



Informe sobre caracterización biológica en el tramo inferior del Río Uruguay, febrero-noviembre 2015

Solicitante:	UPM S.A
Dirección:	RUTA PUENTE PUERTO KM 307
Descripción de la muestra:	929056 - Informe Anual Biológico 2015
Identificación de las solicitudes incluidas:	1451523 - Muestreo Verano 1471319 - Muestreo Otoño 1485842 - Muestreo Invierno 1506896 - 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 Muestras	6
3.3 Análisis de laboratorio	8
3.4 Análisis de datos	9
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	11
4.1 Análisis físico-químicos: AGUAS	11
4.2 Análisis físico-químicos: SEDIMENTOS.....	18
Ensayos de toxicidad en sedimento.....	30
Contaminantes en sedimento	30
4.3 Bioacumulación EOX bivalvos	32
4.4 Análisis biológicos: FITOPLANCTON	33
4.5 Análisis biológicos: ZOOPLANCTON	44
4.6 Análisis biológicos: MACROZOOBENTOS	54
5. CONCLUSIONES	68
6. BIBLIOGRAFÍA	69
7. ANEXOS: Biomasa anual	75

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 2015. 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 1,26 mg l⁻¹, el de fósforo total 125 µg/l y el de fósforo soluble 58 µg/l. Las concentraciones máximas de fósforo total en sedimentos fueron 721 mgP/kg b.s., nitrógeno total fue 1245 mgN/kg b.s. y 5,3 % de materia orgánica. Los máximos de fósforo y nitrógeno en sedimentos se observaron en la zona de Fray Bentos, en el mes de agosto y noviembre respectivamente. 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, presentando mayores concentraciones de nutrientes en Fray Bentos y un aumento de las concentraciones de limo, principalmente en ésta zona. Los niveles de los contaminantes analizados se mantuvieron por debajo de los ISQGs, de la Guía Canadiense de Calidad de sedimentos, y los demás contaminantes 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 (16 bit.ind⁻¹ primavera, FB3) y un pico en la densidad de *Microcystis* sp. (verano, LC1) de 90.000 cel.ml⁻¹. En la comunidad de zooplancton predominaron los taxa de rotíferos y las larvas de bivalvos en abundancia y biomasa. *Limnoperna fortunei* continuó siendo el organismos más abundante de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos. Los análisis de varianza realizados para todas las comunidades biológicas mostraron que la abundancia de organismos, la riqueza y la diversidad de Shannon no mostraron diferencia significativas entre antes y después de puesta en funcionamiento la planta.

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 2015. 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 1.26 mg l⁻¹, total phosphorus 125 µg l⁻¹ and 58 mg . l⁻¹ of soluble phosphorus. Maximum concentrations of total phosphorus in sediment were 721 mgP / kg B.S., total nitrogen was 1245 mg N / kg B.S. and 5.3% organic matter. The maximum phosphorus and nitrogen were observed in the area of Fray Bentos, in August and November respectively. Like the previous reports, it was noted that the physical and chemical parameters in water have similar fluctuation in the three sites; generally phosphorus levels exceed 25 µg.l⁻¹. In sediments, similar trends over time were observed, showing higher concentrations of nutrients in Fray Bentos and increased concentrations of silt, mainly in this area. 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 a peak of phytoplankton species richness (16 bit.ind-1 spring, FB3) and a peak in the density *Microcystis* sp. (summer, LC1) 90,000 cel.ml⁻¹ was observed. Rotifers dominated in taxa number and larvae of bivalves in abundance and biomass of zooplankton community. *Limnoperna fortunei* remains the most abundant organisms of the benthic macroinvertebrate community. The analysis of variance performed for all biological communities showed that the abundance of organisms, the richness and diversity showed no significant difference between before and after Pulp Mill Plant activities.

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 2015 - noviembre 2015, y su comparación a lo largo de los nueve años de estudio (agosto 2006 - noviembre 2015) 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 2015 y se analizan las variaciones desde el año 2006. En el período de estudio se realizaron cuatro muestreos estacionales: 10, 11 y 12 de febrero; 26, 27 y 28 de mayo, 4, 5 y 7 de agosto; 17, 18 y 19 de noviembre del año 2015.

Se tomaron medidas superficiales *in situ* (temperatura del agua, turbiedad, conductividad, pH y oxígeno disuelto) con sonda multiparámetro YSI 6600 V2 y 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 Dorne 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 fueron extraídas de los sitios Ubici, Las Cañas y Nuevo Berlín para análisis de EOX. En los meses de agosto y noviembre no fue posible extraer los moluscos debido a la altura del nivel del río, lo que no permitió acceder a los sitios.

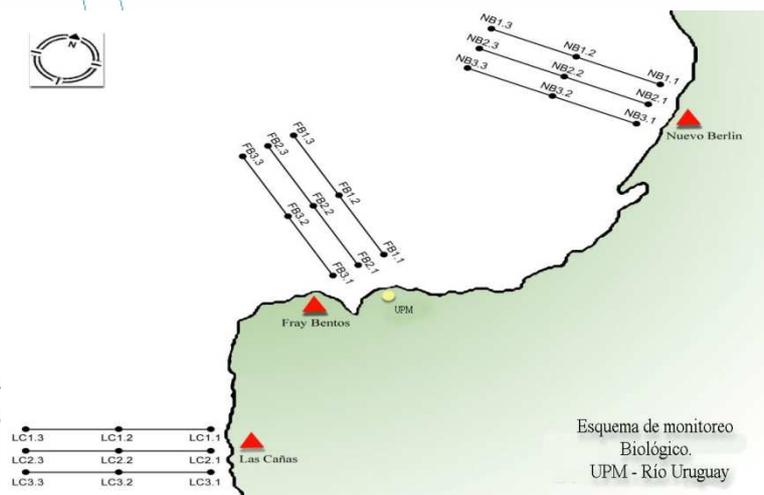


Figura 3.1. Esquema de la disposición de las transectas y puntos de muestreo en las zonas de Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas.

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 Utermhöl (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 ($\mu\text{g C cel}^{-1}$), 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 y se midieron todos los organismos del holoplancton y 10 larvas de bivalvos por muestra.

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 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.

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 euclídeanas. Para los datos biológicos, en cambio, las matrices de similitud de los datos biológicos se hicieron en base al índice de Bray Curtis.



LABORATORIO TECNOLÓGICO DEL URUGUAY

Informe de Ensayo Nº 1508147

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 2015) se muestran en las tablas 4.1.1 y 4.1.2. Las temperaturas siguieron el patrón estacional para la región con mínima de 16,4 °C en invierno y máxima de 28,6 °C en verano. La conductividad osciló entre 45 y 125 $\mu\text{S}/\text{cm}$, el pH presentó valores entre 6,4 y 7,3, valores esperados dentro de los rangos de fluctuación del río.

Los caudales promedios del año 2015 fueron de 5906 m^3/s , siendo el máximo 8766 m^3/s (julio) y mínimo 1254 m^3/s (abril). Durante los muestreos, los caudales promedio variaron entre 2601 m^3/s en otoño y 8306 m^3/s en invierno, el cual se mantuvo alto hasta el muestreo de primavera (7763 m^3/s) (Figura 4.1.1). En aquellos muestreos que presentaron caudales máximos, la transparencia del agua (disco de Secchi) fue menor (37 cm) y la turbidez mayor (40 NTU) que los muestreos con caudales mas bajos (otoño) (Tabla 4.1.1).

Tabla 4.1.1. Valores promedios mensuales, mínimos y máximos de las variables fisicoquímicas: Temperatura (°C), Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$), Oxígeno Disuelto (mg/l), pH, Disco de Secchi (cm), Turbiedad (NTU), Caudal (m^3/s), durante los días de muestreo en 2015.

	Temperatura (°C)	Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	pH	Turbidez (NTU)	Oxígeno Disuelto (mg/l)	Caudal (m^3/s)	Disco Secchi (cm)
verano 2015	28,1	97,6	7,0	13,1	7,3	4519	80
otoño 2015	18,7	117,0	6,9	18,7	8,8	2601	71
invierno 2015	17,1	54,5	7,1	37,0	8,7	8306	37
primavera 2015	23,1	49,1	6,6	40,3	7,8	7763	46
min	16,4	45	6,4	12	7,2	2208	30
máx	28,6	125	7,3	64	9,2	8669	95

Tabla 4.1.2. Valores promedios, mínimos y máximos de las variables químicas de agua: Nitrógeno total (Nt mg/l), Nitrito (NO_2 mg/l), Nitrato (NO_3 mg/l), Amonio (mg/l), Fósforo total (Pt $\mu\text{g}/\text{l}$), Fósforo reactivo soluble (PO_4 $\mu\text{g}/\text{l}$) y Clorofila a ($\mu\text{g}/\text{l}$), durante 2015.

	Nt (mg/l)	NO_3 (mg/l)	NO_2 ($\mu\text{g}/\text{l}$)	Amonio (mg/l)	PO_4 ($\mu\text{g}/\text{l}$)	Pt ($\mu\text{g}/\text{l}$)	Clorofila a ($\mu\text{g}/\text{l}$)
verano 2015	0,6	0,6	<0,033	ND	<32,0	42,7	4,8
otoño 2015	1,1	0,7	ND	0,0	35,9	97,7	2,8
invierno 2015	1,2	0,8	ND	0,1	45,3	83,9	<0,1
primavera 2015	1,0	0,6	<0,033	<0,02	37,6	55,8	1,7
min	0,57	0,36	0,034	0,020	32,6	14	1,5
máx	1,26	0,82	0,048	0,100	57,9	125	14,8

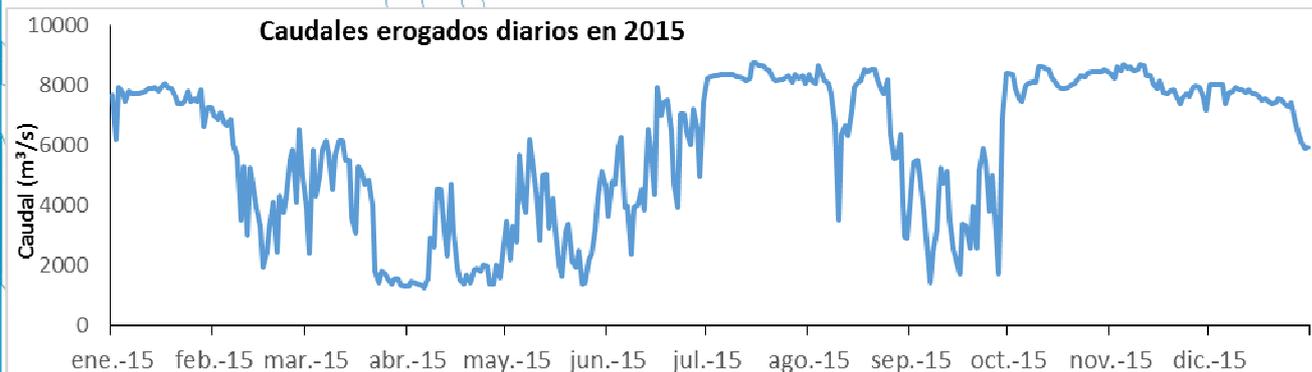


Figura 4.1.1. Caudales erogados diarios en Salto Grande durante 2015.

En la tabla 4.1.2 se observan los valores promedios de los principales nutrientes y clorofila. Los valores de nitrógeno total oscilaron entre 0,57 y 1,26 mg l⁻¹. Las fracciones de nitrógeno presentaron en su mayoría valores cercanos a los no detectados, el nitrato presentó valores máximos en invierno (0,82 mg/l) cuando se presentan los valores de mayor caudal para este año 2015.

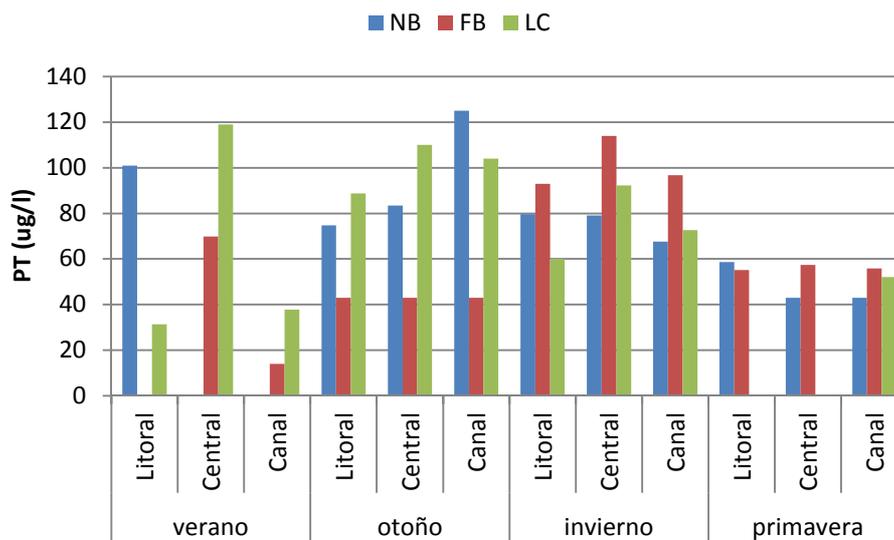


Figura 4.1.2. Fósforo total en los tres sitios durante 2015.

La figura 4.1.2 muestra que los valores máximos de fósforo total fueron máximos en otoño (125 µg/l, NB 2.3) y no detectado cuando el caudal fue alto en verano y primavera (cercano 8000 m³/s). La clorofila presentó un solo pico de 14 µg/l en FB 2.3 durante el verano, pero en general presentó valores cercanos a los límites de detección.

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) RGlobal 0,227, ni entre las zonas (litoral, central y canal) RGlobal =0,305, pero si mostró una marcada estacionalidad a lo largo del año, RGlobal=0.82 p=0.01, o sea, mostró un 99% de similitud entre sitio y zonas.

Variación temporal agosto 2006 – noviembre 2015

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 4.1.3).

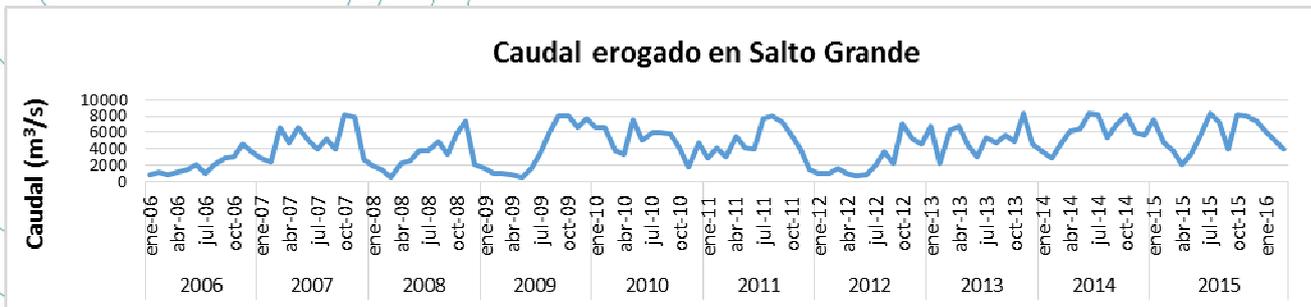


Figura 4.1.3. Caudales erogados diarios en Salto Grande durante 2015.

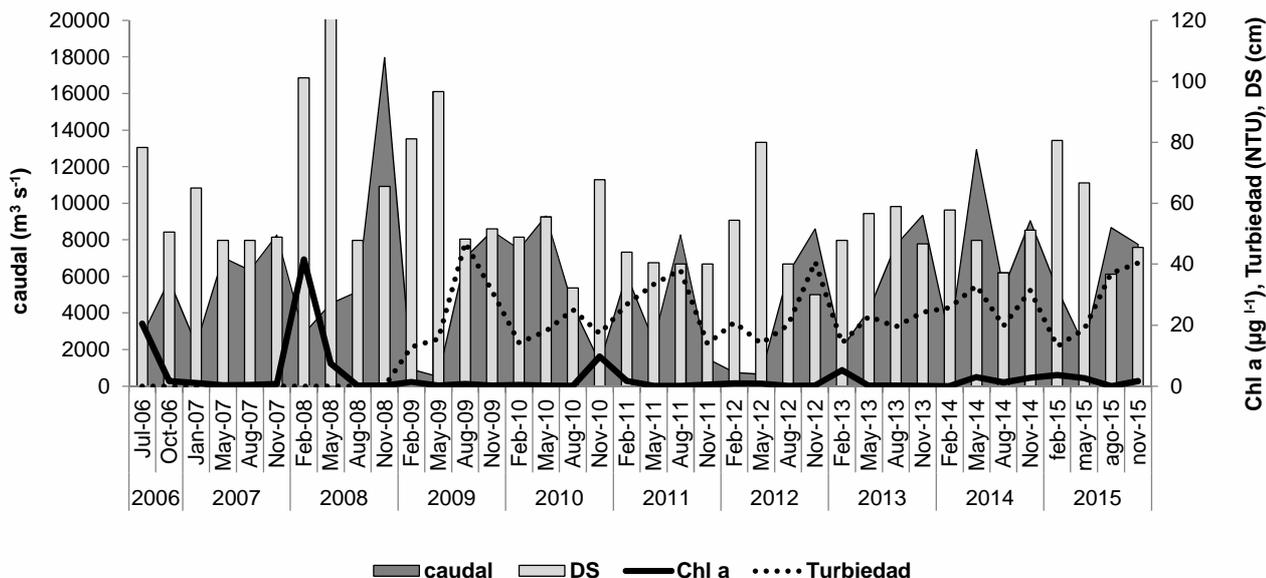


Figura 4.1.4. Promedios mensuales clorofila, turbiedad, profundidad del disco de secchi y caudal, 2006 – 2015.

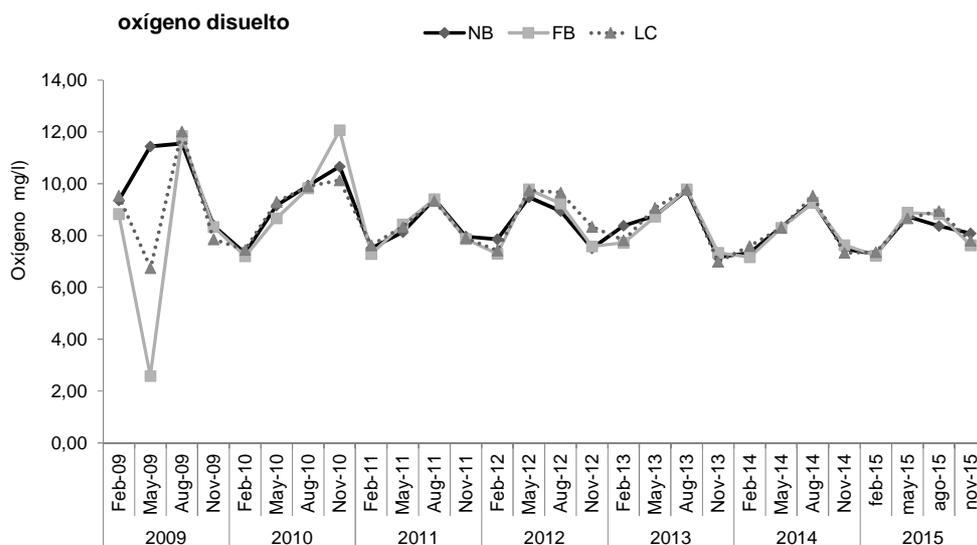


Figura 4.1.5. Promedios mensuales de oxígeno disuelto (mg/l) tomados in situ durante febrero 2009 – noviembre 2015 en los tres sitios de muestreo: Nuevo Berlín (NB), Fray Bentos (FB) y Las Cañas (LC).

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 de permitido (25 µg/L).

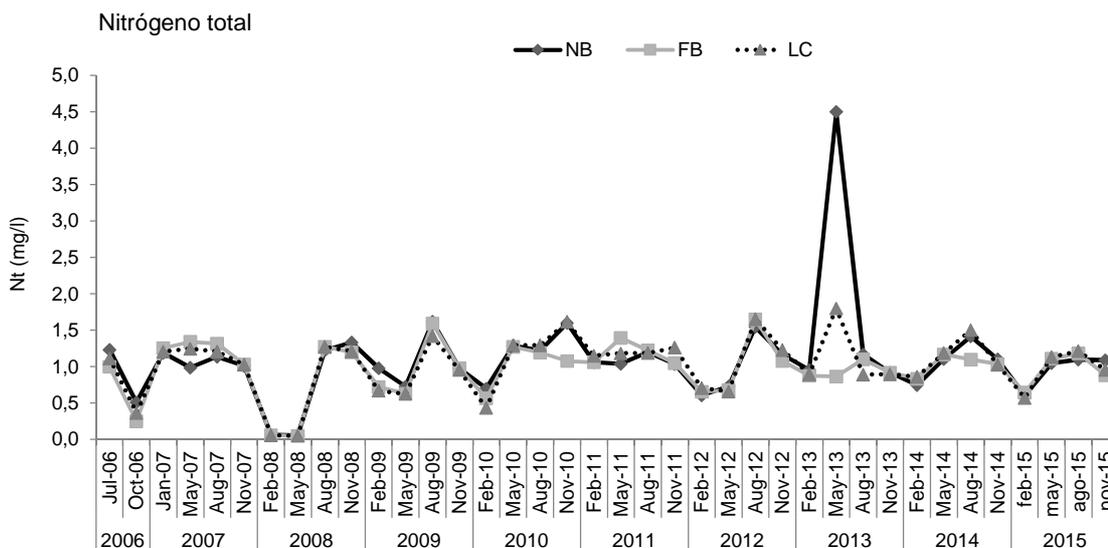


Figura 4.1.6. Promedios mensuales de nitrógeno total (mg/l) durante julio 2006 – noviembre 2015 en los tres sitios de muestreo: Nuevo Berlín (NB), Fray Bentos (FB) y Las Cañas (LC).

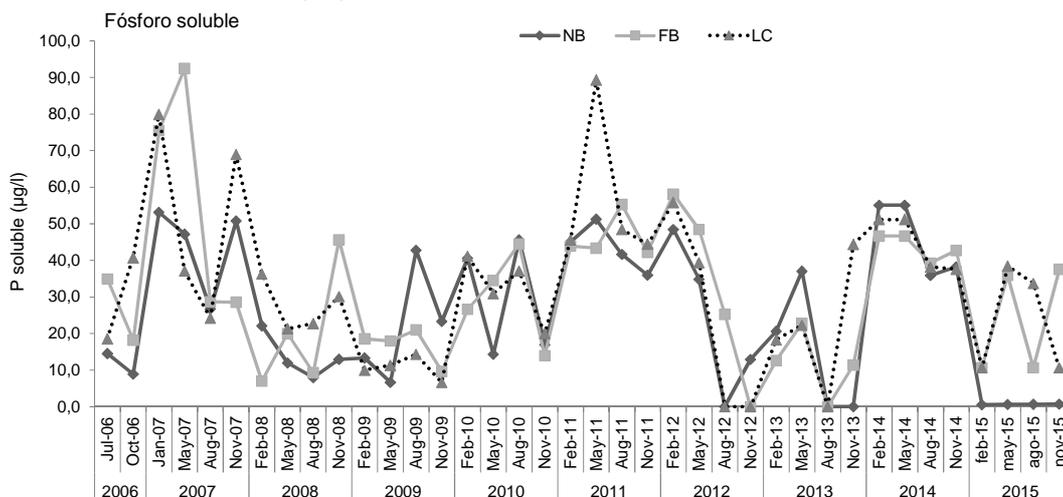


Figura 4.1.7. Promedios mensuales de fósforo soluble ($\mu\text{g/l}$) durante julio 2006 – noviembre 2015 en los tres sitios de muestreo: Nuevo Berlín (NB), Fray Bentos (FB) y Las Cañas (LC).

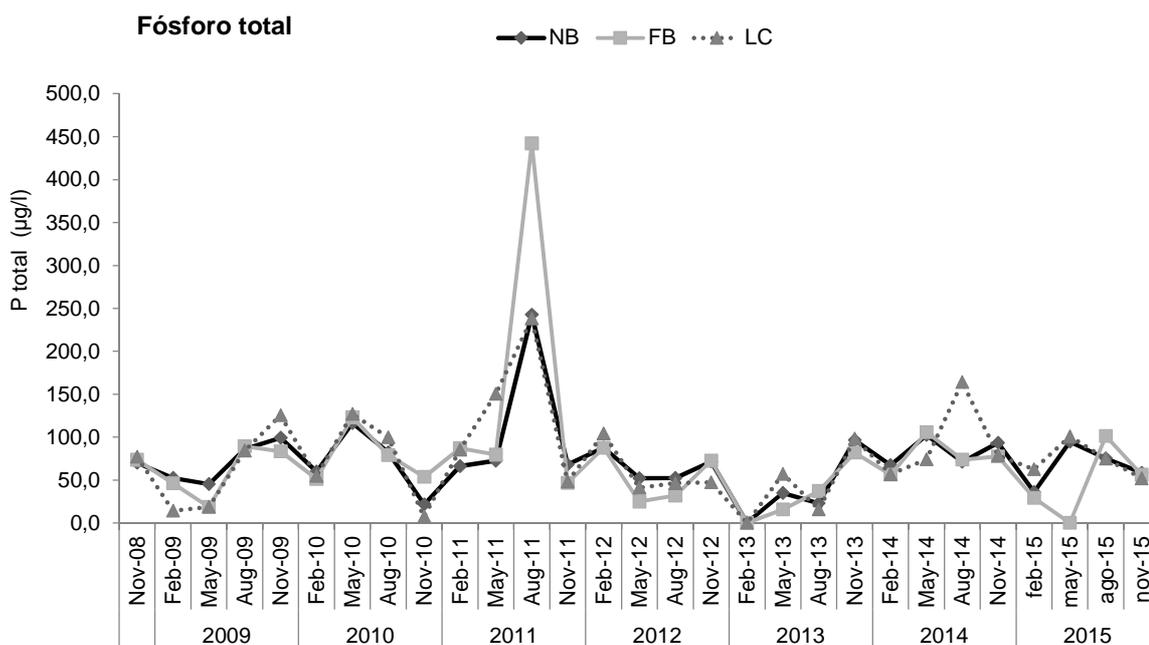


Figura 4.1.8. Promedios mensuales de fósforo total ($\mu\text{g/l}$) durante noviembre 2008 – noviembre 2014 en los tres sitios de muestreo: Nuevo Berlín (NB), Fray Bentos (FB) y Las Cañas (LC).

Según los análisis de similitud realizados con la matriz ambiental, las comparaciones entre sitios y zonas no fueron significativas ($R_{\text{Global temporal}}=0,892$, $p=0,01$, $R_{\text{Global sitio}}=0,023$, $p=0,1$; $r_{\text{Global zona}}=0,022$, $p=0,1$).

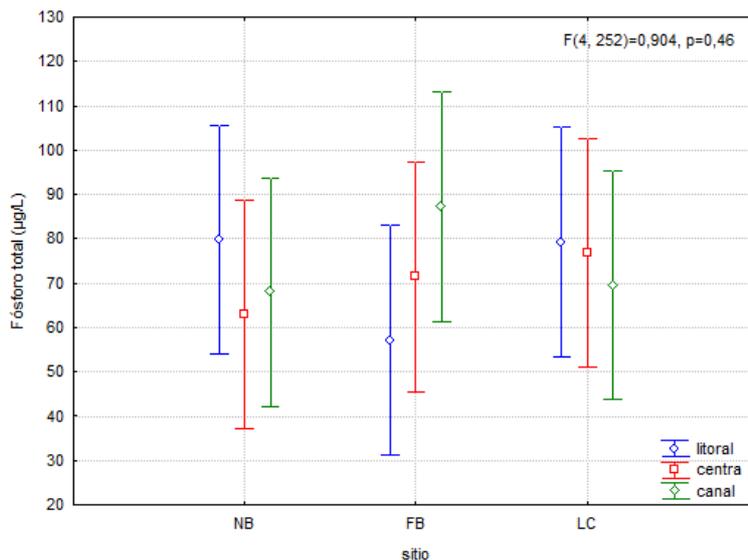


Figura 4.1.9. Promedios y desvíos mensuales de fósforo total (µg/l) durante 2006 – 2015 en los tres sitios de muestreo: Nuevo Berlín (NB), Fray Bentos (FB) y Las Cañas (LC) y las zonas: litoral, medio y canal.

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 2015, no se encontraron diferencias estadísticas significativas entre las mismas, antes y después de puesta en funcionamiento la planta (figuras 4.1.10 y 4.1.11).

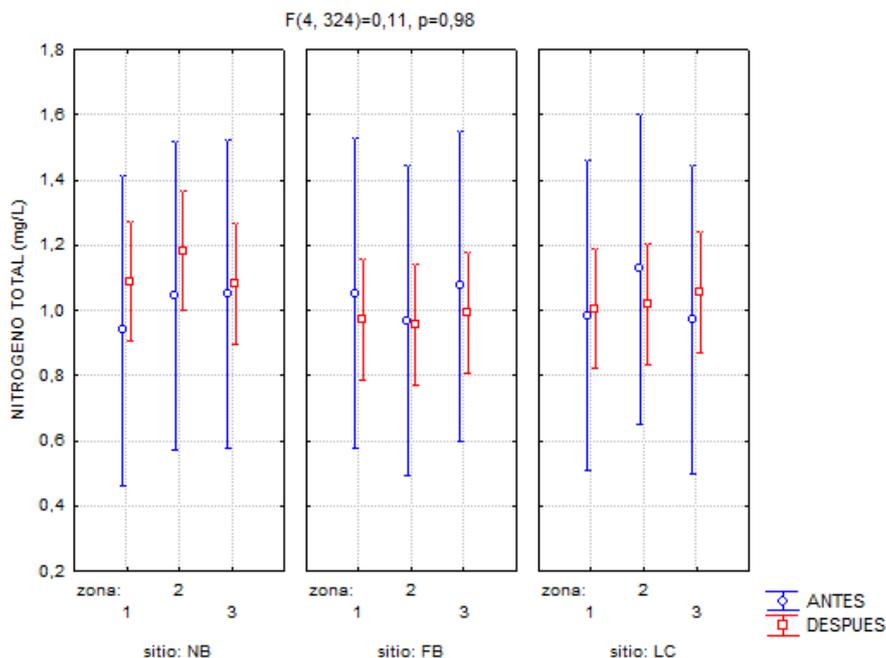


Figura 4.1.10. Resultado del ANOVA de tres vías, para el nitrógeno en los tres sitios de (Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas) en las distintas zonas: 1: litoral, 2: media y 3: canal durante 2006 al 2015.

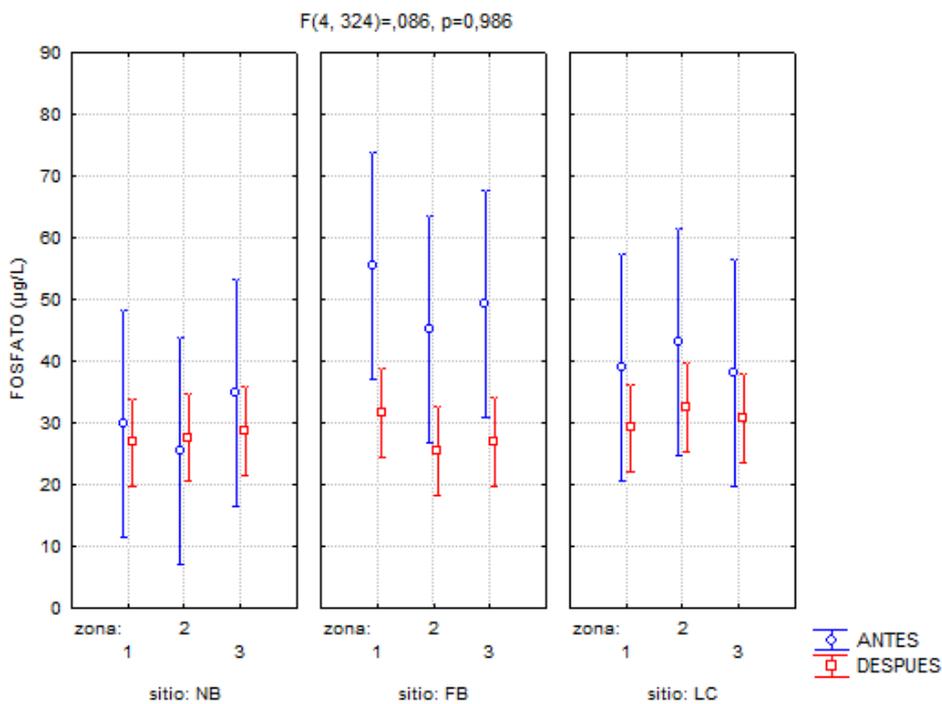


Figura 4.1.11. Resultado del ANOVA de tres vías, para el fosfato en agua en los tres sitios de (Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas) en las distintas zonas: 1: litoral, 2: media y 3: canal durante 2006 al 2015.

4.2 Análisis físico-químicos: SEDIMENTOS

4.2.1 Análisis físico-químicos

En los muestreos realizados en el año 2016, las concentraciones de nutrientes en sedimentos variaron entre 68 y 721 (mgP/kg b.s.) para el fósforo total y 152 y 1245 (mgN/kg b.s.) para el nitrógeno total. Los porcentajes de materia orgánica encontrados oscilaron entre 0.7 y 5.3%. Los máximos de fósforo y nitrógeno se observaron en la zona de Fray Bentos, en el mes de agosto y noviembre respectivamente. En el mes de mayo, la de Nuevo Berlín presentó el promedio máximo de materia orgánica. Las fracciones de limo variaron entre 3.8 y 43.2 %, en Nuevo Berlín y Fray Bentos, respectivamente, ambas se observaron durante el muestreo de noviembre de 2016. En líneas generales 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 pasado 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, limo y arcilla). En Fray Bentos no se observaron correlaciones lineales entre la concentración de fósforo y las distintas fracciones de sedimentos, este mismo patrón se presentó en LATU 2015. 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. 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).

Informe de Ensayo Nº 1508147

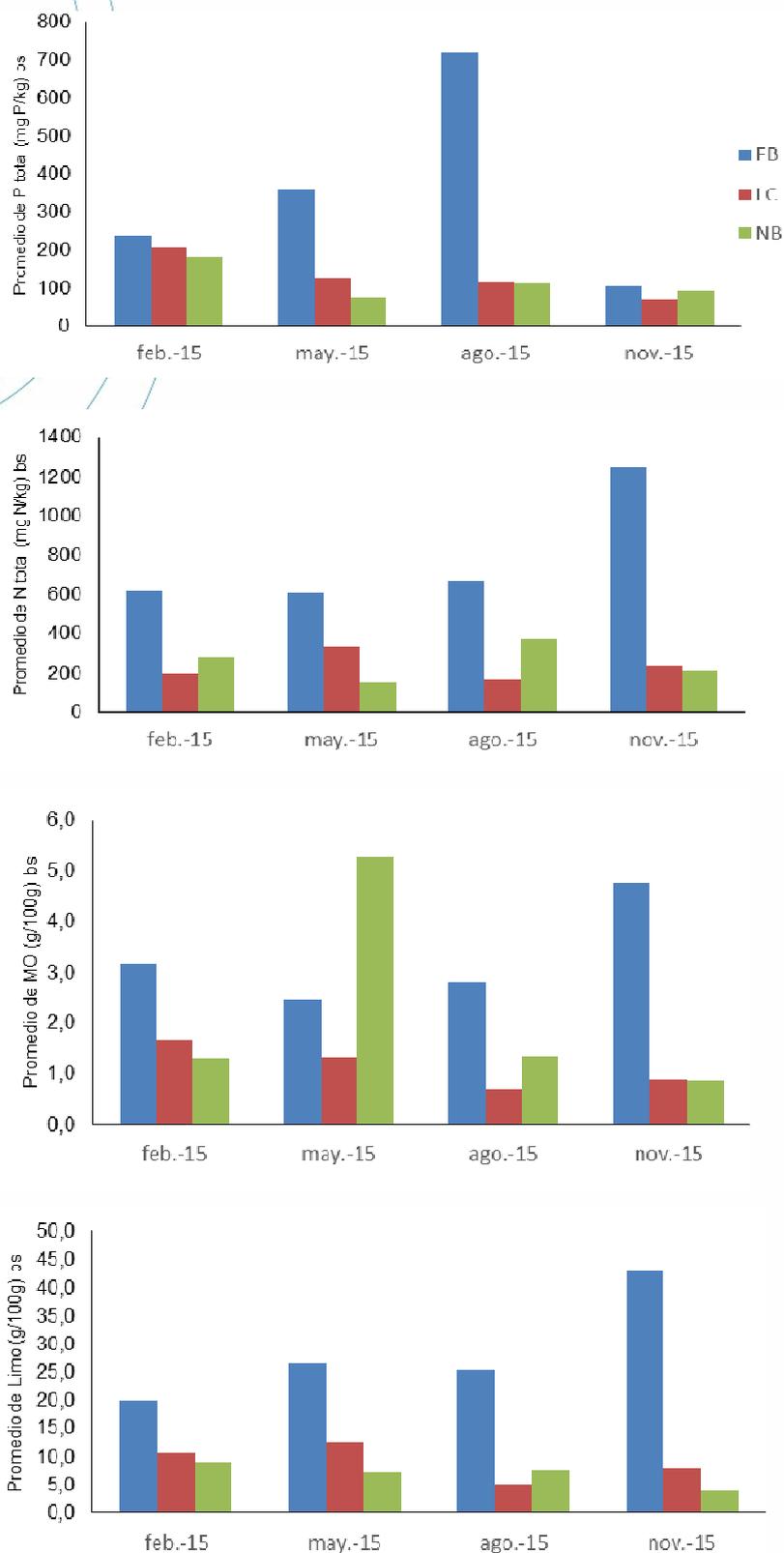


Figura 4.2.1. Promedio estacional de fósforo total, nitrógeno total (peso seco), materia orgánica y porcentajes de las fracciones de limo en los sedimentos en el área de estudio durante el año 2015 (NB: Nuevo Berlín, FB: Fray Bentos y LC: Las Cañas).

Tabla 4.2.1. 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 Nuevo Berlín durante febrero y noviembre 2015. Los valores de Spearman significativos $p < 0.05$ se destacan en cursiva.

Nuevo Berlín

	P total (mg P/kg) bs	Nitrógeno (mgN/kg) bs	Materia orgánica (g/100g) bs
Grava	0,15	0,01	0,01
Arena gruesa	-0,54	-0,69	-0,64
Arena mediana	-0,61	-0,78	-0,77
Arena fina	0,29	0,37	0,34
Arena muy fina	0,70	0,87	0,91
Limo	0,73	0,86	0,88
Arcilla	0,34	0,42	0,40
Caudal	-0,20	-0,05	-0,09

Fray Bentos

	P total (mg P/kg) bs	Nitrógeno (mgN/kg) bs	Materia orgánica (g/100g) bs
Arena muy gruesa	0,05	-0,15	-0,03
Arena gruesa	-0,01	-0,26	-0,06
Arena mediana	-0,26	-0,62	-0,47
Arena fina	0,01	-0,42	-0,50
Arena muy fina	0,33	0,57	0,40
Limo	0,28	0,76	0,77
Arcilla	0,16	0,10	0,15
Caudal	0,16	0,22	0,20

Las Cañas

	P total (mg P/kg) bs	Nitrógeno (mgN/kg) bs	Materia orgánica (g/100g) bs
Arena gruesa	-0,22	-0,05	-0,05
Arena mediana	-0,40	-0,63	-0,63
Arena fina	-0,10	-0,28	-0,24
Arena muy fina	0,55	0,87	0,89
Limo	0,53	0,85	0,86
Arcilla	0,24	0,22	0,24
Caudal	-0,01	-0,14	-0,26

Variación hasta noviembre 2015

En las Figuras 4.2.2, 4.2.3, 4.2.4, 4 4.2.5 se muestran las variaciones temporales de fósforo total, nitrógeno, materia orgánica, limo y arena mediana, en los tres sitios de muestreo desde febrero 2007 hasta noviembre 2015. Por lo general, y al igual que en informes anteriores, se observó, que las variables analizadas presentan las mayores concentraciones 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.

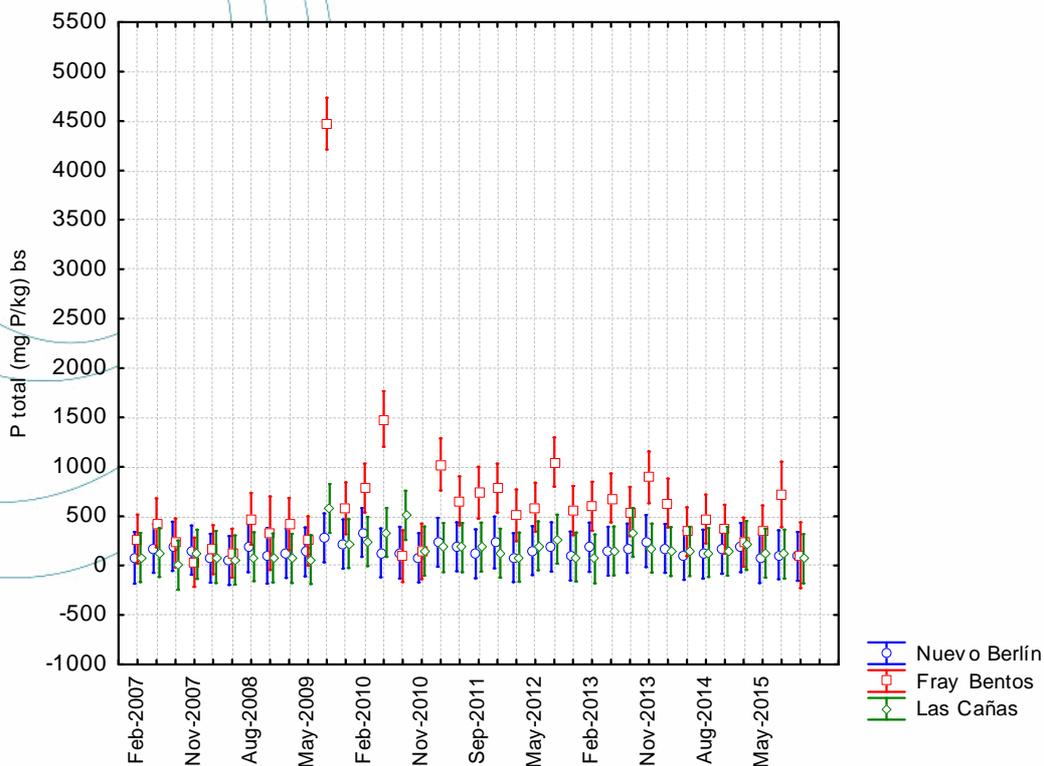


Figura 4.2.2 Variación de fósforo total promedio (+/- error estándar) en el período de estudio (febrero 2007- noviembre 2015) en los sitios de muestreo.

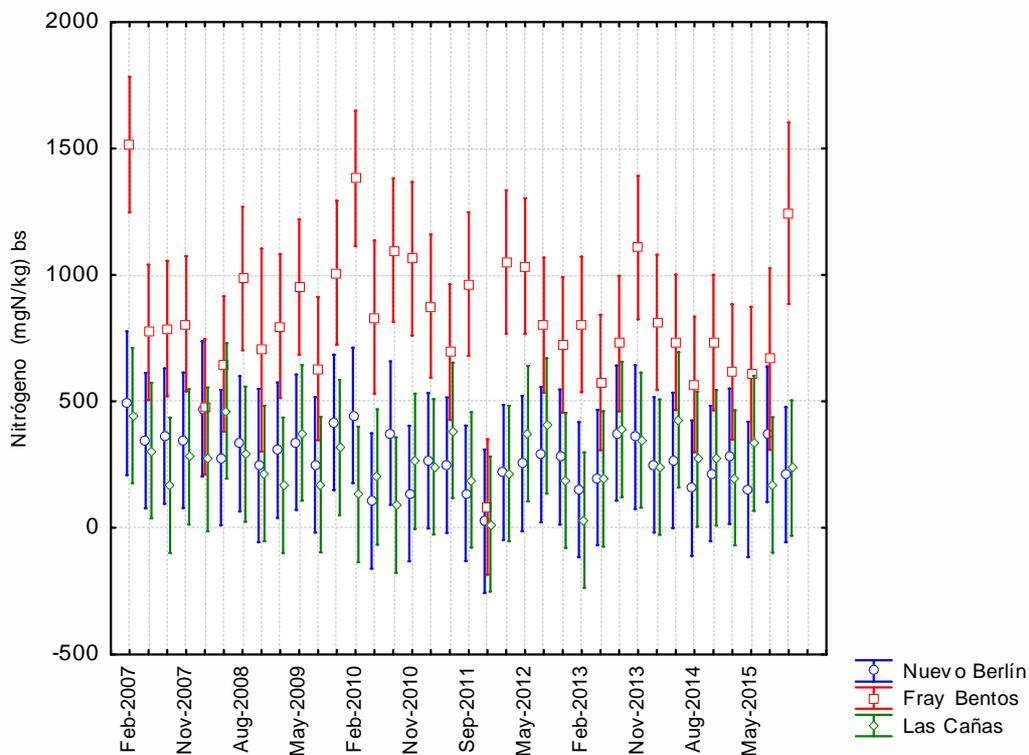


Figura 4.2.3 Variación de nitrógeno Kjeldahl total promedio (+/- error estándar) en el período de estudio (febrero 2007-noviembre 2015) en los sitios de muestreo.

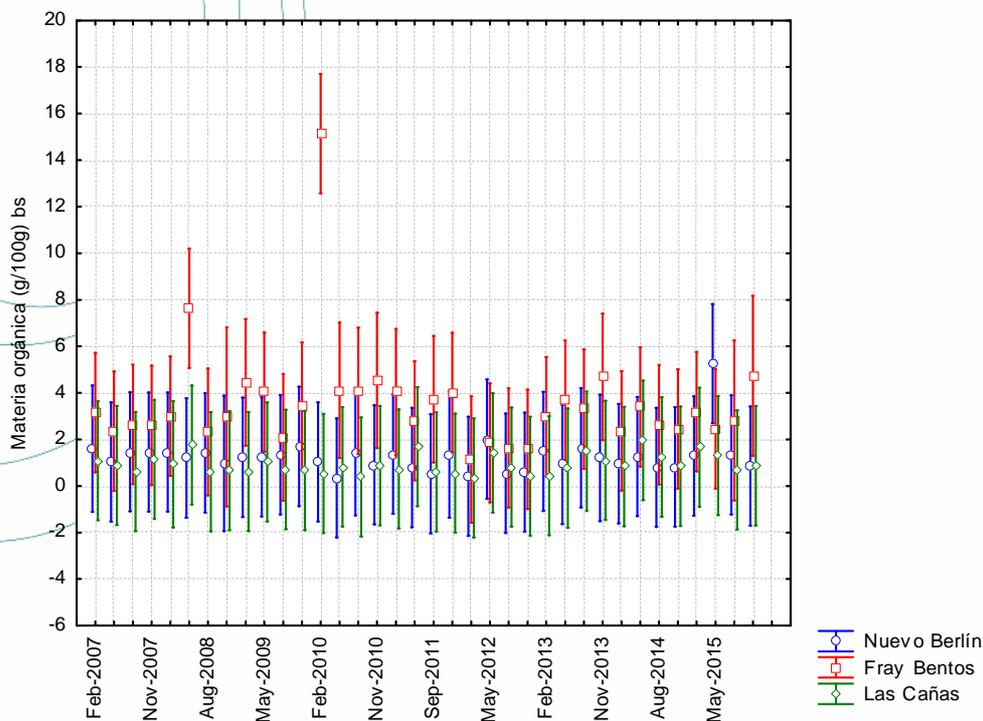


Figura 4.2.4 Variación de materia orgánica promedio (+/- error estándar) en el período de estudio (febrero 2007-noviembre 2015) en los sitios de muestreo

Se observaron correlaciones positivas entre las fracciones finas (arena muy fina y limo) y el contenido de fósforo, nitrógeno y materia orgánica, mientras que las fracciones de arena (arena gruesa, mediana y fina) se correlacionaron negativamente con los nutrientes y materia orgánica, en este periodo el caudal se correlacionó de forma positiva con las fracciones de arena media y fina, y negativamente con el limo (Tabla 4.2.3). Este mismo patrón se observó en años anteriores, LATU 2014, LATU 2015.

Tabla 4.2.3 Coeficientes de correlación de Spearman entre nitrógeno, fósforo, materia orgánica en sedimentos, los distintos tamaños de grano y el caudal en el período de febrero 2007 a noviembre 2015. Los valores de Spearman significativos $p < 0,05$ se destacan en cursiva.

	P total (mg P/kg) bs	Nitrógeno (mgN/kg) bs	Materia orgánica (g/100g) bs	Caudal
Arena gruesa	<i>-0,35</i>	<i>-0,28</i>	<i>-0,27</i>	0,02
Arena mediana	<i>-0,60</i>	<i>-0,67</i>	<i>-0,69</i>	0,10
Arena fina	<i>-0,24</i>	<i>-0,20</i>	<i>-0,22</i>	0,16
Arena muy fina	<i>0,53</i>	<i>0,68</i>	<i>0,70</i>	-0,02
Limo	<i>0,59</i>	<i>0,65</i>	<i>0,69</i>	-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).

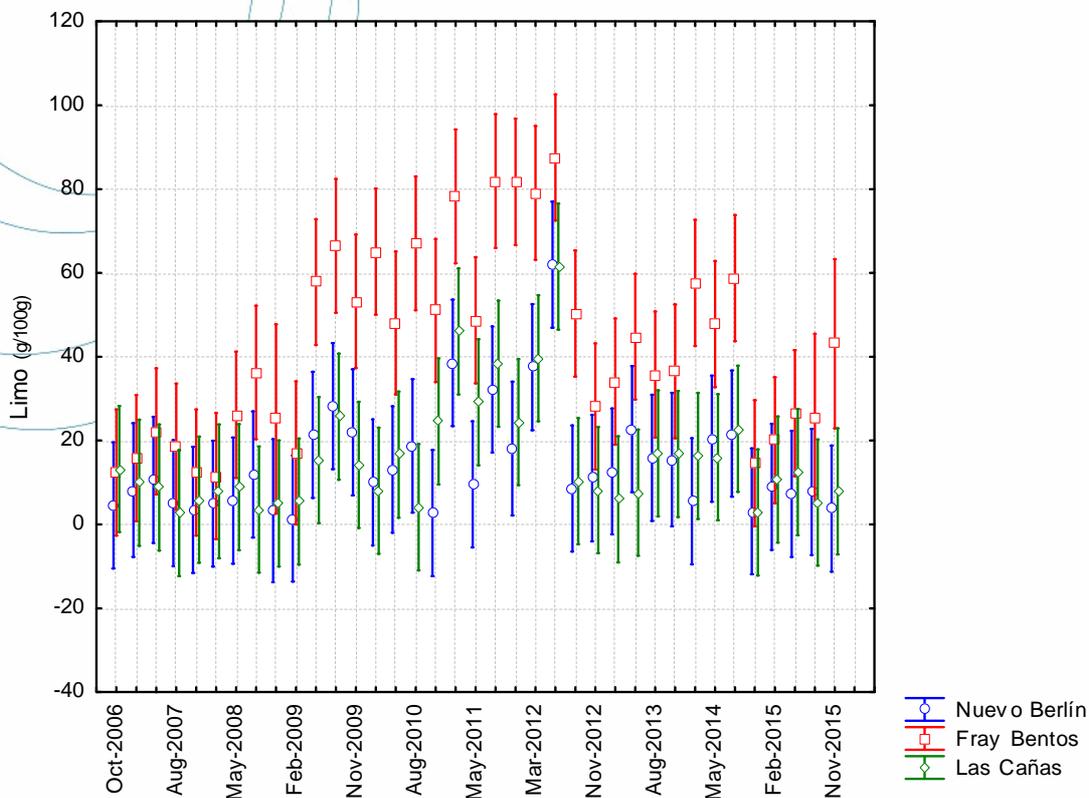


Figura 4.2.5 Variación de limo promedio (+/- error estándar) en el período de estudio (octubre 2006- noviembre 2015) en los sitios de muestreo.

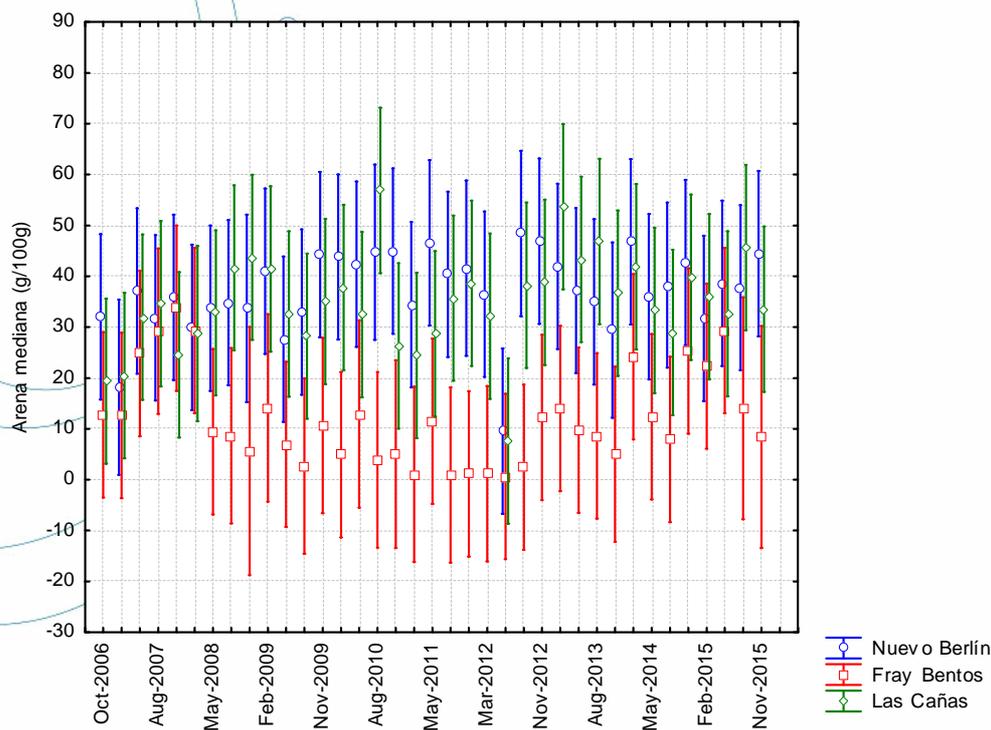


Figura 4.2.6 Variación de arena media promedio (+/- error estándar) en el período de estudio (octubre 2006- noviembre 2015) en los sitios de muestreo.

Se realizaron análisis de varianza (ANOVA) para analizar si se presentaron diferencias en las concentraciones de fósforo, nitrógeno y materia orgánica en sedimentos a lo largo del período de estudio (antes y después de puesta en funcionamiento la plata), en los tres sitios y las distintas zonas.

Las concentraciones de **fósforo total** en sedimentos presentaron diferencias entre las distintas zonas de muestreo (litorales, medios y canales) ($F_{(2,920)} = 6.39, p < 0.01$), entre los sitios ($F_{(2,920)} = 58.82, p < 0.01$) y en el tiempo ($F_{(1,920)} = 70.18, p < 0.01$), no así en la interacción de los factores (Figura 4.2.6).

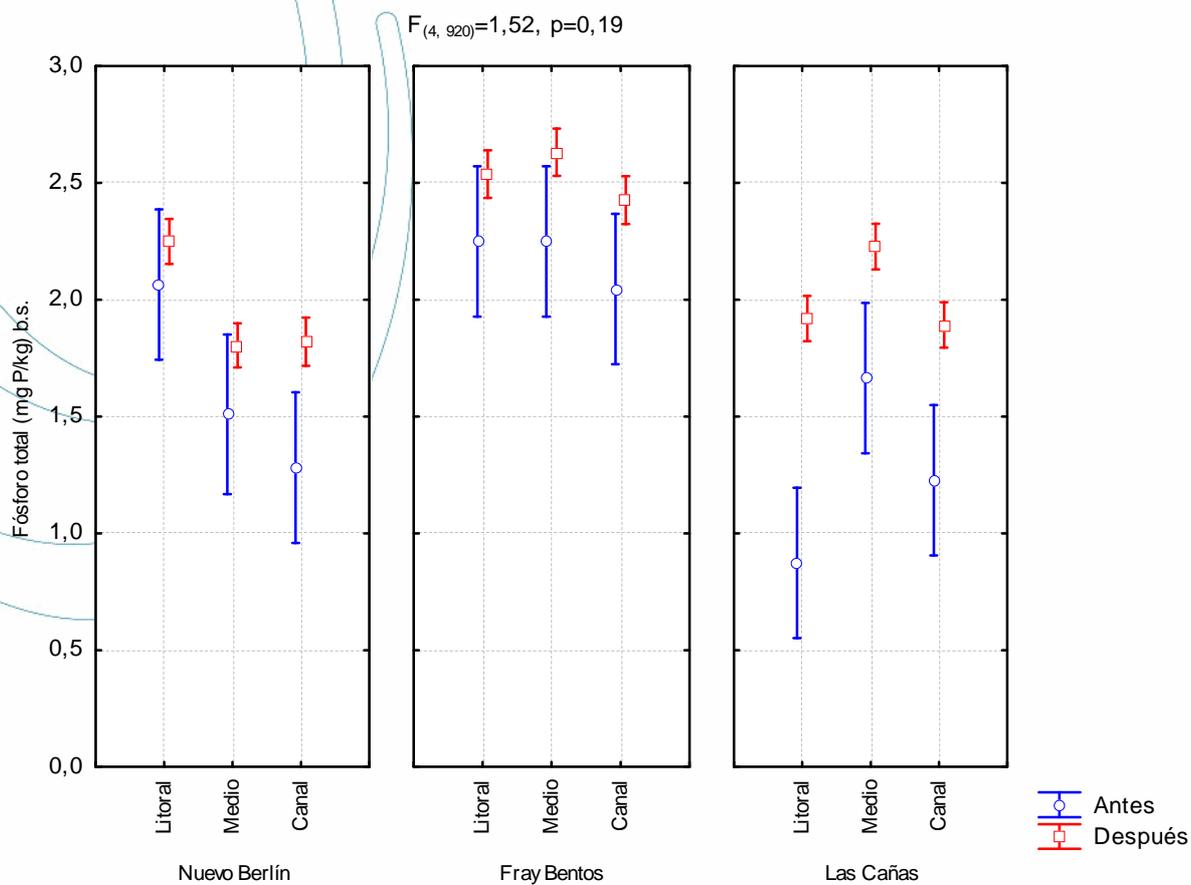


Figura 4.2.6. Resultado del ANOVA de tres vías, para la concentración de fósforo total (Log x +1) en sedimentos (peso seco) en los tres sitios de estudio en las distintas zonas (febrero 2007-noviembre 2015).

Las variaciones de **nitrógeno** en sedimentos mostraron diferencias entre los sitios ($F_{(2,920)} = 40.45, p < 0.01$), entre las zonas ($F_{(2,920)} = 10.45, p < 0.01$) y en el tiempo ($F_{(1,920)} = 5.44, p = 0.02$), no así en la interacción de los factores (Figura 4.2.7).

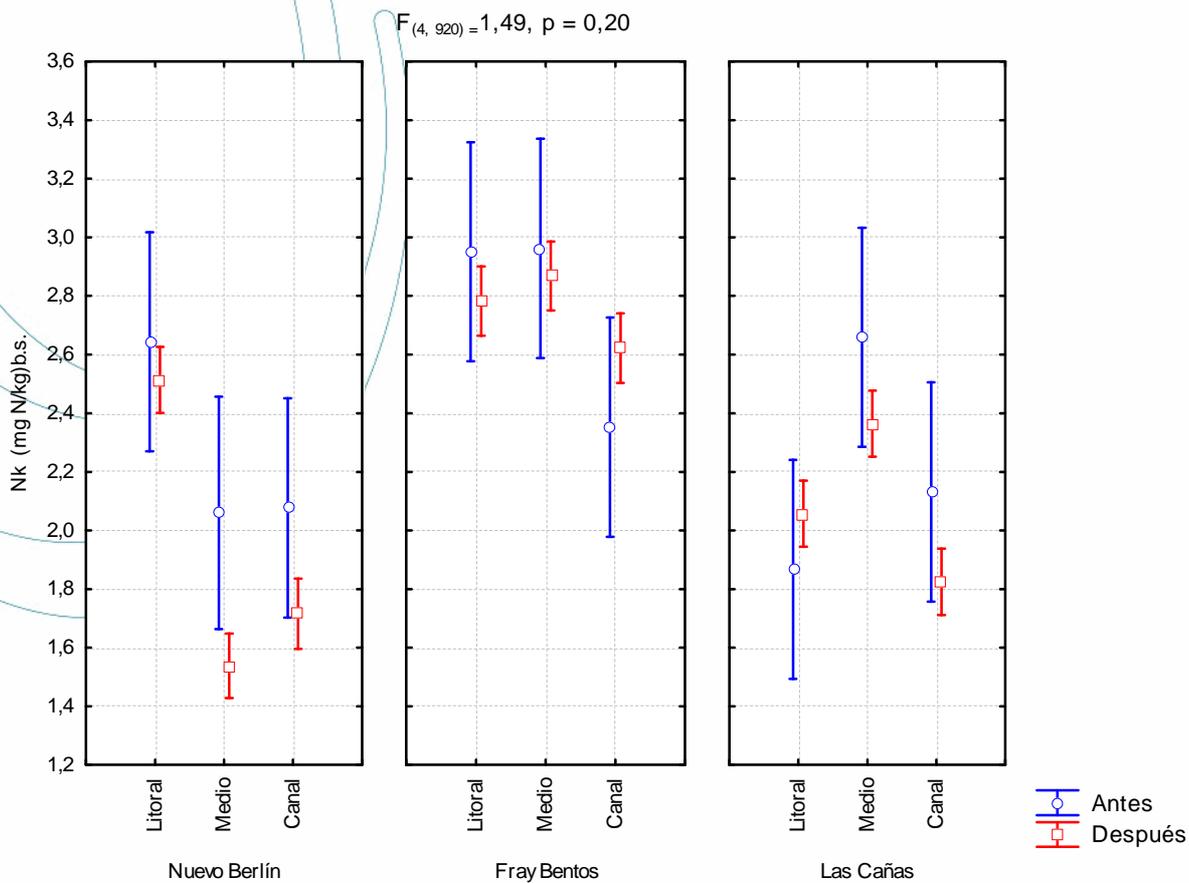


Figura 4.2.7. Resultado del ANOVA de tres vías, para la concentración de nitrógeno Kjeldahl total (Log x +1) en sedimentos (peso seco) en los tres sitios de estudio en las distintas zonas (febrero 2007-noviembre 2015).

La **materia orgánica** en sedimentos mostraron diferencias entre las zonas ($F_{(2,920)} = 5.30, p < 0.01$) y los sitios ($F_{(2,920)} = 63.46, p < 0.01$), no observándose diferencias en el tiempo ni en la interacción de los factores (Figura 4.2.8).

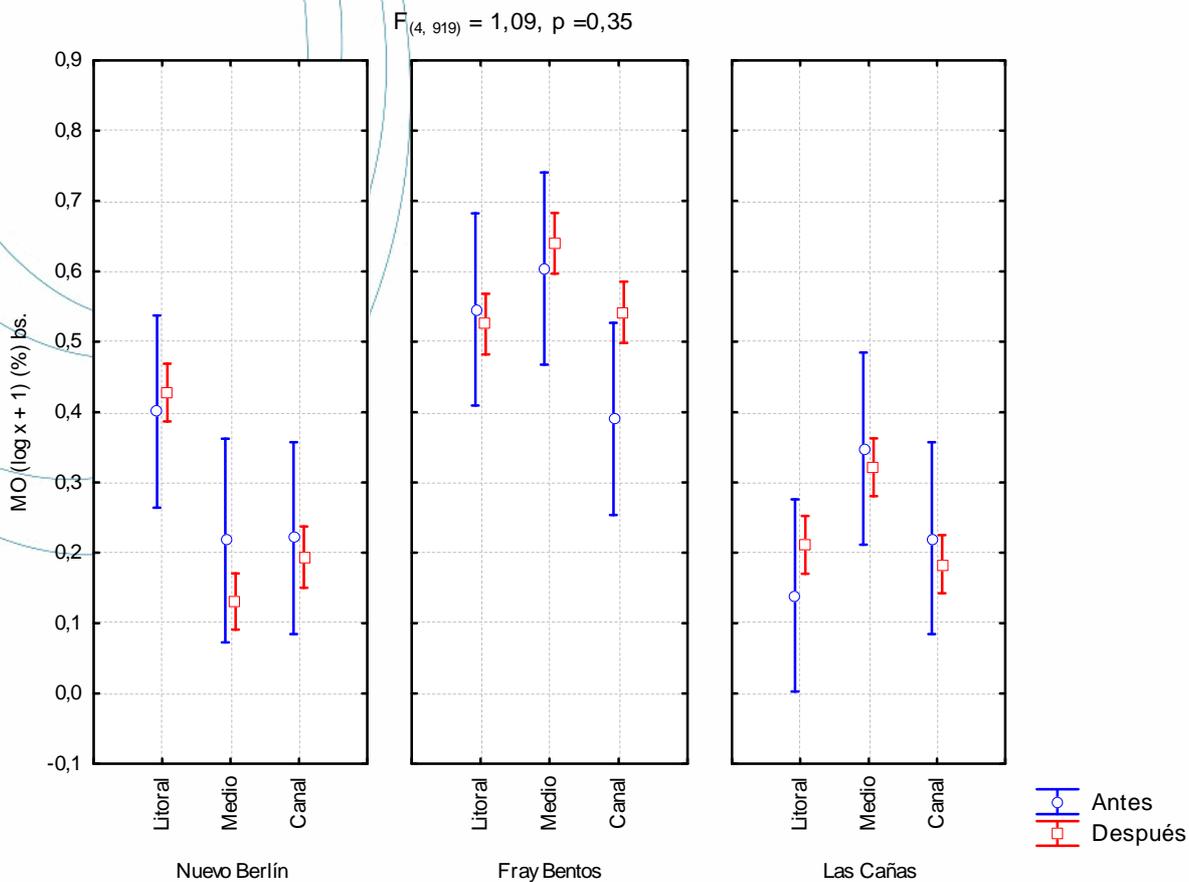


Figura 4.2.8. Resultado del ANOVA de tres vías, para la concentración de materia orgánica (Log x + 1) en sedimentos (peso seco) en los tres sitios de estudio en las distintas zonas (febrero 2007 - noviembre 2015).

Las variaciones de **limo** en sedimentos en las diferentes zonas de muestreos (litorales, intermedios y canales) no mostraron diferencias, si se observaron diferencias entre los sitios ($F_{(2,947)} = 24.18, p < 0.01$) y el tiempo ($F_{(1,947)} = 31.46, p < 0.01$), no así en la interacción de los factores (Figura 4.2.9).

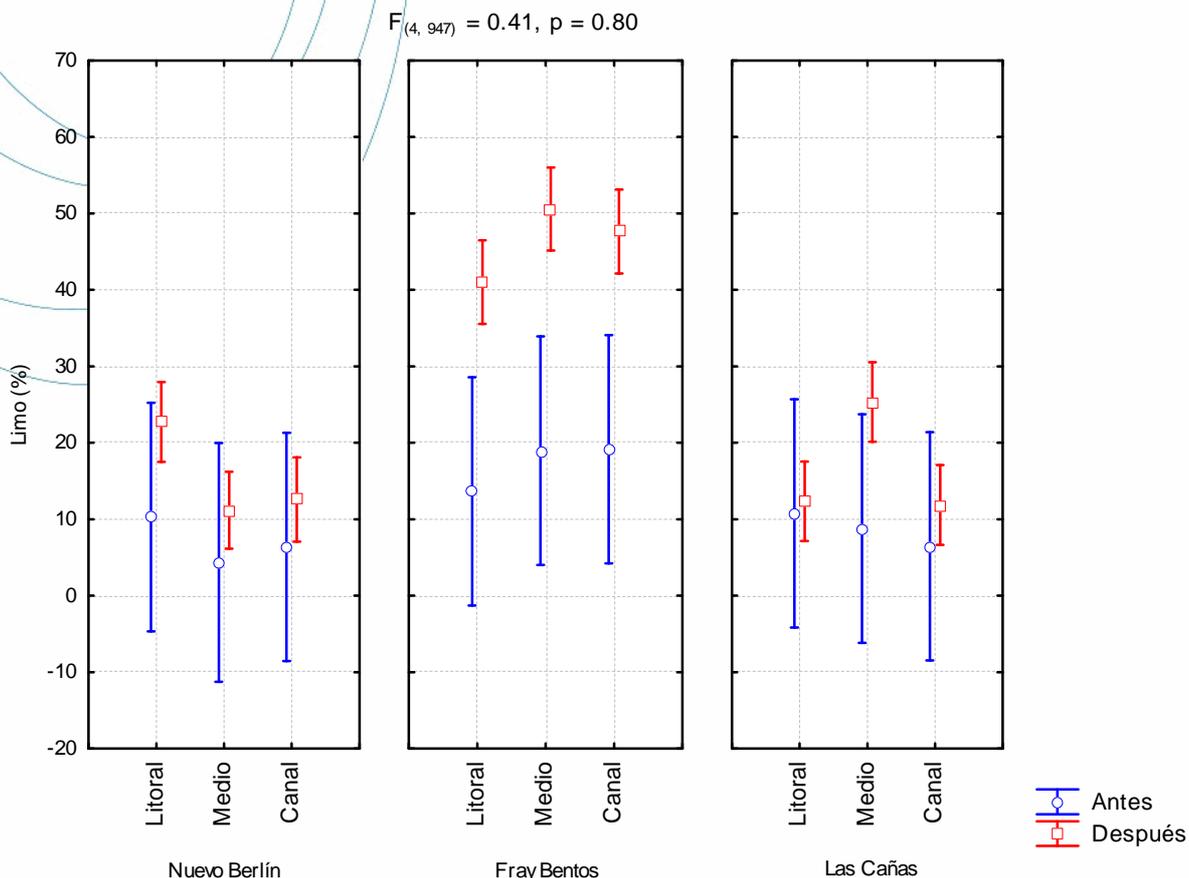


Figura 4.2.9. Resultado del ANOVA de tres vías, para la concentración de limo en sedimentos en los tres sitios de estudio en las distintas zonas (octubre 2006 - noviembre 2015).

Las variaciones de **arena mediana** en sedimentos no presentaron diferencias entre las zonas de muestreos (litorales, intermedios y canales), ni en el tiempo. Si se observaron diferencias entre los sitios ($F_{(2,947)} = 28.58, p < 0.01$) y en la interacción de los factores (Figura 4.2.10).

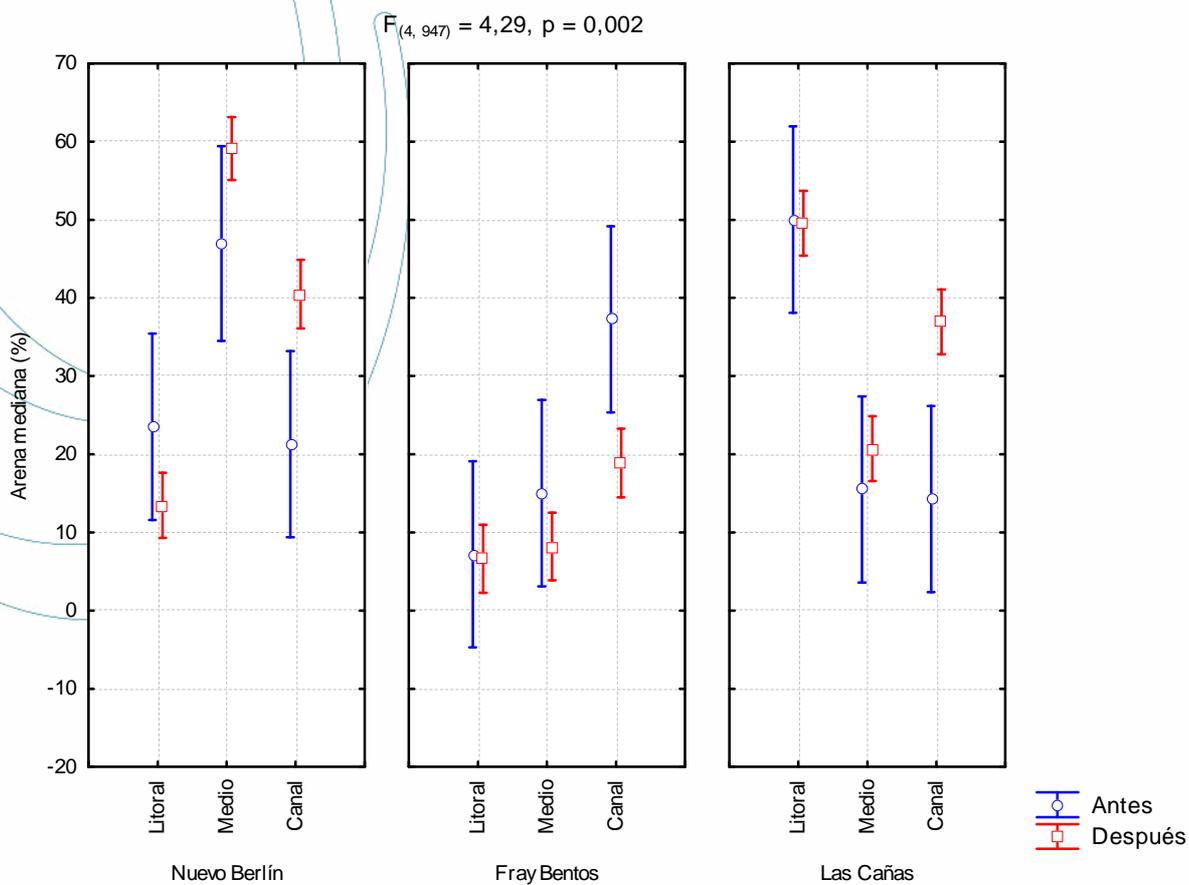


Figura 4.2.10. Resultado del ANOVA de tres vías, para la concentración de arena mediana en sedimentos en los tres sitios de estudio en las distintas zonas (octubre 2006 - noviembre 2015).

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, materia orgánica, y en las fracciones de limo y arena mediana.

4.2.2 Ensayos toxicológicos en sedimentos

El bioensayo de toxicidad con *Daphnia magna* sobre el elutriado de los sedimentos litorales en 2015 dieron como resultado la clasificación de "no tóxico" (LC50, 48 h > 100%) en todos los puntos de los muestreos de Febrero, Mayo y Agosto (ver Anexo). En Noviembre, en cambio, las muestras de las tres zonas de muestreo presentaron resultados de toxicidad positivo (LC50, 48 h < 100%). Al repetir el análisis de las muestras el nuevo resultado presentó condiciones no tóxicas.

4.2.3 Ensayos contaminantes en sedimentos

Para todos los contaminantes analizados en sedimentos, en el 2015 se mantienen las tendencias observadas en informes anteriores (LATU 2015), donde el mercurio, PCBs y EOX presentan resultados por debajo de los límites de detección o cuantificación (LC) del correspondiente método de análisis. A diferencia de años anteriores, en el 2015 todos los valores de PAH presentaron resultados por debajo de los límites de los valores de guía canadienses de calidad de sedimentos (ISQG). En el año 2014 se observaron dos valores de naftaleno y uno de fenantreno que superaron dichos límites pero dichos niveles estuvieron muy por debajo de los Niveles de Efecto Probable (PEL) (LATU 2014).

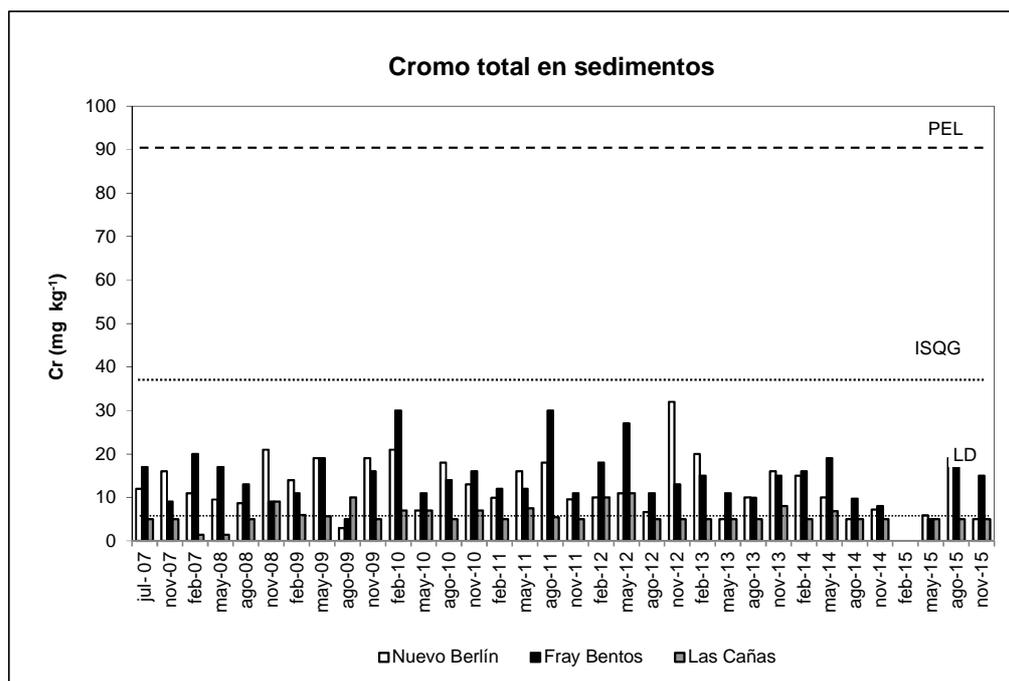


Figura 4.2.10. Cromo en sedimentos (mg kg⁻¹ b.s.) en los litorales de Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas durante agosto 2007 – noviembre 2015. LD: límite de detección promedio. PEL: Nivel de efecto probable. ISQG: nivel guía canadiense provisorio para calidad de sedimentos.

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 2015.

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

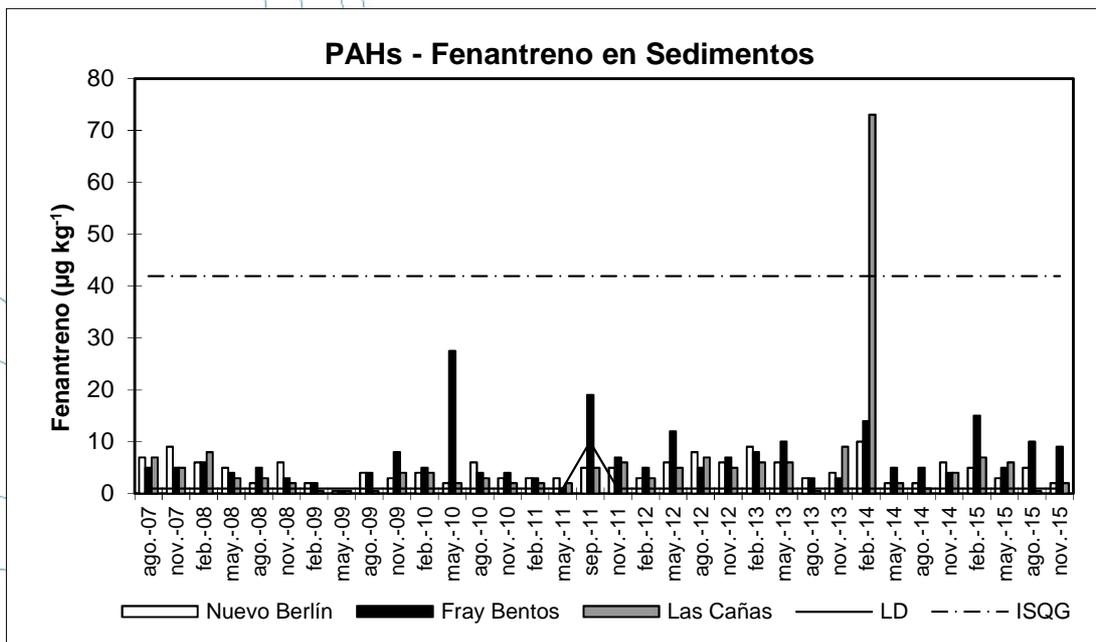


Figura 4.2.11. PAHs en sedimentos (mg kg⁻¹b.s.) en los litorales de Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas durante agosto 2007 – noviembre 2015. LD: límite de detección promedio. PEL: Nivel de efecto probable. ISQG: nivel guía canadiense provisorio para calidad de sedimentos.

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. En los muestreos correspondientes a Agosto y Noviembre de los años 2014 y 2015 no se pudieron obtener organismos de bivalvos debido a las condiciones hidrológicas del río.

Tabla 4.2.5. Concentración de EOX en base húmeda (µgCl/g) en bivalvos colectados en las zonas litorales de Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas durante los muestreos de 2014 y 2015.

	feb-14	may-14	feb-15	may-15
Nuevo Berlín	<228	<215	44	28
Fray Bentos	<228	<215	32	62
Las Cañas	<228	<215	59	79
L.D (ugCl/g)	101		4	4
L.C (ugCl/g)	228	215	8	7

4.3 Análisis biológicos: FITOPLANCTON

La comunidad fitoplanctónica del bajo Río Uruguay en el período 2015 estuvo compuesta por 182 taxa distribuidos en 9 Clases: Cyanobacterias 21, Chlorophyceae 56, Bacillariophyceae 67, Chrysophyceae 1, Cryptophyceae 8, Dinophyceae 3, Euglenophyceae 25 y una Raphidophyceae. La riqueza de especies en casa sitio fue mayor en verano (70 especies) y menor en otoño (17 especies), ver Tabla 4.3.1. Todos los grupos taxonómicos estuvieron presentes durante todo el año. Se citan por primera vez las especies *Microcrocis* sp., *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Cryptomonas* cf. *rostratiformis*. *Euglena* cf. *gaumei*, *Dictyosphaerium* cf. *ehrenbergianum*, *Dictyosphaerium* cf. *tetrachotomum*, *Spermatozopsis* cf. *exhultans*.

Tabla 4.3.1. Presencia de especies fitoplanctónicas en cada zona de muestreo durante marzo- noviembre 2015.

	Febrero 2015			Mayo 2015			Agosto 2015			Noviembre 2015		
	NB	FB	LC	NB	FB	LC	NB	FB	LC	NB	FB	LC
CYANOPHYCEAE												
<i>Microcrocis</i> sp.	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cuspidiothrix</i> sp.	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dolichospermum</i> cf. <i>circinale</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dolichospermum uruguayense</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dolichospermum crassum</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dolichospermum viguieri</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1
<i>Leptolyngbya</i> sp.	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Merismopedia glauca</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Merismopedia</i> sp.	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Microcystis aeruginosa</i>	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Microcystis</i> sp.	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Microcystis wesenbergii</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oscillatoria</i> s/d.	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	0
<i>Phormidium</i> sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Planktolyngbya</i> cf. <i>limnetica</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Pseudanabaena</i> cf. <i>catenata</i>	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0
<i>Pseudanabaena mucicola</i>	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudanabaena</i> sp.	1	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0
<i>Raphidiopsis</i> sp.	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Filamento s/d	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0
CHLOROPHYCEAE												
<i>Actinastrum hantzschii</i>	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ankistrodesmus gracilis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Chlamydomonas</i> cf. <i>duplex</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chlorella</i> cf. <i>vulgaris</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chlorococcal colonial s/d.	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closteriopsis</i> cf. <i>longissima</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium aciculare</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Closterium acutum</i>	1	1	1	0	0	1	1	1	0	1	1	1
<i>Closterium</i> cf. <i>calosporum</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium</i> sp. 3	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
<i>Closterium</i> sp. 4	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
<i>Closterium</i> sp. 5	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0

CHLOROPHYCEAE	Febrero 2015			Mayo 2015			Agosto 2015			Noviembre 2015		
	NB	FB	LC	NB	FB	LC	NB	FB	LC	NB	FB	LC
<i>Coelastrum</i> sp.	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Colonial 3µ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1
Colonial 8µ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Crucigeniella</i> cf. <i>crucifera</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Crucigeniella</i> cf. <i>pulchra</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Desmodesmus bicaudatus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Desmodesmus</i> cf. <i>incrassatulus</i>	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Desmodesmus</i> cf. <i>quadricauda</i>	1	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0
<i>Desmodesmus ecornis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Desmodesmus orthodesmiiformis</i>	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Dictyosphaerium</i> cf. <i>ehrenbergianum</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dictyosphaerium</i> cf. <i>tetrachotomum</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dictyosphaerium</i> sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eudorina</i> cf. <i>elegans</i>	1	1	1	0	0	0	1	1	1	0	1	0
<i>Eutetramorus</i> sp.	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Genicularia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Micractinium pusillum</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Micractinium</i> sp.	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1
<i>Monoraphidium contortum</i>	1	1	1	0	0	0	1	1	1	0	1	0
<i>Monoraphidium flexuosum</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Monoraphidium gracile</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Monoraphidium griffithii</i>	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1
<i>Monoraphidium irregulare</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1
<i>Monoraphidium komarkovae</i>	0	1	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1
<i>Pandorina morum</i>	1	1	1	0	0	0	1	0	1	1	1	1
<i>Paradoxia multiseta</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pediastrum duplex</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Pediastrum simplex</i>	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Pediastrum tetras</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudoschroederia antillarum</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scenedesmus</i> cf. <i>alternans</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Selenastrum bibraianum</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Spermatozopsis</i> cf. <i>exhultans</i>	1	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0
<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum</i> sp.	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Tetrachlorella alternans</i>	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Tetraselmis</i> sp.	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tetrastrum</i> sp.	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
unicelular s/d. 12,5u	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
unicelular s/d. 3u	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0
unicelular s/d. 5u	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0
Volvocal unicelular < oval	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0

BACILLARIOPHYCEAE	Febrero 2015			Mayo 2015			Agosto 2015			Noviembre 2015		
	NB	FB	LC	NB	FB	LC	NB	FB	LC	NB	FB	LC
<i>A. granulata</i> var. <i>angustis f. spiralis</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. granulata</i> var. <i>angustissima</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Achnanthydium minutissimum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Actinocyclus normanii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Amphora</i> sp.	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aulacoseira</i> cf. <i>ambigua</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aulacoseira</i> cf. <i>distans</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Aulacoseira</i> cf. <i>italica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Aulacoseira</i> cf. <i>muzzanensis</i>	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Aulacoseira granulata</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Aulacoseira herzogii</i>	1	1	1	0	0	0	1	0	1	1	1	1
<i>céntrica</i> sp. ~ 20µ	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0
<i>céntrica</i> sp. 1 ~ 10µ	0	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1
<i>céntrica</i> sp. 2 ~ 15µ	1	1	1	0	0	0	1	0	0	1	1	1
<i>Centronella</i> cf. <i>reicheltii</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Cocconeis placentula</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Cocconeis</i> sp.	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Cyclotella</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Cymbella</i> cf. <i>charrua</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Cymbella cistula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Encyonema jemtlandicum</i>	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1
<i>Encyonema</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Eunotia bilunaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Eunotia</i> sp.	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria</i> cf. <i>acus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Fragilaria</i> cf. <i>capitata</i>	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria</i> cf. <i>crotonensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1
<i>Fragilaria</i> cf. <i>gouldardii</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria</i> sp.	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1
<i>Frustulia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Gomphonema acuminatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Gomphonema</i> cf. <i>respectabile</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Gomphonema</i> sp. 1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0
<i>Gomphonema</i> sp. 2	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Gomphonema</i> sp. 3	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Gomphonema</i> cf. <i>turris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Gyrorosigma</i> sp. 1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Melosira varians</i>	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	1	1
<i>Navicula</i> cf. <i>neomundana</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Navicula kuseliana</i>	0	1	0	1	0	1	1	1	0	1	1	1
<i>Navicula</i> cf. <i>gregaria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Navicula</i> sp. 2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
<i>Navicula</i> sp. 3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
<i>Navicula</i> sp. 4	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0

	Febrero 2015			Mayo 2015			Agosto 2015			Noviembre 2015		
	NB	FB	LC	NB	FB	LC	NB	FB	LC	NB	FB	LC
BACILLARIOPHYCEAE												
<i>Navicula</i> sp. 5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Navicula</i> sp. 6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Navicula</i> sp. 7	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Nitzschia acicularis</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0
<i>Nitzschia palea</i>	1	1	1	1	1	1	1	0	1	0	0	0
<i>Nitzschia</i> sp. 2	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1
<i>Pinnularia</i> sp. 2	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia</i> sp. 3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Pinnularia</i> sp. 4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
<i>Pinnularia</i> sp. 5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Pinnularia</i> sp. 6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Pennada</i> sp. 1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Pennada</i> sp. 4	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1
<i>Pennada</i> sp. 5	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0
<i>Pennada</i> sp. 8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Placoneis</i> cf. <i>gracile</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Placoneis</i> sp.	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Skeletonema potamos</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Surirella guatemalensis</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ulnaria ulna</i>	0	1	0	1	0	0	1	1	1	0	1	0
CRYPTOPHYCEAE												
<i>Chroomonas</i> sp.	1	1	1	0	0	0	1	0	0	1	1	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	0	0	0	1	1	1	1	1	1
<i>Cryptomonas</i> cf. <i>reflexa</i>	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1
<i>Cryptomonas</i> cf. <i>rostratiformis</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Flagelado s/d	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Plagioselmis</i> cf. <i>nanoplanctonica</i>	1	1	1	0	1	1	1	1	1	0	0	0
CRYSOPHYCEAE												
<i>Dinobryom</i> cf. <i>divergens</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EUGLENOPHYCEAE												
<i>Euglena</i> cf. <i>gaumei</i>	1	0	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0
<i>Euglena</i> cf. <i>ehrenbergii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Lepocinclis acus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Lepocinclis ovum</i>	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
<i>Lepocinclis oxyuris</i>	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0
<i>Lepocinclis</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Lepocinclis</i> sp.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
<i>Phacus</i> cf. <i>longicauda</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Phacus</i> cf. <i>onyx</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Strombomonas</i> cf. <i>fluviatilis</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Strombomonas</i> cf. <i>scabra</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Strombomonas</i> cf. <i>treubii</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Strombomonas</i> sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trachelomonas</i> cf. <i>armata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Trachelomonas</i> cf. <i>hispida</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1

	Febrero 2015			Mayo 2015			Agosto 2015			Noviembre 2015		
	NB	FB	LC	NB	FB	LC	NB	FB	LC	NB	FB	LC
BACILLARIOPHYCEAE												
<i>Trachelomonas</i> cf. <i>rugulosa</i>	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1
<i>Trachelomonas</i> cf. <i>superba</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Trachelomonas</i> cf. <i>verrucosa</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1
<i>Trachelomonas</i> cf. <i>volvocina</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
<i>Trachelomonas</i> cf. <i>volvocinopsis</i>	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1
<i>Trachelomonas</i> <i>oblonga</i>	0	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1
<i>Trachelomonas</i> <i>planctonica</i>	0	0	1	1	0	0	1	0	1	1	1	1
<i>Trachelomonas</i> s/d	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Trachelomonas</i> sp. <i>bacillifera</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DINOPHYCEAE												
<i>Ceratium</i> cf. <i>furcoides</i>	1	0	0	1	0	0	1	1	1	1	0	1
Gymnodinial	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Peridinal sp.1	1	1	1	0	1	1	0	0	1	1	1	1
RAPHIDOPHYCEAE												
<i>Gonyostomon</i> cf. <i>semen</i>	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1
Total de taxa	59	66	70	29	17	16	61	48	50	56	48	44

La densidad total de los organismos fitoplanctónicos fue mínima en noviembre, 5 cel ml⁻¹ (FB1 Nov 15) y máxima 90280 cel ml⁻¹ (LC1 verano). La biomasa varió entre 0.6 ngC ml⁻¹ (FB2 Ago) y 620 ngC ml⁻¹ (LC verano). Ambos parámetros presentaron grandes variación a lo largo del año, la biomasa fue máxima en los sitios con presencia de cianobacterias (LC) y clorofitas en otros (NB y FB) durante el verano. La relación densidad biomasa presentada en la figura 4.3.1 nos muestra que cuando la biomasa fue mayor que la densidad, es cuando domina una especie en la comunidad de fitoplancton, sucede cuando las cianobacteria y clorofitas aumentaron en verano.

En la figura 4.3.2 se muestra la distribución por grupo fitoplanctónico a lo largo del año. Se observó un aumento de la densidad de cianobacterias en el verano durante este período, LC litoral. En NB, en verano la biomasa corresponde a las clorofitas (*Eudorina elegans*), mientras que en mayo fue repartida 40% entre cianobacterias y diatomeas (NB1). La densidad de fitoplancton en FB no superó los 500 cel.ml⁻¹ y la concentración de biomasa de carbono alcanzó 210 ngC ml⁻¹ debido a la presencia de la misma clorofita que su gran tamaño aumenta considerablemente la biomasa aunque su densidad sea baja, 13 cel. ml⁻¹ correspondiente a un solo cenobio (colonia). En LC también la densidad fue baja (máximo 600 cel. ml⁻¹) con la excepción del litoral en verano donde se produjo una concentración de cianobacterias.

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	-0,181	0,99	No significativa
	Zonas	-0,173	0,99	No significativa
	meses	0,814	0,01	Significativo
biomasa	Sitios	-0,135	0,97	No significativa
	Zonas	-0,164	0,98	No significativa
	meses	0,575	0,01	Significativa

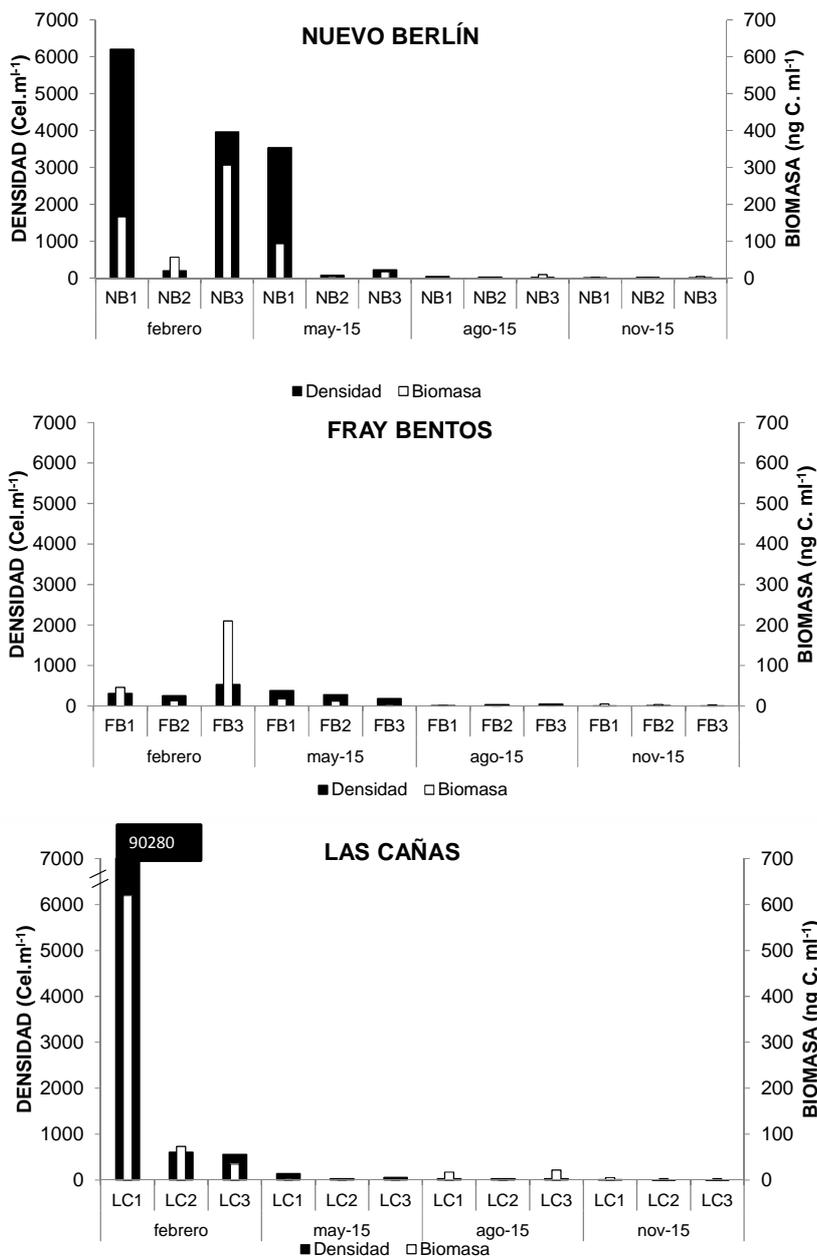


Figura 4.3.1. Densidad y biomasa total de fitoplancton en las tres zonas de estudio durante febrero - noviembre 2015 para cada fecha de muestreo (m³ s⁻¹). Nuevo Berlín (NB), Fray Bentos (FB) y Las Cañas (LC). 1 litoral, 2 central, 3 canal.

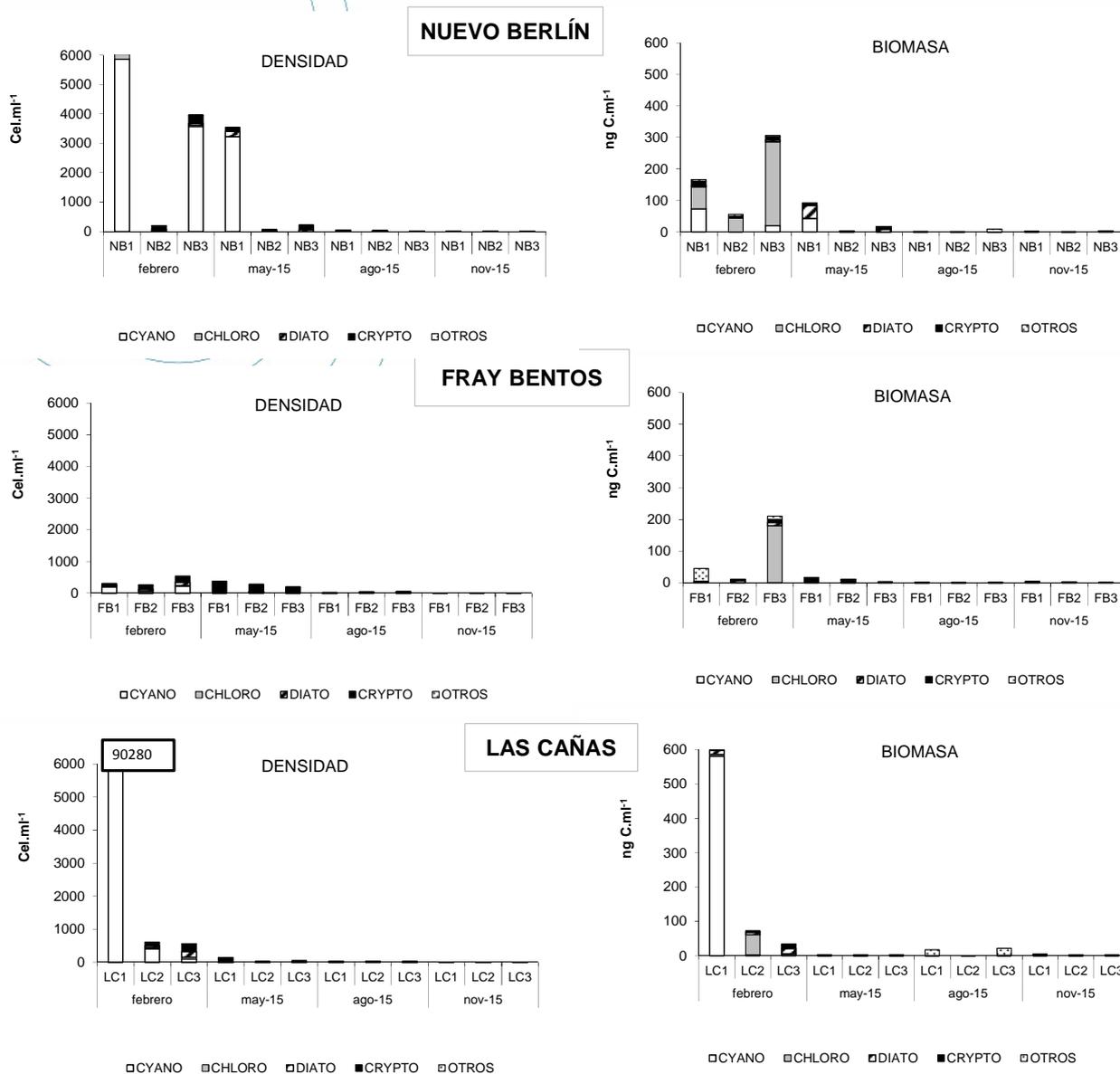


Figura 4.3.2. Densidad y biomasa de los grupos fitoplanctónicos: Cianobacterias (CYANO), Chlorophyceae (CHLORO), Bacillariophyceae (DIATO), Cryptophyceae (CRYPTO) y Crysophyceae, Euglenophyceae, Dinophyceae y Raphidophyceae (OTROS) en las tres zonas de estudio durante 2015. Nuevo Berlín (NB), Fray Bentos (FB) y Las Cañas (LC).

La correlación entre la matriz de fitoplancton y la ambiental mostró que existe una correlación positiva de la densidad y biomasa total con los parámetros nitrógeno total, el caudal, la transparencia (disco de secchi) y la turbiedad ($r = 0,54$) según el análisis de BIOENV. La riqueza de especies del fitoplancton con la temperatura, el nitrógeno y caudal ($r = 0,5$) según el índice de Spearman. En la tabla 4.3.4 se presentan los valores de correlación entre los principales tributos del fitoplancton y el caudal, tabla 4.3.3.

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

	Densidades	Biomasa	Nº taxa	Riqueza	Equitatividad	Diversidad
caudal	-0,043	-0,173	0,498	0,551	-0,037	0,068

Los índices de diversidad fluctuaron en los tres sitios en forma similar, la riqueza fue mayor en primavera mientras que la diversidad disminuyó en otoño e invierno, Figura 4.3.3. La presencia de varias especies de diatomeas pennadas con baja densidad (Tabla 4.4.1), explica la alta equitatividad y diversidad en este mes. Asimismo el aumento de turbiedad y la correlación con este parámetro con la matriz biológica podría explicar el origen de diatomeas pertenecientes al perifiton (bentónicas) en el sistema por turbulencia.

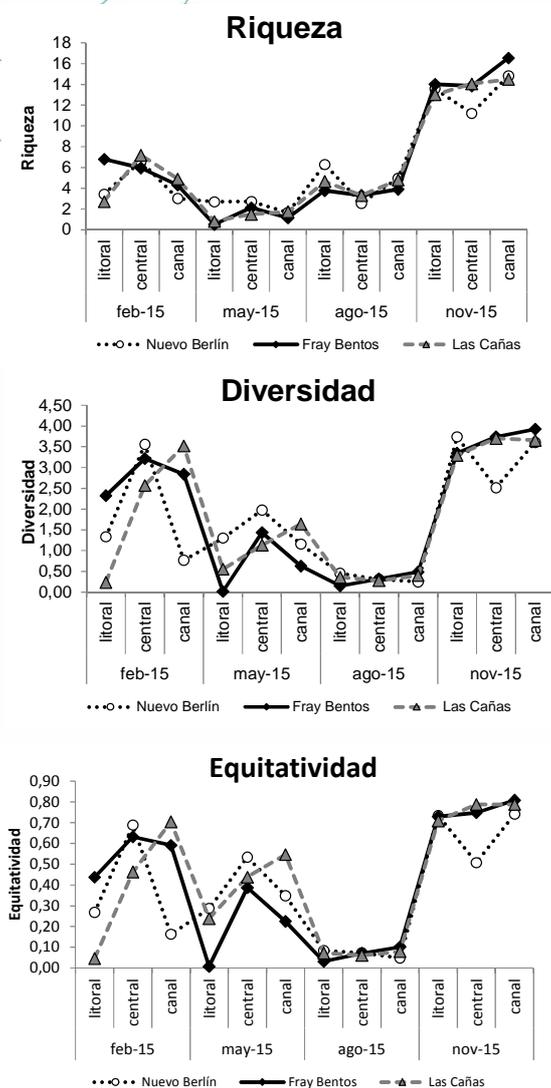


Figura 4.3.3. Índices de diversidad: Diversidad de Shannon-Wiener (bit ind^{-1}), Riqueza de Margalef y equitatividad de fitoplancton, durante febrero – noviembre 2015.

Variación temporal invierno 2006 – primavera 2015.

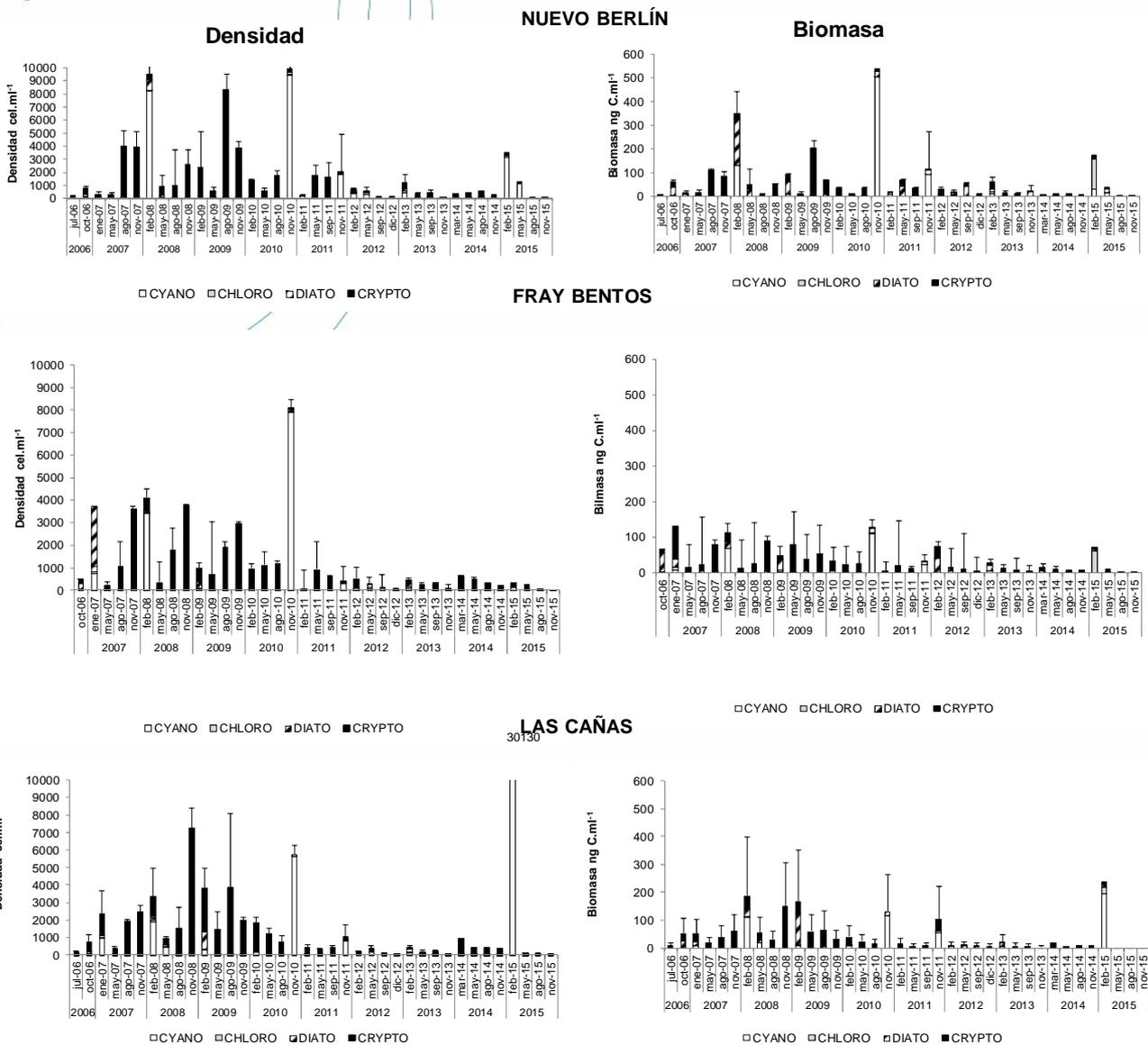


Figura 4.3.4. Promedios mensuales y desvíos estándar de la densidad y biomasa fitoplanctónica por grupo: Cianobacterias (CYANO), Chlorophyceae (CHLORO), Bacillariophyceae (DIATO) y Cryptophyceae (CRYPTO) (ng C ml⁻¹), para cada mes entre agosto 2006 y noviembre 2015. Nuevo Berlín (NB), Fray Bentos (FB) y Las Cañas (LC).

Las variaciones de densidad y biomasa fitoplanctónica durante estos nueve años y medio (julio 2006-noviembre 2015) 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 cel.ml⁻¹ en NB central y 8757 cel.ml⁻¹ en FB litoral debido al aumento de Cianobacterias.

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 este último año 2015 se observó la máxima densidad de 90.280 cel ml⁻¹ (LC1) y la mínima 5 cel ml⁻¹ (FB1) del todo el período.

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 m³.s⁻¹ se observó un aumento considerable de la riqueza (14 bit.ind⁻¹) por el aporte de diatomeas de origen bentónico (Figura 4.3.5).

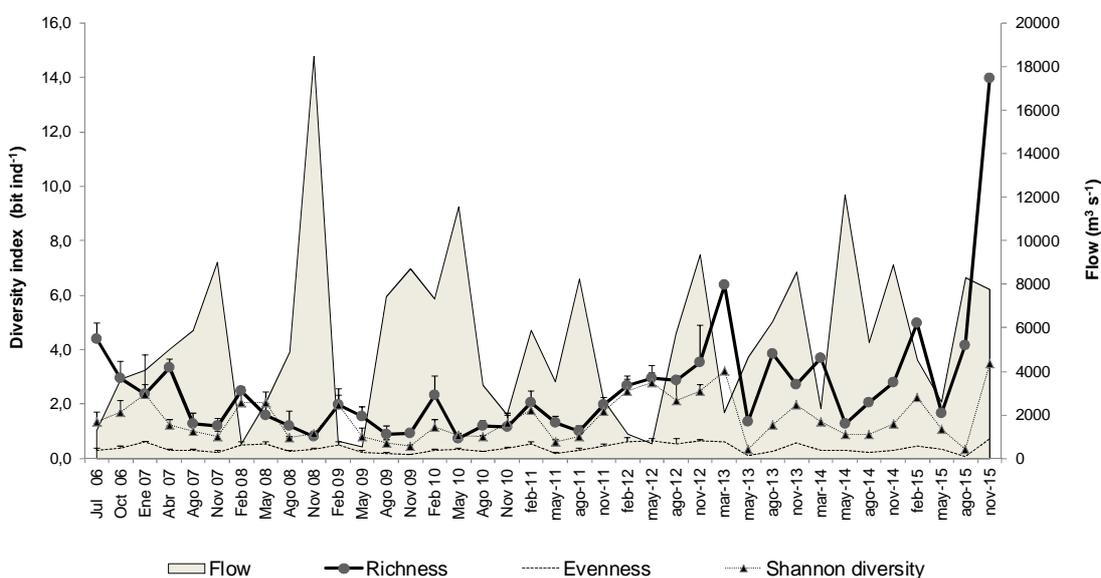


Figura 4.3.5. Promedios mensuales y desvíos estándar de los índices de diversidad H[']= Diversidad de Shannon-Wiener (bit ind⁻¹), R=Riqueza y E = Equitatividad del fitoplancton, durante julio 2006 – noviembre 2015 en relación con el promedio mensual del caudal (m³.s⁻¹).

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.

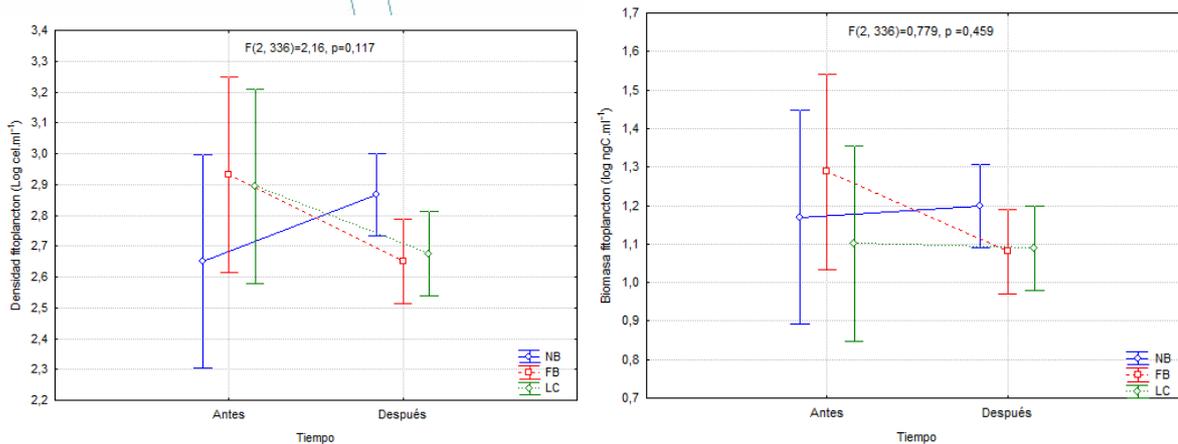


Figura 4.3.6. Análisis de varianza ANOVA para la densidad y la biomasa de fitoplancton total (log), en los tres sitios: Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas, antes y después de la puesta en funcionamiento de la planta.

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 disminuyó 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, 2015), presentó la misma tendencia.

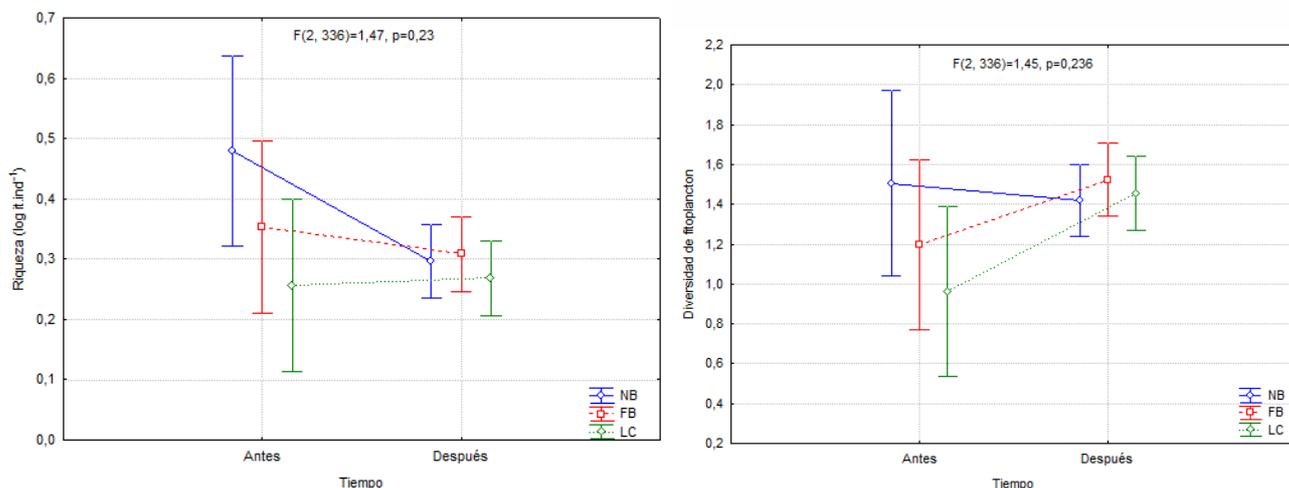


Figura 4.3.7. Análisis de varianza ANOVA para la riqueza de especies del fitoplancton y la diversidad de Shannon en los tres sitios: Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas, antes y después de la puesta en funcionamiento de la planta.

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

En el año 2015 se encontraron 36 taxa, número similar a los años anteriores, siendo 2012 el año con mayor cantidad de taxa (61) desde el año 2006 (LATU 2015, 2014, 2013, 2012, 2011, 2009, 2008, 2007). Los Rotíferos siguen siendo los mayores representantes de la comunidad de zooplancton con 22 taxa frente a 6 de Copépodos y 7 de Cladóceros (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, 2014, 2015) 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 como los Nauplios y copepoditos de copépodos y la especie *Acanthocyclops robustus* y *Bosminopsis deitersi*. Otras especies presentes fueron *Paracalanus parvulus*, *Bosmina longirostris*, *Ceriodaphnia dubia*, *Chydorus sp.* y *Diaphanosoma fluviatile*. Al igual que años anteriores, los taxa más comunes y abundantes de Rotíferos fueron *Keratella cochlearis sp.*, *Keratella tropica*, *Trichocerca sp.* y *Ploesoma truncatum*. Como todos los años anteriores, aparecieron larvas de *Limnoperla fortunei* en todos los muestreos menos en el de invierno (LATU 2015, 2014, 2013, 2012, 2011, 2009, 2008, 2007) (Figura 4.4.1 y Tabla 4.4.1).

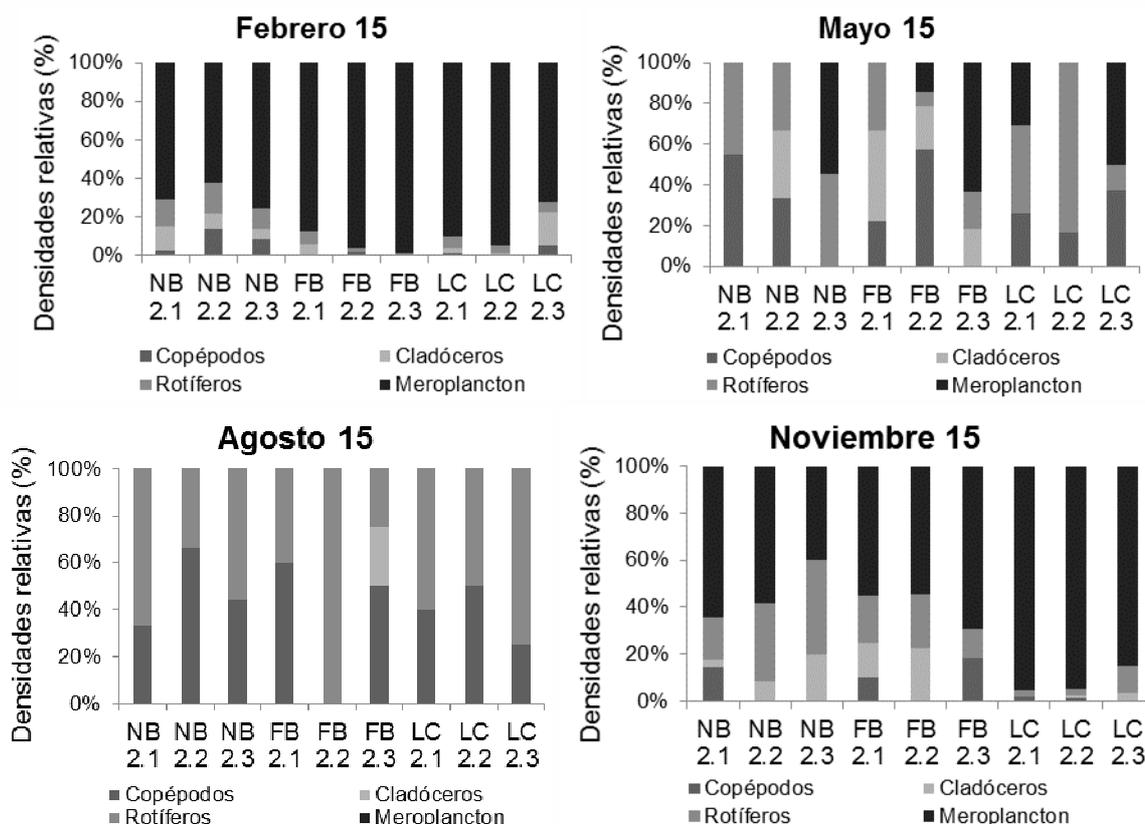


Figura 4.4.1. Densidades relativas (%) de los grupos del zooplancton en el año 2015 en Nuevo Berlín (NB), Fray Bentos (FB) y Las Cañas (LC).

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 2015).

	Febrero-15			Mayo-15			Agosto-15			Noviembre-15		
	NB	FB	LC	NB	FB	LC	NB	FB	LC	NB	FB	LC
Copépodos												
<i>Acanthocyclops robustus</i>		*		*			*				*	
<i>Notodiaptomus incompositus</i>			*									
<i>Paracalanus parvus</i>	*											
Copepodito Calanoida						*	*					
Copepodito Cyclopoida		*	*	*		*	*		*		*	*
Nauplio	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Cladóceros												
<i>Alona</i> sp.										*	*	
<i>Bosmina hagamanni</i>												
<i>Bosmina huaronensis</i>					*							
<i>Bosmina longirostris</i>			*	*								*
<i>Bosminopsis deitersi</i>	*	*	*	*	*			*		*	*	
<i>Ceriodaphnia dubia</i>												
<i>Diaphanosoma</i> sp.	*									*	*	
Rotíferos												
<i>Ascomorpha</i> sp.				*	*							
<i>Asplachna</i> sp.				*				*		*	*	
<i>Bdelloidea</i> sp.							*			*		
<i>Brachionus caudatus</i>	*											
<i>Brachionus falcatus</i>	*											
<i>Brachionus havanensis</i>			*							*		
<i>Brachionus mirus</i>	*											
<i>Brachionus patulus</i>	*	*	*									
<i>Brachionus quadridentatus</i>									*			
<i>Filinia longiseta</i>	*						*			*		
<i>Hexarthra mira</i>			*	*								
<i>Kellicotia</i> sp.							*	*				
<i>Keratella cochlearis</i> sp.	*	*	*			*	*		*	*	*	*
<i>Keratella tropica</i>	*	*	*		*		*	*	*			*
<i>Lecane</i> sp.										*		
<i>Lecane luna</i>		*				*						
<i>Ploesoma truncatum</i>	*	*	*	*		*	*	*	*	*	*	
<i>Polyarthra remata</i>	*	*										
<i>Polyarthra vulgaris</i>				*		*						
<i>Pompholyx complanata</i>			*	*								*
<i>Synchaeta</i> sp.		*	*						*	*	*	
<i>Trichocerca</i> sp.				*				*		*		
Meroplancton												
Larvas <i>Limnoperla fortunei</i>	*	*	*	*	*	*				*	*	*

Informe de Ensayo Nº 1508147

La mayor abundancia de organismos fue 14,73 org l⁻¹ en la zona de Fray Bentos canal durante febrero, cantidad menor al máximo del año anterior en el mismo punto pero en noviembre, en ambos casos debido a las altas abundancias de *Limnoperna fortunei*. Los valores mínimos (0,15 org l⁻¹), fueron en Nuevo Berlín litoral y central en el muestreo de invierno (Figuras 4.4.2, 4.4.3, 4.4.4).

Este período de estudio la temperatura también fue el principal factor regulador de la comunidad (BIOENV: r=0.60), en conjunto a la concentración de Nitrato y pH del agua. El impacto de la temperatura se asocia principalmente a que dicho parámetro regula el ciclo reproductivo de las larvas de *Limnoperna fortunei* (Darrigran 2002), 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 los valores máximos de 13,16 µg l⁻¹ y 13,34 µg l⁻¹ fueron en febrero en Las Cañas litoral y Fray Bentos central, respectivamente (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 meropláctico 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).

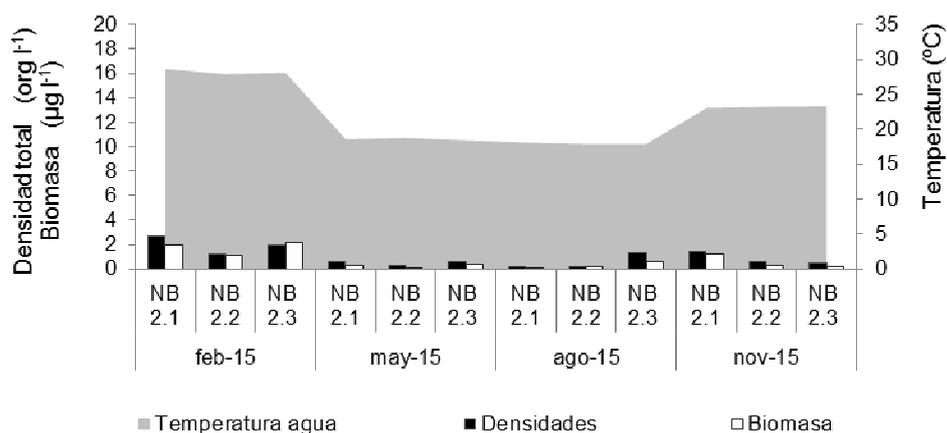


Figura 4.4.2. Densidades (org l⁻¹), biomasa (µg l⁻¹) de organismos zooplácticos en Nuevo Berlín (NB) y temperatura (°C) del río a lo largo del período de estudio.

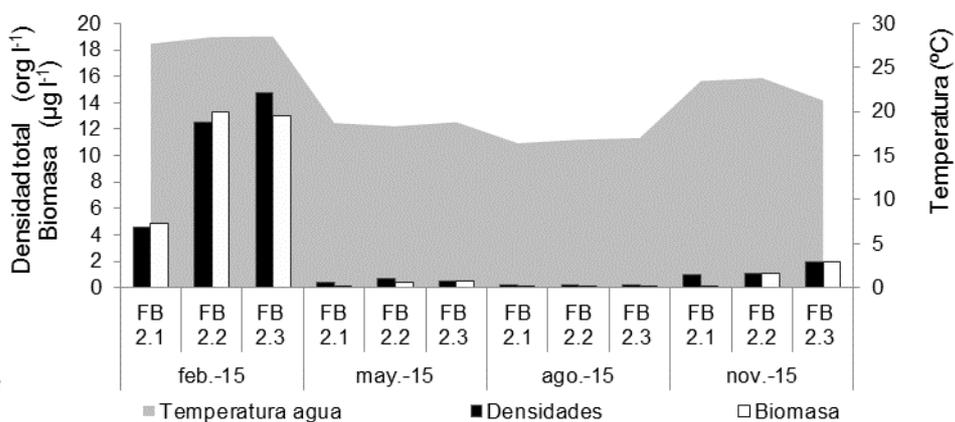


Figura 4.4.3. Densidades (org l⁻¹), biomasa (µg l⁻¹) de organismos zooplanctónicos en Fray Bentos (FB) y temperatura (°C) del río a lo largo del período de estudio.

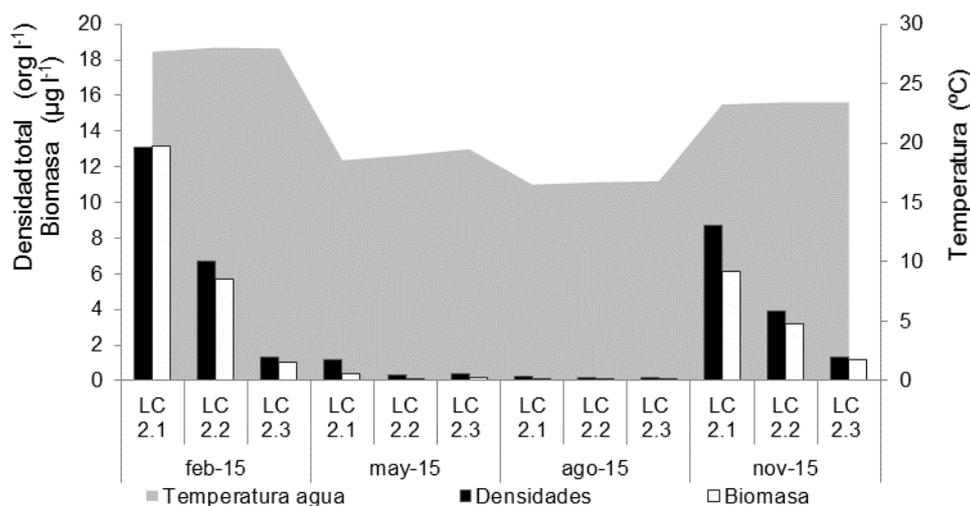


Figura 4.4.4. Densidades (org l⁻¹), biomasa (µg l⁻¹) de organismos zooplanctónicos en Las Cañas (LC) y temperatura (°C) del río a lo largo del período de estudio.

En el presente año de estudio, se destaca que los valores máximos de diversidad y equitatividad en Nuevo Berlín y Las Cañas se presentaron en el muestreo de invierno. La riqueza máxima fue de 10 taxa durante febrero en Nuevo Berlín y Fray Bentos litoral y mínima en el muestreo de invierno (2 taxa en Fray Bentos y Nuevo Berlín centrales). Los valores de diversidad variaron entre 0,09 bits ind⁻¹ en Fray Bentos canal en el muestreo de febrero y 2,75 bits ind⁻¹, siendo el máximo en muestreo de invierno (Nuevo Berlín canal). La equitatividad mínima fue 0,17 bits ind⁻¹ (Las Cañas litoral en noviembre) debido a la alta abundancia de larvas de bivalvo (Figuras 4.4.8, 4.4.9 y 4.4.10).

Al igual que en años anteriores, se observó un patrón temporal con diferencias significativas entre los muestreos ($R_{Global} = 0.41$, $p = 0,001$) asociado a los cambios estacionales típicos de la comunidad planctónica de los ríos de la región (CELA 2006, LATU 2007, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2015 y 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 2015

Las abundancias de zooplancton presentes en el año 2015 fueron bajas en relación a los años anteriores, sin observarse un aumento marcado de las abundancias en los meses cálidos (CELA 2006 y LATU 2007, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015). La máxima abundancia continúa siendo 68,5 org l⁻¹ observada en mayo 2007 en Las Cañas litoral. Desde el año 2006 la comunidad de zooplancton presenta variación estacional, con densidades y biomasa máximas en meses cálidos y mínimas en los muestreos de invierno (Figuras 4.4.9, 4.4.10, 4.4.11) y repetida diferencia significativa entre los muestreos del período 2006 –2015.

Hasta la fecha, no se encontraron diferencias espaciales en la comunidad de zooplancton (entre zonas ni sitios de muestreo), ni presencia de larvas de *Limnoperna fortunei* en ningún muestreo de invierno (LATU 2007, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015). 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.

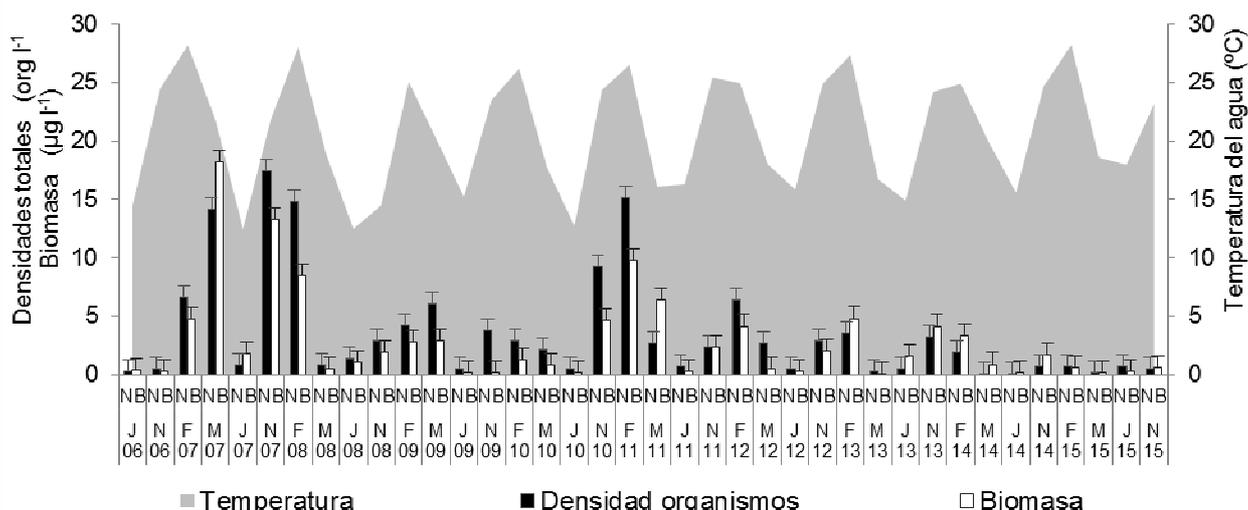


Figura 4.4.5. Densidades (org l⁻¹) y biomasa (µg l⁻¹) de organismos zooplanctónicos promedios de los tres puntos de Nuevo Berlín (NB) y caudales (m³ s⁻¹) en el período julio 2006- noviembre 2015.

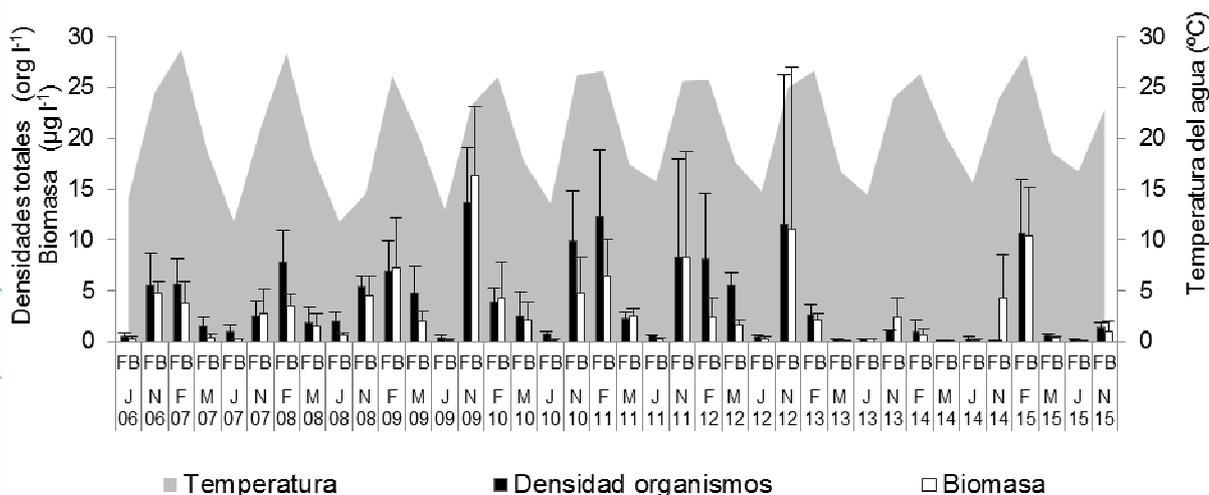


Figura 4.4.6. Densidades (org l^{-1}) y biomazas ($\mu\text{g l}^{-1}$) de organismos zooplanctónicos promedios de los tres puntos de Fray Bentos (FB) y caudales ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) en el periodo julio 2006- noviembre 2015.

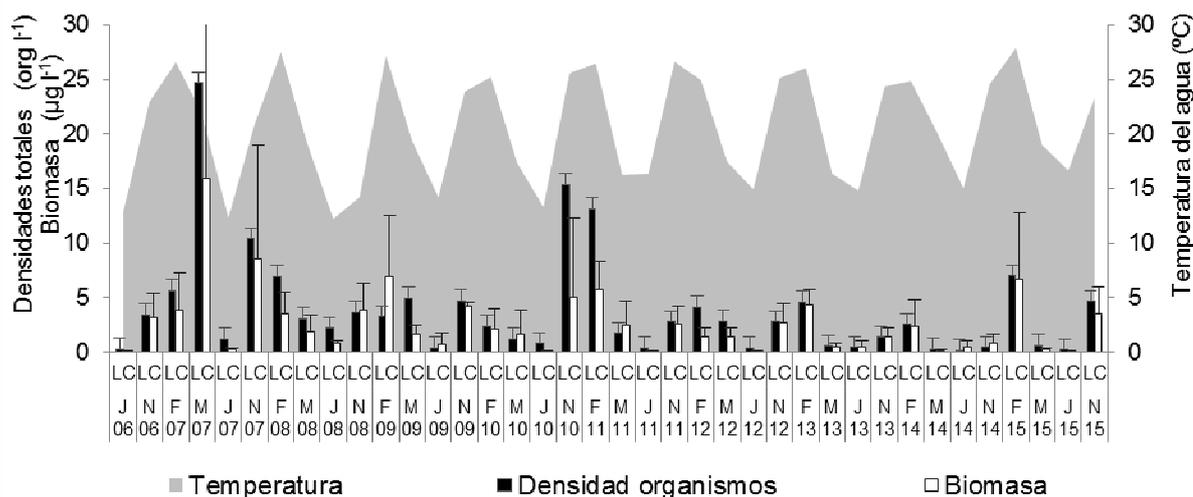


Figura 4.4.7. Densidades (org l^{-1}) y biomazas ($\mu\text{g l}^{-1}$) de organismos zooplanctónicos promedios de los tres puntos de Las Cañas (LC) y caudales ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) en el periodo julio 2006- noviembre 2015.

El valor máximo de diversidad hasta la fecha fue $3,73 \text{ bits ind}^{-1}$ en mayo 2012 en Las Cañas central, mientras que la diversidad promedio máxima ($3,38 \text{ bits ind}^{-1}$) 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. En cambio, el mínimo fue $0,01 \text{ bits ind}^{-1}$ en abril del 2007 debido a la destacada abundancia de larvas de *Limnoperna fortunei* frente a los demás taxa. La diversidad y equitatividad mínima coinciden en dicha fecha, mientras que la riqueza de taxa mínima fue en varios puntos del muestreo de mayo del 2013 (Figuras 4.4.8, 4.4.9 y 4.4.10).

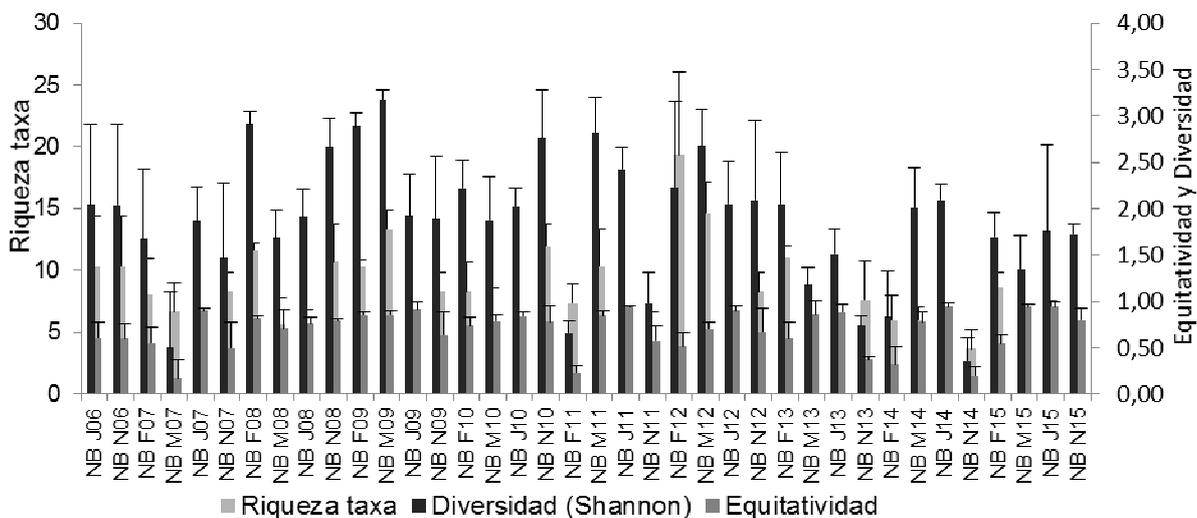


Figura 4.4.8. Valores de diversidad de Shannon (bit ind⁻¹), equitatividad y riqueza promedios (litoral, central y canal) de Nuevo Berlín (NB) en el período julio 2006 - noviembre 2015.

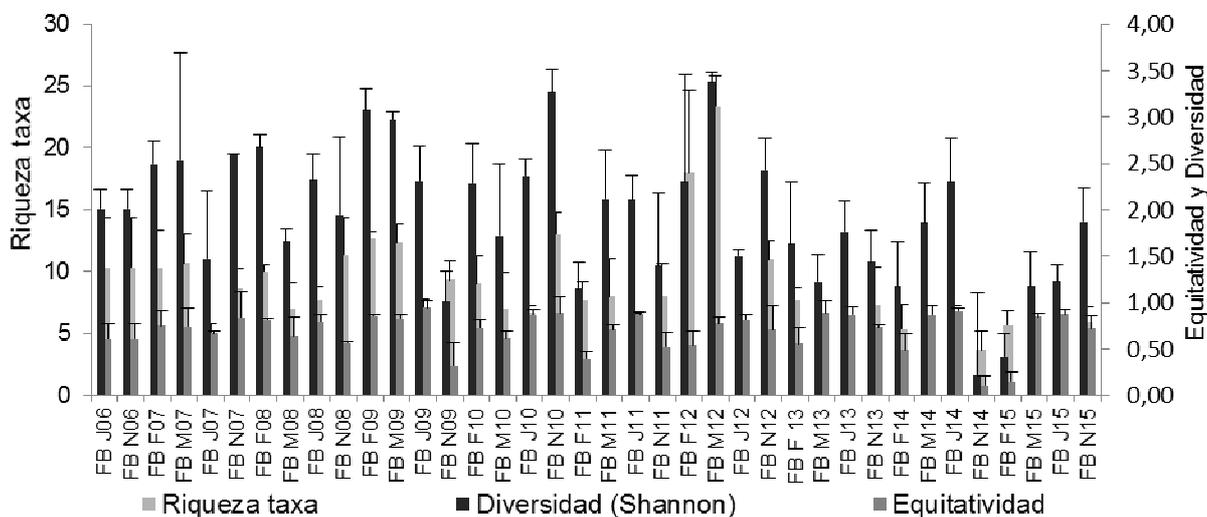


Figura 4.4.9. Valores de diversidad de Shannon (bit ind⁻¹), equitatividad y riqueza promedios (litoral, central y canal) de Fray Bentos (FB) en el período julio 2006 - noviembre 2015.

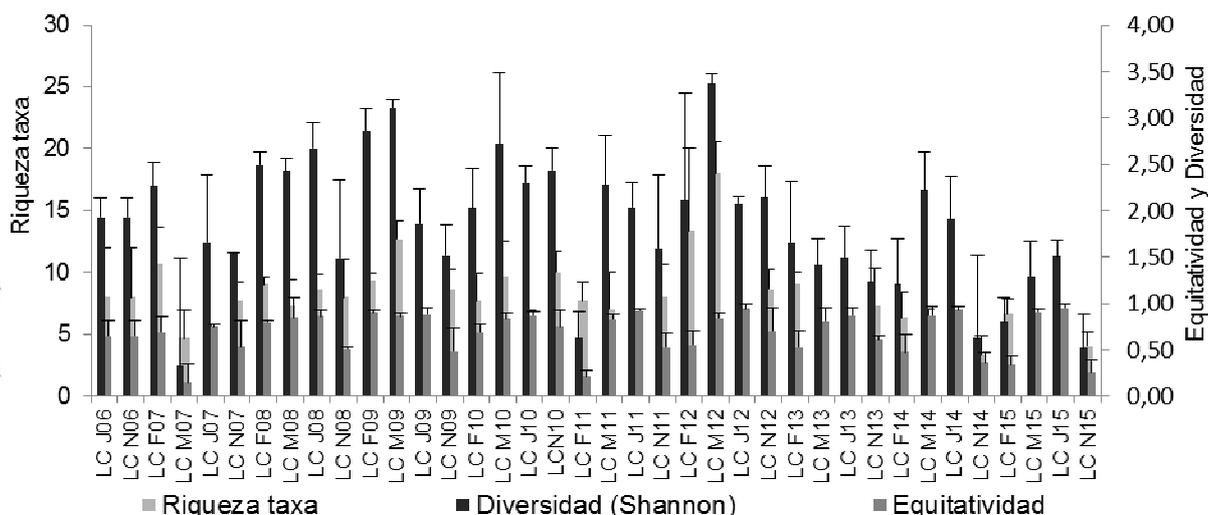


Figura 4.4.10. Valores de diversidad de Shannon (bit ind⁻¹), equitatividad y riqueza promedios (litoral, central y canal) de Las Cañas (LC) en el período julio 2006 - noviembre 2015.

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 4.4.11, 4.4.12 y 4.4.13). 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, ya que presentó aumento de densidad y disminución de diversidad. La riqueza de taxa, en cambio, aumentó en Las Cañas y Fray Bentos.

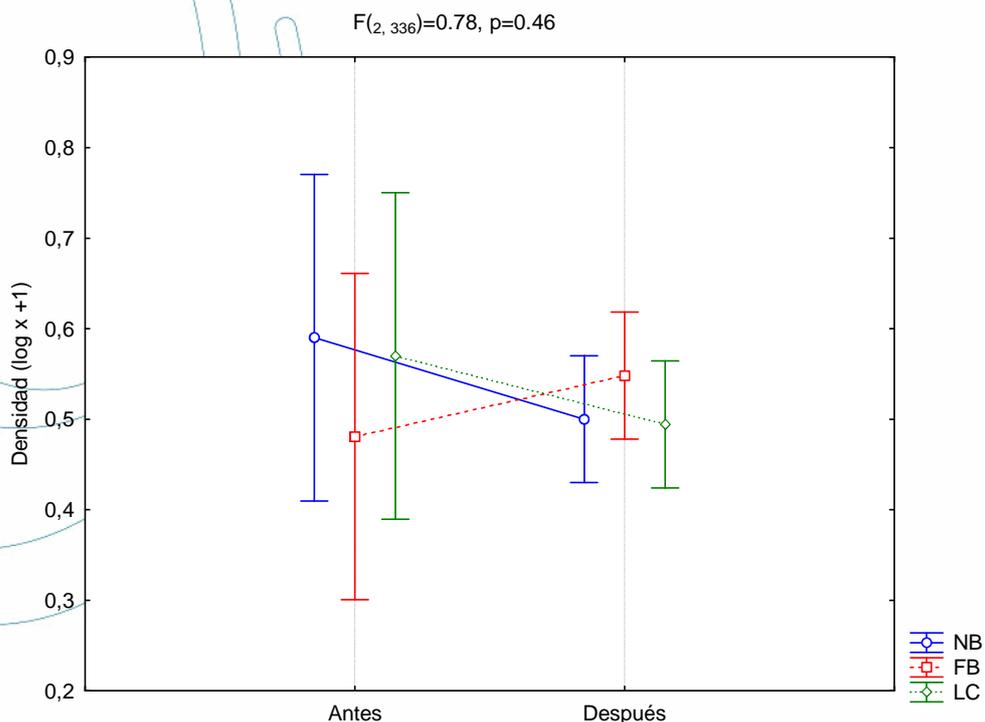


Figura 4.4.11. Resultado del ANOVA de dos vías, para la densidad de organismos transformada (Log (x+1)) en los tres sitios de estudio, antes y después del funcionamiento de la planta de celulosa.

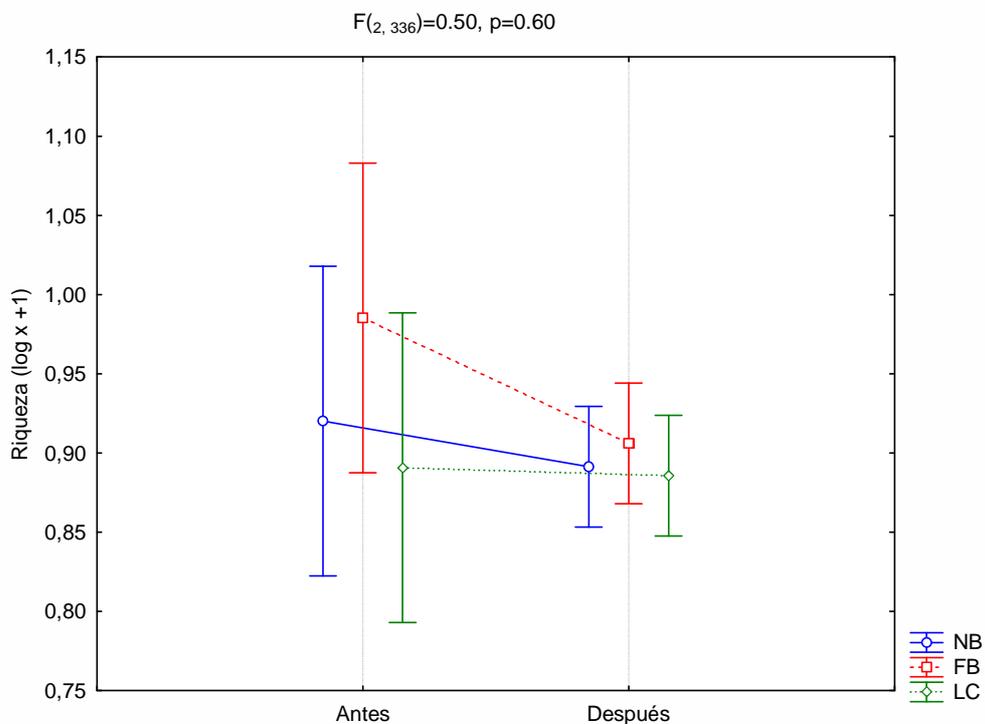


Figura 4.4.12. Resultado del ANOVA de dos vías, para la riqueza (Nº de taxa) en los tres sitios de estudio, antes y después del funcionamiento de la planta de celulosa.

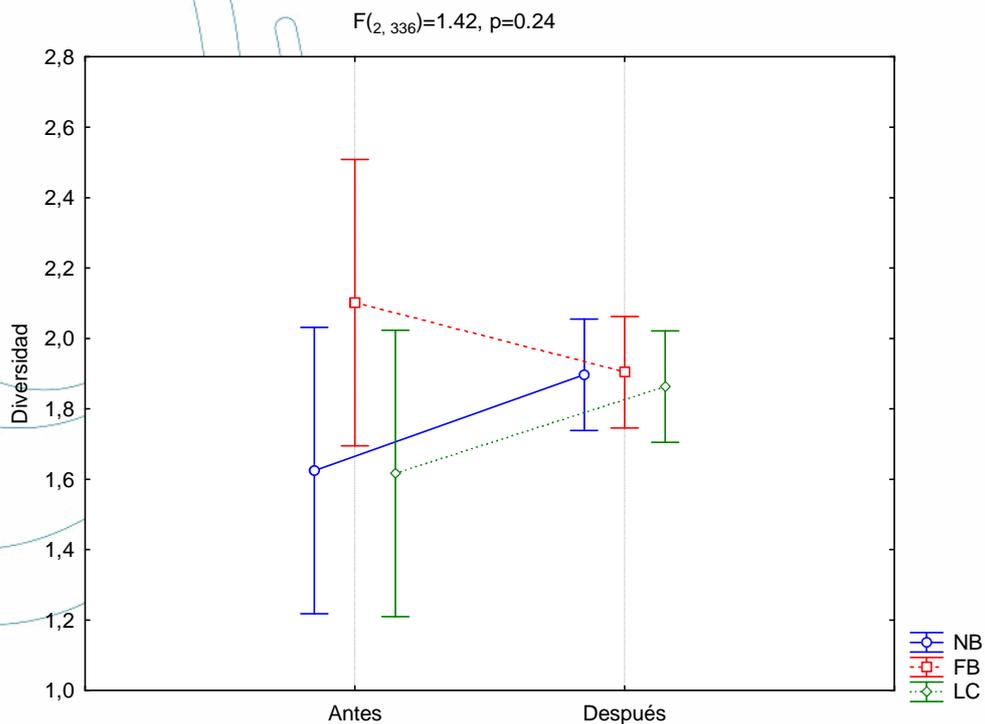


Figura 4.4.13. Resultado del ANOVA de dos vías, para la diversidad de Shannon en los tres sitios de estudio, antes y después del funcionamiento de la planta de celulosa.

4.3 Análisis biológicos: MACROZOOBENTOS

En este último periodo (febrero 2015 a noviembre del 2015) los macroinvertebrados estuvieron representado por 23 taxa, siendo los insectos los que presentaron una mayor riqueza de familias, identificándose 10 familias dentro de las tres zonas de estudio (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	*	*	*
Oligochaeta			
Naididae	*	*	*
Alluroididae	*	*	*
Hirudinea			
Glossiphoniidae	*	*	
Bivalvia			
Mytilidae	*	*	*
Corbiculidae	*	*	*
Gastropoda			
Cochliopidae	*	*	*
Lithoglyphidae	*	*	*
Ampullariidae	*		*
Crustacea			
Cytherideidae			*
Amphipoda			
Hyaellidae		*	
Collembola		*	
Ephemeroptera			
Baetidae		*	
Polymitarcyidae		*	
Odonata			
Gomphidae	*		
Coleóptera			
Elmidae	*		
Trichoptera			
Leptoceridae	*	*	*
Diptera			
Chironomidae	*	*	*
Ceratopogonidae		*	*
Empididae	*		*
Pupa díptero	*	*	
Hemiptera			
Veliidae	*		
Acaros			
Hydracarina	*	*	

En el año 2015 Fray Bentos fue la zona que registró la mayor abundancia de organismos, con una abundancia total de 77284 ind m⁻², seguido de Las Cañas con un total 61494 ind m⁻² y Nuevo Berlín con 20934 ind m⁻². Este mismo patrón se observó en años anteriores, LATU 2015 y al igual que en estudios anteriores *Limnoperna fortunei* continua siendo el organismo más abundante en área de estudio (CELA 2005, CELA 2006, LATU 2007, LATU 2008, LATU 2009, LATU 2010, LATU 2011, LATU 2012, LATU 2013, LATU 2014, LATU 2015).

En la figura 4.5.1 se observa a variación la abundancia de organismos en cada uno de los puntos de muestreo, la misma varió entre 0 y 21336 ind m⁻², siendo LC 11 el que presentó el pico máximo durante el muestreo de noviembre 2015. A lo largo de los muestreos del año 2015 el caudal varió entre 2208 y 8669 (m³ s⁻¹), el mínimo se presentó en Nuevo Berlín durante el muestreo de mayo 2015, y el máximo durante en muestreo de agosto 2015 en Nuevo Berlín.

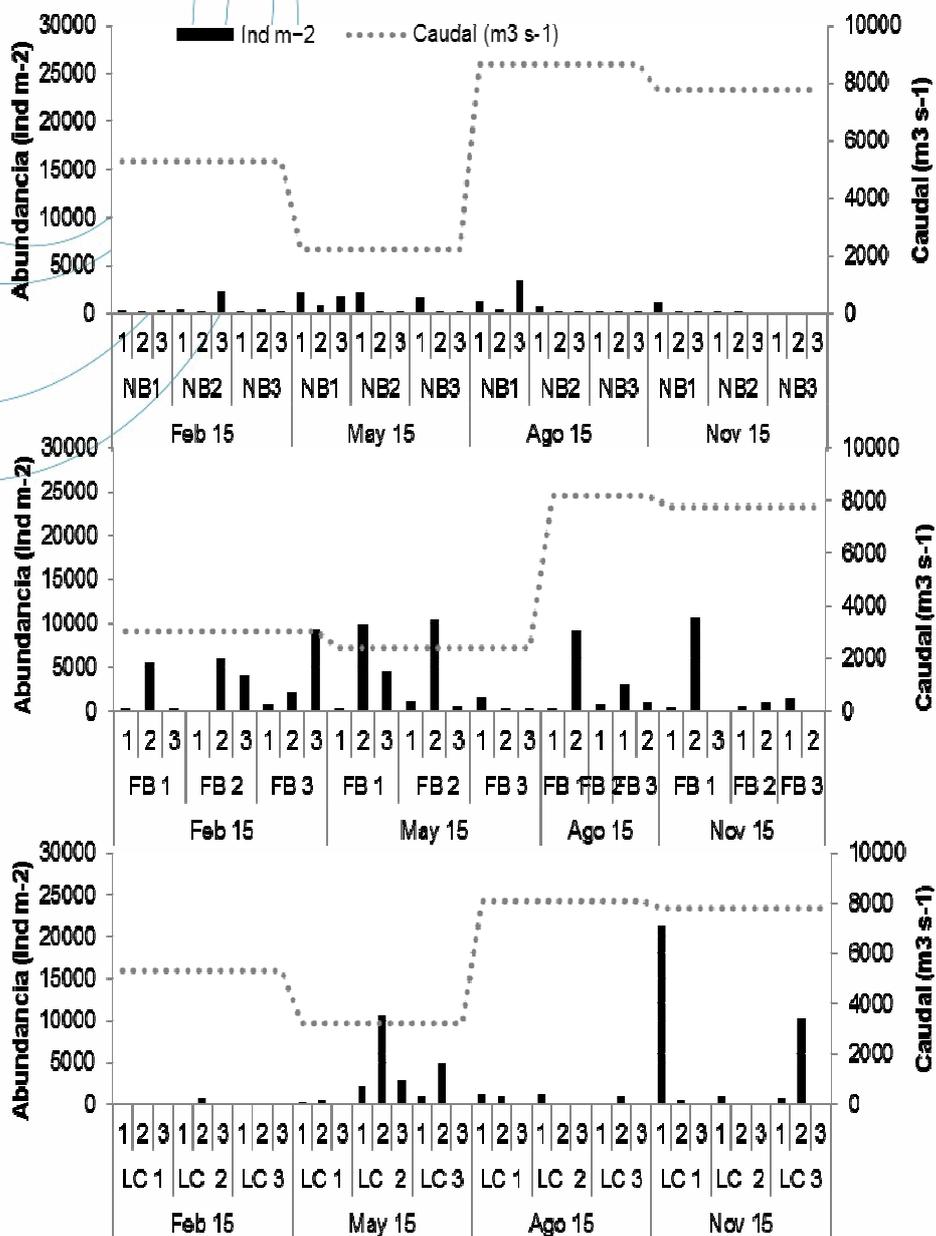


Figura 4.5.1. Representación de la relación entre la abundancia de organismos (ind m⁻²) y caudal (m³ s⁻¹), para Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas en el período febrero a noviembre 2015.

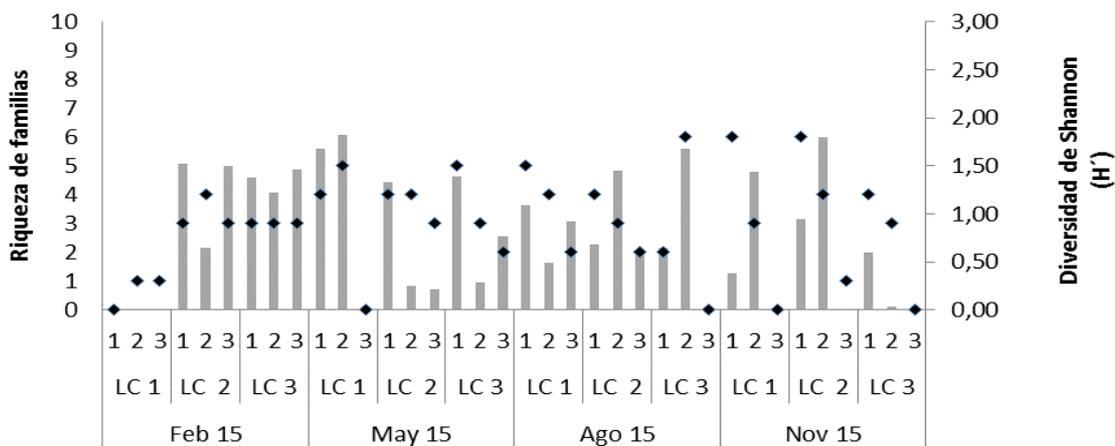
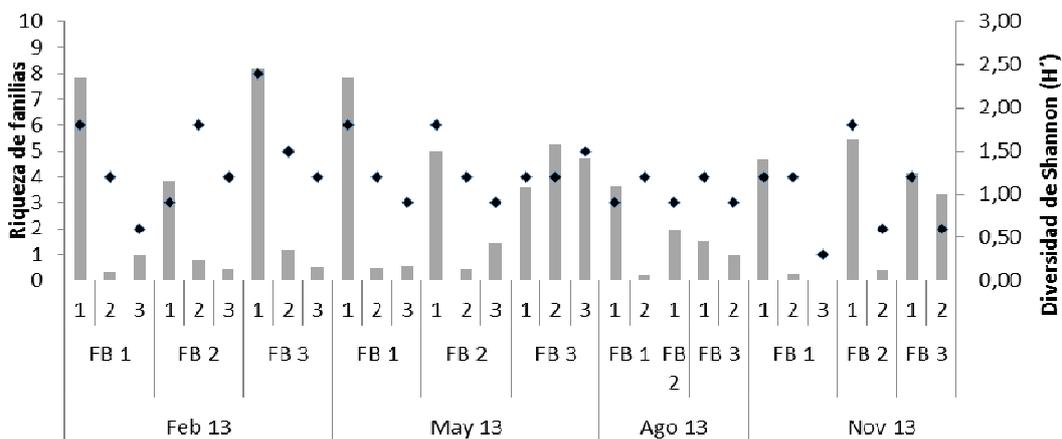
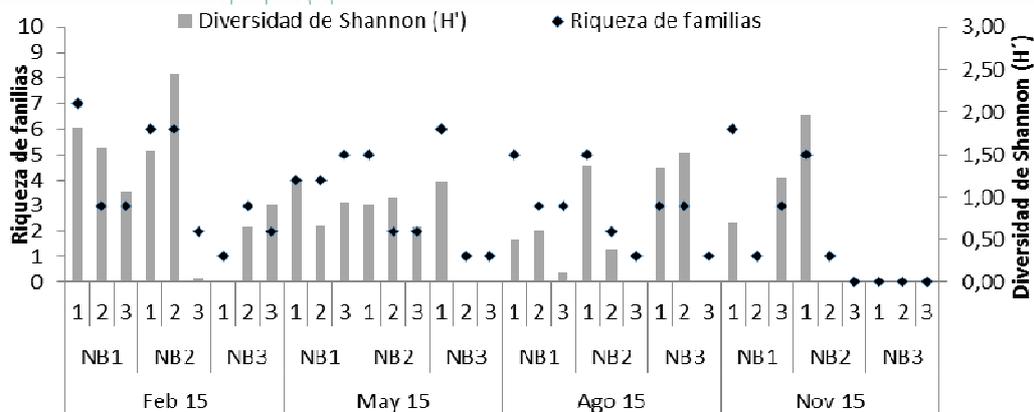


Figura 4.5.2. Valores de riqueza de familias, diversidad de Shannon (bit ind^{-1}) los tres sitios de muestreo a lo largo del período febrero a noviembre 2015 (NB: Nuevo Berlín, FB: Fray Bentos y LC: Las Cañas).

Los valores biomasa promedio de los macroinvertebrados bentónicos oscilaron de 0,22 g m⁻² a 70,77 g m⁻², el mínimo se presentó en Nuevo Berlín en febrero y el máximo en Fray Bentos en mayo 2015. (Tabla 4.5.2). En los tres sitios, la abundancia de organismos se correlacionó positivamente con la biomasa (NB rs= 0.63, p < 0.05, FB rs= 0.73, p < 0.05, LC rs= 0.64, p < 0.05). La diversidad y riqueza también presentaron una correlacionaron positiva con la abundancia de organismos en Nuevo Berlín (rs= 0.76, rs=0.76p < 0.05). En Fray Bentos se observó una correlación negativa entre la abundancia y la diversidad (rs= -0.71 p < 0.05), mientras que en Las Cañas se vio una correlación positiva entre la abundancia y la riqueza de familias ((rs= 0.66, p < 0.05).

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 2015. (NB: Nuevo Berlín, FB: Fray Bentos y LC: Las Cañas).

	Febrero	Mayo	Agosto	Noviembre
NB	0,22	0,40	0,57	0,40
FB	48,98	70,77	28,71	37,42
LC	8,18	1,46	2,41	13,14
Total g m ⁻²	57,39	72,63	31,69	50,96

En Nuevo Berlín se observó una correlación lineal positiva entre la abundancia de organismos y las concentraciones de fósforo total (rs= 0.50, p < 0.05), nitrógeno (rs= 0.56, p < 0.05), materia orgánica (rs= 0.64, p < 0.05) y arena muy fina (rs= 0.66, p < 0.05), limo (rs= 0.76, p < 0.05), y arcilla (rs= 0.36, p < 0.05). Mientras que las fracciones de arena gruesa y media se correlacionaron negativamente con la abundancia de macroinvertebrados (rs= - 0.50, rs= - 0.59 p < 0.05). La riqueza, diversidad y biomasa presentaron una correlación positiva con las concentraciones de fósforo total (rs= 0.46, rs= 0.46, rs= 0.54 p < 0.05), nitrógeno (rs= 0.51, rs= 0.51, rs= 0.59 p < 0.05), materia orgánica (rs= 0.54, rs= 0.54, rs= 0.64 p < 0.05) y arena muy fina (rs= 0.60, rs= 0.60, rs= 0.70 p < 0.05) y limo (rs= 0.61, rs= 0.58, rs= 0.56 p < 0.05).

En Fray Bentos se observaron correlaciones lineales negativas entre la diversidad y arena mediana (rs= - 0.37, p < 0.05), mientras que la abundancia presentó correlación positiva con fracciones de arena gruesa (rs= 0.42, p < 0.05).

En Las Cañas la biomasa se correlacionaron positivamente con la arena gruesa (rs= 0.42, p < 0.05) y negativa con arena muy fina (rs= - 0.41, p < 0.05)

La materia orgánica, grava y arena fina fueron los parámetros que mejor se correlacionaron con la distribución de organismos bentónicos (Rho= 0.069), según el análisis de BIOENV.

Variación temporal Julio 2006 a Noviembre 2015

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 presentó el pico máximo en mayo 2012 en Las Cañas (4,56) y el máximo de diversidad de Shannon se fue de 1,31 en julio 2006 en Las Cañas y en Nuevo Berlín en febrero 2014, la riqueza de familias y la diversidad de Shannon fluctuaron en los tres sitios en forma similar (figura 4.5.3).

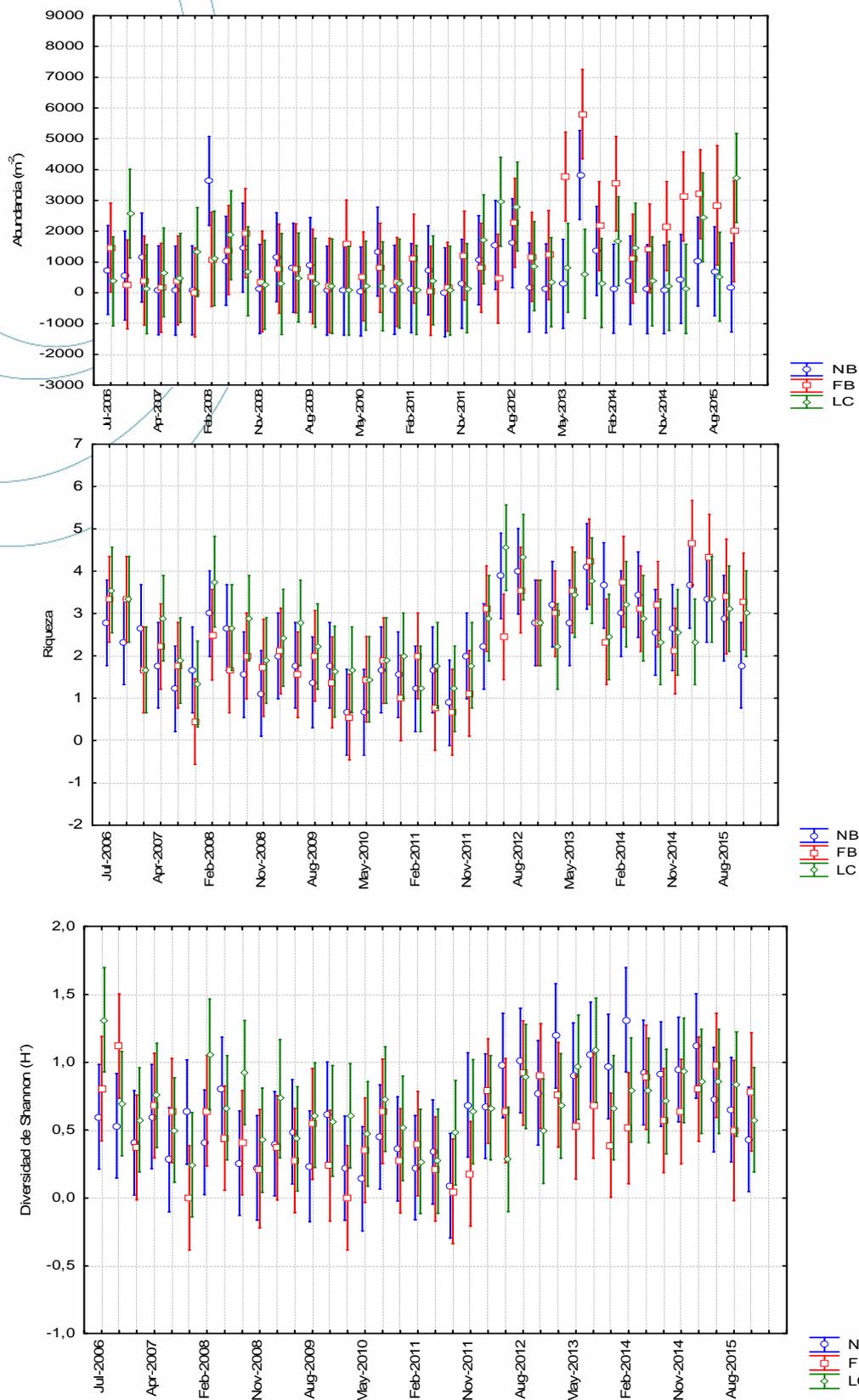


Figura 4.5.3. Variación de la abundancia de organismos (Ind m⁻²), riqueza de familias y diversidad de Shannon (H') (+/- error estándar) en el período de estudio en los sitios de muestreo hasta noviembre 2015

Al comparar la **abundancia de organismos** antes y después de puesta en funcionamiento la planta se observó 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 no hay diferencias en la abundancia de organismos entre los tres sitios (Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas), en el tiempo (entre antes y después de puesta en funcionamiento), ni 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 ($F_{(2,991)} = 5.15, p < 0.01$), en el tiempo ($F_{(1,991)} = 3.91, p = 0.05$), y no se observaron diferencias entre los sitios, ni en la interacción de los factores (Figura 4.5.6).

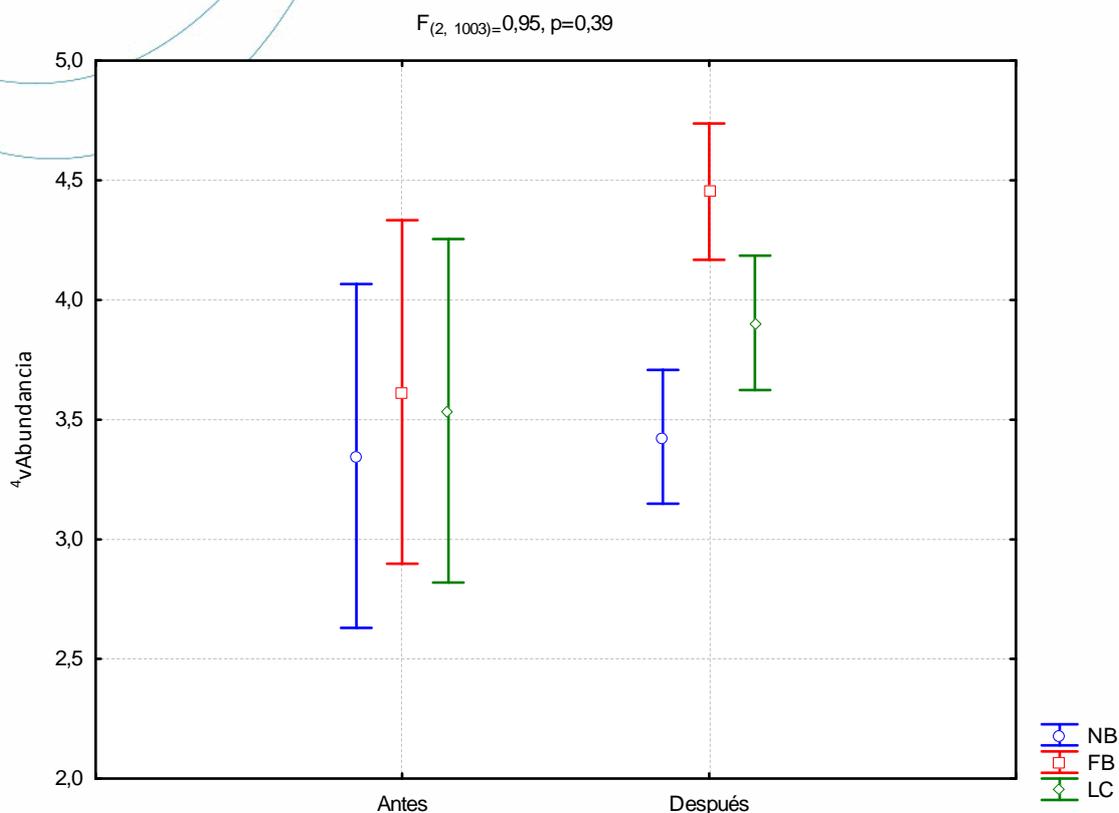


Figura 4.5.5. Resultado del ANOVA de dos vías, para la abundancia de organismos (raíz cuarta) en los tres sitios en el período de estudio julio 2006 a noviembre 2015.

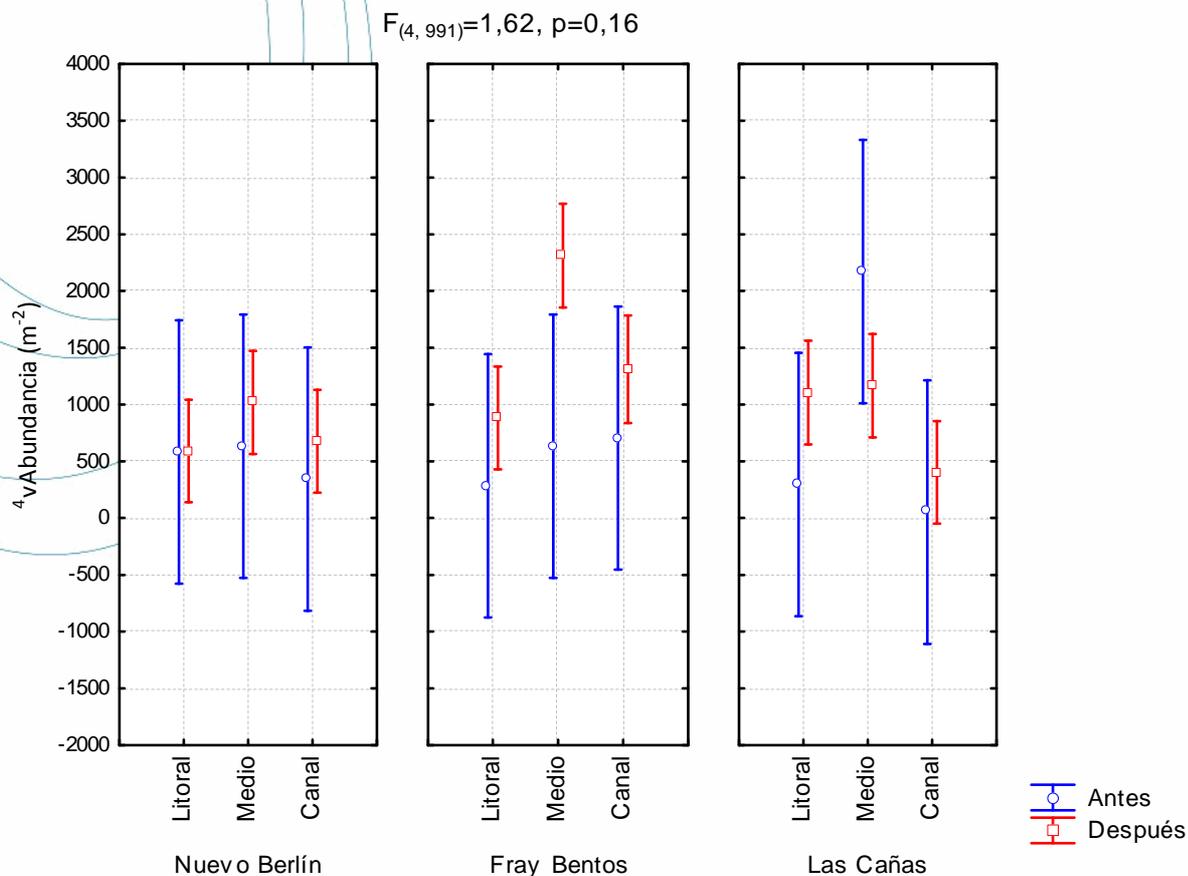


Figura 4.5.6. Resultado del ANOVA de tres vías, para la abundancia de organismos (raíz cuarta) en los tres sitios de estudio en las distintas zonas (litoral, medio y canal) en el período de estudio julio 2006 a noviembre 2015.

Al igual que el informe anterior, LATU 2013, los promedios de la **riqueza de familias** fueron levemente menores en el período post funcionamiento en Fray Bentos y Las Cañas, no así en Nuevo Berlín donde 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).

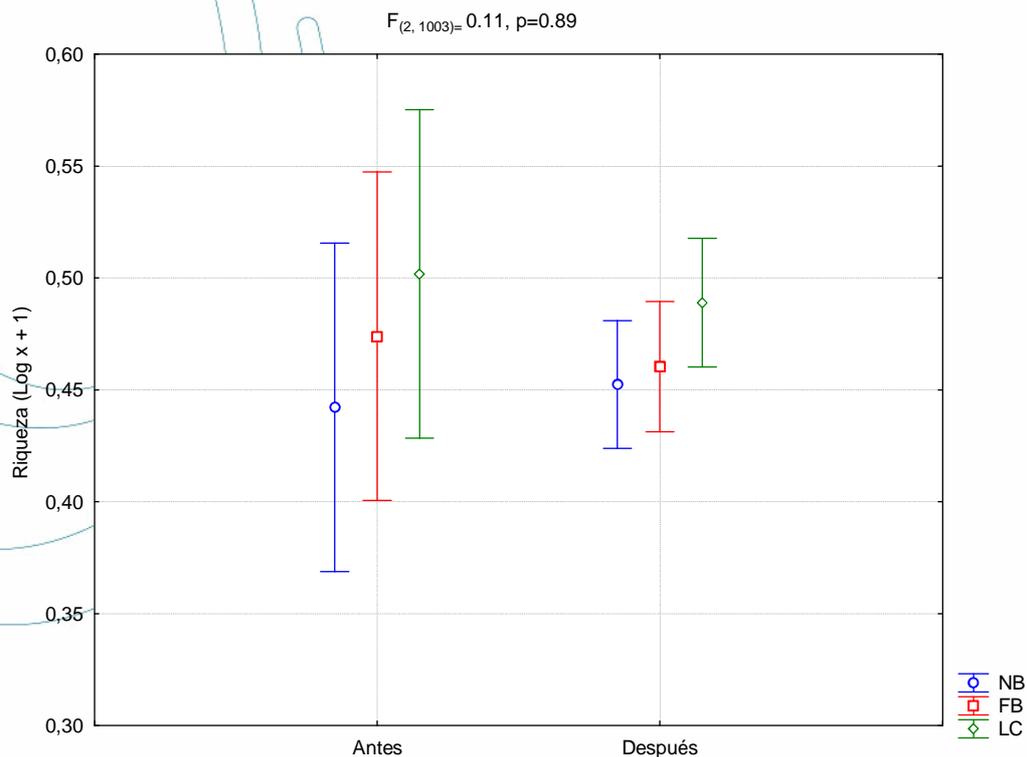


Figura 4.5.7. Resultado del ANOVA de dos vías, para la riqueza de familias (Log (x +1)) en los tres sitios en el período de estudio julio 2006 a noviembre 2016.

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 ($F_{(4, 991)} = 1,48, p = 0,21$), no observándose diferencias en la interacción de los factores (Figura 4.5.8),

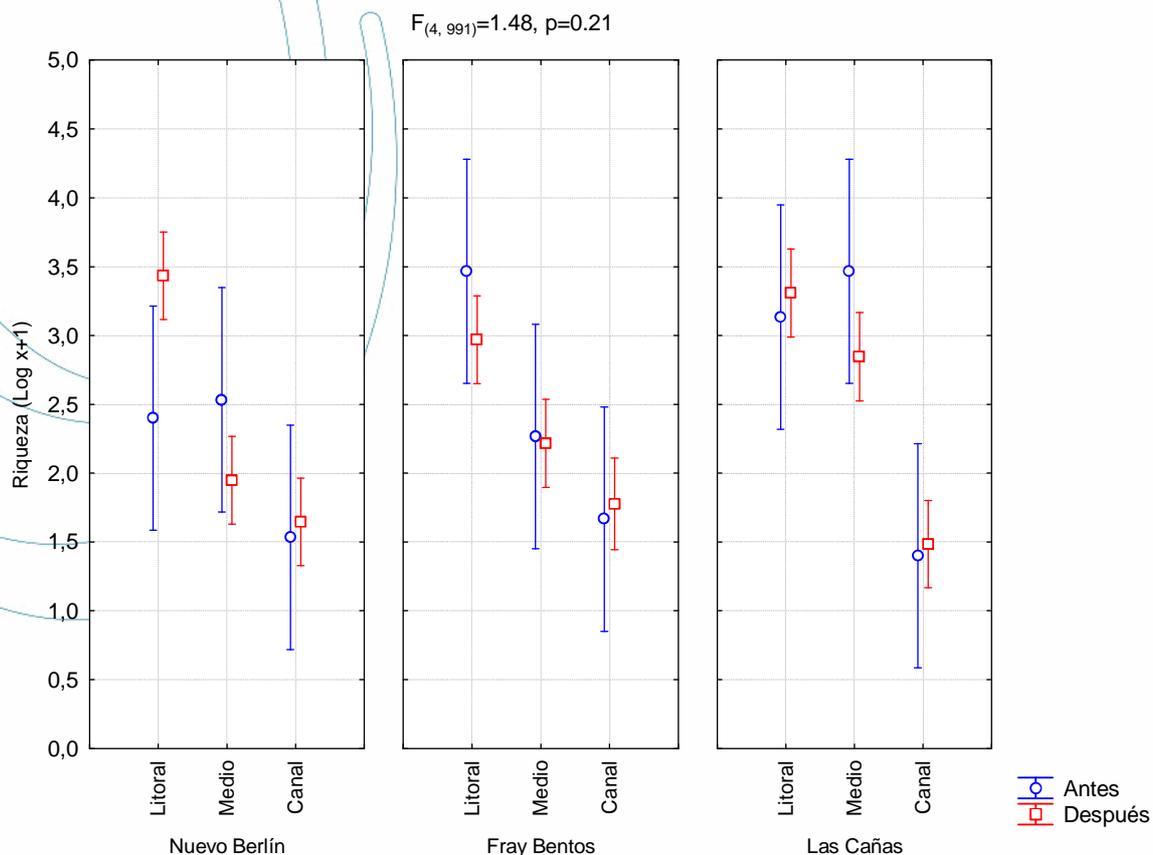


Figura 4.5.8. Resultado del ANOVA de tres vías, para la riqueza de familias (Log (x + 1)) en los tres sitios en las distintas zonas (litoral, medio y canal) en el período de estudio julio 2006 a noviembre 2015.

Al igual que la riqueza de familias, 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).

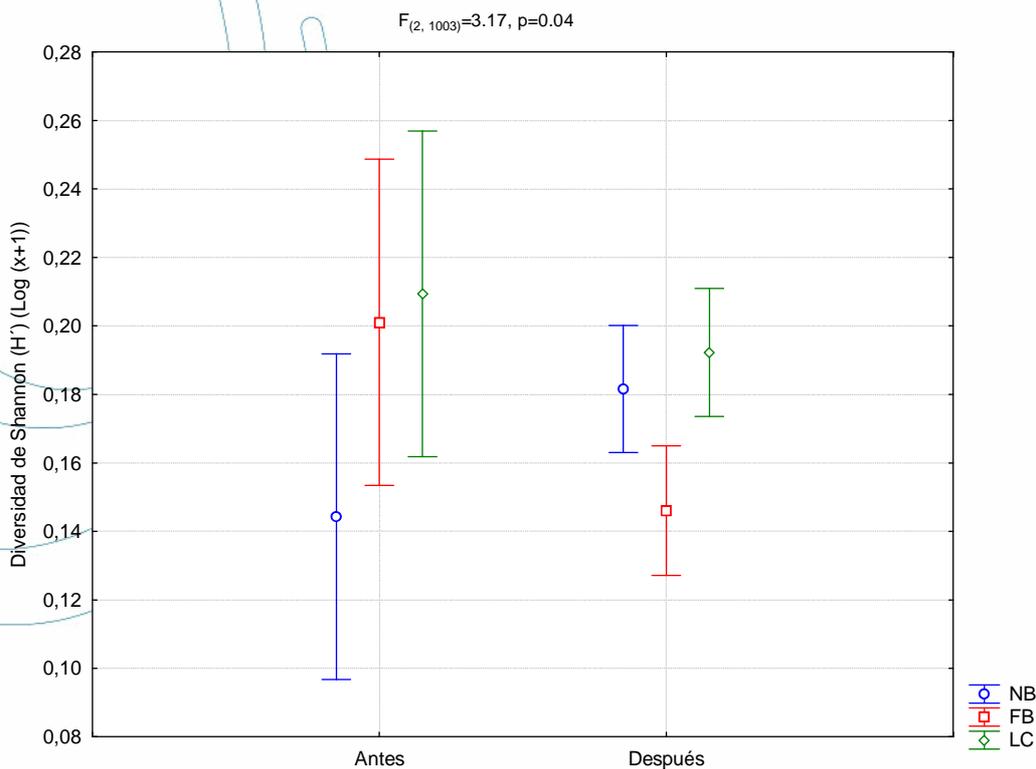


Figura 4.5.9. Resultado del ANOVA de dos vías, para la diversidad de Shannon (H') ($\text{Log}(x+1)$) en los tres sitios en el período de estudio julio 2006 a noviembre 2015.

Para los valores de diversidad de Shannon se encontraron diferencias marginalmente entre sitios ($F_{(2,991)} = 2.60, p=0.07$), diferencias significativas entre las zonas ($F_{(2,991)} = 30.29, p < 0.01$), no observándose diferencias en el tiempo, ni en la interacción de los factores (Figura 4.5.10).

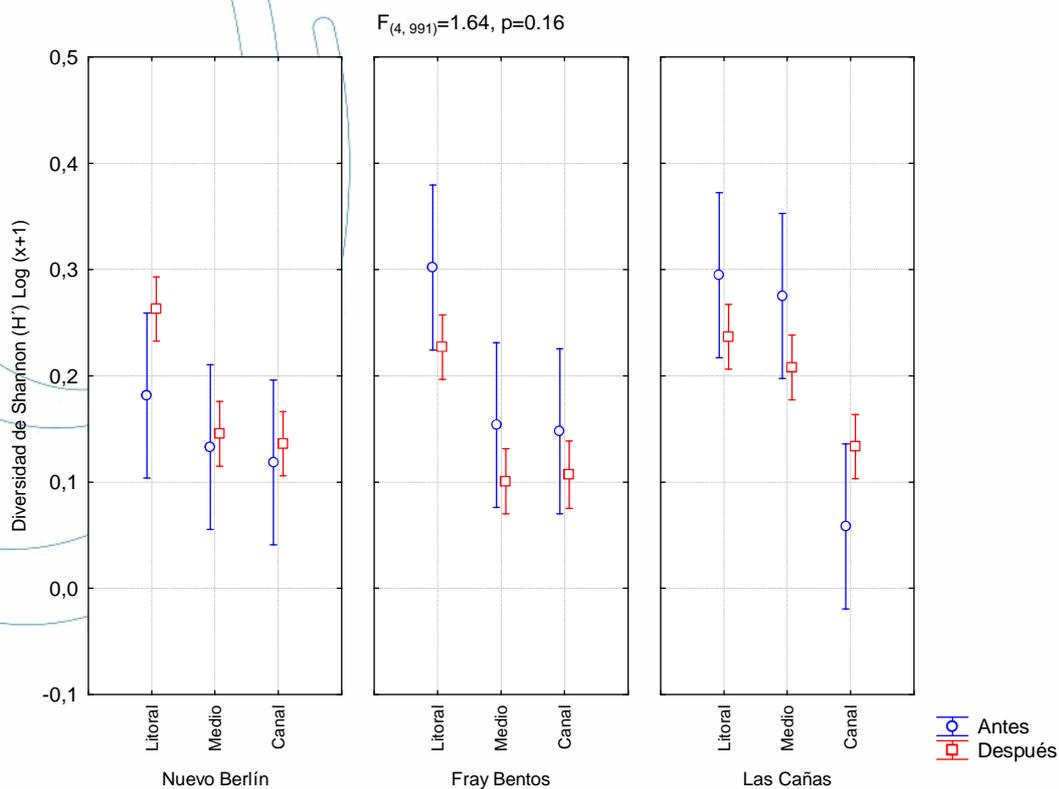


Figura 4.5.10. Resultado del ANOVA de tres vías, para la diversidad de familias ($\text{Log}(x + 1)$) en los tres sitios (litoral, medio y canal) en el período de estudio julio 2006 a noviembre 2015.

En las zonas litorales de Fray Bentos no se observaron diferencias en el tiempo, ni entre las transectas, observándose diferencia marginalmente significativa en la interacción de los factores (Figura 4.5.11), según post-hoc test Unequal N HSD, las diferencias no fueron significativas.

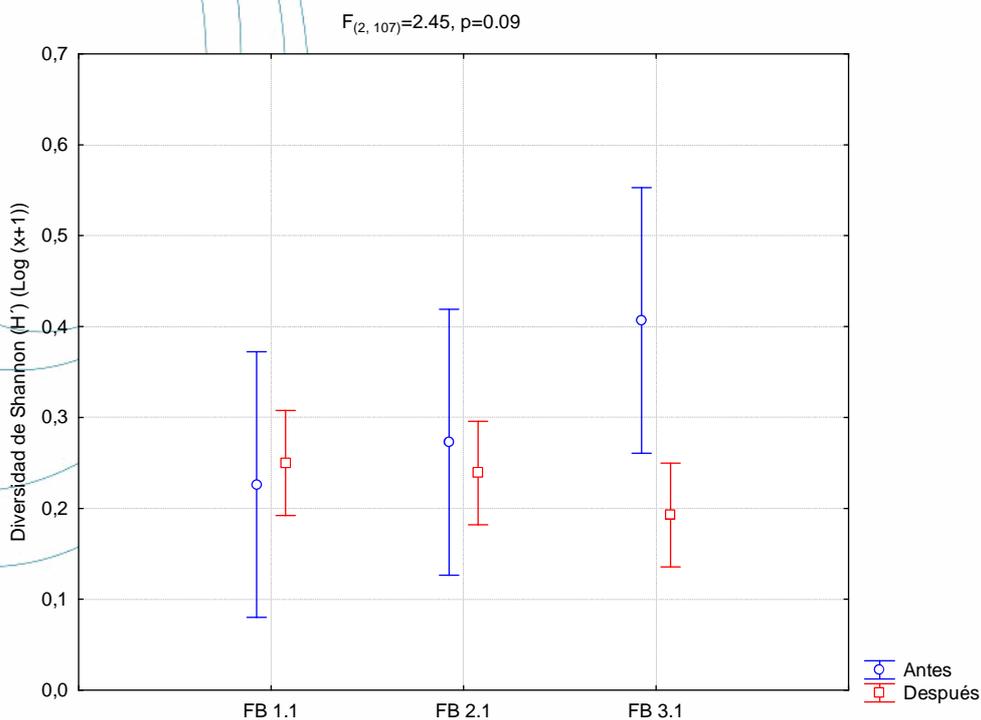


Figura 4.5.11. Resultado del ANOVA de dos vías, para la diversidad de familias (Log (x + 1)) en las tres transectas litorales de Fray Bentos durante el período de estudio julio 2006 a noviembre 2015.

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 mostraron 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 (2006-2015), no existiendo diferencias estadísticas significativas antes y después de puesta en funcionamiento la planta. A nivel temporal si presentaron diferencias significativas entre los muestreos.

Los nutrientes en sedimentos, fósforo total y nitrógeno, mostraron diferencias entre las distintas zonas, entre los sitios y en el tiempo, no observándose diferencias en la interacción de los factores. La materia orgánica presentó diferencias entre las zonas y los sitios, no en el tiempo, ni en la interacción de los factores. La fracción de limo presentó diferencias entre los sitios y en el tiempo, no así entre las zonas, ni en la interacción de los factores.

Los niveles de los contaminantes 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 (CSeQGs, Canadian Sediment Quality Guidelines 1999, updated 2002). Por primera vez el bioensayo de toxicidad con *Daphnia magna* sobre el elutriado de los sedimentos mostró toxicidad en el muestreo de Noviembre, en las tres zonas analizadas (LC50, 48 h < 100%).

Las variaciones de densidad y biomasa fitoplanctónica durante todo el período siguieron los patrones estacionales. Se producen picos de abundancia del fitoplancton en verano y algunos años también en primavera producido generalmente por cianobacterias. 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).

Lo que respecta a la comunidad de macroinvertebrados bentónicos, el mejillón dorado continúa siendo el organismo más abundante en área de estudio, y al analizar las variaciones de abundancia, riqueza, y diversidad no se observaron diferencias entre antes y después de puesta en funcionamiento la planta de celulosa.

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 B.J.F., 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. Assesing 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 otal. Pp 595-624, En: *Methods of soil analysis*. AL Page RH Miller Keeney DR (Eds). Chemical and microbiological properties, 2nd ed. Agronomy series Nº 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: Menafrá 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. Oecologia, 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 Standardization (Suiza) ISO 5666: 1999 Water quality. Determination of mercury

International Organization for Standardization (Suiza) ISO 5667-3: 2003 Water quality Sampling. Part 3: Guidance on the preservation and handling of water samples

International Organization for Standardization (Suiza) ISO 6778:1984. Water quality -- Determination of ammonium -- Potentiometric method

International Organization for Standardization (Suiza) ISO 6878: 2004 Water quality. Determination of phosphorus, Ammonium molybdate spectrometric method

International Organization for Standardization (Suiza) ISO 10260: 1992 Water quality. Measurement of biochemical parameters. Spectrometric determination of the chlorophyll-a concentration.

International Organization for Standardization (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 Standardization (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

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. Fiscal aspects, ecology and conservation. Thomaz SM Agostinho AA & NS Hahn (eds.) Backhuys Publishers, Leinden

- 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 p
- 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 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 2011. Estudio de las comunidades biológicas y variables abióticas en el tramo inferior del Río Uruguay, agosto 2009 – noviembre 2010. N°1203146, 197p.
- LATU 2012. Informe sobre caracterización biológica en el tramo inferior del Río Uruguay, febrero – noviembre 2011. N°1263520, 126p.
- LATU 2013. Informe sobre caracterización biológica en el tramo inferior del Río Uruguay, febrero – noviembre 2012. N°1366124, 169p.
- LATU 2014. Informe sobre caracterización biológica en el tramo inferior del Río Uruguay, febrero – noviembre 2013. N°1397116, 144p.
- LATU 2015. Informe sobre caracterización biológica en el tramo inferior del Río Uruguay, febrero-noviembre 2014. N°1447272, 132p.
- 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 Comunication. 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
- 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.

Informe de Ensayo Nº 1508147

Tam N, Ke L, Wang X & Wong Y, 2001. Contamination of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments of mangrove swamps. Environmental Pollution 114:255-263.

Tana J, Ferrari G, Dabezies 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 tres días del mes de junio de dos mil dieciséis.



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 fitoplanctonicos 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-15	NB1	NB2	NB3	FB1	FB2	FB3	LC1	LC2	LC3
CYANO	74	0	21	1	0	1	582	2	5
CHLORO	7	44	266	1	1	179	5	59	2
DIATO	5	1	5	2	6	10	11	7	15
CRYPTO	13	6	11	2	4	11	16	4	11
OTROS	5	5	3	40	1	9	5	1	3
TOTAL	105,0	56,6	305,9	46,0	12,8	210,1	619,5	73,1	34,9

May-15	NB1	NB2	NB3	FB1	FB2	FB3	LC1	LC2	LC3
CYANO	43,2	0,2	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	0,1
CHLORO	0,2	0,3	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,1
DIATO	40,5	0,8	9,2	0,1	0,2	0,1	1,1	0,8	1,0
CRYPTO	5,7	2,5	7,9	17,7	9,6	3,2	2,1	1,0	2,0
OTROS	3,6	0,0	0,4	0,0	1,5	0,0	0,0	0,1	0,0
TOTAL	93,1	3,8	17,5	17,8	11,9	3,4	3,2	1,9	3,1

Ago-15	NB1	NB2	NB3	FB1	FB2	FB3	LC1	LC2	LC3
CYANO	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,6
CHLORO	0,1	0,0	0,1	0,2	0,1	0,6	0,0	0,0	0,5
DIATO	0,7	0,2	0,4	0,3	0,1	0,1	0,2	0,1	0,3
CRYPTO	0,3	0,1	0,4	0,1	0,2	0,5	0,8	0,4	0,5
OTROS	0,4	0,6	8,8	0,2	0,1	0,6	16,4	0,1	20,3
TOTAL	1,6	1,0	9,6	0,8	0,6	1,9	17,5	0,7	22,2

Nov-15	NB1	NB2	NB3	FB1	FB2	FB3	LC1	LC2	LC3
CYANO	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
CHLORO	0,2	0,1	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,2
DIATO	0,5	0,2	0,4	0,1	0,2	0,3	0,4	0,2	0,4
CRYPTO	0,6	0,5	1,5	4,1	2,4	1,3	3,2	2,3	1,2
OTROS	0,7	0,4	2,2	0,4	0,6	1,2	1,7	0,6	1,0
TOTAL	2,1	1,2	4,2	4,7	3,5	2,8	5,3	3,1	2,8

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 2015.

	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	0,00	0,09	0,00	0,25	0,07	0,00	0,26	0,00	0,03
Cladóceros	0,13	0,03	0,56	0,07	0,28	0,00	0,13	0,03	0,09
Rotíferos	0,04	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00
Larvas <i>Limnoperna fortunei</i>	1,83	0,97	1,64	4,54	12,98	13,00	12,77	5,63	0,94
TOTAL	1,99	1,09	2,20	4,87	13,34	13,00	13,16	5,66	1,06

 Tabla 8.2.2 Resultados de biomasa ($\mu\text{g l}^{-1}$) de los principales grupos del zooplancton en el muestreo de mayo 2015.

	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	0,25	0,04	0,00	0,04	0,16	0,00	0,10	0,06	0,06
Cladóceros	0,00	0,03	0,00	0,06	0,08	0,03	0,00	0,00	0,00
Rotíferos	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00	0,07	0,01	0,00	0,00
Larvas <i>Limnoperna fortunei</i>	0,00	0,00	0,36	0,00	0,18	0,36	0,28	0,00	0,13
TOTAL	0,26	0,08	0,37	0,10	0,42	0,46	0,39	0,06	0,19

 Tabla 8.2.3 Resultados de biomasa ($\mu\text{g l}^{-1}$) de los principales grupos del zooplancton en el muestreo de agosto 2015.

	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>Limnoperna 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 2015.

	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	0,08	0,00	0,00	0,04	0,00	0,82	0,06	0,01	0,00
Cladóceros	0,25	0,02	0,03	0,06	0,55	0,00	0,00	0,03	0,03
Rotíferos	0,09	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,14
Larvas <i>Limnoperna fortunei</i>	0,81	0,25	0,13	0,00	0,52	1,14	6,08	3,12	0,97
TOTAL	1,24	0,27	0,17	0,10	1,09	1,96	6,15	3,16	1,14

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 2015.

	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
Chironomidae	0,0006			0,0082	0,0005			0,0020	0,0003
Leptoceridae				6,73E-06					
Veliidae						4,86E-05			
Gomphidae		0,0075							
Pupa Díptero		0,0002					4,09E-05		
Mytilidae	2,38E-04	0,0054	4,42E-04	0,0068	0,0142	0,0800		0,0029	6,80E-05
Cochliopidae	0,0011		0,0010	0,0013	0,0022				
Ampullariidae	1,16E-04								
Glossiphoniidae	2,32E-04				4,72E-04				
Oligocaheta	0,0007		5,80E-05	0,0006	2,72E-04		0,0018	0,0008	
Nematodo	2,24E-04			1,72E-04					
Total g	0,0032	0,0131	0,0015	0,0170	0,0176	0,0800	0,0018	0,0057	0,0004
Total g m⁻²	0,0457	0,1880	0,0218	0,2442	0,2527	1,1501	0,0263	0,0813	0,0054
	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
Chironomidae	0,0025	0,0005		0,0006	0,0005	0,0003	0,0013	0,0010	0,0039
Leptoceridae					0,0001		0,0001	0,0001	
Mytilidae	0,0002	14,8390	0,0011		14,7859	0,0574	< 0,0004	0,6582	0,2339
Corbiculidae							0,0016		0,0028
Cochliopidae	0,0014		0,0006	0,0001	0,0011	0,0005	0,0030	0,0007	
Lithoglyphidae	0,0250						0,0350		
Glossiphoniidae	0,0001			0,0032					0,0001
Oligocaheta	0,0007	0,0108		0,0043	0,0039	0,0002	0,0006	0,0005	
Hyallelidae		0,0003							
Hydracarina							0,0002		
Total g	0,0300	14,8505	0,0017	0,0082	14,7915	0,0583	0,0418	0,6605	0,2407
Total g m⁻²	0,4307	213,3694	0,0247	0,1180	212,5220	0,8377	0,6001	9,4899	3,4585
	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
Chironomidae			0,0001		0,0003		0,0024	0,0003	
Ceratopogonidae						0,0004			
Mytilidae				0,0002	0,1698	0,1628	0,0002	0,0008	
Corbiculidae				4,7774					
Cochliopidae				< 0,0004	0,0006			0,0003	0,0027
Oligocaheta		0,0001			0,0003	0,0003	0,0012		0,0035
Total g	ND	0,0001	0,0001	4,7776	0,1710	0,1634	0,0039	0,0014	0,0062
Total g m⁻²	ND	0,0008	0,0017	68,6438	2,4563	2,3480	0,0554	0,0200	0,0895

Tabla 8.3.2. Biomasa de macroinvertebrados bentónicos (g y g m-2) en Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas en mayo 2015.

	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
Chironomidae	0,0139	0,0001	0,0001	0,0033	0,0001	0,0006	0,0075		2,25E-05
Leptoceridae			0,0001						
Mytilidae		0,0133	0,0366	0,0075	0,0003		0,0711	0,0020	
Corbiculidae			0,0013	0,0049					
Cochliopidae	0,0310	0,0010	0,0039	0,0102		0,0006	0,0049		
Lithoglyphidae							0,0216		
Ampullariidae	0,0010								
Oligocaheta		0,0002	0,0002			0,0006	0,0136		
Hydracarina	8,20E-05								
Nematodo				0,0001					
Total g	0,0460	0,0145	0,0423	0,0260	0,0004	0,0017	0,1186	0,0020	0,0000
Total g m-2	0,6604	0,2088	0,6071	0,3734	0,0058	0,0248	1,7045	0,0286	0,0003
	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
Chironomidae	0,0006	0,0003	0,0004	0,0030	0,0002		0,0027	0,0018	0,0002
Ceratopogonidae									0,0002
Polymitarcidae								0,0174	
Pupa díptero								0,0001	0,0001
Mytilidae		21,1190	0,2437	0,0014	21,3049	0,0283	0,9851		0,0020
Corbiculidae									0,0075
Cochliopidae	0,0038		0,0034	0,0594		0,0010	0,0076	0,2512	
Lithoglyphidae	0,0556			0,1662					
Ampullariidae				0,0008					
Glossiphoniidae				0,0301					
Oligocaheta	0,0001	0,0218		0,0003	0,0091				0,0004
Hydracarina							0,0002		
Nematodo	0,0016								
Total g	0,0617	21,1411	0,2474	0,2613	21,3142	0,0294	0,9956	0,2703	0,0104
Total g m-2	0,8865	303,7508	3,5551	3,7536	306,2389	0,4219	14,3048	3,8843	0,1497
	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
Chironomidae	4,53E-05	4,53E-05		0,0004		0,0006	0,0046		
Mytilidae	0,0005	0,0033		0,0022	0,6094	0,0681		0,0357	0,0015
Corbiculidae	0,0032	0,0004			0,0023	8,4E-05	0,0138	0,0011	
Cochliopidae	0,0032	0,0033		0,0631	0,0138		0,0313	0,0097	
Lithoglyphidae					0,0334				
Ampullariidae				0,0037					
Oligocaheta		0,0026					0,0002		0,0010
Nematodo							0,0003		
Total g	0,0070	0,0096	0,0000	0,0694	0,6589	0,0688	0,0503	0,0465	0,0026
Total g m-2	0,0999	0,1383	0,0000	0,9977	9,4670	0,9887	0,7222	0,6678	0,0368

Tabla 8.3.3. Biomasa de macroinvertebrados bentónicos (g y g m-2) en Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas en agosto 2015.

	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
Chironomidae		0,0006			0,0001				
Elmidae	0,0062								
Empididae	0,0001								
Mytilidae	0,0150	0,0084	0,0366	0,0192		0,0067		0,0007	
Corbiculidae	0,0573						0,0244	0,0152	
Cochliopidae	0,0003	0,0104	0,0013	0,0190	0,0206		0,0013		0,0004
Lithoglyphidae				0,0032			0,1073		
Oligocaheta	6,8E-05			0,0003	0,0001				
Nematodo			0,0004						
Total g	0,0790	0,0195	0,0383	0,0416	0,0207	0,0067	0,1330	0,0158	0,0004
Total g m-2	1,1351	0,2795	0,5502	0,5982	0,2975	0,0964	1,9109	0,2272	0,0058
	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
Chironomidae	0,0019	0,0006		0,0018			0,0032		
Leptoceridae							0,0002		
Mytilidae	0,0152	11,6352					6,2259	0,0231	
Corbiculidae								0,0044	
Cochliopidae		0,0015		0,0389			0,0177	0,0005	
Ampullariidae	0,0114			0,0037					
Oligocaheta		0,0015							
Total g	0,0285	11,6388	0,0000	0,0445	ND	ND	6,2470	0,0280	ND
Total g m-2	0,4090	167,2245	0,0000	0,6387	ND	ND	89,7560	0,4022	ND
	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
Chironomidae	0,0006	0,0001		2,91E-05		0,0001	0,0005	0,0001	
Leptoceridae								0,0009	
Mytilidae	0,1058		0,0014	0,100124	0,0279	0,01006		0,1463	
Corbiculidae	0,008066	0,002252						0,0093	
Cochliopidae	0,0114	0,028782	0,00074	0,0677	0,001216			0,0424	
Lithoglyphidae				0,1048			0,05125		
Ampullariidae								0,001	
Oligocaheta	0,010708	0,000192				0,00014			
Cytherideidae					0,000312				
Total g	0,1366	0,0314	0,0021	0,2727	0,0294	0,0103	0,0517	0,2000	ND
Total g m-2	1,9625	0,4505	0,0307	3,9174	0,4228	0,1479	0,7434	2,8741	ND

Informe de Ensayo Nº 1508147

Tabla 8.3.4 Biomasa de macroinvertebrados bentónicos (g y g m-2) en Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas en noviembre 2015.

	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
Chironomidae	0,0008			0,0005					
Mytilidae	0,0003	0,0007	0,0039	0,0001					
Corbiculidae			0,0812		0,0002				
Cochliopidae	0,0191		0,0017	0,0051					
Lithoglyphidae	0,0363			0,0434					
Ampullariidae	0,0034								
Glossiphoniidae									
Nematodo	8,3E-05								
Oligocaheta	0,0001					2E-05			
Total g	0,0601	0,0007	0,0868	0,0492	0,0002	2,00E-05	ND	ND	ND
Total g m-2	0,8639	0,0100	1,2475	0,7073	0,0030	0,0003	ND	ND	ND

	FB 1.1	FB 1.2	FB 1.3	FB 2.1	FB 2.2	FB 3.1	FB 3.2
Chironomidae	0,0008			0,0030			
Baetidae		0,0002					
Mytilidae	0,0010	14,7586	0,0032		1,6178	1,5320	0,0336
Corbiculidae							
Cochliopidae	0,0131			0,0227		0,0318	
Lithoglyphidae							
Ampullariidae				0,0010		0,0010	
Nematodo	0,0001			0,0002			
Oligocaheta	0,0002	0,0018		0,2414		0,0009	
Total g	0,0151	14,7606	0,0032	0,2682	1,6178	1,5657	ND
Total g m-2	0,2175	212,0774	0,0453	3,8538	23,2438	22,4961	ND

	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
Chironomidae	5,51E-05	0,0013		0,0010		0,0003	7,80E-05	0,0001	
Empidae					2,91E-05				
Mytilidae	2,9748	0,0056			0,0004		0,0013	4,5312	
Corbiculidae	0,0158								
Cochliopidae	0,0572	0,0210		0,0227	0,0030		0,0511	0,0011	
Lithoglyphidae				0,0231	0,0315				
Ampullariidae	7,6E-05			0,0080					
Oligocaheta	0,4770			0,0005	0,0004	0,0003	0,0017	0,0011	
Total g	3,5249	0,0278	ND	0,0553	0,0353	0,0006	0,0542	4,5336	ND
Total g m-2	50,6450	0,3997	ND	0,7949	0,5068	0,0089	0,7792	65,1373	ND

ND= No detectado



LABORATORIO TECNOLÓGICO DEL URUGUAY

Informe de Ensayo Nº 1508147

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 tres días del mes de junio de dos mil dieciséis.

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

