991123 170,0 220,5 231,5 248,0 222,0 255,5 252,5 239,5 241,0 224,5 233,2
 20000103 267,0 262,5 265,5 262,5 256,0 269,5 290,0 278,0 280,5 249,0 265,7
 20000320 229,0 227,5 225,5 208,0 236,0 242,5 290,5 204,5 208,5 208,0 227,6
 20000620 229,0 227,0 224,5 220,0 223,0 226,0 263,0 222,0 222,5 222,0 226,0
 20000913 382,5 332,5 320,5 311,0 321,0 318,5 562,0 317,5 316,0 316,0 336,6

SAMPLES 18 20 18 20 20 20 19 20 20 20 195
 DATES 5 5 5 5 5 5 5 5 5 5 5
 MEDIANS 229,0 227,5 231,5 248,0 236,0 255,5 290,0 239,5 241,0 224,5 233,2
 MEANS 255,5 254,0 253,5 249,9 251,6 262,4 331,6 252,3 253,7 243,9 257,8
 CV ,309 ,185 ,162 ,162 ,164 ,134 ,392 ,180 ,174 ,176 ,182
 CV (MEAN) ,138 ,083 ,072 ,072 ,073 ,060 ,175 ,081 ,078 ,079 ,081

EMBALSE SAN ROQUE

COMPONENT: pH , DEPTHS: ,2 TO 3,0 m

pH SAMPLE FREQUENCIES:
 STATION 1A 1B 2A 2B 2C 3A 3B 4A 4B 4C EMBALSE
 DATE ,042 ,133 ,206 ,210 ,175 ,087 ,059 ,073 ,011 ,004

 19991123 2 4 2 4 4 4 4 4 4 4 36
 20000103 4 4 4 4 4 4 4 4 4 4 40
 20000320 4 4 4 4 4 4 4 4 4 4 40
 20000620 4 4 4 4 4 4 4 4 4 4 40
 20000913 4 4 4 4 4 4 3 4 4 4 39

SAMPLES 18 20 18 20 20 20 19 20 20 20 195
 DATES 5 5 5 5 5 5 5 5 5 5 5

pH SUMMARY VALUES:
 STATION 1A 1B 2A 2B 2C 3A 3B 4A 4B 4C EMBALSE
 DATE ,042 ,133 ,206 ,210 ,175 ,087 ,059 ,073 ,011 ,004

 19991123 9,2 9,0 9,0 8,5 8,9 9,1 9,2 8,8 8,7 8,5 8,9
 20000103 9,5 9,5 9,4 9,0 9,2 9,4 9,0 8,9 8,8 8,7 9,2
 20000320 8,2 8,7 8,8 8,3 9,0 8,1 8,1 9,2 8,6 8,7 8,6
 20000620 7,3 7,4 7,9 7,5 7,4 7,4 7,8 7,3 7,3 7,3 7,5
 20000913 8,5 8,5 8,6 8,5 8,6 8,6 8,6 8,4 8,5 8,5 8,5

SAMPLES 18 20 18 20 20 20 19 20 20 20 195
 DATES 5 5 5 5 5 5 5 5 5 5 5
 MEDIANS 8,5 8,7 8,8 8,5 8,9 8,6 8,6 8,8 8,6 8,5 8,6
 MEANS 8,6 8,6 8,7 8,3 8,6 8,5 8,6 8,5 8,4 8,3 8,6
 CV ,099 ,092 ,066 ,063 ,085 ,092 ,071 ,089 ,074 ,071 ,075
 CV (MEAN) ,044 ,041 ,030 ,028 ,038 ,041 ,032 ,040 ,033 ,032 ,034

EMBALSE SAN ROQUE

COMPONENT: TEMPERATURA ($^{\circ}\text{C}$) , DEPTHS: ,2 TO 3,0 m

TEMPERATURA SAMPLE FREQUENCIES:
 STATION 1A 1B 2A 2B 2C 3A 3B 4A 4B 4C EMBALSE
 DATE ,042 ,133 ,206 ,210 ,175 ,087 ,059 ,073 ,011 ,004

 19991123 2 4 2 4 4 4 4 4 4 4 36
 20000103 4 4 4 4 4 4 4 4 4 4 40
 20000320 4 4 4 4 4 4 4 4 4 4 40
 20000620 4 4 4 4 4 4 4 4 4 4 40
 20000913 4 4 4 4 4 4 3 4 4 4 39

SAMPLES 18 20 18 20 20 20 19 20 20 20 195
 DATES 5 5 5 5 5 5 5 5 5 5 5

TEMPERATURA SUMMARY VALUES:

STATION	1A	1B	2A	2B	2C	3A	3B	4A	4B	4C	EMBALSE
DATE	,042	,133	,206	,210	,175	,087	,059	,073	,011	,004	

19991123	26,5	23,5	22,9	21,2	22,5	22,5	23,0	21,4	21,3	21,0	22,5
20000103	27,5	26,9	26,3	24,8	26,2	26,0	26,3	24,8	24,3	24,1	25,9
20000320	22,2	22,0	22,0	21,5	21,6	21,1	20,7	21,9	21,7	21,7	21,7
20000620	12,4	12,7	12,6	12,5	12,6	12,0	11,0	12,6	12,6	12,7	12,4
20000913	14,9	14,3	13,8	13,4	13,9	12,7	13,5	13,0	13,1	13,1	13,7

SAMPLES	18	20	18	20	20	20	19	20	20	20	195
DATES	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
MEDIANS	22,2	22,0	22,0	21,2	21,6	21,1	20,7	21,4	21,3	21,0	21,7
MEANS	20,7	19,9	19,5	18,7	19,4	18,9	18,9	18,7	18,6	18,5	19,2
CV	,328	,308	,308	,290	,302	,328	,340	,297	,288	,284	,306
CV (MEAN)	,147	,138	,138	,130	,135	,146	,152	,133	,129	,127	,137

EMBALSE SAN ROQUE
 COMPONENT: SECCHI , DEPTHS: ,2 TO 3,0 m

SECCHI SAMPLE FREQUENCIES:

STATION	1A	1B	2A	2B	2C	3A	3B	4A	4B	4C	EMBALSE
DATE	,042	,133	,206	,210	,175	,087	,059	,073	,011	,004	

19991123	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
20000103	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
20000320	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
20000620	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
20000913	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10

SAMPLES	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	50
DATES	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5

SECCHI SUMMARY VALUES:

STATION	1A	1B	2A	2B	2C	3A	3B	4A	4B	4C	EMBALSE
DATE	,042	,133	,206	,210	,175	,087	,059	,073	,011	,004	

19991123	,7	,9	,8	1,0	,8	,8	,8	1,2	1,2	1,1	,9
20000103	,6	,8	1,1	1,3	,7	,8	,8	1,4	,9	1,3	1,0
20000320	,6	,7	,9	1,0	,8	,8	,7	,5	1,8	,8	,8
20000620	,9	,9	1,3	1,0	1,6	1,3	,9	,9	,7	,6	1,2
20000913	,8	,9	,9	1,1	,9	,7	,6	1,0	1,0	1,1	,9

SAMPLES	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	50
DATES	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
MEDIANS	,7	,9	,9	1,0	,8	,8	,8	1,0	1,0	1,1	,9
MEANS	,7	,9	1,0	1,1	,9	,9	,8	1,0	1,1	1,0	1,0
CV	,190	,138	,193	,121	,387	,271	,105	,348	,385	,261	,136
CV (MEAN)	,085	,062	,086	,054	,173	,121	,047	,156	,172	,117	,061

Tabla 7.2: Resultados del modelo PROFILE por segmento.

EMBALSE SAN ROQUE

COMPONENT: OD (mg/l) , DEPTHS: ,2 TO 3,0 m

OD SAMPLE FREQUENCIES:

SEGMENT	DSA	C	DCQ	G	EMBALSE
DATE WTS>	,175	,591	,146	,088	

19991123	6	10	8	12	36
20000103	8	12	8	12	40
20000320	8	12	8	12	40
20000620	8	12	8	12	40
20000913	8	12	7	12	39

SAMPLES	38	58	39	60	195
DATES	5	5	5	5	5

SEGMENT	DSA	C	DCQ	G	EMBALSE
DATE WTS>	,175	,591	,146	,088	

19991123	13,0	11,4	15,9	10,4	12,2
20000103	20,0	17,0	19,6	13,6	17,6
20000320	9,5	12,3	8,7	10,8	11,2
20000620	7,1	6,7	7,6	5,9	6,8
20000913	11,4	12,7	12,8	11,0	12,3

SAMPLES	38	58	39	60	195
DATES	5	5	5	5	5

MEDIANS	11,4	12,3	12,8	10,8	12,2
MEANS	12,2	12,0	12,9	10,3	12,0
CV	,400	,307	,388	,272	,321
CV (MEAN)	,179	,137	,173	,122	,143

EMBALSE SAN ROQUE

COMPONENT: PRS (µg/l) DEPTHS: ,2 TO 3,0 m

PRS SAMPLE FREQUENCIES:

SEGMENT	DSA	C	DCQ	G	EMBALSE
DATE WTS>	,175	,591	,146	,088	

19991123	2	2	2	4	10
20000103	4	2	4	4	14
20000320	4	2	5	4	15
20000620	4	2	4	4	14
20000913	5	2	6	4	17

SAMPLES	19	10	21	20	70
DATES	5	5	5	5	5

PRS SUMMARY VALUES:

SEGMENT	DSA	C	DCQ	G	EMBALSE
DATE WTS>	,175	,591	,146	,088	

19991123	100,0	75,0	100,0	80,0	83,5
20000103	25,0	25,0	25,0	25,0	25,0
20000320	17,5	11,0	25,0	25,0	15,4
20000620	35,0	36,0	27,0	33,0	34,2
20000913	5,0	4,0	9,0	4,0	4,9

SAMPLES	19	10	21	20	70
DATES	5	5	5	5	5

MEDIANS	25,0	25,0	25,0	25,0	25,0
MEANS	36,5	30,2	37,2	33,4	32,6
CV	1,018	,925	,964	,844	,934
CV (MEAN)	,455	,414	,431	,377	,418

EMBALSE SAN ROQUE

COMPONENT: PT (µg/l) DEPTHS: ,2 TO 3,0 m

PT SAMPLE FREQUENCIES:

SEGMENT	DSA	C	DCQ	G	EMBALSE
DATE WTS>	,175	,591	,146	,088	

19991123	2	2	2	4	10
20000103	3	2	4	4	13
20000320	4	2	5	4	15
20000620	4	2	4	4	14
20000913	5	2	6	4	17

SAMPLES	18	10	21	20	69
DATES	5	5	5	5	5

PT (µg/l) SUMMARY VALUES:

SEGMENT	DSA	C	DCQ	G	EMBALSE
DATE WTS>	,175	,591	,146	,088	

19991123	135,0	85,0	125,0	90,0	100,0
20000103	46,0	29,5	31,0	35,5	33,1
20000320	94,0	41,5	40,0	39,0	50,2
20000620	59,0	58,5	63,5	57,5	59,2
20000913	69,0	36,0	53,0	57,5	46,1

SAMPLES	18	10	21	20	69
DATES	5	5	5	5	5

MEDIANS	69,0	41,5	53,0	57,5	50,2
MEANS	80,6	50,1	62,5	55,9	57,8
CV	,436	,445	,593	,387	,440
CV (MEAN)	,195	,199	,265	,173	,197

EMBALSE SAN ROQUE

COMPONENT: NH₄⁺ (µg/l) , DEPTHS: ,2 TO 3,0 m

NH₄⁺ SAMPLE FREQUENCIES:

SEGMENT	DSA	C	DCQ	G	EMBALSE
DATE WTS>	,175	,591	,146	,088	

19991123	2	2	2	4	10
20000913	5	2	4	4	15

SAMPLES	7	4	6	8	25
DATES	2	2	2	2	2

NH₄⁺ SUMMARY VALUES:

SEGMENT	DSA	C	DCQ	G	EMBALSE
DATE WTS>	,175	,591	,146	,088	

19991123	5,5	19,5	14,5	19,5	16,3
20000913	66,0	16,5	145,5	13,5	43,7

SAMPLES	7	4	6	8	25
DATES	2	2	2	2	2

MEDIANS	35,8	18,0	80,0	16,5	30,0
MEANS	35,8	18,0	80,0	16,5	30,0
CV	1,197	,118	1,158	,257	,646
CV (MEAN)	,846	,083	,819	,182	,456

EMBALSE SAN ROQUE

COMPONENT: NO₃⁻ (µg/l) , DEPTHS: ,2 TO 3,0 m

NO₃⁻ SAMPLE FREQUENCIES:

SEGMENT	DSA	C	DCQ	G	EMBALSE
DATE WTS>	,175	,591	,146	,088	

19991123	2	2	2	4	10
----------	---	---	---	---	----

SAMPLES	2	2	2	4	10
DATES	1	1	1	1	1

NO ₃ ⁻ SUMMARY VALUES:					
SEGMENT	DSA	C	DCQ	G	EMBALSE
DATE WTS>	,175	,591	,146	,088	
19991123	130,0	165,0	145,0	260,0	164,3
SAMPLES	2	2	2	4	10
DATES	1	1	1	1	1
MEDIANS	130,0	165,0	145,0	260,0	164,3
MEANS	130,0	165,0	145,0	260,0	164,3
CV	,000	,000	,000	,000	,000
CV (MEAN)	,000	,000	,000	,000	,000

EMBALSE SAN ROQUE

COMPONENT: NO₂⁻ (µg/l) , DEPTHS: ,2 TO 3,0 m

SEGMENT	DSA	C	DCQ	G	EMBALSE
DATE WTS>	,175	,591	,146	,088	
19991123	2	2	2	4	10
SAMPLES	2	2	2	4	10
DATES	1	1	1	1	1

NO ₂ ⁻ SUMMARY VALUES:					
SEGMENT	DSA	C	DCQ	G	EMBALSE
DATE WTS>	,175	,591	,146	,088	
19991123	9,0	9,0	8,5	8,5	8,9
SAMPLES	2	2	2	4	10
DATES	1	1	1	1	1
MEDIANS	9,0	9,0	8,5	8,5	8,9
MEANS	9,0	9,0	8,5	8,5	8,9
CV	,000	,000	,000	,000	,000
CV (MEAN)	,000	,000	,000	,000	,000

EMBALSE SAN ROQUE

COMPONENT: NIT (µg/l) , DEPTHS: ,2 TO 3,0 m

NIT SAMPLE FREQUENCIES:					
SEGMENT	DSA	C	DCQ	G	EMBALSE
DATE WTS>	,175	,591	,146	,088	
19991123	2	2	2	4	10
20000103	4	2	4	4	14
20000320	0	2	0	4	6
20000620	1	1	2	2	6
20000913	5	2	6	4	17
SAMPLES	12	9	14	18	53
DATES	4	5	4	5	5

NIT SUMMARY VALUES:					
SEGMENT	DSA	C	DCQ	G	EMBALSE
DATE WTS>	,175	,591	,146	,088	
19991123	144,5	193,5	167,5	291,0	189,7
20000103	388,0	301,0	286,0	162,0	301,8
20000320		123,0		82,0	117,7
20000620	230,0	105,0	270,0	151,0	155,0
20000913	173,0	214,5	228,5	203,5	208,3
SAMPLES	12	9	14	18	53
DATES	4	5	4	5	5
MEDIANS	201,5	193,5	249,3	162,0	189,7
MEANS	233,9	187,4	238,0	177,9	194,5
CV	,465	,419	,222	,432	,356
CV (MEAN)	,232	,187	,111	,193	,159

EMBALSE SAN ROQUE

COMPONENT: Cl a ($\mu\text{g}/\text{l}$) , DEPTHS: ,2 TO 3,0 m

SEGMENT DSA C DCQ G EMBALSE
DATE WTS> ,175 ,591 ,146 ,088

19991123	2	3	2	4	11
20000103	2	2	2	4	10
20000320	2	3	2	4	11
20000620	2	3	2	4	11
20000913	2	3	1	4	10

SAMPLES	10	14	9	20	53
DATES	5	5	5	5	5

Cl a SUMMARY VALUES:

SEGMENT DSA C DCQ G EMBALSE
DATE WTS> ,175 ,591 ,146 ,088

19991123	44,8	21,5	28,3	28,9	27,2
20000103	198,1	23,4	31,3	20,0	54,8
20000320	106,9	27,5	18,2	130,9	49,1
20000620	1,5	1,6	4,2	1,0	1,9
20000913	6,4	4,3	5,0	3,8	4,7

SAMPLES	10	14	9	20	53
DATES	5	5	5	5	5
MEDIANS	44,8	21,5	18,2	20,0	27,2
MEANS	71,5	15,6	17,4	37,0	27,6
CV	1,152	,756	,728	1,456	,887
CV (MEAN)	,515	,338	,326	,651	,397

EMBALSE SAN ROQUE

COMPONENT: CONDUCTIVIDAD ($\mu\text{S}/\text{cm}$) , DEPTHS: ,2 TO 3,0 m

SEGMENT DSA C DCQ G EMBALSE
DATE WTS> ,175 ,591 ,146 ,088

19991123	6	10	8	12	36
20000103	8	12	8	12	40
20000320	8	12	8	12	40
20000620	8	12	8	12	40
20000913	8	12	7	12	39

SAMPLES	38	58	39	60	195
DATES	5	5	5	5	5

CONDUCTIVIDAD SUMMARY VALUES:

SEGMENT DSA C DCQ G EMBALSE
DATE WTS> ,175 ,591 ,146 ,088

19991123	216,5	234,0	254,5	239,0	234,4
20000103	264,5	263,5	271,5	279,0	266,2
20000320	228,5	225,5	268,5	208,0	230,8
20000620	228,0	223,5	246,0	222,0	227,4
20000913	354,0	320,0	324,0	316,5	326,2

SAMPLES	38	58	39	60	195
DATES	5	5	5	5	5
MEDIANS	228,5	234,0	268,5	239,0	234,4
MEANS	258,3	253,3	272,9	252,9	257,0
CV	,219	,160	,111	,176	,162
CV (MEAN)	,098	,072	,050	,079	,073

EMBALSE SAN ROQUE

COMPONENT: pH , DEPTHS: ,2 TO 3,0 m

pH SAMPLE FREQUENCIES:

SEGMENT	DSA	C	DCQ	G	EMBALSE
DATE WTS>	,175	,591	,146	,088	

19991123	6	10	8	12	36
20000103	8	12	8	12	40
20000320	8	12	8	12	40
20000620	8	12	8	12	40
20000913	8	12	7	12	39

SAMPLES	38	58	39	60	195
DATES	5	5	5	5	5

pH SUMMARY VALUES:

SEGMENT	DSA	C	DCQ	G	EMBALSE
DATE WTS>	,175	,591	,146	,088	

19991123	9,2	8,8	9,2	8,7	8,9
20000103	9,5	9,1	9,2	8,8	9,2
20000320	8,4	8,8	8,1	8,7	8,6
20000620	7,4	7,5	7,7	7,3	7,5
20000913	8,5	8,6	8,6	8,5	8,6

SAMPLES	38	58	39	60	195
DATES	5	5	5	5	5

MEDIANS	8,5	8,8	8,6	8,7	8,6
MEANS	8,6	8,5	8,6	8,4	8,5
CV	,097	,073	,077	,075	,076
CV (MEAN)	,043	,033	,035	,034	,034

EMBALSE SAN ROQUE

COMPONENT: TEMPERATURA (°C) , DEPTHS: ,2 TO 3,0 m

SEGMENT	DSA	C	DCQ	G	EMBALSE
DATE WTS>	,175	,591	,146	,088	

19991123	6	10	8	12	36
20000103	8	12	8	12	40
20000320	8	12	8	12	40
20000620	8	12	8	12	40
20000913	8	12	7	12	39

SAMPLES	38	58	39	60	195
DATES	5	5	5	5	5

TEMPERATURA SUMMARY VALUES:

SEGMENT	DSA	C	DCQ	G	EMBALSE
DATE WTS>	,175	,591	,146	,088	

19991123	25,1	21,3	22,7	21,3	22,1
20000103	27,5	25,6	26,0	24,2	25,9
20000320	22,1	21,6	21,0	21,7	21,6
20000620	12,6	12,6	11,4	12,6	12,4
20000913	14,6	13,8	13,0	13,1	13,8

SAMPLES	38	58	39	60	195
DATES	5	5	5	5	5

MEDIANS	22,1	21,3	21,0	21,3	21,6
MEANS	20,4	19,0	18,8	18,6	19,2
CV	,320	,294	,335	,288	,303
CV (MEAN)	,143	,131	,150	,129	,135

EMBALSE SAN ROQUE

COMPONENT: SECCHI (m) , DEPTHS: ,2 TO 3,0 m

SEGMENT DSA C DCQ G EMBALSE
DATE WTS> ,175 ,591 ,146 ,088

```

-----
19991123      2      3      2      3      10
20000103      2      3      2      3      10
20000320      2      3      2      3      10
20000620      2      3      2      3      10
20000913      2      3      2      3      10
-----

```

```

-----
SAMPLES      10      15      10      15      50
  DATES       5       5       5       5       5
-----

```

SECCHI SUMMARY VALUES:

SEGMENT DSA C DCQ G EMBALSE
DATE WTS> ,175 ,591 ,146 ,088

```

-----
19991123      ,8      ,8      ,8      1,2      ,8
20000103      ,7      1,1      ,8      1,3      1,0
20000320      ,6      ,9      ,8      ,8      ,8
20000620      ,9      1,3      1,1      ,7      1,1
20000913      ,9      ,9      ,7      1,0      ,9
-----

```

```

-----
SAMPLES      10      15      10      15      50
  DATES       5       5       5       5       5
  MEDIANS     ,8      ,9      ,8      1,0      ,9
  MEANS       ,8      1,0      ,8      1,0      ,9
    CV      ,155      ,193      ,187      ,265      ,144
CV (MEAN)    ,069      ,086      ,084      ,118      ,064
-----

```

Localidades	Habitantes
San Roque del Lago	185
Bialet Massé	2338
Santa Maria de Punilla	6119
Cosquín	16866
Casa Grande	399
Valle Hermoso	4640
Barrio Santa Isabel	20
La Falda	13998
Huerta Grande	4920
Villa Giardino	3313
La Cumbre	6536
Los Cocos	782
San Esteban	598
Capilla del Monte	7620
Va Carlos Paz	44575
San Antonio de Arredondo	703
Mayu Sumaj	560
Tala Huasi	37
Las Jarillas	9
Icho Cruz	646
Cuesta Blanca	151
Va del Lago	20
Estancia Vieja	318
Va Sta Cruz del Lago	863
Cabalango	63
Va Flor Serrana	12
Va Parque Siquiman	447
Va García	544
Tanti	3323
San Roque	364
TOTAL DE LA CUENCA	120969
TOTAL SOBRE EMBALSE	48247

Tabla 7.3 Datos poblacionales de las principales localidades de la cuenca del Embalse San Roque (datos provistos por INDEC correspondientes al Censo Nacional 2001). En rojo se señalan aquellas localidades que se consideran aportan de modo directo al embalse. El resto se ubica aguas arriba de los sitios aforados y muestreados en cada río, por lo que su aporte se evalúa con en forma conjunta al tributario

Mes	Turistas	Permanente	Total	Carga P (Tn/año)
ENE	157852	48247	206099	15,99
FEB	148395	48247	196642	15,26
MAR	36323	48247	84570	6,56
ABR	56136	48247	104383	8,10
MAY	12510	48247	60757	4,71
JUN	9874	48247	58121	4,51
JUL	39475	48247	87722	6,81
AGO	15100	48247	63347	4,92
SEP	22033	48247	70280	5,45
OCT	44609	48247	92856	7,21
NOV	38174	48247	86421	6,71
DIC	56407	48247	104654	8,12
				94,35

Tabla 7.4: Variación de la población total de las localidades consideradas sobre las márgenes del lago debida al turismo y carga mensual de P por cantidad de habitantes (0,93 Kg/hab/año). Datos promediados mensualmente para el período 1990-1995. Se consideró el turismo correspondiente a la ciudad de Va Carlos Paz (datos suministrados por la Secretaría de Turismo de Va Carlos Paz).

7.4. Anexo IV : Referencias de fotografías

Figura 1.2: Floración de algas: www.unep.or.jp/.../TechPublications/TechPub-11/1-3-3.asp

Figura 1.3: Vista panorámica de la Ciudad de Villa Carlos Paz: www.cba.gov.ar/imagenes/fotos

Figura 1.4: Antiguo muro (A) y actual cierre de la presa (B).: gentileza del Ing. Sebastián Morillo.

Figura 1.5: Foto del vertedero: gentileza del Ing. Sebastián Morillo.

Figura 1.6: Ubicación geográfica del Embalse San Roque (imagen satelital LANDSAT, Marzo/2000): www.conae.gov.ar

Figura 3.2: Parte del instrumental utilizado en los muestreos. Sonda Horiba U-10 (A), disco de Secchi (B) y botella muestreadora (C).: gentileza del Laboratorio de Hidráulica (UNC).

Figura 4.15: Foto panorámica del área de desembocadura del Río San Antonio: www.cba.gov.ar/imagenes/fotos

Figura 4.22: Foto del Río Cosquín: tomada por la autora del trabajo.

Figura 4.34: Embalse San Roque.: gentileza del Ing. Sebastián Morillo.

Figura 4.33: Distribución de las cargas PT estimadas al Embalse San Roque según los distintos aportes.: www.ilec.or.jp/database

Figura 4.86: Algunas de las principales algas presentes en el Embalse San Roque que desarrollan floraciones.:

www.uea.ac.uk/~b099/1A03/microcystis.jpg

<http://biodidac.bio.uottawa.ca/ftp/BIODIDAC/brient/BRIE005P.jpg>

<http://www.pucpr.edu/facultad/nnavarro/diatomeas/images/CYCLOTELLA.jpg>

<http://ac-rennes.fr/pedagogie/svt/photo/microalg/ceratium.htm>

www.uea.ac.uk/~b099/1A03/anabaena.jpg

<http://protist.i.hosei.ac.jp/taxonomy/Chlorophyta/Genus/Closterium/moniliferum.jpg>