

MUNICIPALIDAD DE BAHIA BLANCA

SUBSECRETARIA DE GESTION AMBIENTAL

DIRECCIÓN DE MEDIO AMBIENTE

COMITÉ TÉCNICO EJECUTIVO

PROGRAMA INTEGRAL DE MONITOREO

**SUBPROGRAMA DE MONITOREO DE CUERPOS
RECEPTORES: RÍA DE BAHÍA BLANCA**

PERIODO 2003-2004

**BAHIA BLANCA
NOVIEMBRE 2004**

INDICE

página

- ✓ **Estudio del Impacto de la Descarga Cloacal de la Ciudad sobre el Estuario de Bahía Blanca... 3**

- ✓ **Estudios Bacteriológicos sobre el Estuario de Bahía Blanca..... 103**

ESTUDIO DEL IMPACTO DE LA DESCARGA CLOACAL DE LA CIUDAD SOBRE EL ESTUARIO DE BAHÍA BLANCA

Laboratorio de Química Marina (LQM)
Instituto Argentino de Oceanografía (IADO)
Noviembre de 2004



PROLOGO

El presente Informe Final se presenta al Comité Técnico Ejecutivo de Monitoreo Permanente del Estuario de Bahía Blanca, e incluye la información obtenida en las ocho (8) campañas de investigación realizadas durante 2003 – 2004 en el área de descarga del sistema cloacal de la ciudad de Bahía Blanca, así como en las 24 campañas realizadas en el mismo período a la descarga de la Planta de Tratamiento de Líquidos Cloacales (PTLC) asociada, en el marco del *Programa de Estudio del Impacto de la Descarga Cloacal de la ciudad sobre el estuario de Bahía Blanca*, diseñado a partir del Convenio entre la Municipalidad de Bahía Blanca y el Instituto Argentino de Oceanografía (IADO).

Se incluyen los datos obtenidos en el período monitoreado (junio de 2003 a mayo de 2004 en el primer caso, y agosto de 2003 a agosto de 2004 en el caso de la PTLC), así como un análisis de los mismos ambientalmente integrados.

El proyecto presenta los datos de un año integrados, lo que permitirá sacar algunas conclusiones e identificar tendencias sobre la distribución de parámetros y comportamiento del sistema bajo estudio.

INTRODUCCION

El estuario de Bahía Blanca es un ambiente transicional, localizado en el extremo sudoriental de la Provincia de Buenos Aires. Tiene algunas características ambientales que la hacen sumamente particular, entre las que vale la pena destacar las siguientes:

- Es un sistema con una dinámica natural muy compleja, incluyendo aspectos geológicos, físico-químicos y biológicos.
- En Bahía Blanca coexisten procesos naturales propios de ambientes de este tipo con procesos antrópicos muy intensos (actividades portuarias, industriales, agropecuarias, urbanas, etc).
- El equilibrio entre estos procesos, así como sus posibles desplazamientos en cualquier sentido, no han sido hasta el momento integralmente evaluados, por lo que resulta necesario llevar adelante estudios de base que permitan estimarlos.

Por los motivos anteriormente mencionados, y en virtud a los antecedentes pre-existentes, la Municipalidad de Bahía Blanca solicitó al Instituto Argentino de Oceanografía (IADO) la realización de un **Programa de Estudio del Impacto de la Descarga Cloaca de la ciudad sobre el Estuario de Bahía Blanca**, de un año de duración, dirigido a evaluar su potencial influencia sobre la calidad ambiental del sistema. Este Programa se diseñó para ser desarrollado entre los meses de junio de 2003 y mayo de 2004 en la región cercana a la descarga propiamente dicha, y entre agosto de 2003 y agosto de 2004 en la Planta de Tratamiento de Líquidos Cloacales (PTLC) asociada. En este período se llevaron adelante análisis físico-químicos que permiten caracterizar la situación ambiental de este sistema desde el punto de vista de los parámetros considerados. Este es el Informe Final, en el que

se analiza la información obtenida en las campañas de investigación realizadas.

MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Descripción del área de trabajo

El estuario de Bahía Blanca está localizado entre los 38°45' y los 35°10' de latitud sur, y entre los 61°45' y los 62°30' de longitud oeste, con un recorrido cercano a los 80 km en el S.E de la Provincia de Buenos Aires y un trazo que va en la dirección N.O - S.E. (**Figura 1**).

Esta región está surcada por un gran número de canales marinos que desaguan en el Canal Principal de Navegación, el cual se destaca claramente en bajamar, con unos 400 km² de superficie cubiertos. En cambio, en condiciones de pleamar las aguas cubren una superficie de 1300 km² (Perillo *et al.*, 2001).

En el veril norte del Canal Principal de Navegación desaguan los canales de la Ballena, arroyo Maldonado, arroyo Galván, río Sauce Chico y el arroyo Napostá Grande. En el veril sur se vierten los canales Bermejo, Tres Brazas, de la Lista y del Embudo, y los arroyos Laborde, de las Vizcachas y Cabeza de Buey (Perillo y Piccolo, 1999).

Sobre la costa norte de la bahía se encuentran los asentamientos urbanos de General Cerri, Ingeniero White, Punta Alta y Bahía Blanca, sumando una población de más de 300.000 habitantes, y los puertos Cuatrerros, Galván, Ingeniero White, Rosales y el puerto militar de la Base Naval de Puerto Belgrano. El canal principal es diariamente navegado por embarcaciones pesqueras, buques de carga y de transportes generales y de combustible.



Figura 1

La costa sur de Bahía Blanca no tiene límites definidos ya que varía totalmente con el estado de marea ; está caracterizada además por la presencia de numerosas islas e islotes (Gómez y Perillo, 1992 ; Gómez *et al.*, 1997).

La zona interior de la bahía se continúa con el Salitral de la Vidriera, que penetra en el continente en la dirección N.O., incluyendo lagunas y salinas. La cuenca interna de la Bahía Blanca presenta características estuariales, sobre todo en períodos de precipitaciones intensas (Freije *et al.*, 1981).

El ambiente está sujeto a un régimen de mareas semi-diurno, con una amplitud entre 3 y 3,5 metros (Perillo *et al.*, 1996 ; Ginsberg y Perillo, 2000). La marea es la principal fuente de energía para el estuario, y es una onda condicionada por la geometría de los canales, fricción e intensidad de los vientos dominantes. Bahía Blanca es un estuario de tipo hiper-sincrónico: la amplitud de la marea aumenta desde la boca hacia la cabecera, lo que implica que el efecto de convergencia sobre la onda de marea es mayor que el de fricción (Perillo y Piccolo, 1991).

Las principales vías potenciales de ingreso de sustancias exógenas a este sistema son efluentes descargados desde los núcleos urbanos, efluentes de origen industrial y producidos por curtiembres, operaciones de faenado de ganado e industrias relacionadas. Todos ellos lo hacen a través de los cursos de agua dulce que desaguan en la bahía. A partir de las actividades de refinerías e industria petroquímicas, así como del almacenamiento y transporte de combustibles, ingresan al sistema compuestos orgánicos derivados del petróleo. El dragado del Canal Principal de Navegación es otra de las actividades importantes en el área que inciden en el transporte de contaminantes. Existe además un aporte atmosférico continuo de sustancias provenientes de la utilización de combustibles fósiles, humos, partículas en suspensión y productos de

actividades industriales y urbanas (Pucci *et al.*, 1980 ; Freije y Marcovecchio, 2004).

Por los motivos descritos en los párrafos previos, y teniendo presentes los resultados obtenidos en programas previos de monitoreo realizados en este ambiente (por ej., IADO, 1997 ; 2000 ; 2002), se planteó la realización del presente Programa de Estudio tendiente a evaluar el potencial Impacto de la Descarga Cloacal de la ciudad sobre el Estuario de Bahía Blanca, así como obtener información sobre la calidad del agua vertida al sistema por la Planta de Tratamiento de Líquidos Cloacales (PTLC). Para ello se estableció el siguiente protocolo de trabajo:

- Se diseñó un programa de muestreo que incluye cinco (5) estaciones de muestreo para la determinación de parámetros físico-químicos y sustancias potencialmente contaminantes en la zona adyacente a la descarga cloacal propiamente dicha. Estas estaciones se distribuyeron de la siguiente manera: una (1) frente a la desembocadura del curso de descarga sobre el estuario, dos (2) sobre la misma costa (una hacia el interior del estuario y la otra hacia el exterior), y dos (2) más próximas al centro del Canal (una hacia el interior del estuario y la otra hacia el exterior) (**Figura 2**). La ubicación de estas estaciones fue fijada mediante un posicionador satelital GPS-Garmin S-12, lo que permitió tomar las muestras y/o mediciones en el mismo lugar en todas las campañas. La ubicación de las estaciones de muestreo es la siguiente:

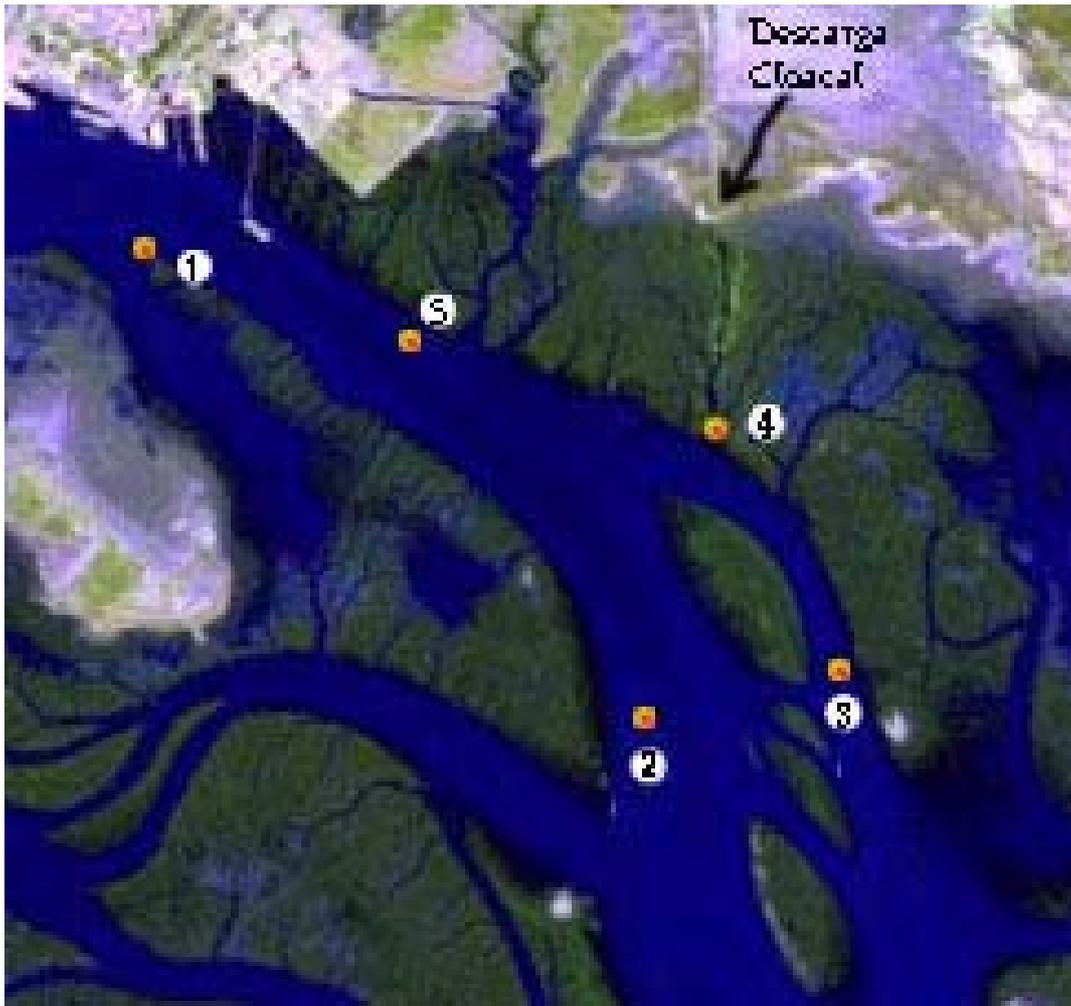


Figura 2

- Estación N°1 : 38° 47' 58.5" S. – 62° 15' 42.9" O.
- Estación N°2 : 38° 49' 38.1" S. – 62° 13' 36.5" O.
- Estación N°3 : 38° 49' 43.4" S. – 62° 12' 35.6" O.
- Estación N°4 : 38° 48' 31.1" S. – 62° 13' 16.0" O.
- Estación N°5 : 38° 48' 16.2" S. – 62° 14' 40.6" O.

- El Laboratorio de Química Marina del IADO llevó adelante durante este período campañas de muestreo cada 45 días (8 muestreos) en los sitios previamente fijados, en los que se realizó la cuantificación de los siguientes parámetros:

- Temperatura del agua
- Conductividad / Salinidad del agua
- pH del agua
- Turbidez del agua
- Nutrientes inorgánicos (NO₂, NO₃, NH₄, PO₄, SiO₃) disueltos en agua de mar
- Clorofila *a* y feopigmentos en material particulado en suspensión
- Materia orgánica particulada
- Materia orgánica en sedimento
- Oxígeno disuelto en agua de mar
- Porcentaje de saturación de oxígeno
- Metales pesados disueltos en agua de mar
- Metales pesados en sedimentos
- Hidrocarburos totales disueltos/dispersos en agua de mar
- Hidrocarburos totales en sedimentos

2.2. Metodologías utilizadas

Todas las determinaciones enumeradas en los párrafos precedentes se llevaron adelante utilizando metodologías internacionalmente convalidadas y estandarizadas, y sugeridas para este tipo de evaluación integral. Los métodos que se emplearon para las determinaciones de los parámetros físico-químicos son:

- Temperatura : medición *in situ*.
- Conductividad / Salinidad : medición *in situ*.
- pH : medición *in situ*.
- Turbidez : medición *in situ*.
- Oxígeno disuelto : medición *in situ*.
- Nitrato : Treguer & Le Corre (1975)
- Nitrito : Grasshoff *et al.* (1983)

- Amonio : Treguer & Le Corre (1975)
- Fosfato : Eberlein & Kattner (1987)
- Silicato : Technicon® (1973)
- Clorofila *a* y feopigmentos : Lorenzen (1967))
- Materia orgánica particulada: Strickland & Parsons (1968)
- Materia orgánica en sedimento: Strickland & Parsons (1968)
- Metales disueltos : Koirtyohann & Wen (1973)
- Metales particulados : Marcovecchio *et al.* (1988)
- Mercurio disuelto : A.P.H.A. (1992)
- Mercurio particulado : Uthe *et al.* (1970), Marcovecchio *et al.* (1988).
- Hidrocarburos totales disueltos: U.S. EPA (2002)
- Hidrocarburos totales en sedimentos: U.S. EPA (2002)

2.3. Límites de detección de las técnicas analíticas empleadas

A continuación se listan los valores de los límites de detección correspondientes a las técnicas analíticas usadas para la determinación de compuestos (en fase disuelta y particulada respectivamente) realizadas en esta etapa:

- ✓ Cadmio : 0.01 µg/L, y 0.05 µg/g.
- ✓ Plomo : 0.1 µg/L, y 0.07 µg/g.
- ✓ Cobre : 0.02 µg/L, y 0.02 µg/g.
- ✓ Zinc : 0.01 µg/L, y 0.05 µg/g.

- ✓ Cromo : 0.03 µg/L, y 0.03 µg/g.
- ✓ Mercurio : 0.02 µg/L, y 0.02 µg/g.
- ✓ Hidrocarburos totales : 1.4 mg/L, y 0.07 mg/g.

En todos los casos la calidad analítica de los resultados (AQ) fue comprobada mediante el uso de materiales de referencia internacional: para el caso de metales pesados se emplearon *Harina de Mejillón* y *Sedimento Marino Costero* (ambos provistos por el National Institute for Environmental Studies –NIES- de Tsukuba, Japón), mientras que para hidrocarburos se emplearon estándares provistos por el Lab.de Contaminación Marina del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología (ICMyL) de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM).

Estudios realizados en la Planta de Tratamiento de Líquidos Cloacales (PTLC) de Bahía Blanca.

Se llevaron a cabo muestreos quincenales en la descarga de la Planta de Tratamiento de Líquidos Cloacales (PTLC) de Bahía Blanca con el fin de evaluar la calidad del agua vertida al sistema. A tal efecto se determinaron los siguientes parámetros en la mencionada matriz:

- Temperatura del agua
- Conductividad / Salinidad del agua
- pH del agua
- Nutrientes inorgánicos (NO₂, NO₃, NH₄, PO₄, SiO₃) disueltos en el agua
- Materia orgánica particulada
- Material particulado en suspensión
- Sólidos suspendidos en 10´
- Sólidos suspendidos en 2 h
- Oxígeno disuelto en el agua
- Demanda química de oxígeno

- Metales pesados disueltos en el agua
- Hidrocarburos totales disueltos/dispersos en el agua
- Grasas y aceites
- Sulfatos
- Cloruros
- Alcalinidad parcial
- Alcalinidad total
- Carbonatos
- Bicarbonatos
- Sodio
- Potasio
- Calcio
- Magnesio
- Residuo

Las metodologías empleadas para estas determinaciones son las mismas mencionadas en el ítem previo, a las que se debe agregar:

- Sólidos suspendidos en 10': medidos en Conos de Imhoff
- Sólidos suspendidos en 2 h : medidos en Conos de Imhoff
- Demanda química de oxígeno : Hach (1978)
- Grasas y aceites : US EPA (2002)
- Sulfatos : APHA (1992)
- Cloruros : APHA (1992)
- Alcalinidad parcial : APHA (1992)
- Alcalinidad total : APHA (1992)
- Carbonatos : APHA (1992)
- Bicarbonatos : APHA (1992)
- Sodio : APHA (1992)

- Potasio : APHA (1992)
- Calcio : APHA (1992)
- Magnesio : APHA (1992)
- Residuo : APHA (1992)

Los trabajos de campo, de laboratorio, de procesamiento de datos, e interpretación de la información obtenida fueron realizados por personal científico y técnico del Laboratorio de Química Marina del Instituto Argentino de Oceanografía (IADO), con la colaboración del Lab. de Química Ambiental (Depto.de Química, UNS). Los profesionales que han intervenido en esta etapa fueron:

Dr Jorge Marcovecchio (IADO - CONICET)

Lic Raúl Asteasuain (IADO - CONICET)

Lic Sandra Botté (IADO - CONICET)

Lic María Nedda Chiarello (IADO - CONICET)

Lic Javier Arlenghi (IADO-CONICET)

Dr Rubén Hugo Freije (UNS)

Lic Ana María Martínez (UNS)

Srta Alejandra Moratto (pasante UNS)

RESULTADOS OBTENIDOS

A continuación se presentan los resultados obtenidos en los análisis de las muestras tomadas durante las campañas correspondientes. Se informan por separado los resultados de la evaluación del Area de la Descarga y los de la PTLC.

1. Resultados para el área de descarga del sistema cloacal

Los datos obtenidos para los diferentes parámetros físico-químicos estudiados en el período que aquí se informa se presentan en las **Figuras 3** a **26**. Esas figuras sintetizan las variaciones de los parámetros evaluados en cada una de las campañas de investigación realizadas, y sirven como una primera aproximación a la evaluación del impacto de la descarga sobre el sistema receptor.

A continuación se presentan los datos obtenidos del estudio de sustancias potencialmente contaminantes, cuyos resultados están incluidos en las **Figuras 27** a **34**. Estas figuras incluyen los datos de metales pesados disueltos en el agua del estuario así como particulados en los sedimentos del área bajo estudio durante el período informado.

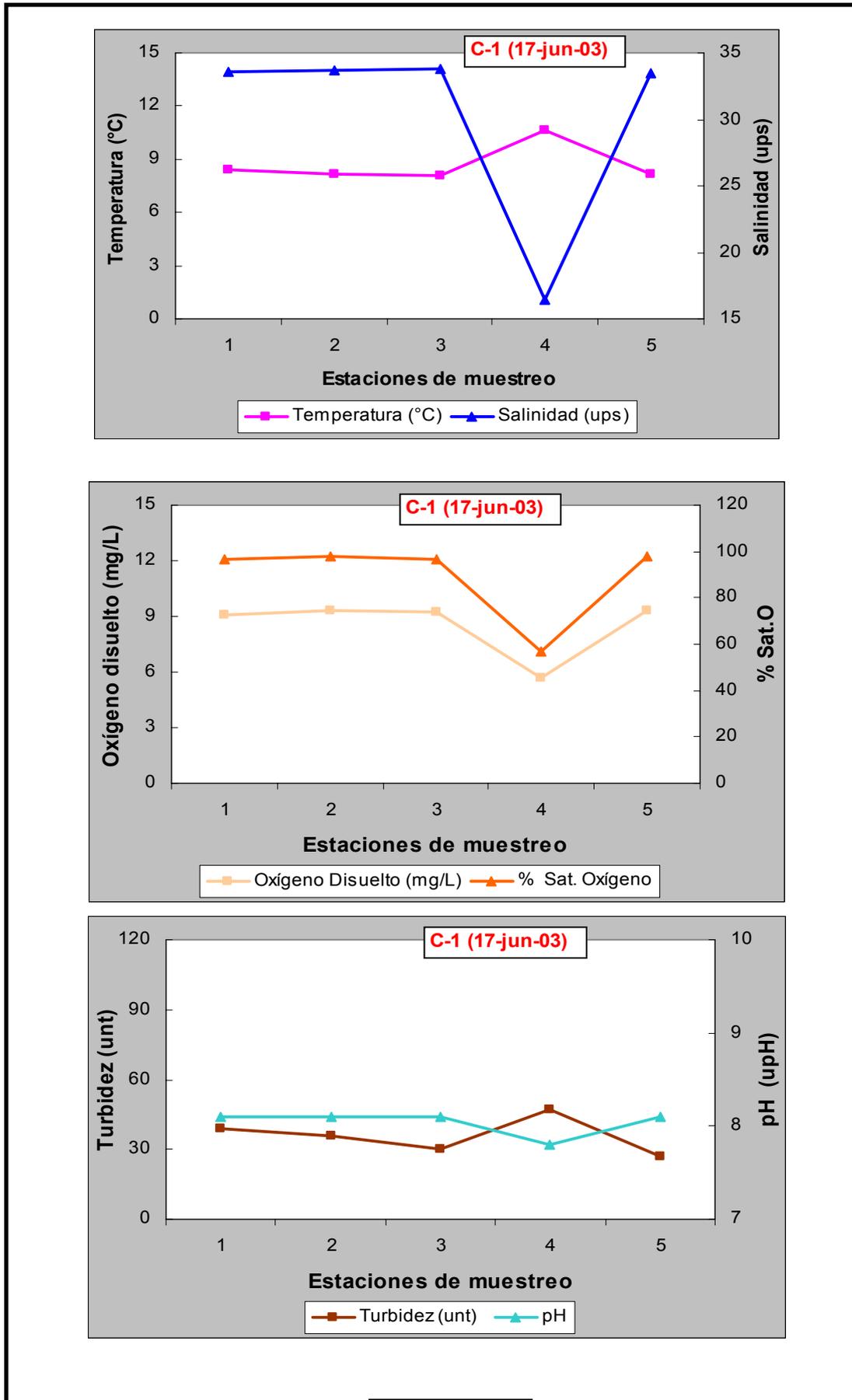


Figura 3

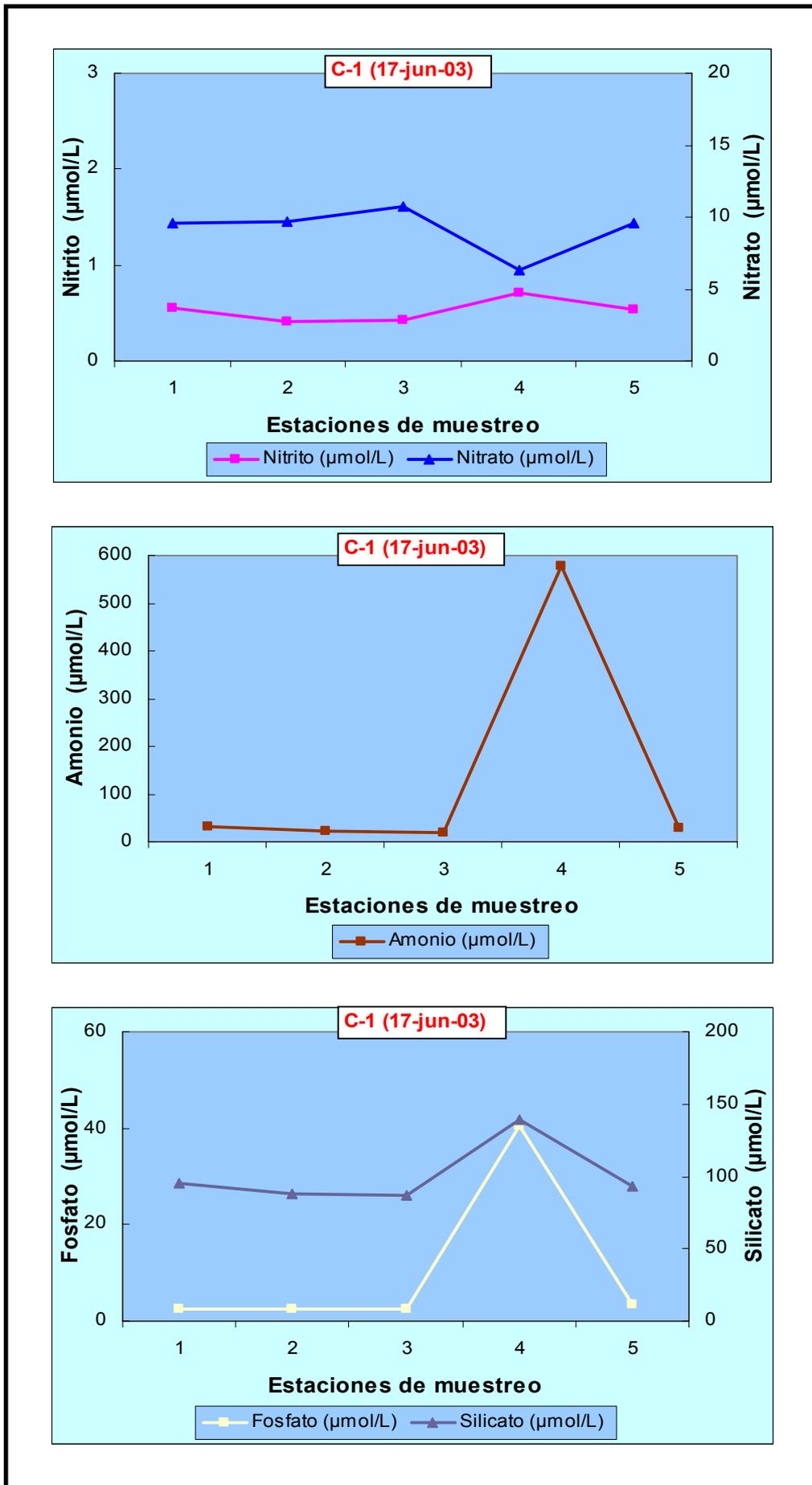


Figura 4

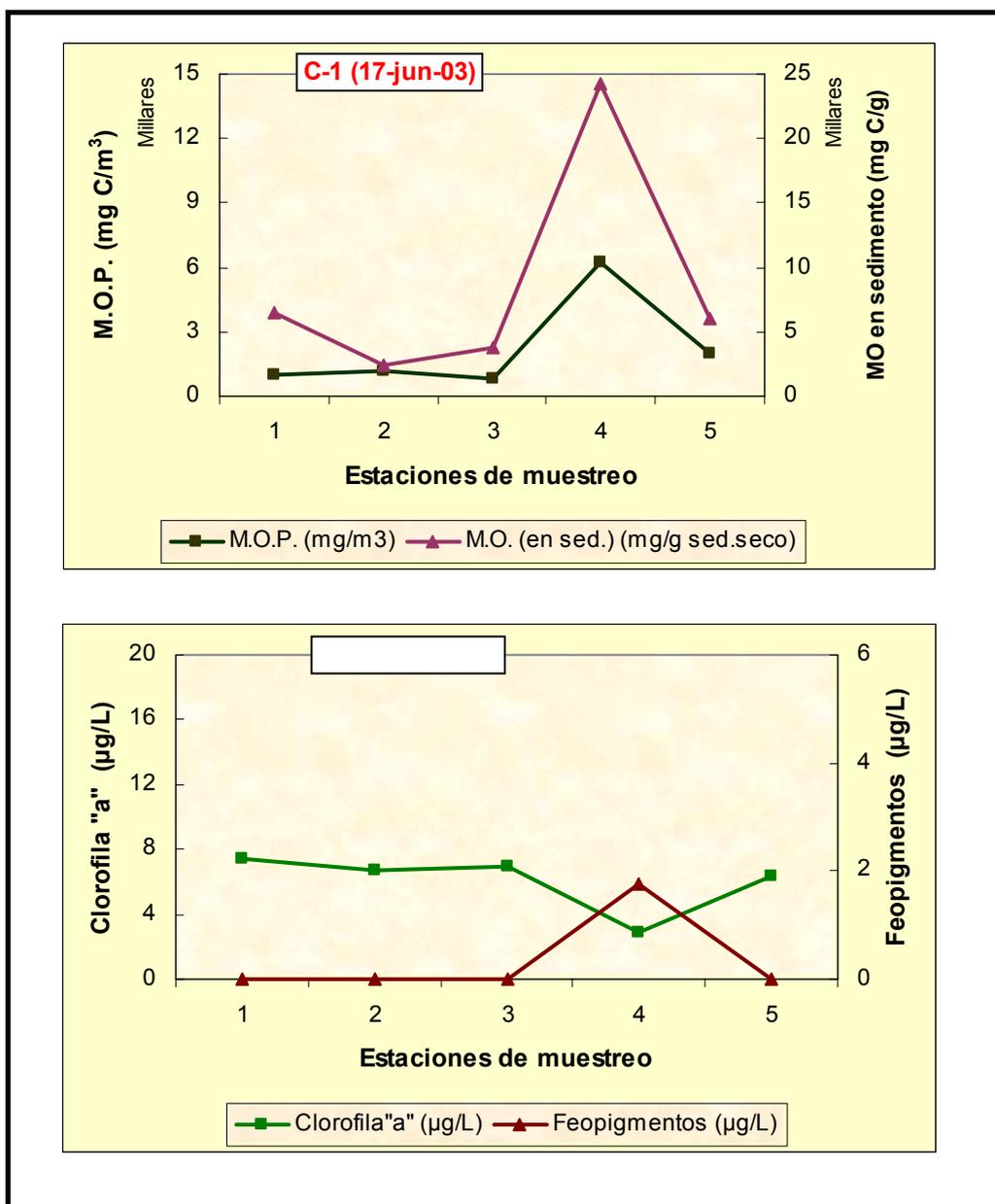


Figura 5

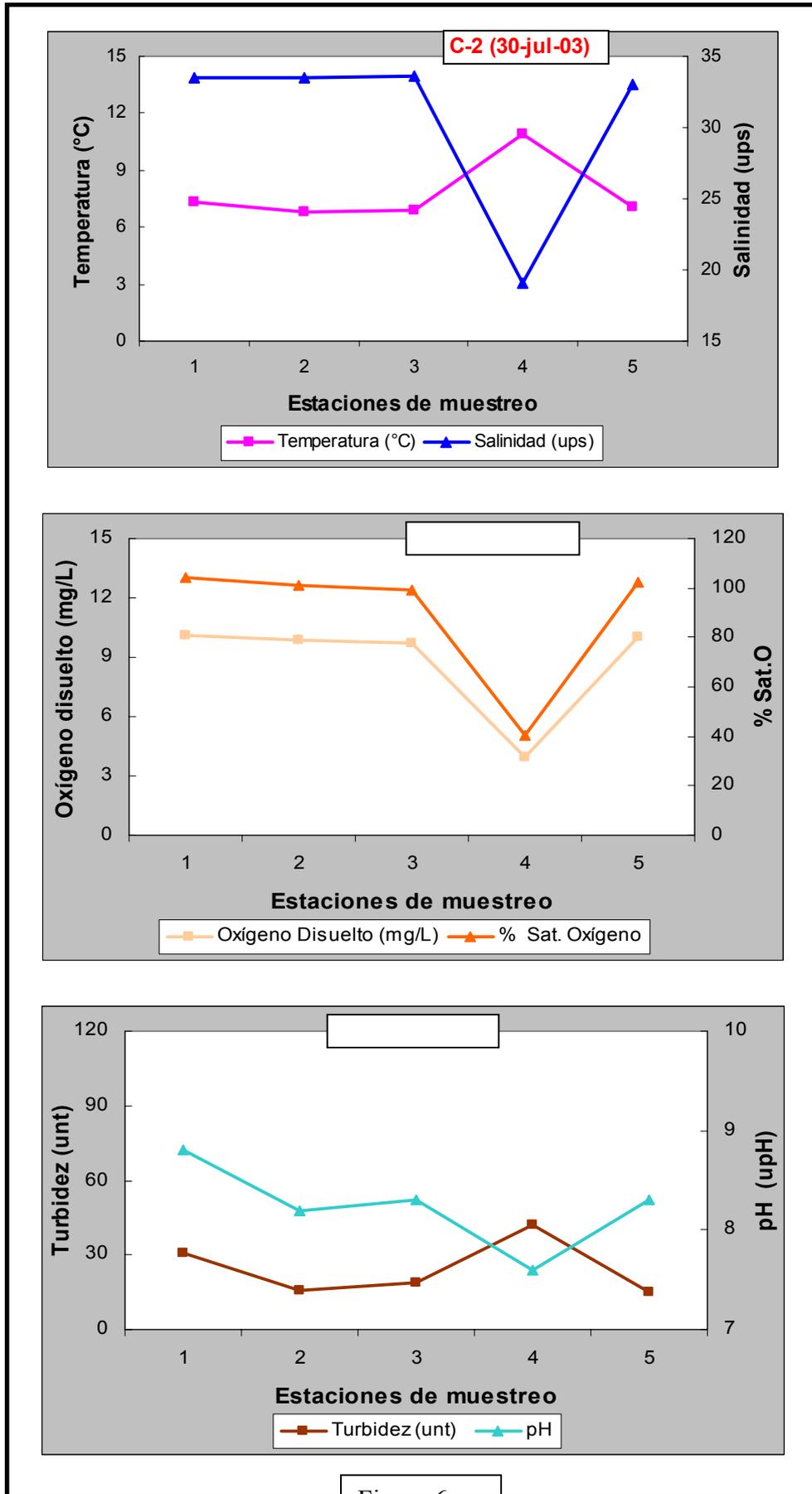


Figura 6

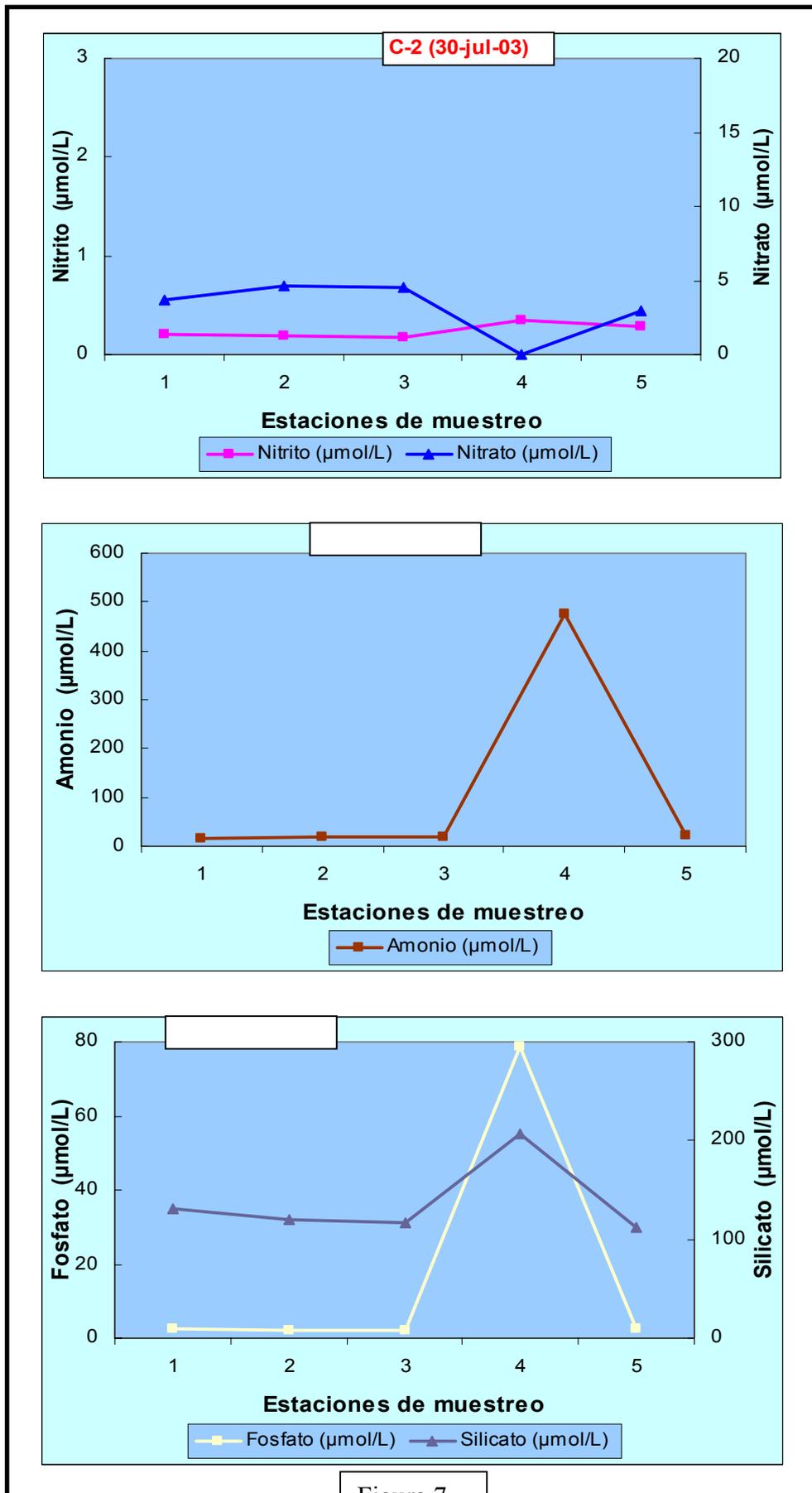


Figura 7

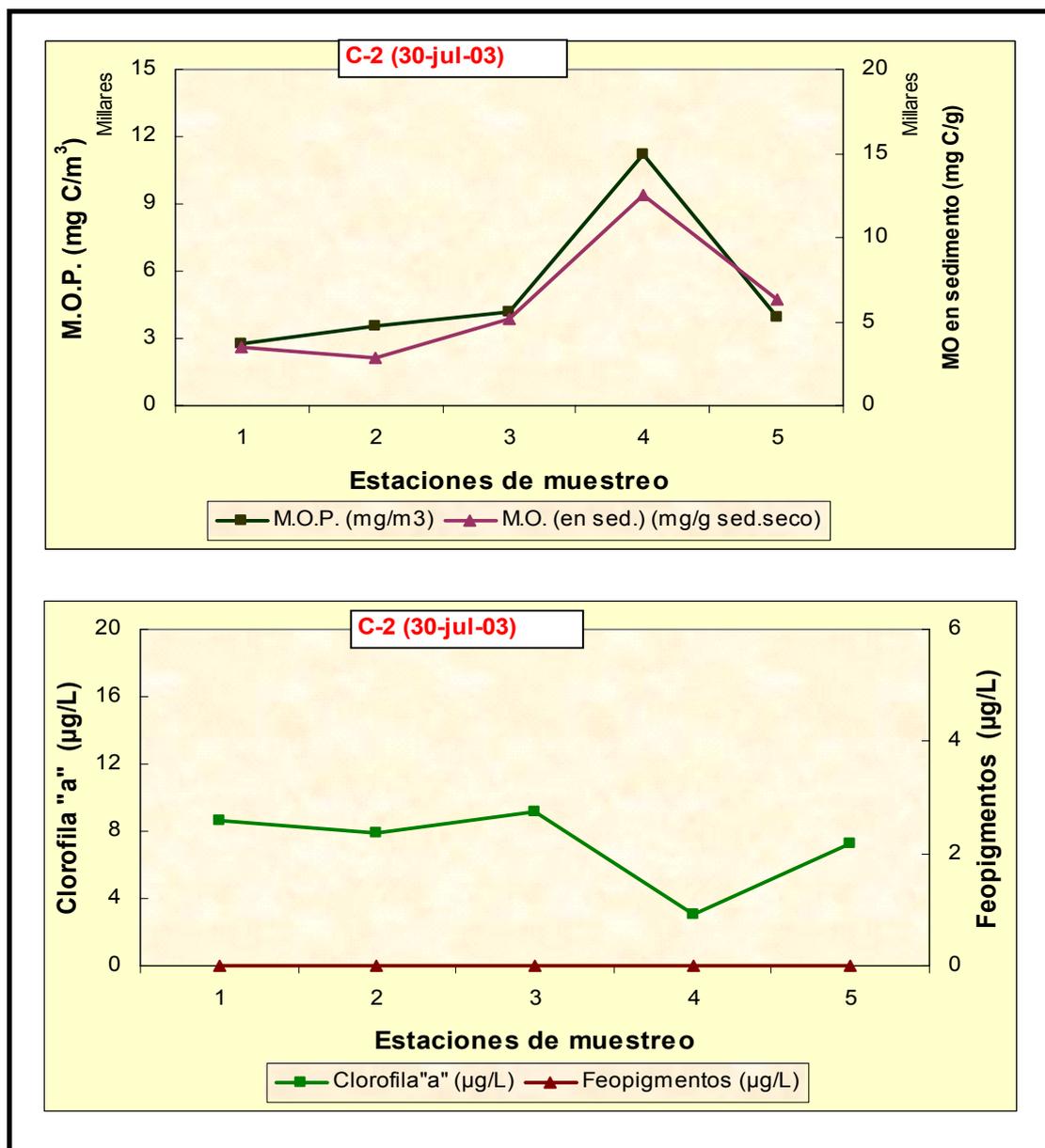


Figura 8

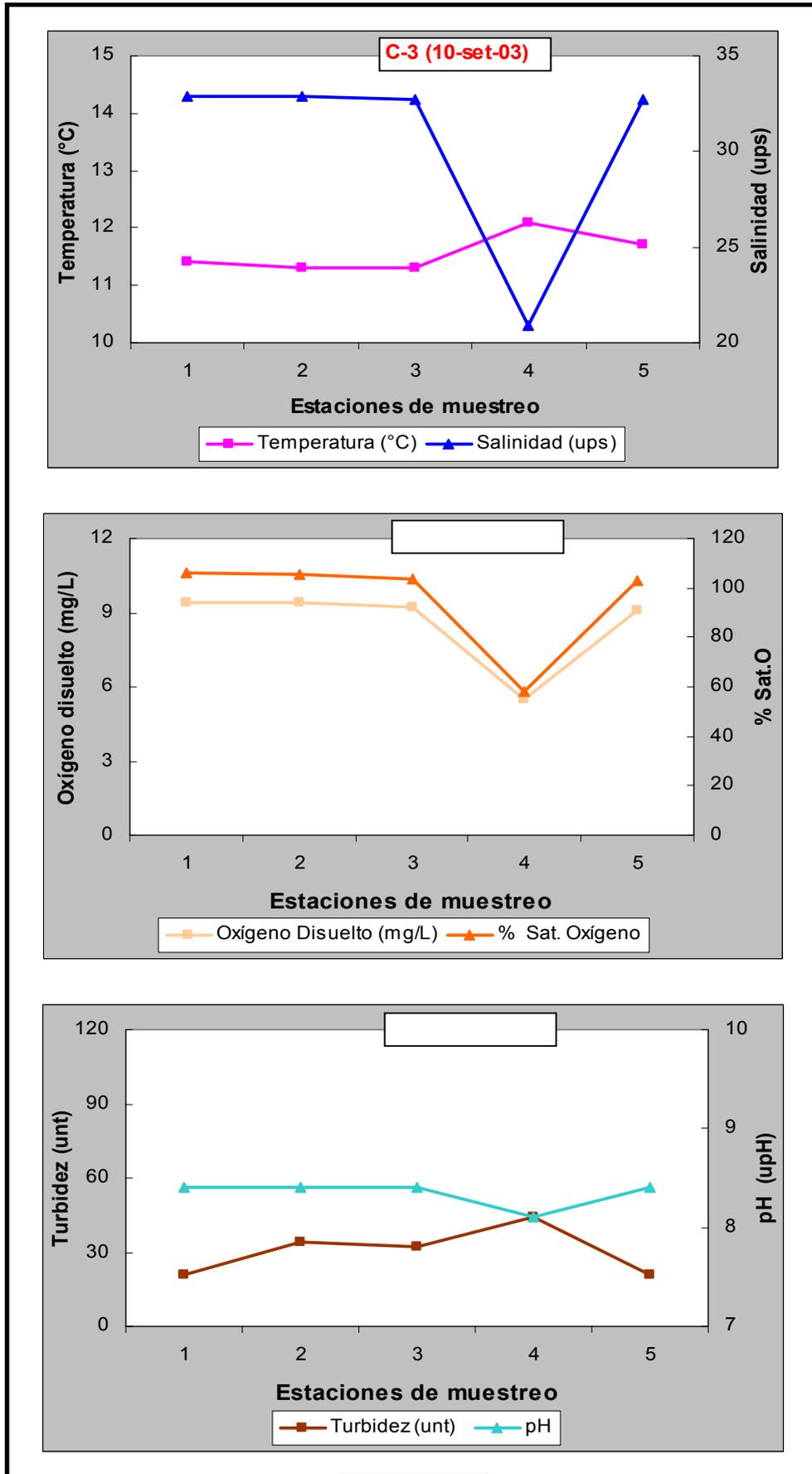


Figura 9

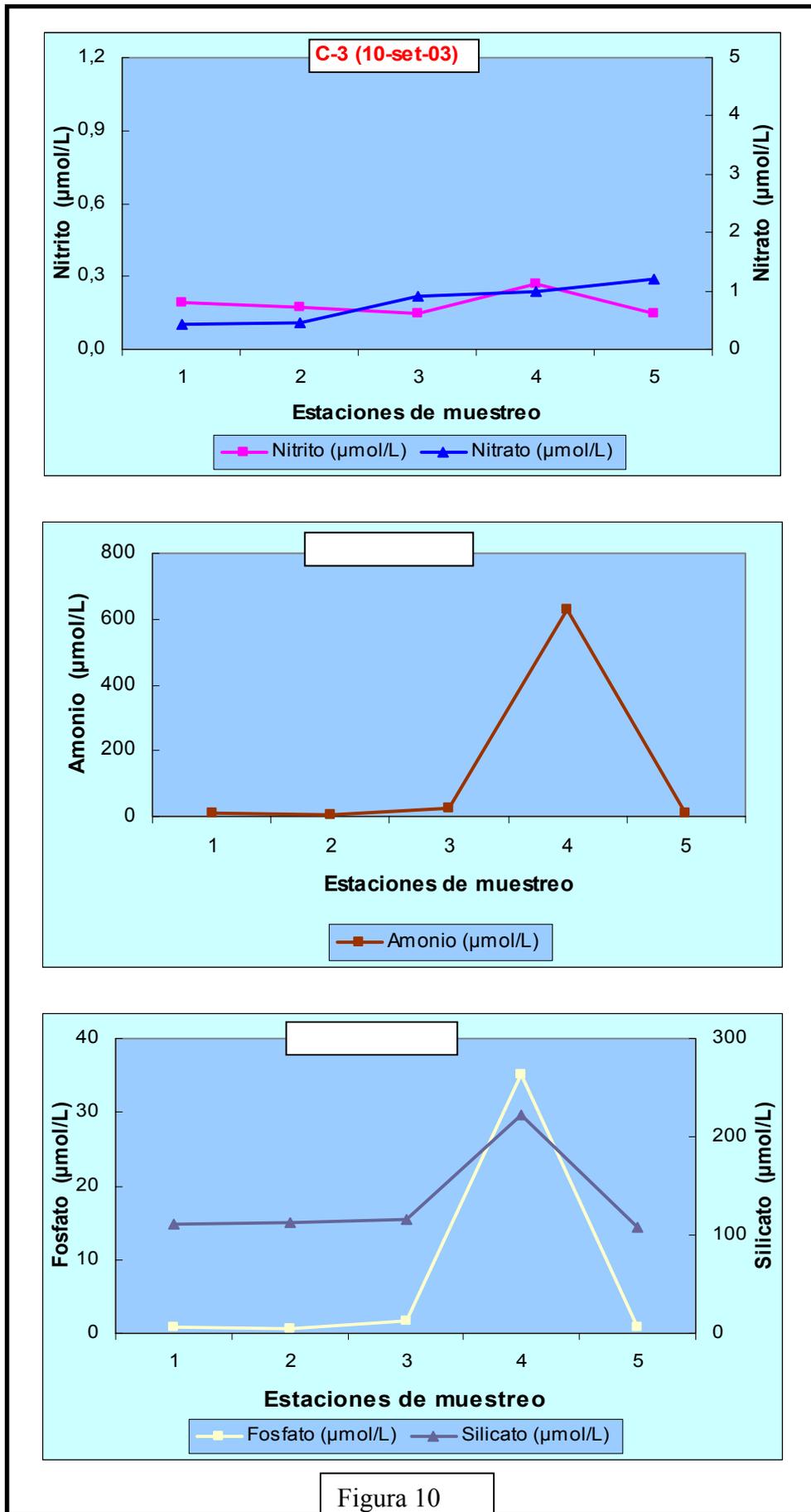


Figura 10

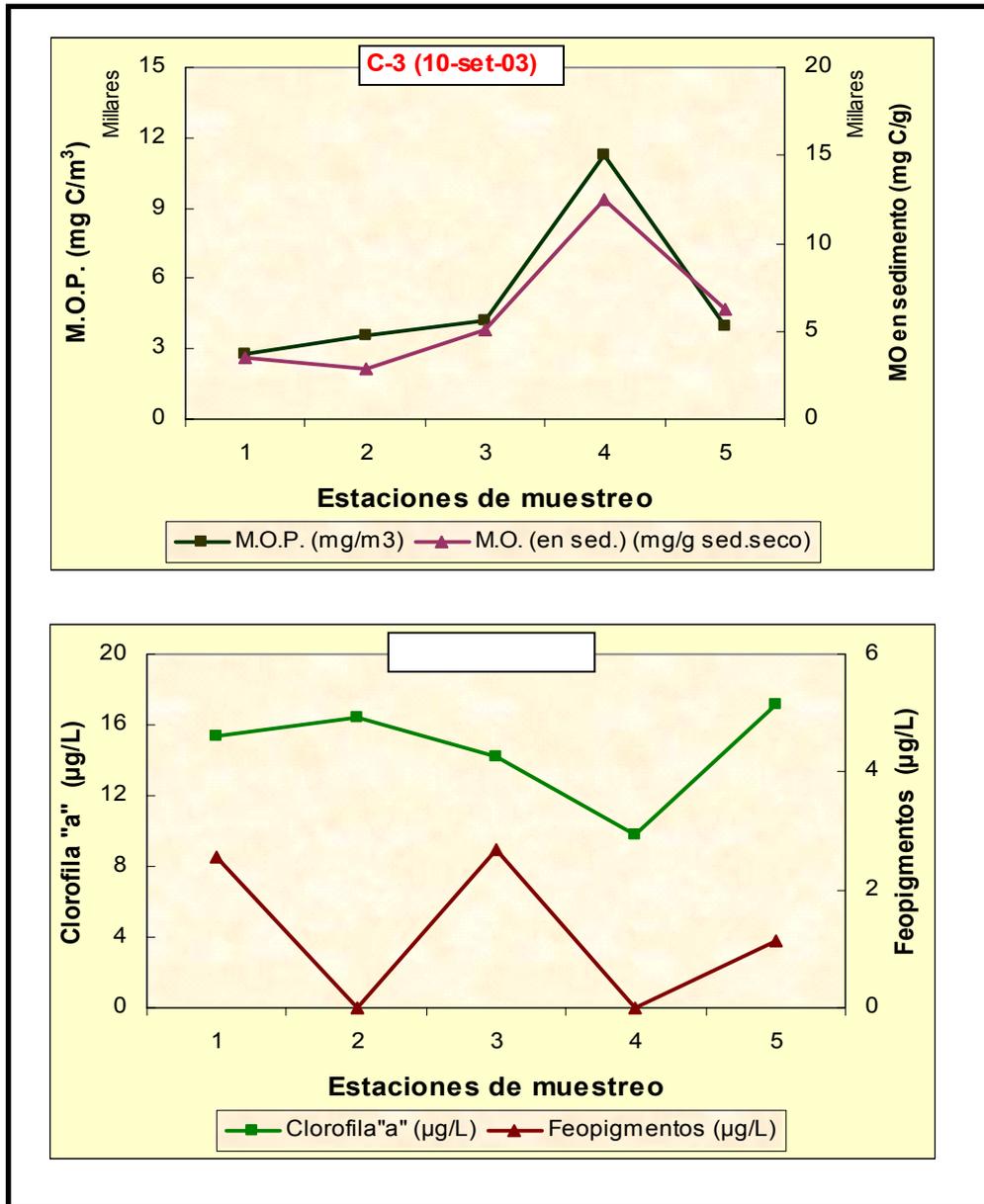


Figura 11

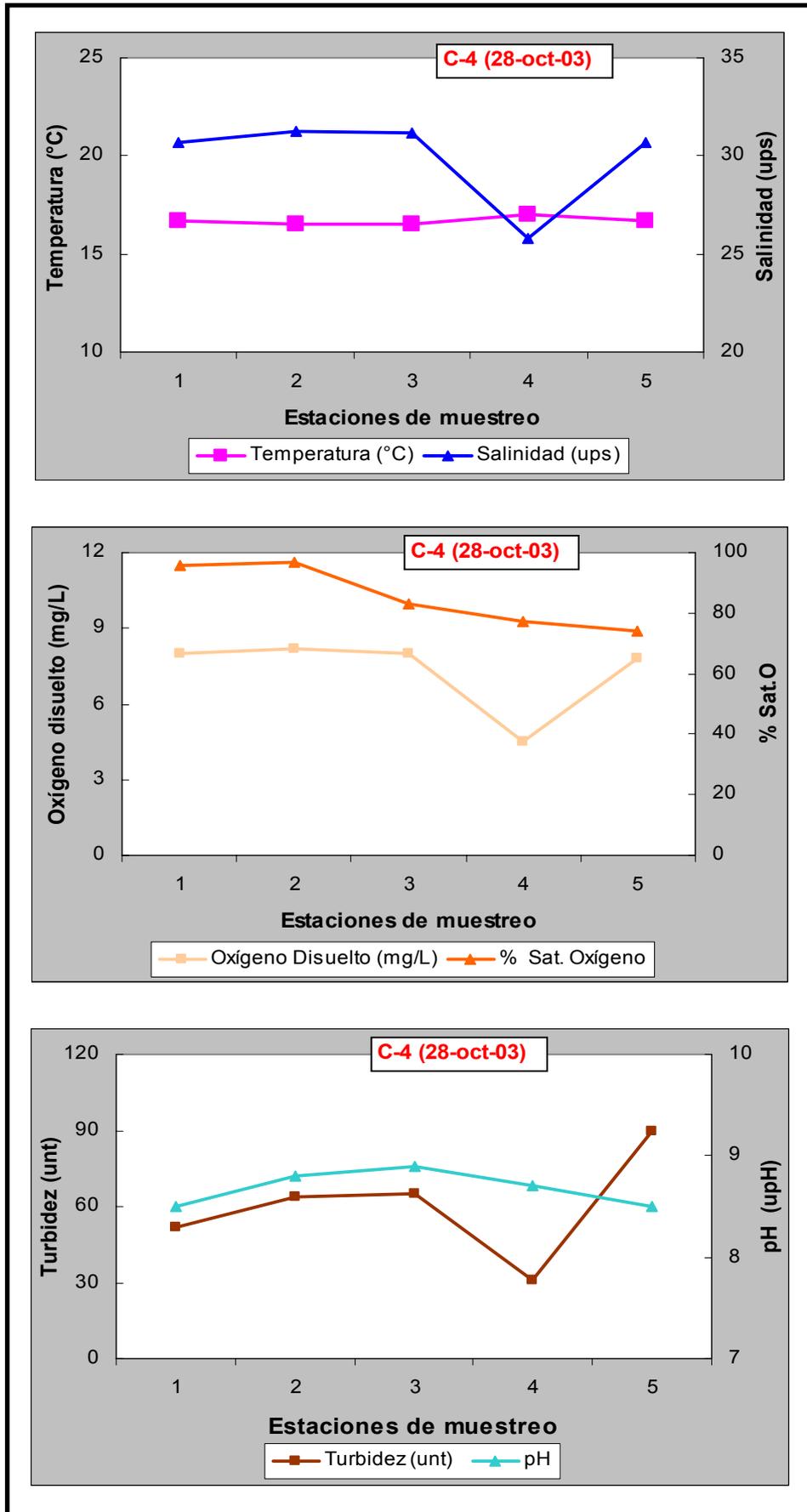


Figura 12

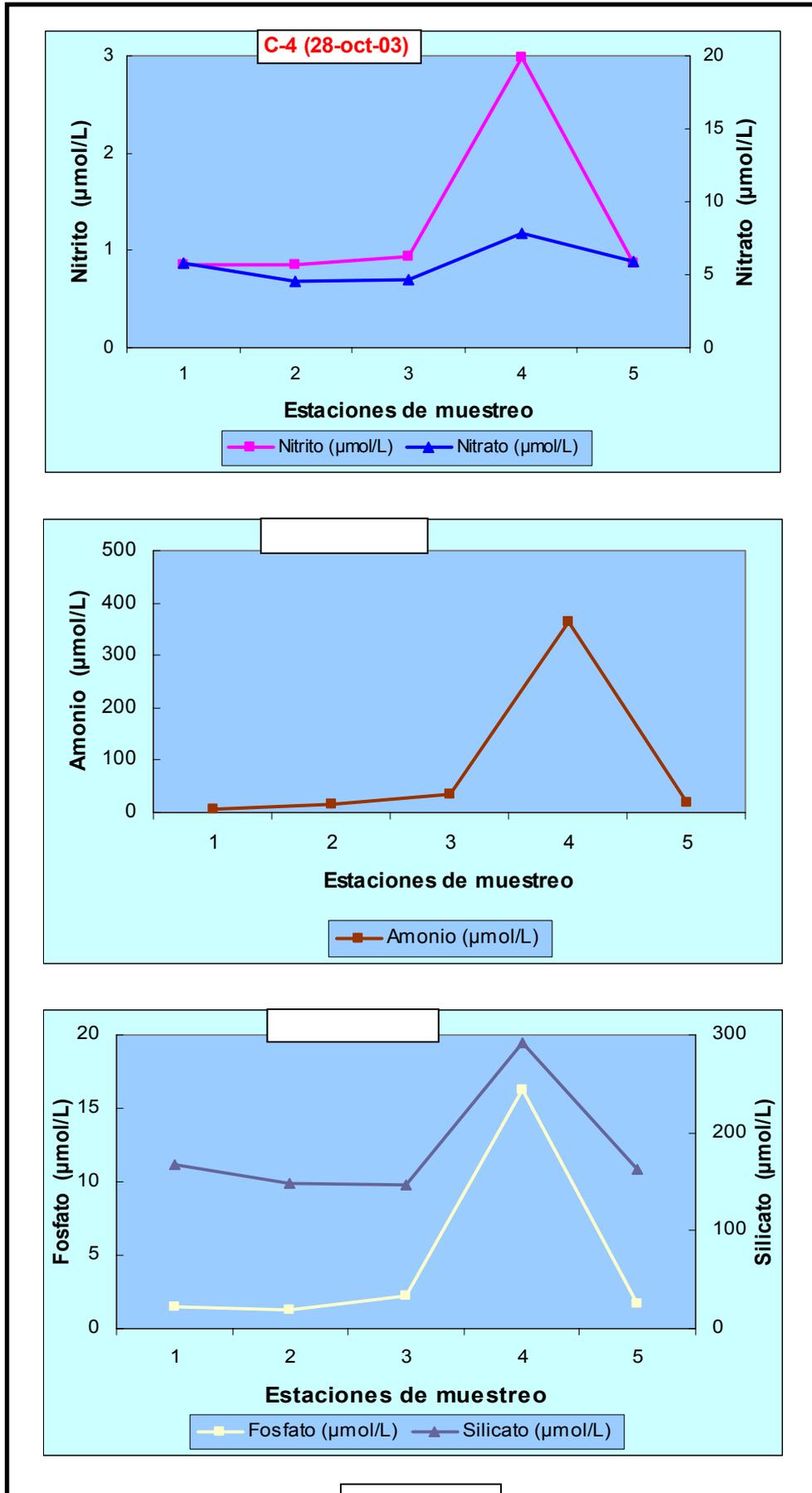


Figura 13

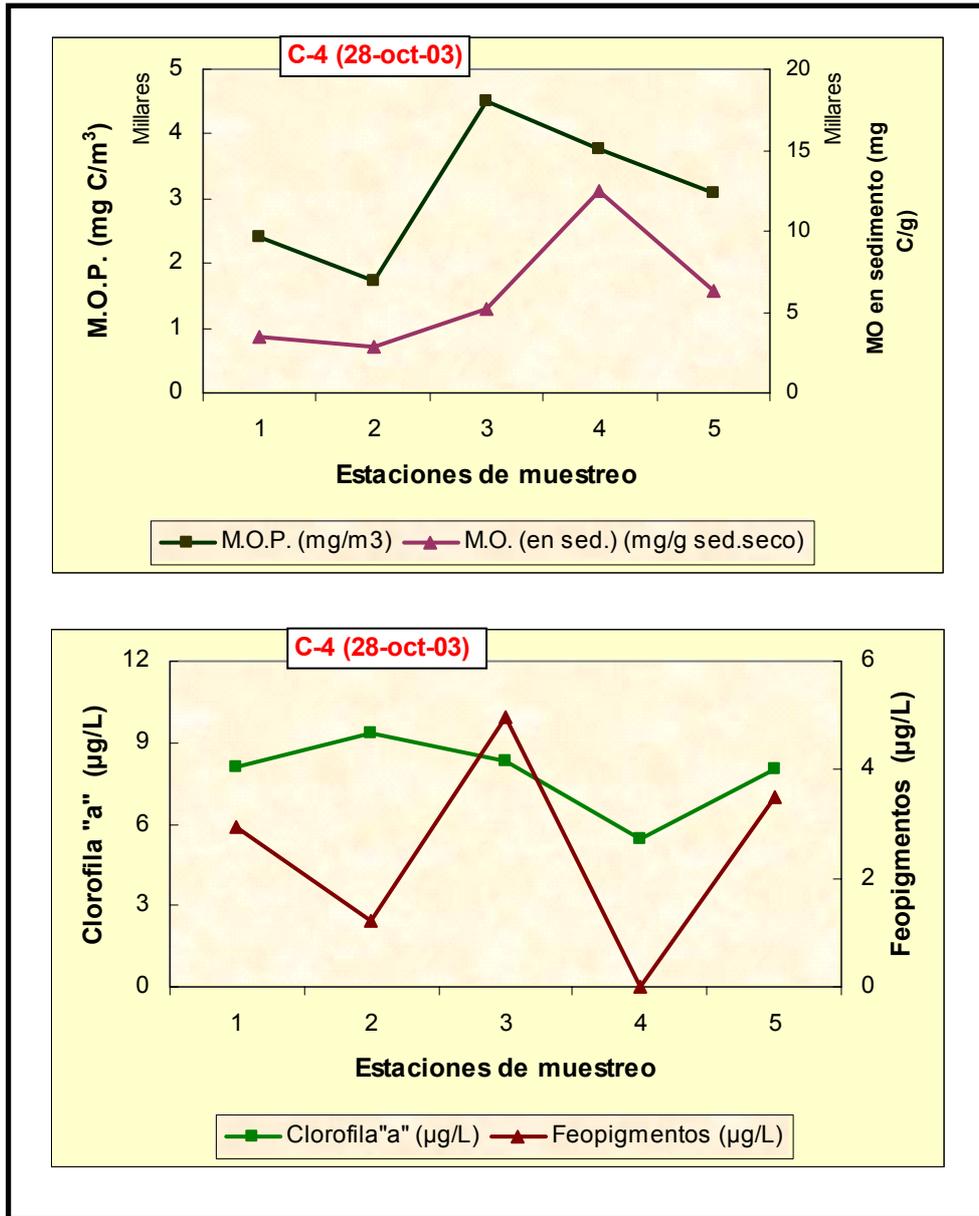


Figura 14

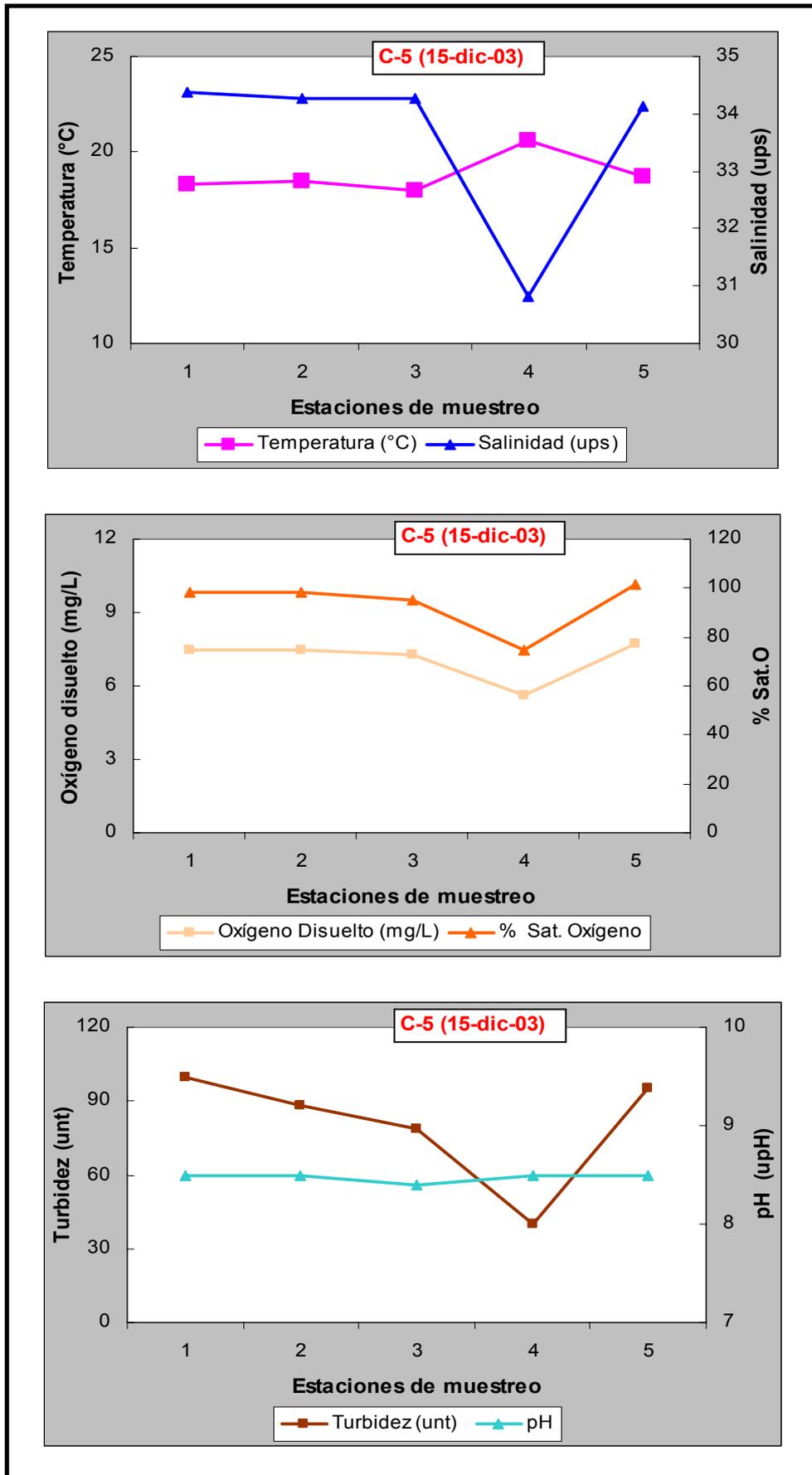


Figura 15

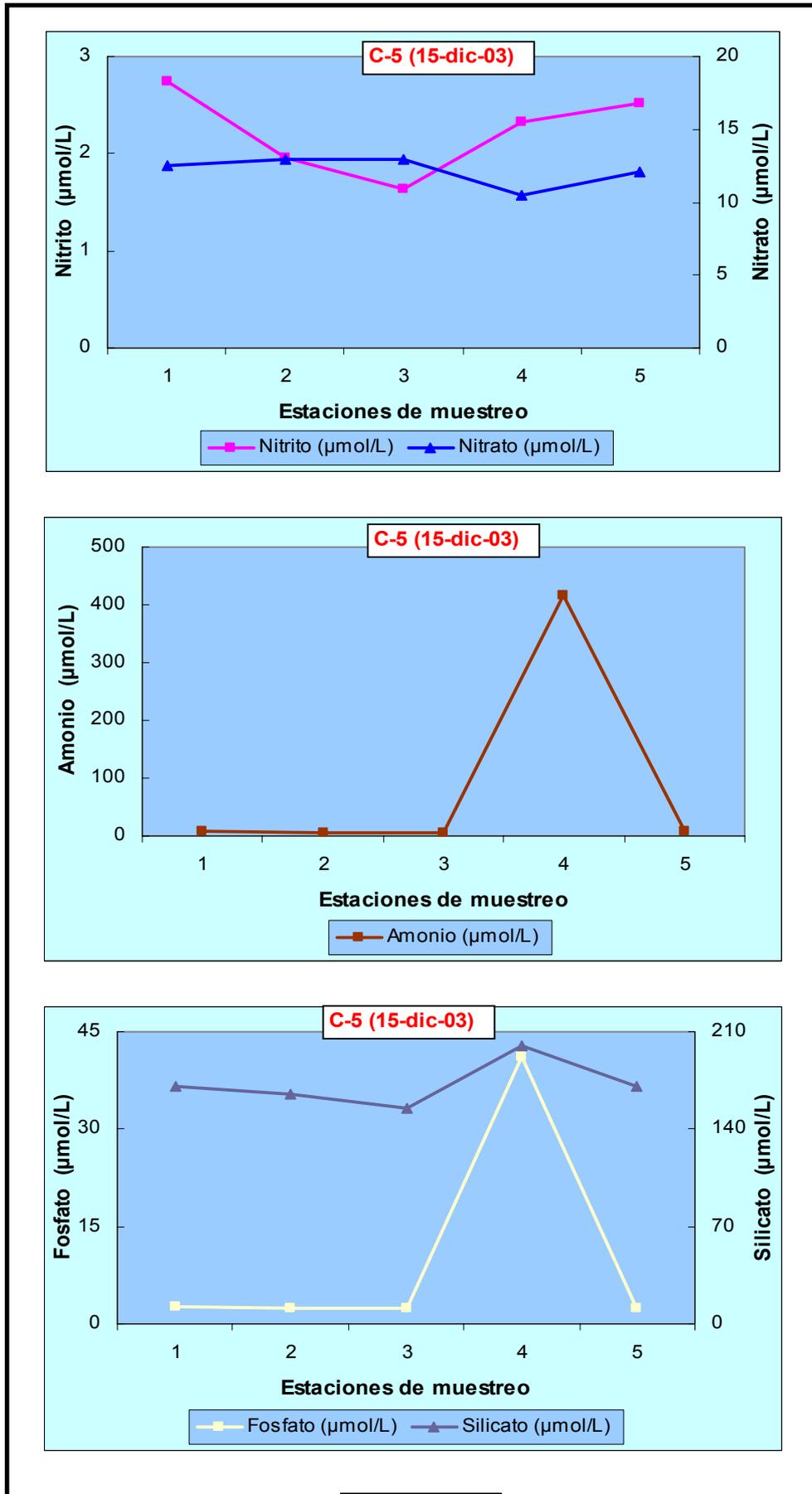


Figura 16

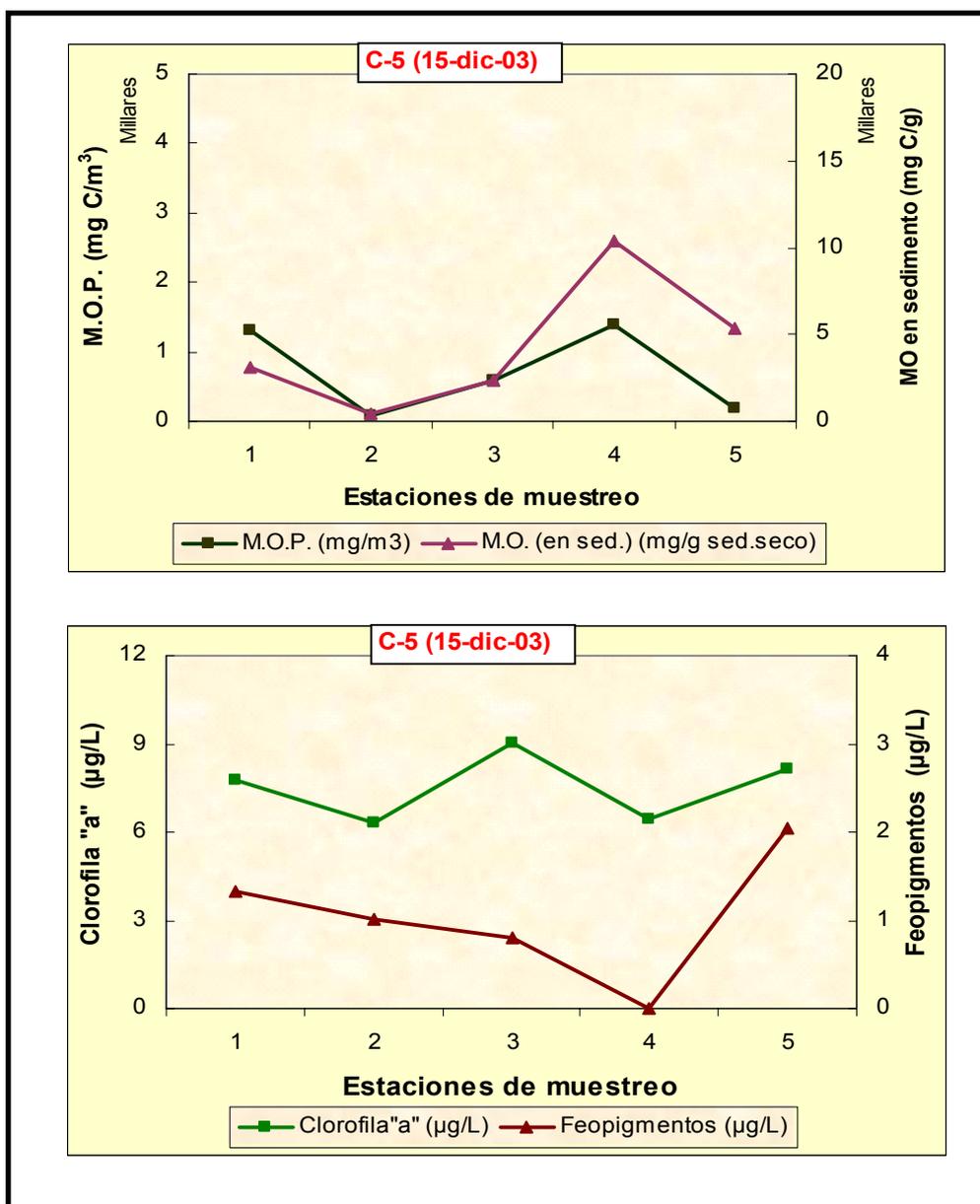


Figura 17

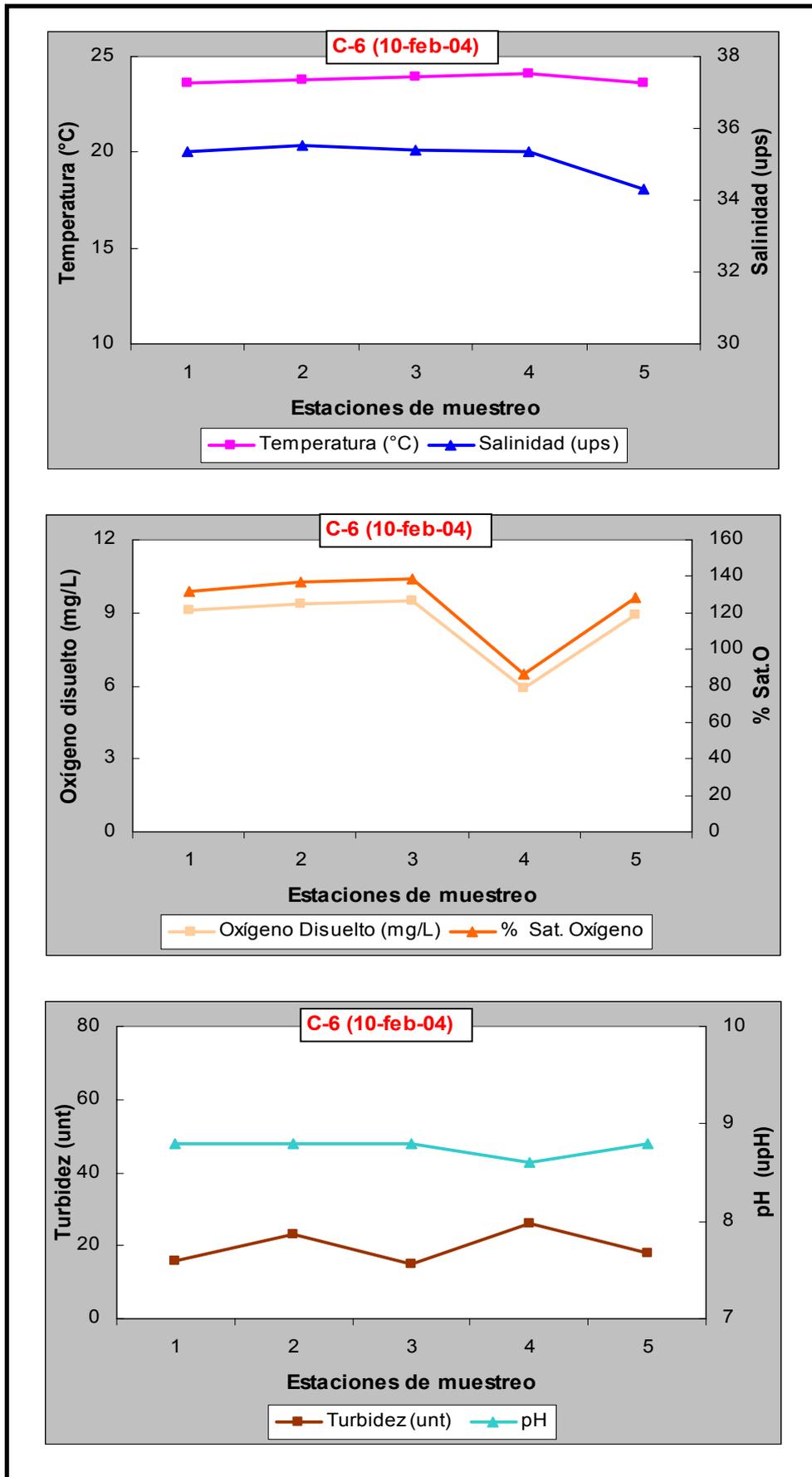


Figura 18

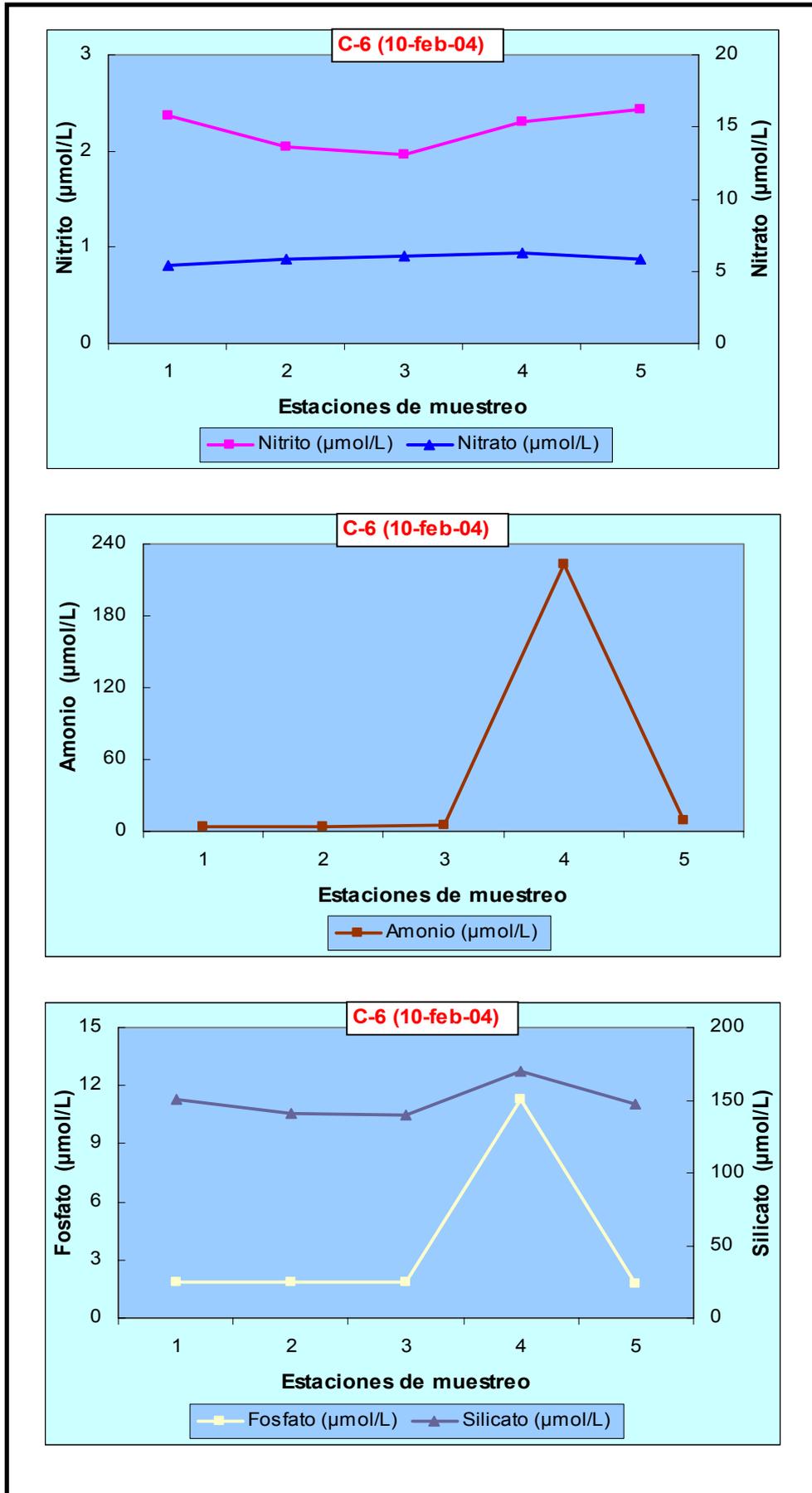


Figura 19

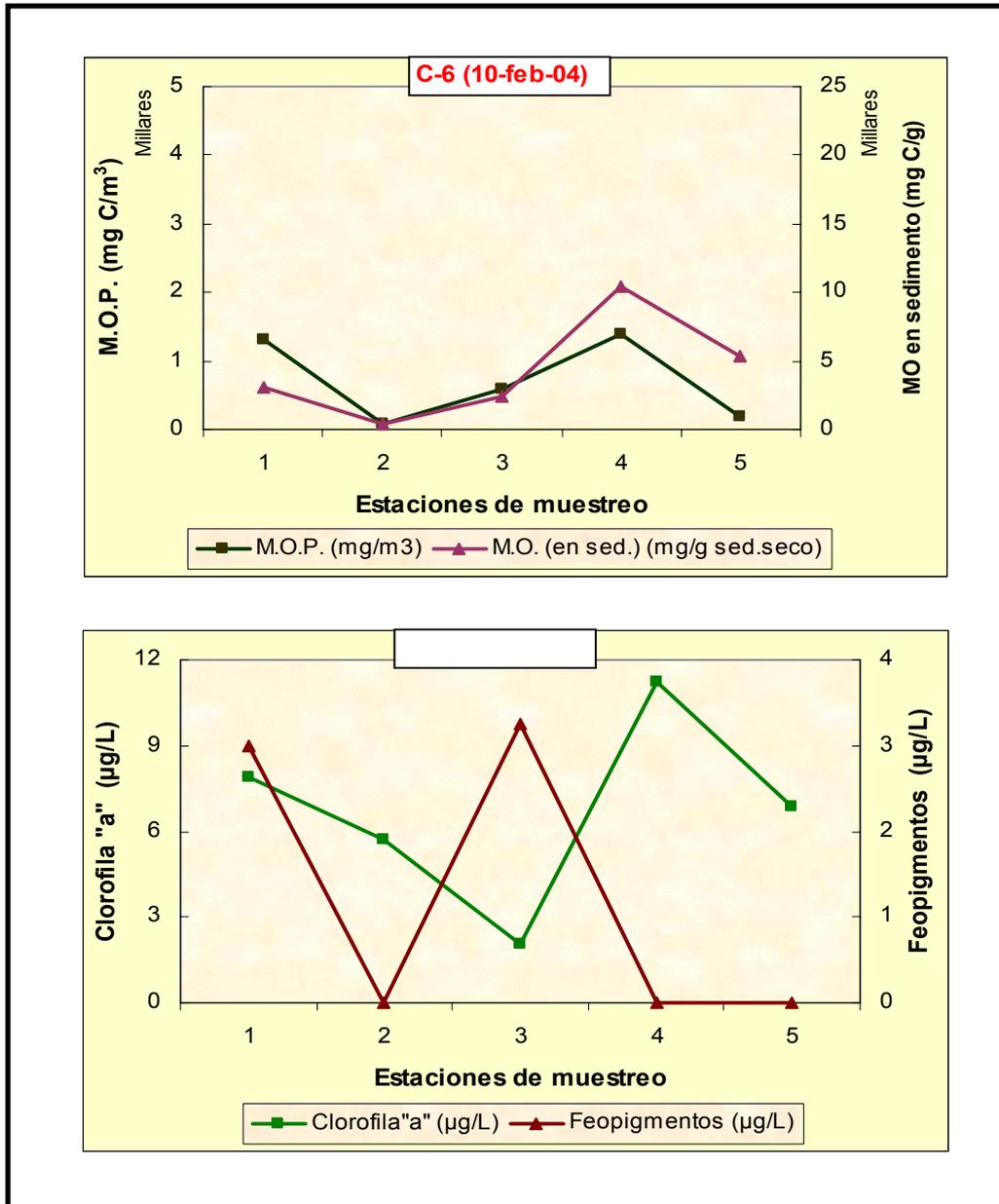


Figura 20

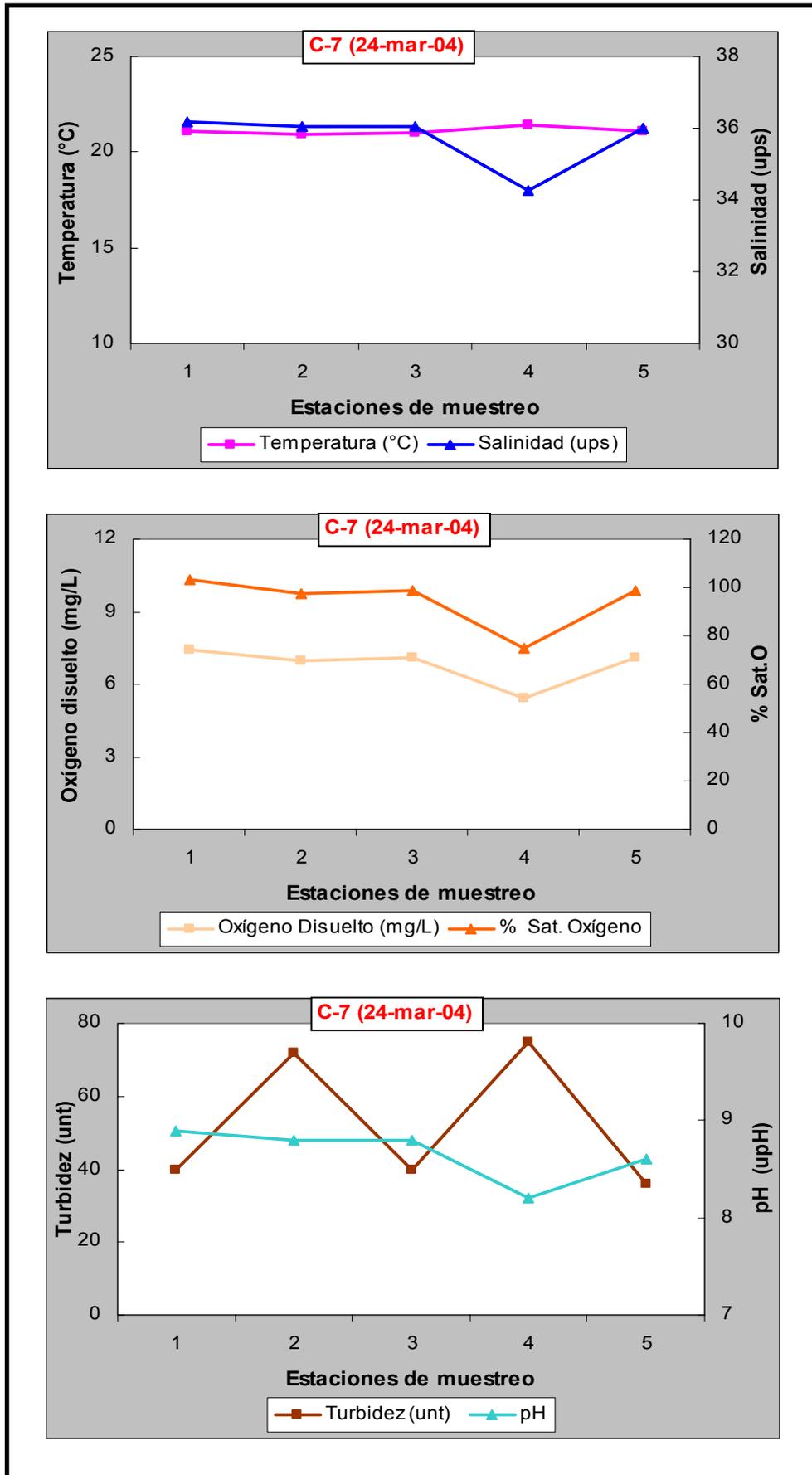


Figura 21

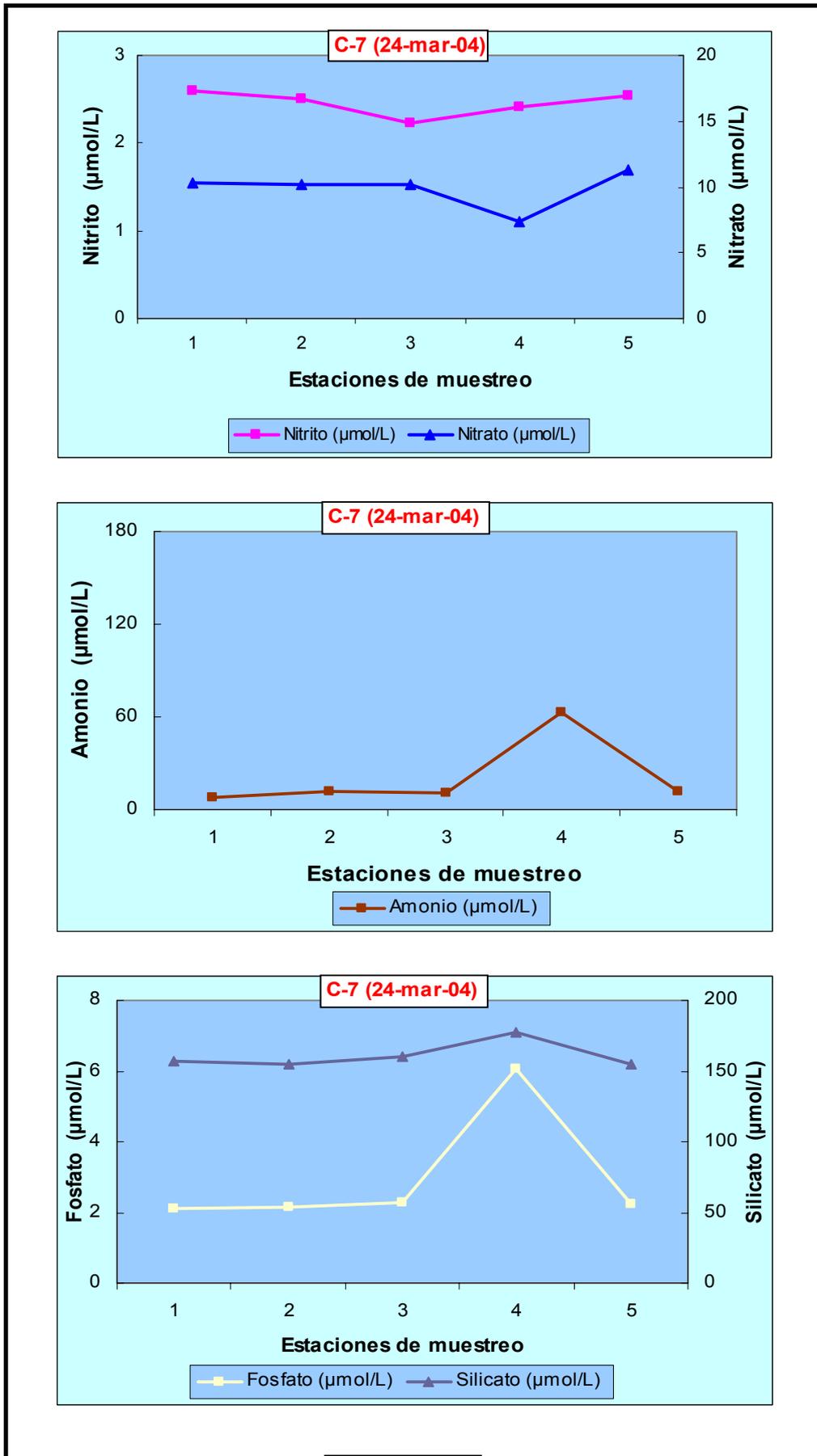


Figura 22

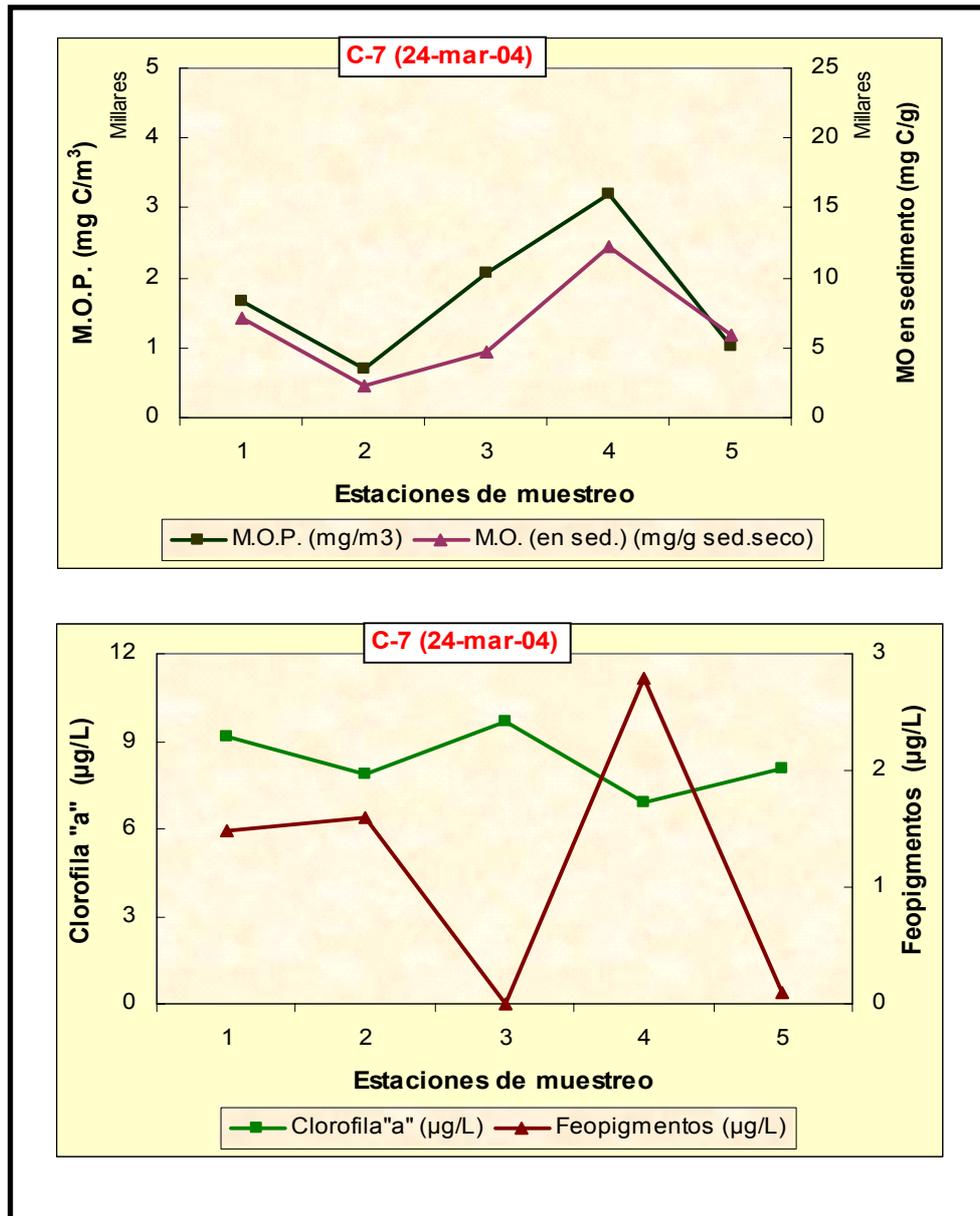


Figura 23

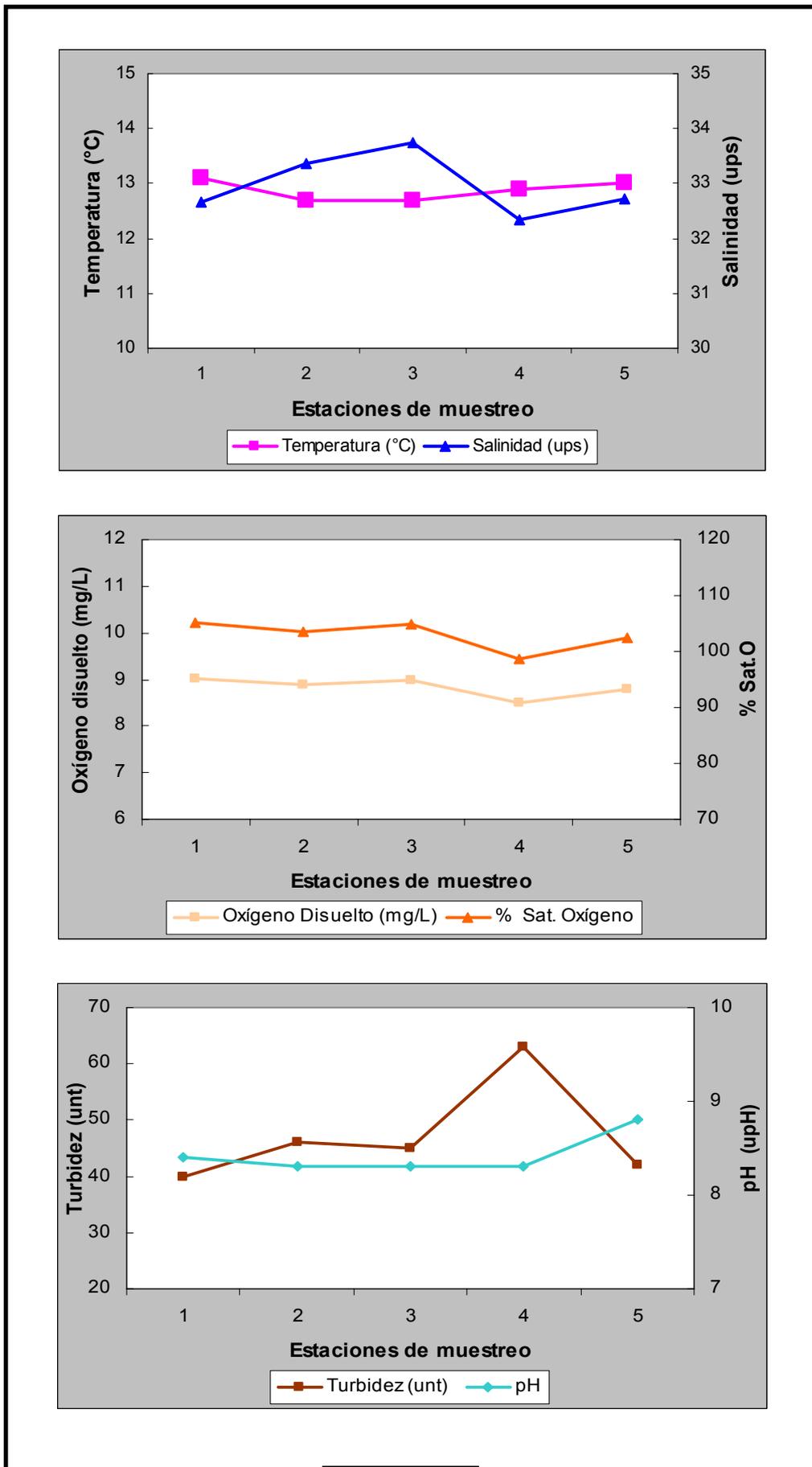


Figura 24

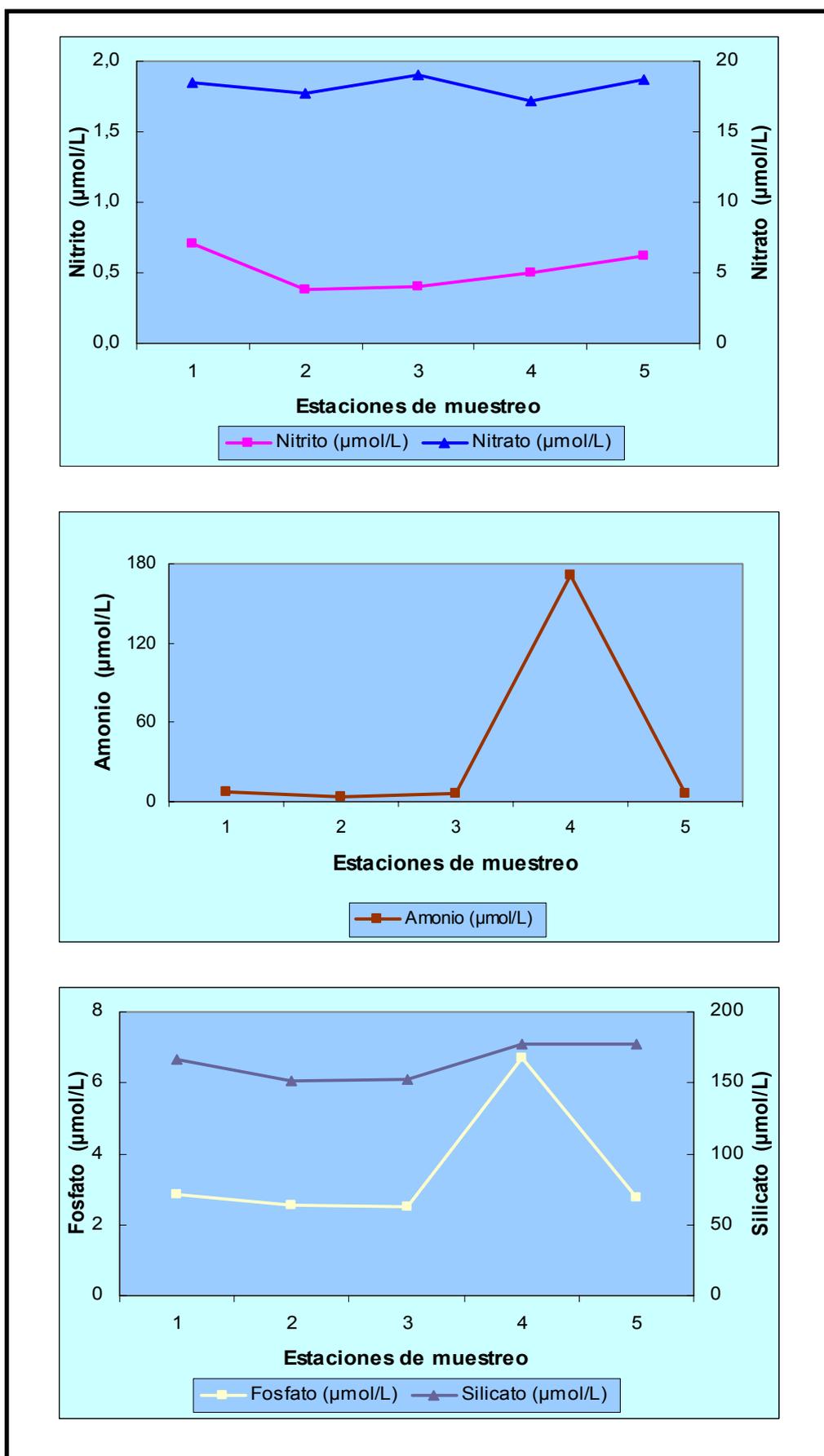


Figura 25

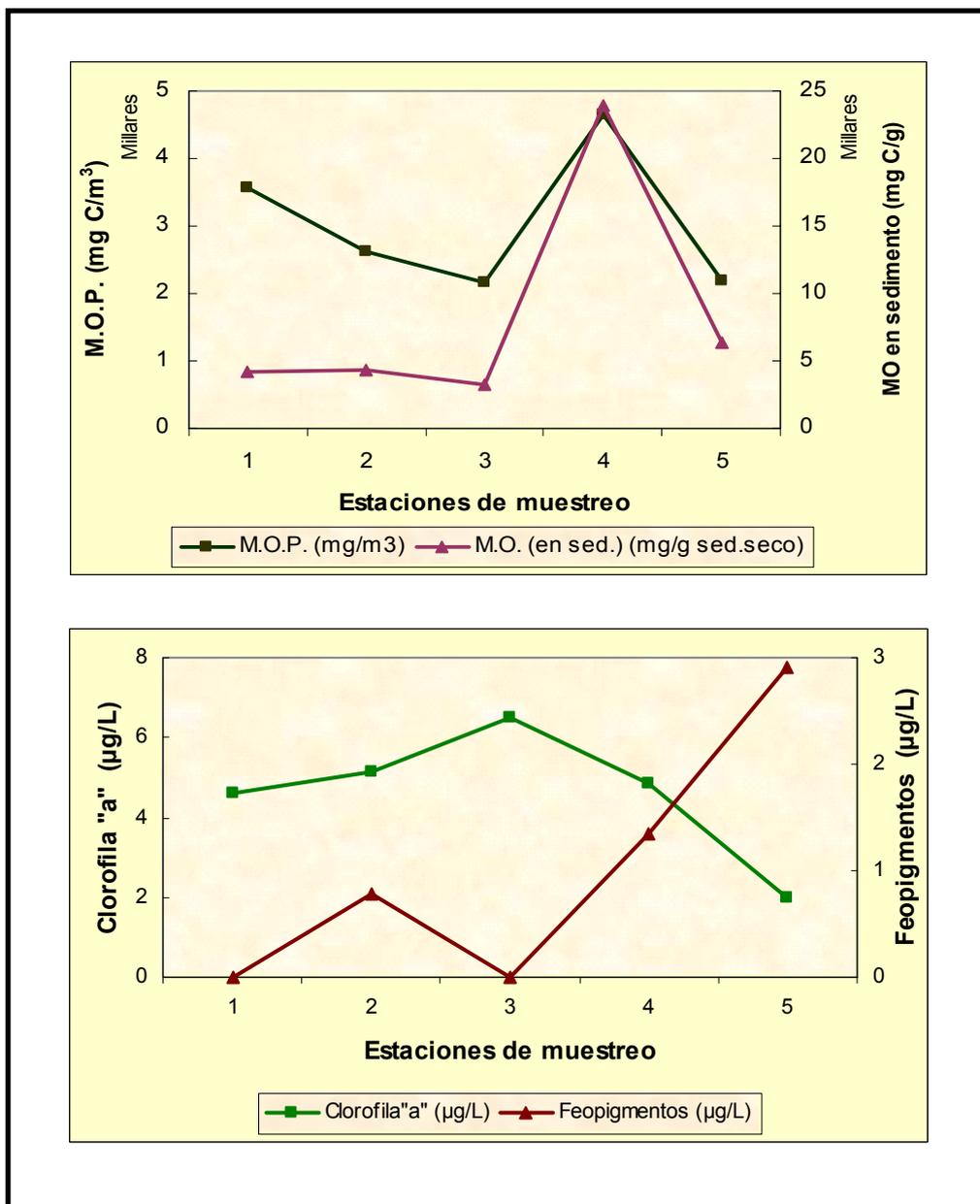


Figura 26

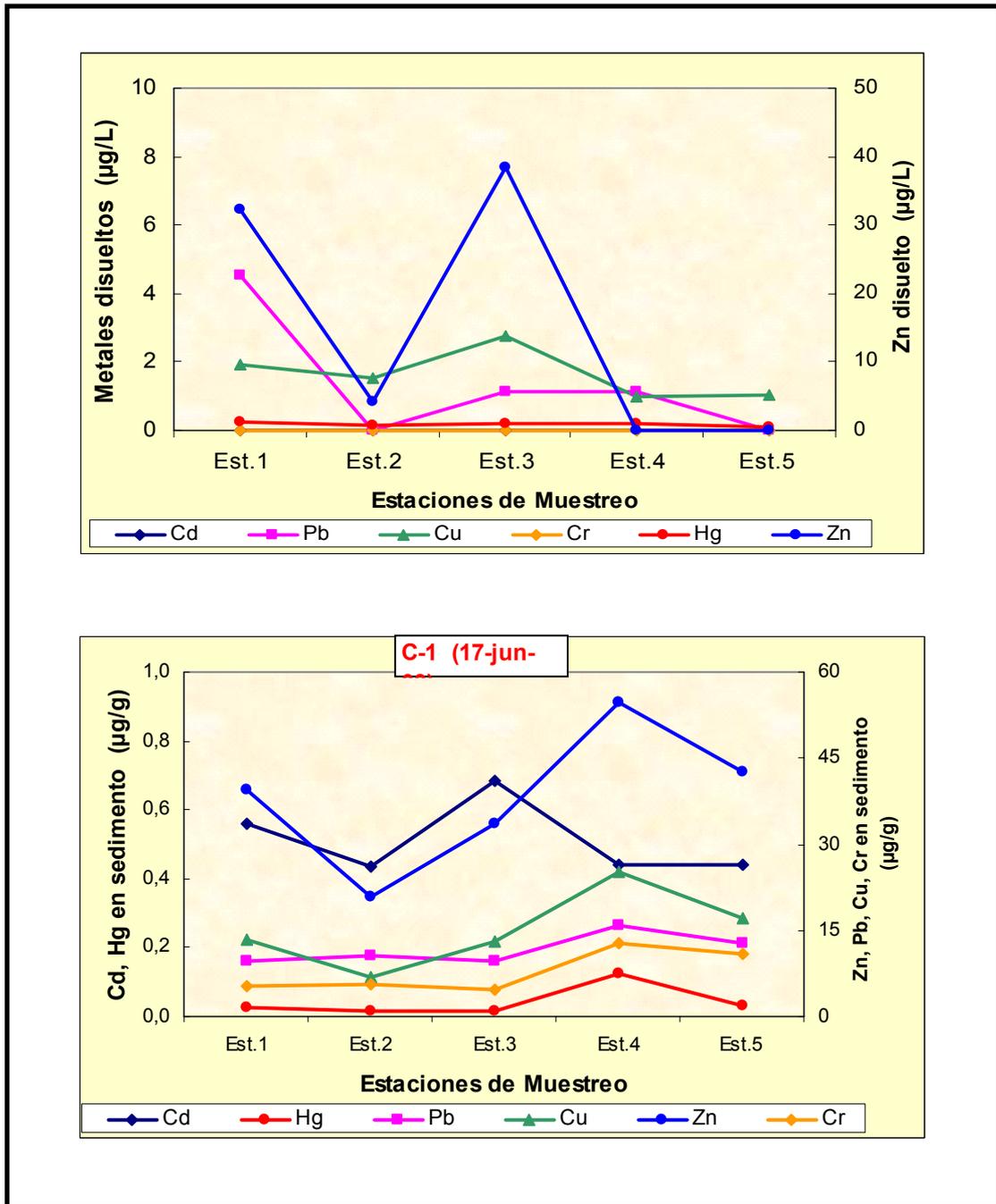


Figura 27

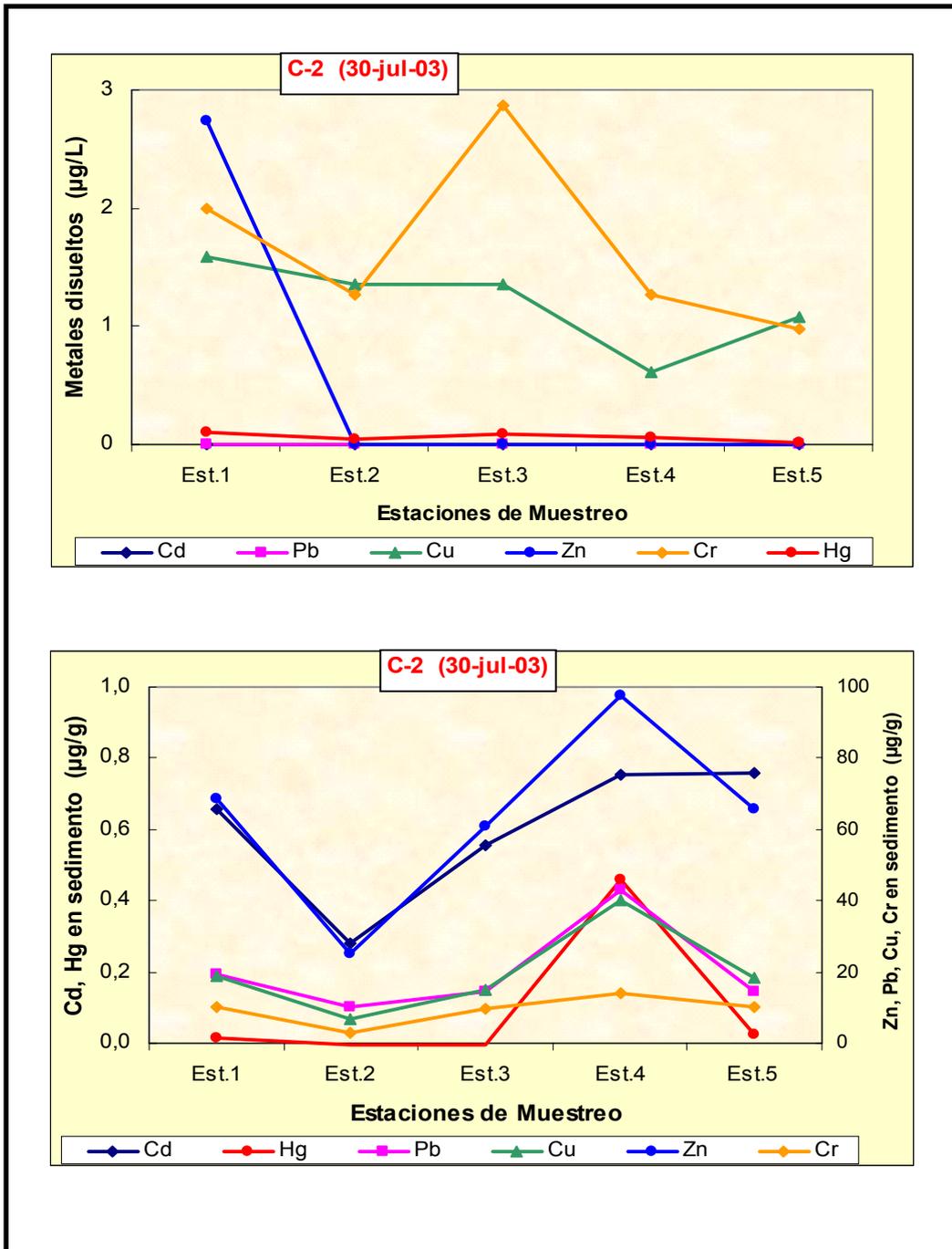


Figura 28

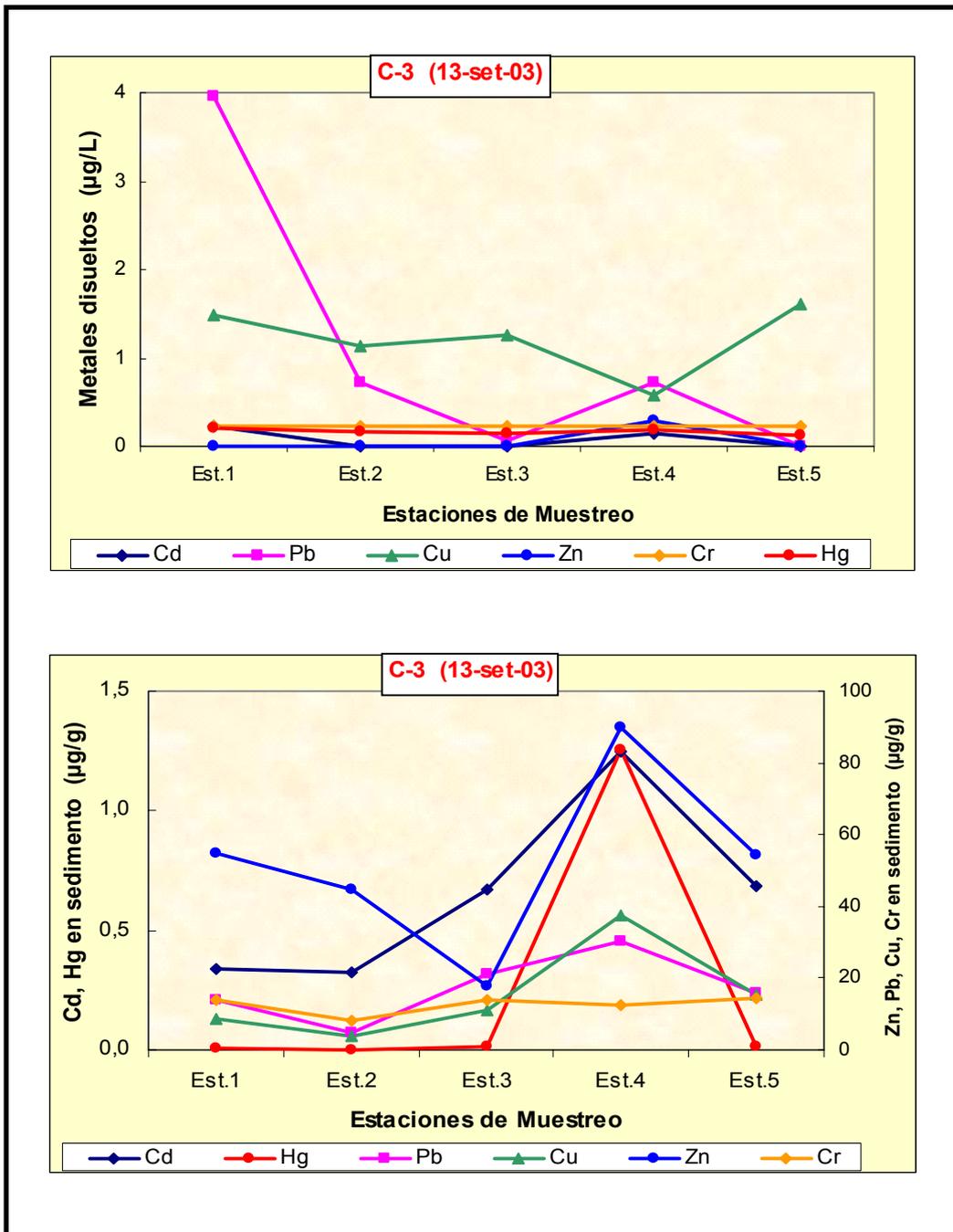


Figura 29

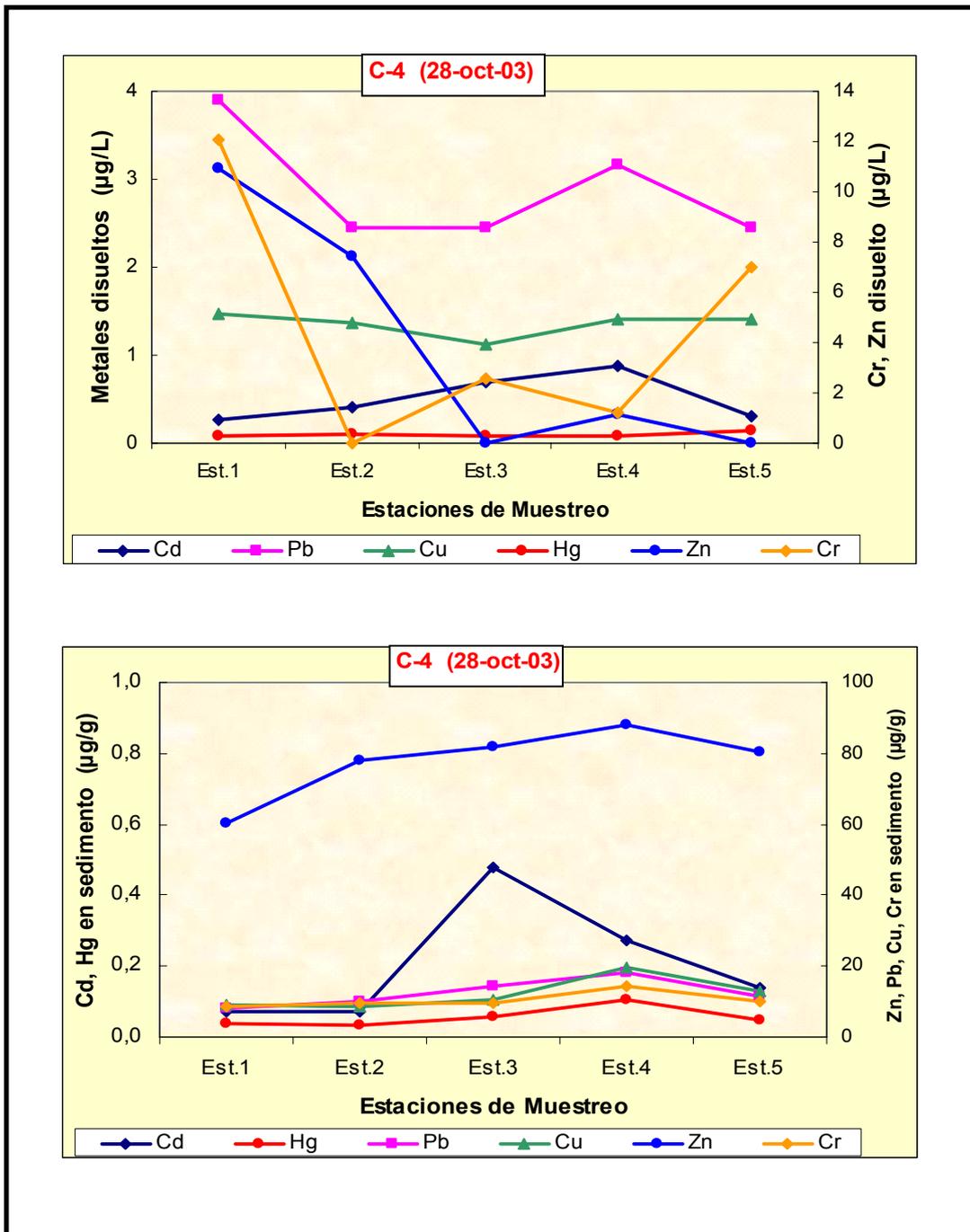


Figura 30

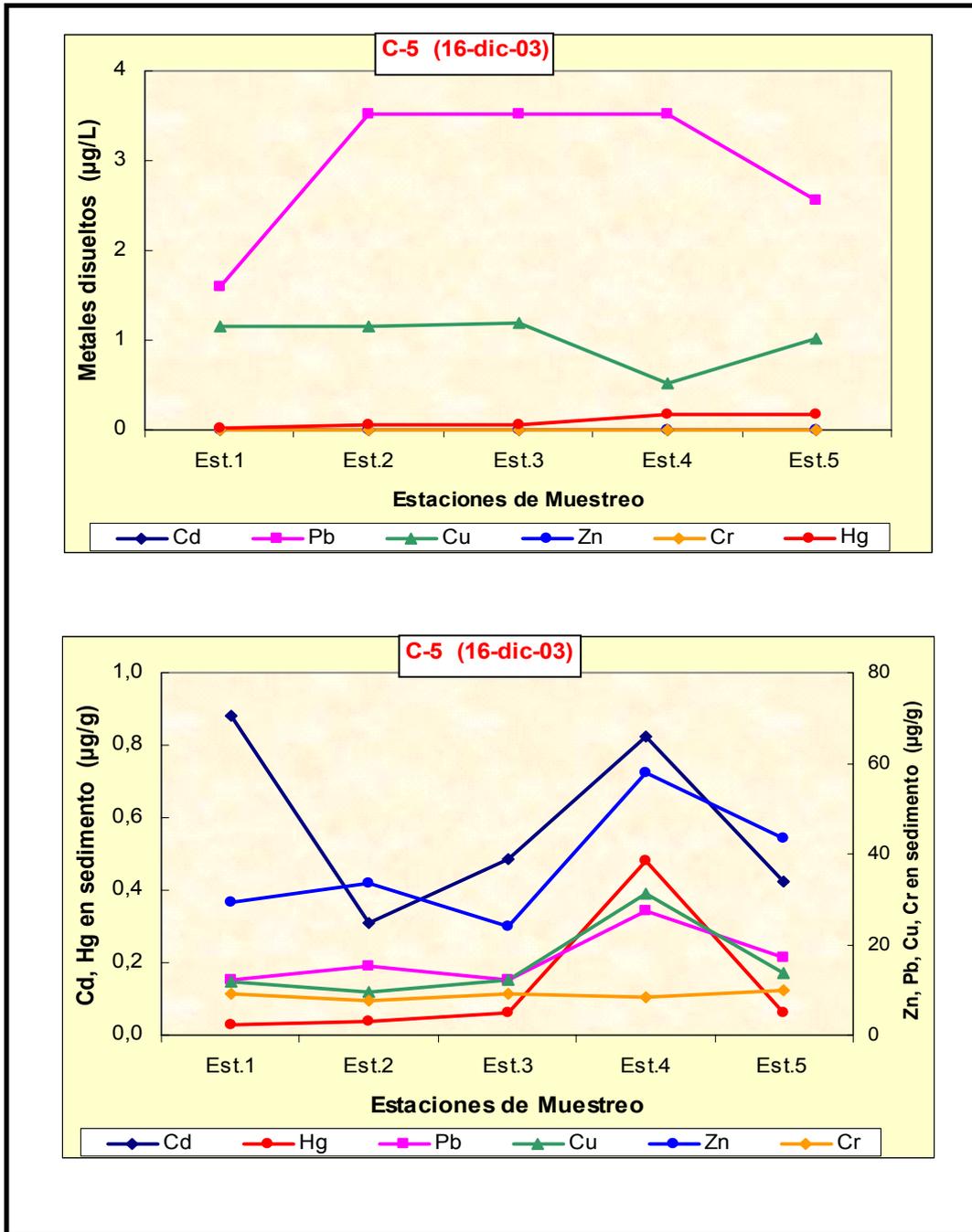


Figura 31

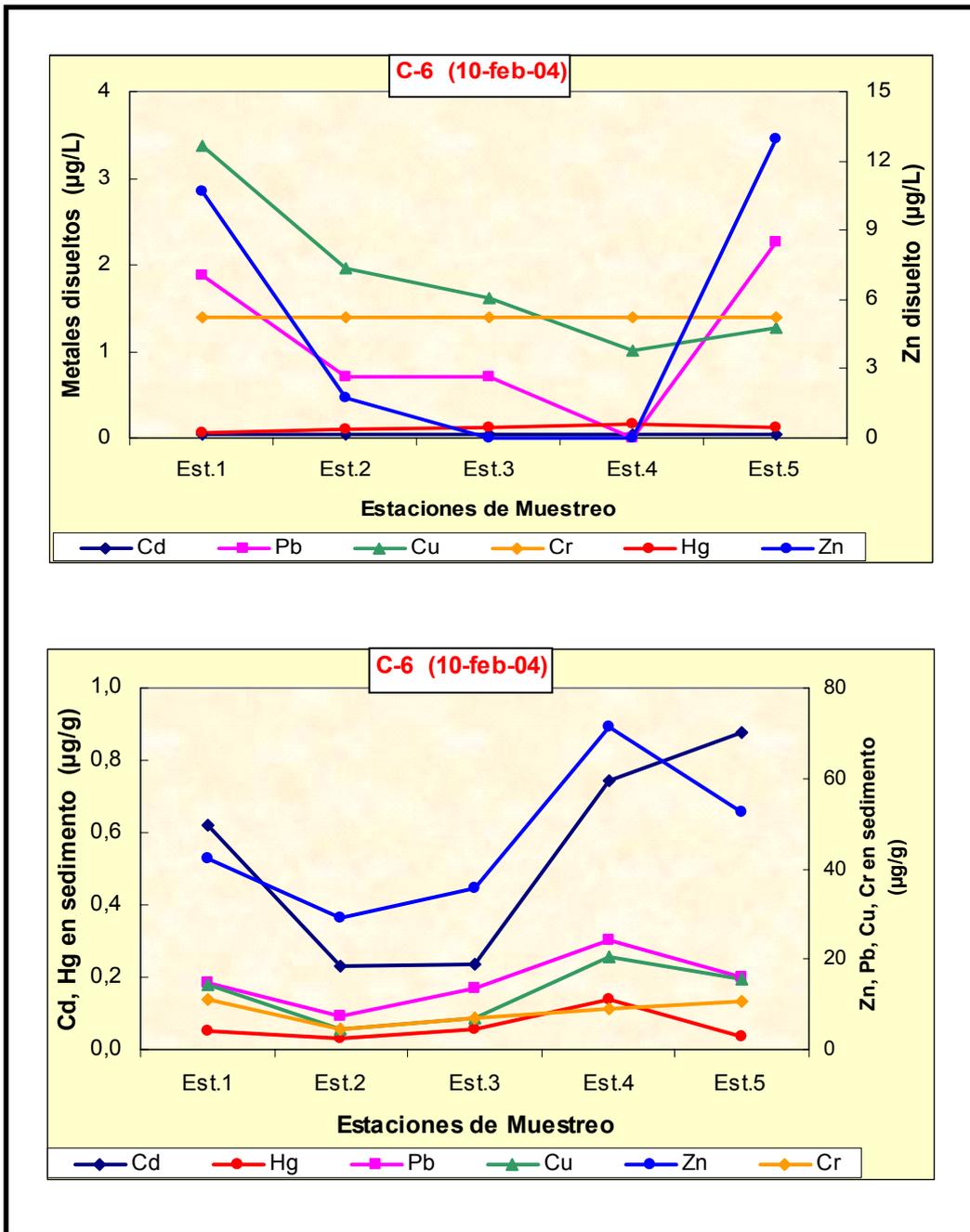


Figura 32

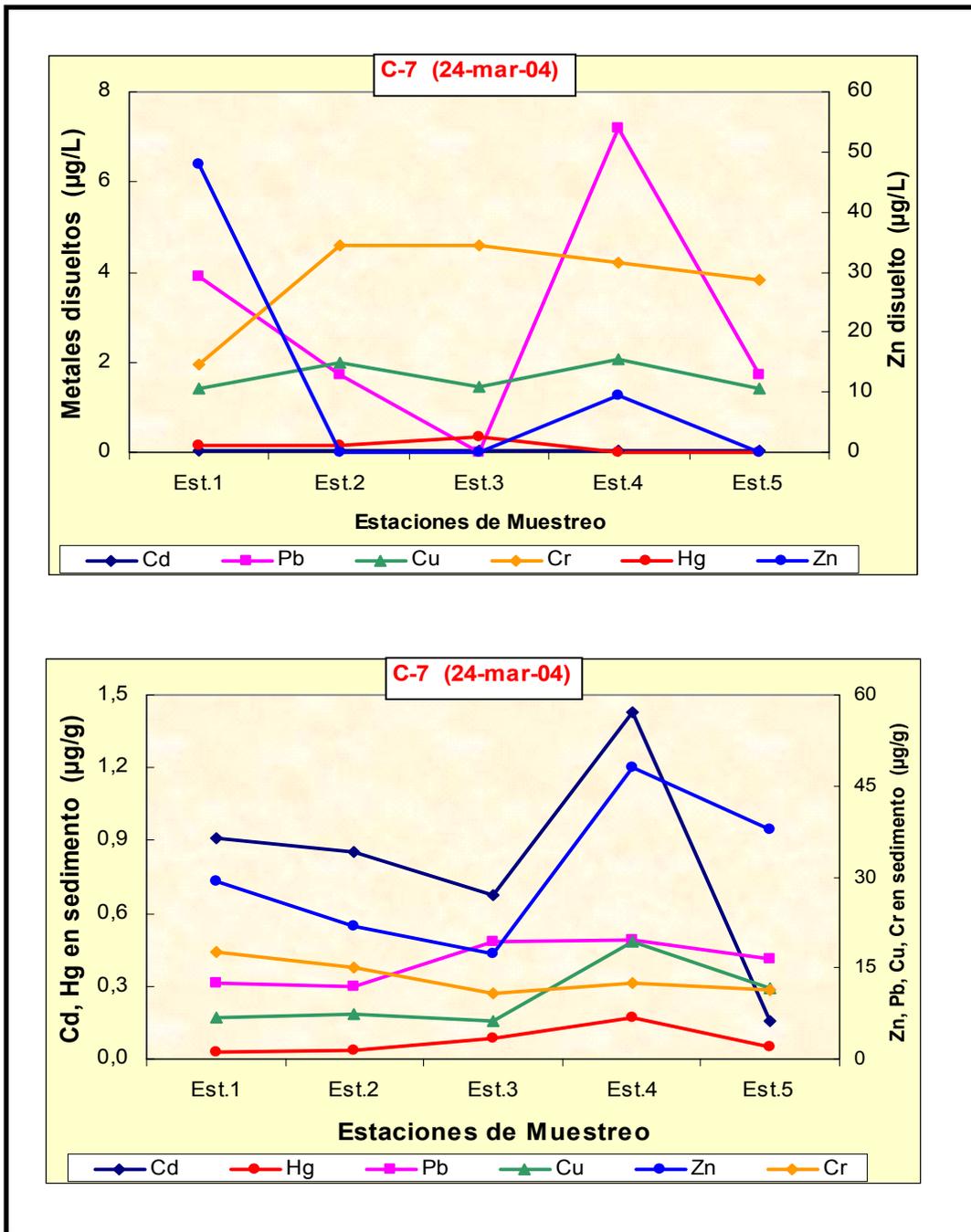


Figura 33

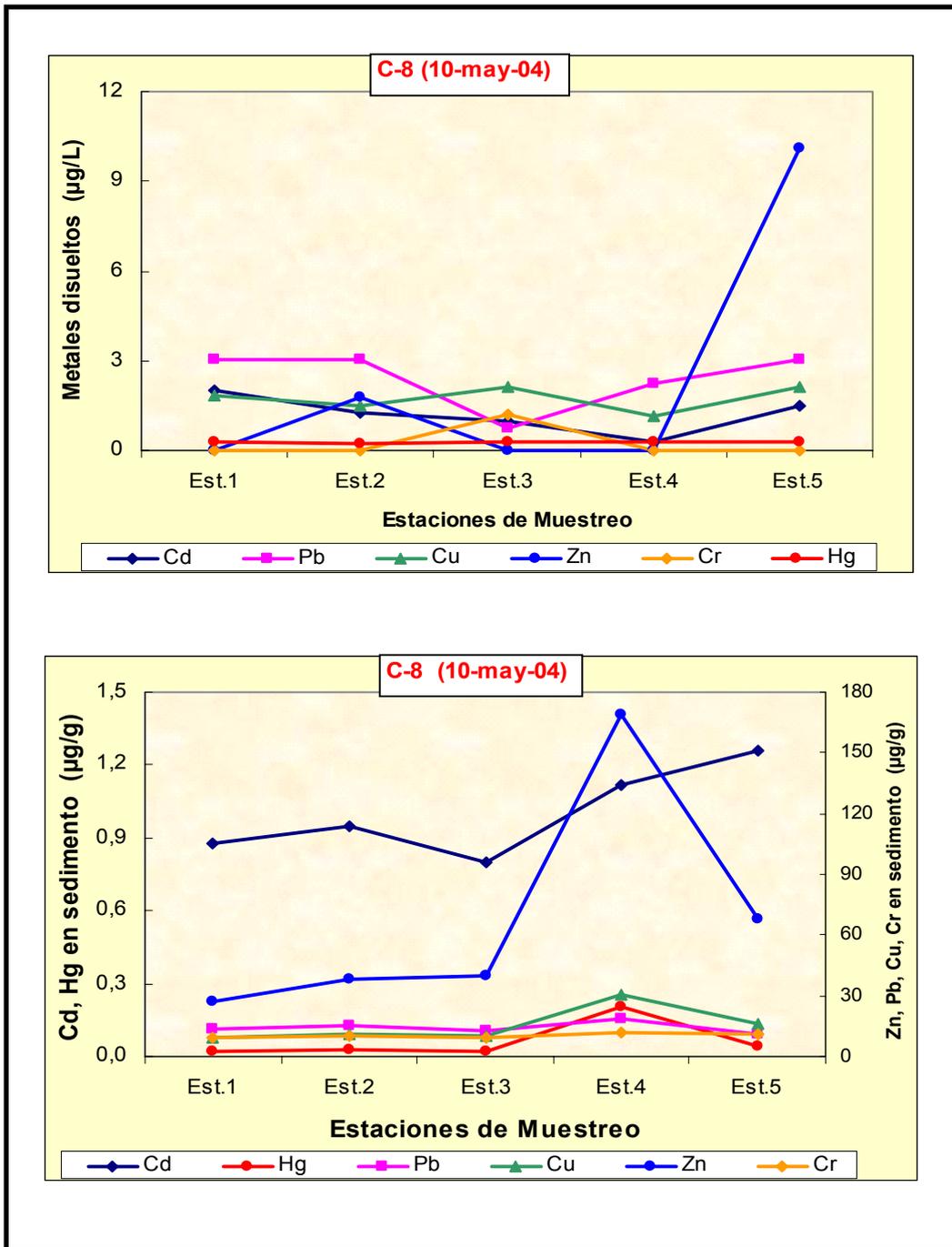


Figura 34

2. Resultados obtenidos para la Planta de Tratamiento de Líquidos Cloacales (PTLC) de Bahía Blanca

Los resultados obtenidos en las 24 campañas realizadas en la Planta de Tratamiento de Líquidos Cloacales (PTLC) de Bahía Blanca se presentan en las **Tablas 1, 2 y 3**. Los parámetros evaluados sirven para caracterizar el agua que se arroja por esta vía al estuario, así como para estimar el potencial aporte de sustancias contaminantes que ingresan al sistema a través de esta descarga.

CAMPAÑA	Temperatura (°C)	pH	Oxígeno disuelto (mg/L)	Conductividad (µS)	Residuo (mg/L)	D.Q.O. (mg/L)	M.P.S. (mg/L)	S.S. 10' (ml)	S.S. 2h (ml)
PTLC - 1	18.7	8.5	4.9	1344	940	198.3	150	2	2.3
PTLC - 2	19.5	8.3		1288	650	359.2	72	1.2	2.3
PTLC - 3	19.6	8.6	4.1	1295	605	482.0	22	3.5	4.5
PTLC - 4	26.5	7.5	4.1	1360	720	265.3	102	3.5	3.5
PTLC - 5	22	7.7	3.6	1391	840	221.9	140	2.7	3.2
PTLC - 6	22.6	7.5	4.3	1681	1110	300.5	86	1	1.5
PTLC - 7	22.3	7.7	3.2	1639	610	269.5	152	2.3	3
PTLC - 8	23.1	7.1	2.7	1633	930	314.9	150	3	4
PTLC - 9	23.1	7.6	4.1	1616	775	293.4	130	4.5	5.5
PTLC - 10	27.8	7.3	3.7	1260	655	24.4	12	3.5	4.5
PTLC - 11	26.3	7.3		1532	700				
PTLC - 12	26.2	7.1	4.6	1275	640	24.4	902	0.3	0.8
PTLC - 13	25.5	7.7	2.5	1577	615	269.5	112	1	2.5
PTLC - 14	25.5	7.1	3.4	1250	690	224.6	104	4	5.5
PTLC - 15	25	7.7	4.1	1627	610	224.6	86	1.2	1.8
PTLC - 16	22.8	7.5	3.7	1479	665	244.8	112	3	3.5
PTLC - 17	20	8.0	4.2	1494	810	218.0	53.6	1.5	1.75
PTLC - 18	19.6	8.8	4.6	1530	745	175.1	146.2	4	4.5
PTLC - 19	17.9	6.1	5.5	1713	719	221.9	149	1.5	1.9
PTLC - 20	18.6	8.2	4.1	1668	660	293.4	107	1	2
PTLC - 21	16.9	7.3	5.0	1363	640	244.8	60.2	1	1.5
PTLC - 22	15.4	7.9	5.1	1357	786	191.8	75.5	1.5	2.5
PTLC - 23	16.9	7.2	4.5	1845	200	204.8	63	0.7	1.2
PTLC - 24	17.5	8.2	4.7	1951	736	237.7	140	3	5
PROMEDIO	21.6	7.66	4.12	1507	710.91	239.34	135.93	2.21	2.99
DESVIACIÓN ESTANDAR	3.62	0.59	0.76	192.83	168.11	93.96	172.01	1.24	1.41

Tabla 1

CAMPAÑA	Sulfato (mg/L)	Cloruro (mg/L)	Alcalinidad parcial (mg/L)	Alcalinidad total (mg/L)	Carbonato (mg/L)	Bicarbonato (mg/L)	Grasa y Aceites (mg/L)	HC (mg/L)
PTLC - 1	84.7	191.7	4.5	425	4.5	416	33.2	10.0
PTLC - 2	90.6	160.5	22	402	22	358	82.0	15.6
PTLC - 3	77.7	123.54	24	438	24	390	98.2	12.8
PTLC - 4	94.3	151.23	38	408	38	332	38.6	7.2
PTLC - 5	97.5	257.73	39	427	39	349	10.0	7.6
PTLC - 6	91.2	131.35	0	405	0	405	16.2	5.8
PTLC - 7	125	144.84	7	396	7	382	33.0	4.8
PTLC - 8	84.7	136.32	6	426	6	414	18.2	0.0
PTLC - 9	80.8	144.49	0	405	0	405	26.0	5.4
PTLC - 10	94.1	117.86	0	138	0	138	425.0	0.0
PTLC - 11			---				323.8	7.4
PTLC - 12	85.2	119.28	0	407	0	407	54.2	129.0
PTLC - 13	84.6	112.12	0	393	0	393	145.2	5.8
PTLC - 14	74.2	123.19	0	424	0	424	74.4	51.2
PTLC - 15	86.0	135.26	0	416	0	416	52.2	15.6
PTLC - 16	83.2	132.77	0	385	0	385	19.8	2.8
PTLC - 17	107.3	154.8	0	417	0	417	18.8	1.0
PTLC - 18	79	160.5	14	431	14	403	48.0	1.8
PTLC - 19	80.7	148.39	0	428	0	428	386.6	3.8
PTLC - 20	95	174	0	428	0	428	33.4	4.8
PTLC - 21	85.7	109.34	0	431	0	431	8.8	3.2
PTLC - 22	82.4	146.3	0	385	0	385	17.9	5.3
PTLC - 23	217.6	216.91	0	427	0	427	0.0	2.0
PTLC - 24	90.7	156.2	0	384	0	384	3.2	8.8
PROMEDIO	94.44	149.94	6.7173913	401.130435	6.7173913	387.695652	81.9369167	12.9875
DESVIACIÓN ESTANDAR	28.93	34.57	12.2259282	59.6834866	12.2259282	60.4035179	120.154568	26.7174965

Tabla 2

CAMPAÑA	Sodio (mg/L)	Potasio (mg/L)	Calcio (mg/L)	Magnesio (mg/L)	Nitrato (µM)	Nitrito (µM)	Amonio (µM)	Fosfato (µM)	Silic. (µM)	MOP (µg/L)
PTLC - 1	204.67	15.58	35.24	12.89	0	0.38	1592	235.2	1157.6	34041
PTLC - 2	336.15	23.50	26.54	8.65	5.73	1.01	2071	100.43	542.99	51327
PTLC - 3	229.21	14.80	35.07	13.77	1.65	4.37	2167	196.36	395.7	51625
PTLC - 4	214.21	14.56	28.38	12.56	0	3.84	3193	159.24	504.85	29163
PTLC - 5	306.81	14.79	29.12	13.78	6.36	0.3	1929	247.71	558.25	33125.64
PTLC - 6	305.70	15.55	21.51	10.77	22.03	19	2386	170.62	582.52	53234.39
PTLC - 7	243.25	13.47	31.19	17.02	2.44	1.00696	2740	206.67	374.47	54297.24
PTLC - 8	204.77	14.00	33.93	9.95	0.72	0.133	2425.68	255.67	386.81	37407.79
PTLC - 9	248.22	15.16	33.43	12.41	1.49	0.241	3590.96	230.59	449.24	30697.69
PTLC - 10	240.29	13.11	46.92	16.37	0.0866	0.319	1995.93	106.80	497.41	26930.97
PTLC - 11			42.40	15.42	0.130	0.141	1547.86	128.37	232.12	22303.35
PTLC - 12	266.40	15.29	47.46	14.12	0.168	0.102	1706.86	109.88	431.08	29705.21
PTLC - 13	166.61	14.03	37.92	11.89	0.101	0.149	1731.60	122.39	518.83	29125.37
PTLC - 14	168.16	15.75	39.61	9.33	0.809	0.191	2128.21	145.75	514.64	35113.13
PTLC - 15	184.22	16.08	34.7	9.87	0.5	0.25	2000.05	135.47	430.96	41362.19
PTLC - 16	177.33	13.38	29.69	10.09	49.04	0.189	1477.15	245.32	447.41	49925
PTLC - 17	387.30	14.71	37.89	12.95	68.20	16.83	1038.17	143.92	592.59	39692.78
PTLC - 18	397.00	14.90	36.68	12.62	0.044	0.297	1217.51	15.10	579.05	31581
PTLC - 19	161.10	14.21	40.73	13.12	66.357	10.98	984.95	133.33	396.46	22528
PTLC - 20	171.40	14.09	42.08	14.09	14.683	3.516	1236.20	141.33	453.097	42330
PTLC - 21	181.80	13.85	39.83	14.14	21.197	11.1628	1147.90	191.27	529.41	36000
PTLC - 22	178.00	12.83	40.82	14.01	642.24	40.37	2037.58	127.09	546.34	21535
PTLC - 23	229.00	13.71	35.36	17.77	555.82	51.589	1947.02	145.25	652.57	21260
PTLC - 24	219.36	14.96	29.87	14.00	93.49	22.21	2445.098	104.397	561.52	48005
PROMEDIO	235.694	14.88	35.39	12.877	64.72	7.858	1947.36	158.26	513.998	36346.49
DESVIACIÓN ESTANDAR	68.8497	2.07	6.324	32.372	167.114	13.5795	649.478	58.27	164.75	10637.21

Tabla 3

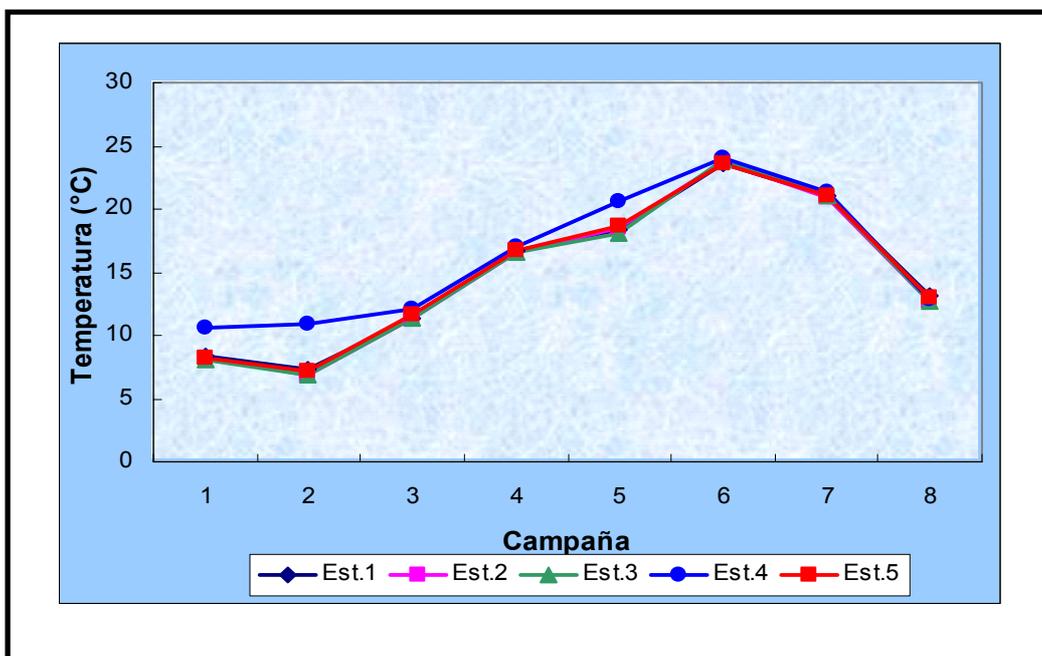


Figura 35

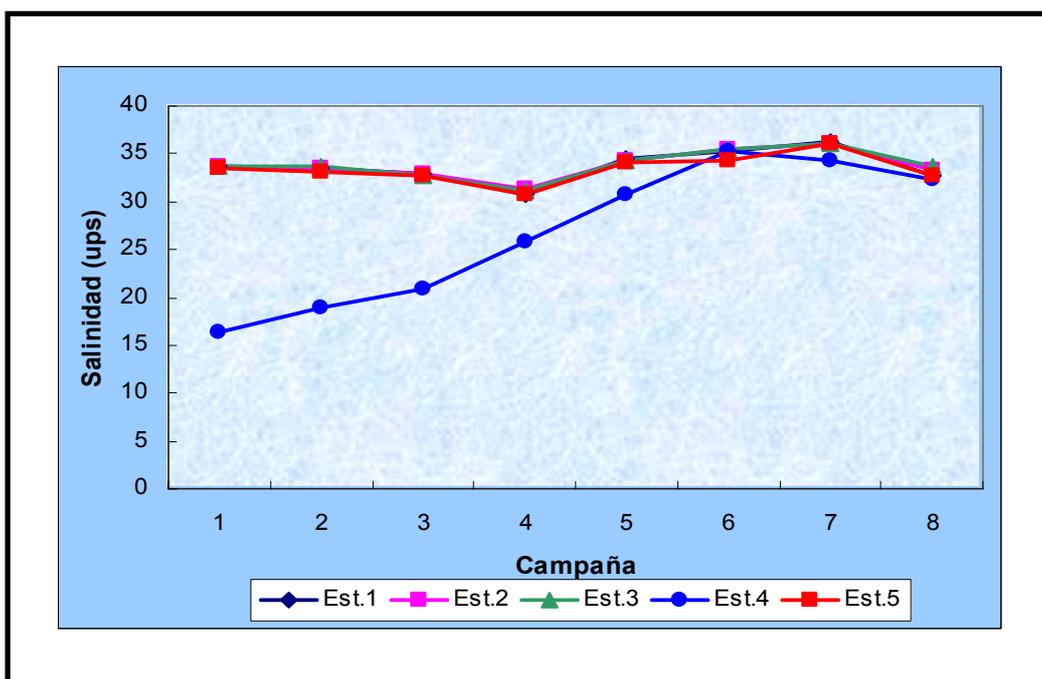


Figura 36

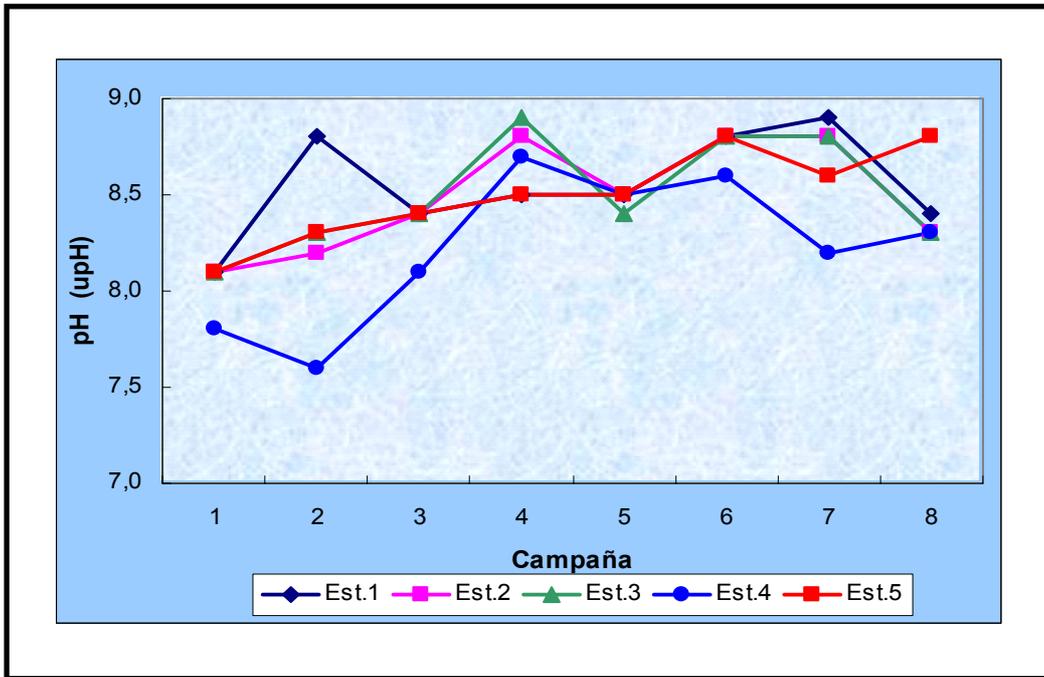


Figura 37

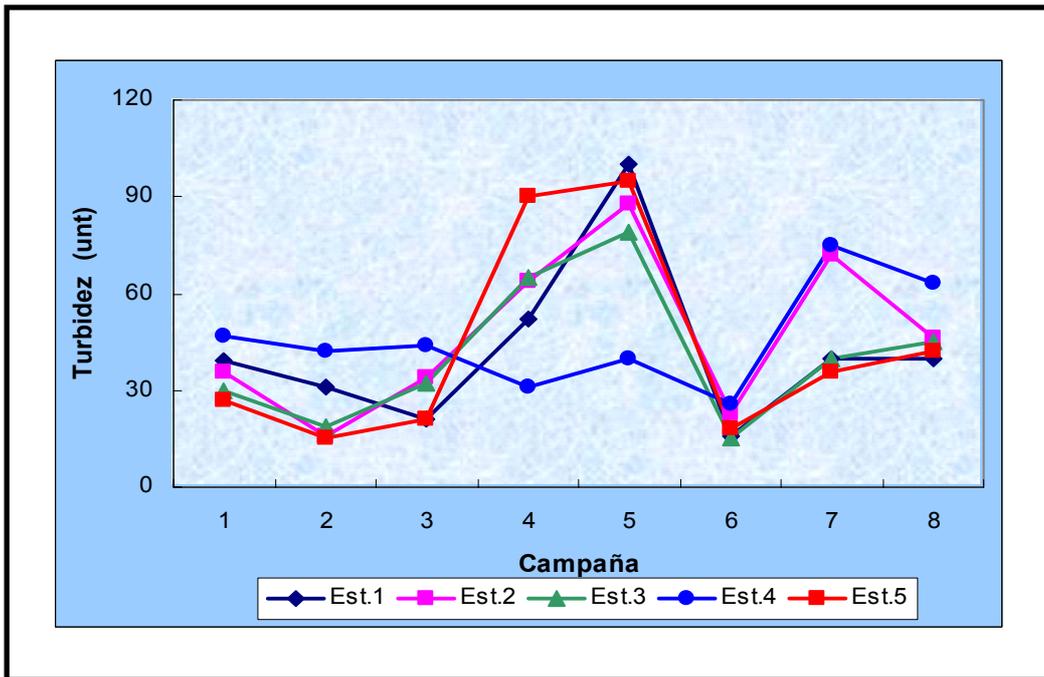


Figura 38

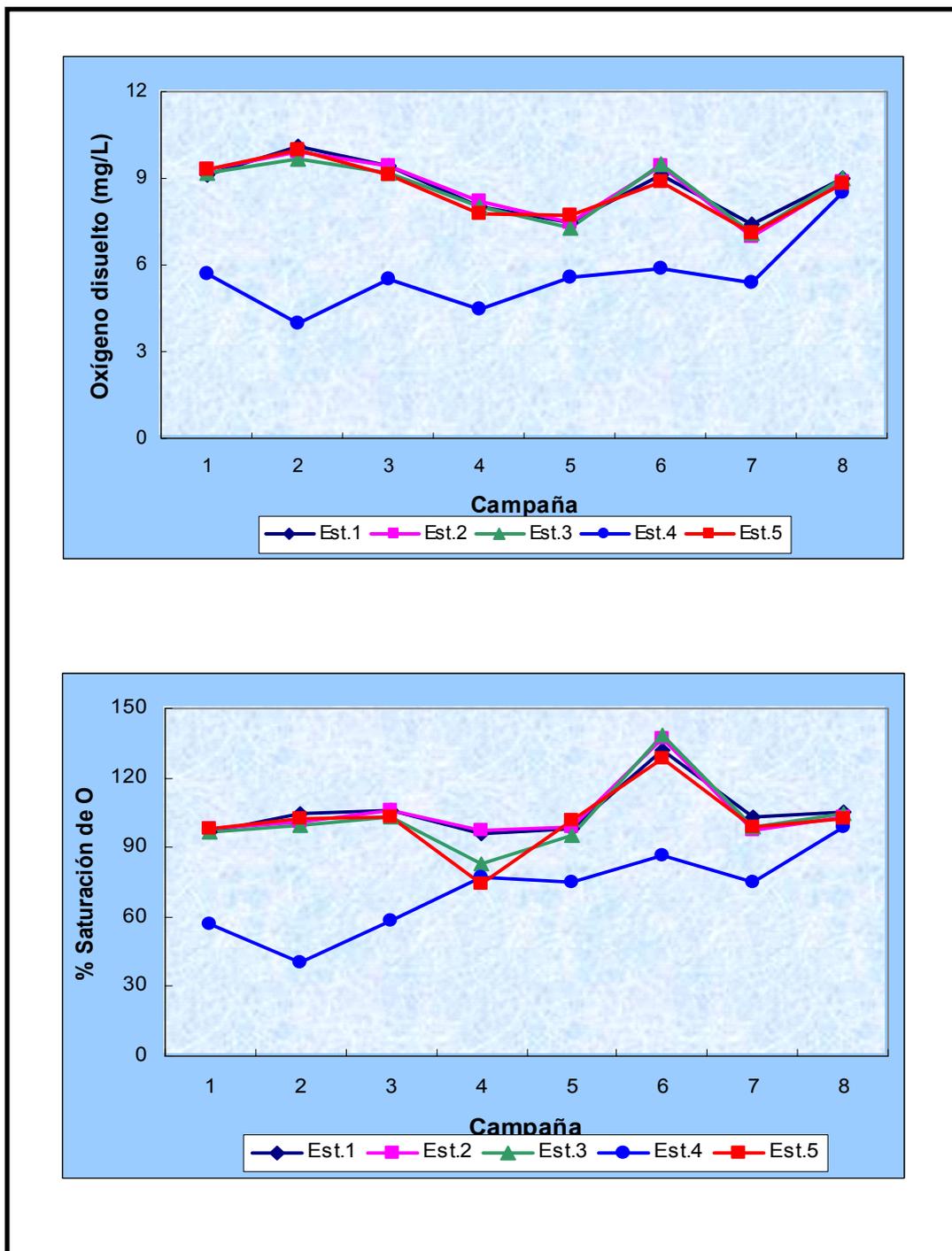


Figura 39

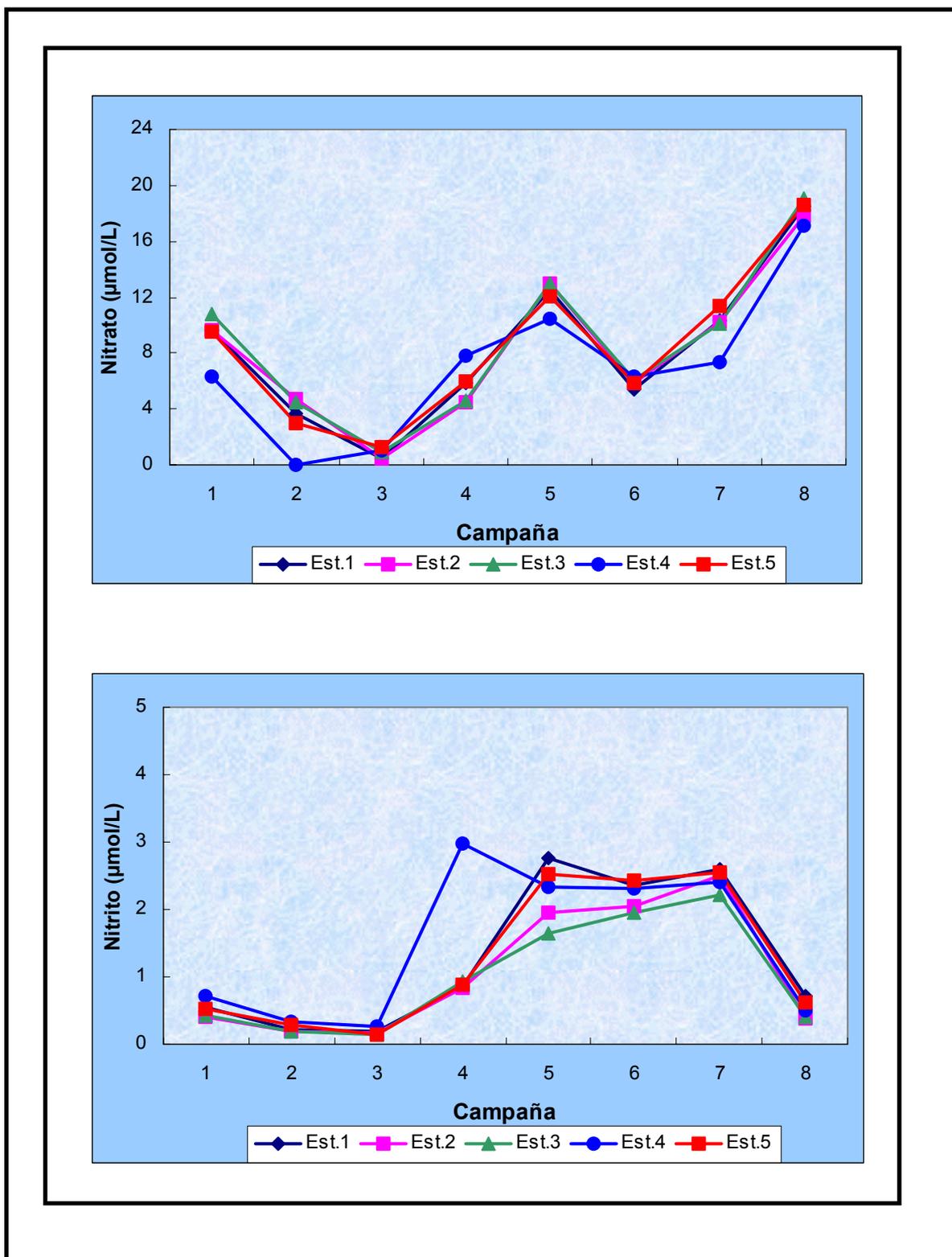


Figura 40

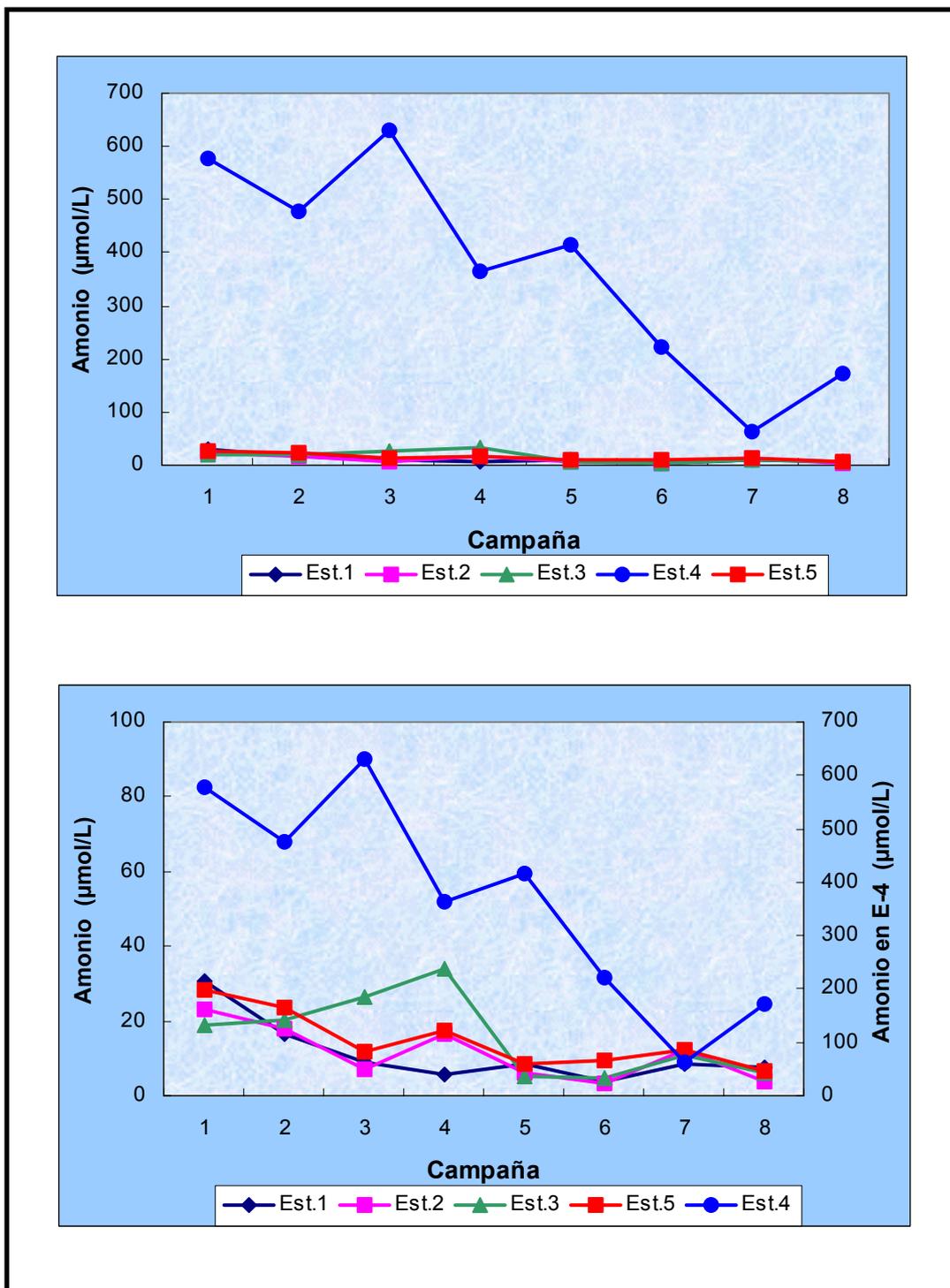


Figura 41

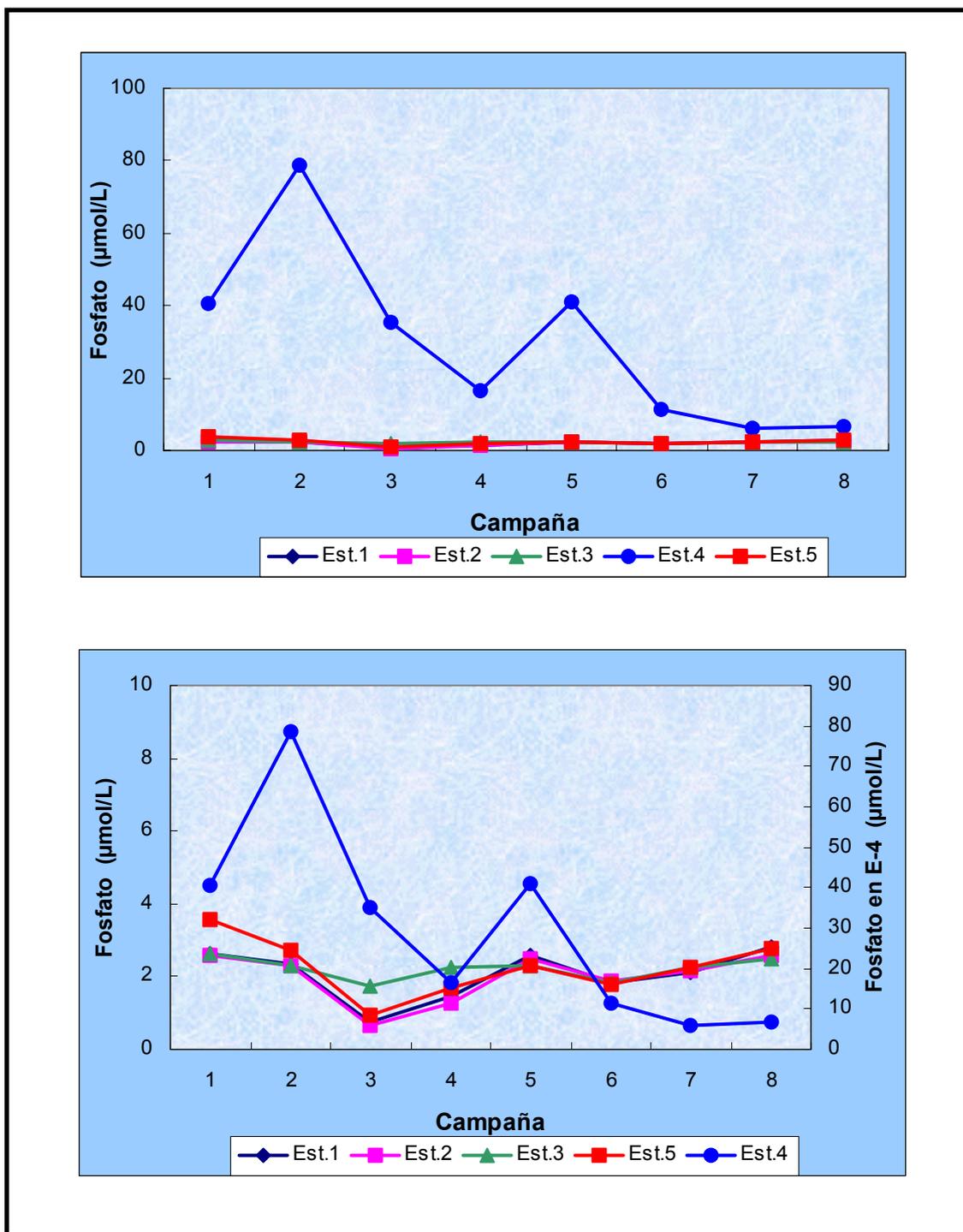


Figura 42

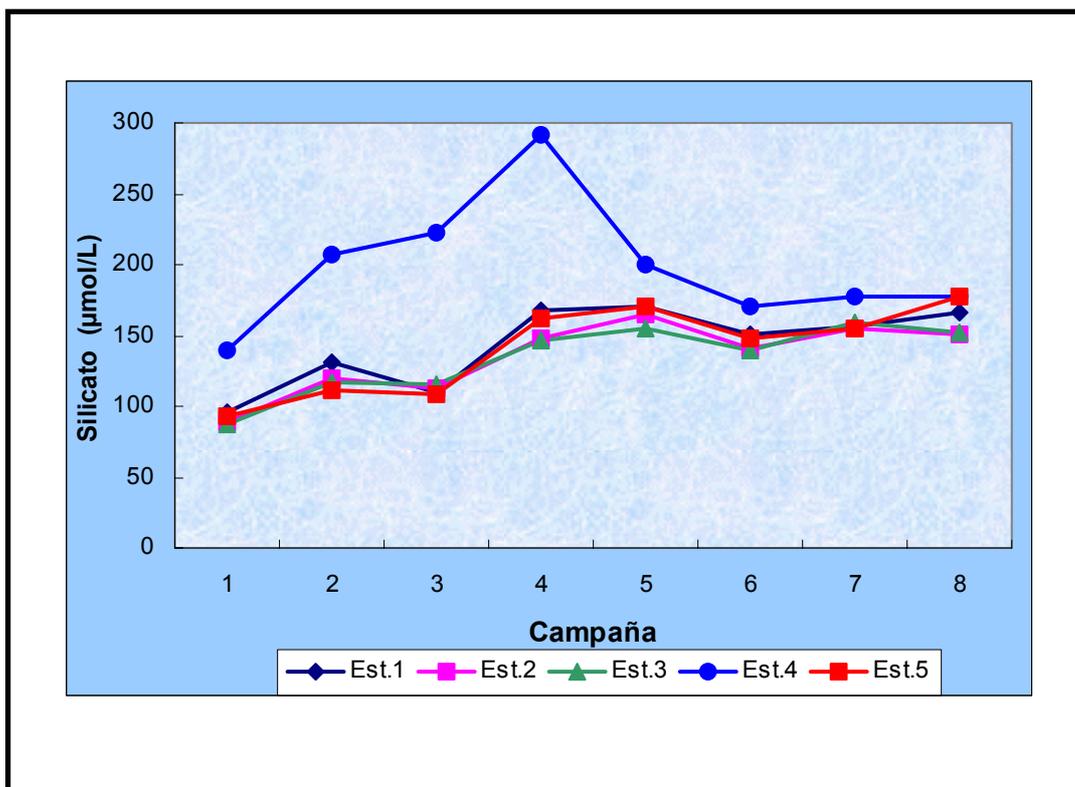


Figura 43

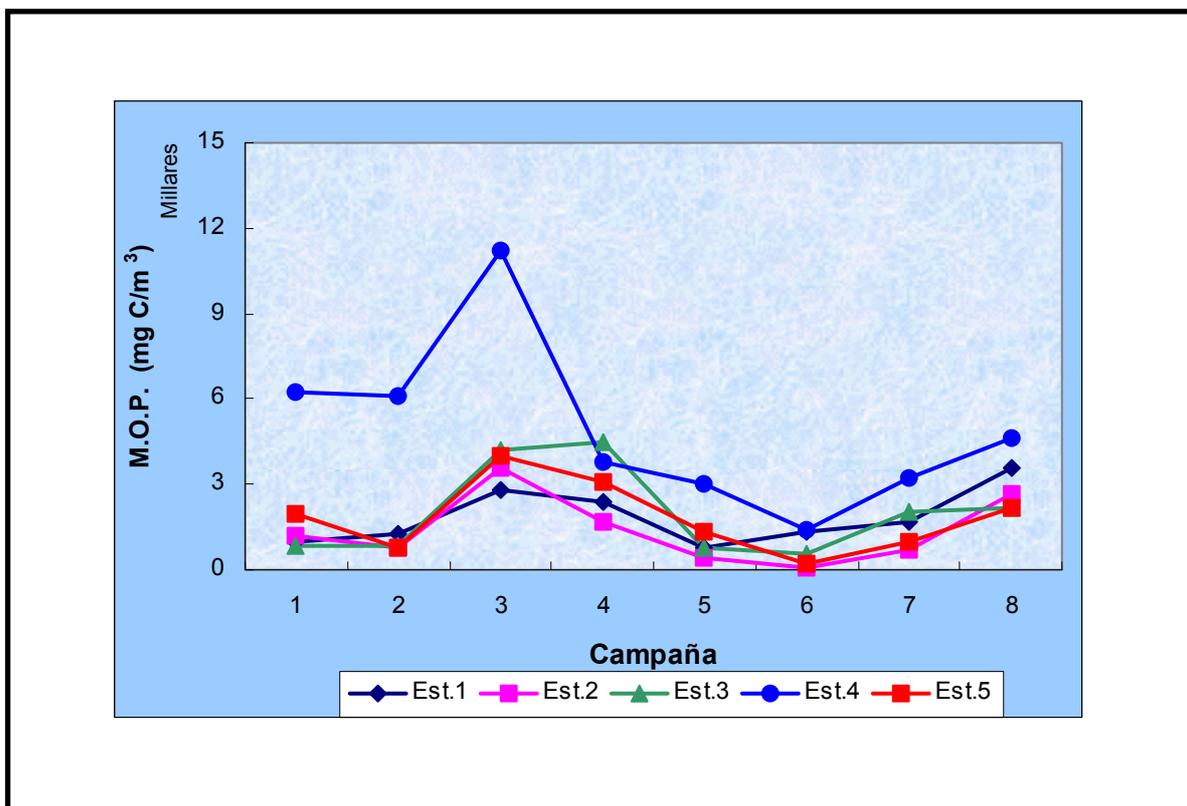


Figura 44

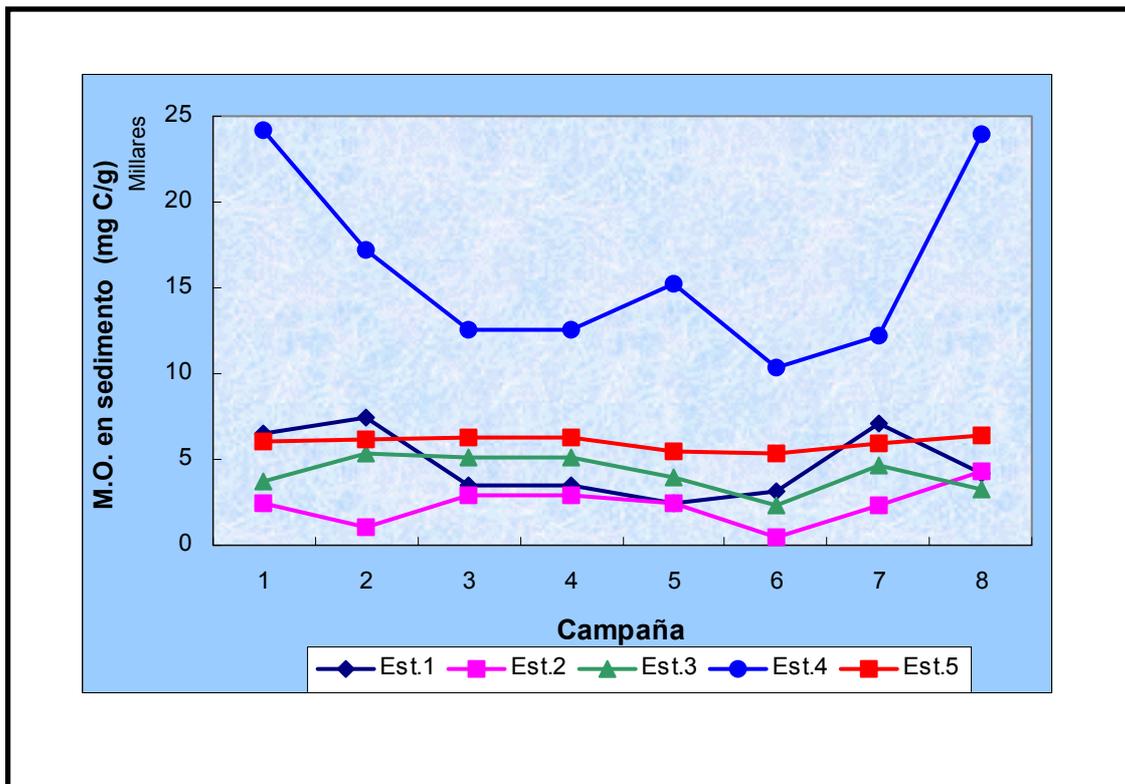


Figura 45

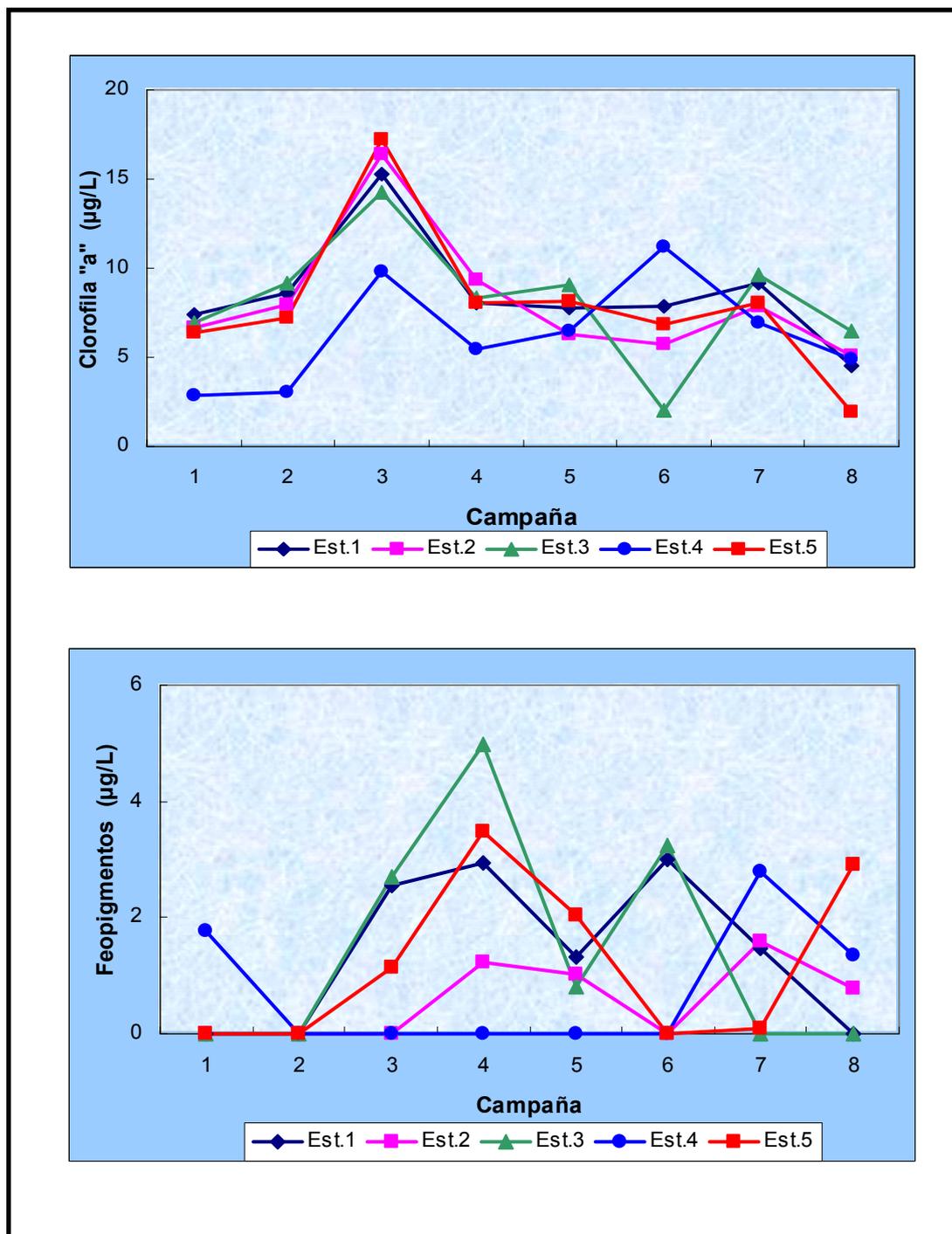


Figura 46

3. Análisis temporal de los resultados obtenidos para la descarga del sistema cloacal de Bahía Blanca. Parámetros físicoquímicos y ecofisiológicos

Se analizaron las variaciones temporales de los parámetros evaluados en la zona de la descarga del sistema cloacal de Bahía Blanca, buscando identificar tendencias sostenidas en aquellos que pueden reflejar algún impacto producido sobre el medio receptor. Los resultados obtenidos fueron los siguientes :

3.a. Temperatura del agua

La distribución de valores de temperatura a lo largo del período que se informa mostró ser homogénea en todas las estaciones de muestreo, sin diferencias significativas entre ellas (**Figura 35**). Si bien los valores correspondientes al punto de descarga del sistema cloacal (Est.#4) presentaron algunos pequeños desvíos con respecto a los de las otras estaciones, estas diferencias no fueron nunca significativas. Esto permite sostener que –a pesar de que el volumen de agua que ingresa al estuario es muy grande- no produce una modificación significativa de su temperatura. Este es un punto importante teniendo en cuenta que los impactos térmicos son uno de los tipos de contaminación que genera graves efectos sobre los organismos de sistemas acuáticos.

3.b. Salinidad del agua

Al analizar la distribución temporal de los valores de salinidad durante el período que se informa se observó una tendencia diferente a la descrita previamente para la temperatura. En este caso la distribución de salinidad en las Est.#1, #2, #3 y #5 fue homogénea en todas las situaciones y a lo largo del año (**Figura 36**) ; sin embargo los

valores correspondientes a la Est.#4 (descarga cloacal) fueron significativamente inferiores en ese lapso, con la excepción de la campaña C-6 (10 de febrero de 2004). Esto permite sostener que el gran volumen de agua dulce que ingresa al sistema estuarial a través de la descarga cloacal produce una notable dilución del agua del estuario, pero también que el efecto está claramente delimitado espacialmente, ya que no se manifestó en ningún caso en las restantes estaciones de muestreo consideradas.

3.c. pH del agua

Se analizó la variación temporal de la distribución de valores de pH en la zona evaluada, observándose una tendencia similar en la mayoría de las estaciones, con valores registrados en un rango normal para sistemas como el estuario de Bahía Blanca (**Figura 37**). En este marco se puede comentar que –en general- la Est.#4 muestra una tendencia a presentar valores de pH más ácidos, aun cuando las diferencias registradas no fueron significativas. En este sentido el valor más bajo que se midió fue de 7,6 u pH en la campaña C-2 (30 de julio de 2003).

3.d. Turbidez del agua

La distribución de valores de turbidez durante el período de estudio mostró una importante variación, tanto en magnitudes como en su tendencia espacial (**Figura 38**). Los valores correspondientes oscilaron entre 15 unt (registrado en la Est.#5 durante la C-2 y en las Est.#3 y #5 durante la C-6) hasta 100 unt (en la Est.#1 durante la C-5).

3.e. Oxígeno disuelto y % de saturación de oxígeno

La distribución de los valores de oxígeno disuelto presentó una distribución homogénea y sincrónica para las estaciones de muestreo #1, #2, #3 y #5, pero significativamente diferente de la correspondiente a la Est.#4 (**Figura 39**). En tal sentido, los niveles de OD en la Est.#4 fueron siempre significativamente menores que en las restantes estaciones de muestreo (hasta aproximadamente 50% menor). Simultáneamente, y en forma consistente con lo anteriormente expresado, el porcentaje de saturación de oxígeno también fue menor en la Est.#4 prácticamente a lo largo de todo el período estudiado (**Figura 39**). Ambos procesos indican la ocurrencia de un exceso de consumo de oxígeno en esa estación, presumiblemente debido a la alta carga de materia orgánica descargada a través de la cloaca, y que requiere mucho O para oxidarse.

3.f. Nutrientes inorgánicos disueltos en el agua

3.f.1. Nitrato y nitrito

En la **Figura 40** se presentan las distribuciones de nitrato y de nitrito en la zona de la descarga cloacal durante el período de estudio. En el primero de los casos el rango de valores medido varió entre los 0.05 μM (en la Est.#4 en julio de 2003) y los 19.02 μM (en las Est.#3 y #5 en mayo de 2004), mientras que el nitrito varió entre 0.15 μM (en la Est.#5 en setiembre de 2003) y 2.98 μM (en la Est.#4 en octubre de 2003). La dinámica de variación que presentaron ambos compuestos nitrogenados es consistente con los registros históricos, y manifiesta claramente los procesos de consumo de estos nutrientes por el fitoplancton –con los mínimos niveles de estos compuestos en el invierno, cuando se produce el florecimiento fitoplanctónico- y sus máximos en

diciembre y mayo, cuando el proceso de producción por estos organismos es mínimo.

Si bien no se registraron diferencias significativas entre los valores registrados para este período, en algunos momentos del mismo los niveles de nitrito fueron notablemente más altos que los del resto de las estaciones de muestreo (**Figura 40**).

3.f.2. Amonio

La **Figura 41** presenta la distribución de valores de amonio registrada durante el período estudiada, y muestra –en general- una distribución homogénea entre las estaciones de muestreo, con la clara excepción de los correspondientes a la estación de la descarga del sistema cloacal de la ciudad (Est. #4) que fueron significativamente superiores a los otros. Este resultado permite sostener que la descarga cloacal de la ciudad resulta ser una fuente significativa de amonio para el estuario, y que su aporte es aproximadamente 10 a 15 veces superior al registrado en el resto del sistema.

3.f.3. Fosfato

En el caso del fosfato (**Figura 42**) se observó una tendencia igual a la descrita previamente para el amonio, con una distribución muy homogénea entre los valores correspondientes a las estaciones #1, #2, #3 y #5. También en este caso los valores de fosfato de la Est.#4 (6.1 a 78.6 μM) superaron alrededor de 10 veces a los de las otras estaciones, por lo que se señala a la descarga cloacal de la ciudad como una fuente significativa de PO_4 para el estuario.

3.f.4. Silicato

También en el caso del silicato la distribución de valores mostró una tendencia homogénea para la mayoría de las estaciones de muestreo, que variaron entre 87.25 y 176.6 μM (**Figura 43**). Sin embargo los valores correspondientes a la Est.#4 fueron en todos los casos significativamente superiores a los anteriormente informados, con valores que oscilaron entre 139.31 y 291.26 μM . De esta manera también se puede sostener que la descarga de la cloaca de la ciudad de Bahía Blanca es una fuente significativa de silicato para el estuario homónimo.

3.g. Materia orgánica particulada

En el estudio de la distribución de materia orgánica particulada (M.O.P.) se observó una tendencia sostenida homogénea para casi todas las estaciones (#1, #2, #3 y #5), con valores que variaron entre 191 y 4498 mg C/m³ (**Figura 44**), pero en la que se ve claramente el sesgo de los datos correspondientes a la Est.#4, que fueron siempre superiores a los anteriormente mencionados (1394 a 11247 mg C/m³). De la misma manera a lo previamente comentado, estos datos nos permiten sostener que la descarga cloacal de Bahía Blanca resulta ser una fuente significativa de materia orgánica particulada al estuario.

3.h. Materia orgánica en sedimentos

La distribución observada para los valores de materia orgánica en sedimentos de la zona bajo estudio presentó una tendencia igual a la informada para la M.O.P., con valores que variaron entre 446 y 7478 mg C/g sedim. (**Figura 45**), pero con los valores de la Est.#4 que oscilaron entre 10271 y 24215 mg C/g sedim., lo que muestra claramente

la acumulación de M.O. que se produce en la zona ligada a la descarga de la cloaca de la ciudad.

3.i. Clorofila “a” y Feopigmentos

Los valores de clorofila “a” presentaron una distribución homogénea a lo largo del período evaluado, con variaciones sincrónicas y magnitudes similares en la matoría de las estaciones de muestreo (**Figura 46**). En este sentido los valores de la Est.#4 mostraron la misma tendencia y variaciones que los de las otras, pero con valores menores (alrededor de 50% menos) durante una parte importante del período estudiado. Un detalle importante a tener en cuenta fue que la producción biológica (estimada a través de la concentración de clorofila “a”) de la zona estudiada no se hizo nula en ningún momento de este período, habiendo variado sus valores entre 2.0 y 17.19 $\mu\text{g/L}$ (**Figura 46**). Los niveles máximos de clorofila se registraron en la campaña C-3, realizada en setiembre de 2003.

Por su parte, los valores de feopigmentos presentaron una distribución heterogénea, con alta variabilidad y asincronía entre todas las estaciones de muestreo (**Figura 46**). Esta situación no es extraña teniendo en cuenta que es un sistema que se mantuvo productivo durante todo el período evaluado y que en ningún momento se hizo nulo.

4. Análisis temporal de los resultados obtenidos para la descarga del sistema cloacal de Bahía Blanca. Sustancias potencialmente contaminantes

Se analizaron las variaciones temporales de las sustancias potencialmente contaminantes (metales pesados e hidrocarburos totales) evaluadas en la zona de la descarga del sistema cloacal de Bahía Blanca, buscando identificar tendencias sostenidas en aquellos que pueden reflejar algún impacto producido sobre el medio receptor. Los resultados obtenidos fueron los siguientes :

4.a. Cadmio

La distribución observada para los valores de cadmio disuelto en agua mostró ser heterogénea a lo largo del período evaluado, con algunas campañas en las que se registraron valores muy debajos y aún próximos al límite de detección del método analítico empleado (por ej., C-5, C-6, C-7) hasta algunas otras en las cuales los valores registrados fueron relativamente altos, alcanzando los 2.03 $\mu\text{g/L}$ (por ej., C-8) (**Figura 47**). En este caso los valores de Cd disuelto correspondientes a la Est.#4 no fueron más altos que los de las otras estaciones de muestreo, y en un solo caso se registró un aporte particularmente alto (C-4, de octubre de 2003, $\text{Cd}_{\text{dis}} = 0.87 \mu\text{g/L}$) (**Figura 47**). Teniendo en cuenta que la concentración de metal disueltto es indicadora de ingreso reciente del mismo al medio analizado, estos resultados señalan que usualmente la descarga cloacal de Bahía Blanca no resulta una fuente significativa de cadmio para el estuario, aunque eventualmente pueda actuar de esta manera.

Por su parte el análisis de los contenidos de cadmio en sedimentos del sistema presentó una distribución homogénea de sus

valores, con variaciones sincrónicas y tendencias sostenidas (**Figura 47**). Los valores registrados no fueron excesivamente altos (0.02 a 1.43 $\mu\text{g/g}$, en peso seco), pero mostraron en general una tendencia creciente (aunque de suave pendiente) a lo largo del tiempo, lo que indica que se está acumulando lentamente en los sedimentos. En general, los mayores valores de Cd_{sem} fueron registrados en la Est.#4, lo que permite sostener que su condición general hace que haya una depositación particular de Cd (**Figura 47**).

4.b. Plomo

Las concentraciones de plomo disuelto fueron detectables a lo largo de prácticamente todo el período estudiado, con la sola excepción de la campaña C-2 (julio de 2003), y los correspondientes valores registrados oscilaron entre los 0.02 y los 7.21 $\mu\text{g/L}$ (**Figura 48**). La distribución de valores mostró ser homogénea en todas las estaciones, y solamente en algún caso puntual (por ej., C-7 de marzo de 2004) hubo un ingreso particularmente alto de Pb_{dis} a través de la descarga cloacal al estuario (**Figura 48**). Por otro lado, estos resultados demuestran que hay un ingreso permanente y sostenido de plomo al sistema, lo que queda reflejado en la permanente presencia de Pb_{dis} en el agua de la zona estudiada, y que la descarga del sistema cloacal no parece ser una fuente significativa de Pb_{dis} para el medio receptor.

En el caso de la evaluación de plomo en sedimentos se observó una tendencia homogénea en la distribución de valores a lo largo del período estudiado, con niveles que variaron entre los 4.58 y los 43.05 $\mu\text{g/g}$, en peso seco (**Figura 48**). En general la distribución y variación del plomo en los sedimentos se mostró muy sostenida y sincrónica, y sólo en algún caso (por ej., C-2 de julio de 2003) se registró un pico particularmente alto en los sedimentos de la Est.#4. Sin embargo, vale la

pena mencionar que se observó una tendencia ligeramente acumulativa de Pb en los sedimentos del área bajo estudio a lo largo del tiempo, cuyos máximos valores se registraron en general en la Est.#4, coincidente con la descarga del sistema cloacal de la ciudad (**Figura 48**).

4.c. Cobre

Los valores de cobre disuelto determinados en aguas de la zona bajo estudio en el período que aquí se informa mostraron niveles homogéneos y una variación sincrónica durante toda esta etapa (**Figura 49**). Las concentraciones de Cu_{dis} que se registraron variaron entre 0.53 y 3.58 $\mu g/L$, pero es muy importante destacar que en ningún caso hubo determinaciones por debajo del límite de detección del método analítico empleado. Esto permite sostener que hay un ingreso permanente y sostenido de cobre al sistema. Tampoco se identificaron aportes extraordinarios en la Estación E-#4, por lo que se puede asumir que el ingreso de este metal al medio receptor no está mediado por la descarga del sistema cloacal de la ciudad.

Al analizar la distribución de los valores de cobre determinados en el sedimento de la zona bajo estudio también se observó que este metal estuvo presente en todas las campañas realizadas y que la tendencia identificada fue sostenida, sincrónica y homogénea para todas las estaciones (**Figura 49**). Los niveles determinados variaron entre los 3.83 y 40.27 $\mu g/g$, en peso seco. Uno de los puntos que debe ser destacado es que los sedimentos de la Est.#4 mostraron en todas las campañas la mayor acumulación de cobre, y además que este metal muestra una tendencia incremental (de suave pendiente) a lo largo del tiempo (**Figura 49**), lo que permite sostener que el cobre se está acumulando en los sedimentos de la zona bajo estudio.

4.d. Zinc

La distribución de los valores de zinc disuelto determinados en el agua de la zona bajo estudio en el período que aquí se informa mostró ser totalmente heterogéneo e irregular, por lo que no se puede sostener la idea de un ingreso permanente ni sostenido de este metal al sistema receptor (**Figura 50**). Sin embargo, y a pesar de que en algunas campañas no se registró ningún valor de Zn_{dis} que superara el límite de detección del método analítico empleado (por ej., la C-3 de setiembre de 2003) en otras se detectaron concentraciones relativamente altas (por ej., en las C-1 de junio de 2003 o en la C-7 de marzo de 2004) (**Figura 50**), por lo que se debe considerar que existen ingresos eventuales de significativa magnitud de este metal al sistema.

Por su parte la distribución de los contenidos de zinc en sedimentos mostró ser homogénea, permanente y sostenida en el tiempo, presentando además una tendencia incremental a lo largo del período estudiado (**Figura 50**). Los valores determinados variaron entre los 17.46 y los 168.96 $\mu g/g$, en peso seco, con variaciones sincrónicas en todas las estaciones. Sólo en un caso (Est.#4 en la C-8) se observó un pico inusualmente alto de Zn en los sedimentos (**Figura 50**). En general los sedimentos de la Est.#4 son los que presentan los mayores contenidos de este metal, por lo que se puede presumir que en ese lugar se dan condiciones particulares como para generar una depositación diferencial del metal estudiado.

4.e. Cromo

En el caso del cromo los valores de la fracción disuelta fueron irregulares, detectándose desde campañas en la que todos los análisis dieron resultados por debajo del límite de detección del método analítico empleado (por ej., la C-1 de junio de 2003) hasta algunas que presentaron contenidos inusualmente altos (por ej., la C-4 de octubre de 2003)(**Figura 51**). La distribución de los datos de Cr_{dis} permite sostener que hay un ingreso cuasi permanente del metal al sistema, pero no permite identificar una fuente puntual de descarga del mismo en la región bajo estudio.

Por su parte los contenidos de Cr determinados en los sedimentos de la zona bajo estudio (que variaron entre los 2.84 y 17.51 $\mu\text{g/g}$, en peso seco)(**Figura 51**), muestran una distribución homogénea, con buena sincronía en las variaciones entre sus estaciones, y una tendencia incremental (de suave pendiente) que se sostiene en el tiempo. Esto permite concluir que este metal se está acumulando en los sedimentos estudiados, aunque no hay un punto donde se acumulen diferencialmente (**Figura 51**).

4.e. Mercurio

Los niveles de mercurio disuelto que se determinaron en las aguas de la zona estudiada durante el período que aquí se informa fueron muy bajos (entre 0.01 y 0.34 $\mu\text{g/L}$), pero se registraron en todas las campañas y en todas las estaciones de muestreo (**Figura 52**). Por otro lado, la distribución de estos valores fue homogénea, sostenida, y sus variaciones totalmente sincrónicas, por lo que se puede sostener que existe un aporte de mercurio de muy pequeño nivel pero continuo en este medio.

Por otro lado, los niveles de Hg en sedimentos también mostraron una tendencia homogénea en su distribución, pero con un aumento marcado en los sedimentos de la Est.#4 ; este hecho se magnificó notablemente en algunas de las campañas realizadas (por ej., C-1 de junio de 2003, o la C-3 de setiembre del mismo año), en las que se registraron concentraciones de hasta 1.12 y 1.25 $\mu\text{g/g}$, en peso seco, respectivamente (**Figura 52**). Esta distribución diferencial señala que en ese sitio las condiciones son las adecuadas para que se produzca una depositación diferencial de Hg en los sedimentos.

4.f. Hidrocarburos totales

La determinación de hidrocarburos totales disueltos / dispersos en el agua de la zona bajo estudio dio –en todos los casos- valores inferiores al límite de detección del método analítico empleado, por lo que se puede asumir que no hay una fuente puntual continua de estos compuestos en esa región.

En cambio en los sedimentos se registraron valores de HC_{tot} que oscilaron entre los 0.15 y los 8.0 mg/g, en peso seco (**Figura 53**). Para la mayor parte de las campañas realizadas los valores correspondientes variaron entre los 0.15 y 1.91 mg/g, en peso seco (Figura 53), aunque hubo una campaña (C-5, de diciembre de 2003) que presentó valores significativamente superiores en todas las estaciones, por lo que se puede pensar que existió algún evento que produjo un aporte extraordinario de HC a los sedimentos del área.

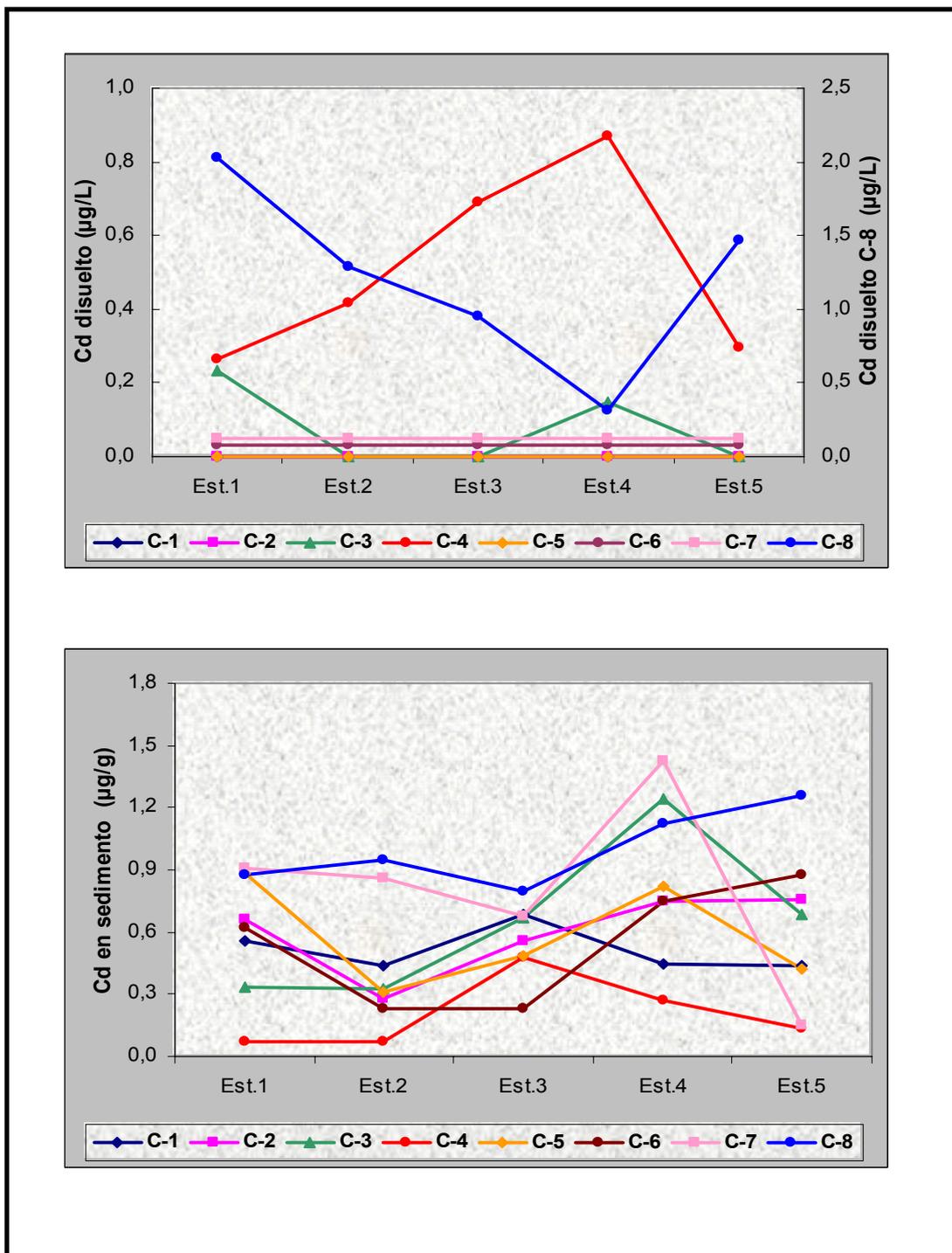


Figura 47

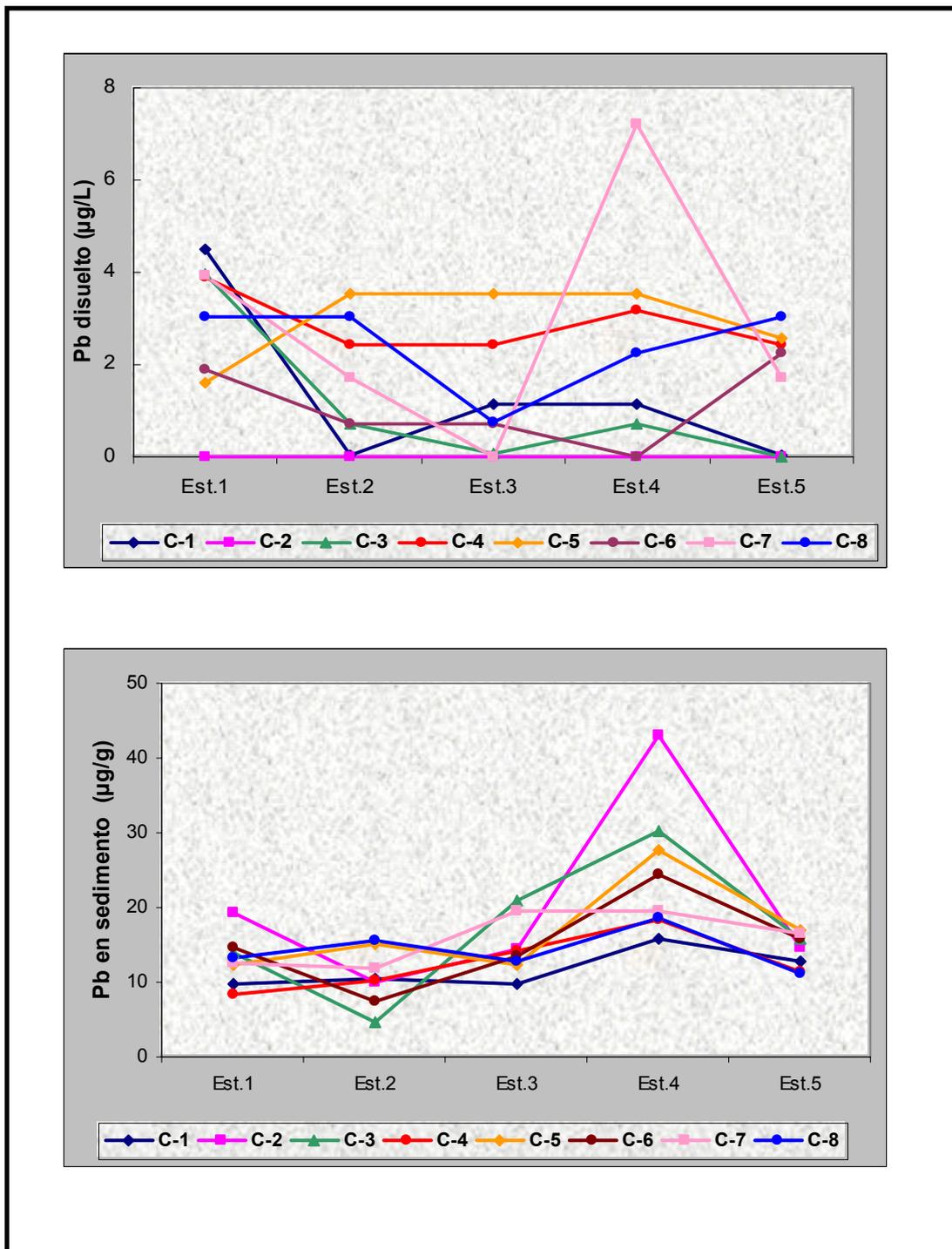


Fig 48

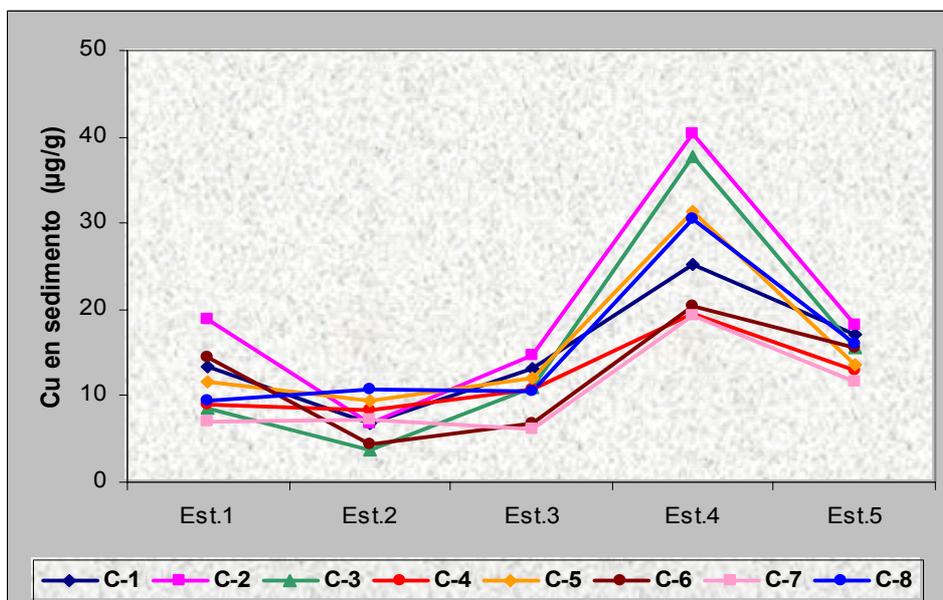
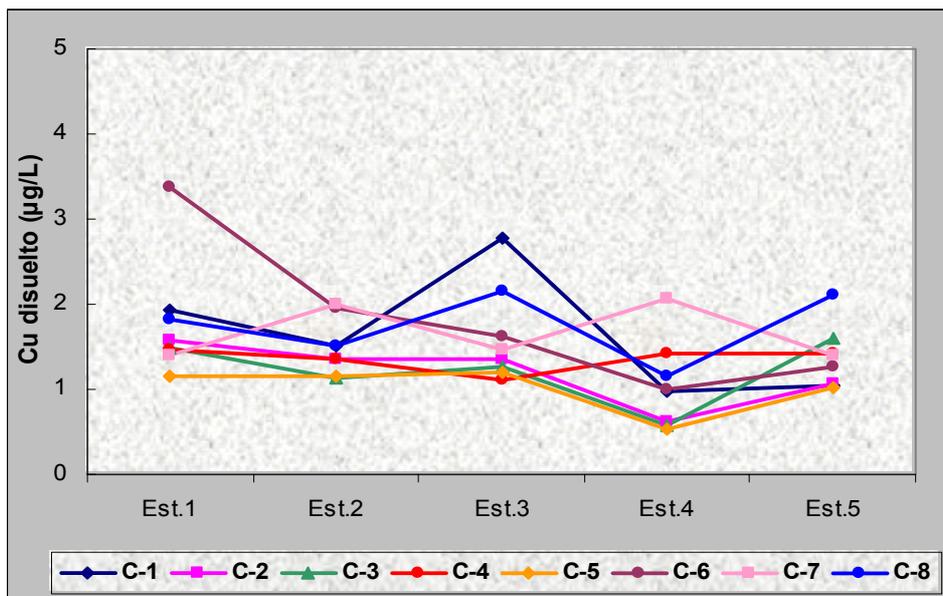


Figura 49

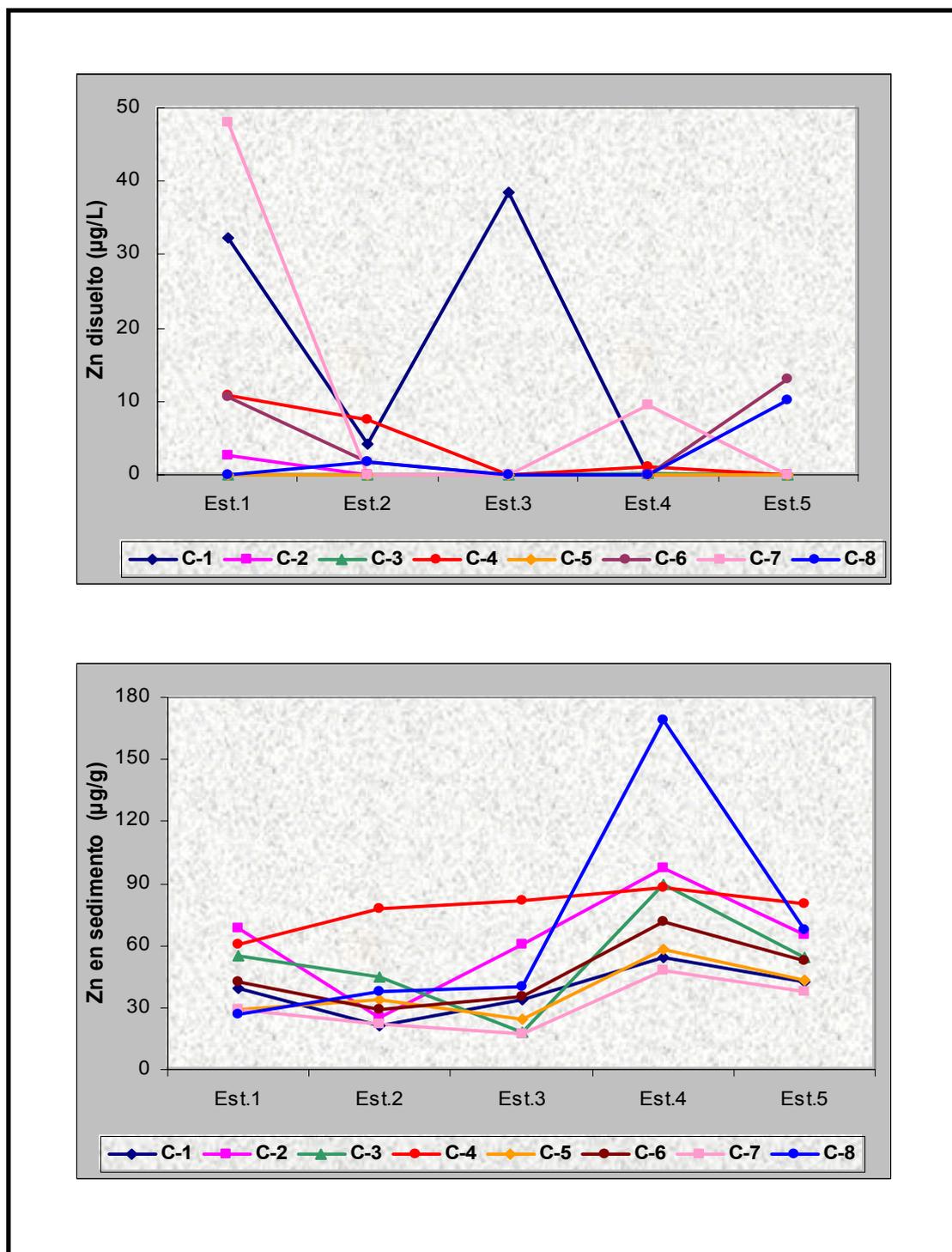


Figura 50

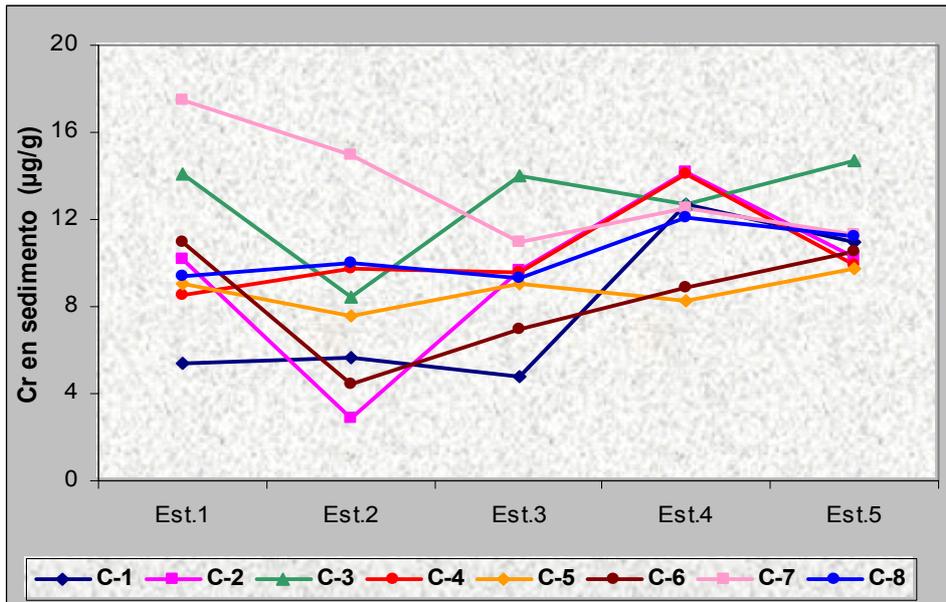
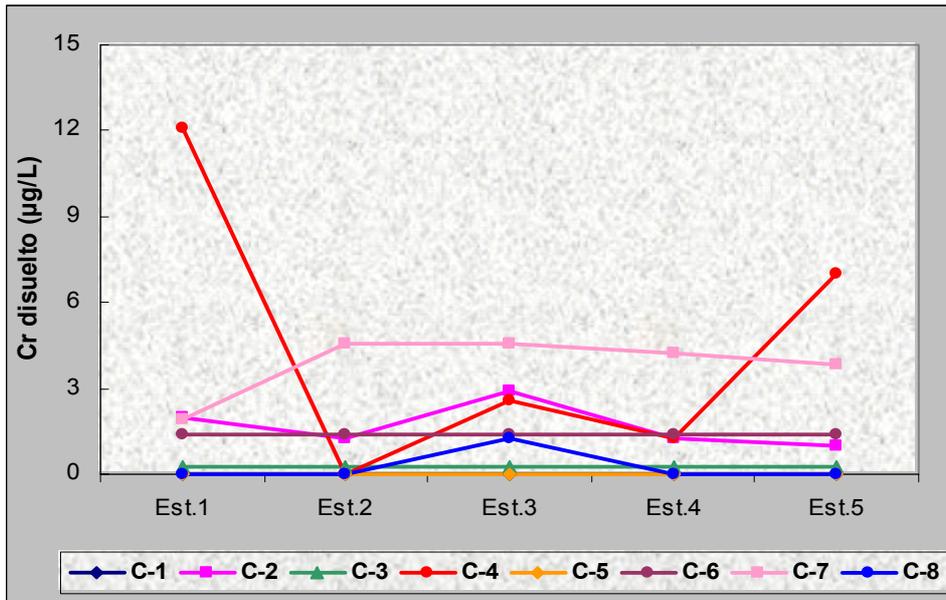


Figura 51

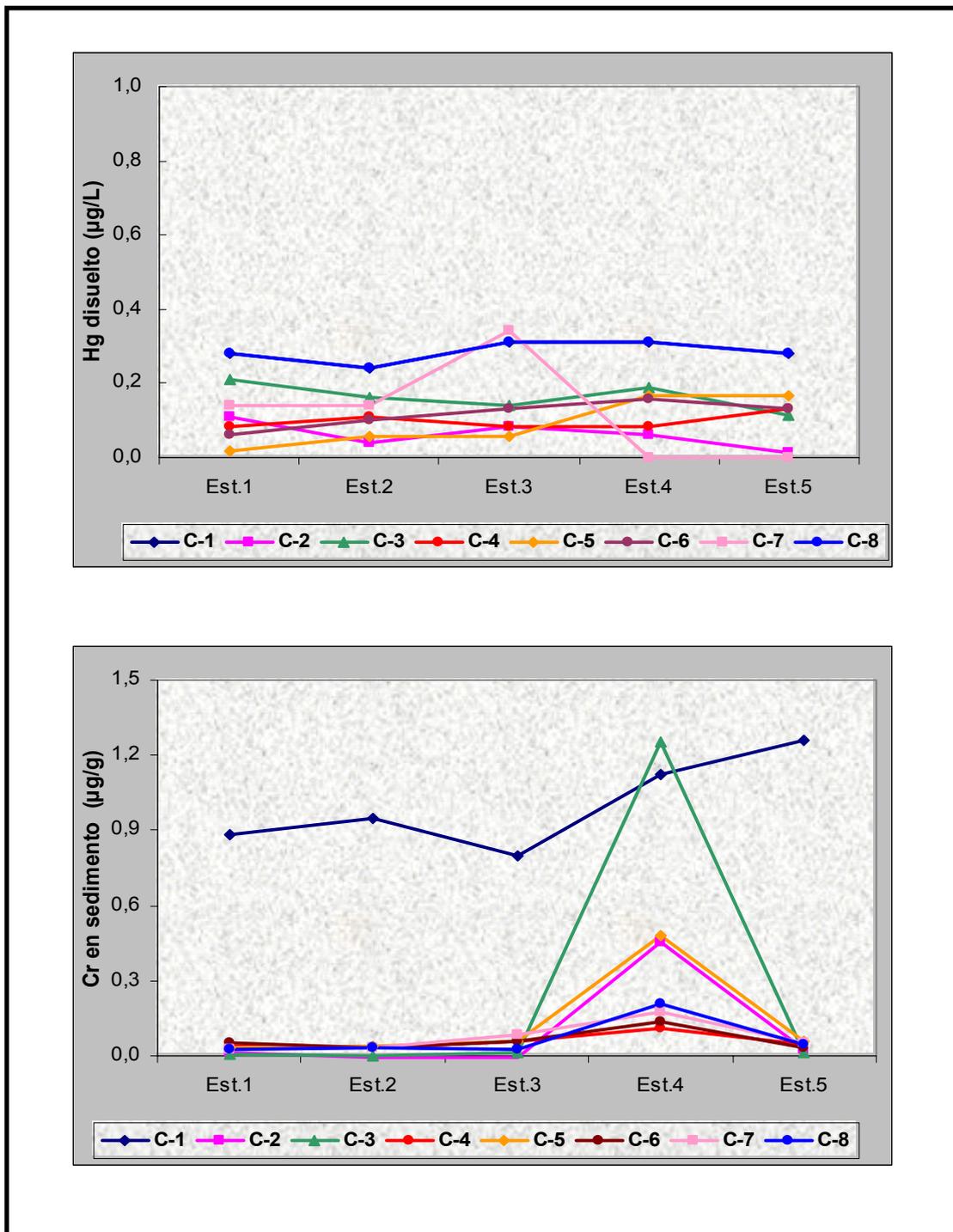


Figura 52

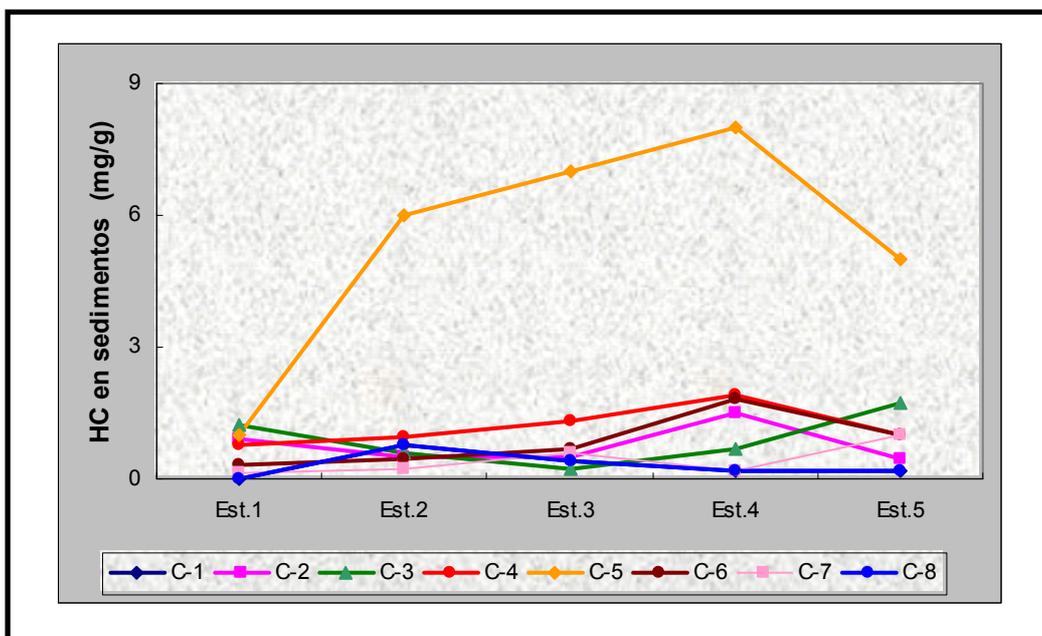


Figura 53

5. Análisis temporal de los resultados obtenidos para la Planta de Tratamiento de Líquidos Cloacales (PTLC) de Bahía Blanca. Parámetros físicoquímicos y ecofisiológicos

Se analizaron quincenalmente los parámetros físico-químicos y ecofisiológicos que permiten caracterizar la descarga que se realiza a través de la Planta de Tratamiento de Líquidos Cloacales (PTLC) al estuario de Bahía Blanca. En las **Figuras 54** a **58** se presentan los resultados obtenidos para el período que aquí se informa.

La *conductividad* (parámetro estimador de la salinidad de la muestra) mostró ser muy estable a lo largo del período estudiado, con valores que variaron entre los 1250 y 1951 μS (**Figura 54**). Estos valores son típicos de cuerpos de agua dulce, y explican la dilución que se genera en el estuario frente a la zona de descarga del sistema cloacal (Est.#4).

El *residuo* registrado en las muestras mostró valores muy fluctuantes, que variaron entre niveles no detectables hasta los 1110 mg/L durante este período (**Figura 54**). Estas variaciones son producto de los cambios en la condición de las aguas descargadas, producto de los cambios en condiciones generales asociadas (carga orgánica del residuo filtrado por la PTLC, flujo de agua en la planta, etc).

La *temperatura* del agua muestra una fase de ciclo sinusoidal en su distribución, con valores que oscilaron entre los 15.4 y 27.8°C (**Figura 54**). Estos valores son mayores que los que suelen registrarse en las aguas del estuario para los mismos períodos (por ej., para el período que aquí se informa variaron entre los 7.5 y 23°C) ; sin embargo la enorme diferencia de volúmenes entre la descarga y el cuerpo receptor hace que se produzca un inmediato efecto de dilución que evita la generación de un gradiente térmico que podría ser perjudicial para organismos del sistema.

El *pH* presentó un rango de variación bastante ajustado, en el cual los valores oscilaron entre las 7.1 y 8.8 upH, aunque en algún caso

particular se registró un valor inusualmente bajo (PTLC-19, de junio de 2004), de 6.1 upH (**Figura 54**). Los valores registrados durante la mayoría de las campañas realizadas están dentro del rango considerado fisiológicamente viable para el desarrollo de sistemas biológicos.

Los valores de *oxígeno disuelto* que se midieron fueron bajos, habiendo variado entre 2.5 y 5.5 mg/L (**Figura 54**), lo que los ubica en niveles de sistemas acuáticos hipóxicos. Estos bajos valores son congruentes con la alta carga de materia orgánica del sistema, que requiere de una gran cantidad de oxígeno para oxidarse. Esta situación ayuda a explicar mejor la brusca disminución de hasta 50% en la concentración de OD (previamente descrita, **Figura 39**) que se registró con regularidad en la Est.#4 del estuario, frente a la desembocadura de la descarga del sistema cloacal.

Simultáneamente la variación en los valores de la *demanda química de oxígeno* (DQO) fue muy amplia, incluyendo un rango entre valores no detectables hasta los 482 mg/L (**Figura 54**), hecho este que también contribuye a la explicación de los muy bajos niveles de oxígeno en la descarga de la PTLC.

Por su parte la medición de *sólidos suspendidos en 10'* presentó valores entre 0.3 y 4 ml, mientras que los *sólidos suspendidos en 2h* lo hicieron entre los 0.8 y 5 ml (**Figura 55**). La distribución de ambos parámetros fue similar, congruente y sincrónica, y ayuda a explicar los efectos de aumento de turbidez que se describieron previamente para la Est.#4.

Del análisis de los valores de alcalinidad se observa que mientras que los valores de *alcalinidad parcial* son prácticamente nulos (con la única excepción del registrado en la PTLC-7 de noviembre de 2003, que alcanzó los 14 mg/L) los de *alcalinidad total* variaron entre los 384 y 481 mg/L (**Figura 55**). En general la distribución de este último parámetro fue homogénea, con la excepción de unas pocas campañas (por ej., PTLC-2, PTLC-5, PTLC-11, PTLC-13) cuyos niveles estuvieron ligeramente por debajo de los 400 mg/L (**Figura 55**). Esta distribución descrita para las

alcalinidades coincide plenamente –tal y como era esperable- con las de *bicarbonato* y *carbonato*, presentada también en la **Figura 55**.

Al analizar la presencia y distribución de los iones mayoritarios en la descarga de la PTLC se observaron las siguientes tendencias: los *sulfatos* y los *cloruros* mostraron una distribución similar, con valores que oscilaron entre los 74.2 y 107.3 mg/L para los primeros, y entre los 109.3 y 216.9 mg/L para los segundos (**Figura 56**). El *sodio* presentó una distribución con mayor variabilidad, incluyendo concentraciones entre los 161 y 397 mg/L, mientras que el la de *potasio* fue mucho más homogénea y sostenida, con valores entre los 12.83 y 15.75 mg/L (**Figura 56**). Finalmente, las distribuciones de *calcio* y *magnesio* también fueron homogéneas y mostraron tendencias sostenidas en el tiempo. En el caso del *calcio* sus niveles variaron entre los 26.7 y los 47.5 mg/L, mientras que los de *magnesio* lo hicieron entre los 9.3 y los 17.8 mg/L (**Figura 56**).

Por su parte, y al analizar la contribución de nutrientes inorgánicos a través de esta descarga, se observaron las siguientes tendencias: en general el aporte de *nitratos* y de *nitritos* es muy pequeño, y suele no superar valores de 6 μM NO_3 y de 3.5 μM NO_2 , aunque en algunas campañas llegaron a registrarse aportes de hasta 21 μM de NO_3 y 40 μM NO_2 (**Figura 57**). Sin embargo, y sin ninguna duda, el gran aporte de compuestos nitrogenados a través de la PTLC se realiza en forma de *amonio* ; en el período que aquí se informa los valores de NH_4 determinados oscilaron entre los 985 y 3591 μM NH_4 , lo que señala a esta vía como una fuente significativa de *amonio* para el estuario (**Figura 57**). De la misma manera, se registraron niveles muy altos de *fosfato* en la descarga de la PTLC, con valores que variaron entre los 15 y 255 μM PO_4 , lo que también señala a esta descarga como una fuente significativa de *fosfato* para el estuario (**Figura 57**). Por último, los niveles de *silicato* variaron entre los 232 y 1157 μM SiO_2 , datos que no son muy diferentes de otras fuentes terrestres como arroyos, etc (**Figura 57**).

Finalmente es importante destacar el enorme aporte de *materia orgánica particulada* (MOP) que se realiza a través de la PTLC, y cuyos valores (que variaron entre los 21260 y los 54297 $\mu\text{g C/L}$) (**Figura 58**) fueron significativamente mayores que los registrados en otros sitios de estudio del estuario. Este punto es notablemente trascendente, ya que ayuda a interpretar algunas de las distribuciones previamente explicadas (por ej., las de metales pesados en sedimentos del estuario en la zona próxima a la descarga), teniendo en cuenta la enorme capacidad de la MOP para actuar como “complejador” y “trampa química” de numerosos tipos de sustancias y elementos.

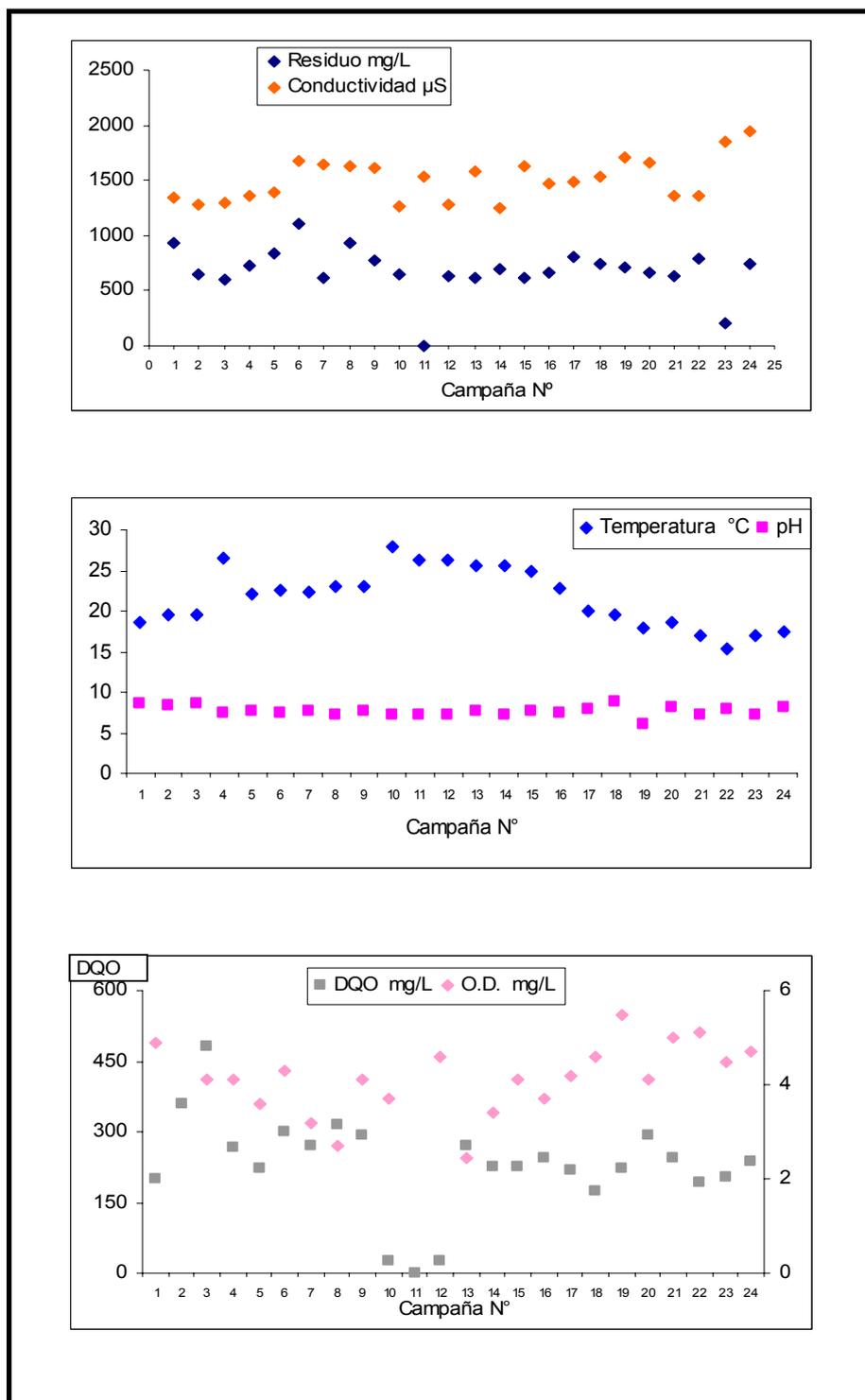


Figura 54

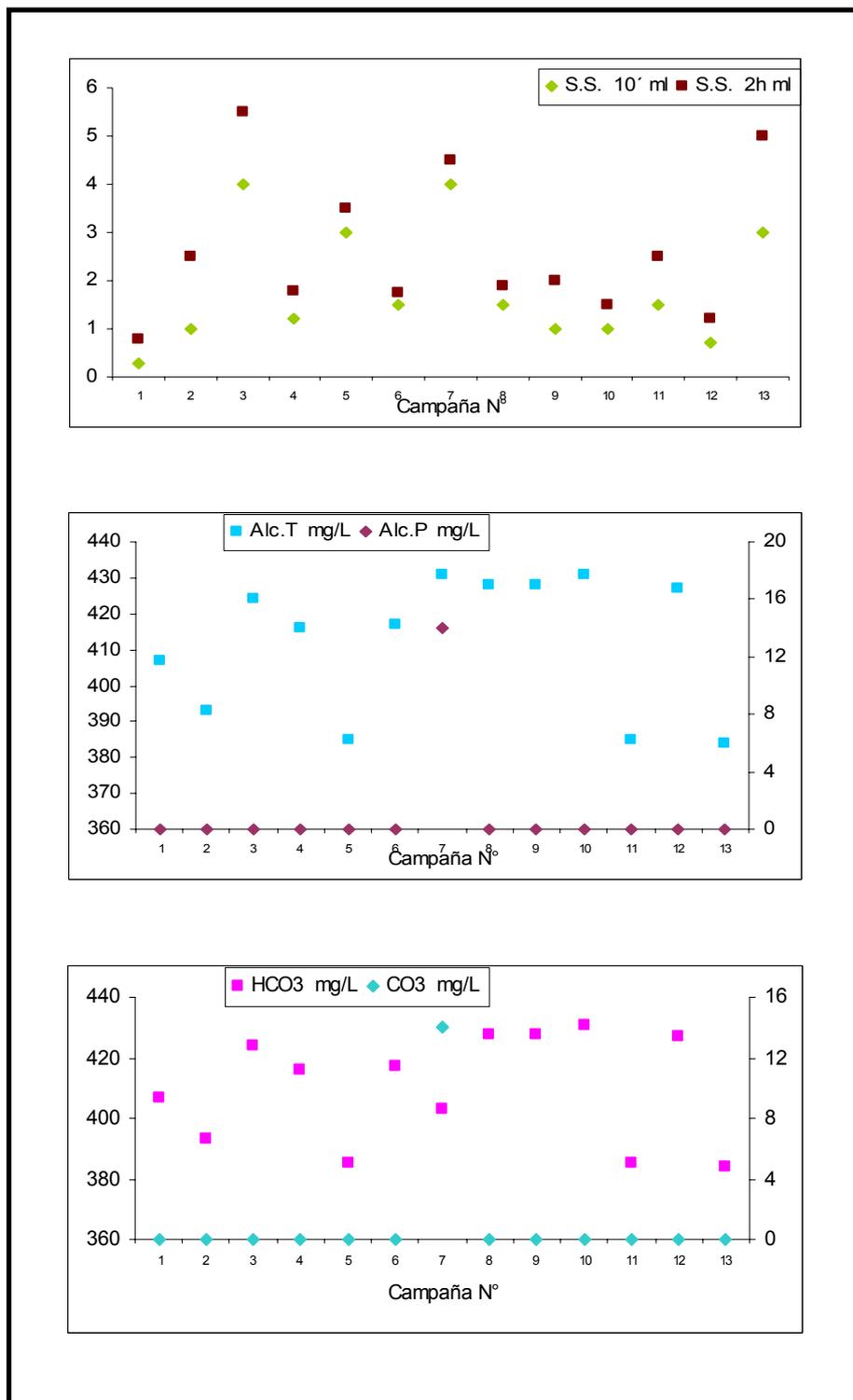


Figura 55

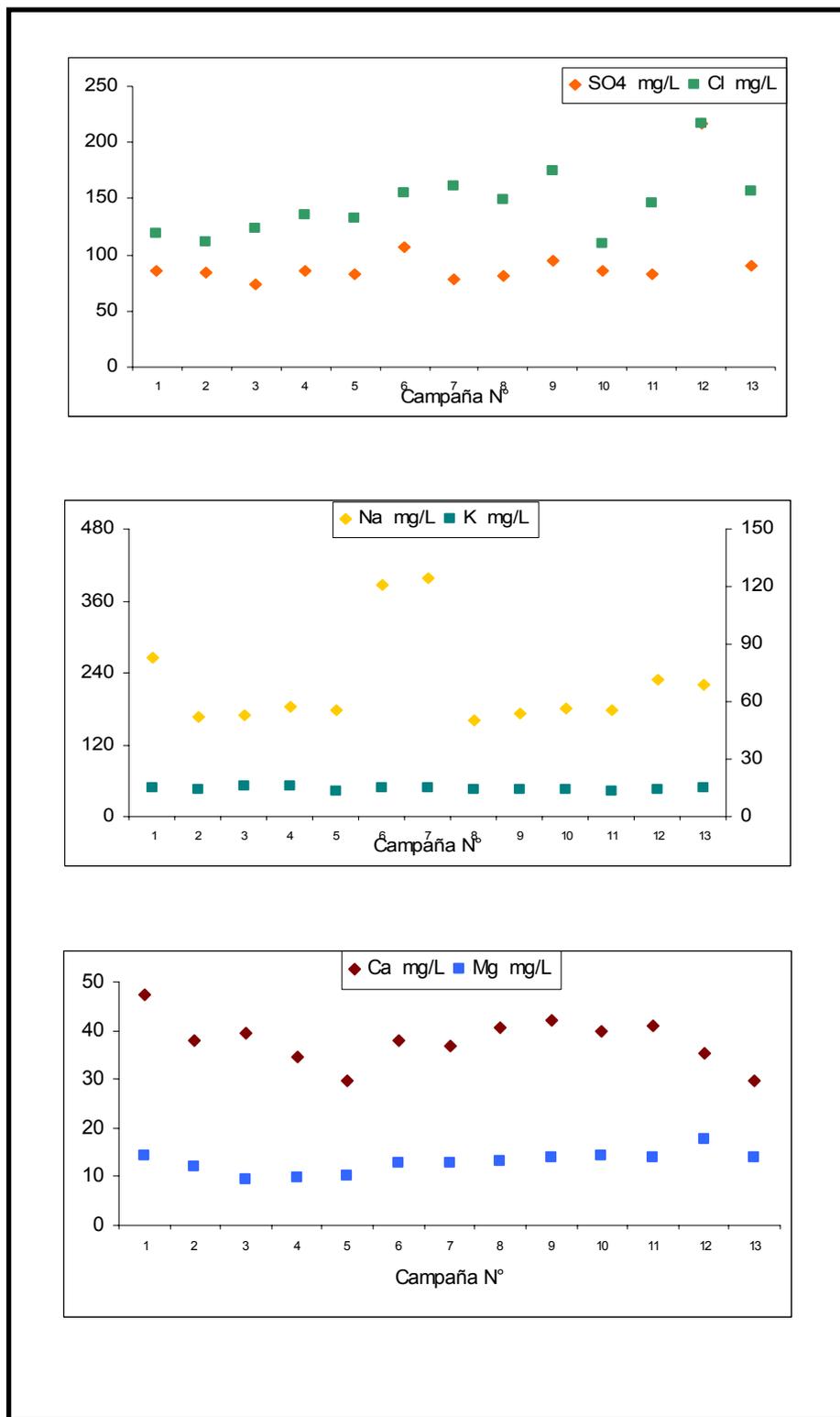


Figura 56

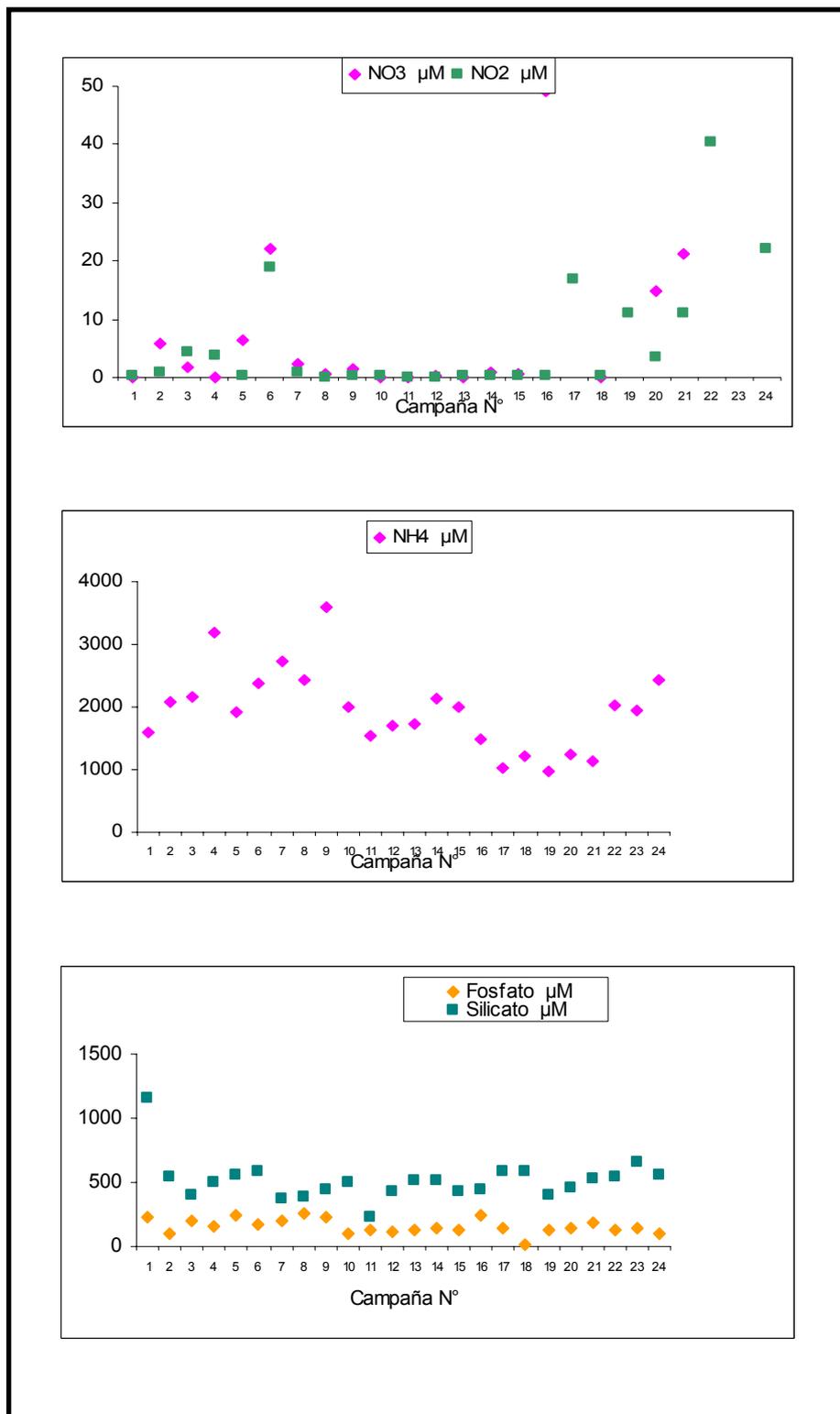


Figura 57

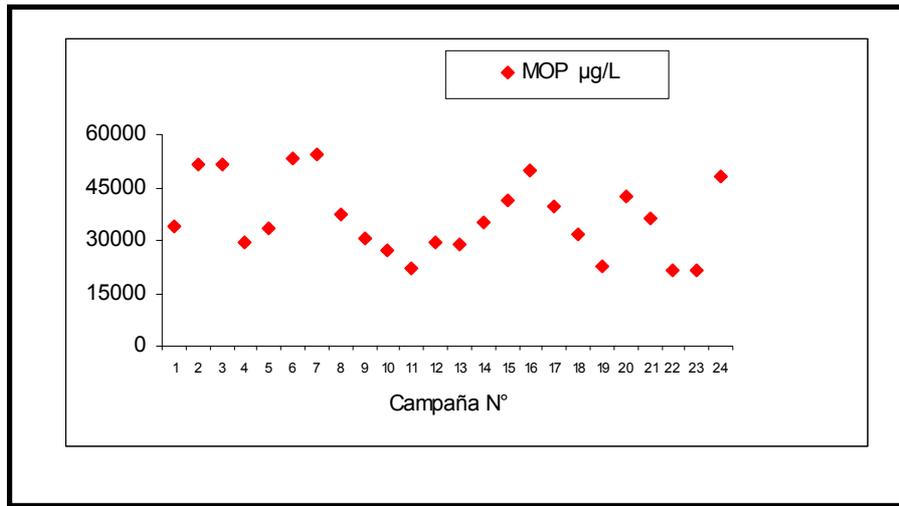


Figura 58

6. Análisis temporal de los resultados obtenidos para la descarga de la Planta de Tratamiento de Líquidos Cloacales (PTLC) de Bahía Blanca. Sustancias potencialmente contaminantes

Se analizaron mensualmente los contenidos de metales pesados disueltos y de hidrocarburos disueltos/dispersos y grasa y aceites, que permiten caracterizar la descarga que se realiza a través de la Planta de Tratamiento de Líquidos Cloacales (PTLC) al estuario de Bahía Blanca. En las **Figuras 59 y 60** se presentan los resultados obtenidos para el período que aquí se informa.

Los niveles de *cadmio disuelto* fueron muy bajos, y en general variaron entre concentraciones por debajo del límite de detección del método analítico empleado y 0.15 µg/L (**Figura 59**) ; sin embargo, en una de las campañas realizadas (PTLC-1, de agosto de 2003) se registró una concentración inusualmente alta que llegó a los 2.8 µg/L. Esto permite sostener que la PTLC no parece ser una fuente significativa de Cd disuelto para el estuario, aunque en algunos eventos (no identificados) puede realizar aportes de gran magnitud.

Al analizar el aporte de *mercurio disuelto* se observó una tendencia ligeramente diferente a la descrita para el Cd: en este caso los niveles de Hg_{dis} medidos también resultaron ser bajos (entre los 0.06 y 0.27 µg/L), pero su ingreso al sistema ocurre en forma continua, habiéndose registrado en todas las campañas de muestreo (**Figura 59**). De esta manera, y a pesar de las bajas concentraciones registradas, la descarga de la PTLC parece ser una fuente permanente de mercurio para el estuario, y como tal debería ser evaluada detalladamente.

En el caso del análisis de *plomo disuelto* se observó una tendencia muy irregular y heterogénea en la distribución de los datos correspondientes. Así por ejemplo en las primeras cinco campañas que

se realizaron los datos obtenidos estuvieron por debajo del límite de detección del método analítico empleado ; sin embargo, en el resto de las campañas siempre se registraron valores de Pb_{dis} detectables, y los valores correspondientes variaron entre los 0.62 y 7.08 $\mu\text{g/L}$ (**Figura 59**). Esta situación hace pensar que –si bien no se da en forma permanente– la descarga del sistema cloacal a través de la PTLC es una fuente significativa de Pb_{dis} para el estuario.

Por su parte la distribución observada en los datos de *romo disuelto* en las aguas descargadas desde la PTLC también mostró un comportamiento heterogéneo, pero presentando concentraciones detectables en casi todas las campañas realizadas. Los valores de Cr_{dis} determinados variaron entre los 0.14 y 5.25 $\mu\text{g/L}$ (**Figura 59**), lo que permite sostener que a través de la descarga de la PTLC ingresa una cantidad significativa de Cr_{dis} al sistema receptor.

El *cobre disuelto* presentó una distribución regular, homogénea y sostenida a lo largo del período muestreado. Los valores de Cu_{dis} determinados variaron entre los 1.36 y 11.38 $\mu\text{g/L}$ (**Figura 59**). Tanto por los valores de Cu_{dis} que se midieron en el agua de descarga de la PTLC como por la regularidad de su ocurrencia se puede sostener que esta vía representa un ingreso significativo de cobre disuelto al estuario.

Por último, la distribución de los datos de zinc disuelto medidos en la descarga de la PTLC se mostraron como irregulares y sin una tendencia definida. No obstante los valores de Zn_{dis} fueron detectables en casi todas las campañas, con valores que oscilaron entre los 1.53 $\mu\text{g/L}$ hasta los 58.28 $\mu\text{g/L}$ (**Figura 59**). De esta manera, y en virtud a las magnitudes de los resultados del análisis de Zn_{dis} en la PTLC se puede sostener que resulta una fuente significativa de este metal para el estuario.

Finalmente, tanto grasas y aceites como hidrocarburos presentaron una distribución homogénea durante el tiempo que duró el estudio. Las concentraciones de grasas y aceites variaron entre los 3.2 y 425 mg/L, mientras que las de hidrocarburos lo hicieron entre niveles inferiores al límite de detección del método analítico empleado y 129 mg/L (**Figura 60**). De esta manera la descarga del sistema cloacal de Bahía blanca a través de la PTLC puede constituir una fuente alternativa de hidrocarburos para el estuario, considerando que el ingreso permanente no es de gran magnitud pero que en determinados eventos puede arrojar concentraciones importantes tanto de aceites y grasas como de hidrocarburos al medio receptor.

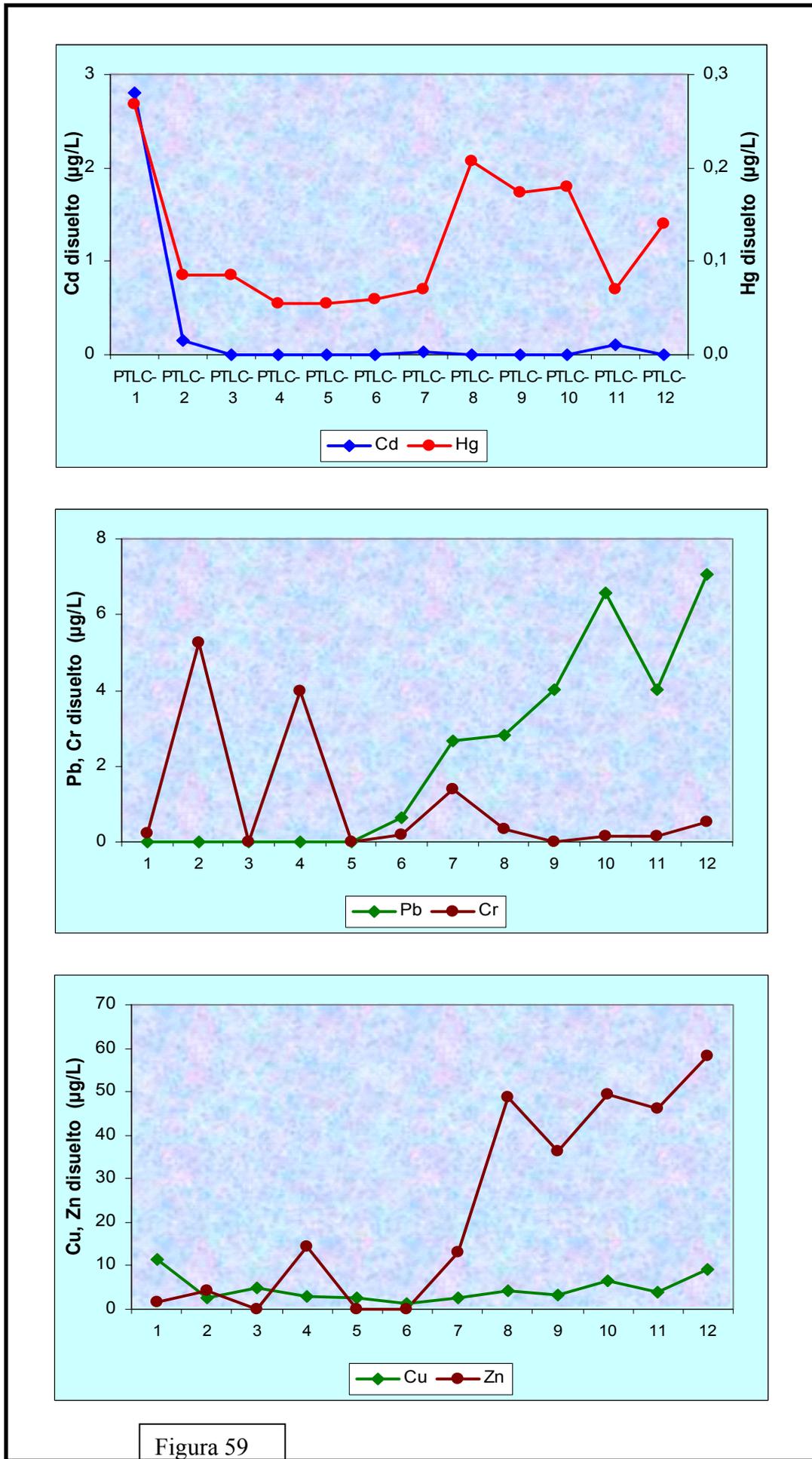


Figura 59

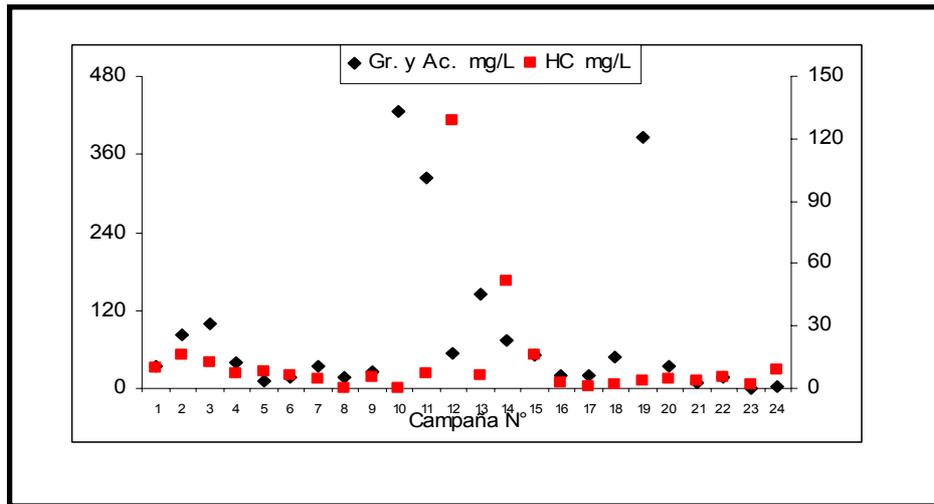


Figura 60

7. CONCLUSIONES

Los resultados alcanzados en este año de trabajo nos permiten sostener las siguientes conclusiones:

- La descarga del sistema cloacal de la ciudad de Bahía Blanca resulta generar un impacto ambiental sobre el estuario, que se manifiesta a través del cambio de comportamiento de algunos parámetros de control de los que se han incluido en este estudio.
- Entre los cambios registrados podemos mencionar una disminución significativa de la salinidad en la estación localizada frente a la descarga, lo que produce localmente una modificación en la fuerza iónica. Este fenómeno no se registró en las estaciones vecinas.
- Una disminución significativa tanto de la concentración de oxígeno disuelto en el agua como del porcentaje de saturación de oxígeno, lo que se puede tomar como un indicador de un consumo excesivo de ese elemento en la estación ligada a la descarga. Tampoco en este caso el fenómeno puede ser extendido a otras estaciones.
- La zona de la descarga demostró recibir un nivel ligeramente superior de los nutrientes de nitrógeno oxidados (nitrato y nitrito), pero también una descarga muy grande de amonio (10 – 15 veces más grande que en el resto del sistema) que resulta sin duda uno de los mayores aportes en este sentido que recibe el estuario.
- De manera similar que con el amonio, la descarga de fosfato que se recibe en la zona de descarga del sistema cloacal es alrededor de 10 veces mayor que en el resto del sistema.
- También ingresa una cantidad significativa de silicato a través de la descarga cloacal, comparable a la de un cuerpo de agua natural (arroyos, etc).
- El contenido de materia orgánica particulada (MOP) en la zona de la descarga fue significativamente superior que en el resto del sistema, y la acumulación de MO en los sedimentos en ese lugar fue

máxima, con valores notablemente más altos que en el resto del medio estudiado.

- Los niveles de pigmentos fotosintetizadores indican que el sistema se mantiene productivo durante todo el año, y que el ciclo anual previamente descrito se cumplió adecuadamente.
- Se registraron niveles detectables de metales pesados disueltos (indicadores de ingreso reciente) en casi todas las campañas realizadas.
- Las tendencias de Cd, Pb, Cu y Cr disuelto mostraron una distribución global en la zona estudiada, sin poder identificarse una fuente puntual.
- Las de Zn y Hg en cambio indicaron una fuerte influencia de la descarga del sistema cloacal como fuente de esos metales disueltos.
- También se registraron niveles detectables de metales en los sedimentos de la zona estudiada en todas las campañas realizadas.
- La distribución de Cr en sedimentos de la zona estudiada fue global, y no se pudo identificar un sitio particular de acumulación.
- Las de Cd, Pb, Cu, Zn y Hg en cambio mostraron una clara acumulación diferencial en la zona de la descarga del sistema cloacal de la ciudad.
- No se registraron concentraciones detectables de hidrocarburos totales disueltos/dispersos en la zona de estudio.
- En cambio se registró una acumulación de hidrocarburos totales en los sedimentos de la zona, pero no se pudo identificar un sitio particular de acumulación.
- La conductividad del efluente descargado en la PTLC es relativamente baja, lo que produce una fuerte dilución en la estación del estuario relacionada. Este fenómeno no es generalizable.
- Los niveles de oxígeno disuelto en la PTLC fueron muy bajos, correspondiendo a niveles de sistemas hipóxicos. Simultáneamente los valores de DQO correspondientes fueron muy altos.

- Los aportes de nitrato y nitrito a través de la PTLC fueron mínimos, pero los de amonio y fosfato fueron muy altos. Los de silicato fueron similares a los de otros cuerpos de agua del sistema (arroyos).
- El aporte de materia orgánica particulada a través de la PTLC fue mayor que la cualquier otra fuente previamente medida en el estuario.
- Los valores de metales pesados disueltos en el efluente de la PTLC presentaron valores detectables en la mayor parte de las campañas.
- La descarga no parece ser una fuente puntual de Cd disuelto para el estuario.
- En cambio sí resulta ser una fuente importante de Pb, Cu, Zn, Cr y Hg disuelto para el sistema receptor.
- La cantidad de hidrocarburos, grasas y aceites aportados a través de la PTLC no es de enorme magnitud, pero es casi permanente, por lo cual debería ser vigilado.
- La conjunción de los aportes de sustancias potencialmente contaminantes de diferentes orígenes con las condiciones ambientales del medio receptor hacen que haya una clara tendencia acumulativa en la región.
- De la misma manera algunas compuestos (por ej., amonio, fosfato) están ingresando al sistema en magnitudes muy altas, por lo que deberían ser controlados para prevenir situaciones de crisis.
- Esto merece ser considerado para futuros programas de monitoreo y vigilancia ambiental.

REFERENCIAS

- APHA, 1992. Standard methods for the examination of water and wastewater. L.Clesceri, A.Greenberg & A.Eaton (eds), APHA-AWWA.WEF, Washington,USA, 680 pp.
- Eberlein, K. & G. Kattner. 1987. Fresenius Z.Anal.Chem., 326: 354-357.
- E.P.A., 2002. Gravimetric determination of total hydrocarbons. US.EPA Method 1664A.
- Freije R.H., R. Asteasuain, A. Schmidt & J. Zavatti, 1981. Relación de la salinidad y temperatura del agua con las condiciones hidrometeorológicas en la porción interna del estuario de Bahía Blanca. Instituto Argentino de Oceanografía, Bahía Blanca, Contrib.Científ.IADO N° 57: 38 pp.
- Freije, R.H. & J.E. Marcovecchio, 2004. "Oceanografía química del estuario de Bahía Blanca", En: El ecosistema del estuario de Bahía Blanca, M.C.Piccolo & M.Hoffmeyer (eds), IADO, Bahía Blanca (Argentina), Cap. 8: 69-78. (ISBN 987-9281-96)
- Ginsberg, S.S. & G.M.E. Perillo, 2000. Deep scour holes at the confluence of tidal channels in the Bahía Blanca estuary, Argentina. Marine Geology 160: 171-182.
- Gómez, E.A. & G.M.E. Perillo, 1992. Largo Bank: a shoreface-connected linear shoal at the Bahía Blanca entrance, Argentina. Marine Geology 104: 193-204.
- Gómez, E.A., S.S. Ginsberg & G.M.E. Perillo, 1997. Geomorfología y sedimentología de la zona interior del Canal Principal del Estuario de Bahía Blanca. Revista de la Asociación Argentina de Sedimentología 3: 55-61.
- Grasshoff, K., 1983. In: Methods in seawater analysis, K. Grasshoff, M. Erhardt & K. Kremling (eds), 2nd.Edition, Verlag-Chemie, Ch.9, pp.134-137.
- IADO, 1997. Estudio de la calidad del agua en la ría de Bahía Blanca. Informe Final, Instituto Argentino de Oceanografía: 60 pp.
- IADO, 2000. Estudio de la calidad del agua en la ría de Bahía Blanca, 2da.Etapa. Informe Final, Instituto Argentino de Oceanografía: 55pp.

- IADO, 2002. Programa de Monitoreo de la Calidad Ambiental de la Zona Interior del Estuario de Bahía Blanca. Informe de Avance. Informe Técnico del IADO para la Municipalidad de Bahía Blanca, 76 pp.
- Koirtzohann & Wen. 1973. Critical study of the APDC-MIBK straction system for atomic absorption Anal. Chem., 45 (12): 1986-1989.
- Lorenzen, C. 1967. Limnol. & Oceanogr., 12(2): 343-346
- Marcovecchio, J.E. 1988. Tesis Doctoral, Univ.Nac.Mar del Plata: 212 pp.
- Marcovecchio, J., V.Moreno & A.Pérez. 1988.a. Determination of some heavy metal baselines in the biota of Bahía Blanca, Argentina. Sci.Tot.Environ., 75: 181-190
- Perillo, G.M.E., M.B. García Martínez y M.C. Piccolo, 1996. Geomorfología de canales de marea: análisis de fractales y espectral. Actas de VI Reunión Argentina de Sedimentología: 155-160.
- Perillo, G.M.E. y M.C. Piccolo, 1991. Tidal response in the Bahía Blanca estuary. Journal of Coastal Research 7: 437-446.
- Perillo, G.M.E. y M.C. Piccolo, 1999. Bahía Blanca estuary: a review of its geomorphologic and physical characteristics. In: Perillo, G.M.E., M.C.Piccolo & M. Pino Quivira (eds), Estuaries of South America: their geomorphology and dynamics, Springer-Verlag, Berlin-Hiedleberg-New York.
- Perillo, G.M.E., M.C.Piccolo, E.Parodi y R.H.Freije, 2001. The Bahía Blanca estuary, Argentina. In: U.Seeliger & B.Kjerfve (eds), Coastal Marine Ecosystems of Latin America, Springer-Verlag, Ch.14: pp.205-217.
- Pucci, A., R.Freije, R.Asteasuain, J.Zavatti & J.Sericano. 1979. Contrib. Científ. IADO N°52 : 90 pp.
- Pucci, A., R.Freije, R.Asteasuain, J.Zavatti & J.Sericano. 1980. Contrib. Científ. IADO N°56 : 69 pp.
- Strickland, J & Parsons, T. 1968. A Practical Handbook of Seawater. Analysis, pp 207-211
- Technicon®, 1973. Industrial Method N° 186 - 72 W/B.
- Treguer, P., & P. Le Corre. 1975. Manuel D'Analyse des Sels Nutritifs dans l'Eau de Mer, Univ.Bretagne Occidentale : 109 pp.

Uthe,J., Armstrong,F., Stainton,M., 1970. Mercury determination in fish samples by digestion and flameless atomic absorption spectrophotometry. J.Fish. Res. Bd. Canada, 27 : 805-811

ESTUDIOS BACTERIOLÓGICOS REALIZADOS EN AGUAS Y SEDIMENTOS DEL ESTUARIO DE BAHÍA BLANCA INFORME FINAL. 2004

Para ser presentado al Comité Técnico Ejecutivo de la Municipalidad de Bahía Blanca

Personal responsable: Dra. Mónica D. Baldini (UNS), Dra. María A. Cubitto (UNS) y Lic. M. Nedda Chiarello.(IADO- CONICET)

INTRODUCCIÓN

El presente informe incluye los datos bacteriológicos correspondientes al período de muestreo que se extendió desde junio 2003 a mayo de 2004. En dicho lapso se realizaron 6 campañas oceanográficas, conjuntamente con el Laboratorio de Química Marina del IADO, en las que se recolectaron muestras de aguas y sedimentos del estuario de Bahía Blanca.

Con el objetivo de evaluar el impacto que las actividades humanas ejercen sobre aguas y sedimentos del Estuario de Bahía Blanca se seleccionaron los siguientes indicadores bacterianos:

- 1- **Bacterias, heterótrofas, mesófilas, aerobias y anaerobias facultativas de origen terrestre.** Como su nombre lo indica provienen del continente, y son aportadas al estuario por efluentes cloacales, desembocaduras de ríos y arroyos, etc. Debido a que su número se incrementa en respuesta a la cantidad de materia orgánica presente en el sistema, se consideran buenas indicadoras de este tipo de alteración.
- 2- **Bacterias heterótrofas, mesófilas, aerobias y anaerobias facultativas de origen marino.** Al igual que el grupo fisiológico mencionado anteriormente, se pueden usar como indicadoras de los niveles de materia orgánica. Debido a su origen, su desarrollo en el laboratorio, se ve condicionado por concentraciones salinas acordes con las de su hábitat natural.

- 3- ***Escherichia coli***. Esta especie bacteriana es un habitante normal y exclusivo del intestino de los animales homeotermos, incluyendo el hombre. Por lo que se considera un buen indicador de contaminación fecal. Su detección en el ambiente alerta sobre la posible presencia de microorganismos patógenos intestinales, con el consiguiente riesgo higiénico-sanitario para la población que utilice las aguas con fines recreativos.
- 4- **Bacterias degradadoras de hidrocarburos**. Este grupo de microorganismos incluye distintos géneros de bacterias con la capacidad de utilizar hidrocarburos como única fuente de carbono y energía. Estas bacterias forman parte de la microbiota normal en distintos ambientes, y se encuentran en muy bajo número en ambientes prístinos. La llegada de hidrocarburos al medio incrementa notablemente su número.

METODOLOGÍA

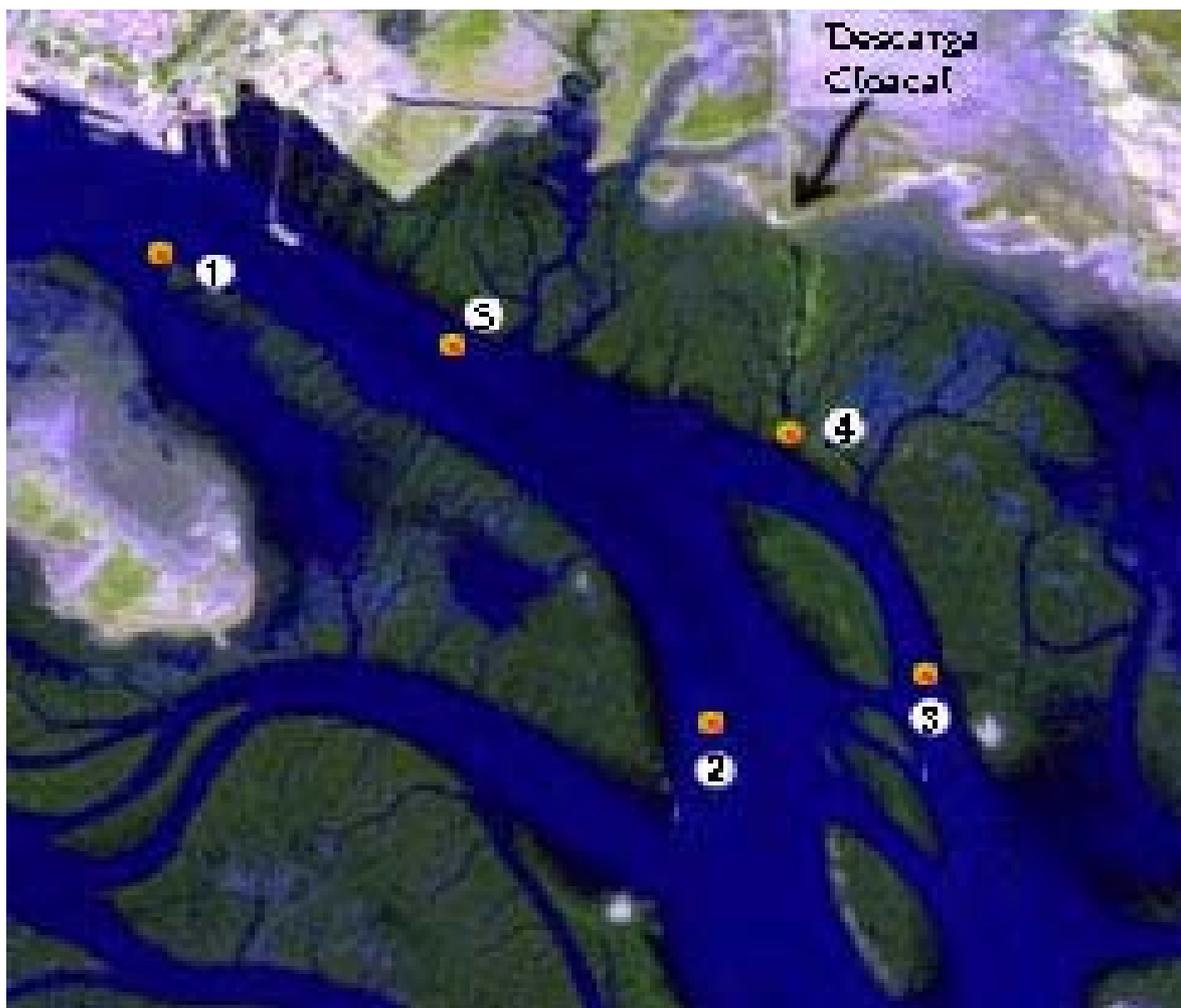
Las muestras de agua se extrajeron cada 45 días del nivel subsuperficial (30 cm de la superficie). Se recolectaron manualmente en botellas estériles color caramelo de 800 mL de capacidad. Las muestras de sedimentos se extrajeron con rastra. Del contenido de la misma se submuestreó una porción de aproximadamente 250 g, de la zona más interna y se recibió en bolsas estériles. Las muestras se conservaron refrigeradas hasta la llegada al laboratorio, las de aguas se analizaron el mismo día del muestreo, las muestras de sedimentos se guardaron a 4 °C y fueron procesadas dentro de las 36 h.

Estaciones de muestreo

Para los estudios bacteriológicos se establecieron 5 estaciones de muestreo

Fig.1.

FIGURA 1



Determinaciones bacteriológicas en aguas

Recuento de bacterias quimioheterótrofas, mesófilas, aerobias y anaerobias facultativas de origen marino: se utilizó la técnica de recuento en placa, en medio de cultivo Marine 2216 (Difco). Los resultados se expresaron como unidades formadoras de colonias por mL (UFC/mL).

Recuento de bacterias quimioheterótrofas, mesófilas, aerobias y anaerobias facultativas de origen terrestre: se realizó mediante la técnica de recuento en placa en medio de cultivo Agar Plate Count (Merck). Los resultados se expresaron como UFC/mL

Búsqueda y cuantificación de la bacteria *Escherichia coli*. Por tratarse de un microorganismo de origen entérico, que se halla en condiciones ambientales desfavorables, se utilizaron técnicas de revivificación antes de la siembra en los medios de cultivo selectivos (Baldini y Cabezalí, 1988). Debido a que las muestras provenían de zonas afectadas por la desembocadura de la cloaca de Bahía Blanca, se hicieron recuentos en placa previa dilución de la muestra. Se utilizó el agar ENDO (Merck) como medio selectivo luego de transcurrido el tiempo de revivificación, y se incubó a la temperatura disgenésica de 44,5°C. Las colonias aisladas se confirmaron con aislamientos en medio de cultivo Brolacín (Merck) y posterior tipificación bioquímica. Los resultados se expresaron como UFC/ 100 mL.

Determinaciones bacteriológicas en sedimentos

El tratamiento de las muestras de sedimentos consistió en pesar 3 g de sedimentos y resuspender en el diluyente apropiado de acuerdo al grupo fisiológico que se deseaba cuantificar. Luego se agitó a 450 rpm durante 10 minutos. Se dejó reposar un minuto y se procedió a la realización de diluciones decimales. Finalmente se sembró en los medios de cultivo adecuados. A fin de determinar el peso seco de cada muestra, los sedimentos se secaron a 105 °C hasta peso constante.

Se realizaron las siguientes determinaciones:

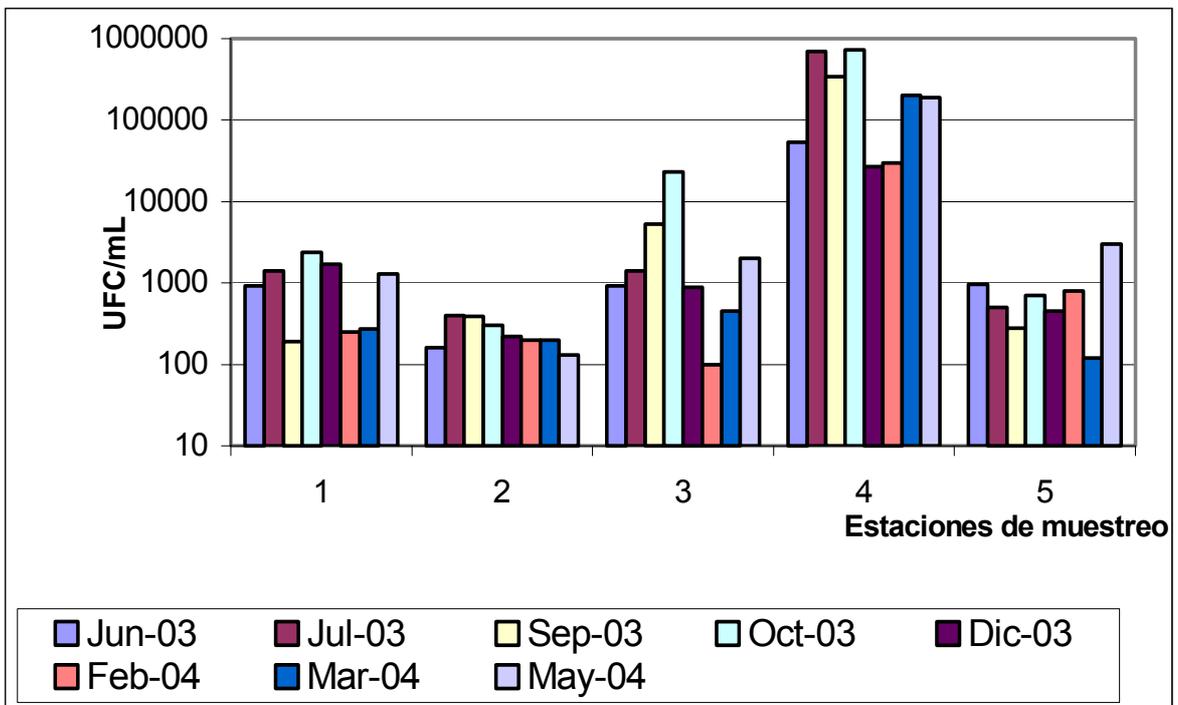
- Cuantificación de bacterias hidrocarburofíticas. El estudio de este grupo se llevó a cabo en sedimentos por que es el destino final de los hidrocarburos en este tipo de sistema. El recuento se realizó por la técnica del Número Más Probable (NMP) adaptada para tal fin (Mills *et al.* , 1978; Cabezalí y Cubitto, 1990), en medio mineral con el agregado de petróleo como única fuente de carbono y energía. Los resultados se expresaron como NMP de bacterias degradadoras de hidrocarburos por gramo de sedimento seco.

- Búsqueda y cuantificación de *Escherichia coli* : se tuvieron las mismas consideraciones que se expresan en el punto de aguas. Los resultados se expresaron como UFC/g sedimento seco.

RESULTADOS

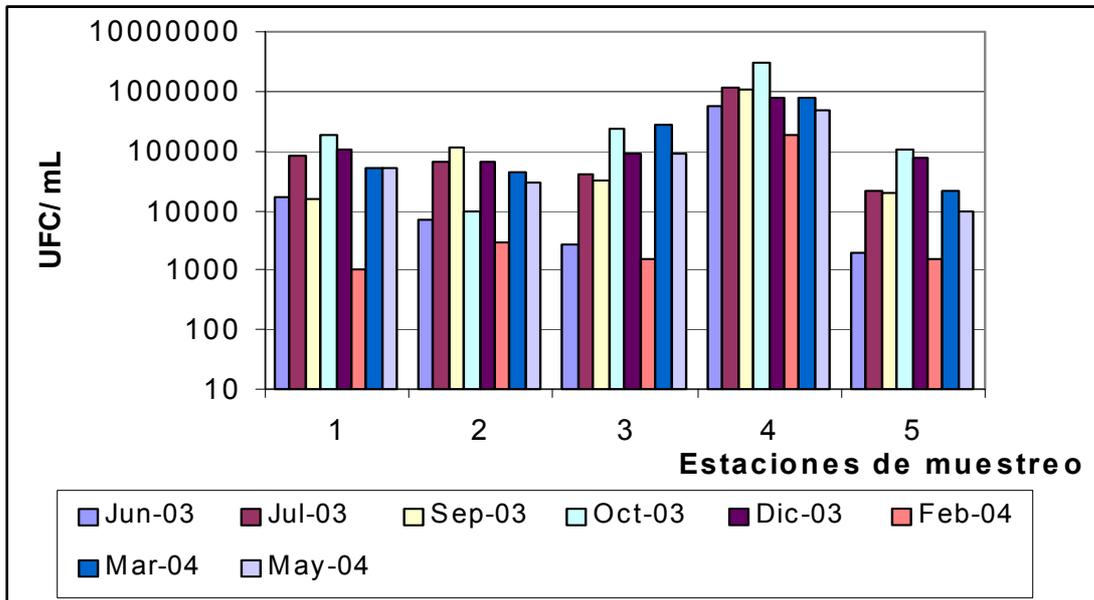
Heterótrofos terrestres. Es evidente que el aporte mayoritario de este grupo fisiológico se hace a través de la desembocadura de los efluentes urbanos de la ciudad de Bahía Blanca (Fig. 2, estación 4) que en bajamar afecta a la estación 3. No así a la 2 cuyos recuentos, en promedio estarían dentro de lo esperado para un ambiente estuarino.

FIGURA 2. Distribución espacial de bacterias heterótrofas terrestres por mililitro de agua.



Heterótrofos marinas Muestran homogeneidad de resultados en las distintas campañas, este hecho es de esperar ya que se trata de microorganismos propios del medio estuarino, de allí su independencia de comportamiento con respecto a las influencias continentales. El incremento observado en la estación 4 (Fig 3) se debe al importante aporte de materia orgánica proveniente del efluente cloacal, a expensas de la cual se desarrolla la población.

FIGURA 3. Distribución espacial de bacterias heterótrofas marinas en aguas



Cabe destacar que en ambientes estuarinos donde la contaminación antrópica no es importante los valores medios de bacterias heterótrofas terrestres están en el orden de 10^2 y las marinas 10^3 (Cabezalí y Burgos, 1988)

Escherichia coli en aguas y sedimentos: esta bacteria registra una importante variación espacial registrándose los mayores recuentos en la estación 4, correspondiente a la cloaca (Fig. 4), no así temporal ya que su volcado a las aguas estuarinas costeras es constante. Si se comparan, los actuales registros en aguas con valores históricos (Baldini 1998), no se observan diferencias significativas. Sin embargo en sedimentos se aprecia un incremento con respecto a estudios anteriores. Esto alerta sobre la acumulación

de materia orgánica rica en microorganismos que se está realizando en los mismos.

FIGURA 4. Distribución espacial de *Escherichia coli* en aguas

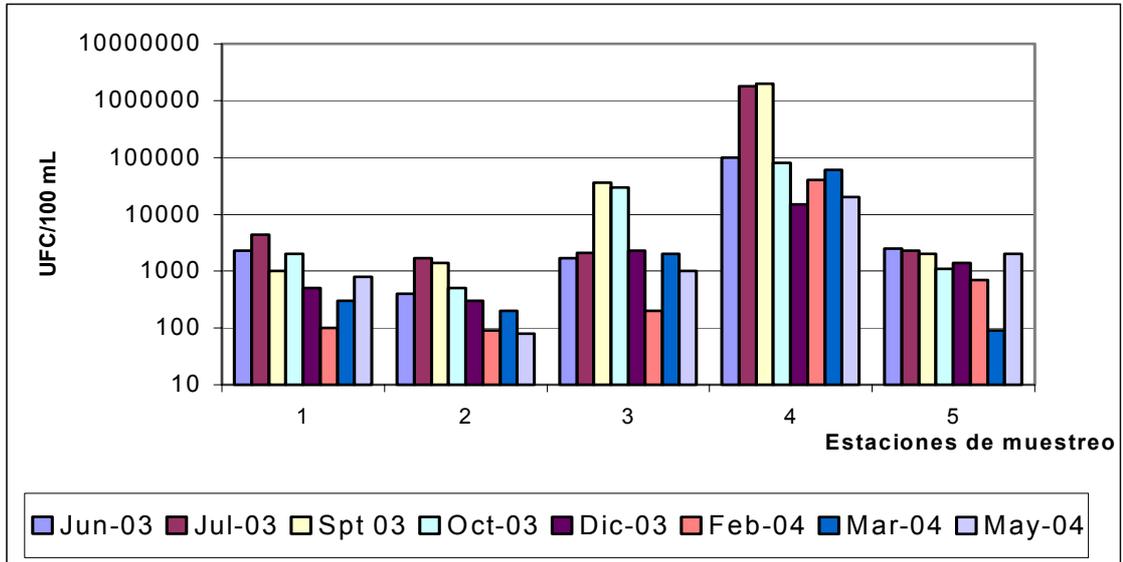
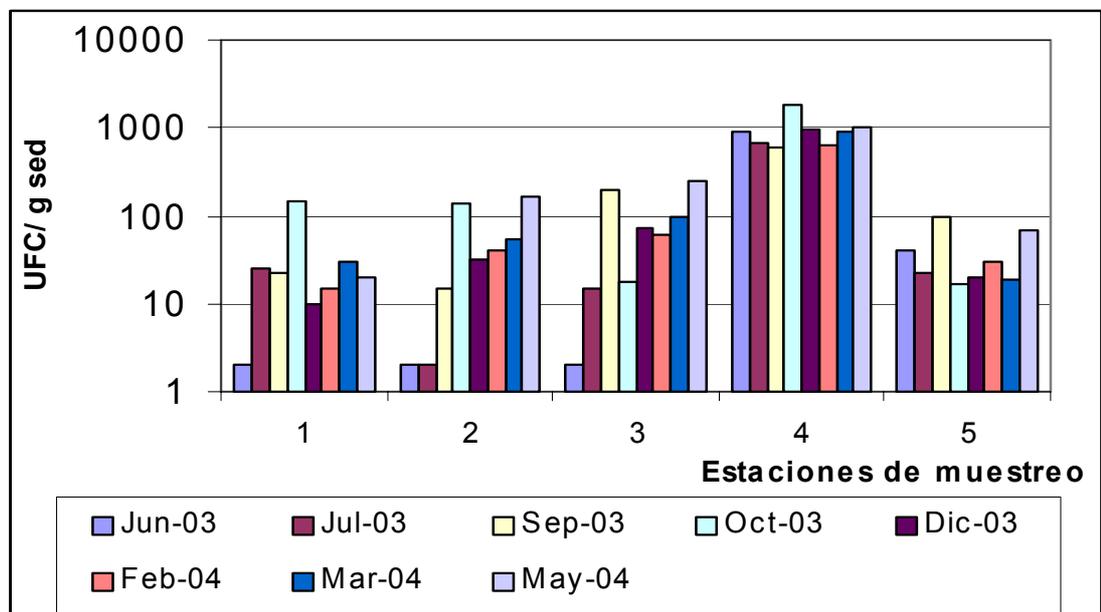


FIGURA 5. Recuento de *E. coli* por gramo de sedimento seco



Cuantificación de bacterias degradadoras de hidrocarburos en sedimentos

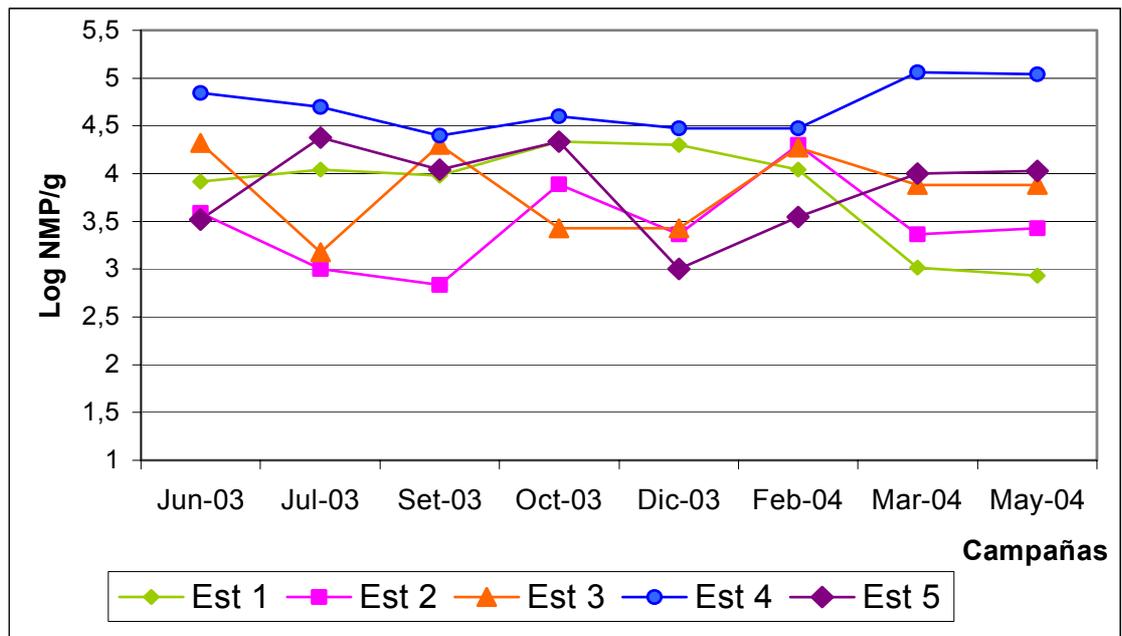
La llegada de hidrocarburos al ambiente genera cambios en la biodiversidad de la comunidad de microorganismos presente en el mismo. Estos cambios se reflejan en el aumento del número de aquellas poblaciones capaces de utilizar estos compuestos como fuente de carbono y energía para su crecimiento, con respecto a los demás miembros de la comunidad que no poseen esta ventaja y que inclusive pueden ser perjudicados por la presencia del contaminante. El número de bacterias capaces de crecer a expensas de hidrocarburos suele ser muy bajo y a veces difícil de detectar en los ambientes que no han recibido el impacto de hidrocarburos. Por lo tanto, el número de bacterias degradadoras de hidrocarburos (BDH) se utiliza como índice de este tipo de contaminación. Las determinaciones químicas ofrecen valores instantáneos (aquí y ahora), las poblaciones microbianas, eslabones clave en los ciclos biogeoquímicos de un ecosistema, ponen de manifiesto el impacto del contaminante y ofrecen un panorama más amplio en el tiempo.

En la figura 6 se muestran el número de BDH en muestras de sedimentos obtenidas de las cinco estaciones, entre junio de 2003 y mayo 2004.

En todos los sitios de muestreo se detectó una cantidad significativa de BDH, lo cual no resulta extraño debido a que todos ellos están situados en una zona de intensa navegación, en las cercanías del puerto de Ingeniero White. Sin embargo, cabe destacar que en la estación 4, correspondiente a la desembocadura de las cloacas de la ciudad de Bahía Blanca, se obtuvieron los recuentos más altos. En esta estación, a diferencia de las demás se observa una menor fluctuación de los valores, indicando un aporte continuo y significativo de hidrocarburos. Las estaciones restantes estarían sujetas a vuelcos ocasionales y al aporte generado por la deriva de sedimentos

contaminados provenientes de los puertos, de las cloacas y pluviales de Bahía Blanca.

FIGURA 6. Recuento de bacterias degradadoras de hidrocarburos por gramo de sedimento



CONCLUSIONES

Los resultados ponen en evidencia el importante impacto del volcado de efluentes cloacales insuficientemente tratados, sobre el área estudiada del Estuario de Bahía Blanca. Esta situación genera una acumulación de contaminantes biológicos y químicos en los sedimentos, los cuales pueden transformarse en reservorios de microorganismos potencialmente peligrosos. Existiendo la probabilidad de que sean resuspendidos a la columna de agua, por condiciones meteorológicas o por actividades de dragado. De persistir esta situación se pone en riesgo no sólo el ecosistema, sino también la salud de la población que utiliza la zona con distintos fines.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Baldini M. 1998. Evaluación del grado de deterioro de un ambiente estuarino afectado por el volcado de efluentes cloacales crudos. Tesis doctoral. Biblioteca UNS.
- Baldini M.D. y Cabezalí C.B. Distribución de E.coli en aguas del estuario de bahía Blanca. Rev. Lat-amer. Microbiol. 30: 229-234. 1988
- Cabezalí y CubittoM.A. Detección bacteriológica de contaminación por petróleo en el estuario de bahía blanca. Rev.Arg. Microbiol. 22:167-174.1990.
- Mills A.L., Breuil C. y Colwell R.R. Enumeration of petroleum degrading marine and estuarine microorganisms by the most probably number method. Can.J. Microbiol. 24: 552-557. 1978