

Informe sobre caracterización biológica en el tramo inferior del Río Uruguay, febrero-noviembre 2016

Solicitante:	UPM S.A
Dirección:	RUTA PUENTE PUERTO KM 307
Descripción de la muestra:	Informe Anual Biológico 2016
Identificación de las solicitudes incluidas:	1526335 - Muestreo Verano 1538100 - Muestreo Otoño 1565323 - Muestreo Invierno 1587696 - Muestreo Primavera
Procedencia de la muestra:	Muestreo realizado por técnicos LATU

Índice

1. RESUMEN	3
1.1 Abstract	4
2. INTRODUCCIÓN	5
2.1 Objetivo general	5
3. METODOLOGÍA	6
3.1 Área de estudio	6
3.2 Muestreos	6
3.3 Análisis de laboratorio	7
3.4 Análisis de datos	9
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	11
4.1 Análisis físico-químicos: AGUAS	11
4.2 Análisis físico-químicos: SEDIMENTOS	21
Ensayos de toxicidad en sedimento	32
Contaminantes en sedimento	32
4.3 Bioacumulación EOX bivalvos	37
4.4 Análisis biológicos: FITOPLANCTON	38
4.5 Análisis biológicos: ZOOPLANCTON	49
4.6 Análisis biológicos: MACROZOOBENTOS	58
5. CONCLUSIONES	70
6. BIBLIOGRAFÍA	72
7. ANEXOS: Biomasa anual	78

1. RESUMEN

Se presentan los resultados del monitoreo biológico estacional de fitoplancton, zooplancton y macrozoobentos, junto a los parámetros abióticos en la zona inferior del Río Uruguay en el año 2016. Además de los resultados del presente año de estudio se realiza una descripción de lo observado desde el año 2006 y se analizan los posibles cambios de los parámetros físico-químicos y de los atributos de las comunidades biológicas antes y después de la puesta en funcionamiento de la Planta de Celulosa. El diseño de muestreo continuó siendo de tres transectas perpendiculares a la línea de costa en Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas, obteniéndose muestras de agua y plancton sólo en las transectas centrales, y las de bentos, nutrientes y granulometría de sedimentos en todos los puntos. Para los estudios de ecotoxicidad (*Daphnia magna*) y contaminantes (cromo, mercurio, EOX, PAHs, PCBs, dioxinas y furanos) en sedimentos se obtuvieron muestras compuestas de los puntos litorales de cada sitio. El valor máximo de nitrógeno total en agua fue $1,41 \text{ mg l}^{-1}$, el de fósforo total $98,8 \text{ µg/l}$ y el de fósforo soluble $54,6 \text{ µg/l}$. Al igual que los informes anteriores, se observó que los parámetros físico químicos en agua oscilan de forma similar en los tres sitios, en general los niveles de fósforo superan los 25 µg/l . En los sedimentos, se observaron tendencias similares a lo largo del tiempo, en Fray Bentos no se encontraron diferencias entre antes y después de puesta en funcionamiento la planta, a nivel de nutrientes y materia orgánica de los sedimentos. Las concentraciones máximas de fósforo total en sedimentos fueron 81 mgP/kg b.s. , nitrógeno total fue 1014 mgN/kg b.s. y $3,8 \%$ de materia orgánica. Los niveles de los contaminantes analizados se mantuvieron por debajo de los ISQGs, de la Guía Canadiense de Calidad de sedimentos, y el mercurio, EOX y PCBs por debajo de sus límites de cuantificación o detección. Los parámetros de calidad del agua y de las comunidades planctónicas, no presentaron diferencias espaciales significativas entre los sitios ni zonas de muestreo, pero se encontraron diferencias temporales significativas entre los muestreos, al igual que en los ciclos anteriores. Las comunidades de fitoplancton y zooplancton presentaron un comportamiento estacional típico de la región con densidades mayores en meses más cálidos y menores en los meses fríos. Este año se observó un pico de la riqueza de especies de fitoplancton (71 taxa, verano NB1). No se observaron floraciones de cianobacterias durante verano, pero la presencia de cianobacterias en el plancton se registró durante todo el año. En la comunidad de zooplancton predominaron los taxa de rotíferos y las larvas de bivalvos en abundancia y biomasa. No se observaron diferencia significativa entre antes y después de puesta en funcionamiento la planta en las comunidades biológicas estudiadas.

1.1 Abstract

The results of seasonal biological monitoring of phytoplankton, zooplankton and macrozoobenthos are presented, along with the abiotic parameters in the bottom of the Uruguay River in 2016. In addition to the results of this study year a description of the observed since it is done 2006 and possible changes of the physico-chemical parameters and attributes of biological communities are analyzed before and after the operation of the pulp mill. The sampling design remained three transects perpendicular to the coastline in Nuevo Berlín, Fray Bentos and Las Cañas, obtaining water samples and plankton only in the central transects, and benthos, nutrients and sediment granulometry in all points. For ecotoxicity studies (*Daphnia magna*) and contaminants (chromium, mercury, EOX, PAHs, PCBs, dioxins and furans) in sediments composite samples of coastal points of each site were obtained. The maximum value of total nitrogen in water was 1,41 mg l⁻¹, total phosphorus 98,8 µg l⁻¹ and soluble phosphorus 54,6 mg.l⁻¹. Like the previous reports, physical and chemical parameters in water have similar fluctuation in the three sites; generally phosphorus levels exceed 25 µg.l⁻¹. In sediments, maximum concentrations of total phosphorus in sediment were 81 mgP / kg B.S., total nitrogen was 1014 mg N / kg B.S. and 3,8% organic matter. The levels of contaminants analyzed were below the ISQGs, Canadian Sediment Quality Guidelines and other pollutants below the limits of quantification or detection. The parameters of water quality and planktonic communities, no significant spatial differences between sampling sites or areas, but significant temporary differences between the samples, as in previous cycles were found. The communities of phytoplankton and zooplankton showed a typical seasonal behavior in the region with higher densities in warmer months and lower in the cold months. This year was observed a peak in the richness of phytoplankton species (71 taxa, summer NB1). No cyanobacterial blooms were observed during summer, but the presence of cyanobacteria in plankton was recorded the whole year. Rotifers dominated in taxa number and larvae of bivalves in abundance and biomass of zooplankton community. No significant difference between before and after Pulp Mill Plant activities was presented in the biological communities analyzed.

2. INTRODUCCION

En el presente informe fue analizada la composición, abundancia e índices de las comunidades biológicas estudiadas para poder determinar la variabilidad temporal y espacial de las principales variables abióticas y bióticas en la zona comprendida entre Nuevo Berlín y Las Cañas (Río Uruguay) durante el período febrero 2016 - noviembre 2016, y su comparación a lo largo de los nueve años de estudio (desde agosto 2006) antes y después de la puesta en funcionamiento de la Planta de Celulosa.

El análisis de datos se realiza con un diseño de estudios de línea de base (antes) y monitoreo (después) de forma estacional y continua desde el año 2006 en tres sitios, asentado en la estrategia de evaluación en áreas impactadas y control, antes y después de que ocurre un disturbio (Stewart-Oaten *et al.* 1986). Este diseño permite tener un abordaje a través de análisis univariados y multivariados de las variable bióticas y abióticas representativas de la variabilidad espacio-temporal del área estudiada. La imposibilidad de tener áreas controles eficaces o confiables dificulta evaluar las hipótesis planteadas en estos diseños BACIP (before-after/control-impact), Underwood 1994. A pesar de ello, las aplicaciones de esta metodología fueron muy amplias alrededor del mundo, en nuestro país se aplica en este monitoreo biológico en el bajo Río Uruguay.

La importancia del monitoreo biológico radica en que la estructura comunitaria y las variaciones de sus descriptores, reflejan las condiciones ambientales durante un período de tiempo y son indicadores de la calidad de las aguas y sedimento en los ecosistemas, permitiendo detectar tendencias, problemas, disturbios y así evaluar el progreso de un ecosistema (Borjas y Dauer 2008, USEPA 1996).

3. METODOLOGÍA

3.1 Área de estudio

El área de estudio está ubicada en el tramo inferior del Río Uruguay, donde se obtuvieron muestras en tres sitios del Río Uruguay en el departamento de Río Negro: **Nuevo Berlín (NB)**, **Fray Bentos (FB)** y **Las Cañas (LC)**. En cada sitio se establecieron tres transectas perpendiculares a la línea de costa, entre la orilla uruguaya y el canal, con tres puntos cada una (Figura 3.1).

3.2 Muestreos

En el presente informe se presentan los resultados del periodo de estudio comprendido entre febrero y noviembre 2016 y se analizan las variaciones desde el año 2006. En el período de estudio se realizaron cuatro muestreos estacionales: 1, 2 y 3 de marzo; 3, 4 y 5 de mayo, 16, 17 y 18 de agosto; 15, 16 y 17 de noviembre del año 2016.

Se tomaron medidas superficiales *in situ* (temperatura del agua, turbiedad, conductividad, pH y oxígeno disuelto) con sonda multiparámetro YSI 6600 V2 la cual lleva incluye el Licor para las medidas de Irradiancia para las medidas de penetración de la luz en el agua (PAR). Además se estimó la transparencia del agua mediante disco de Secchi.

Las muestras de agua (químicas y de plancton) se obtuvieron en los tres puntos de las transectas centrales de cada zona y las de sedimentos (físico-químicas y zoobentos) se obtuvieron en todos los puntos de las tres transectas. Las muestras de agua para análisis físico-químicos fueron obtenidas directamente desde la superficie del agua (NORMA ISO 5667-3) mientras que las de plancton se obtuvieron con botella muestreadora tipo Van Dorn en sucesivas extracciones desde la superficie hasta 2 metros de profundidad (total 40 litros). Dicho volumen de agua se homogeneizó, y luego se separaron 125 ml para análisis de fitoplancton, en tanto el resto se filtró con red de 63 μm para análisis de zooplancton. Las muestras fueron fijadas *in situ* con lugol (0,5 ml, fitoplancton) y con formalina (10/100 ml de muestra, zooplancton).

Las muestras de sedimento se obtuvieron con draga tipo Petite Ponar de 0,0232 m² de área. Las muestras para análisis físico-químicos fueron colocadas directamente en recipientes y conservadas en frío, mientras que las de zoobentos (tres réplicas integradas en cada punto) fueron tamizadas por un tamiz de 500 μm de abertura y se fijaron con alcohol al 70 %. Para las muestras de sedimento para análisis de dioxinas, furanos, hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs o PAHs), metales, PCBs y bioensayo (*Daphnia magna*) se hicieron muestras integradas entre los puntos litorales de cada zona y se conservaron en frío.

Se extrajeron muestras de mejillón de los sitios Ubici, Las Cañas y Nuevo Berlín para análisis de EOX. En el muestreo de marzo (en Ubici y Nuevo Berlín), mayo (ningún punto) y en noviembre (Nuevo Berlín) no fue posible extraer los moluscos debido a que no se pudo acceder a los puntos de muestreo por la elevada altura del nivel del río.

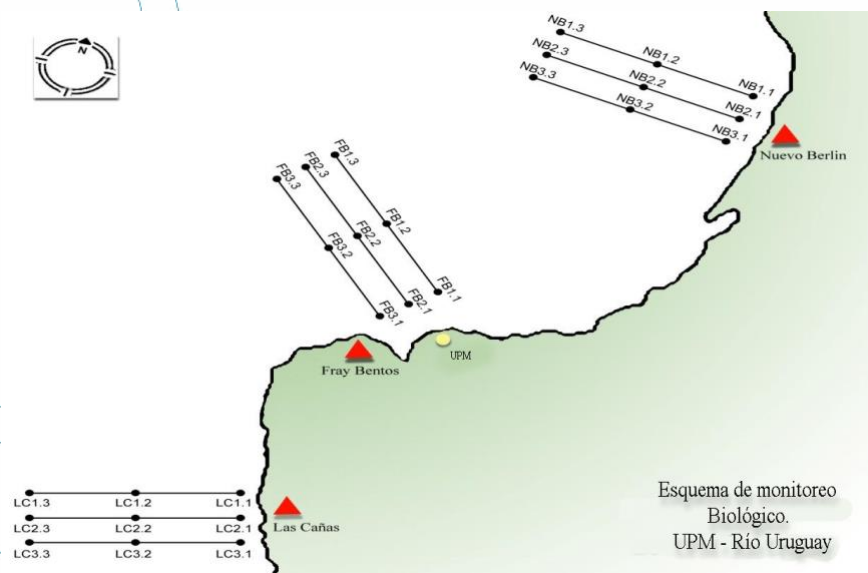


Figura 3.1. Esquema de la disposición de las transectas y puntos de muestreo en las zonas de Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas.

3.3 Análisis de laboratorio

3.3.1 Análisis físico-químicos

Los análisis físico-químicos de agua se realizaron según las normas correspondientes: Nitratos, Nitritos (ISO 13395-1996 y QuikChem Method 10-107-04-1- A), Amonio (ISO 6778:1984), Nitrógeno total (ISO 11905-2), Fósforo soluble (ISO 6878:2004), Fósforo total: PEC.PQAFB.013 basado en ISO 15681-2-2009, APHA 4500P-1999 y QuikChem Method 31-115-01-3-D, Clorofila a (ISO 10260: 1992).

En sedimentos se determinó la concentración de fósforo total (ISO 6878 y AOAC 1965), nitrógeno total por Kjeldahl (Bremner & Mulvaney 1982), materia orgánica (Burt 2004) y granulometría según la clasificación de porciones del Sistema USDA (U.S. EPA. 1995). Los análisis de Dioxinas y Furanos fueron subcontratados a Pacific Rim Laboratories (Canadá) quienes utilizaron el método de referencia: SOP LAB01; EPA Method 1613b. Los análisis de metales en sedimento se analizaron según norma ASTM D3976-92 (2005) con digestión de la muestra según método EPA 3051 A. La determinación del cromo fue por Espectrometría de Absorción Atómica según norma ISO 15586 adaptada y la de mercurio según norma ISO 5666 adaptada. Los PCBs o bifenilos policlorados en sedimento se determinaron con Cromatografía Gaseosa-Espectrometría de Masa. Los análisis de Haluros Orgánicos Extraíbles (EOX) fueron analizados según la norma EPA 9023:1996 (Extractable organic halides (EOX) in solids) y los análisis de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs o PAHs) se subcontrataron a Pacific Rim Laboratories (Canadá) donde se determinaron según el método de referencia: SOP LAB03; EPA 8270 modificada.

3.3.2 Análisis toxicidad

Se realizaron ensayos de toxicidad aguda en sedimentos con la especie *Daphnia magna* (Crustacea) con las cuales se determinó la concentración letal 50% (LC50, 48 h, 95 % de confianza) con punto final letalidad, en base a la norma de referencia EPA 823-B-98-004.

3.3.3 Análisis biológicos

Fitoplancton

La identificación taxonómica se realizó con microscopio óptico invertido Olympus CKX41 con una magnificación de 1000X. Los recuentos se realizaron en el mismo siguiendo la metodología Utermöhl (1958). Se usaron cámaras de sedimentación de 10 y 25 ml de acuerdo a la concentración de organismos y el recuento fue realizado mediante una transecta diagonal para organismos pequeños, y media o toda la cámara para las de mayor tamaño (Sournia, 1978). Se contaron como mínimo 100 células de las especies más abundantes de modo que el intervalo de confianza fuese del 95 %, con un error de recuento inferior al 20 % (Lund *et al.* 1958). Se estimó el biovolumen con el promedio de las medidas celulares (largo, ancho, espesor) tomada para cada una de las taxa ($n = 5-30$) en base a la aproximación de su forma geométrica según Edler (1979) y Hillebrand *et al.* (1999). El biovolumen calculado fue corregido a biomasa como carbono celular (ng C cel^{-1}), usando las ecuaciones de Menden-Deuer & Lessard (2000), que al multiplicarlo por la densidad se calcula la biomasa de carbono en ng C/ml que sería $\mu\text{gC/L}$.

Zooplancton

Las muestras se analizaron en cámara de Bogorov bajo microscopio invertido Arcano (100-1000X) y los organismos de menor tamaño se contaron e identificaron en cámaras de Sedgewick-Rafter. Se contaron las muestras completas y los organismos fueron determinados con claves taxonómicas regionales a nivel específico, discriminándose en el caso de los copépodos los siguientes estadios: nauplios, copepoditos (calanoideos y cyclopoideos) y adultos. El cálculo de la biomasa se hizo por transformación de las tallas medidas a peso seco, en base a las fórmulas de Dumont *et al.* (1975) y Botrell *et al.* (1976) para los crustáceos y las fórmulas volumétricas de Ruttner-Kolisko (1977) para los rotíferos. Para las larvas de moluscos se utilizó la fórmula planteada por Hillbricht-Ilkowska (1969) para larvas de *Dreissena polymorpha*. Las medidas se hicieron directamente en el microscopio con micrómetro ocular.

Zoobentos

Los organismos fueron identificados y cuantificados bajo lupa estereoscópica Arcano y Olympus, hasta el nivel taxonómico de familia mediante el uso de claves (Brinkhurst & Marchese, 1989; Merritts & Cummins, 1984; Lopretto & Tell 1995), con la única excepción del grupo Nematoda que fue identificado a nivel de phylum.

Para estimar la biomasa media por metro cuadrado se consideró el peso seco individual (peso seco constante en estufa a 60 °C), medido en balanzas analíticas. El método se aplicó a todos los taxa, con excepción de los insectos, para los cuales se empleó la ecuación de $W = aX^b$, ($\ln W = \ln a + b \ln L$), donde W es el peso de cada individuo (mg), a y b son constantes establecidas según el orden de los insectos y X es el largo de cada individuo (mm) (Smock, 1980).

Ensayos realizados en pulpa de bivalvo *Limnoperna fortunei*:

Se analizó la concentración de EOX según EPA 9023 modificado y extracción según Martinsen (*et al* 1988).

3.4 Análisis de datos

Se presentan los perfiles de la penetración de la radiación fotosintética activa (PAR) en profundidad según las zonas: litoral, central y canal de cada sitio. El coeficiente de extinción de la luz fue calculado mediante la fórmula $K_d = \frac{\ln(I_0) - \ln(I_z)}{Z}$, y la zona eufótica se calculó mediante la fórmula $\frac{\ln(I_0) - \ln(I_c)}{K_d}$ (donde I_c es la irradiancia en el punto de compensación). Estos parámetros varían en ambientes naturales y es característico del sitio de muestreo; el K_d varía de 0.1m^{-1} en aguas muy claras a 4.0m^{-1} en sistemas muy turbios. Al 1% de la irradiancia en superficie se encuentra la profundidad de compensación y por encima de ella se localiza la capa eufótica (donde la fotosíntesis es posible) y por debajo la capa afótica (Lalli & Parsons, 2006).

Se utilizó la matriz ambiental de agua (variables físico-químicas: nitrógeno total, nitrato, nitrito, amonio, fósforo soluble, clorofila, disco de Secchi, temperatura, conductividad, pH, oxígenos disueltos, turbiedad y caudal) para analizar diferencias temporales (entre meses) y espaciales (entre sitios y zonas) mediante el análisis de similitud ANOSIM, los datos fueron normalizados y se construyó la matriz de similitud con la distancia Euclídeana. Se realizaron análisis de varianza (ANOVA) con las variables de agua (nitrógeno total, fósforo soluble y fósforo total) y con sedimento (nitrógeno total, fósforo total, materia orgánica y limo).

Para los datos biológicos se calculó la densidad de individuos por unidad de volumen o superficie: fitoplancton células por ml (cel ml^{-1}), zooplancton organismos por litro (org l^{-1}) y zoobentos ind m^{-2} . Se calculó la diversidad de Shannon & Winer (Shannon-Weaver, 1949), Equitatividad (Pielou, 1977) mediante la rutina DIVERSE del programa estadístico PRIMER 6 (Clarke & Gorley, 2006). Para fitoplancton se calculó la riqueza taxonómica (Margalef, 1958) a nivel de especie y con las matrices de densidad en cel ml^{-1} y para bentos y zooplancton, la riqueza se calculó mediante conteo de taxa presentes: de familias para bentos y de especies para zooplancton.

Se verificaron diferencias espaciales entre los sitios (Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas) y las zonas (litoral, centro y canal) y temporales (entre meses) mediante análisis no paramétricos de varianza de una vía ANOSIM con las matrices de abundancia de los diferentes grupos de fitoplancton y zooplancton.

Informe de Ensayo N° 1597867

Los datos fueron transformados logarítmicamente (fitoplancton y zooplancton) y raíz cuarta (macrozoobentos). Las matrices de similitud se realizaron con el índice de Bray Curtis. Para cada matriz se analizó la relación entre las matrices de datos ambientales y biológicas a través del coeficiente de correlación de Spearman mediante un análisis BIOENV (Biotic Environment, Clarke & Warwick 2001). Para este análisis, las variables abióticas utilizadas para las comunidades de plancton fueron los parámetros físico-químicos de la columna del agua, mientras que para la comunidad bentónica se utilizaron los de sedimentos. Las matrices de similitud de los datos biológicos se hicieron en base a los datos de biomasa (fitoplancton) y abundancia (zooplancton y zoobentos). Los datos ambientales fueron normalizados y las matrices de similitud se hicieron en base a distancias euclidianas. Para los datos biológicos, en cambio, las matrices de similitud de los datos biológicos se hicieron en base al índice de Bray Curtis.

Se realizaron correlaciones de Spearman para analizar las posibles correlaciones entre el caudal y las variables de agua (nitrógeno y fósforo total, fósforo soluble, clorofila, profundidad disco de Secchi, turbiedad), en sedimentos (nutrientes, materia orgánica, granulometría), caudal y las variables bióticas del plancton y macrozoobentos (abundancia, riqueza, diversidad de Shannon y biomasa).

Para las comunidades y variables físico químicas de agua y sedimento, se verificó si existieron diferencias ($p < 0.05$) entre el período antes (agosto 2006-noviembre 2007) y después de funcionamiento la planta (noviembre 2007 - noviembre 2015) mediante análisis de varianza ANOVA. Se utilizaron las matrices de densidad e índices de diversidad de cada comunidad, los cuales fueron transformados logarítmicamente en caso de no cumplir los supuestos.

Los análisis estadísticos se realizaron utilizando el programa estadístico PRIMER 6 (Clarke & Gorley, 2006) y STATISTICA.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Análisis físico-químicos: AGUAS

Los parámetros fisicoquímicos de cada muestreo (febrero, mayo, agosto y noviembre 2016) se muestran en las tablas 4.1.1 y 4.1.2. Las temperaturas siguieron el patrón estacional para la región con mínima de 14,9 °C en invierno y máxima de 26,8 °C en verano. La conductividad osciló entre 48 y 80 $\mu\text{S/cm}$, el pH presentó valores entre 6,5 y 7,8; valores esperados dentro de los rangos de fluctuación del río.

Los caudales promedios para fecha de muestreo del año 2016 se presentan en la tabla 4.1.1, fueron mínimos en el muestreo de invierno (2403 m^3/s) y máximo el de otoño (8179 m^3/s). Las fluctuaciones del caudal, promedios diarios, se presentan en la Figura 4.1.2, en la cual se observa cuatro períodos de caudales cercanos a los 8000 m^3/s , en enero, durante abril y mayo, en julio y durante octubre-noviembre.

Tabla 4.1.1. Valores promedios mensuales, mínimos y máximos de las variables fisicoquímicas: Temperatura (°C), Conductividad ($\mu\text{S/cm}$), Oxígeno Disuelto (mg/l), pH, Disco de Secchi (cm), Turbiedad (NTU), Caudal (m^3/s), durante los días de muestreo en 2016.

	Temperatura (°C)	Conductividad ($\mu\text{S/cm}$)	pH	Turbidez (NTU)	Oxígeno Disuelto (mg/l)	Caudal (m^3/s)	Disco Secchi (cm)
verano 2016	26,1	62	7,4	16	7,4	2962	65
otoño 2016	17,8	53	7,3	16	8,7	8179	51
invierno 2016	15,4	74	7,6	12	9,7	2403	57
primavera 2016	23,9	58	7,2	SR	7,7	5484	44
Min.	14,9	48	6,5	9	7	1597	30
Máx.	26,8	80	7,8	22	11,4	8489	80

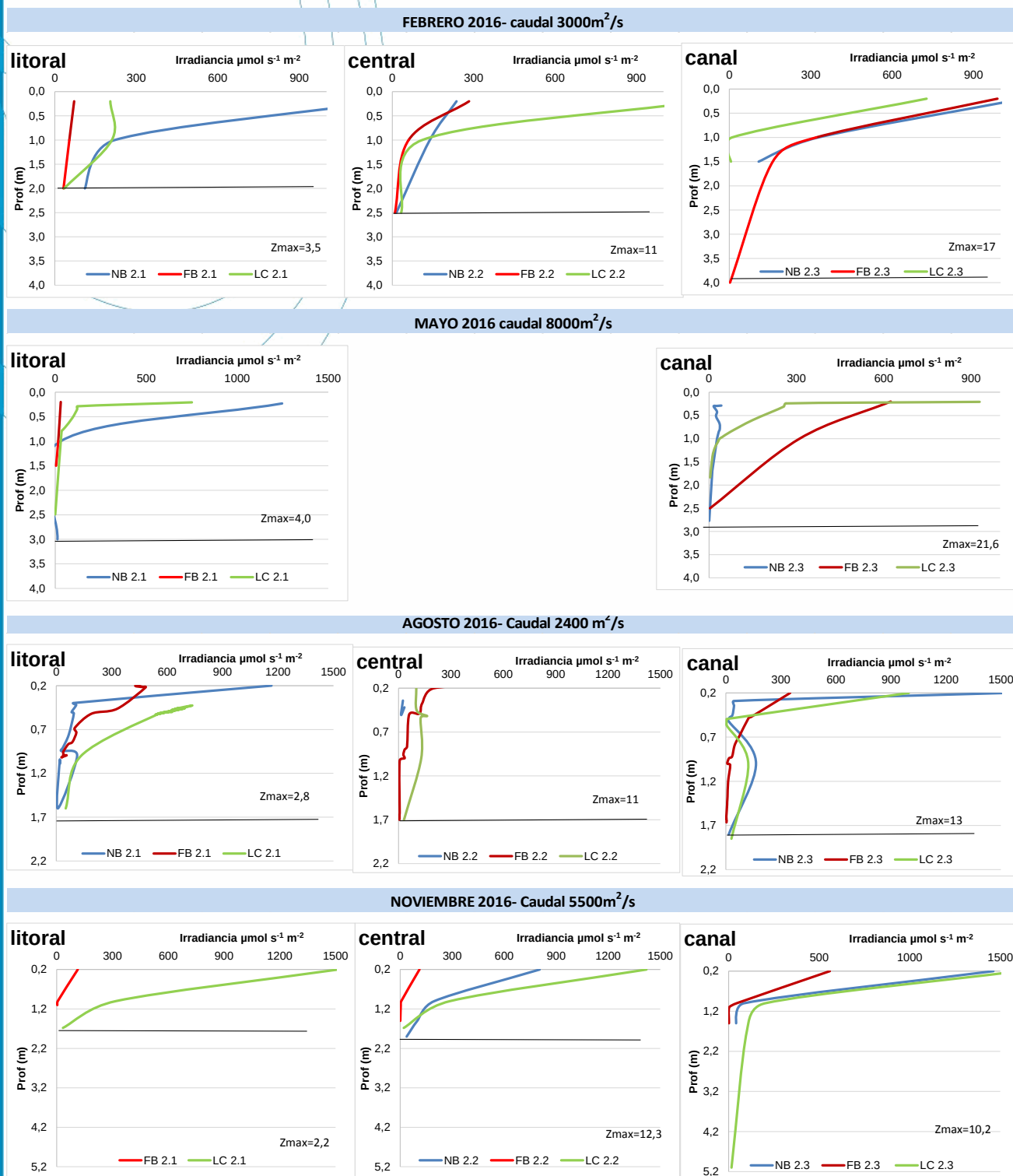


Figura 4.1.1. Perfiles de la radiación fotosintética activa (PAR, $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$) en la profundidad para cada fecha de muestreo (y el caudal) y para cada sitio de la transecta central. La línea negra simula la profundidad de compensación donde se limita la zona eufótica de afótica. Mayo, central no se registró.

Los datos de los perfiles de irradiancia en la profundidad fueron característicos en cada ambiente y punto de muestreo. Esto nos permite estimar la disponibilidad de luz para la fotosíntesis y la capacidad de un sistema de soportar el crecimiento microalgal. El mismo se encuentra limitado por la turbiedad, la cantidad de partículas suspendidas y la profundidad del sitio. En la tabla 4.1.3 se presentan los resultados del índice de extinción de la luz y la estimación de la capa eufótica o de luz para cada sitio de muestreo. En los sitios litorales, de menores profundidades, la irradiancia llegó hasta el fondo, mientras que en los canales donde la profundidad es mayor, la zona eufótica aumenta, variando en cada muestreo. No se observó que existiera una correlación (Spearman) entre el caudal con la zona fótica y el coeficiente de extinción de la luz.

Tabla 4.1.3. Coeficiente de extinción de la luz, profundidad de la capa eufótica y profundidad máxima del sitio para los muestreo realizados en el año 2017.

Fecha	Punto	Kd (cm ⁻¹)	Zona eufótica m)	Profundidad (m)
feb-16	NB 2.1	1,3	3,7	3,5
	NB 2.2	1,0	4,7	2,8
	NB 2.3	1,2	3,8	7,2
	FB 2.1	1,5	2,8	2,1
	FB 2.2	1,5	3,0	11
	FB 2.3	1,5	3,1	17,1
	LC 2.1	2,2	2,1	2,8
	LC 2.2	1,5	3,0	4,1
	LC 2.3	3,2	1,4	9,1
may-16	NB 2.1	1,5	3,0	4
	NB 2.2	SR	SR	6,6
	NB 2.3	1,4	2,6	10
	FB 2.1	1,3	2,7	1,5
	FB 2.2	SR	SR	13
	FB 2.3	2,1	3,1	21,6
	LC 2.1	3,8	1,7	2,7
	LC 2.2	3,6	1,8	4,7
	LC 2.3	3,0	2,3	9,8
ago-16	NB 2.1	3,1	1,5	2,8
	NB 2.2	SR	SR	5,8
	NB 2.3	2,2	2,1	7,4
	FB 2.1	2,9	1,6	0,9
	FB 2.2	2,5	1,8	11
	FB 2.3	2,8	1,6	13
	LC 2.1	1,60	1,8	2,5
	LC 2.2	0,7	5,9	3,2
	LC 2.3	2,1	2,2	7,7
nov-16	NB 2.1	SR	SR	8,4
	NB 2.2	1,6	2,8	4,4
	NB 2.3	2,4	1,9	8,9
	FB 2.1	3,3	1,4	2,2
	FB 2.2	3,9	1,2	12,3
	FB 2.3	3,3	1,4	10,2
	LC 2.1	2,3	2,0	2
	LC 2.2	2,5	1,4	3,2
	LC 2.3	0,9	5,1	9,8

Como la profundidad del sitio es dependiente del caudal y la altura del río que éste provoca, se observó que cuando el caudal fue de 8000 m³/s en el mes de mayo, la capa fótica fue similar para las zonas litoral, central o canal, alcanzando los 3 m. Mientras que cuando el caudal fue bajo 2400 m³/s en el mes de agosto, la zona fótica también fue similar en las tres zonas pero no superó los 1,7 m de profundidad. Sí se observó diferencias en las profundidades de la capa fótica en medidas intermedias de caudal, los meses de febrero y noviembre, Figura 4.1.1.

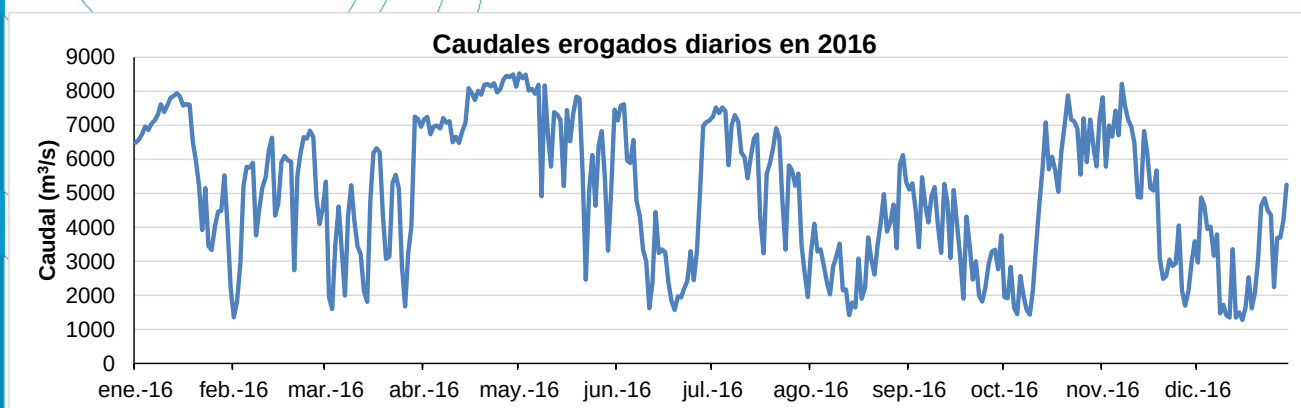


Figura 4.1.2. Caudales erogados diarios en Salto Grande durante 2016.

En la tabla 4.1.2 se observan los valores promedios de los principales nutrientes y clorofila. Los valores de nitrógeno total oscilaron entre 0,74 y 1,41 mg l⁻¹. Las fracciones de nitrógeno presentaron en su mayoría valores cercanos a los no detectados, el nitrato presentó valores máximos en invierno (0,84 mg/l).

Tabla 4.1.2. Valores promedios, mínimos y máximos de las variables químicas de agua: Nitrógeno total (mg/l), Nitrito (mg/l), Nitrato (mg/l), Amonio (mg/l), Fósforo total (µg/l), Fósforo reactivo soluble (µg/l) y Clorofila a (µg/l), durante 2016.

	Fósforo Soluble (como P)	Fósforo Total	Clorofila-a (*)	Nitrito (como N)	Nitrato (como N)	Nitrógeno total (como N)	Amonio (como N)
	(µg/l)	(µg/l)	(µg/l)	(µg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)
verano 2016	40,1	91,7	1,34	<0,033	0,69	1,3	0,06
otoño 2016	25,0	57,4	0,03	0,034	0,31	0,8	0,03
invierno 2016	13,5	55,2	1,51	<0,033	0,79	1,2	0,12
primavera 2016	21,3	87,5	1,34	<0,033	0,69	1,1	0,07
Min.	<32,0	41,1	<0,1	<0,033	0,25	0,74	<0,02
Máx.	54,6	98,8	4,4	0,034	0,84	1,41	0,18

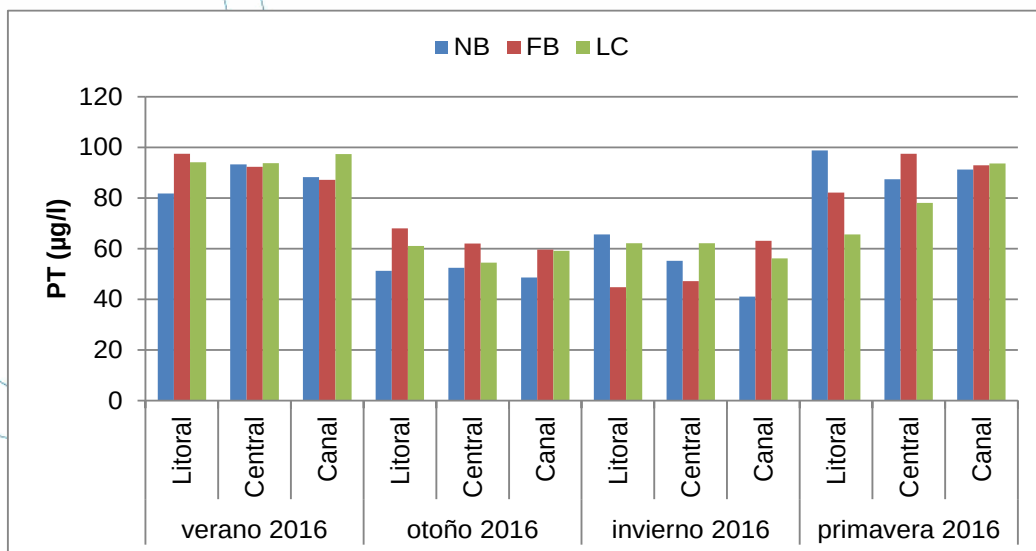


Figura 4.1.3. Fósforo total en los tres sitios durante 2016.

La figura 4.1.3 muestra que los valores máximos de fósforo total fueron máximos en verano y primavera ($<100 \mu\text{g/l}$, NB 2.3). La clorofila presentó un solo pico de $4,4 \mu\text{g/l}$ en NB 2.3 durante el verano.

Al igual que los años anteriores se testearon diferencias espaciales (entre los sitios y zonas) y temporales (entre meses) mediante un análisis de similitud ANOSIM, tomando la matriz ambiental. El análisis mostró que no existen diferencias entre los sitios (NB, FB, LC) ($R_{\text{Global}} = -0,15$), ni entre las zonas (litoral, central y canal) ($R_{\text{Global}} = -0,134$), pero si mostró una marcada estacionalidad a lo largo del año, ($R_{\text{Global}} = 0,819$), $p = 0,01$, o sea, mostró un 99% de similitud entre sitio y zonas. La correlación de las variables ambientales fue analizada mediante el coeficiente de Spearman y mostró que las variables nitrogenadas estuvieron correlacionadas negativamente con el caudal ($r = -0,81$).

Variación temporal agosto 2006 – noviembre 2016

Las fluctuaciones del caudal modulan las variables tanto físicas como químicas del agua y estas oscilaciones si bien son medidas en la Represa de Salto Grande, afectan en los tres sitios del monitoreo de forma muy similar (Figura 4.1.4).

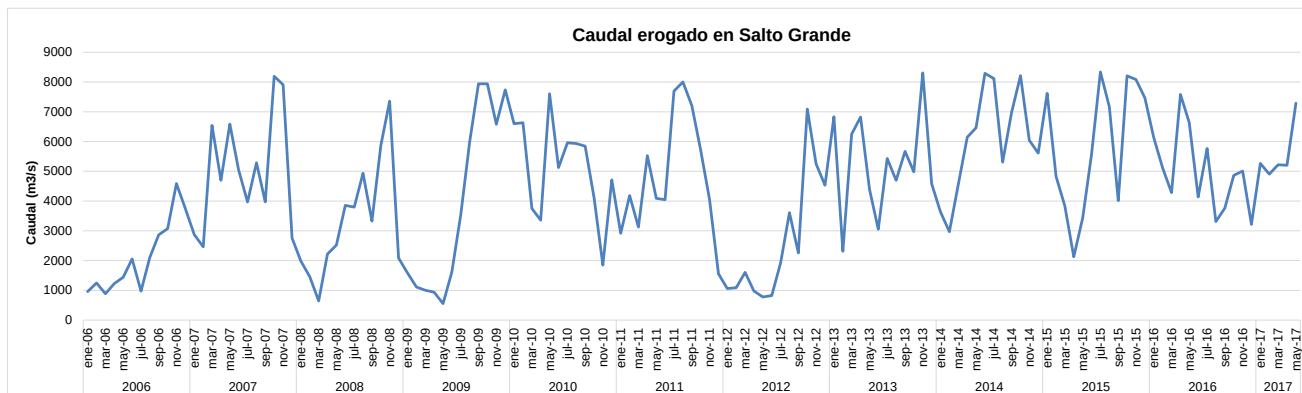


Figura 4.1.4. Caudales erogados diarios en Salto Grande durante 2006-16.

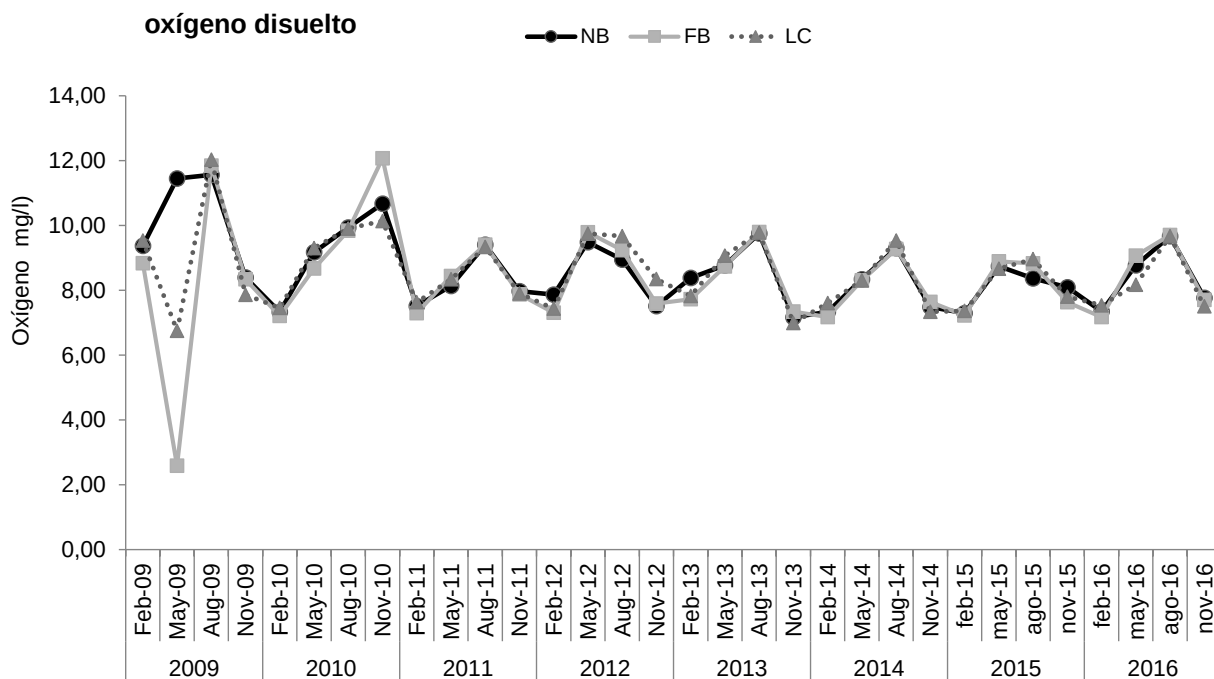


Figura 4.1.5. Promedios mensuales de oxígeno disuelto (mg/l) tomados in situ durante febrero 2009 – noviembre 2016 en los tres sitios de muestreo: Nuevo Berlín (NB), Fray Bentos (FB) y Las Cañas (LC).

En las figuras 4.1.5 se representa las oscilaciones del oxígeno disuelto en agua en los tres sitios. La concentración de oxígeno supera los 5,0 mg/l con la excepción de una depleción en mayo 2009 en FB. Se observa el mismo patrón que en las demás variables ambientales donde los tres sitios fluctúan de forma similar.

En las figuras 4.1.6, 4.1.7 y 4.1.8 se muestran las variaciones temporales de los principales nutrientes, nitrógeno total, fósforo soluble y fósforo total en los tres sitios de muestreo. Las fluctuaciones de nutrientes permanecieron en los rangos históricos, siendo el fósforo total el que sigue por encima del límite permitido (25 µg/L) desde antes del inicio de la Planta.

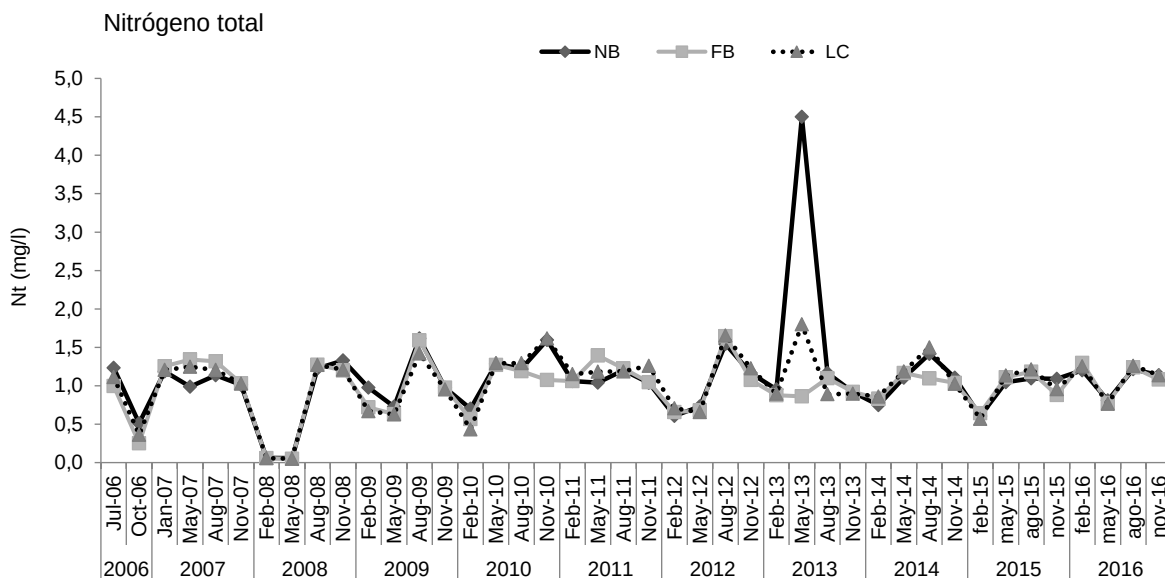


Figura 4.1.6. Promedios mensuales de nitrógeno total (mg/l) durante julio 2006 – noviembre 2016 en los tres sitios de muestreo: Nuevo Berlín (NB), Fray Bentos (FB) y Las Cañas (LC).

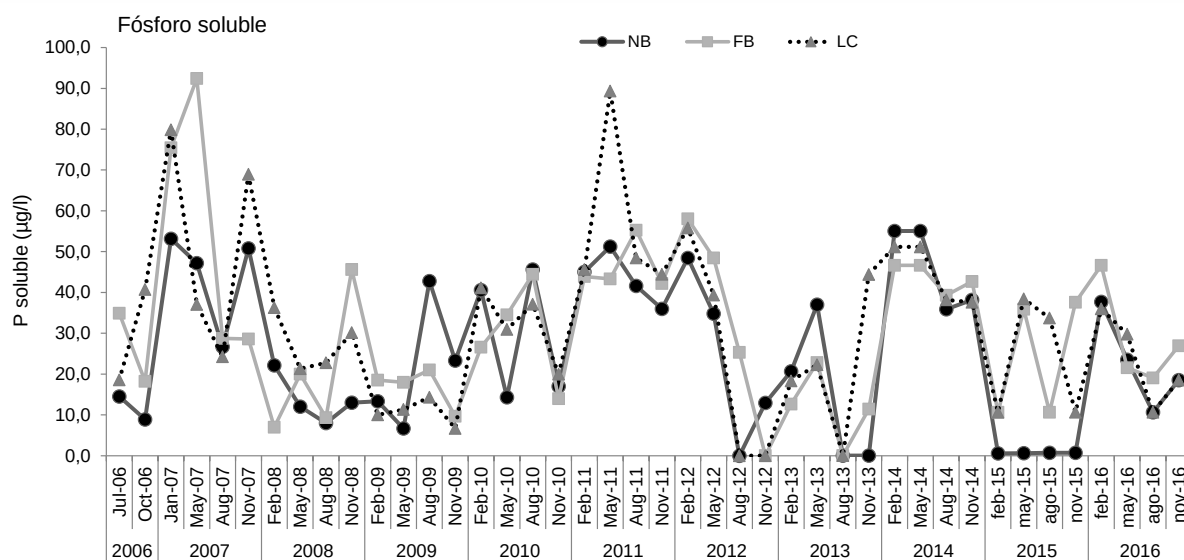


Figura 4.1.7. Promedios mensuales de fósforo soluble (µg/l) durante julio 2006 – noviembre 2016 en los tres sitios de muestreo: Nuevo Berlín (NB), Fray Bentos (FB) y Las Cañas (LC).

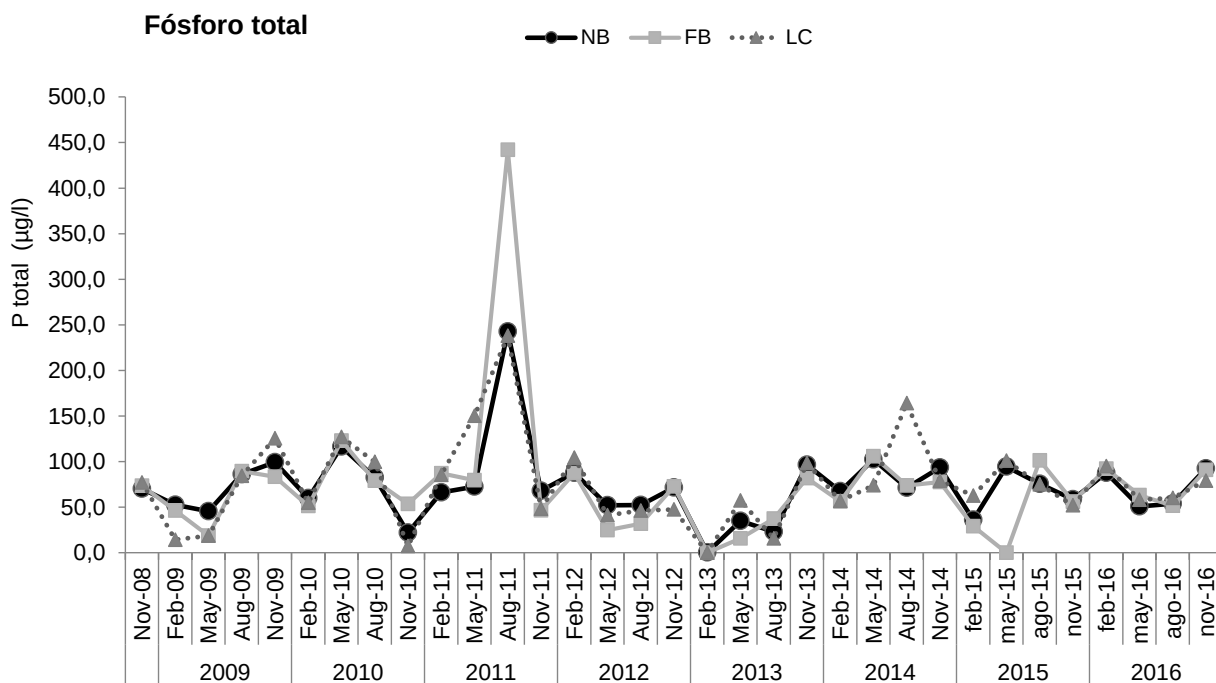


Figura 4.1.8. Promedios mensuales de fósforo total ($\mu\text{g/l}$) durante noviembre 2008 – noviembre 2014 en los tres sitios de muestreo: Nuevo Berlín (NB), Fray Bentos (FB) y Las Cañas (LC).

Según los análisis de similitud realizados con la matriz ambiental, las comparaciones entre sitios y zonas no fueron significativas ($R_{\text{Global temporal}}=0,592$, $p=0,01$, $R_{\text{Global sitio}}=-0,014$, $p=0,1$; $r_{\text{Global zona}}=-0,019$, $p=0,1$).

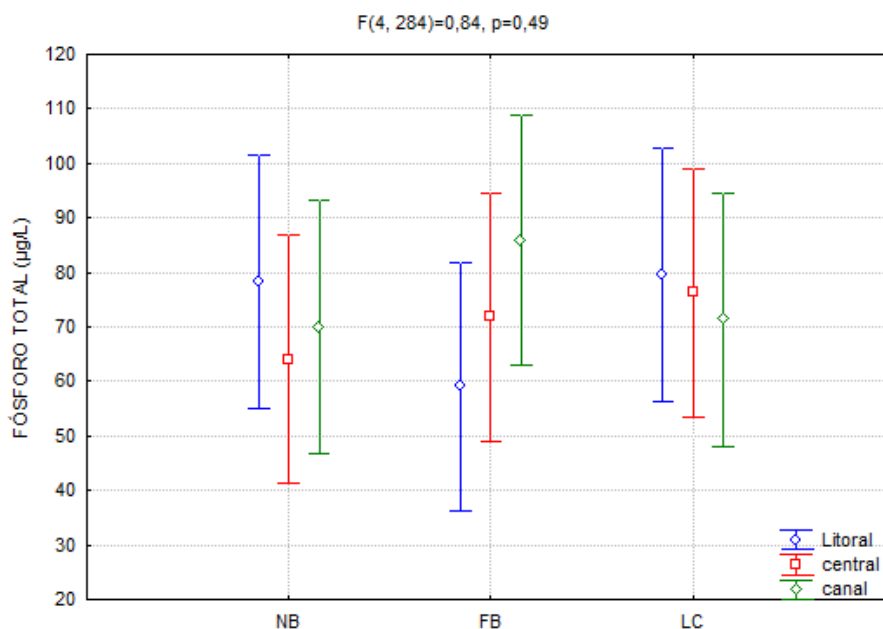


Figura 4.1.9. Promedios y desvíos mensuales de fósforo total ($\mu\text{g/l}$) durante 2006 – 2016 en los tres sitios de muestreo: Nuevo Berlín (NB), Fray Bentos (FB) y Las Cañas (LC) y las zonas: litoral, medio y canal.

En la figura 4.1.9, se observa que los promedios de fósforo total en los sitios son similares, en FB se observa un aumento hacia el canal mientras que en LC una disminución de los promedios y desvíos.

Al analizar las variaciones de fósforo soluble y nitrógeno total en agua en los diferentes sitios (NB, FB y LC) y las zonas de muestreos (litorales, intermedios y canales) durante 2006 al 2016, no se encontraron diferencias estadísticas significativas entre las mismas, antes y después de puesta en funcionamiento la planta. En FB se acentuó la diferencia del fosforo reactivo soluble antes y después de puesta en funcionamiento la planta en la zona litoral y canal (figuras 4.1.10 y 4.1.11).

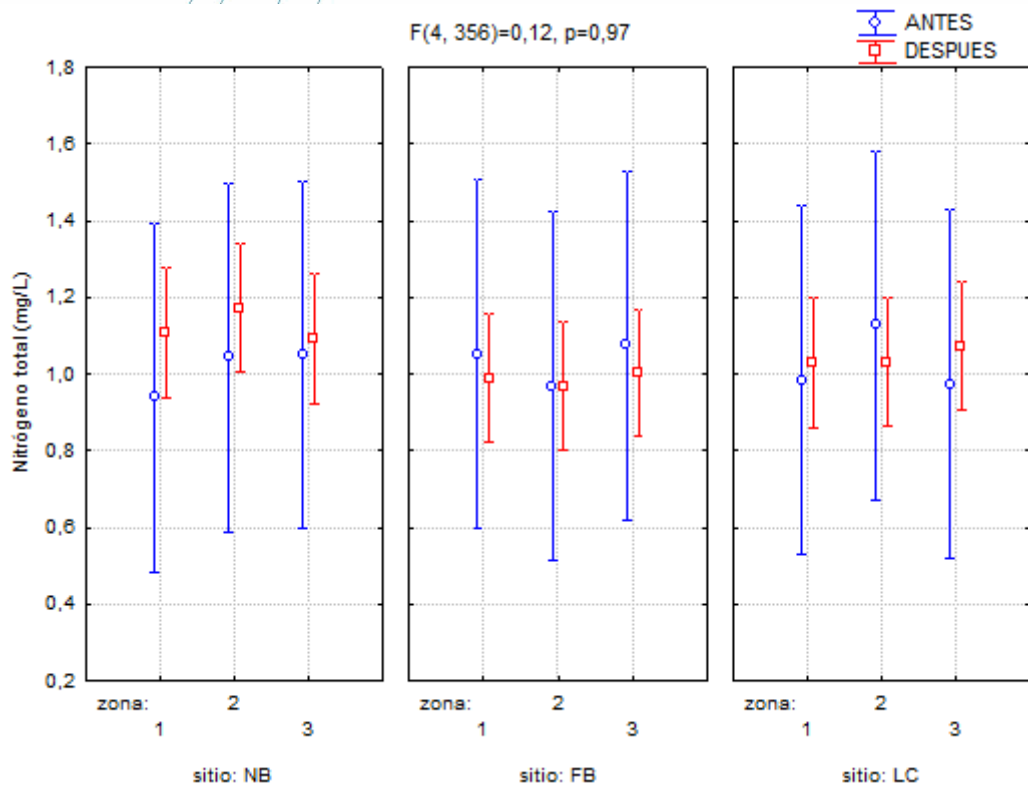


Figura 4.1.10. Resultado del ANOVA de tres vías, para el nitrógeno en los tres sitios de (Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas) en las distintas zonas: 1: litoral, 2: media y 3: canal durante 2006 al 2016.

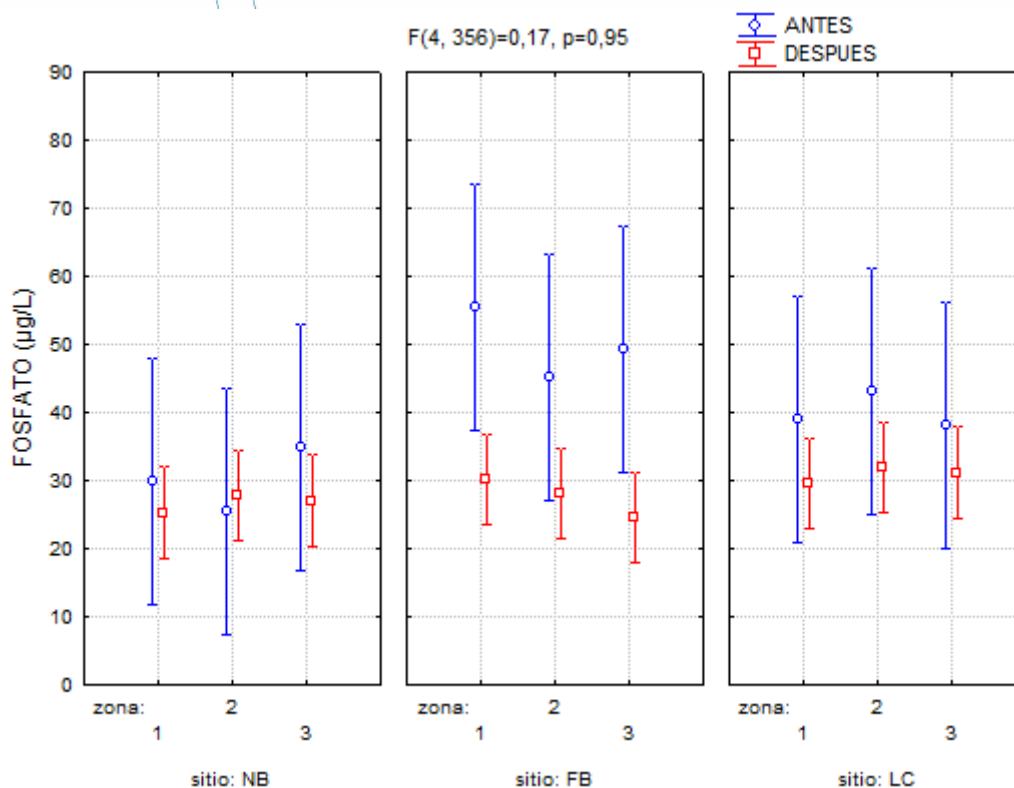


Figura 4.1.11. Resultado del ANOVA de tres vías, para el fosfato en agua en los tres sitios de (Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas) en las distintas zonas: 1: litoral, 2: media y 3: canal durante 2006 al 2016.

4.2 Análisis físico-químicos: SEDIMENTOS

4.2.1 Análisis físico-químicos: SEDIMENTOS

En los muestreos realizados en el año 2016, las concentraciones promedios de nutrientes en sedimentos variaron entre 19 y 81 (mgP/kg b.s) para el fósforo total y 64 y 1014 (mgN/kg b.s) para el nitrógeno Kjeldahl total. Los porcentajes promedios de materia orgánica encontrados oscilaron entre 0.4 y 3.8%. El máximo promedio de fósforo se observó en Las Cañas durante el mes de febrero, mientras que el promedio máximo para nitrógeno y materia orgánica, se encontró en Fray Bentos durante el mes de mayo. Las fracciones de limo variaron entre 2.0 y 33.7%, en Nuevo Berlín durante el mes de agosto y Fray Bentos durante mayo, respectivamente. En líneas generales, durante el 2016, Fray Bentos fue la zona que registró las mayores concentraciones de limo en sedimentos, seguido de Las Cañas (Figura 4.2.1).

Al igual que el año 2015 las concentraciones de nutrientes en sedimentos y la concentración de materia orgánica en **Nuevo Berlín** se correlacionaron de forma negativa con las fracciones de arena gruesa y mediana, sin embargo, presentaron correlaciones lineales positivas con las fracciones finas (arena muy fina y limo). **Fray Bentos** presentó correlaciones lineales entre la concentración de fósforo y las fracciones finas de sedimentos (arena muy fina, limo y arcilla). El nitrógeno y la materia orgánica presentaron correlación negativa con la fracción de arena mediana y fina, mientras que las fracciones de arena muy fina y limo se correlacionaron positivamente con las concentraciones de estas dos variables. En **Las Cañas** la concentración de fósforo total, nitrógeno y materia orgánica se correlacionaron negativamente con la fracción de arena mediana y positivamente con arena muy fina y limo. En ninguna de las tres zonas se observó correlación con los valores de caudales (Tabla 4.2.1).

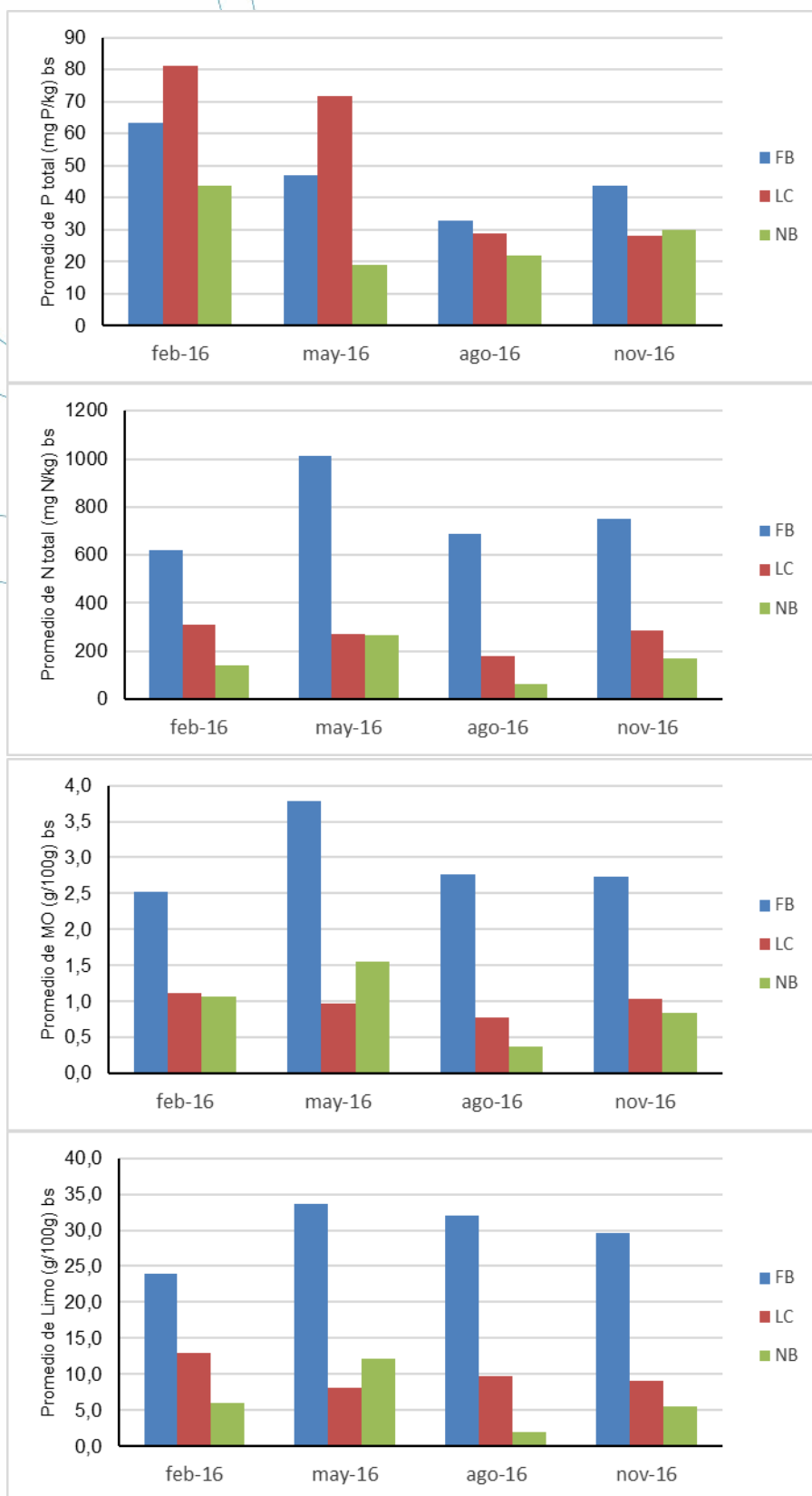


Figura 4.2.1. Promedio estacional de fósforo total, nitrógeno total (peso seco), materia orgánica y porcentajes de las fracciones de limo en los sedimentos en el área de estudio durante el año 2016 (NB: Nuevo Berlín, FB: Fray Bentos y LC: Las Cañas).

Tabla 4.2. Coeficientes de correlación de Spearman entre los nutrientes (nitrógeno (N) y fósforo total (P total) y materia orgánica (MO) en sedimentos y los distintos tamaños de grano en los tres sitios de estudio, durante febrero y noviembre 2016. Los valores de Spearman significativos $p < 0.05$ se destacan en cursiva.

Nuevo Berlín

	Fósforo total (mg P/kg) bs	Nitrógeno (mgN/kg) bs	Materia orgánica (%) bs
Arena muy gruesa	0,03	-0,07	0,02
Arena gruesa	-0,20	-0,54	-0,48
Arena mediana	-0,35	-0,77	-0,72
Arena fina	0,18	0,41	0,31
Arena muy fina	0,43	0,92	0,90
Limo	0,40	0,84	0,86
Arcilla	-0,10	0,29	0,29
Caudal erogado	-0,09	0,01	0,00

Fray Bentos

	Fósforo total (mg P/kg) bs	Nitrógeno (mgN/kg) bs	Materia orgánica (%) bs
Grava	-0,20	0,14	0,14
Arena muy gruesa	-0,15	0,15	0,17
Arena gruesa	-0,24	-0,33	-0,35
Arena mediana	-0,41	-0,73	-0,83
Arena fina	-0,07	-0,36	-0,41
Arena muy fina	0,35	0,58	0,68
Limo	0,43	0,73	0,83
Arcilla	0,34	0,18	0,29
Caudal erogado	0,16	0,07	0,04

Las Cañas

	Fósforo total (mg P/kg) bs	Nitrógeno (mgN/kg) bs	Materia orgánica (%) bs
Arena gruesa	0,04	0,10	0,05
Arena mediana	-0,37	-0,68	-0,73
Arena fina	-0,14	-0,26	-0,20
Arena muy fina	0,44	0,83	0,84
Limo	0,42	0,90	0,90
Caudal erogado	0,05	-0,05	-0,01

Variación hasta noviembre 2016

Al analizar la variación temporal de de fósforo total, nitrógeno KT, materia orgánica, limo y arena mediana, en líneas generales se observó que tanto los promedios de las concentraciones de nutrientes, materia orgánica, y limo fueron mayores en la zona de Fray Bentos. A partir de mayo 2009 se observó un aumento en las concentraciones de limo en los sedimentos, principalmente en la zona de Fray Bentos, mientras que esta zona presentó porcentajes menores de arena mediana respecto a Nuevo Berlín y Las Cañas (Figuras 4.2.2, 4.2.3, 4.2.4, 4.2.5 y 4.2.6).

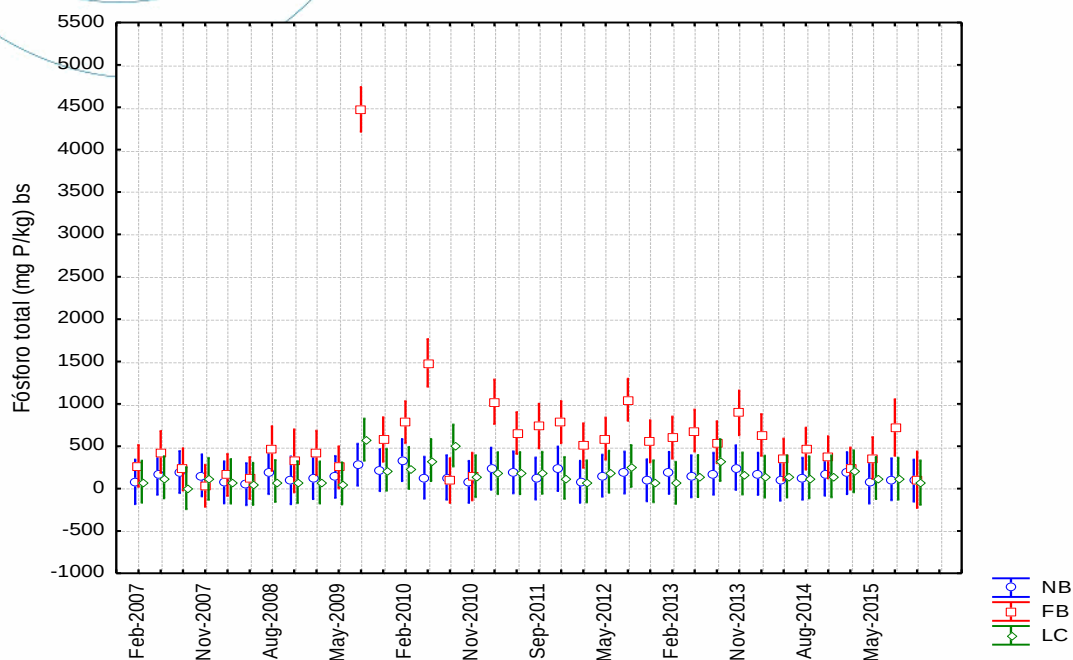


Figura 4.2.2 Variación de fósforo total promedio (+/- error estándar) en el período de estudio (febrero 2007- noviembre 2016) en los sitios de muestreo.

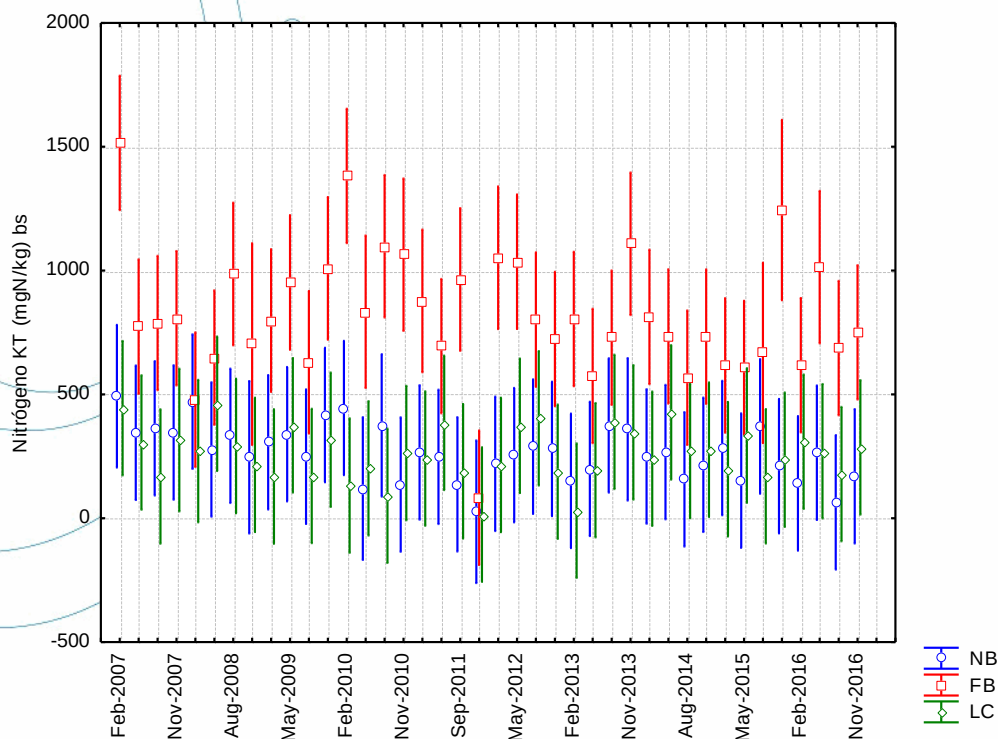


Figura 4.2.3 Variación de nitrógeno Kjeldahl total promedio (+/- error estándar) en el período de estudio (febrero 2007-noviembre 2016) en los sitios de muestreo.

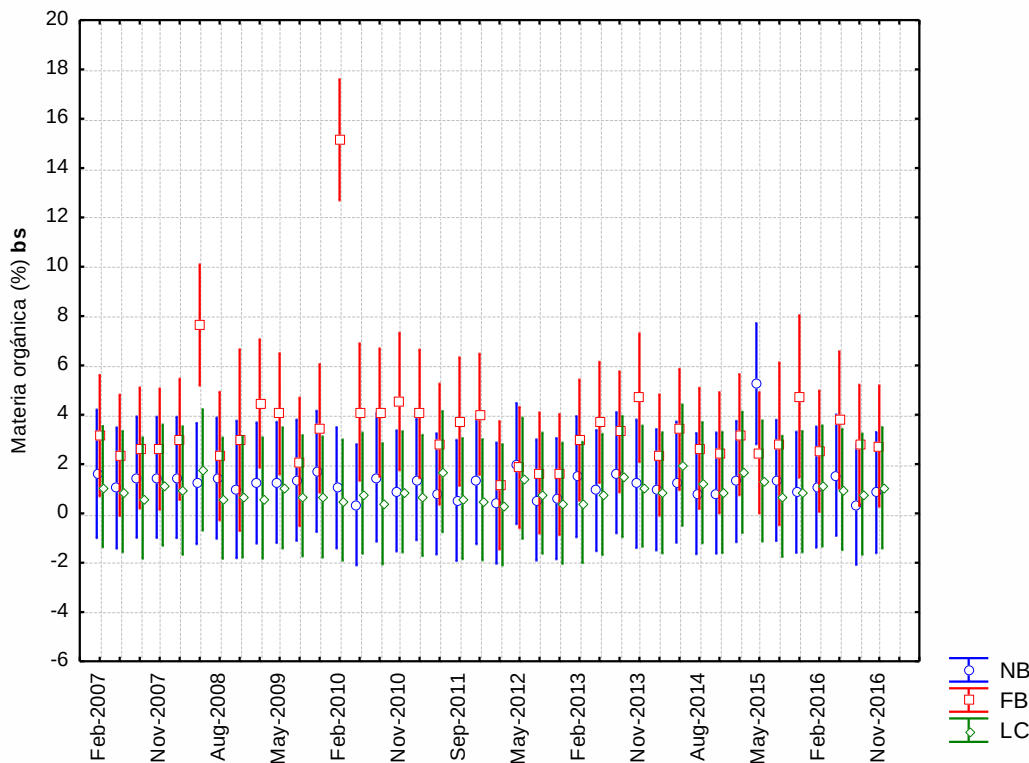


Figura 4.2.4 Variación de materia orgánica promedio (+/- error estándar) en el período de estudio (febrero 2007-noviembre 2016) en los sitios de muestreo

Informe de Ensayo N° 1597867

Las concentraciones de fósforo total, nitrógeno y materia orgánica presentaron correlación lineal positiva con fracciones de arena muy fina y limo, y negativa con arena gruesa, mediana y fina. El caudal se correlacionó positivamente con arena mediana y fina, y negativamente con las fracciones de limo, mismo patrón observado en informes anteriores (LATU 2014, LATU 2015, LATU 2016) (Tabla 4.2.3).

Tabla 4.2.3 Coeficientes de correlación de Spearman entre nitrógeno, fósforo, materia orgánica en sedimentos, los distintos fracciones de granulometría y el caudal en el período de febrero 2007 a noviembre 2016. Los valores de Spearman significativos $p < 0,05$ se destacan en cursiva y negrita.

	Fósforo total (mg P/kg) bs	Nitrógeno (mgN/kg) bs	Materia orgánica (%) bs	Caudal erogado
Arena gruesa	-0,30	-0,27	-0,27	0,01
Arena mediana	-0,58	-0,68	-0,70	0,09
Arena fina	-0,25	-0,21	-0,21	0,16
Arena muy fina	0,50	0,70	0,72	-0,01
Limo	0,57	0,68	0,71	-0,12

Dentro de las distintas fracciones de los sedimentos, se seleccionaron la fracción de limo y arena mediana, debido a fueron las que presentaron mayor correlación con los nutrientes y materia orgánica y con el caudal (Tabla 4.2.3).

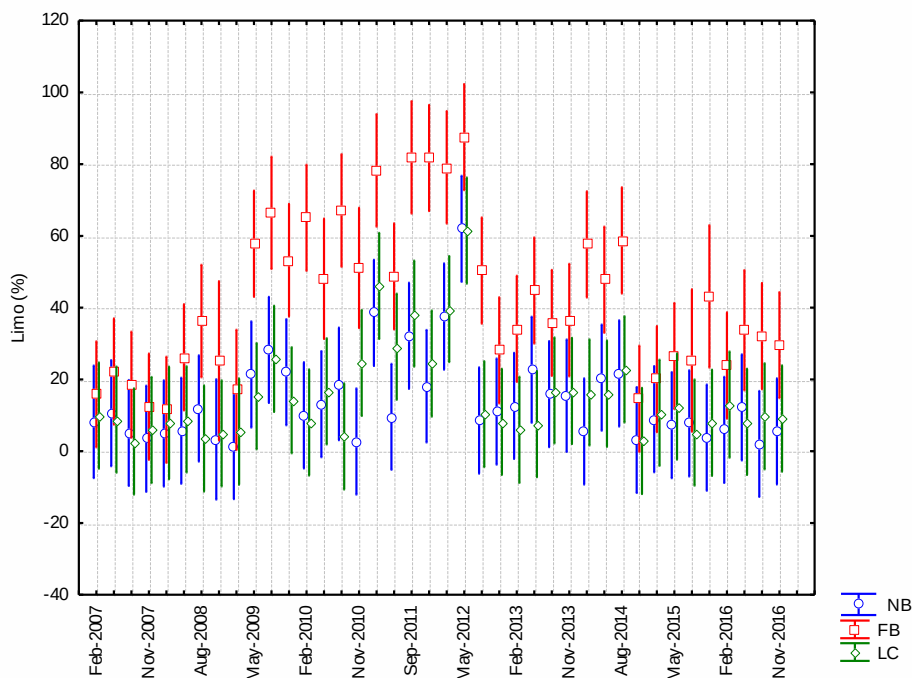


Figura 4.2.5 Variación de limo promedio (+/- error estándar) en el período de estudio (octubre 2006- noviembre 2016) en los sitios de muestreo.

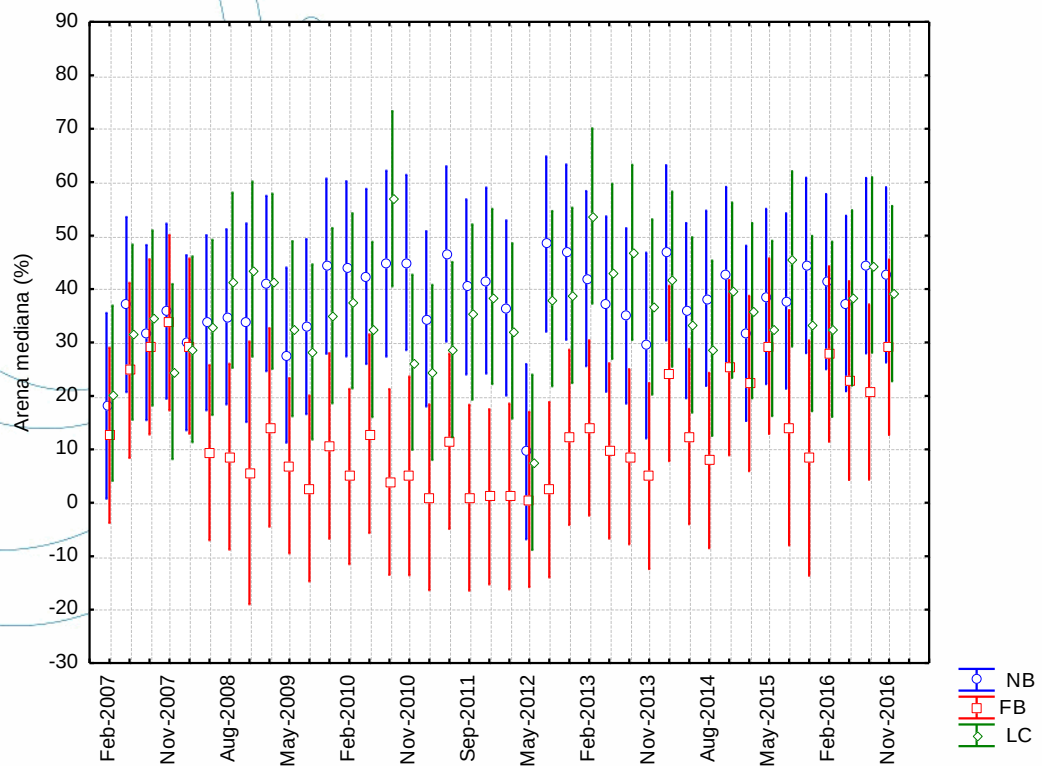


Figura 4.2.6 Variación de arena media promedio (+/- error estándar) en el período de estudio (octubre 2006- noviembre 2016) en los sitios de muestreo.

Con el fin de analizar si se presentaron diferencias en las distintas variables de los sedimentos, entre los sitios, entre las zonas y antes y después de puesta en funcionamiento la planta se realizó análisis de Varianza (ANOVA). Las variables analizadas en esta sección fueron, concentraciones de fósforo total, nitrógeno Kjeldahl total y materia orgánica en sedimentos.

Las concentraciones de **fósforo total** en sedimentos presentaron diferencias entre los sitios ($F_{(2,1027)}=11.80$, $p < 0.01$) y en el tiempo ($F_{(1,1027)}= 3.53$, $p=0.06$), no así en la interacción de los factores (Figura 4.2.6).

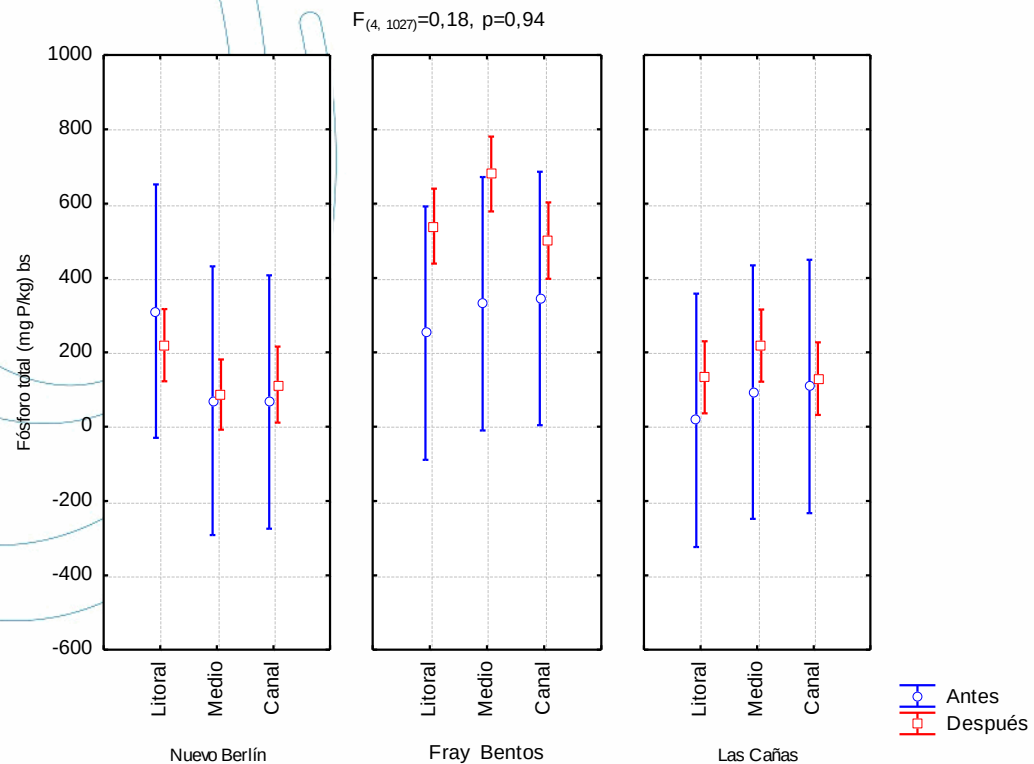


Figura 4.2.6. Resultado del ANOVA de tres vías, para la concentración de fósforo total (Log x +1) en sedimentos (peso seco) en los tres sitios de estudio en las distintas zonas (febrero 2007-noviembre 2016).

Las variaciones de **nitrógeno** en sedimentos mostraron diferencias entre los sitios ($F_{(2,1027)} = 73.07, p < 0.01$), y en el tiempo ($F_{(1,1027)} = 8.54, p < 0.01$), no así en la interacción de los factores (Figura 4.2.7).

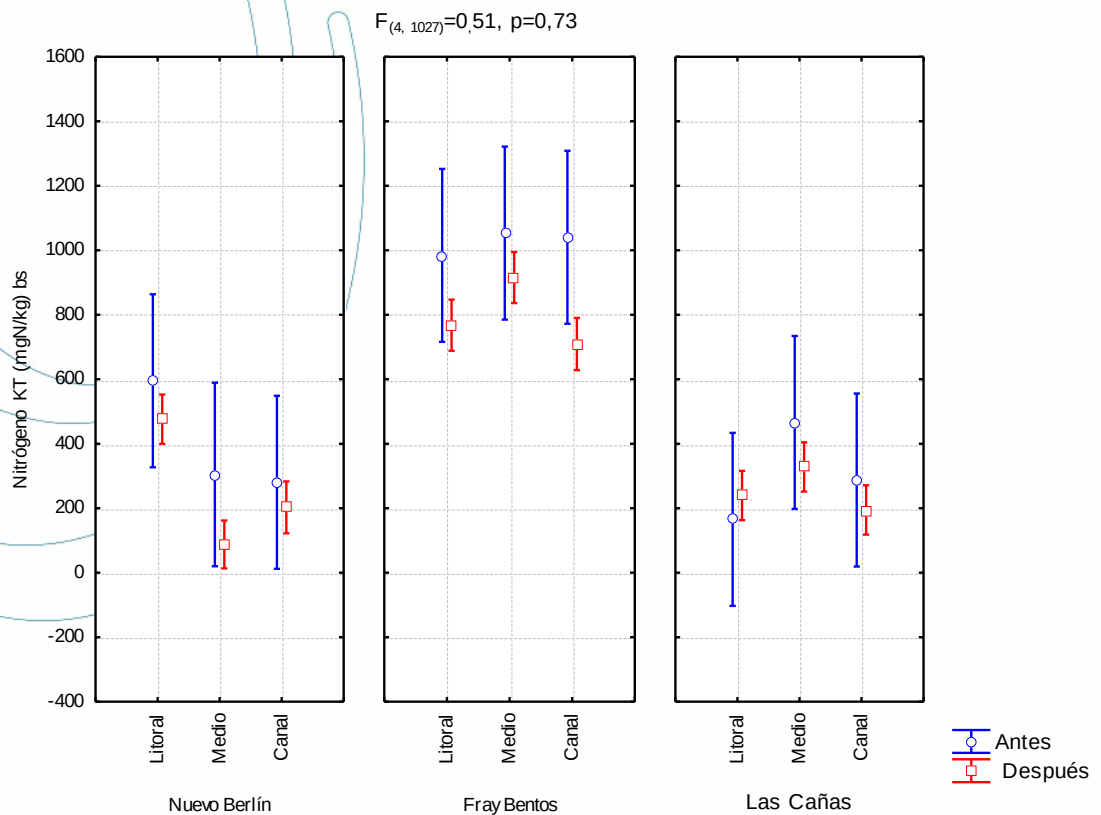


Figura 4.2.7. Resultado del ANOVA de tres vías, para la concentración de nitrógeno Kjeldahl total (Log x +1) en sedimentos (peso seco) en los tres sitios de estudio en las distintas zonas (febrero 2007-noviembre 2016).

La **materia orgánica** en sedimentos presentó diferencias entre los sitios ($F_{(2,1027)} = 1012, p < 0.01$), no observándose diferencias entre las zonas, el tiempo y en la interacción de los factores (Figura 4.2.8).

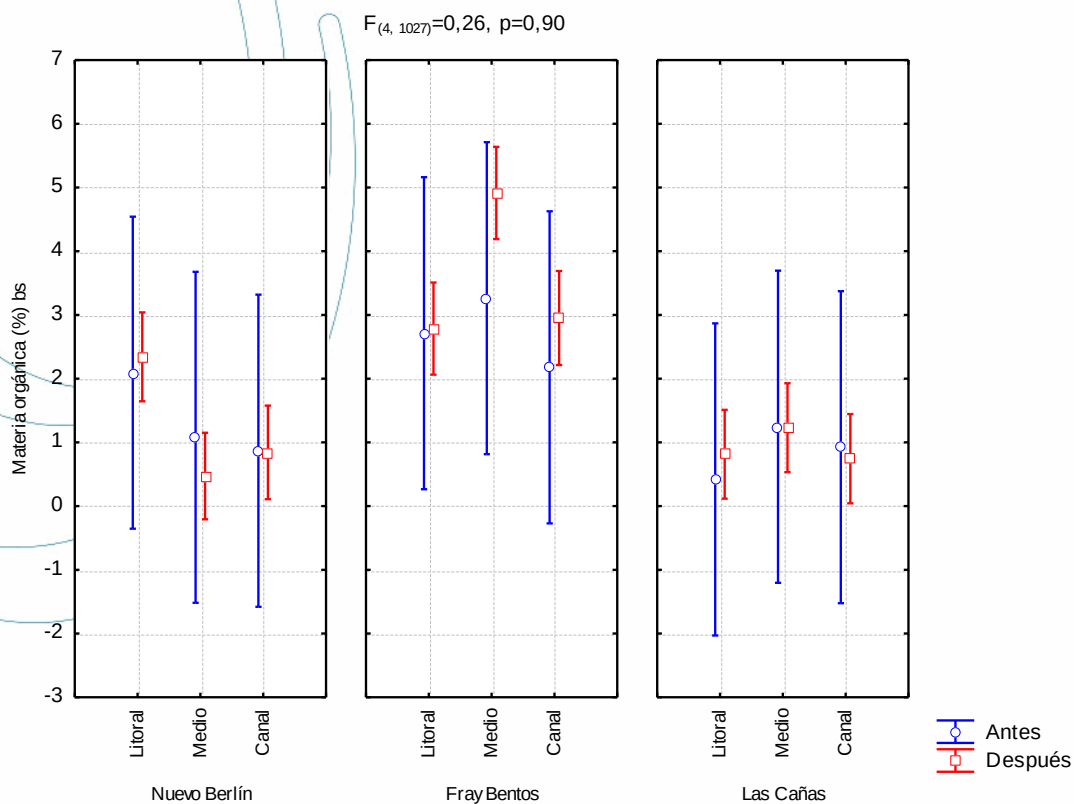


Figura 4.2.8. Resultado del ANOVA de tres vías, para la concentración de materia orgánica (Log x +1) en sedimentos (peso seco) en los tres sitios de estudio en las distintas zonas (febrero 2007 - noviembre 2016).

Las variaciones de **limo** en las diferentes zonas de muestreos (litorales, intermedios y canales) no mostraron diferencias, si se observaron diferencias entre los sitios ($F_{(2,1026)} = 20.32, p < 0.01$) y el tiempo ($F_{(1,1026)} = 20.49, p < 0.01$), no así en la interacción de los factores (Figura 4.2.9).

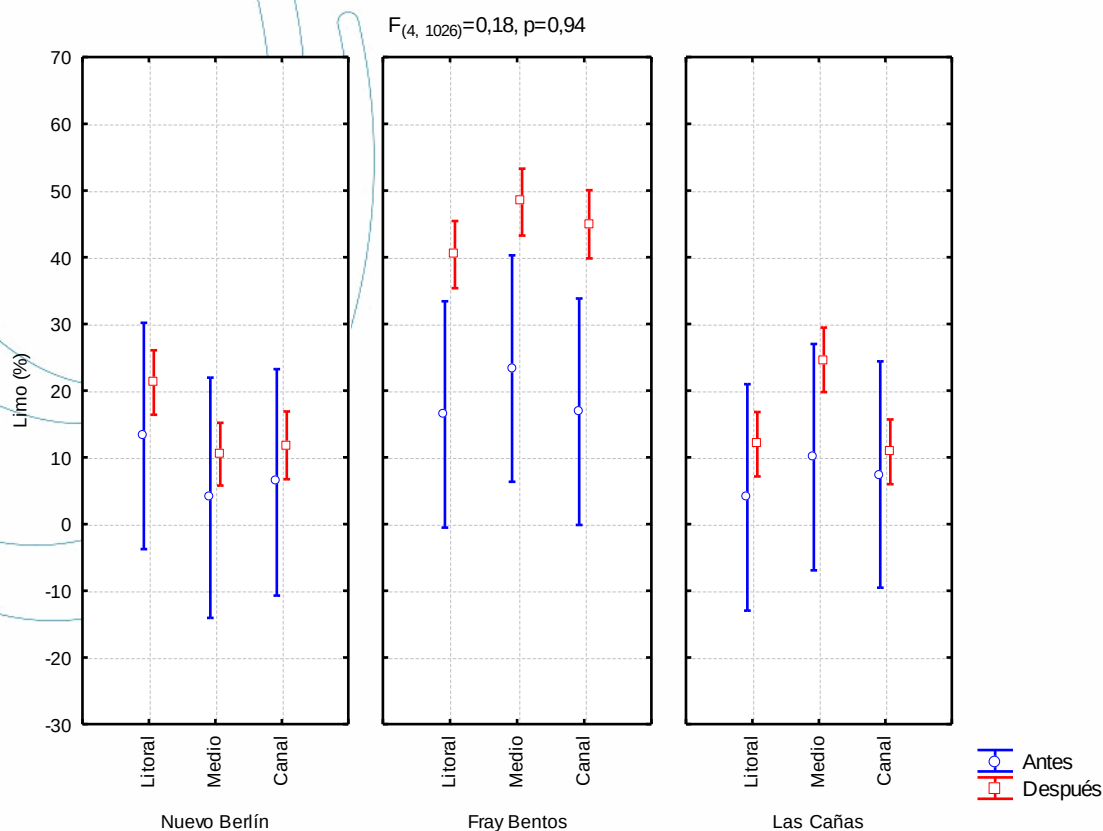


Figura 4.2.9. Resultado del ANOVA de tres vías, para la concentración de limo en sedimentos en los tres sitios de estudio en las distintas zonas (octubre 2006 - noviembre 2016).

Las variaciones de **arena mediana** presentaron diferencias entre los sitios ($F_{(2,1026)} = 18.94, p < 0.01$) y en la interacción de los factores (Figura 4.2.10).

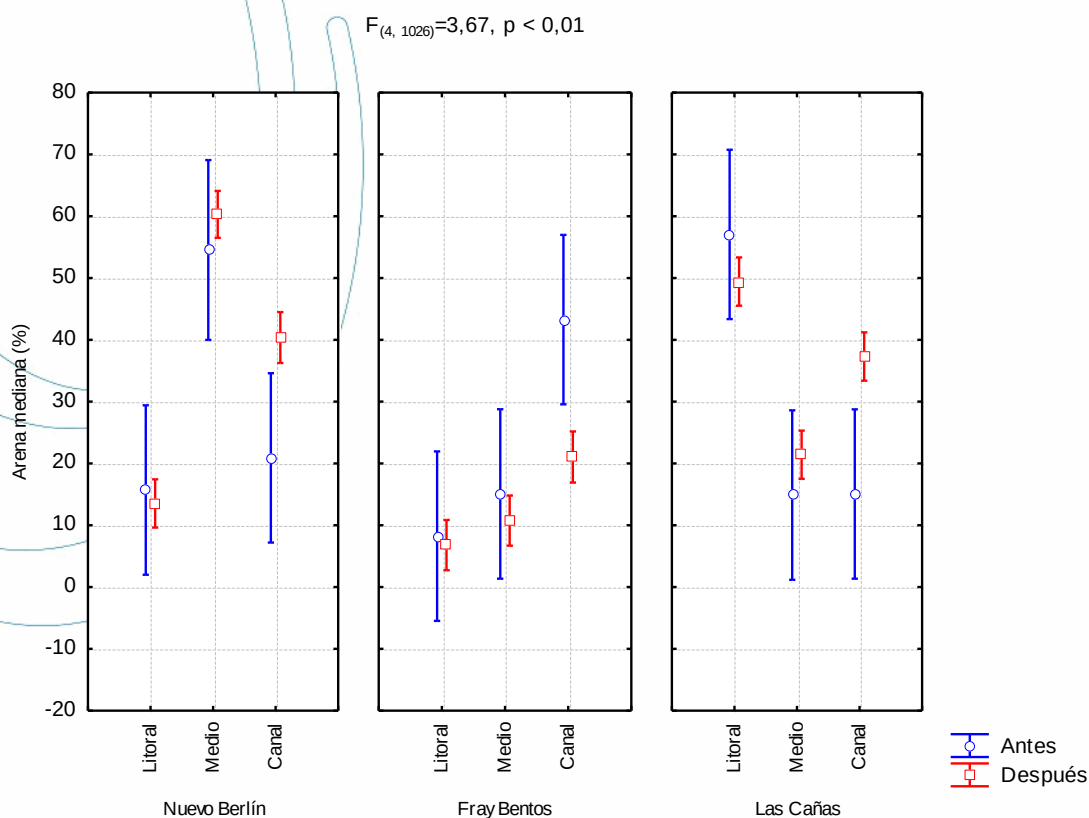


Figura 4.2.10. Resultado del ANOVA de tres vías, para la concentración de arena mediana en sedimentos en los tres sitios de estudio en las distintas zonas (octubre 2006 - noviembre 2016).

En Fray Bentos no se encontraron diferencias entre antes y después de puesta en funcionamiento la planta, a nivel de fósforo total, nitrógeno Kjeldahl total y materia orgánica.

4.2.2 Ensayos toxicológicos en sedimentos

El bioensayo de toxicidad con *Daphnia magna* sobre el elutriado de los sedimentos litorales dieron como resultado la clasificación de "no tóxico" ($LC_{50}, 48 \text{ h} > 100\%$) en todos los puntos de los cuatro muestreos realizados en 2016.

4.2.3 Ensayos contaminantes en sedimentos

Al igual que en años anteriores, el mercurio, PCBs y EOX en sedimento presentan resultados por debajo de los límites de detección o cuantificación (LC) del correspondiente método de análisis (LATU 2015). El cromo presentó valores máximos de 28 mg kg^{-1} en Fray Bentos en los muestreos de otoño y primavera (figura 4.2.10), sin alcanzar el valor de ISQG ($37,3 \text{ mg kg}^{-1}$ según los Valores Guía Canadiense de Calidad de Sedimento).

Las Dioxinas y Furanos en sedimentos en el año 2016 presentaron valores nulos o menores a 0,99 ng/kg (tabla 4.2.4). A lo largo de todo el monitoreo el contenido de PCDD/DFs de los sedimentos (expresado como Toxicidad Equivalente Total con los factores de equivalencia de la OMS, y empleando el criterio más conservador de asumir el contenido de los congéneres no detectados como igual al límite de detección: ND=LD) se mantuvo lejos del nivel de efecto probable (PEL = 21,5 ng TEQ kg⁻¹ b.s.),

Todos los PAH medidos en el año 2016 se encontraron por debajo de los valores de ISQG guía canadienses de calidad de sedimentos. Los valores de PAH que anteriormente superaron a sus respectivos ISQG fueron: Fenantreno (73 µg kg⁻¹ en Las Cañas, febrero 2014), Criseno (58 µg kg⁻¹ en Fray Bentos, mayo 2010), Benzo(a)antraceno (53 µg kg⁻¹ también en Fray Bentos, mayo 2010) y Naftaleno (37 µg kg⁻¹ también en Fray Bentos, mayo 2010; 45 µg kg⁻¹ en Fray Bentos, setiembre 2011; 42 µg kg⁻¹ en Fray Bentos, agosto 2013; 51 µg kg⁻¹ en Las Cañas, febrero 2014 y 42 µg kg⁻¹ en Nuevo Berlín, noviembre 2014) (Figuras 4.2.11, 4.2.12, 4.2.13 y 4.2.14). A pesar de superar los valores de ISQG todos los niveles estuvieron muy por debajo de los Niveles de Efecto Probable (PEL) (LATU 2016, 2015, 2014, 2012, 2011, 2009, 2008, 2007).

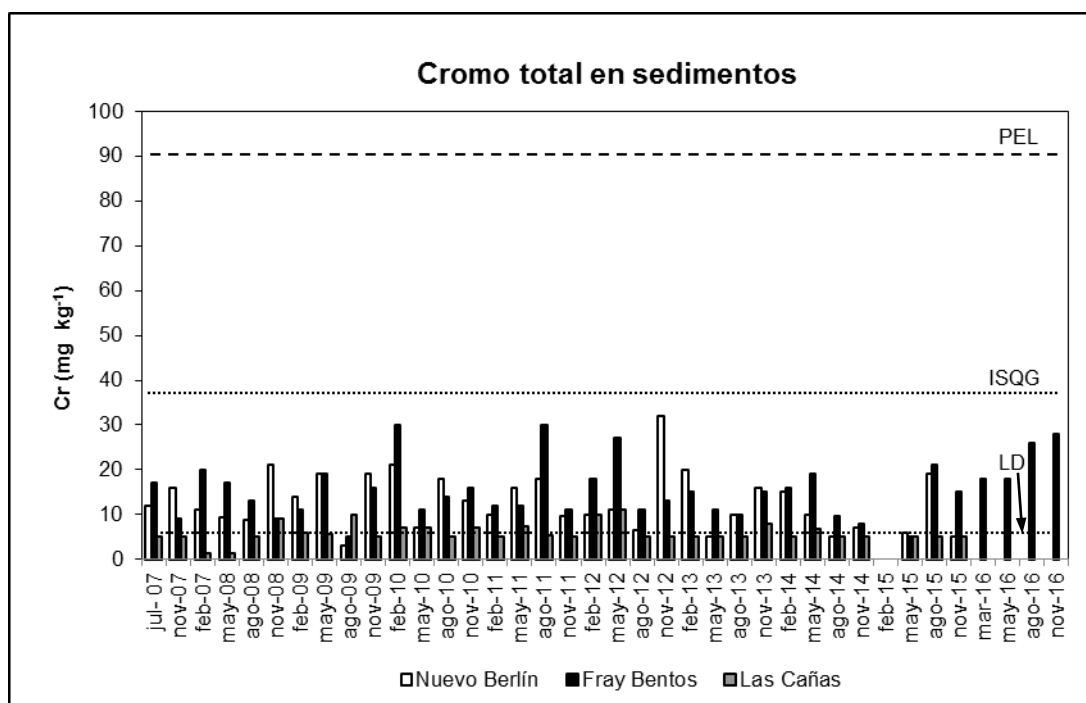


Figura 4.2.10. Cromo en sedimentos (mg kg⁻¹ b.s.) en los litorales de Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas durante agosto 2007 – noviembre 2016. LD: límite de detección promedio. PEL: Nivel de efecto probable. ISQG: nivel guía canadiense provisorio para calidad de sedimentos.

Tabla 4.2.4. PCDD/PCDFs Toxicidad Total Equivalente (OMS) ng WHO-TEQ/kg b.s. en los sedimentos litorales en Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas durante agosto 2007 – noviembre 2016.

PCDD/PCDFs TOXICIDAD TOTAL EQUIVALENTE (OMS) ng·WHO-TEQ/kg b.s.						
Fecha	Nuevo Berlín		Fray Bentos		Las Cañas	
	ND = 0	ND = LD	ND = 0	ND = LD	ND = 0	ND = LD
ago-07	0,008	1,06	0,003	1,06	0,000	1,06
nov-07	0,004	1,06	0,001	1,06	0,001	1,06
feb-08	0,009	1,06	0,002	1,06	0,002	1,06
may-08	0,000	1,06	0,011	1,06	0,000	1,06
ago-08	0,000	1,06	0,000	1,06	0,000	1,06
nov-08	0,001	1,06	0,000	1,06	0,000	1,06
feb-09	0,034	1,10	0,014	1,10	0,000	1,06
may-09	0,000	1,10	0,000	1,10	0,000	1,10
ago-09	0,830	1,40	0,430	1,30	0,000	1,10
nov-09	0,000	1,10	1,200	1,90	0,000	1,10
feb-10	0,012	1,10	0,720	1,20	0,000	1,10
may-10	0,000	1,10	0,000	1,10	0,000	1,10
ago-10	0,250	1,10	0,020	1,07	0,020	1,06
nov-10	0,140	1,14	0,110	1,11	0,000	1,06
feb-11	0,000	1,06	0,033	1,08	0,000	1,06
may-11	0,000	1,06	0,011	1,06	0,000	1,06
sep-11	0,008	1,06	0,010	1,06	0,027	1,06
nov-11	0,008	1,10	0,017	1,10	0,000	1,10
feb-12	0,000	1,06	0,100	1,10	0,100	1,10
may-12	0,000	1,06	0,015	1,06	0,028	1,08
sep-12	0,010	1,06	0,010	1,06	0,000	1,06
nov-12	0,001	1,06	0,013	1,06	0,000	1,06
feb-13	0,000	1,06	0,001	1,06	0,000	1,06
may-13	0,000	1,06	0,001	1,06	0,000	0,40
ago-13	0,010	1,06	0,010	1,06	0,000	1,06
nov-13	0,010	1,06	0,010	1,06	0,000	1,06
feb-14	0,000	1,06	0,001	1,06	0,000	1,06
may-14	0,000	1,06	0,009	1,06	0,000	1,06
ago-14	0,001	1,06	0,064	1,11	0,000	1,06
nov-14	0,001	1,06	0,001	1,06	0,000	1,06
feb-15	0,000	1,06	0,000	1,06	0,000	1,06
may-15	0,000	1,06	0,057	1,09	0,190	1,13
ago-15	0,000	1,06	0,000	1,06	0,000	1,06
nov-15	0,000	1,06	0,000	1,06	0,000	1,06
mar-16	0,000	0,99	0,003	0,99	0,006	0,99
may-16	0,000	0,99	0,000	0,99	0,000	0,99
ago-16	0,000	0,99	0,047	1,02	0,000	0,99
nov-16	0,001	0,99	0,022	1,01	0,000	0,99

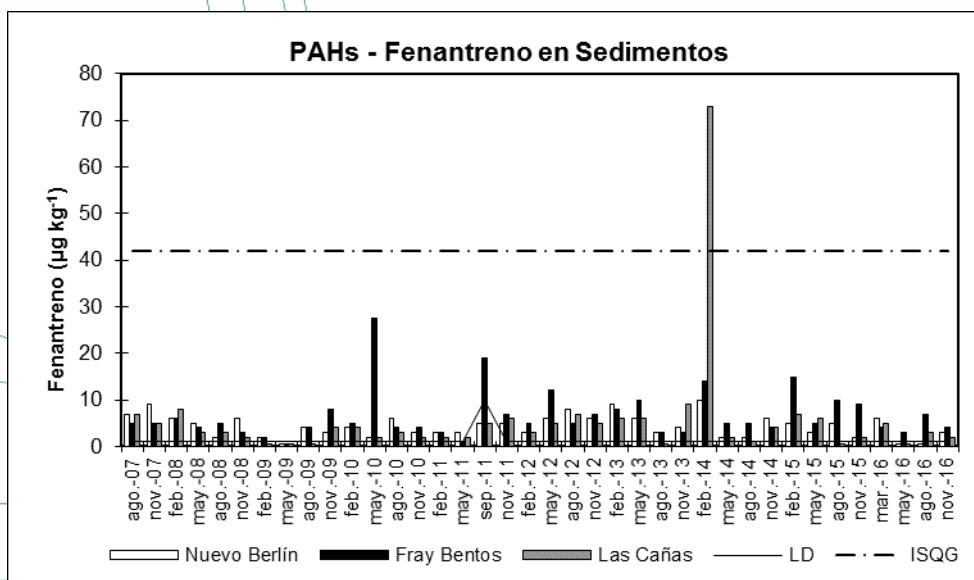


Figura 4.2.11. PAHs (Fenantreno) en sedimentos ($\text{mg kg}^{-1}\text{b.s.}$) en los litorales de Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas durante agosto 2007 – noviembre 2016. LD: límite de detección promedio. ISQG: nivel guía canadiense provisorio para calidad de sedimentos.

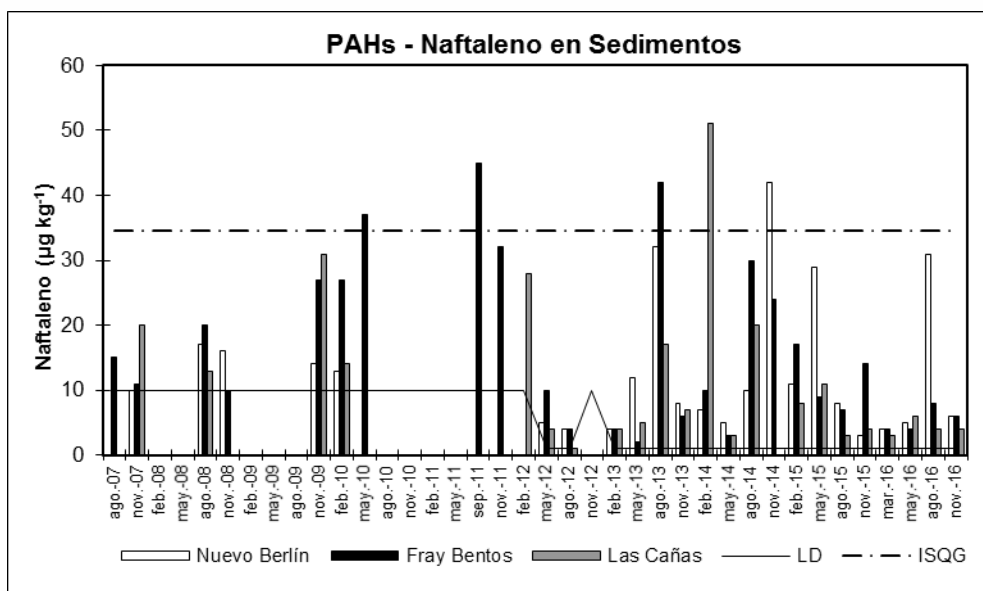


Figura 4.2.12. PAHs (Naftaleno) en sedimentos ($\text{mg kg}^{-1}\text{b.s.}$) en los litorales de Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas durante agosto 2007 – noviembre 2016. LD: límite de detección promedio. ISQG: nivel guía canadiense provisorio para calidad de sedimentos.

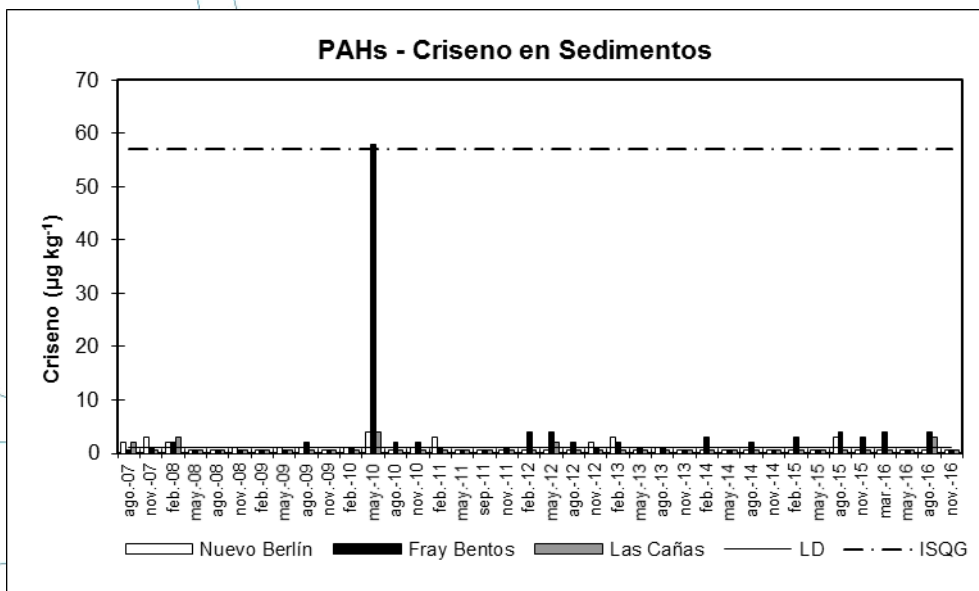


Figura 4.2.13. PAHs (Criseno) en sedimentos ($\text{mg kg}^{-1}\text{b.s.}$) en los litorales de Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas durante agosto 2007 – noviembre 2016. LD: límite de detección promedio. ISQG: nivel guía canadiense provisorio para calidad de sedimentos.

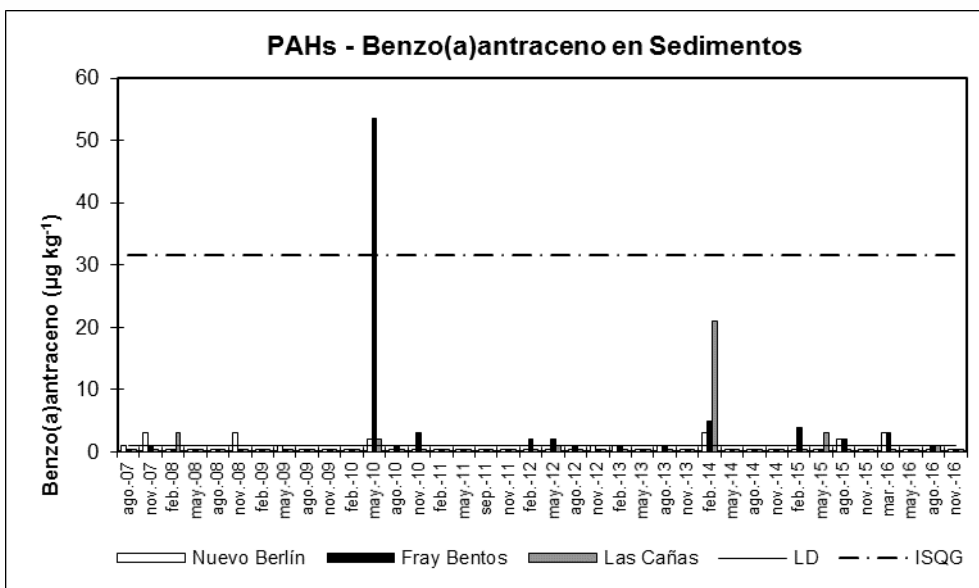


Figura 4.2.14. PAHs (Benzo(a)antraceno) en sedimentos ($\text{mg kg}^{-1}\text{b.s.}$) en los litorales de Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas durante agosto 2007 – noviembre 2016. LD: límite de detección promedio. ISQG: nivel guía canadiense provisorio para calidad de sedimentos.

4.2.4 Bioacumulación de EOX en bivalvos

En la tabla 4.2.5 se presentan los resultados de las concentraciones de EOX analizadas en organismos de *Limnoperna fortunei* obtenidos en los muestreos del monitoreo biológico en las zonas litorales de Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas. No se encontraron normativas de EOX en bivalvos para comparar estos valores con límites internacionales.

En el muestreo de Mayo no se pudieron obtener organismos de bivalvos debido en ningún punto y tampoco en febrero en Nuevo Berlín y Fray Bentos ni en Noviembre en Nuevo Berlín debido a las condiciones hidrológicas del río.

Tabla 4.2.5. Concentración de EOX en base húmeda ($\mu\text{gCl/g}$) en bivalvos colectados en las zonas litorales de Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas durante los muestreos de 2016.

	Febrero 2016	Mayo 2016	Agosto 2016	Noviembre 2016
Nuevo Berlín	Sin muestra	Sin muestra	52	Sin muestra
Fray Bentos	Sin muestra	Sin muestra	130	142
Las Cañas	14	Sin muestra	101	110
L.D ($\mu\text{gCl/g}$)	14		8	10
L.C ($\mu\text{gCl/g}$)			26	30

4.1 Análisis biológicos: FITOPLANCTON

La comunidad fitoplanctónica del bajo Río Uruguay en el período 2016 estuvo compuesta por 182 taxa distribuidos en 9 Clases: Cyanobacterias 13, Chlorophyceae 52, Bacillariophyceae 79, Chrysophyceae 3, Cryptophyceae 6, Dinophyceae 5, Euglenophyceae 23 y una Raphidophyceae. La riqueza de especies en casa sitio fue mayor en verano (85 especies, NB), el máximo registrado en todo el monitoreo, y menor en otoño (33 especies, FB), ver Tabla 4.3.1.

Tabla 4.3.1. Presencia de especies fitoplanctónicas en cada zona de muestreo durante marzo- noviembre 2016.

	feb-16			may-16			ago-16			nov-16		
CYANOPHYCEAE	NB	FB	LC	NB	FB	LC	NB	FB	LC	NB	FB	LC
<i>Anabaena</i> sp.	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dolichospermum circinale</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Dolichospermum uruguayense</i>	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Dolichospermum viguieri</i>	1	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0
<i>Jaaginema</i> sp.	1	1	1	1	1	1	0	0	0	1	0	0
<i>Microcystis aeruginosa</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Oscillatoria</i> s/d	1	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Planktolyngbya</i> sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudanabaena</i> cf. <i>catenata</i>	1	1	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0
<i>Pseudanabaena</i> <i>mucicola</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudanabaena</i> sp.	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Raphidiopsis</i> sp.	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1	1	1
CHLOROPHYCEAE												
<i>Actinastrum hantzschii</i>	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Acutodesmus acuminatus</i> (= <i>Scenedesmus acuminatus</i>)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Ankistrodesmus</i> cf. <i>gracilis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Chlamydomonas</i> sp.	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Chlorella</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Closteriopsis longissima</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium aciculare</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Closterium acutum</i>	1	1	1	0	0	0	1	1	1	0	1	1
<i>Closterium calosporum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Closterium gracile</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Closterium</i> sp. 5	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Coelastrum microporum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
colonial s/d 10µ	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
colonial s/d 3µ	1	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0
colonial s/d 5µ	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Crucigenia</i> cf. <i>apiculata</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crucigeniella</i> cf. <i>crucifera</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Desmodesmus</i> cf. <i>arcuatus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Desmodesmus</i> cf. <i>bicaudatus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Desmodesmus</i> cf. <i>denticulatus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Desmodesmus</i> cf. <i>ecornis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Desmodesmus</i> cf. <i>incrassatulus</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Continuación Tabla 4.3.1

<i>Desmodesmus cf. orthodesmiformis</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Desmodesmus cf. ovalternus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Desmodesmus cf. protuberans</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Desmodesmus cf. quadricauda</i>	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	1
<i>Desmodesmus cf. quadricauda</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Desmodesmus cf. serratus</i>	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>Eudorina cf. elegans</i>	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Monoactinus simple</i> (=Pediastrum simplex)	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Monoraphidium contortum</i>	1	0	1	0	1	1	1	1	1	0	1
<i>Monoraphidium flexuosum</i>	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>Monoraphidium gracile</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
<i>Monoraphidium griffithii</i>	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Monoraphidium irregulare</i>	1	1	1	1	0	0	0	0	0	1	1
<i>Monoraphidium komarkovae</i>	1	1	1	0	0	0	1	0	1	0	0
<i>Pandorina morum</i>	1	0	1	0	1	0	1	1	1	0	0
<i>Pediastrum duplex</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudoschroederia antillarum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Scenedesmus ecoris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1
<i>Schroederia setigera</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Selenastrum cf. gracilis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Selenastrum gracile</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Spermatozopsis cf. exsultans</i>	1	1	1	0	1	0	1	1	1	0	0
<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Tetraëdron cf. minutum</i>	1	0	1	0	1	1	0	0	0	1	0
<i>Tetraedron sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Tetraselmis cordiformis</i>	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	1
unicelular s/d L=3	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0
unicelular s/d L=5	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0
BACILLARIOPHYCEAE											
<i>Achnanthisidium minutissimum</i>	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0
<i>Amphora cf. copulata</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Amphora cf. montana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Aulacoseira cf. muzzanensis</i>	0	1	1	0	1	1	1	1	1	0	1
<i>Aulacoseira distans</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
<i>Aulacoseira distans</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aulacoseira granulata</i>	1	1	1	1	0	0	1	1	0	1	1
<i>A. granulata var. angustissima</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Aulacoseira herzogii</i>	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	1
céntrica sp. ~ 15µ	1	1	1	0	0	0	1	0	1	0	0
céntrica sp. ~ 20µ	1	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0
céntrica sp. ~ 50µ	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
céntrica sp. 1 ~ 10µ	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	1
<i>Centronella reicheltii</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cocconeis placentula</i>	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0
<i>Cyclotella cf. meneghiniana</i>	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0
<i>Cymbella cistula</i>	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Denticula cf. kuetzingii</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Denticula cf. kuetzinguii</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Diatoma vulgare</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0

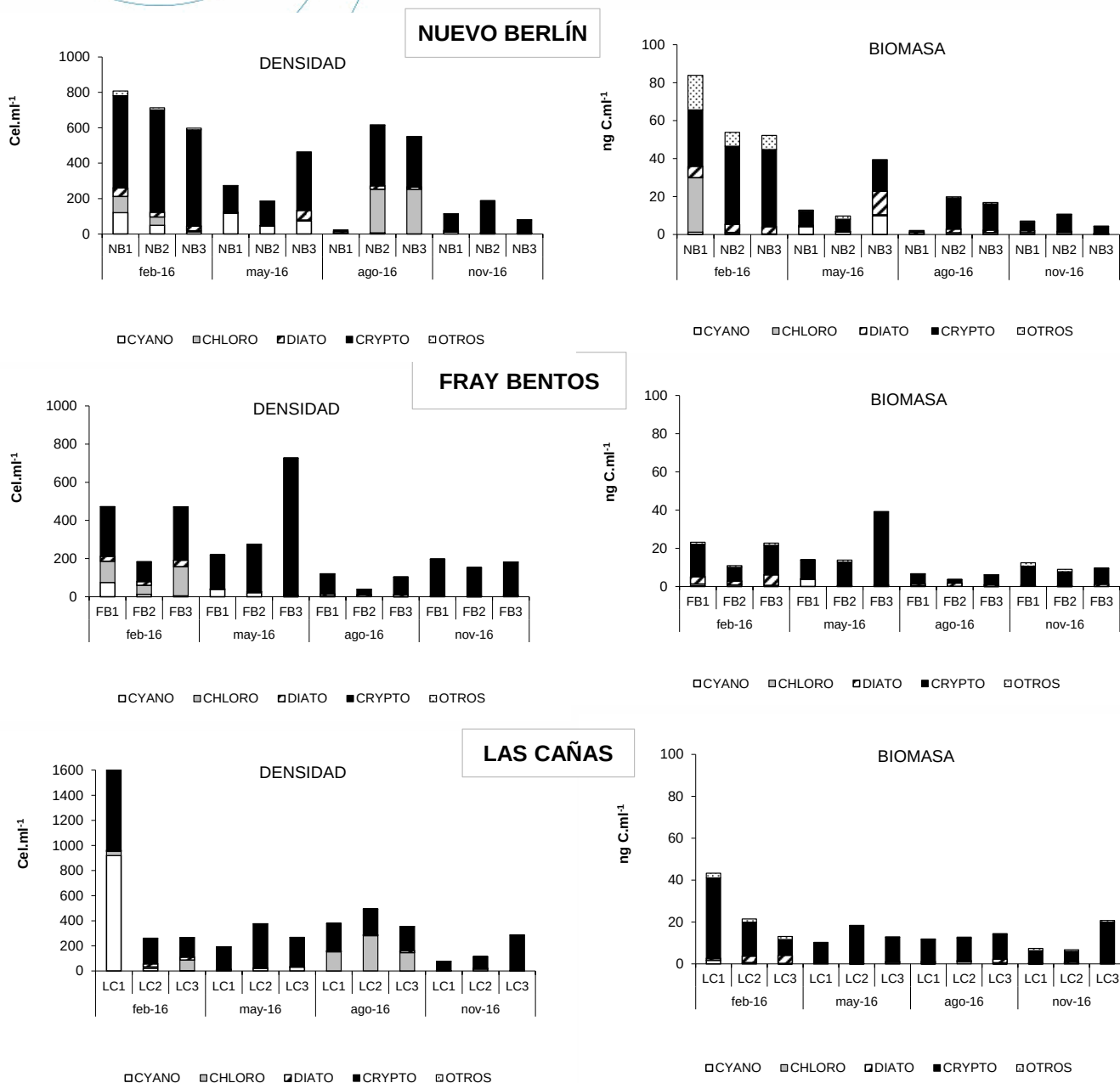
Continuación Tabla 4.3.1

<i>Encyonema cf. jemlandicum</i>	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Encyonema cf. minutum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Encyonema vulgare</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eunotia bilunaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
<i>Eunotia sp.</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria acus</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0
<i>Fragilaria cf. capucina</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0
<i>Fragilaria cf. crotonensis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria cf. gouldardi</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria cf. parasitica</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Frustulia sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Gomphonema cf. brasiliense</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Gomphonema cf. pumilum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Gomphonema cf. turris</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
<i>Gomphonema parvulum</i>	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema sp. 3</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gyrosigma spencerii</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
<i>Gyrosima sp.</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hantzschia amphioxys</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Melosira varians</i>	1	1	1	0	0	0	1	1	0	1	0	1
<i>Navicula capitatoradiata</i>	0	0	0	1	1	0	0	1	0	1	0	0
<i>Navicula kuseliana</i>	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1
<i>Navicula sp. 1</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0
<i>Navicula sp. 4</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Navicula sp.3</i>	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0
<i>Navicula sp.5</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia acicularis</i>	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
<i>Nitzschia cf. fruticosa</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia cf. hungarica</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia cf. scalpeliformis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Nitzschia liniaris</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia palea</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1
<i>Nitzschia sp. 4</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Nitzschia sp.1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1
<i>Pennada sp. 2</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pennada sp. 7</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pennada sp. 8</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pennada sp. 1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Pennada sp. 4</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	1
<i>Pennada sp. 5</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia acrosphenia</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Pinnularia cf. microstaurus</i>	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0
<i>Pinnularia cf. minutiformis</i>	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1
<i>Pinnularia sp. 4</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Placoneis cf. elegans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Placoneis cf. gracile</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Placoneis sp.</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Sellaphora cf. parapapula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Sellaphora sp.</i>	1	0	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0
<i>Sirirella guatemalensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0

Continuación Tabla 4.3.1

<i>Skeletonema potamos</i>	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Surirella apiculata</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Surirella ovalis</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Surirella splendida</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Thalassiosira</i> sp.	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
<i>Ulnaria acus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Ulnaria ulna</i>	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1	1	0
CRYPTOPHYCEAE												
<i>Campylomonas rostratiformis</i>	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	1	1
<i>Chroomonas</i> sp.	1	1	1	0	1	0	0	1	1	0	0	1
<i>Cryptomonas</i> cf. <i>erosa</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Cryptomonas</i> cf. <i>marssonii</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Cryptomonas</i> cf. <i>ovata</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Cryptomonas</i> cf. <i>reflexa</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
EUGLENOPHYCEAE												
<i>Euglena</i> cf. <i>gaumei</i>	1	0	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1
<i>Euglena</i> cf. <i>sanguinea</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Euglena ehrenbergii</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Lepocinclis</i> cf. <i>acus</i>	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	1
<i>Lepocinclis</i> cf. <i>ovum</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lepocinclis</i> cf. <i>playfairiana</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0
<i>Lepocinclis oxyuris</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Phacus onyx</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Strombomonas</i> cf. <i>fluviatilis</i>	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Strombomonas</i> cf. <i>longicauda</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Strombomonas</i> cf. <i>scraba</i>	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Strombomonas</i> cf. <i>verrucosa</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trachelomonas</i> cf. <i>bacillifera</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trachelomonas</i> cf. <i>hispida</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Trachelomonas</i> cf. <i>lacustris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Trachelomonas</i> cf. <i>oblonga</i>	1	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0	1
<i>Trachelomonas</i> cf. <i>planctonica</i>	1	1	1	0	0	0	1	0	1	1	0	0
<i>Trachelomonas</i> cf. <i>rugulosa</i>	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1
<i>Trachelomonas</i> cf. <i>superba</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Trachelomonas</i> cf. <i>tuberculata</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trachelomonas</i> cf. <i>verrucosa</i>	1	1	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0
<i>Trachelomonas</i> cf. <i>volvocina</i>	1	1	1	0	1	0	1	0	1	1	1	1
<i>Trachelomonas</i> cf. <i>volvocinopsis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DINOPHYCEAE												
<i>Ceratium</i> cf. <i>furcoides</i>	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	1
Flagelado L=50	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Gymnodinial sp.	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	1
Peridinal sp.1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1
Quiste flagelado	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CRYSOPHYCEAE												
<i>Kephyrion</i> sp.	0	0	0	0	1	1	0	1	0	1	1	1
<i>Mallomonas</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
<i>Synura</i> cf. <i>uvella</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0
RAPHIDOPHYCEAE												
<i>Gonyostomum</i> cf. <i>semen</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1
Total de taxa	85	66	57	34	39	33	55	42	50	51	37	55

La densidad total de los organismos fitoplanctónicos fue mínima en invierno, 23 cel ml⁻¹ (NB1) y máxima 1701 cel ml⁻¹ (LC1 verano). La biomasa varió entre 2,1 y 84 ngC ml⁻¹ (NB1 invierno-verano). Ambos parámetros presentaron grandes variación a lo largo del año (figura 4.3.1). En este período la cianobacteria con mayor densidad fue una especie filamentosa del grupo de las Oscillatoriales, *Jaaginema* sp. (919 cel.ml⁻¹) y no *Microcystis* como comúnmente se registra. En verano la alta diversidad de clorofitas y especies de mayor tamaño como dinoflagelados (*Ceratium*) y euglenoides (*Traquelomonas*) aportaron a la biomasa total. En invierno se destacó la presencia una pequeña clorofita *Spermatozopsis* cf. *exsultans*, mientras que en primavera estuvo dominada por las cryptomonas.



Informe de Ensayo N° 1597867

Figura 4.3.1. Densidad y biomasa total de fitoplancton en las tres zonas de estudio durante febrero - noviembre 2016 para cada fecha de muestreo ($m^3 s^{-1}$). Nuevo Berlín (NB), Fray Bentos (FB) y Las Cañas (LC). 1 litoral, 2 central, 3 canal.

Para testear diferencias espaciales (entre los sitios y zonas) y temporales (entre meses) se realizó un análisis de similaridad ANOSIM, tomando la densidad y biomasa de los grupos taxonómicos como variables. El análisis mostró que no existen diferencias entre los sitios (NB, FB, LC) ni entre las zonas (litoral, central y canal), pero si mostró una marcada estacionalidad a lo largo del año (Tabla 4.3.2).

Tabla 4.3.2. Resultados del análisis de similaridad ANOSIM en cada mes, por sitio y zonas durante el período de estudio. Sitios: Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas. Zonas: litoral, centro y canal.

		RGlobal	p	Significancia
densidad	Sitios	-0.187	0.99	No significativa
	Zonas	-0.204	0.99	No significativa
	meses	0.632	0.01	Significativo
biomasa	Sitios	-0.149	0.99	No significativa
	Zonas	-0.117	0.97	No significativa
	meses	0.375	0.01	Significativa

La correlación entre la matriz de grupos de fitoplancton y la ambiental mostró que existe una correlación positiva con el nitrógeno total el disco de Secchi, el coeficiente de extinción de la luz y el caudal ($Rho=0.452$), mientras que la matriz de biomasa de los grupos de fitoplancton se correlacionó positivamente ($Rho=0.318$) con el fósforo reactivo soluble y el caudal según el análisis de BIOENV. En la tabla 4.3.3 se presentan los valores de correlación entre los principales tributos del fitoplancton y el caudal. En los litorales donde la profundidad es menor la irradiancia llegaron hasta el fondo, lo que tendría implicancia en la proliferación de las cianobacterias en los litorales ya que no estaría limitado el crecimiento por la luz, ej. en febrero LC1, FB1 y NB1.

Tabla 4.3.3. Correlación de Spearman entre el caudal y tributos del fitoplancton.

	Densidades	Biomasa	Nº taxa	Riqueza	Equitatividad	Diversidad
caudal	-0,36	-0,31	-0,70	-0,71	-0,34	-0,50

Los índices de diversidad fluctuaron en los tres sitios en forma similar, pero según el análisis de similaridad con la matriz de tributos comunitarios, existió un 37,1% de diferencia significativas entre los sitios (NB-FB y LC), $R=0.009$, $p=0.37$. Este año, se observó que en general, NB presentó mayor riqueza y diversidad que los sitios FB y LC (máximo 10,5 NB1, febrero). La alta riqueza en NB litoral en el verano fue debido a que el número de taxa fue alto, presentando 71 especies, varias de ella fueron clorofitas (27 taxa), Tabla 4.4.1. En invierno, NB también presentó un pico de diversidad y equitatividad, ya que las pocas especies fueron poco abundantes por lo que la comunidad se encontraba bien distribuida, Figura 4.3.3. En este mes de agosto, la temperatura alcanzó $15^{\circ}C$ y el caudal fue bajo, cercano a $2000 m^2/s$, lo que podría explicar la presencia de mayor número de especies de clorofitas (*Pandorina* y *Eudorina*). La presencia de cianobacterias (*Dolichospermum uruguayense*) en invierno ya se viene registrando desde 2006.

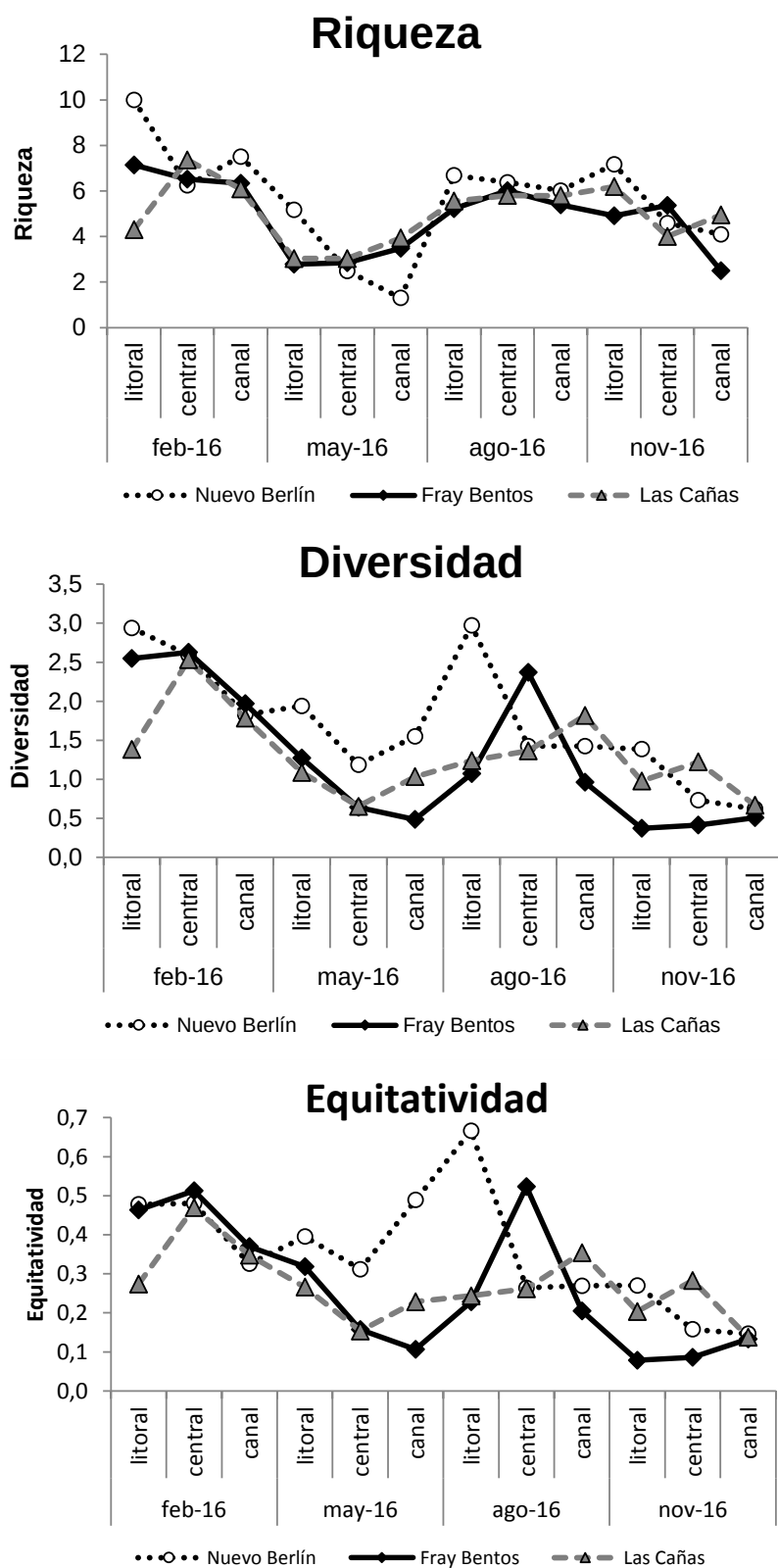


Figura 4.3.3. Índices de diversidad: Diversidad de Shannon-Wiener (bit ind^{-1}), Riqueza de Margalef y equitatividad de fitoplancton, durante febrero – noviembre 2016.

Variación temporal invierno 2006 – primavera 2016.

Las variaciones de densidad y biomasa fitoplanctónica durante estos diez años (2006- 2016) presentaron en general patrones estacionales en los tres sitios, donde se producen picos de abundancia del fitoplancton en verano y algunos años también en primavera. La densidad total de fitoplancton registrada en cada sitio durante todo el monitoreo fue máxima en verano 2015, 90.280 cel.ml⁻¹ LC litoral, 22.578 cél.ml⁻¹ en NB central y 8757 cél.ml⁻¹ en FB litoral (Nov 2010) debido al aumento de Cianobacterias.

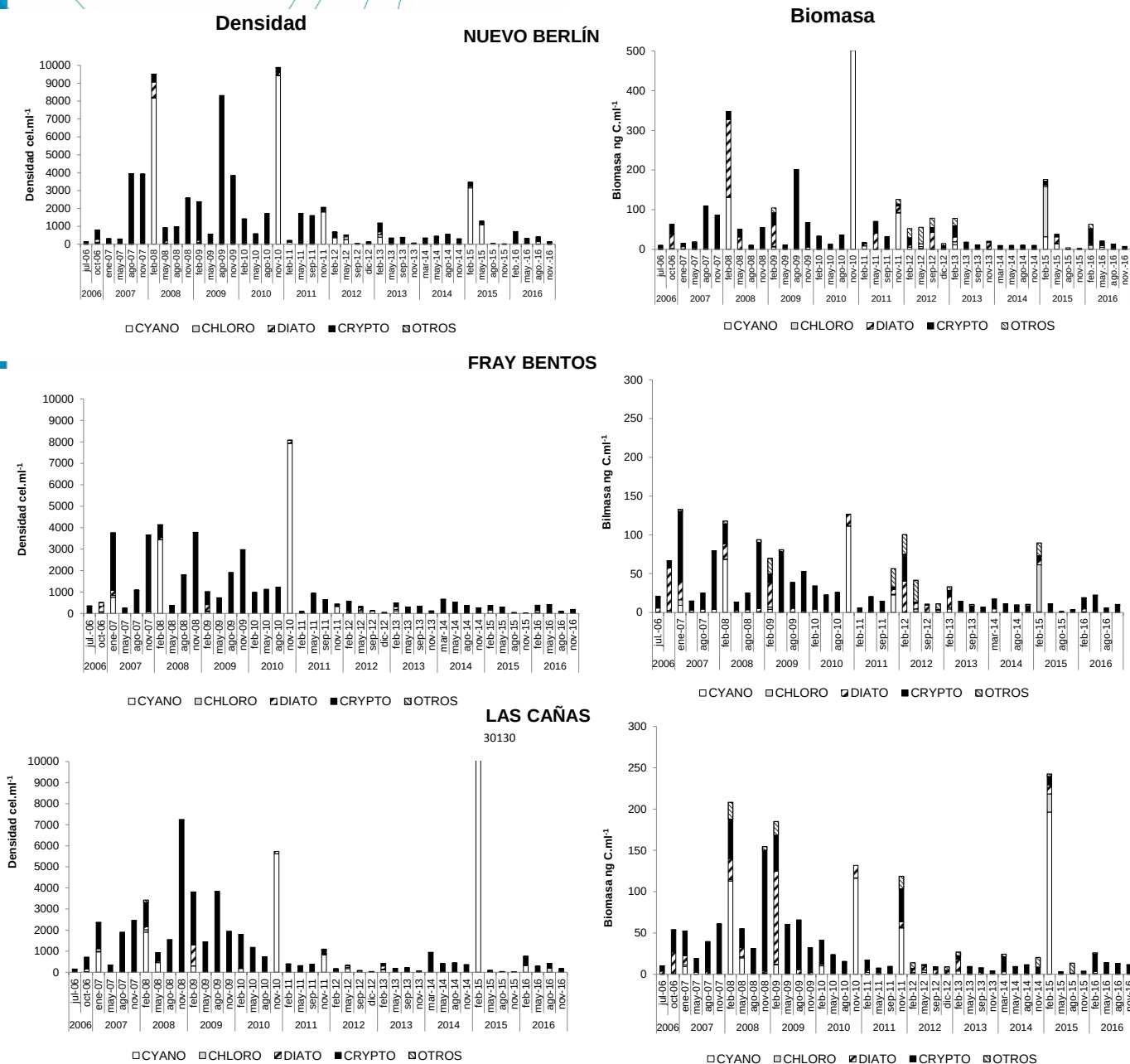


Figura 4.3.4. Promedios mensuales de la densidad (cle/ml) y biomasa fitoplanctónica (ng C ml⁻¹), por grupo: Cianobacterias (CYANO), Chlorophyceae (CHLORO), Bacillariophyceae (DIATO), Cryptophyceae (CRYPTO) y OTROS (Euglenoides, dinoflagelados, Crysophyceae) para cada mes entre agosto 2006 y noviembre 2016. Nuevo Berlín (NB), Fray Bentos (FB) y Las Cañas (LC).

Se observó una disminución de la densidad y biomasa desde 2012 con respecto a los años anteriores, los tres siguientes años (2012-14) la comunidad estuvo dominada por cryptomonas y la densidad máxima no superó los 2000 cel ml⁻¹ (verano 2013). En el año 2015 se observó la máxima densidad de 90.280 cél ml⁻¹ (LC1) del todo el período.

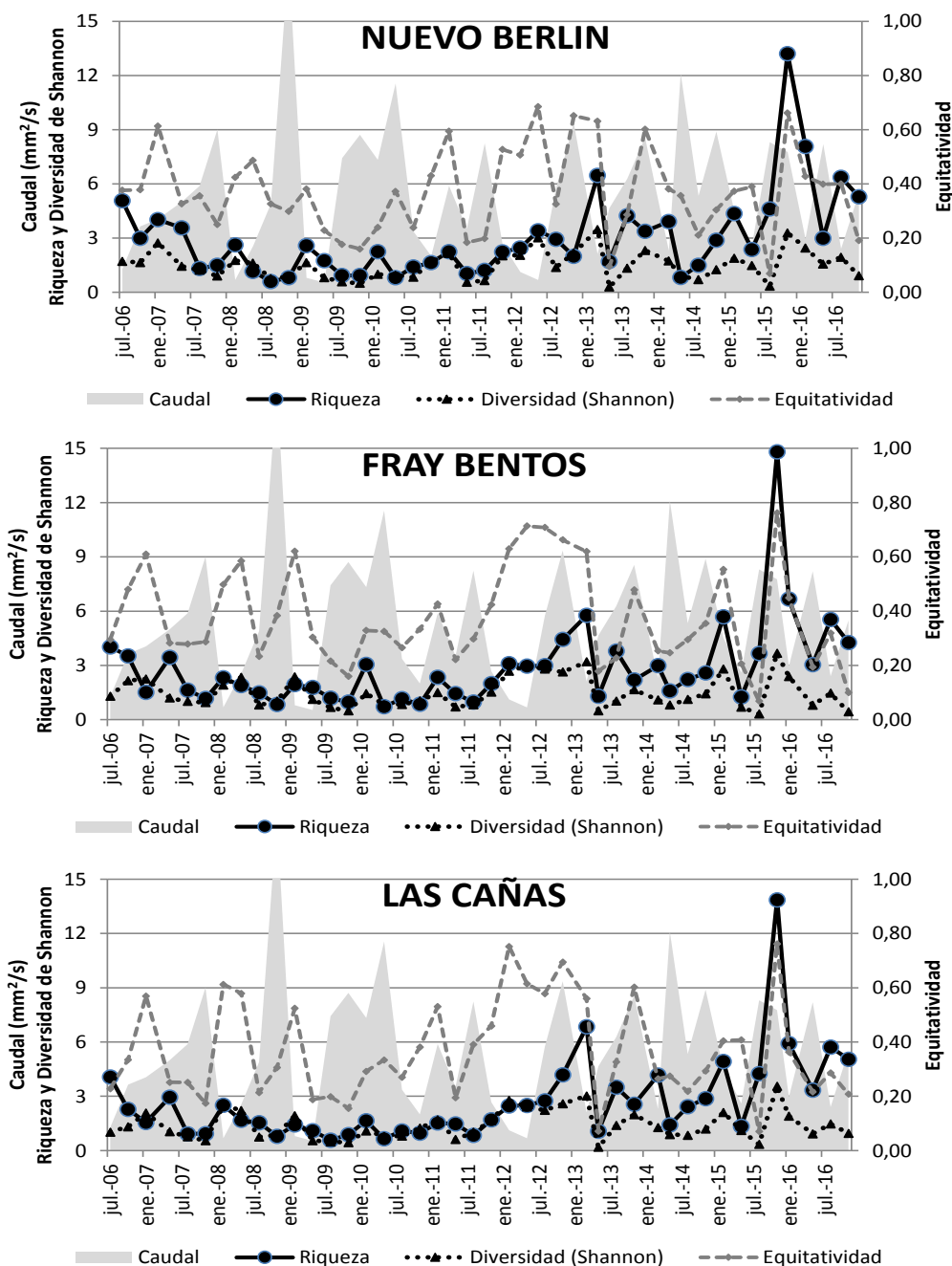


Figura 4.3.5. Promedios mensuales de los índices de diversidad: Diversidad de Shannon-Wiener (bit ind⁻¹), Riqueza y Equitatividad del fitoplancton, durante julio 2006 – noviembre 2016 en relación con el promedio mensual del caudal (m³.s⁻¹).

La riqueza de especies y la diversidad de Shannon mostraron las fluctuaciones ya observadas respecto al caudal. Al igual que los años anteriores los bajos valores de los índices coinciden con valores de caudal más

altos, este último año con valores de $8.000 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ se observó un aumento considerable de la riqueza ($15 \text{ bit} \cdot \text{ind}^{-1}$), la máxima del período, por el aporte de variedad de taxa en verano (85), diatomeas, varias de ella fueron clorofitas y cianobacterias (Figura 4.3.5).

En la comparación entre los resultados del monitoreo con los de línea de base, al igual que los reportes anteriores, la densidad promedio del fitoplancton fue mayor después que antes de 2007 en Nuevo Berlín, mientras que en Fray Bentos y Las Cañas presentaron menores promedios de densidad en el período post funcionamiento. La biomasa total de fitoplancton mostró un aumento del promedio en Nuevo Berlín y Las Cañas mientras que en Fray Bentos presentó menor promedio de biomasa el período post-operacional, Figura 4.3.6. Los análisis de varianza (ANOVAs) mostraron que no hay diferencias estadísticas significativas en la densidad de organismos ni en la biomasa entre los sitios (NB, FB y LC), ni en la interacción de los factores (sitio x tiempo) según el post-hoc test desigual.

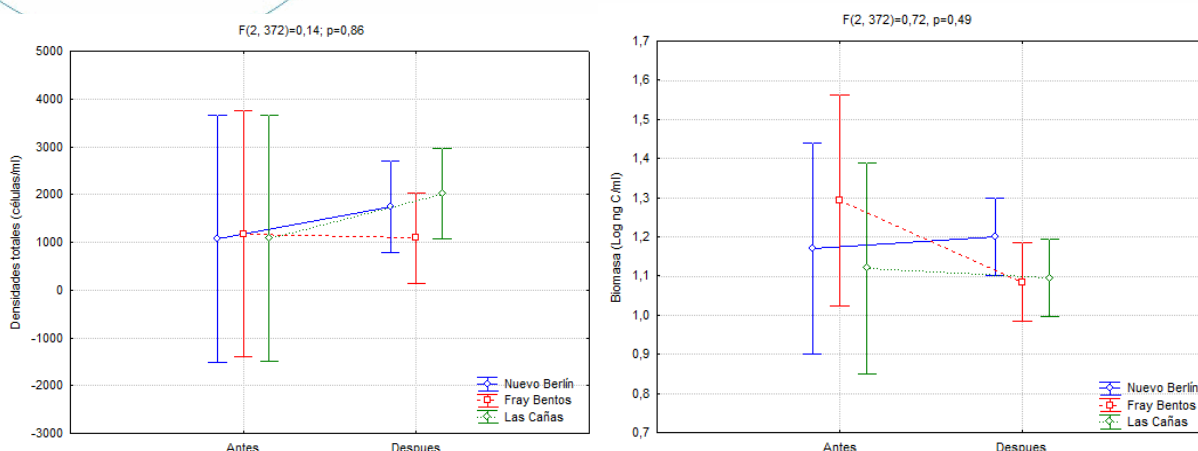


Figura 4.3.6. Análisis de varianza ANOVA para la densidad y la biomasa de fitoplancton total (log), en los tres sitios: Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas, antes y después de la puesta en funcionamiento de la planta.

La misma comparación con la riqueza de especies fitoplanctónicas mostró que los promedios fueron menores en el período post funcionamiento, este patrón se observó en los tres sitios por igual, por tanto la riqueza no fue significativa ($p=0,05$) antes y después de Noviembre 2007. Sin embargo, los promedios en diversidad de Shannon en fitoplancton mostraron que FB y LC fueron mayores, se observó un aumento de los promedios, mientras que en NB se mantuvo dentro de los valores esperados Figura 4.3.7. En el estudio comparativo 2006-2011 (Tana et al. 2013) y el reporte del año 2013 y 2014 (LATU 2014 y 2015), presentaron la misma tendencia.

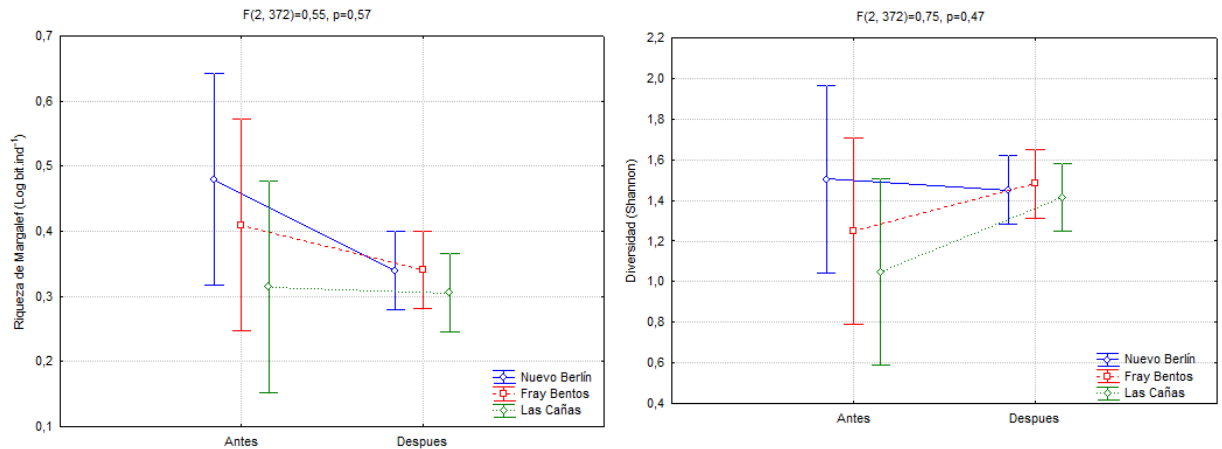


Figura 4.3.7. Análisis de varianza ANOVA para la riqueza de especies del fitoplancton y la diversidad de Shannon en los tres sitios: Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas, antes y después de la puesta en funcionamiento de la planta.

Por tanto, según los análisis de varianza para analizar las posibles diferencias estadísticas utilizando diferentes descriptores comunitarios del fitoplancton se observa que no existen diferencias significativas antes y después de la actividad entre los sitios control o de referencia con el sitio cercano al efluente de la planta.

4.4. Análisis biológicos: ZOOPLANCTON

Durante los muestreos del año 2016 se encontraron un total de 32 taxa, número similar a los años anteriores (LATU 2016, 2015, 2014, 2012, 2011, 2009, 2008, 2007). El máximo de taxa registrado hasta la fecha fue 61 en el año 2012 (LATU 2013). Los Rotíferos presentaron la mayor cantidad de taxa (19), seguido de 6 de Copépodos, 5 de Cladóceros y 2 de Meroplancton (Tabla 4.4.1). El predominio de taxa de los Rotíferos coincide con el patrón observado los períodos de estudio anteriores en el Río Uruguay y en otros ríos de la región (CELA 2006, LATU 2007, 2009, 2011, 2012, 2013, 2015, 2016) por su adaptación a las condiciones turbulentas del río (Rzóska 1976, Pourriot *et al.* 1982, Gulyas 2002, Lanzac Tôha *et al.* 2004, Reynolds 2000).

Los taxa dominantes de crustáceos fueron los estadios menores de Copépodos (nauplios y copepoditos) y la especie de cladóceros *Bosminopsis deitersi*. Otros taxa identificados fueron *Acanthocyclops robustus*, *Eucyclops sp.*, *Notodiaptomus incompositus*, *Bosmina longirostris* y *Ceriodaphnia dubia*. Al igual que años anteriores, los taxa de Rotíferos más comunes en los distintos muestreos fueron *Keratella cochlearis sp.*, *Keratella tropica*, *Trichocerca sp.* y *Ploesoma truncatum*. Dentro del meroplancton continúa observándose el mismo patrón: las larvas de *Limnoperna fortunei* aparecen en todos los muestreos menos en el de invierno (LATU 2015, 2013, 2012, 2011, 2009, 2008, 2007) (Figura 4.4.1 y Tabla 4.4.1).

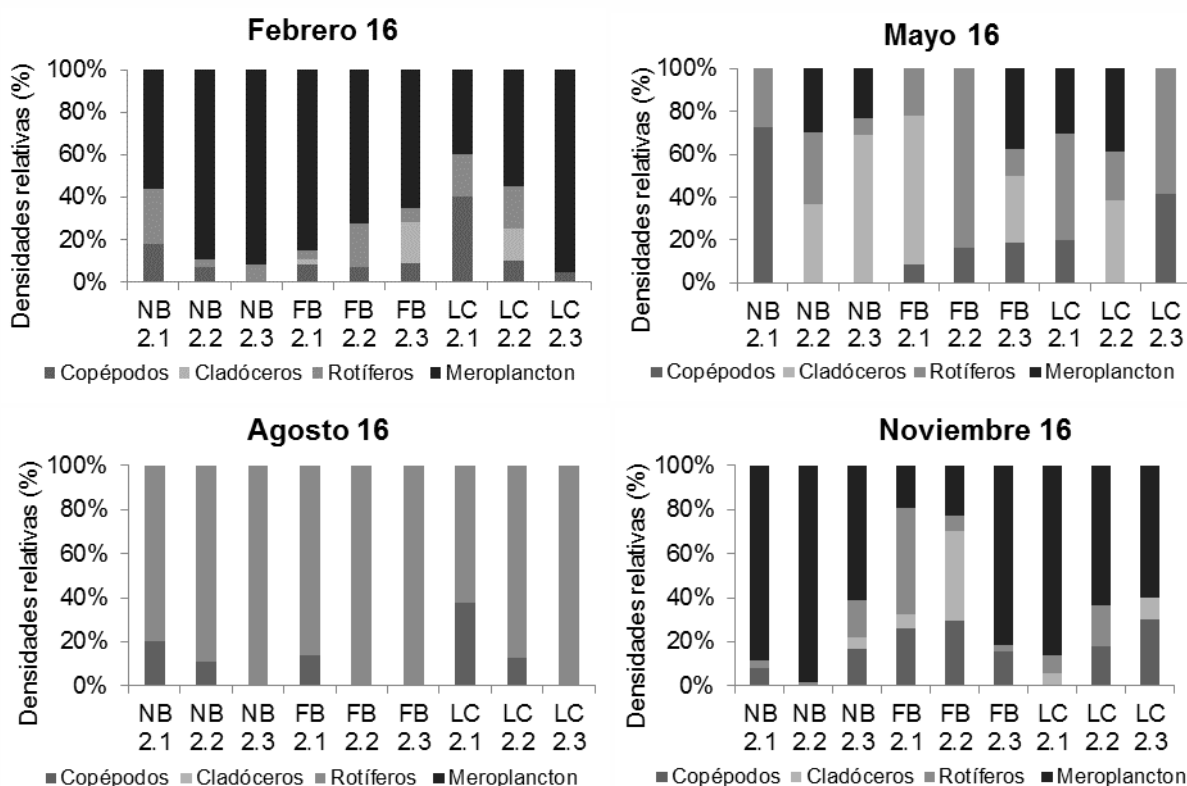


Figura 4.4.1. Densidades relativas (%) de los grupos del zooplancton en el año 2016 en Nuevo Berlín (NB), Fray Bentos (FB) y Las Cañas (LC).

Tabla 4.4.1. Listado de taxa encontrados en cada zona de muestreo (NB: Nuevo Berlín, FB: Fray Bentos y LC: Las Cañas) durante el período de estudio (febrero – noviembre 2016).

	febrero-16			mayo-16			agosto-16			noviembre-16		
	NB	FB	LC	NB	FB	LC	NB	FB	LC	NB	FB	LC
Copépodos												
<i>Acanthocyclops robustus</i>	*									*	*	*
<i>Eucyclops</i> sp.								*				*
<i>Notodiaptomus incompositus</i>										*	*	*
Copepodito Calanoida	*	*		*							*	
Copepodito Cyclopoida	*	*	*	*			*				*	
Nauplio	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
Cladóceros												
<i>Bosmina longirostris</i>		*		*							*	
<i>Bosmina</i> sp.				*								
<i>Bosminopsis deitersi</i>		*	*	*	*	*				*	*	*
<i>Ceriodaphnia dubia</i>											*	
<i>Ceriodaphnia</i> sp.		*										
Rotíferos												
<i>Ascomorpha</i> sp.				*		*			*			
<i>Asplanchna</i> sp.											*	
<i>Brachionus caudatus</i>											*	
<i>Brachionus havanensis</i>	*	*										
<i>Euchlanis</i> sp.				*	*							
<i>Filinia longiseta</i>	*											
<i>Hexarthra</i> sp.							*	*	*			
<i>Keratella cochlearis</i> sp.	*	*			*	*	*	*			*	
<i>Keratella tropica</i>							*	*	*		*	*
<i>Lecane</i> sp.	*	*						*				
<i>Lecane luna</i>				*		*						
<i>Lecane tenuistea</i>	*											
<i>Platyonus patulus</i>		*	*									
<i>Platylabus quadricornis</i>										*	*	
<i>Ploesoma truncatum</i>		*		*		*		*		*		*
<i>Polyarthra remata</i>							*	*	*			
<i>Polyarthra vulgaris</i>			*		*	*						
<i>Synchaeta</i> sp.					*			*				
<i>Trichocerca</i> sp.	*		*			*	*		*	*		*
Meroplankton												
Larvas <i>Limnoperla fortunei</i>	*	*	*	*	*	*				*	*	*
Larva Chironomidae	*			*								

La mayor abundancia de organismos fue 8,80 org l⁻¹ en la zona de Nuevo Berlín central durante noviembre, debido a la alta abundancia presente de larvas de *Limnoperna fortunei*. Los valores mínimos fueron en los muestreos de mayo y agosto, en los cuales todos los puntos presentaron densidades menores a 0,90 org l⁻¹ (Figuras 4.4.2, 4.4.3, 4.4.4).

La temperatura vuelve a ser el principal factor abiótico regulador de la abundancia de la comunidad de zooplancton (BIOENV: r=0.64), lo cual estaría asociado a la regulación por la temperatura del ciclo reproductivo de *Limnoperna fortunei* (Darrigran 2002). Este organismo es el principal componente en abundancia de la comunidad, con ausencia de larvas en los muestreos de invierno, menores abundancias en mayo y máximos en noviembre y febrero.

La biomasa fue menor en relación a años anteriores, estando por debajo de 1 µg l⁻¹ en mayo y agosto, mientras que el valor máximo fue 7,2 µg l⁻¹ en noviembre en Nuevo Berlín central (Figuras 4.4.2, 4.4.3, 4.4.4). Al igual que en muestreos anteriores los valores altos de biomasa concuerdan con los máximos de larvas de mejillón dorado, organismo meroplanctónico con estadios larvales planctónicos y posterior asentamiento bentónico. Es una especie de molusco exótico (conocido como “mejillón dorado”) de China (Darrigran 2002) introducida accidentalmente en la región por medio de las aguas de lastre (Darrigran & Pastorino 1995). Además es una especie invasora (Boltovskoy & Cataldo 1999, Cataldo & Boltovskoy 2000, Darrigran & Ezcurra de Drago 2000, Ituarte 2000, Darrigran & Damborenea 2006) con comportamiento gregario por lo que ocasiona problemas de macrofouling y obstrucción de filtros y tuberías (Darrigran 2002, Boltovskoy *et al.* 2006, Brugnoli *et al.* 2006, 2007, Karataev *et al.* 2007).

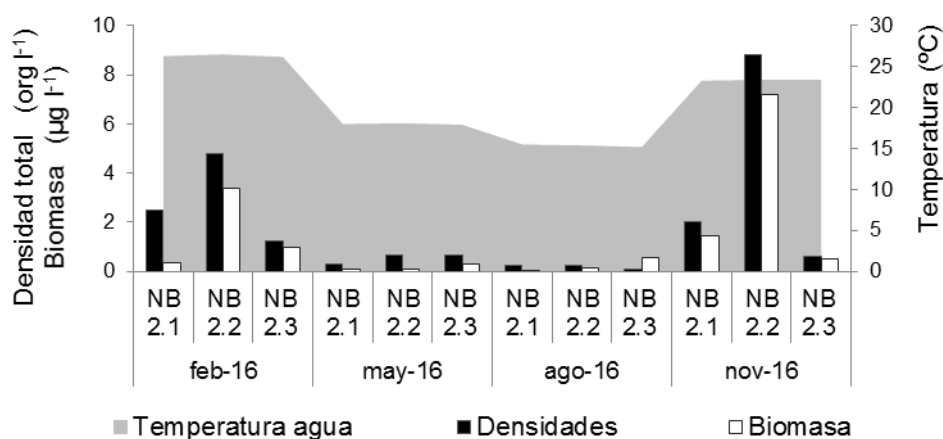


Figura 4.4.2. Densidades (org l⁻¹), biomazas (µg l⁻¹) de organismos zooplanctónicos en Nuevo Berlín (NB) y temperatura (°C) del río a lo largo del período de estudio.

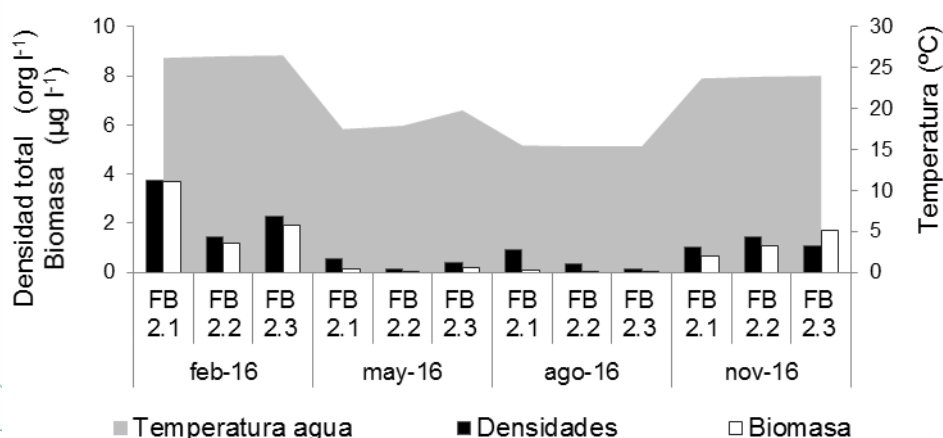


Figura 4.4.3. Densidades (org l^{-1}), biomasa ($\mu\text{g l}^{-1}$) de organismos zooplancónicos en Fray Bentos (FB) y temperatura ($^{\circ}\text{C}$) del río a lo largo del período de estudio.

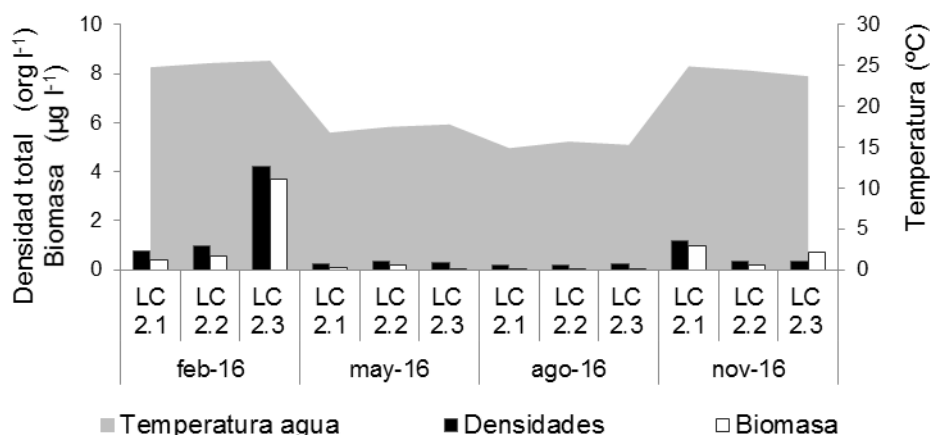


Figura 4.4.4. Densidades (org l^{-1}), biomasa ($\mu\text{g l}^{-1}$) de organismos zooplancónicos en Las Cañas (LC) y temperatura ($^{\circ}\text{C}$) del río a lo largo del período de estudio.

Durante el año 2016 se destaca un aumento de la diversidad en mayo en Nuevo Berlín y Las Cañas y en noviembre en Fray Bentos. Los valores máximos de diversidad y riqueza fueron en Fray Bentos central en noviembre ($2,92 \text{ bits ind}^{-1}$ y 9 taxa) y en Nuevo Berlín litoral en febrero ($2,67 \text{ bits ind}^{-1}$ y 10 taxa). Este último valor de diversidad no se ve reflejado en el promedio presentado en la figura 4.4.8 debido a los bajos valores presentes en los puntos central y canal. La equitatividad mínima fue $0,07 \text{ bits ind}^{-1}$ (Nuevo Berlín central en noviembre) debido a la alta abundancia de larvas de bivalvo y baja del holoplancton (Figuras 4.4.8).

Al igual que en años anteriores, se observó un patrón temporal con diferencias significativas entre los muestreos ($R_{\text{Global}} = 0.39$, $p = 0,001$) (CELA 2006, LATU 2007, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2015, 2016) asociado a los cambios estacionales típicos de la comunidad planctónica de los ríos de la región (Frutos

1998, 2004). A nivel espacial, no se encontraron diferencias significativas entre las densidades presentes en Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas, ni entre los puntos litorales, centrales y canales.

Variación temporal julio 2006 – noviembre 2016

En el año 2016 las abundancias fueron mayores a los últimos dos años, con valores máximos en los meses cálidos. Este patrón se observa desde el año 2006: variación estacional, con densidades y biomásas máximas en meses cálidos y mínimas en los muestreos de invierno (Figuras 4.4.5, 4.4.6 y 4.4.7) y repetida diferencia significativa entre los muestreos del período 2006 – 2016 (CELA 2006 y LATU 2007, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2015, 2016).

Hasta la fecha, no se encontraron diferencias espaciales en la comunidad de zooplancton (entre zonas ni sitios de muestreo), ni presencia de larvas de *Limnopena fortunei* en ningún muestreo de invierno (LATU 2007, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2015, 2016). Los parámetros físico químicos con mayor correlación con la densidad de organismos desde el año 2006 hasta el último período de estudio son la temperatura, los compuestos nitrogenados y en algunos casos la clorofila. El caudal, en cambio, en los primeros años aparecía como uno de los principales factores reguladores de la comunidad, pero en el período completo no figura como tal.

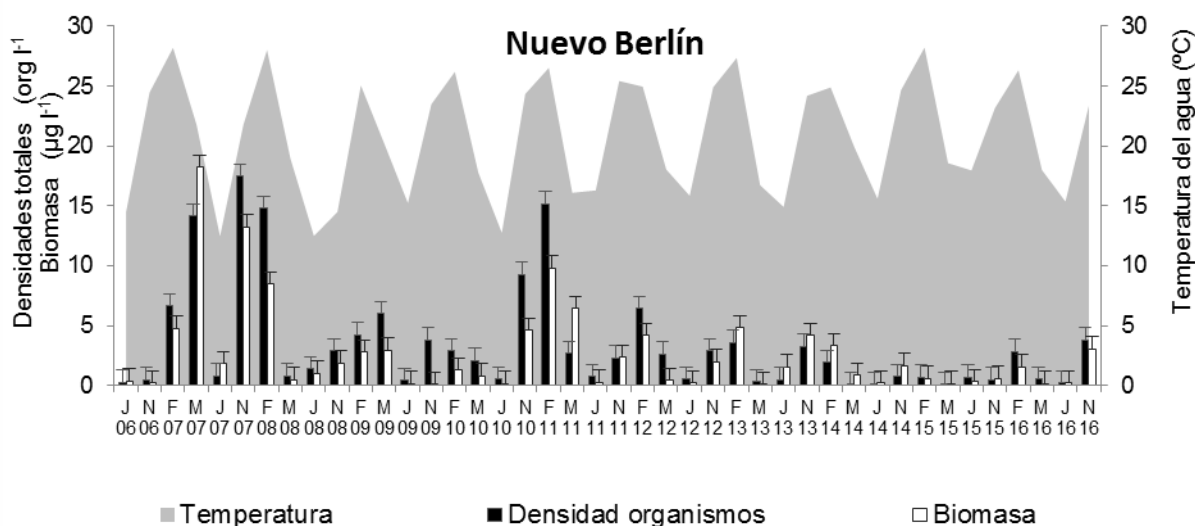


Figura 4.4.5. Densidades (org l^{-1}) y biomásas ($\mu\text{g l}^{-1}$) de organismos zooplanctónicos promedios de los tres puntos de Nuevo Berlín (NB) y caudales ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) en el período julio 2006- noviembre 2016.

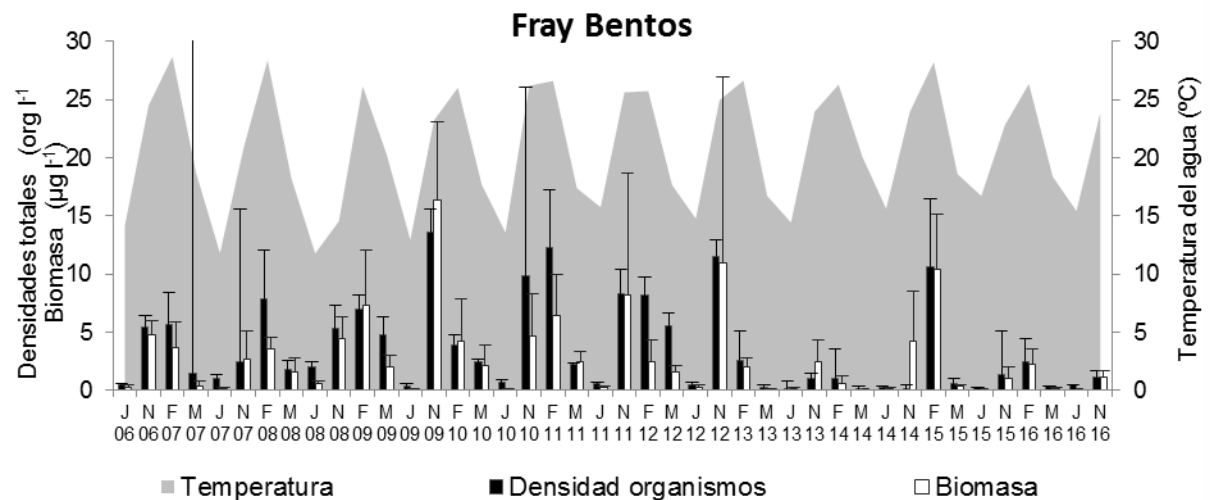


Figura 4.4.6. Densidades (org l^{-1}) y biomazas ($\mu\text{g l}^{-1}$) de organismos zooplanctónicos promedios de los tres puntos de Fray Bentos (FB) y caudales ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) en el período julio 2006- noviembre 2016.

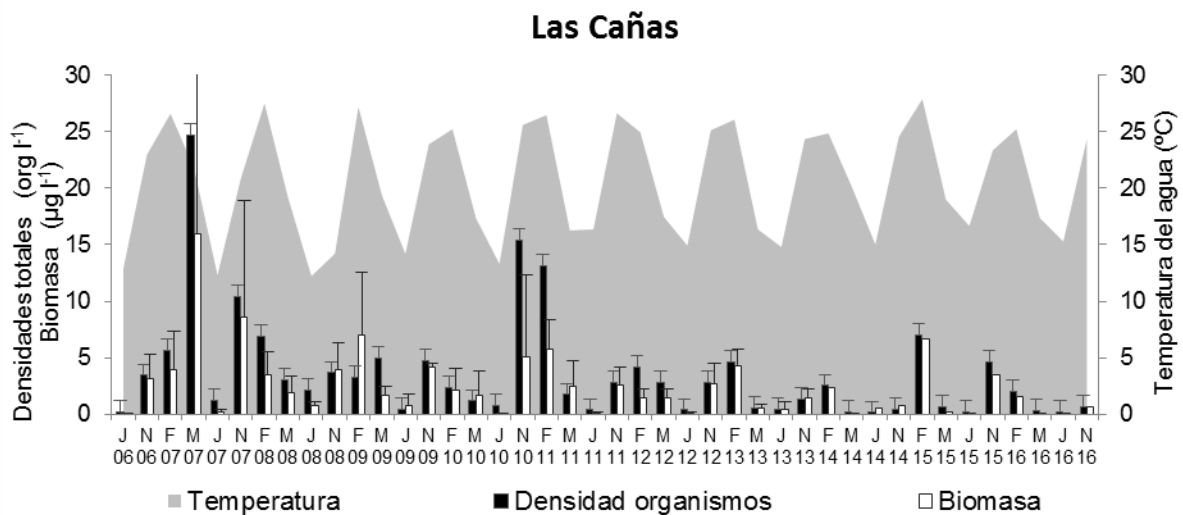


Figura 4.4.7. Densidades (org l^{-1}) y biomazas ($\mu\text{g l}^{-1}$) de organismos zooplanctónicos promedios de los tres puntos de Las Cañas (LC) y caudales ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) en el período julio 2006- noviembre 2016.

El valor máximo de diversidad hasta la fecha fue 3,73 bits ind^{-1} en mayo 2012 en Las Cañas central, mientras que la diversidad promedio máxima (3,38 bits ind^{-1}) fue el mismo mes en Fray Bentos coincidiendo con el máximo de riqueza de taxa (27). La medida de la equitatividad refleja la distribución de los taxa en la comunidad, siendo el valor máximo de 1 bits ind^{-1} en mayo y agosto de 2013, debido a que todos los taxa poseen la misma densidad. La equitatividad y diversidad mínima fueron en abril del 2007 debido a la

destacada abundancia de larvas de *Limnoperna fortunei* frente a los demás taxa. La riqueza mínima fue de 2 taxa en muestreos de Noviembre 2011, Mayo 2013, Agosto 2015, Febrero y Agosto 2016 (Figuras 4.4.8).

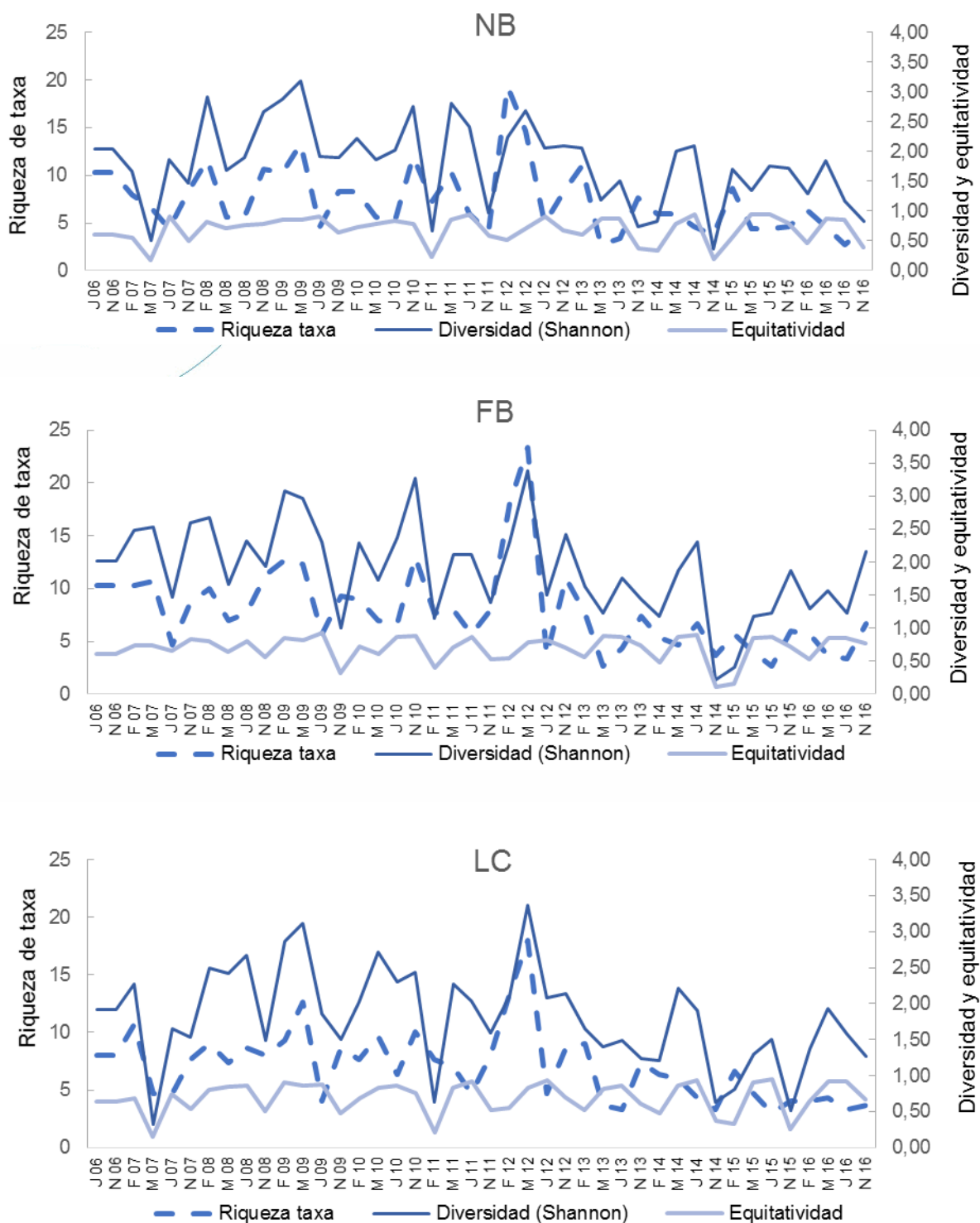


Figura 4.4.8. Valores de diversidad de Shannon (bit ind^{-1}), equitatividad y riqueza promedios (litoral, central y canal) de Nuevo Berlín (NB), Fray Bentos (FB) y Las Cañas (LC) en el período julio 2006 - noviembre 2016.

Informe de Ensayo N° 1597867

En base a los análisis de varianza (ANOVAs) realizados para analizar posibles diferencias estadísticas entre Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas se puede concluir que la riqueza, diversidad y abundancia de zooplancton no presentaron diferencias significativas antes y después del inicio de producción de la Planta, comparando las zonas aguas arriba y abajo del emprendimiento industrial (Figuras 4.4.9, 4.4.10 y 4.4.11). Este es el mismo patrón observado en años anteriores. A pesar de no haber diferencias significativas se observa que Fray Bentos tiene un comportamiento diferente al de Nuevo Berlín y Las Cañas, con aumento de abundancia de organismos y disminución de diversidad después del inicio de actividad de la Planta.

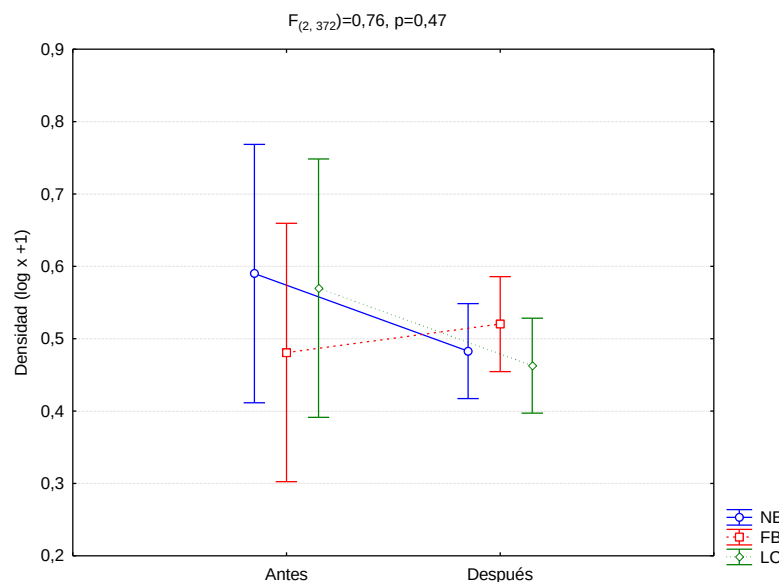


Figura 4.4.9. Resultado del ANOVA de dos vías, para la densidad de organismos transformada (Log (x+1)) en los tres sitios de estudio, antes y después del funcionamiento de la planta de celulosa.

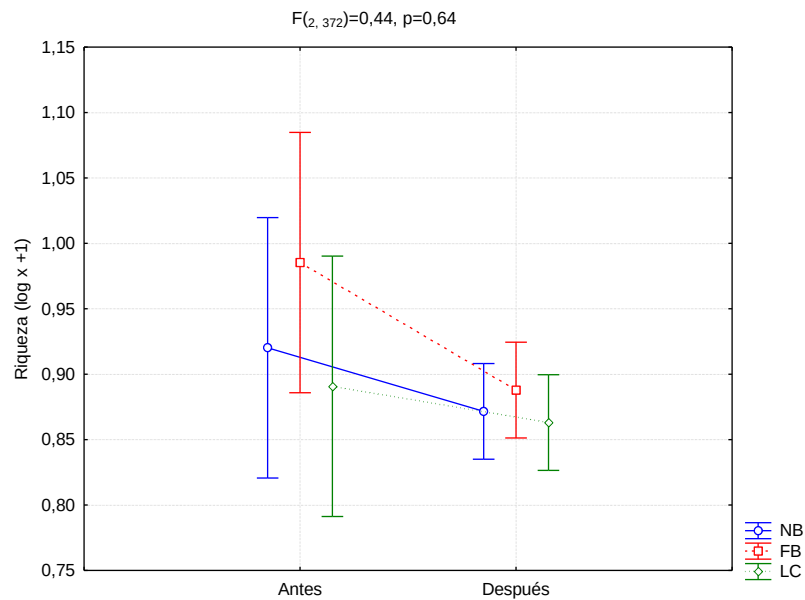


Figura 4.4.10. Resultado del ANOVA de dos vías, para la riqueza (cantidad de taxa) en los tres sitios de estudio, antes y después del funcionamiento de la planta de celulosa.

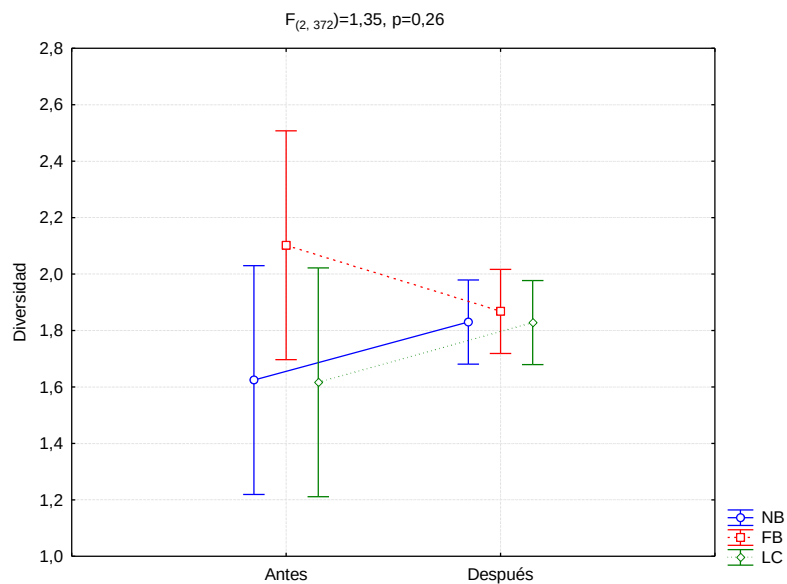


Figura 4.4.11. Resultado del ANOVA de dos vías, para la diversidad de Shannon en los tres sitios de estudio, antes y después del funcionamiento de la planta de celulosa.

4.3 Análisis biológicos: MACROZOOBENTOS

Los macroinvertebrados bentónicos, estuvieron representados por 24 taxa, siendo los insectos y moluscos los que presentaron un mayor número de familias en las tres zonas de estudio, durante el periodo febrero 2016 – noviembre 2016 (Tabla 4.5.1).

Tabla 4.5.1. Lista de familias de macroinvertebrados bentónicos identificados en el área de estudio.

TAXA	Nuevo Berlín	Fray Bentos	Las Cañas
Nematoda	*	*	*
Turbellaria			
Dugesidae		*	
Oligochaeta			
Naididae	*	*	*
Allurodidae	*	*	
Lumbriculidae			*
Hirudinea			
Glossiphoniidae	*		
Bivalvia			
Mytilidae	*	*	*
Corbiculidae	*	*	*
Hyriidae		*	
Gastropoda			
Cochliopidae	*	*	*
Lithoglyphidae	*	*	*
Ampullariidae	*		*
Ancylidae		*	
Crustacea			
Cytherideidae	*		
Ephemeroptera			
Baetidae		*	
Caenidae			*
Odonata			
Gomphidae	*	*	*
Coleóptera			
Elmidae			*
Trichoptera			
Leptoceridae	*		*
Díptera			
Chironomidae	*	*	*
Ceratopogonidae	*		
Pupa díptero	*	*	*
Isopoda			
Sphaeromatidae		*	
Acaros			
Hydracarina	*	*	*

Informe de Ensayo N° 1597867

En el año 2016 la zona de Fray Bentos, fue la zona que registró la mayor abundancia de organismos, con una abundancia total de 115833 ind m⁻², seguido de Las Cañas con un total 42802 ind m⁻² y Nuevo Berlín con 7615 ind m⁻². Mismo patrón que se viene observando en años anteriores, LATU 2015, LATU 2016. En este caso, se presentó un aumento de la abundancia total en Fray Bentos y una disminución en las zonas de Las Cañas y Nuevo Berlín. El mejillón dorado, *Limnoperna fortunei* continúa siendo el organismo más abundante en área de estudio desde el año 2005 (CELA 2005, CELA 2006, LATU 2007, LATU 2008, LATU 2009, LATU 2010, LATU 2011, LATU 2012, LATU 2013, LATU 2014, LATU 2015, LATU 2016).

La abundancia de organismos presentó un rango de variación entre 0 a 22845 ind m⁻², Fray Bentos 12 fue el que presentó el máximo, en agosto 2016 (Figura 4.5.1). En este caso este punto de muestreo se registraron 10 familias y siendo Mytilidae la que presentó mayor número de individuos. La diversidad de Shannon promedio varió entre 0 y 3,24 bits ind⁻¹, el máximo se presentó en Nuevo Berlín 31, en el muestreo de febrero 2016, donde se registraron 11 familias, seguido de FB 12 (agosto 2016), donde se cuantificaron 10 familias.

Al igual que en informe anteriores (LATU 2015, LATU 2016), no se encontró correlación lineal significativa entre el caudal y las distintas variables biológicas analizadas (abundancia, riqueza, diversidad y biomasa).

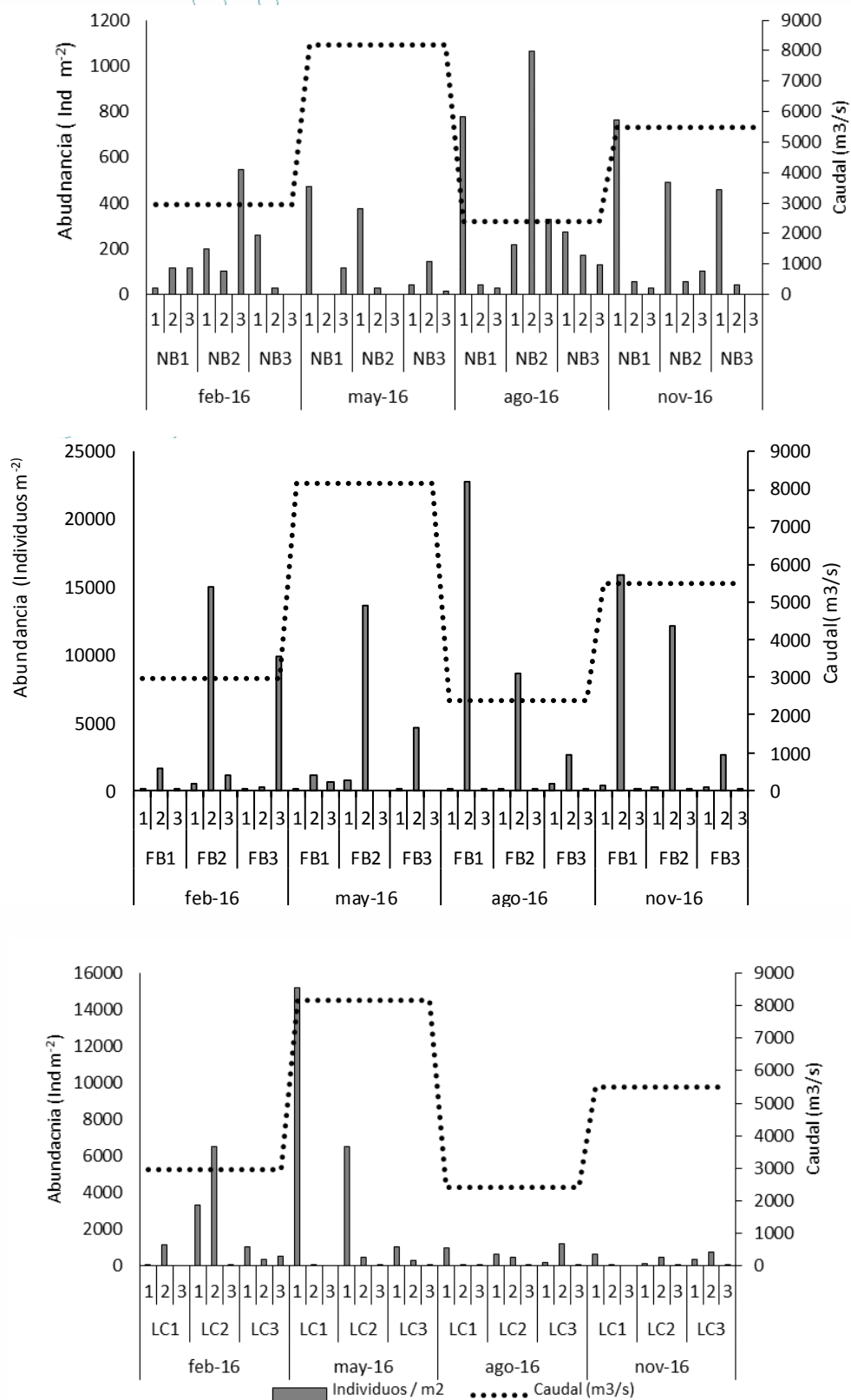


Figura 4.5.1. Representación de la relación entre la abundancia de organismos (ind m⁻²) y caudal (m³ s⁻¹), para Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas en el período febrero a noviembre 2016.

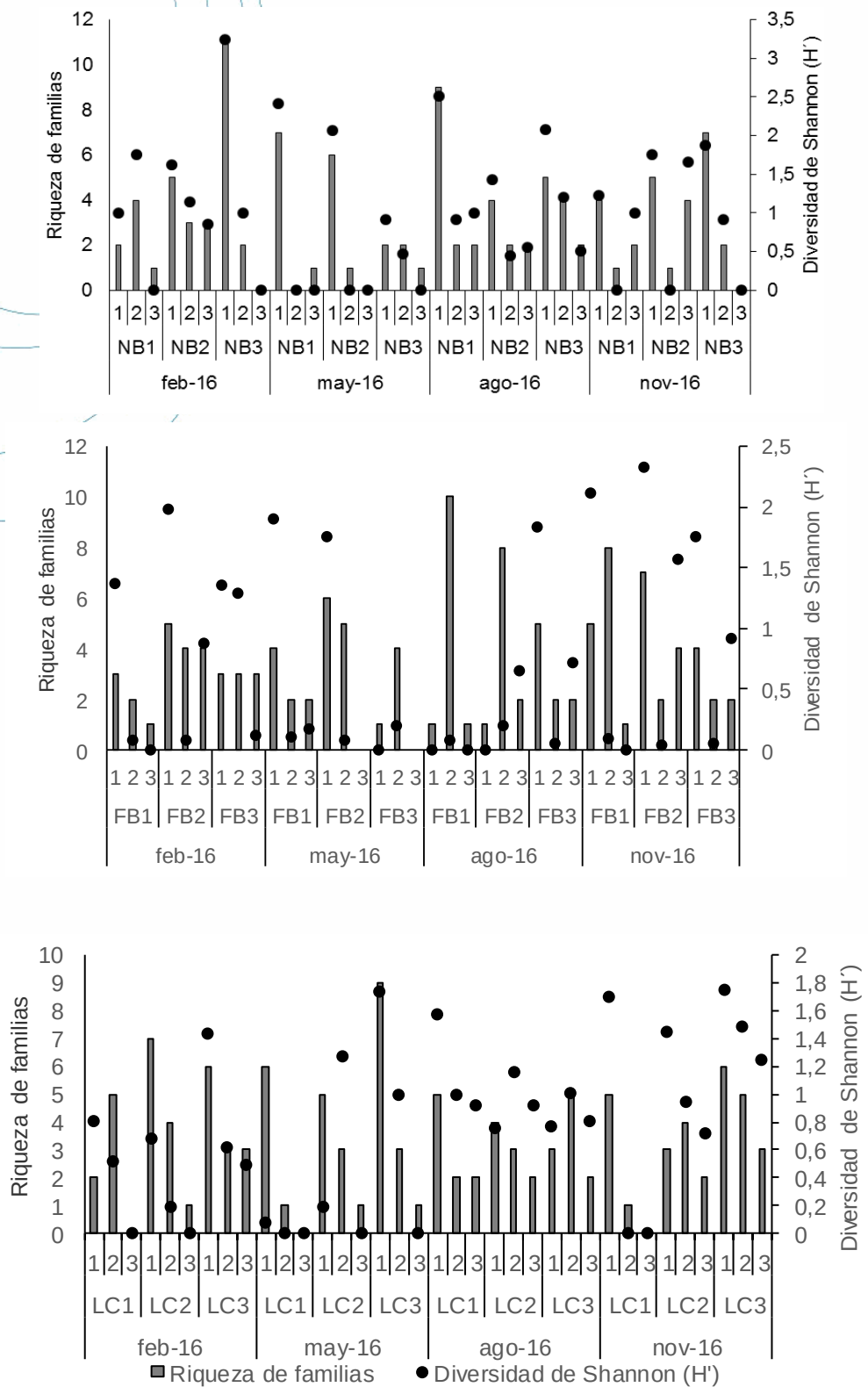


Figura 4.5.2. Valores de riqueza de familias, diversidad de Shannon (bit ind⁻¹) los tres sitios de muestreo a lo largo del período febrero a noviembre 2016 (NB: Nuevo Berlín, FB: Fray Bentos y LC: Las Cañas).

Informe de Ensayo N° 1597867

Los valores biomasa promedio, de los macroinvertebrados bentónico, oscilaron de 0,13 g m⁻² a 77,27 g m⁻², el mínimo se presentó en Nuevo Berlín en agosto y el máximo en Fray Bentos, el mismo mes de muestreo (Tabla 4.5.2).

Tabla 4.5.2. Promedios de biomasa (g m⁻²) en los tres sitios del área de estudio en período de estudio de febrero a noviembre 2016. (NB: Nuevo Berlín, FB: Fray Bentos y LC: Las Cañas).

	Febrero	Mayo	Agosto	Noviembre
NB	2,68	0,19	0,13	3,03
FB	51,96	35,78	77,27	52,74
LC	9,55	38,55	2,92	3,03
Total g m⁻²	64,19	74,53	80,32	58,81

En los tres sitios, la abundancia de organismos se correlacionó positivamente con la biomasa (NB rs= 0.68, p < 0.05, FB rs= 0.79, p < 0.05, LC rs= 0.72, p < 0.05). La diversidad y riqueza presentaron una correlacionaron positiva con la abundancia de organismos en Nuevo Berlín (rs= 0.59, rs=0.76 p < 0.05). Mientras que Fray Bentos y Las Cañas se observó una correlación positiva entre la abundancia y la riqueza (rs= -0.58 p < 0.05, rs= 0.93, p < 0.05).

En las cuatro estaciones del año, se observó una correlación lineal positiva entre la abundancia de organismos y la riqueza de familias, y entre la abundancia y biomasa. En otoño la abundancia y biomas se correlacionaron positivamente con la riqueza y la diversidad (Tabla 4.5.3).

Tabla 4.5.3. Coeficientes de correlación de Spearman entre las variables biológicas en las distintas estaciones del año. Los valores de Spearman significativos p < 0.05 se destacan en cursiva.

VERANO	Abundancia	Biomasa
Riqueza	0,67	0,73
Diversidad	0,04	0,30
OTOÑO	Abundancia	Biomasa
Riqueza	0,85	0,77
Diversidad	0,59	0,49
INVIERNO	Abundancia	Biomasa
Riqueza	0,73	0,44
Diversidad	0,09	-0,10
PRIMAVERA	Abundancia	Biomasa
Riqueza	0,71	0,55
Diversidad	0,42	0,24

Respecto a las variables biológicas y su correlación con las variables fisicoquímicas de sedimentos se pudo observar que, en Nuevo Berlín las concentraciones de nitrógeno y materia orgánica y arena muy fina se correlacionaron de forma positiva con la abundancia, riqueza, diversidad y biomasa Mientras que las

fracciones de arena gruesa y mediana se correlacionaron de forma negativa. En Fray Bentos, la abundancia se correlacionó positivamente con arena mediana y negativamente con arena muy fina y Limo en tanto la riqueza presentó correlación positiva con arena fina.

Tabla 4.5.4. Coeficientes de correlación de Spearman entre las variables biológicas y las variables fisicoquímicas de sedimentos, durante febrero y noviembre 2016. Los valores de Spearman significativos $p < 0.05$ se destacan en cursiva.

NUEVO BERLIN 2016	Abundancia	Riqueza	Diversidad	Biomasa
Fósforo total (mg P/kg)	0,00	0,16	0,22	0,02
Nitrógeno (mgN/kg)	0,51	0,50	0,49	0,37
Materia orgánica	0,55	0,52	0,47	0,40
Arena muy gruesa	0,07	0,12	0,09	-0,11
Arena gruesa	-0,31	-0,43	-0,45	-0,17
Arena mediana	-0,37	-0,41	-0,41	-0,23
Arena fina	0,30	0,43	0,46	0,22
Arena muy fina	0,45	0,47	0,47	0,35
Limo	0,39	0,36	0,32	0,37
Arcilla	0,01	-0,18	-0,21	-0,04
Caudal erogado	-0,29	-0,28	-0,27	-0,10
FRAY BENTOS 2016	Abundancia	Riqueza	Diversidad	Biomasa
Fósforo total (mg P/kg)	0,00	-0,12	0,04	0,02
Nitrógeno (mgN/kg)	-0,09	0,03	0,10	0,06
Materia orgánica	-0,19	-0,06	0,07	-0,04
Arena muy gruesa	0,03	0,18	0,22	0,04
Arena gruesa	0,20	-0,03	-0,18	0,18
Arena mediana	0,34	0,12	-0,12	0,19
Arena fina	0,20	0,38	0,25	0,03
Arena muy fina	-0,38	-0,15	0,09	-0,28
Limo	-0,34	-0,24	-0,06	-0,16
Arcilla	-0,15	-0,17	-0,17	-0,12
Caudal erogado	0,14	0,13	0,18	0,14
LAS CAÑAS 2016	Abundancia	Riqueza	Diversidad	Biomasa
Fósforo total (mg P/kg)	0,22	0,20	0,01	0,05
Nitrógeno (mgN/kg)	0,55	0,59	0,42	0,33
Materia orgánica	0,50	0,59	0,45	0,27
Arena gruesa	0,36	0,39	0,41	0,29
Arena mediana	-0,18	-0,20	-0,11	-0,04
Arena fina	-0,42	-0,45	-0,49	-0,23
Arena muy fina	0,39	0,42	0,36	0,19
Limo	0,43	0,48	0,39	0,22
Caudal erogado	-0,08	-0,04	-0,19	0,18

En Las Cañas nitrógeno se correlacionaron positivamente con la abundancia, riqueza, diversidad y biomasa, y la materia orgánica con la abundancia, riqueza y diversidad, no así con la biomasa. Las fracciones de arena gruesa, arena muy fina y limo, presentaron correlación positiva con abundancia, riqueza y diversidad y negativamente con arena fina (Tabla 4.5.4).

Variación temporal julio 2006 a noviembre 2016

Al igual que informes anteriores, el promedio máximo de abundancia de organismos se registró en el agosto 2013 en Fray Bentos (5805 ind m⁻²), la riqueza de familias y diversidad de Shannon presentaron su máximo valor en febrero 2016, en Nuevo Berlín 31, zona litoral (11 familias, y 3.23 bits ind⁻¹), las variables biológicas analizadas, fluctuaron en los tres sitios en forma similar (figura 4.5.3).

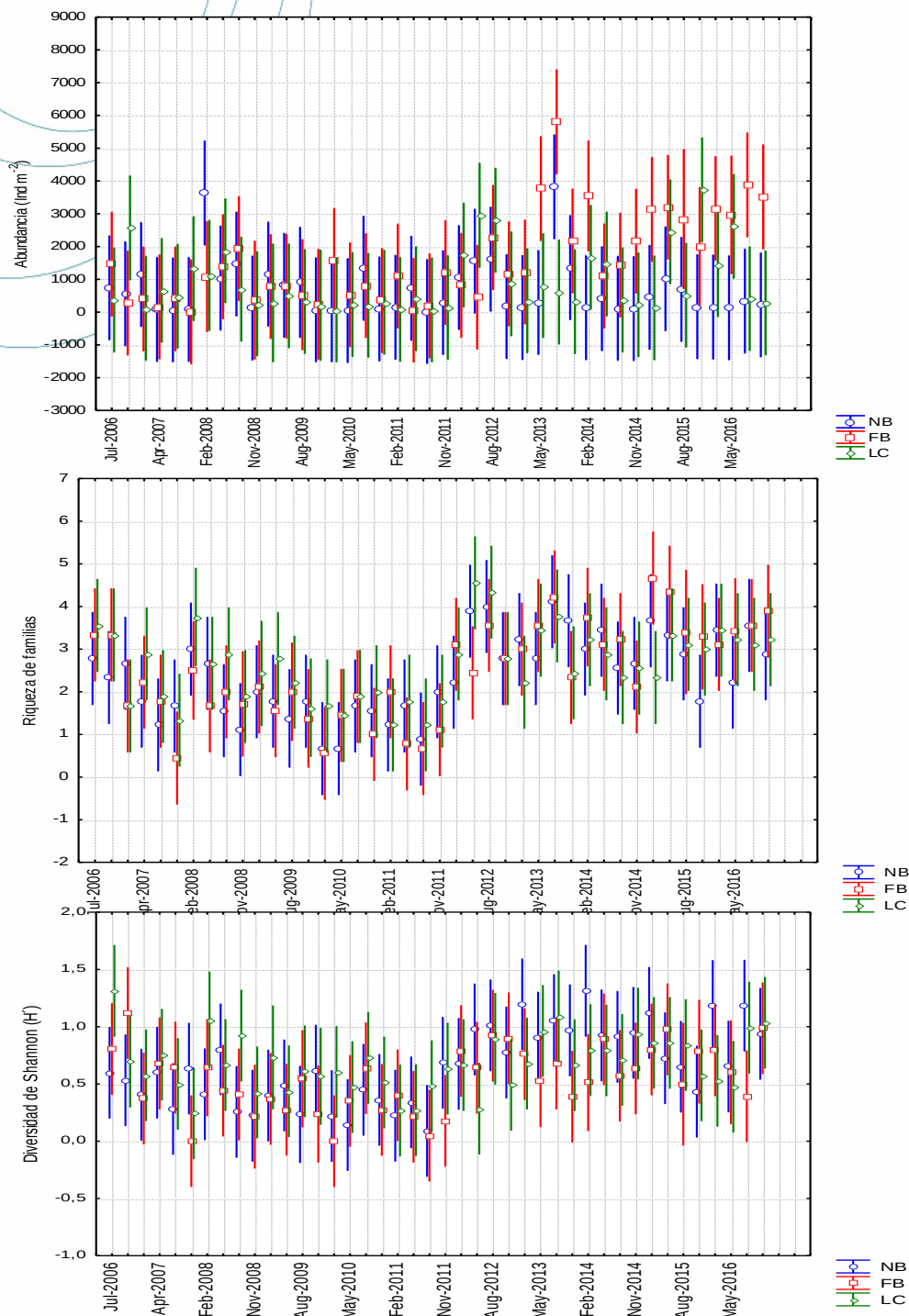


Figura 4.5.3. Variación de la abundancia de organismos (Ind m⁻²), riqueza de familias y diversidad de Shannon (H') (+/- error estándar) en el período de estudio en los sitios de muestreo hasta noviembre 2016.

Informe de Ensayo N° 1597867

Al comparar la **abundancia de organismos** antes y después de puesta en funcionamiento la planta se observó que los tres sitios presentaron mayores promedios de organismos en el período post funcionamiento, siendo Fray Bentos el que presentó una mayor pendiente. Los análisis de varianza (ANOVA) mostraron diferencias en la abundancia de organismos entre los tres sitios (Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas ($F_{(2, 1109)} = 3.40$ $p = 0.03$), en el tiempo (entre antes y después de puesta en funcionamiento ($F_{(1, 1109)} = 4.25$ $p = 0.03$), no así en la interacción de los factores (Figura 4.5.5).

Al analizar las diferentes zonas de muestreos (litorales, medias y canales), se encontraron diferencias entre las mismas ($F_{(2, 1097)} = 15.16$ $p < 0.05$), en el tiempo ($F_{(1, 1097)} = 4.68$, $p = 0.03$), y entre los sitios ($F_{(2, 1097)} = 3.70$ $p < 0.02$), no observándose diferencias en la interacción de los factores (Figura 4.5.6).

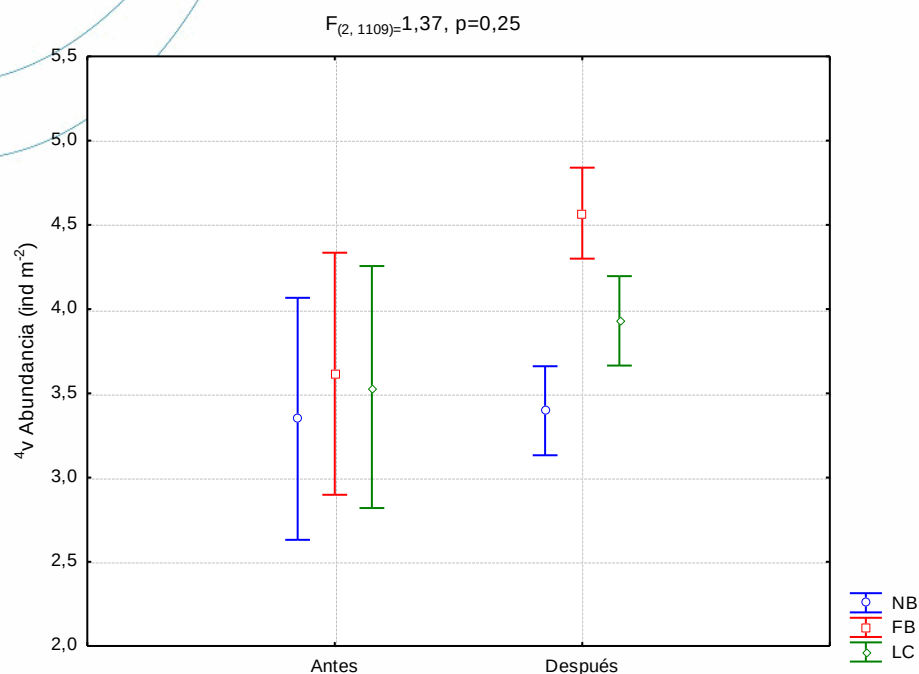


Figura 4.5.5. Resultado del ANOVA de dos vías, para la abundancia de organismos (raíz cuarta) en los tres sitios en el período de estudio julio 2006 a noviembre 2016

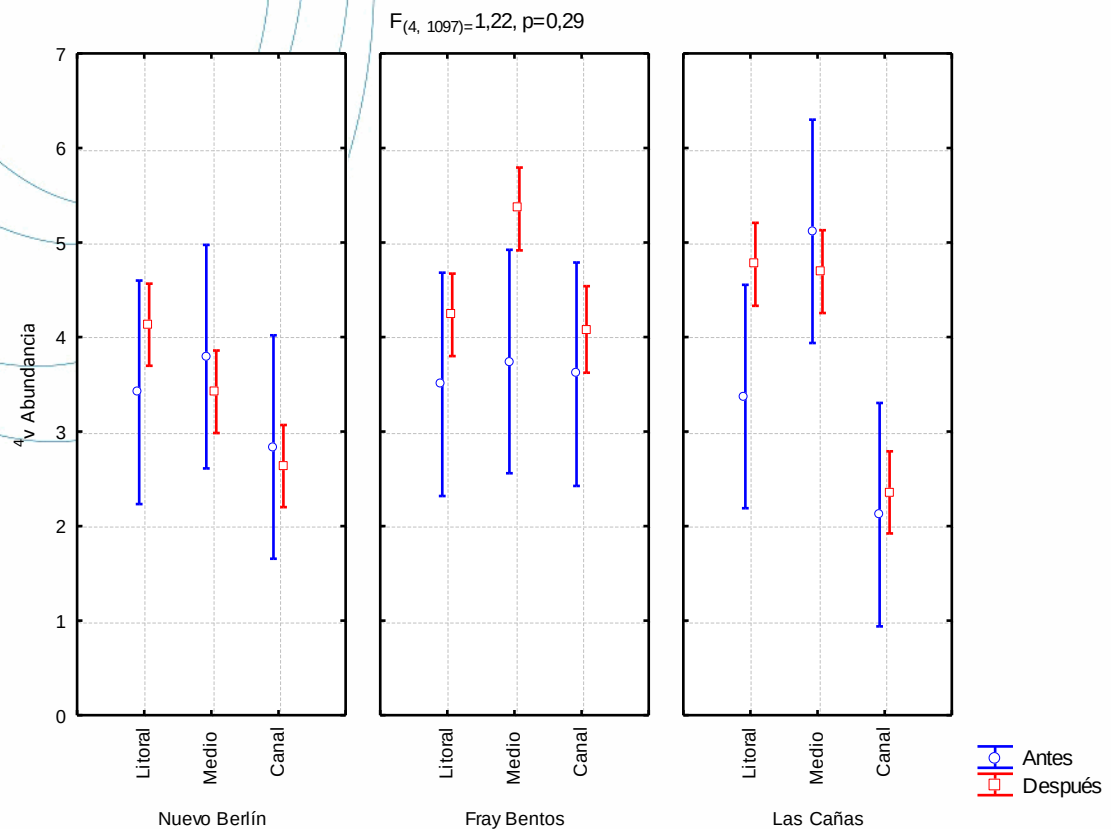


Figura 4.5.6. Resultado del ANOVA de tres vías, para la abundancia de organismos (raíz cuarta) en los tres sitios de estudio en las distintas zonas (litoral, medio y canal) en el período de estudio julio 2006 a noviembre 2016

Los promedios de la **riqueza de familias** fue levemente menor en el período post funcionamiento en Las Cañas, sin embargo en Nuevo Berlín la riqueza fue levemente mayor, no se observaron diferencias en el tiempo, entre los sitios, ni en la interacción de los factores (Figura 4.5.7).

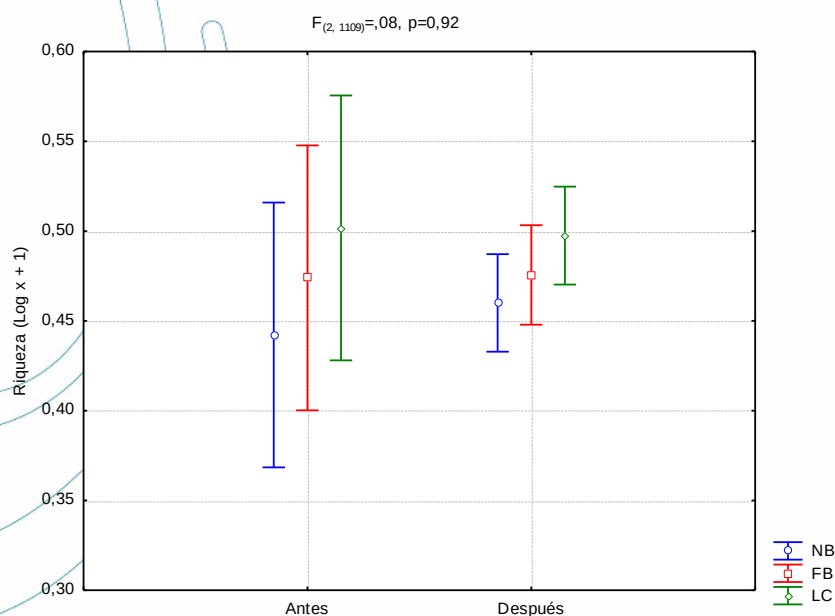


Figura 4.5.7. Resultado del ANOVA de dos vías, para la riqueza de familias ($\text{Log}(x + 1)$) en los tres sitios en el período de estudio julio 2006 a noviembre 2016.

Al igual que años anteriores, las zonas de canal fueron las que presentaron el menor número de taxa, al analizar los ANOVAS no se encontraron diferencias en el tiempo ni entre los sitios, si se observaron diferencias entre las zonas ($F_{(2, 1097)} = 33.35, p < 0.01$), no observándose diferencias en la interacción de los factores (Figura 4.5.8).

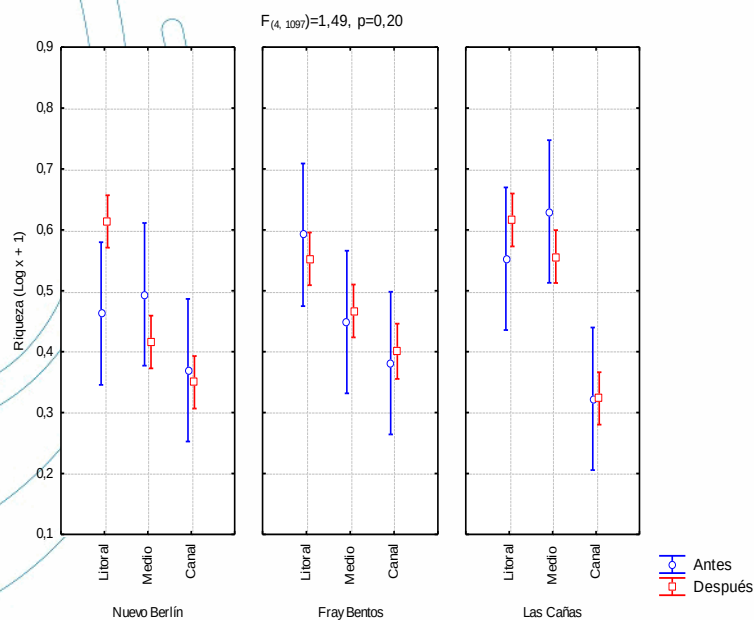


Figura 4.5.8. Resultado del ANOVA de tres vías, para la riqueza de familias ($\text{Log}(x + 1)$) en los tres sitios en las distintas zonas (litoral, medio y canal) en el período de estudio julio 2006 a noviembre 2016

La **diversidad de Shannon** presentó mayor valor post funcionamiento en Nuevo Berlín, mientras que en Fray Bentos y Las Cañas se observó una tendencia a la disminución de los mismos, este mismo patrón se observó el año anterior. La diversidad de Shannon (H') no mostró diferencias entre los sitios, ni en el tiempo, presentando diferencia en la interacción de los factores (Figura 4.5.9).

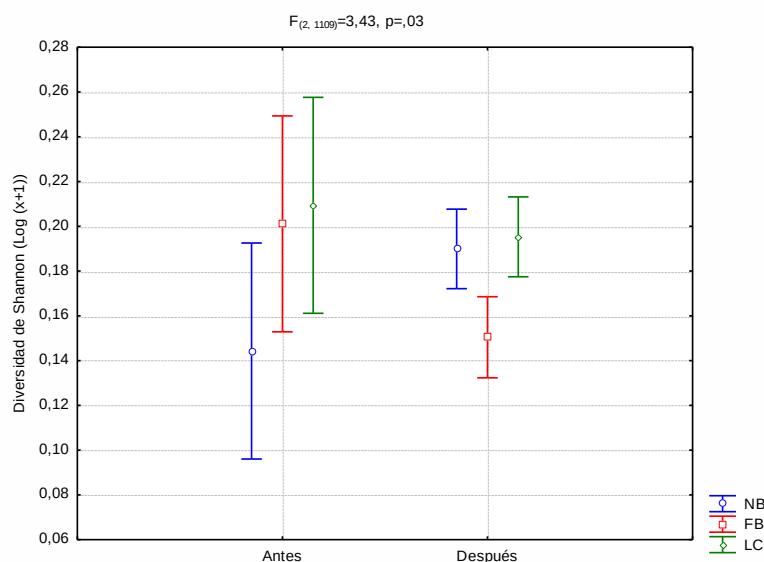


Figura 4.5.9. Resultado del ANOVA de dos vías, para la diversidad de Shannon (H') ($\text{Log}(x+1)$) en los tres sitios en el período de estudio julio 2006 a noviembre 2016.

Para los valores de diversidad de Shannon no se encontraron diferencias entre sitios, se observaron diferencias significativas entre las zonas ($F_{(2,1097)} = 33.27$, $p < 0.01$), no observándose diferencias en el tiempo, ni en la interacción de los factores (Figura 4.5.10).

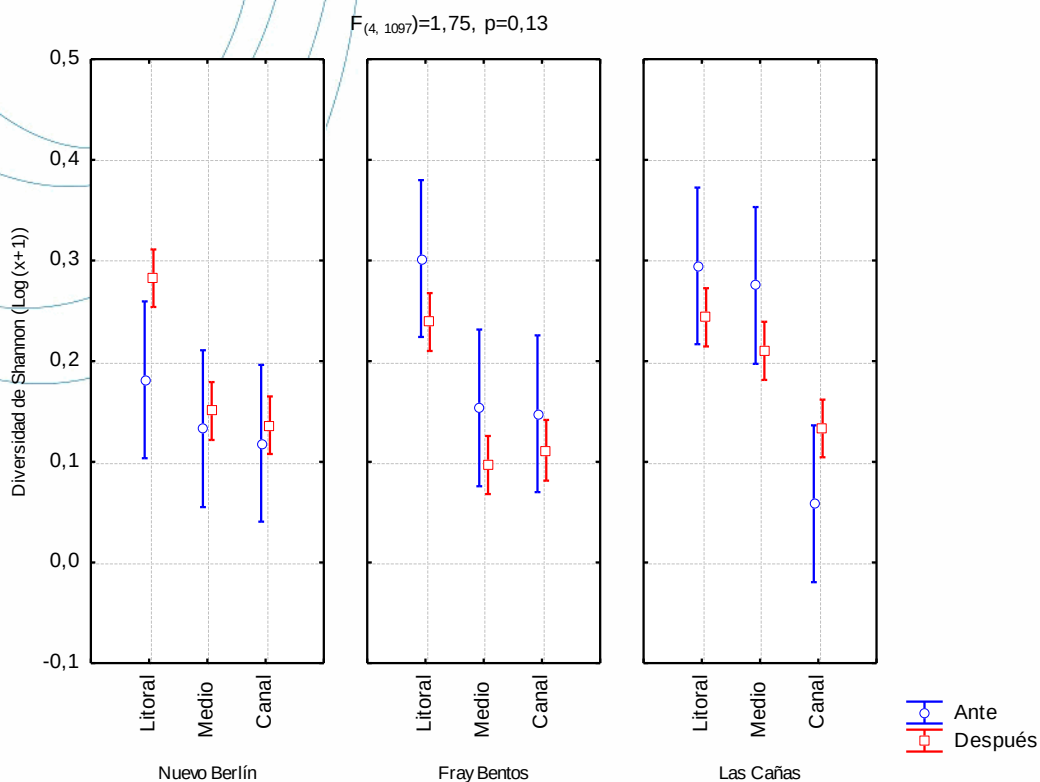


Figura 4.5.10. Resultado del ANOVA de tres vías, para la diversidad de familias ($\text{Log}(x + 1)$) en los tres sitios (litoral, medio y canal) en el período de estudio julio 2006 a noviembre 2016.

Los análisis de varianza realizados para las variables biológicas mostraron que la abundancia de organismos, la riqueza de familias y la diversidad de Shannon no presentaron diferencia significativas entre antes y después de puesta en funcionamiento la planta.

5. CONCLUSIONES

Al igual que los reportes anteriores, los parámetros de calidad de agua variaron en los tres sitios en forma conjunta, durante todo el período (2006-2016), no existiendo diferencias estadísticas significativas antes y después de puesta en funcionamiento la planta. A nivel temporal se presentaron diferencias significativas entre los muestreos.

Al analizar los parámetros de sedimento, se observó que tanto los promedios de las concentraciones de nutrientes, materia orgánica, y limo fueron mayores en la zona de Fray Bentos. Durante el 2016, Fray Bentos fue la zona que presentó las mayores concentraciones de materia orgánica y nitrógeno, las que estuvieron altamente correlacionadas con la concentración de limo en sedimentos. En las comparaciones temporales, las concentraciones de nutrientes y limo en sedimento presentaron diferencias entre los sitios, pero la materia orgánica y limo no presentaron diferencias entre las zonas (litorales, intermedios y canales). En Fray Bentos no se encontraron diferencias entre antes y después de puesta en funcionamiento la planta, a nivel de nutrientes y materia orgánica de los sedimentos.

En sedimentos, los niveles de mercurio, PCBs y EOX se mantuvieron por debajo de sus respectivos límites de cuantificación o detección, mientras que los PAH cumplieron con los límites planteados por la Guía Canadiense de Calidad de sedimentos para Protección de la Vida Acuática. Las Dioxinas y Furanos en sedimentos en el año 2016 presentaron valores nulos o menores a 0,99 ng/kg. Todos los PAH medidos en el año 2016 se encontraron por debajo de los valores de ISQG guía canadienses de calidad de sedimentos (CSeQGs, Canadian Sediment Quality Guidelines 1999, updated 2002). EL bioensayo de toxicidad con *Daphnia magna* sobre el elutriado de los sedimento no presentó toxicidad en las tres zonas analizadas (LC50, 48 h).

Las variaciones de densidad y biomasa fitoplanctónica durante todo el período siguieron los patrones estacionales, dentro de los rangos esperados. Se producen picos de abundancia del fitoplancton en verano y algunos años también en primavera producido generalmente por cianobacteria. Éste último año, la cianobacteria dominante fue *Jaaginema* sp. a diferencia de otros años. Además, se observó que el grupo “otros” tomó mayor importancia como los dinoflagelados (*Ceratium*) y euglenoideos (*Traquelomonas*) que aportaron a la biomasa total.

Al igual que años anteriores la temperatura aparece como el principal factor regulador de la comunidad de zooplancton, presentando comportamiento estacional típico de la región, con densidades mayores en meses más cálidos y menores en los meses fríos. Las comunidades de plancton no presentaron diferencias significativas en el análisis antes y después de la puesta en funcionamiento de la planta de celulosa, en ninguno de los parámetros analizados (abundancia, biomasa, diversidad y riqueza).

El mejillón dorado continúa siendo el organismo más abundante en área de estudio, tanto las larvas en el zooplancton como los adultos en el macrozoobentos. Los análisis de varianza realizados para las variables biológicas mostraron que la abundancia de organismos del macrozoobentos, la riqueza de familias y la diversidad de Shannon no presentaron diferencia significativa entre antes y después de puesta en funcionamiento la Planta.

6. BIBLIOGRAFIA

- ASTM International (United State) D3976 – 92 2005. Standard Practice for Preparation of Sediment Samples for Chemical Analysis. West Conshohocken
- Beylea, L. R. and Lancaster, J. 1999. Assembly rules within a contingent ecology. *Oikos* 86: 402-416.
- Biggs BJF, RA Smith & MJ Duncan 1999. Velocity and sediment disturbance of periphyton in headwater streams: biomass and metabolism. *Journal of the North American Benthological Society*, 18: 222–241.
- Boltovskoy D & Cataldo D 1999. Population dynamics of *Limnoperna fortunei*, an invasive fouling mollusc, in the Lower Paraná River (Argentina). *Biofouling*, 14: 255-263
- Boltovskoy D, N Correa D Cataldo & F Silvestre 2006. Dispersion and ecological impact of the invasive freshwater bivalve *Limnoperna fortunei* in the Río de la Plata watershed and beyond. *Biol. Invas.*, 8: 947-963
- Bonetto AA & MA Corrales de Jacobo 1985. Zooplankton del río Paraná Medio: Variaciones temporales y distribucionales en el área de confluencia con el río Paraguay. *Ecosur*, 5: 1-23
- Bottrell HH, Duncan A, Gliwicz ZM, Grygierek E, Herzig A, Hillbricht-Ilkows A 1976. A review of some problems in zooplankton production studies. *Norw. J. Zool.*, 24: 419-456.
- Borjas A., Dauer DM 2008. Assessing the environmental quality status in stuarine and coastal systems: comparing methodologies and indices. *Ecological Indicators* 8: 331-337.
- Bremner, JM & CS Mulvaney. 1982. The determination of Nitrogen according to total. Pp 595-624, En: *Methods of soil analysis*. AL Page RH Miller Keeney DR (Eds). Chemical and microbiological properties, 2nd ed. Agronomy series N° 9ASA, SSSA, Madison, Wisconsin, USA.
- Brugnoli E Clemente J Riestra G Boccardi L & Borthagaray A 2006. Pp 351-362, En: *Especies acuáticas exóticas en Uruguay: situación, problemática y gestión*. En: Menafría R Rodríguez L Scarabino F & D Conde (Eds.). Bases para la conservación y manejo de la costa uruguaya. Vida Silvestre Uruguay.
- Brugnoli E Conde D De León L Clemente J Gorga J & H Rodó 2007. Estudio para el Control de Moluscos en los embalses del Río Negro. Informe Final-Período Octubre 2005-Diciembre 2006, 52 p
- Burt R 2004. Soil Survey Laboratory Methods Manual. Soil Survey Investigations Report No. 42. Burt R (ed). Versión 4.0: 700 p
- Cataldo D & D Boltovskoy 2000. Yearly reproductive activity of *Limnoperna fortunei*, as inferred from the occurrence of its larvae in the plankton of the lower Paraná river and the Río de la Plata estuary (Argentina), *Aquat Ecol* 34: 307-317
- Centros de Estudios Limnológicos Aplicados (CELA) 2005. Establecimiento de una línea de base de las comunidades de fitoplancton, zooplancton y bentos en el Río Uruguay (desde Nuevo Berlín a Las Cañas), Dpto Río Negro-Uruguay

- Centros de Estudios Limnológicos Aplicados (CELA) 2006. Establecimiento de una línea de base de las comunidades de fitoplancton, zooplancton y bentos en el Río Uruguay (desde Nuevo Berlín a Las Cañas), Dpto Río Negro-Uruguay, 92 p
- Clarke KR & RM Warwick 2001 Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, 2nd Edition. 144p
- Clarke KR & RN Gorley 2006 PRIMER v6: User Manual/Tutorial. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth (Ed.), 190 p
- Darrigran G & Damborenea C 2006. Bio-invasión del mejillón dorado en el continente americano. 1a ed. - La Plata: Univ. Nacional de La Plata, 226 p
- Darrigran G & Ezcurra de Drago I 2000. Invasion of the exotic freshwater mussel *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia: Mytilidae) in South America. The Nautilus 114: 69-73
- Darrigran G & G Pastorino 1995. The recent introduction of asiatic bivalve, *Limnoperna fortunei* (Mytilidae) in to South America, The Veliger (Eds.), 38: 183-187
- Darrigran G 2002. Potential impact of filter-feeding invaders on temperate inland freshwater environments. Biol. Inv., 4: 145-156
- Dauer DM 1993. Biological criteria, environmental health and estuarine macrobenthic community structure. Marine Pollution Bulletin 26:249-257.
- Dumont, H. J., van De Velde & S. Dumont, 1975. The dry weight estimate of biomass in a selection of Cladocera, Copepoda and Rotifera from the plankton, periphyton and benthos of continental waters. Oec-ologin, 19:75-97.
- EPA 3051 A. United States Environmental Protection Agency, Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils. Washington: USEPA, 1ra. rev., 2007. [Consulta: 29 de abril de 2009]. Disponible en: <http://www.epa.gov/osw/hazard/testmethods/sw846/pdfs/3051a.pdf>
- EPA 8270D. Semivolatile Organic Compounds By Gas Chromatography/Mass Spectrometry (Gc/Ms).
- Fisher SG IJ Gray NB Grimm & DE Busch 1982. Temporal succession in a desert stream ecosystem following flash flooding. Ecological Monographs 52: 93-110
- Frutos SM 1998. Densidad y diversidad del zooplancton en los ríos Salado y Negro. Planicie del río Paraná. Argentina. Rev.Brasil Biol., 58: 431-444
- Frutos SM, AS Poi de Neiff & JJ Neiff 2006. Zooplankton of the Paraguay River: a comparison between sections and hydrological phases. Ann. Limnol. Int. J. Lim. 42: 277-288
- Gavin, M., Brooke, D.N., Howe, P.D. and Dobson, S. 1996. Environmental hazard assessment: Naphthalene. Prepared for the Chemicals and Biotechnology Division, Environment and International Directorate, Department of the Environment, by the Building Research Establishment and Institute of Terrestrial Ecology. TSD/27, 1996.

- Grimm NB & SG Fisher 1989. Stability of periphyton and macroinvertebrates to disturbance by flash floods in a desert stream. *Journal of the North American Benthological Society* 8: 293–307
- Gulyas, P. 2002. Zooplankton. Technical Report of the International Commission for the Protection of the Danube River. Viena. Pp 123-137, En: Joint Danube Survey. Literáthy, P. Koller-Kreimel V & Liska I (eds).
- Hairston, N. G. et al. 1960. Community structure, population control and competition. *Am. Nat.* 94: 421-425.
- Hillebrand H CD Dürselen D Kirschtel U Pollinger & T Zohary 1999 Biovolumen calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology*, 35: 403-424
- Hillbricht-Ilkowska A & A Stanczykowska 1969. The production and standing crop of planktonic larvae of *Dreissena polymorpha* (Pall.) in two Mazurian lakes. *Pol. Arch. Hydrobiol.*, 16: 193-203
- International Organization for Standarization (Suiza) ISO 5666: 1999 Water quality. Determination of mercury
- International Organization for Standarization (Suiza) ISO 5667-3: 2003 Water quality Sampling. Part 3: Guidance on the preservation and handling of water samples
- International Organization for Standarization (Suiza) ISO 6778:1984. Water quality -- Determination of ammonium -- Potentiometric method
- International Organization for Standarization (Suiza) ISO 6878: 2004 Water quality. Determination of phosphorus, Ammonium molybdate spectrometric method
- International Organization for Standarization (Suiza) ISO 10260: 1992 Water quality. Measurement of biochemical parameters. Spectrometric determination of the chlorophyll-a concentration.
- International Organization for Standarization (Suiza) ISO/TR 11905-2:1997. Water quality -- Determination of nitrogen -- Part 2: Determination of bound nitrogen, after combustion and oxidation to nitrogen dioxide, chemiluminescence detection.
- International Organization for Standarization (Suiza) ISO 13395:1996. Water quality. Determination of nitrite nitrogen and nitrate nitrogen and the sum of both by flow analysis (CFA and FIA) and spectrometric detection.
- Ituarte CF 2000. Evaluación de la presencia y pre-diagnóstico de situación futura en especies de *Corbicula* sp. y *Limnoperna* sp. en el embalse de Salto Grande e instalaciones de la central hidroeléctrica. Pre-diseño de un programa de prevención y control. Informe técnico. Servicio a Terceros de la Facultad de Ciencias Naturales y Museo, UNLP y Museo de la Plata, Departamento de Zoología Invertebrados, 33p
- Karatayev AY Padilla D Minchin D Boltovskoy D & LB Burlakova 2007. Changes in global economies and trade: the potential spread of exotic freshwater bivalves. *Biol. Inv.* 9: 161-180
- Lalli C.M. y T.R. Parsons, 2006. *Biological Oceanography. An Introduction*. University of British Columbia, Vancouver, Canadá. Elsevier Butterworth-Heinemann Oxford, 314p.

- Lanzac Tôha FA L Bonecker CC Velho & LF Machado Velho 2004. Composition, species richness and abundance of the zooplankton community. Pp 145-190, En: The Upper Paraná and its floodplain. Fisical aspects, ecology and conservation. Thomaz SM Agostinho AA & NS Hahn (eds.) Backhuys Publishers, Leinden
- LATU 2016. Informe sobre caracterización biológica en el tramo inferior del Río Uruguay, febrero-noviembre 2015. Informe de Ensayo N° 1508147, 81 p.
- LATU 2015. Informe sobre caracterización biológica en el tramo inferior del Río Uruguay, febrero-noviembre 2014. N°1447272, 132p.
- LATU 2014. Informe sobre caracterización biológica en el tramo inferior del Río Uruguay, febrero – noviembre 2013. N°1397116, 144p.
- LATU 2013. Informe sobre caracterización biológica en el tramo inferior del Río Uruguay, febrero – noviembre 2012. N°1366124, 169p.
- LATU 2012. Informe sobre caracterización biológica en el tramo inferior del Río Uruguay, febrero – noviembre 2011. N°1263520, 126p.
- LATU 2011. Estudio de las comunidades biológicas y variables abióticas en el tramo inferior del Río Uruguay, agosto 2009 – noviembre 2010. N°1203146, 197p.
- LATU 2010. Tercer año de estudio de las comunidades biológicas y variables abióticas en el tramo inferior del Río Uruguay. Informe de asesoramiento N° 1135493, 129p.
- LATU 2009. Segundo año de estudio de las comunidades biológicas y variables abióticas en el tramo inferior del Río Uruguay. Informe de asesoramiento N° 1004375, 140 p.
- LATU 2007. Estudio de las comunidades de fitoplancton, zooplancton y macrozoobentos en el tramo inferior del Río Uruguay (Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas). Informe de asesoramiento N° 952512, Montevideo, 118
- Leibold, M. A. et al. 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. Ecol. Lett. 7: 601-613.
- Lewin, R. 1986. Supply-side ecology: existing models of population structure and dynamics of ecological communities have tended to ignore the effect of the influx of new members into the communities. Science 234: 25-27.
- Lopretto EC & G Tell 1995. Ecosistemas de Aguas Continentales. Metodología para su Estudio, Ediciones Sur
- Lund JWG Kipling C & ED Le Cren 1958. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. Hydrobiologia Den Haag, 2: 143-170
- Margalef, R. 1958. Information theory in ecology. Gen. Syst. 3:36-7 1. Transl. from Mem. R. Acad. Cienc. Artes. Barc. 32:373-449, 1957.
- Menden-Deuer S & EJ Lessard 2000 Carbon to volume relationships for dinoflagellates, diatoms, and other protist plankton. Limnology and Oceanography, 45: 569–579

- Merritt RW & KW Cummins 1984. An introduction to the aquatic insects of North America. 2 nd ed., Kendall/Hunt, Dubuque, 722 p
- Morin, P. J. 1995. Functional redundancy, non-additive interactions and supply-side dynamics. *Ecology* 76: 133-149.
- O'Farrell I & I Izaguirre 1994. Phytoplankton ecology and limnology of a River Uruguay Lower Basin (Argentina). *Arch. Hydrobiol./Suppl.*, 99 (Monographische Beiträge) (1/2): 155-179
- Pielou EC 1977. *Mathematical ecology*. John Wiley & Sons, Inc., New York, 385 p
- Polis, G. A. et al. 1997. Toward an integration of landscape and food web ecology: the dynamics of spatially subsidized food webs. *_ Annu. Rev. Ecol. Syst.* 28: 289_316.
- Polis, G. A. and Strong, D. R. 1996. Food web complexity and community dynamics. *Am. Nat.* 147: 813-846.
- Pourriot R Benest D Champ P & C Rougier 1982. Influence de quelques facteurs des milieux sur la composition et dynamique saisonniere du zooplancton de la Loire. *Acta Oecol. Gener.*, 3: 353-371.
- Resetarits, W. J. 2005. Habitat selection behaviour links local and regional scales in aquatic systems. *Ecol. Lett.* 8: 480-486.
- Reynolds CS 2000. Hydroecology of river plankton: the role of variability in channel flow. *Hydrological Processes*. 14: 3119-3132.
- Roughgarden, J. et al. 1987. Supply side ecology: the role of physical transport processes. In: Gee, J. H. R. and Giller, P. S. (eds), *Organization of communities, past and present*. 27th Symp. Brit. Ecol. Soc., Blackwell, pp. 491.
- Ruttner-Kolisko A 1977. Suggestions for biomass calculations of plankton rotifers. *Arch. Hydrobiol.* 8: 71-76.
- Salomons, W. & U Förstner 1984. *Metals in the hydrocycle*. Published by Springer-Verlag in Berlin, New York.
- Shannon CE & W Weaver 1949. *The Matematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana, 125 pp.
- Shurin, J. B. and Allen, E. G. 2001. Effects of competition, predation, and dispersal on species richness at local and regional scales. *Am. Nat.* 158: 624-637.
- Sibley P.K., Dixon D.G., Barton D.R. 1998. Environmental assessment of benthic impacts associated with pulp mill discharges. II. Distribution of sediment EOX in relation of environmental factors. *Archives of environmental contmination and toxicology*, vol. 34:2, pp. 158-166.
- Smock, LA 1980. Relationships between body size and biomass of aquatic insects. *Freshwater Biology* 10, 375-383.
- Sournia A 1978 *Phytoplankton Manual*. Monographs on Oceanographie Methodology, 6. París, UNESCO

Informe de Ensayo N° 1597867

- Stevenson RJ 1997. Resource thresholds and stream ecosystem sustainability. Journal of the North American Benthological Society 16: 410–424
- Stewart-Oaten A, Murdoch WM & Parker KR 1996. Environmental impact assessment: pseudoreplication in time? Ecology 67:929-940.
- Tam N, Ke L, Wang X & Wong Y, 2001. Contamination of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments of mangrove swamps. Environmental Pollutions 114:255-263.
- Tana J, Ferrari G, Dabiezies M, Boccardi L, Clemente J, Teixeira de Mello F & Gonzalez I 2013. Effects of Pulp Mill effluents in Río Uruguay: a review of monitoring studies in the receiving waters of UPM PULP Mill during 2008-2011. 60p.
- U.S. EPA 1995. Environmental Monitoring and Assessment Program (EMAP): Laboratory Methods Manual – Estuaries. United States Environmental Protection Agency, Office of research and Development, Narragansett, RI. EPA/620/R-95/008.
- U.S.EPA 1996. Environmental Indicators of water quality in the United States Environmental Protection Agency, Office of water criteria and standards division (4503F) Washington, D.C. USA.
- Utermöhl H 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton Methodik. Mitteilungen der internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie, Stuttgart, 9: 1-38
- Underwood AJ 1994 On Beyond BACI: sampling desing that might reliably detect environmental disturbances. Ecological Applications 4: 3-15.
- Wiley MJ SL Kohler & DPW Seelbach 1997. Reconciling landscape and local views of aquatic communities: lessons from Michigan trout streams. Freshwater Biology 37: 133–148.

La fecha de realización de cada ensayo figura en la planilla correspondiente a la cual hace referencia este informe. Los datos sobre el solicitante y la muestra se encuentran en la carátula del presente informe. Los resultados del ensayo se refieren exclusivamente a la muestra ensayada. Este Informe sólo podrá ser reproducido parcial o totalmente con la autorización previa escrita del LATU.

El presente informe sólo será válido en su versión electrónica firmada digitalmente.

Se expide el presente Informe de Ensayo en Montevideo, a los trece días del mes de junio de dos mil diecisiete.



Lic. Elina Ordoqui, MBA
Directora de Medio Ambiente y Unidad Fray Bentos
LATU

ANEXOS. RESULTADOS DE BIOMASA
Anexo 8.1. Fitoplancton (*)

Tabla 8.1.1. Biomasa de fitoplancton (ng C ml⁻¹) de los principales grupos fitoplanctónicos durante los muestreos: febrero 2015, mayo 2015, agosto 2015 y noviembre 2015. CYANO: cianobacterias, CHLORO: Chlorophyceae, EUGLE: Euglenophyceae, DIATO: Diatomeas y CRYPTO: Cryptophyceae, otros: Dinoflagelados y Euglenoideos.

feb-16	NB1	NB2	NB3	FB1	FB2	FB3	LC1	LC2	LC3
CYANO	1,3	0,4	0,1	0,4	0,0	0,0	1,6	0,4	0,0
CHLORO	28,7	0,7	0,2	0,9	0,8	0,6	0,1	0,2	0,2
DIATO	5,9	4,2	3,8	3,8	2,0	5,5	0,8	3,1	3,8
CRYPTO	29,9	41,2	40,7	17,0	7,2	15,5	38,4	16,2	7,6
OTROS	18,1	7,3	7,5	1,0	0,9	1,1	2,3	1,5	1,4
TOTAL	83,9	53,9	52,3	23,1	10,9	22,7	43,3	21,4	13,1

may-16	NB1	NB2	NB3	FB1	FB2	FB3	LC1	LC2	LC3
CYANO	4,2	1,4	10,0	3,8	0,0	0,0	0,2	0,0	0,8
CHLORO	0,1	0,0	0,4	0,0	0,3	0,2	0,0	0,0	0,1
DIATO	0,5	0,0	12,4	0,1	0,2	0,5	0,0	0,1	0,1
CRYPTO	7,7	6,7	16,7	9,9	12,2	38,4	9,9	18,2	11,6
OTROS	0,3	1,7	0,0	0,0	1,1	0,1	0,1	0,1	0,3
TOTAL	12,8	9,8	39,5	13,9	13,8	39,2	10,3	18,3	12,9

ago-16	NB1	NB2	NB3	FB1	FB2	FB3	LC1	LC2	LC3
CYANO	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
CHLORO	0,2	0,9	1,0	0,1	0,1	0,0	0,5	1,0	0,5
DIATO	0,9	2,0	1,3	0,9	1,7	0,9	0,5	0,5	1,7
CRYPTO	0,7	16,4	13,8	5,2	1,9	5,2	10,5	10,8	11,7
OTROS	0,4	0,7	0,7	0,2	0,0	0,1	0,3	0,5	0,5
TOTAL	2,1	19,9	16,8	6,7	3,6	6,1	11,9	12,8	14,4

nov-16	NB1	NB2	NB3	FB1	FB2	FB3	LC1	LC2	LC3
CYANO	0,2	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0
CHLORO	0,8	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,1
DIATO	1,0	0,5	0,6	0,5	0,3	1,1	0,3	0,7	0,2
CRYPTO	4,7	8,9	3,6	10,0	7,4	8,4	5,9	5,0	19,5
OTROS	0,4	0,3	0,2	1,8	1,2	0,0	1,0	0,7	0,8
TOTAL	7,1	10,8	4,4	12,4	9,0	9,6	7,3	6,7	20,7

Anexo 8.2. Zooplancton (*)

Tabla 8.2.1. Resultados de biomasa ($\mu\text{g l}^{-1}$) de los principales grupos del zooplancton en el muestreo de febrero 2016.

	NB 2.1	NB 2.2	NB 2.3	FB 2.1	FB 2.2	FB 2.3	LC 2.1	LC 2.2	LC 2.3
Copépodos	0,17	0,18	0,00	0,12	0,03	0,08	0,12	0,04	0,08
Cladóceros	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,17	0,00	0,06	0,00
Rotíferos	0,11	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00
Larvas <i>Limnoperla fortunei</i>	0,06	3,20	0,95	3,57	1,15	1,66	0,25	0,43	3,63
TOTAL	0,34	3,38	0,95	3,70	1,19	1,91	0,38	0,53	3,71

Tabla 8.2.2 Resultados de biomasa ($\mu\text{g l}^{-1}$) de los principales grupos del zooplancton en el muestreo de mayo 2016.

	NB 2.1	NB 2.2	NB 2.3	FB 2.1	FB 2.2	FB 2.3	LC 2.1	LC 2.2	LC 2.3
Copépodos	0,07	0,04	0,00	0,02	0,01	0,03	0,02	0,00	0,05
Cladóceros	0,00	0,03	0,16	0,12	0,00	0,04	0,00	0,04	0,00
Rotíferos	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01
Larvas <i>Limnoperla fortunei</i>	0,00	0,00	0,14	0,00	0,00	0,12	0,06	0,16	0,00
TOTAL	0,08	0,08	0,29	0,15	0,01	0,20	0,09	0,20	0,06

Tabla 8.2.3 Resultados de biomasa ($\mu\text{g l}^{-1}$) de los principales grupos del zooplancton en el muestreo de agosto 2016.

	NB 2.1	NB 2.2	NB 2.3	FB 2.1	FB 2.2	FB 2.3	LC 2.1	LC 2.2	LC 2.3
Copépodos	0,02	0,04	0,57	0,06	0,00	0,04	0,04	0,04	0,01
Cladóceros	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00
Rotíferos	0,00	0,09	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
Larvas <i>Limnoperla fortunei</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
TOTAL	0,02	0,13	0,58	0,06	0,01	0,06	0,04	0,04	0,02

Tabla 8.2.4. Resultados de biomasa ($\mu\text{g l}^{-1}$) de los principales grupos del zooplancton en el muestreo de noviembre 2016.

	NB 2.1	NB 2.2	NB 2.3	FB 2.1	FB 2.2	FB 2.3	LC 2.1	LC 2.2	LC 2.3
Copépodos	0,07	0,10	0,00	0,48	0,35	0,76	0,00	0,01	0,60
Cladóceros	0,00	0,01	0,22	0,02	0,51	0,00	0,02	0,00	0,01
Rotíferos	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00
Larvas <i>Limnoperla fortunei</i>	1,40	7,08	0,27	0,13	0,22	0,93	0,92	0,17	0,13
TOTAL	1,47	7,20	0,50	0,64	1,08	1,69	0,95	0,18	0,74

Anexo 8.3 Zoobentos

 Tabla 8.3.1. Biomasa de macroinvertebrados bentónicos (g y g m⁻²) en Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas en febrero 2016.

	NB 1.1	NB 1.2	NB 1.3	NB 2.1	NB 2.2	NB 2.3	NB 3.1	NB 3.2	NB 3.3
Corbiculidae				0,0001			1,60		
Lithoglyphide							0,0414		
Chironomidae	0,0001	0,0002		0,0002	0,0007	0,0009	0,0082	0,0001	
Mytilidae				0,0005	0,0002	0,0088	0,0003	0,0002	
Cochliopidae				0,0014			0,0063		
Naididae	0,0005			0,0001	0,0002	0,0001	0,0046		
Ampularidae							0,0003		
Ceratopogonidae		0,0002					4,53E-05		
Gomphidae					0,0001				
Total g	0,0005	0,0004	0,0000	0,0022	0,0012	0,0098	1,66	0,0004	0,0000
Total g m⁻²	0,0074	0,0062	0,0000	0,0321	0,0174	0,1412	23,90	0,0050	0,0000

	FB 1.1	FB 1.2	FB 1.3	FB 2.1	FB 2.2	FB 2.3	FB 3.1	FB 3.2	FB 3.3
Mytilidae	0,0013	0,6024	0,0002		31,60	0,0050	0,2283	0,0038	
Lithoglyphide				0,0848					
Chironomidae	0,0006			0,0010	0,0004	0,0011	0,0028	0,0045	0,0047
Cochliopidae	0,0009			0,0058		0,0002			
Naididae				0,0005	0,0008				0,0005
Ancylidae					0,0002				
Leptoceridae		2,56E-06							
Nematodos				-0,0001					
Total g	0,0027	0,6024	0,0002	0,0920	31,60	0,0063	0,2311	0,0084	0,0052
Total g m⁻²	0,0395	8,6552	0,0028	1,32	454,06	0,0903	3,32	0,1201	0,0746

	LC 1.1	LC 1.2	LC 1.3	LC 2.1	LC 2.2	LC 2.3	LC 3.1	LC 3.2	LC 3.3
Mytilidae	0,0001	0,0810		1,90	3,70		0,0286	0,0214	0,0076
Corbiculidae		0,0001		0,1112	0,0641				
Cochliopidae	0,0006			0,0148	0,0031		0,0449	0,0010	
Chironomidae		0,0001		0,0004	0,0003		0,0021		0,0002
Ampularidae		0,0009					0,0015		
Elmidae				0,0012					
Caenidae				0,0002					
Nematodos							1,80E-05		
Naididae							-		4,40E-05
Total g	0,0007	0,0821	0,0000	2,02	3,77	0,0000	0,0769	0,0224	0,0078
Total g m⁻²	0,0096	1,18	0,0000	29,07	54,14	0,0000	1,1056	0,3213	0,1124

Tabla 8.3.2. Biomasa de macroinvertebrados bentónicos (g y g m⁻²) en Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas en mayo 2016.

	NB 1.1	NB 1.2	NB 1.3	NB 2.1	NB 2.2	NB 2.3	NB 3.1	NB 3.2	NB 3.3
Mytilidae	0,0018							0,0105	0,0942
Chironomidae	0,0020		0,0010	0,0014	0,0003				
Cochliopidae	0,0039						0,0002		
Naididae	0,0028						-0,0001	4,20E-05	
Oligoqueto				0,0013					
Ampularidae				4,00E-05					
Hirudinea				-1,90E-05					
Nemátodo	4,00E-06			-2,80E-05					
Corbiculidae	2,00E-06			-0,0001					
Total g	0,0104	0,0000	0,0010	0,0026	0,0003	0,0000	0,0002	0,0105	0,0942
Total g m⁻²	0,1501	0,0000	0,0138	0,0373	0,0038	0,0000	0,0028	0,1510	1,35

	FB 1.1	FB 1.2	FB 1.3	FB 2.1	FB 2.2	FB 2.3	FB 3.1	FB 3.2	FB 3.3
Mytilidae		1,44	0,0036	0,1666	18,93			1,56	
Potamolithus	0,1208			0,1301					
Cochliopidae				0,0192	0,0005			0,0003	
Naididae					0,0166		0,0009	0,0002	
Gomphidae				0,0110					
Oligoqueto	0,0003	0,0002		0,0062					
Chironomidae	0,0009		3,14E-06	0,0010	0,0007		0,0012	0,0007	
Total g	0,1220	1,44	0,0036	0,3340	18,95	0,0000	0,0020	1,56	0,0000
Total g m⁻²	1,75	20,72	0,0520	4,80	272,30	0,0000	0,0293	22,36	0,0000

	LC 1.1	LC 1.2	LC 1.3	LC 2.1	LC 2.2	LC 2.3	LC 3.1	LC 3.2	LC 3.3
Mytilidae	12,14			9,52	0,3158		0,1009	0,0020	
Corbiculidae	-0,0001						1,53	0,4007	
Cochliopidae	0,0063			0,0054	0,0049		0,0501		
Potamolithus							0,0528		
Chironomidae		0,0005		0,0001		0,0003	0,0068	0,0004	0,0002
Naididae		0,0040		0,0027			0,0012		
Gomphidae							0,0030		
Oligoqueto	0,0006							0,0016	0,0006
Caenidae		4,19E-05							
Nematodos							4,00E-05		
Total g	12,15	0,0045	0,0000	9,53	0,3207	0,0003	1,75	0,4046	0,0008
Total g m⁻²	174,50	0,0649	0,0000	136,86	4,61	0,0039	25,13	5,81	0,0119

Tabla 8.3.3. Biomasa de macroinvertebrados bentónicos (g y g m⁻²) en Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas en agosto 2016.

	NB 1.1	NB 1.2	NB 1.3	NB 2.1	NB 2.2	NB 2.3	NB 3.1	NB 3.2	NB 3.3
Mytilidae		0,0002			0,0279	0,0034	0,0011	0,0002	0,0012
Cochliopidae	0,0100			0,0084			0,0001		
Gomphidae	0,0107		0,0012						
Oligoqueto	0,0017			0,0002			0,0080	-0,0001	
Chironomidae	0,0024	4,09E-05	0,0001	0,0011	0,0012		0,0003	0,0005	0,0001
Ceratopogonidae	0,0001								
Corbiculidae				0,0001			1,00E-05		
Leptoceridae	1,50E-05								
Ostracodo	-2,20E-05								
Total g	0,0249	0,0003	0,0014	0,0098	0,0291	0,0034	0,0095	0,0006	0,0012
Total g m⁻²	0,3573	0,0039	0,0198	0,1403	0,4183	0,0489	0,1367	0,0090	0,0174
	FB 1.1	FB 1.2	FB 1.3	FB 2.1	FB 2.2	FB 2.3	FB 3.1	FB 3.2	FB 3.3
Mytilidae		27,49			15,41	0,0171	0,1868	5,23	0,0001
Oligoqueto	0,0062	0,0138		0,0007	0,0081		0,0044	0,0007	
Ampularidae		0,0046			0,0079				
Chironomidae	0,0009	0,0011	0,0002		2,91E-05	3,67E-05	0,0029		0,0011
Cochliopidae		0,0008			0,0037		0,0009		
Ancylidae		0,0004							
Corbiculidae		0,0004					-		
Baetidae		0,0001					0,0001		
Diplodon					0,0001				
Nematodos								-4,50E-05	
Total g	0,0071	27,51	0,0002	0,0007	15,43	0,0171	0,1949	5,2335	0,0012
Total g m⁻²	0,1014	395,30	0,0033	0,0098	221,74	0,2458	2,80	75,19	0,0172
	LC 1.1	LC 1.2	LC 1.3	LC 2.1	LC 2.2	LC 2.3	LC 3.1	LC 3.2	LC 3.3
Corbiculidae	0,2292		0,8661	0,1874		-4,60E-05	9,00E-06		
Mytilidae	0,0176		0,4468	0,0242		-0,0001	0,0393	-0,0002	
Cochliopidae	0,0034		0,0004	0,0049			0,0024		
Gomphidae	0,0047								
Chironomidae	0,0028	0,0001	0,0001		0,0002		0,0002	0,0003	0,0002
			-						
Oligoqueto	0,0009	0,0010	1,10E-05		0,0002				
Total g	0,2585	0,0010	1,3134	0,2165	0,0004	-0,0001	0,0419	0,0001	0,0002
Total g m⁻²	3,7145	0,0149	18,87	3,11	0,0061	-0,0015	0,6026	0,0009	0,0027

Tabla 8.3.4 Biomasa de macroinvertebrados bentónicos (g y g m⁻²) en Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas en noviembre 2016.

	NB 1.1	NB 1.2	NB 1.3	NB 2.1	NB 2.2	NB 2.3	NB 3.1	NB 3.2	NB 3.3
Corbiculidae	0,9682	0,0002		0,0004	0,0000	0,0000	0,8552	0,0012	-5,00E-06
Mytilidae	0,0390				0,0020			0,0041	
Cochliopidae	0,0028				0,0052		0,0038	0,0064	
Oligoqueto	0,0002	0,0007		0,0044			0,0020	-0,0002	
Chironomidae	0,0009				0,0001	0,0009	0,0011		0,0007
Nematodos							0,00E+00		
Ampularidae							-0,0001		
Total g	1,01	0,0009	0,0000	0,0048	0,0073	0,0009	0,8619	0,0115	0,0006
Total g m⁻²	14,53	0,0133	0,0000	0,0683	0,1046	0,0128	12,38	0,1649	0,0093
	FB 1.1	FB 1.2	FB 1.3	FB 2.1	FB 2.2	FB 2.3	FB 3.1	FB 3.2	FB 3.3
Mytilidae		17,80	0,2347	0,0018	14,00	0,1173		0,7846	
Lithoglyphide				0,0559					
Oligoqueto		0,0088		0,0002	0,0088		0,0004	-2,00E-06	-1,50E-05
Cochliopidae	0,0046	0,0006				0,0004	0,0012		
Ampularidae	0,0057			0,0001					
Ostrácodo							0,0021		
Corbiculidae	0,0014	0,0000		2,10E-05		1,90E-05	0,0006		
Chironomidae		0,0004		0,0012			0,0001		0,0001
Ancylidae		-0,0002			0,0006				
Caenidae		3,59E-05							
Conidae		-0,0001							
Nematodos	-	-1,10E-05		-1,50E-05					
Total g	0,0116	17,81	0,2347	0,0592	14,01	0,1177	0,0043	0,7846	0,0001
Total g m⁻²	0,1667	255,93	3,37	0,8503	201,33	1,69	0,0623	11,27	0,0016
	LC 1.1	LC 1.2	LC 1.3	LC 2.1	LC 2.2	LC 2.3	LC 3.1	LC 3.2	LC 3.3
Corbiculidae	0,9682	0,0002		0,0004	0,0000	1,00E-05	0,8552	0,0012	-5,00E-06
Mytilidae	0,0390				0,0020			0,0041	
Cochliopidae	0,0028				0,0052		0,0038	0,0064	
Oligoqueto	0,0002	0,0007		0,0044			0,0020	-0,0002	
Chironomidae	0,0009				0,0001	0,0009	0,0011		0,0007
Nematodos							0,00E+00		
Ampularidae							-0,0001		
Total g	1,0111	0,0009	0,0000	0,0048	0,0073	0,0009	0,8619	0,0115	0,0006
Total g m⁻²	14,53	0,0133	0,0000	0,0683	0,1046	0,0128	12,38	0,1649	0,0093

ND= No detectado

Informe de Ensayo N° 1597867

La inclusión del logo UKAS (United Kingdom Accreditation Service) en el presente informe, demuestra el reconocimiento de la competencia técnica del laboratorio para la realización de los ensayos incluidos en el alcance de la acreditación obtenida y el cumplimiento de los requisitos de la Norma ISO 17025 como Laboratorio de Ensayo."

(*) Los ensayos marcados con asterisco no están incluidos en el alcance de la acreditación otorgada por el Organismo Acreditador UKAS.

La fecha de realización de cada ensayo figura en la planilla correspondiente a la cual hace referencia este informe. Los datos sobre el solicitante y la muestra se encuentran en la carátula del presente informe. Los resultados del ensayo se refieren exclusivamente a la muestra ensayada. Este Informe sólo podrá ser reproducido parcial o totalmente con la autorización previa escrita del LATU.

El presente informe sólo será válido en su versión electrónica firmada digitalmente.

Se expide el presente Informe de Ensayo en Montevideo, a los trece días del mes de junio de dos mil diecisiete.



Lic. Elina Ordoqui, MBA
Directora de Medio Ambiente y Unidad Fray Bentos
LATU