



LABORATORIO TECNOLÓGICO DEL URUGUAY
Informe de Ensayo Nº 1810329

**Informe sobre caracterización biológica en el tramo inferior del Río Uruguay,
febrero - noviembre 2019 y evaluación del período 2006-2019.**

Solicitante:	UPM S.A
Dirección:	RUTA PUENTE PUERTO KM 307
Descripción de la muestra:	Informe Anual Biológico 2019
Identificación de las solicitudes incluidas:	1753598 - Muestreo Verano 1771762 - Muestreo Otoño 1787321 - Muestreo Invierno 1806083 - Muestreo Primavera
Procedencia de la muestra:	Muestreo realizado por técnicos LATU

Índice

1. RESUMEN	3
1.1 Abstract	4
2. INTRODUCCIÓN	5
2.1 Objetivo general	5
3. METODOLOGÍA	6
3.1 Área de estudio	6
3.2 Muestreos	6
3.3 Análisis de laboratorio	7
3.4 Análisis de datos	9
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	10
4.1 Análisis físico-químicos: AGUAS	10
4.2 Análisis físico-químicos: SEDIMENTOS	17
Ensayos de toxicidad en sedimento	27
Contaminantes en sedimento	27
4.3 Bioacumulación EOX bivalvos	31
4.4 Análisis biológicos: FITOPLANCTON	32
4.5 Análisis biológicos: ZOOPLANCTON	43
4.6 Análisis biológicos: MACROZOOBENTOS	53
5. CONCLUSIONES	71
6. BIBLIOGRAFÍA	72

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 2019. 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. Este año el caudal del Río Uruguay fue mayor al año anterior, alcanzando los 53567 m³/s en enero. El valor máximo de nitrógeno total en agua fue 1,6 mg l⁻¹, el de fósforo soluble 43 µg/l y se destaca un aumento del de fósforo total que alcanzó un valor de 1340 µg/l en Fray Bentos central durante el muestreo de noviembre. 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 ya desde el comienzo de estudios de línea de base. En el sedimento, las concentraciones promedio de fósforo total variaron entre 59,9 y 678,1 (mgP/kg b.s) y entre 118,0 y 1046,4 (mgN/kg b.s) para el nitrógeno Kjeldahl total. Los porcentajes promedio de materia orgánica encontrados oscilaron entre 0,8 y 5,1 %. No se encontraron diferencias entre antes y después de puesta en funcionamiento la planta, a nivel de nutrientes y materia orgánica de los sedimentos. Los niveles de los contaminantes analizados se mantuvieron por debajo de los ISQGs y PEL de la Guía Canadiense de Calidad de sedimentos, y el mercurio, EOX y PCBs por debajo de sus límites de detección. Al igual que en los ciclos anteriores, 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. 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. *Limnoperla fortunei* continúa siendo el organismo más abundante en área de estudio desde el inicio del monitoreo dentro de la comunidad de zooplancton (fase larvaria) como de macroinvertebrados bentónicos. No se observaron diferencia significativa entre antes y después de puesta en funcionamiento la planta en las comunidades biológicas estudiadas.

1.1 Abstract

This report presents the results of the phytoplankton, zooplankton and macrozoobenthos biological communities monitoring beside the of the Uruguay River during 2019. In addition, it includes description of sediments and water abiotic parameters and biological communities attributes variations since 2006 and a before - after Pulp mill operations. 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. This year the flow of the Uruguay River was higher than last year reached 53567 m³/s. The maximum value of total nitrogen in water was 1,6 mg l⁻¹, total phosphorus 1340 µg l⁻¹ (Fray Bentos) and soluble phosphorus 43 µg.l⁻¹. Like the previous reports, physical and chemical parameters in water have similar fluctuation in the three sites; generally, phosphorus levels exceed 25 µg.l⁻¹ since the beginning of baseline studies. In 2019 the average concentrations of total phosphorus in sediments varied between 59,9 and 678,1 (mgP / kg b.s) and between 118,0 and 1046,4 (mgN/kg b.s) for total Kjeldahl nitrogen. The average percentages of organic matter found ranged between 0,8 and 5,1 %. No difference between before and after commissioning the plant, at the level of nutrients and organic matter from sediment were found. The levels of contaminants analyzed were below the ISQGs, Canadian Sediment Quality Guidelines and other pollutants below the limits of 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 were found in water quality and planktonic communities. 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. *Limnoperna fortunei* continues to be the most abundant organism in the study area since the beginning of monitoring within the zooplankton community (larval stage) as well as adult benthic macroinvertebrates. No significant differences between before and after Pulp Mill Plant activities were presented in the biological communities analyzed.

2. INTRODUCCION

En el presente informe fue analizada la composición, abundancia e índices de las comunidades biológicas estudiadas para poder determinar la variabilidad temporal y espacial de las principales variables abióticas y bióticas en la zona comprendida entre Nuevo Berlín y Las Cañas (Río Uruguay) durante el período febrero 2019 - noviembre 2019, y su comparación a lo largo del monitoreo que se realiza desde agosto 2006. El análisis de datos se realiza con un diseño de estudios de línea de base (antes: desde febrero 2006 hasta octubre 2007) y monitoreo (después: noviembre 2007 a noviembre 2019) de forma estacional y continua 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 2019 y se analizan las variaciones con los estudios previos desde el año 2006. En el período de estudio se realizaron cuatro muestreos estacionales: 20, 21 y 22 de febrero; 15, 16 y 17 de mayo, 14, 15 y 16 de agosto; 15, 16 y 17 de noviembre del año 2019.

Se tomaron medidas superficiales *in situ* (temperatura del agua, conductividad, pH y oxígeno disuelto) con sonda multiparámetro YSI 6600 V2. Además, se estimó la transparencia del agua mediante disco de Secchi.

Las muestras de agua (químicas y de plancton) se obtuvieron en los tres puntos de las transectas centrales de cada zona y las de sedimentos (físico-químicas y zoobentos) se obtuvieron en todos los puntos de las tres transectas. Las muestras de agua para análisis físico-químicos y fitoplancton fueron obtenidas directamente desde la superficie del agua (NORMA ISO 5667-3) mientras que las de zooplancton se obtuvieron con botella muestreadora tipo Van Dorn en sucesivas extracciones desde la superficie hasta 2 metros de profundidad (total 40 litros) las que fueron filtradas con red de 63 µm. 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.

En los muestreos de febrero, agosto y noviembre las condiciones hidrológicas del río no permitieron realizar la extracción de organismos de bivalvos para análisis de EOX, y en mayo solo se pudo en Las Cañas. Por el mismo motivo, durante el mes de noviembre no se pudieron extraer macroinvertebrados en FB 1.2, 1.3, 2.3 y 3.3 ni sedimento en FB 1.3, 2.3 y 3.3.

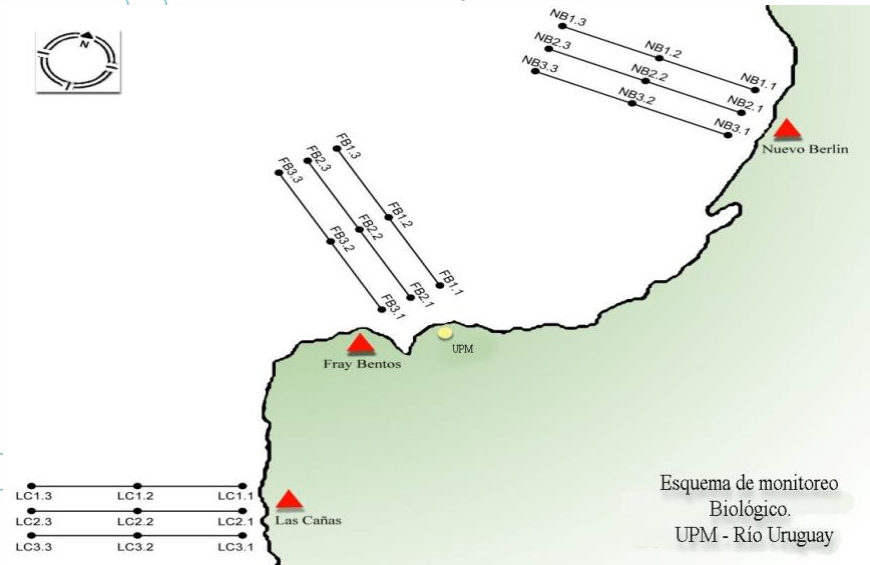


Figura 3.1. Esquema de la disposición de las transectas y puntos de muestreo en las zonas de Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas.

3.3 Análisis de laboratorio

3.3.1 Análisis físico-químicos

Los análisis físico-químicos de agua se realizaron según las normas correspondientes: nitrógeno total (NT) basado en ISO 11905-2 (International Organization for Standardization, 1997) y fósforo total (PT) según APHA 4500P (American Public Health Association, et al., 2017), QuikChem method 31-115-01-3-D (Lachat Instruments, 2007), y Clorofila a según ISO 10260 (International Organization for Standardization, 1992), amonio (NH₄), basados en APHA 4500 NH₃-D (American Public Health Association, et al., 2017), nitritos, basado en ISO 10304-1 (International Organization for Standardization, 2007), y nitratos, según ISO 10304-1 (International Organization for Standardization, 2007).

En sedimentos se determinó la concentración de fósforo total (AOAC y QuikChem Method 31-115-01-3-D), 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) e ISO 12846:2012, 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 de toxicidad

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

3.3.3 Análisis biológicos

Fitoplancton

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

Zooplancton

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

Zoobentos

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

Para estimar la biomasa media por metro cuadrado se consideró el peso seco individual (peso seco constante en estufa a 60 °C), medido en balanzas analíticas. El método se aplicó a todos los taxa, con excepción de los

insectos, para los cuales se empleó la ecuación de $W = aX^b$, ($\ln W = \ln a + b \ln L$), donde W es el peso de cada individuo (mg), a y b son constantes establecidas según el orden de los insectos y X es el largo de cada individuo (mm) (Smock, 1980).

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). 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.

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-octubre 2007) y después de funcionamiento la planta (noviembre



LABORATORIO TECNOLÓGICO DEL URUGUAY

Informe de Ensayo Nº 1810329

2007 - noviembre 2018) 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 resultados físico químicos del agua durante el año 2019 presentaron resultados similares a los de años anteriores (Tablas 4.1.1 y 4.1.2). Las temperaturas siguieron el patrón estacional típico de la región con mínima de 13,2°C en invierno y máxima de 26,4 °C en verano. La conductividad osciló entre 51 y 85 $\mu\text{S}/\text{cm}$, el pH presentó valores neutros, entre 6,3 y 7,7; mientras que la turbiedad entre 10 y 39 NTU. El caudal erogado en Salto Grande durante el año 2019 mostró un máximo en el mes de enero de 53.567 m^3/s y mínimo a fines del año de 2628 m^3/s . El resto del año mostró oscilaciones entre 5.000 y 10.000 m^3/s con picos en mayo y noviembre alrededor de 30.000 m^3/s (figura 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 (UNT), Caudal (m^3/s), durante los días de muestreo en 2019.

	Temperatura (°C)	Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	pH	Oxígeno Disuelto (mg/l)	Turbidez (NTU)	Caudal (m^3/s)	Disco Secchi (cm)
Verano 2019	25,7	57	7,7	7,5	12	5068	69
Otoño 2019	17,9	63	7,2	8,3	29	20506	43
Invierno 2019	13,5	71	7,1	9,5	33	9750	34
Primavera 2019	24,4	65	6,9	7,1	34	21544	38
Min.	13,2	51	6,3	6,7	10	5000	30
Máx.	26,4	85	7,7	9,7	39	22854	80

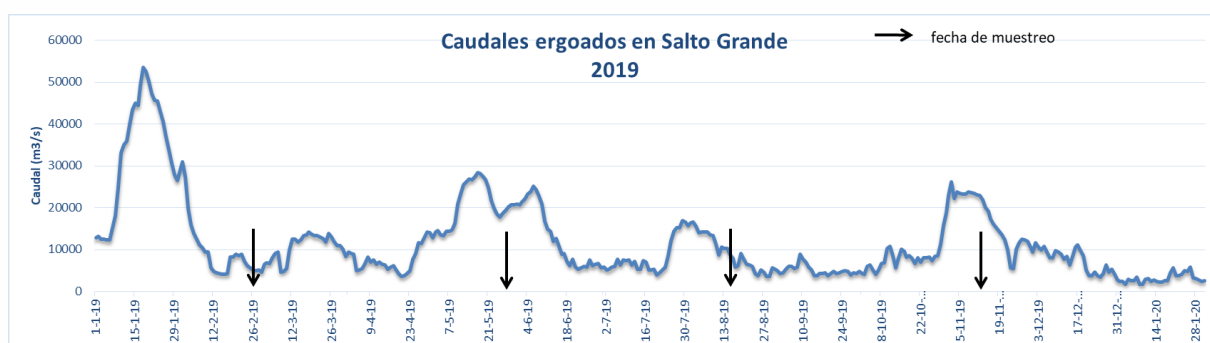


Figura 4.1.1. Caudales erogados diarios en Salto Grande durante 2019.

En la tabla 4.1.2 se observan los valores promedios de los principales nutrientes y clorofila. Los valores de nitrógeno total oscilaron entre 0,97 y 1,64 mg l^{-1} . El nitrato, nitrito y amonio presentaron en su mayoría valores cercanos a los no detectados.

Tabla 4.1.2. Valores promedios, mínimos y máximos de las variables químicas de agua: Nitrógeno total (mg/l), Nitrito (mg/l), Nitrato (mg/l), Amonio (mg/l), Fósforo total (µg/l), Fósforo reactivo soluble (µg/l) y Clorofila a (µg/l), durante 2019.

	Nitrógeno total (como N) (mg/l)	Nitrato (como N) (mg/l)	Nitrito (como N) (µg/l)	Amonio (como N) (mg/l)	Fósforo Total (µg/l)	Fósforo Soluble (como P) (µg/l)	Clorofila-a (µg/l)
Verano 2019	1,1	0,5	<0,019	0,12	58,7	33,7	3,8
Otoño 2019	1,1	0,7	ND	0,08	135,1	<32,0	1,5
Invierno 2019	1,3	0,5	<0,019	0,05	120,3	37,9	1,5
Primavera 2019	1,3	0,5	<0,017	0,03	237,6	<32,0	1,8
Min.	0,97	0,39	0,02	0,02	57,7	32,6	1,5
Máx.	1,64	0,93	0,02	0,27	1340,0	43,3	5,9

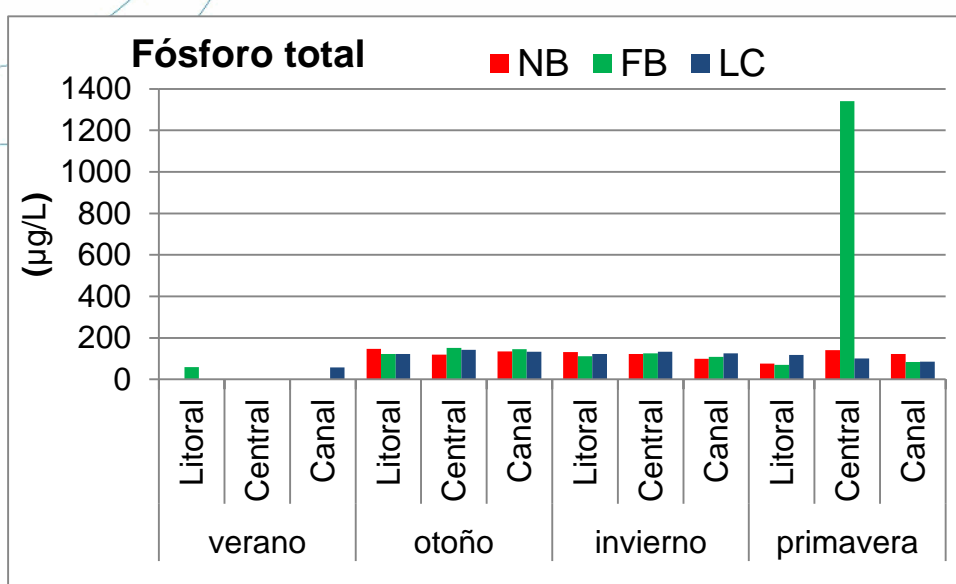


Figura 4.1.2. Fósforo total en los tres sitios durante 2019. Nuevo Berlín (NB), Fray Bentos (FB) y Las Cañas (LC), en litoral, central y canal.

Este año 2019 se observó un pico de PT de 1340 en FB 2.2 en el muestreo de noviembre. Los niveles fueron ND en verano, con excepción de FB y LC que apenas pasó el LD. La clorofila fue máxima en febrero, con un máximo de 5,9 µg/l en NB y FB (tabla 4.1.2 y Figura 4.1.2).

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= -0.056, p= 0,98), ni entre las zonas (litoral, central y canal) (RGlobal= -0.171, p= 0,99), pero si mostró una marcada estacionalidad a lo largo del año, (RGlobal=0.761), p=0.01, o sea, mostró un 99% de similitud entre sitio y zonas en cada muestreo.

Variación temporal agosto 2006 – noviembre 2019

El caudal erogado en Salto Grande durante el año 2019 mostró un pico durante el verano, siendo los valores comparables con el verano 2010, 2016 (50.000 m³/s), (Figura 4.1.3).

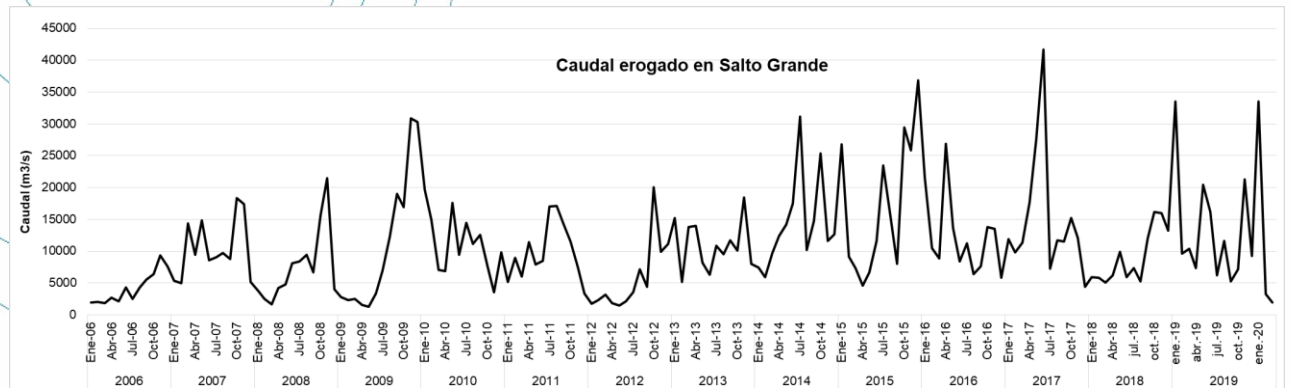


Figura 4.1.3. Promedios mensuales de los caudales diarios erogados en Salto Grande durante 2006-2019.

La tabla 4.1.3 muestra los promedios, máximos y mínimos del período de estudio. Como se observa en la tabla, el río Uruguay presenta características similares a otros grandes ríos de la región con turbiedad de 25 NTU, conductividad promedio de 70 µS/cm, pH neutro (7.3) y buena condición de oxígeno 8.4 mg/l.

Tabla 4.1.3. Valores promedios, mínimos y máximos de las variables químicas de agua: turbiedad (NTU), Profundidad de disco de Secchi (cm), temperatura (°C), conductividad (µS/cm), pH oxígeno disuelto (mg/l), Caudal erogados en Salto Grande, Nitrógeno total (mg/l), Nitrito (mg/l), Nitrato (mg/l), Amonio (mg/l), Fósforo total (µg/l), Fósforo reactivo soluble (µg/l) y Clorofila a (µg/l), durante 2006-2019.

	Turbiedad (NTU)	Transparencia (cm)	Temperatura (°C)	Conductividad (µS/cm)	pH	Oxígeno Disuelto (mg/l)	Caudal (m³/s)
Promedios anuales	25,4	53,8	20,6	68,8	7,3	8,4	10962
Mínimo	9	20	11,55	32,4	6,1	1,0	522
máxima	78	160	28,76	279	9,5	13,0	56070

	Nitrógeno total (mg/l)	Nitrato (mg/l)	Nitrito (mg/l)	Amonio (mg/l)	Fósforo total (µg/l)	Fósforo soluble (µg/l)	Clorofila a (µg/l)
Promedios anuales	1,1	0,6	1,2	0,2	79,5	31,2	2,2
Mínimo	0,1	ND	ND	ND	ND	ND	ND
máxima	6,8	1,7	10,0	16,0	1340,0	163,0	185,0

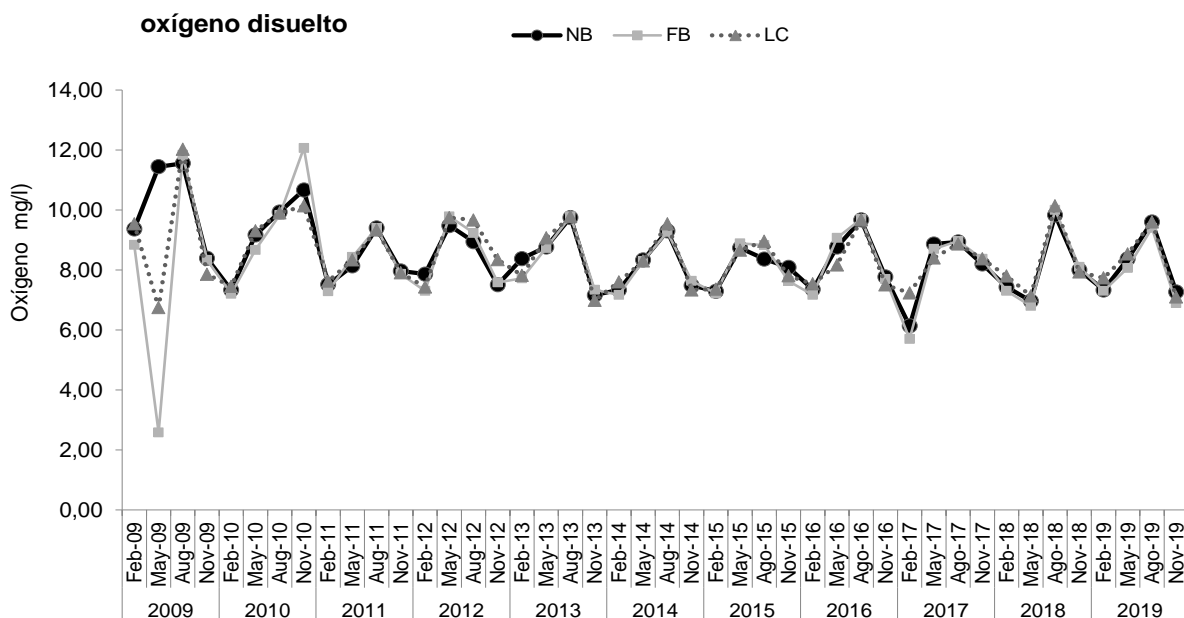


Figura 4.1.4. Promedios mensuales de oxígeno disuelto (mg/l) tomados *in situ* durante febrero 2009 – noviembre 2019 en los tres sitios de muestreo: Nuevo Berlín (NB), Fray Bentos (FB) y Las Cañas (LC).

En las figuras 4.1.4 se representan las oscilaciones del oxígeno disuelto en agua en los tres sitios. La concentración de oxígeno promedio 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, salvo excepciones, los tres sitios fluctúan de forma similar.

En las figuras 4.1.5, 4.1.6 y 4.1.7 se muestran las variaciones temporales de los principales nutrientes, nitrógeno total, fósforo soluble y fósforo total en los tres sitios de muestreo. Se destaca el aumento de las concentraciones de nitrógeno total en mayo 2013 (NB, 4,5 mg/L) y de fósforo soluble y total en febrero 2017, siendo el valor de fósforo soluble (163 µg/L en Fray Bentos) el máximo desde el inicio del monitoreo.

En el año 2019 la CARU presentó una nueva versión de DIGESTO con valores guía de estándares de calidad, en base a los cuales se observa que la mayoría de los parámetros analizados en agua cumplen con dichos niveles. El nitrógeno y fósforo presentaron valores por encima de los límites establecidos, tendencia que se observa desde los estudios de línea de base al inicio del monitoreo.

Según el índice trófico IET basado en el fósforo total, este tramo del río presenta niveles de mesotrofia, con promedios de 57,5 (mínimo:51 y máximo 65,5) con dos picos, uno en agosto 2011 y otro en noviembre 2019 debido a los picos de fósforo total (Mesotrófico $52 < IET \leq 59$)

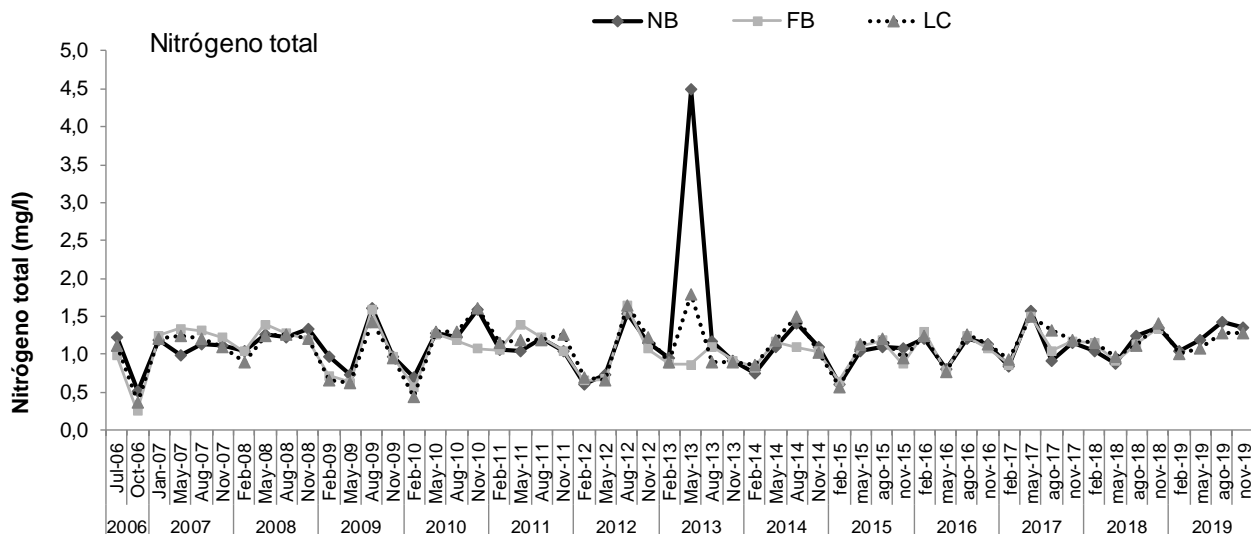


Figura 4.1.5. Promedios mensuales de nitrógeno total (mg/l) durante julio 2006 – noviembre 2019 en los tres sitios de muestreo: Nuevo Berlín (NB), Fray Bentos (FB) y Las Cañas (LC).

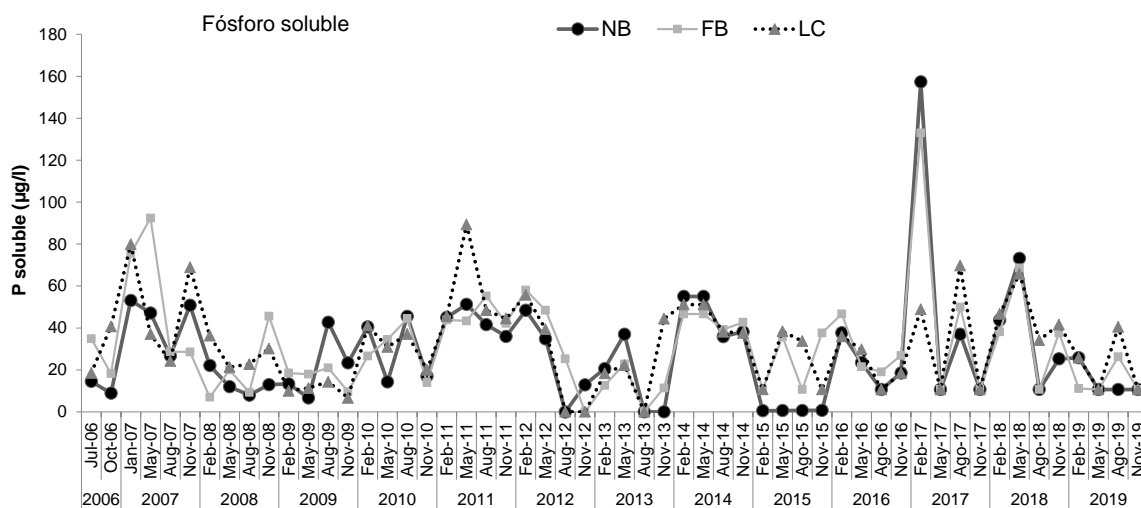


Figura 4.1.6. Promedios mensuales de fósforo soluble (µg/l) durante julio 2006 – noviembre 2019 en los tres sitios de muestreo: Nuevo Berlín (NB), Fray Bentos (FB) y Las Cañas (LC).

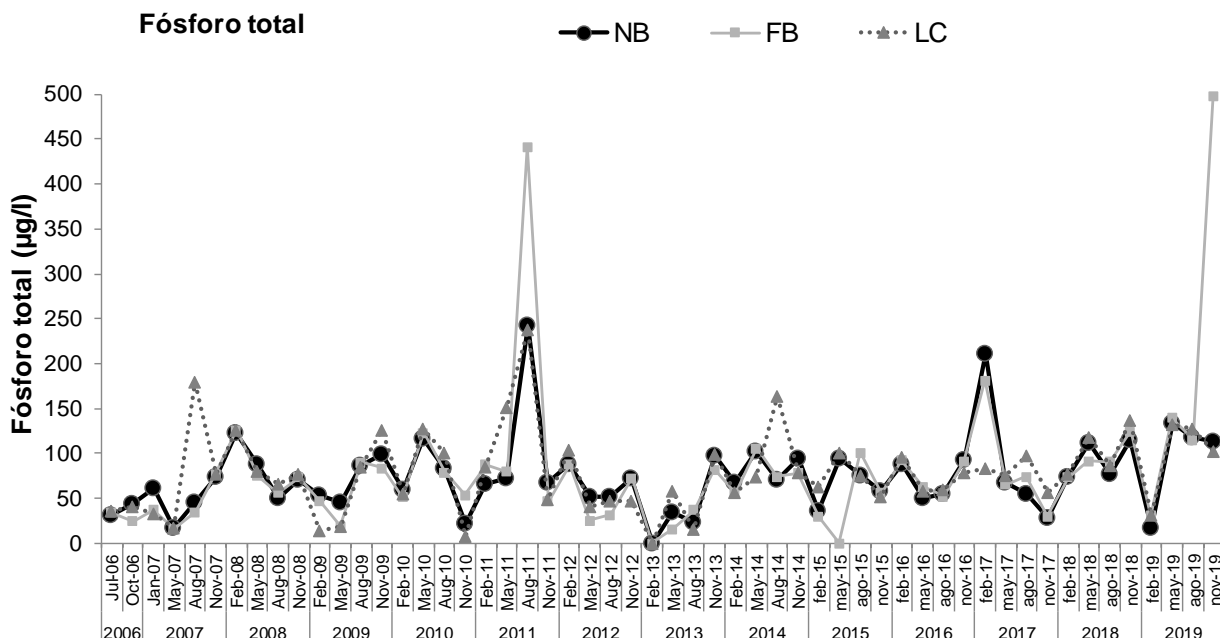


Figura 4.1.7. Promedios mensuales de fósforo total ($\mu\text{g/l}$) durante 2009 – 2019 en los tres sitios de muestreo: Nuevo Berlín (NB), Fray Bentos (FB) y Las Cañas (LC).

En el año 2019, la CARU presentó una nueva versión de Digesto (CARU, 2019), con valores guía de estándares de calidad, en base a los cuales se observa que la mayoría de los parámetros analizados en agua cumplen con dichos niveles. El nitrógeno y fósforo presentaron valores por encima de los límites establecidos, tendencia que se observa desde los estudios de línea de base al inicio del monitoreo.

Según los análisis de similitud realizados con la matriz ambiental, las comparaciones entre sitios y zonas no fueron significativas, $R_{\text{Global sitio}} = -0.016$, $p = 0.01$; $R_{\text{Global zona}} = -0.014$, $p = 0.01$), pero si se observó diferencias temporales entre meses ($R_{\text{Global temporal}} = 0.892$, $p = 0.01$) y entre estaciones ($R_{\text{Global temporal}} = 0.299$, $p = 0.01$).

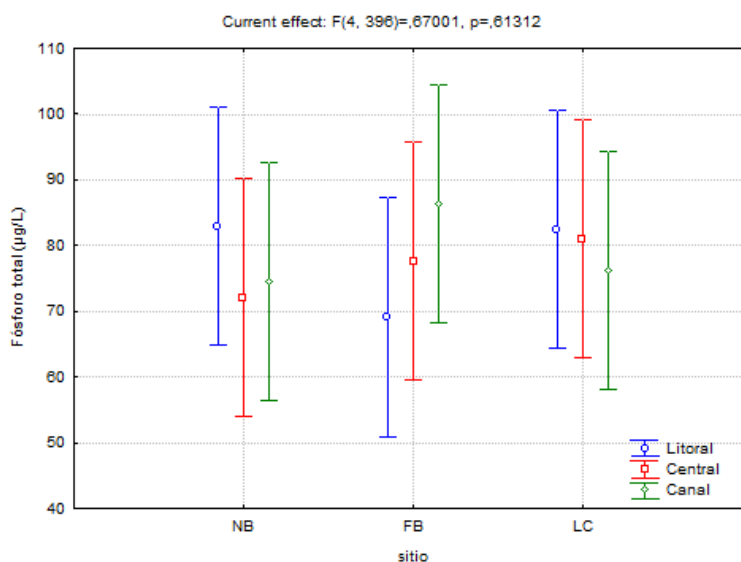


Figura 4.1.8. Promedios y desvíos mensuales de fósforo total (µg/l) durante 2006 – 2019 en los tres sitios de muestreo: Nuevo Berlín (NB), Fray Bentos (FB) y Las Cañas (LC) y las zonas: litoral, medio y canal.

En la figura 4.1.8, 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 2019, no se encontraron diferencias estadísticas significativas entre las mismas, antes y después de puesta en funcionamiento la planta. En FB se acentuó la diferencia del fósforo reactivo soluble antes y después de puesta en funcionamiento la planta en las tres zonas (figuras 4.1.9 y 4.1.10).

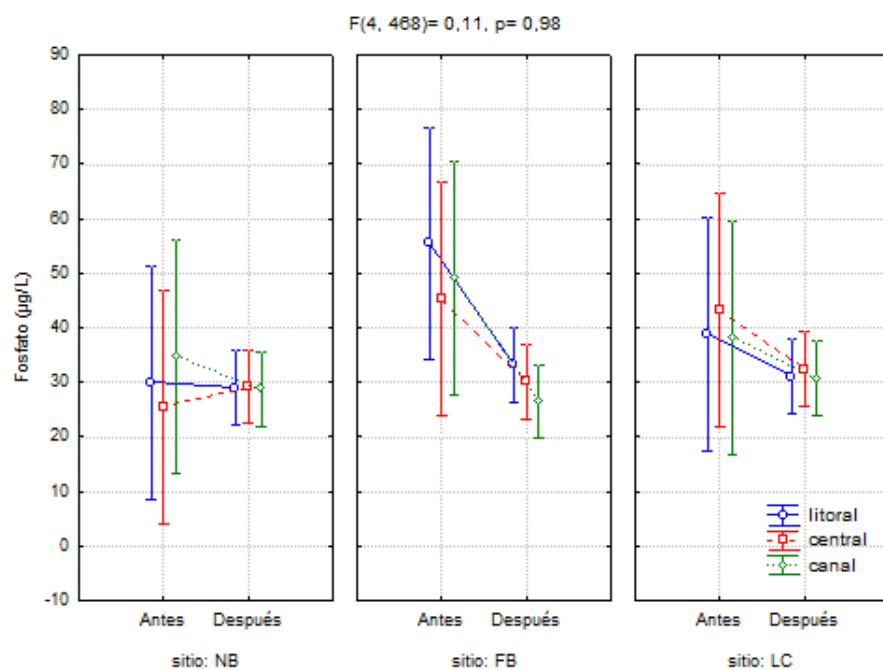


Figura 4.1.9. Resultado del ANOVA de tres vías, para el fosfato en agua en los tres sitios de (Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas) en las distintas zonas: litoral, media y canal durante 2006 al 2019.

F(4, 468)= 0,13, p 0=,97

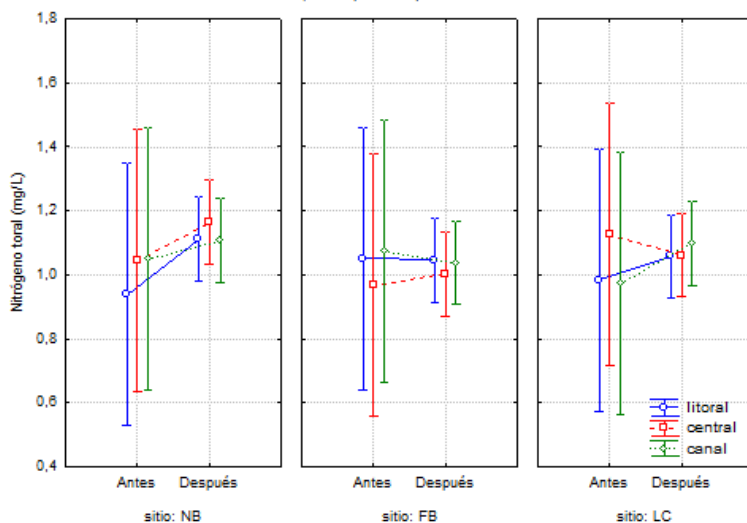


Figura 4.1.9. Resultado del ANOVA de tres vías, para el nitrógeno total en los tres sitios de (Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas) en las distintas zonas: litoral, media y canal durante 2006 al 2019.

4.2 Análisis físico-químicos: SEDIMENTOS

En el año 2019, las concentraciones promedio de fósforo total en sedimentos variaron entre 59,9 y 678,1 (mgP/kg b.s) y entre 118,0 y 1046,4 (mgN/kg b.s) para el nitrógeno Kjeldahl total. Los porcentajes promedios de materia orgánica encontrados oscilaron entre 0,8 y 5,1 %. El máximo promedio de fósforo se observó en Fray Bentos durante el muestreo de verano, mientras que el mínimo se presentó en Nuevo Berlín en primavera y Las Cañas en invierno. El promedio máximo para nitrógeno se encontró en Fray Bentos durante el invierno, mientras que el mínimo de nitrógeno se observó en invierno en Las Cañas y Nuevo Berlín. El porcentaje de materia orgánica presentó su máximo en primavera en Fray Bentos y el mínimo en primavera en Las Cañas. El limo varió entre 0,04 % y 34,1 %, presentando su promedio máximo en el muestreo de primavera en Fray Bentos y su promedio mínimo en Nuevo Berlín en el muestreo de primavera. Fray Bentos presentó siempre la mayor concentración de limo en sedimentos en los cuatro muestreos del año 2019 (Figura 4.2.1).

En nuevo Berlín, las concentraciones de nutrientes en sedimentos presentaron correlaciones positivas significativas con arena muy gruesa, arena fina, arena muy fina y limo, mientras que para arena gruesa y arena mediana las correlaciones significativas fueron negativas. Por otro lado, la materia orgánica se relacionó de forma significativa, negativamente con arena gruesa y arena mediana. El caudal no se relacionó con variable alguna en forma significativa.

En Fray Bentos los nutrientes se correlacionan positivamente con arena muy gruesa y gruesa y negativamente con arena mediana. Por su lado el fosforo total se relaciona positivamente con limo y el Nitrógeno total con arena muy fina. Tanto la materia orgánica como el caudal no presentaron correlaciones significativas con ninguna otra variable

En Las Cañas los nutrientes y la materia orgánica presentaron correlaciones significativas negativas con la arena mediana y correlaciones positivas con la arena muy fina y limo, mientras que nuevamente el caudal no presentó relaciones significativas (Tabla 4.2.1).

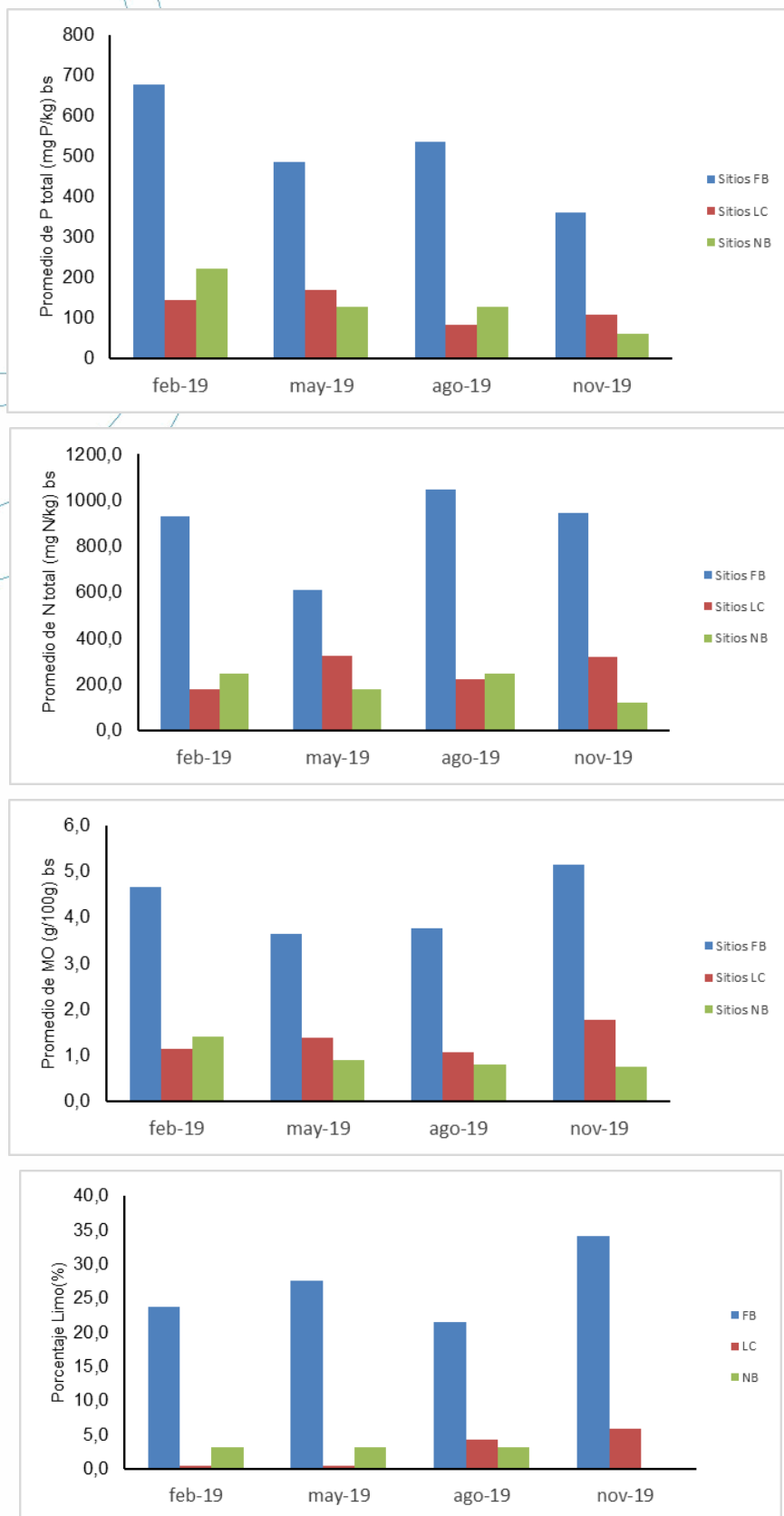


Figura 4.2.1. Promedio estacional de fósforo total, nitrógeno total (peso seco), materia orgánica y porcentajes de las fracciones de limo en los sedimentos en el área de estudio durante el año 2019 (NB: Nuevo Berlín, FB: Fray Bentos y LC: Las Cañas).

LABORATORIO TECNOLÓGICO DEL URUGUAY
Informe de Ensayo N° 1810329

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 los tres sitios de estudio, durante febrero y noviembre 2019. Los valores de Spearman significativos $p < 0,05$ se destacan en negrita y cursiva.

Nuevo Berlín

	Fósforo total	Nitrógeno KT	MO (%)
	(mg P/kg) bs	(mg N/kg) bs	bs
Grava (%)			
Arena muy gruesa (%)	0,26	0,11	0,19
Arena gruesa (%)	-0,23	-0,39	-0,40
Arena mediana (g%)	-0,55	-0,73	-0,73
Arena fina (%)	0,34	0,51	0,58
Arena muy fina (%)	0,50	0,68	0,72
Limo (%)	0,55	0,71	0,68
Arcilla (%)			
Caudal	-0,11	-0,16	0,04

Fray Bentos

	Fósforo total	Nitrógeno KT	MO (%)
	(mg P/kg) bs	(mg N/kg) bs	bs
Grava (%)	0,31	-0,06	-0,04
Arena muy gruesa (%)	0,06	-0,31	-0,23
Arena gruesa (%)	0,14	-0,08	-0,14
Arena mediana (g%)	-0,01	-0,26	-0,41
Arena fina (%)	-0,10	-0,19	-0,22
Arena muy fina (%)	0,00	0,30	0,48
Limo (%)	0,09	0,49	0,67
Arcilla (%)	0,18	0,07	0,22
Caudal	-0,26	-0,08	0,01

Las Cañas

	Fósforo total	Nitrógeno KT	MO (%)
	(mg P/kg) bs	(mg N/kg) bs	bs
Grava (%)			
Arena muy gruesa (%)			
Arena gruesa (%)	0,48	0,40	0,40
Arena mediana (g%)	0,18	-0,003	-0,02
Arena fina (%)	-0,47	-0,42	-0,42
Arena muy fina (%)	0,58	0,83	0,80
Limo (%)	0,49	0,78	0,78
Arcilla (%)			
Caudal	-0,07	0,01	-0,01

Variación hasta noviembre 2019

En el periodo febrero 2007 – noviembre 2017 los promedios de las concentraciones de nutrientes, materia orgánica, y limo habían sido mayores en la zona de Fray Bentos, hasta principios de 2018, cuando Nuevo Berlín pasa a presentar los mayores valores, excepto para arena mediana que al igual que años anteriores en mayor en Las Cañas. Durante 2019 las concentraciones promedio de nutrientes volvieron a ser mayores en la zona de Fray Bentos (Figuras 4.2.2, 4.2.3, 4.2.4, 4 4.2.5 y 4.2.6).

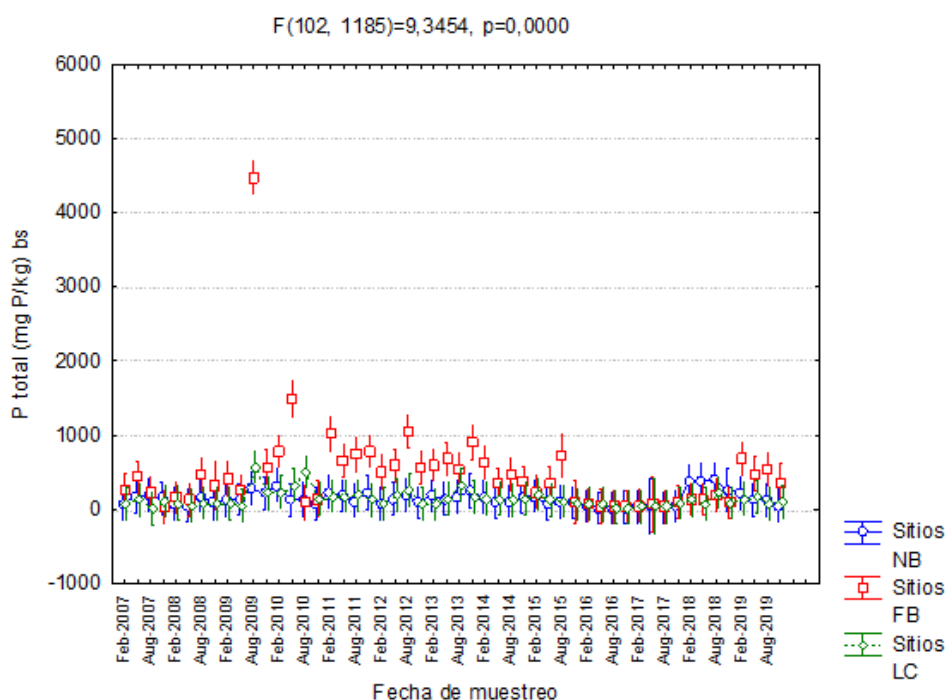


Figura 4.2.2 Variación de fósforo total promedio (+/- error estándar) en el período de estudio (febrero 2007- noviembre 2019) en los sitios de muestreo.

Current effect: $F(102, 1182)=2,9997, p=0,0000$

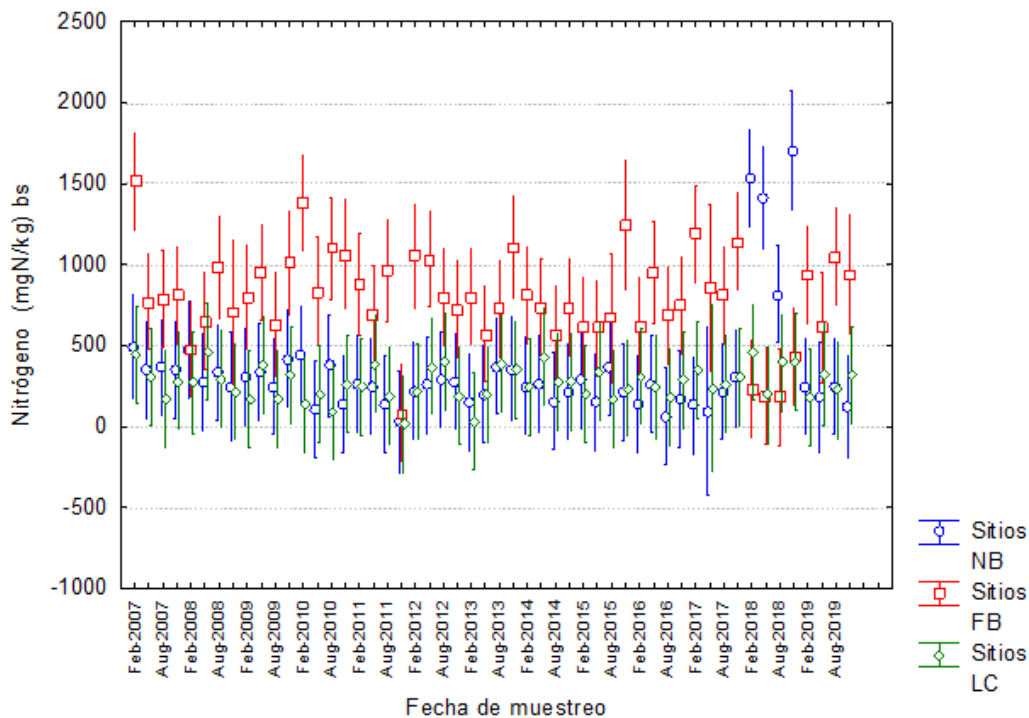


Figura 4.2.3 Variación de nitrógeno Kjeldahl total promedio (+/- error estándar) en el período de estudio (febrero 2007-noviembre 2019) en los sitios de muestreo.

Current effect: $F(102, 1186)=1,3964, p=.00739$

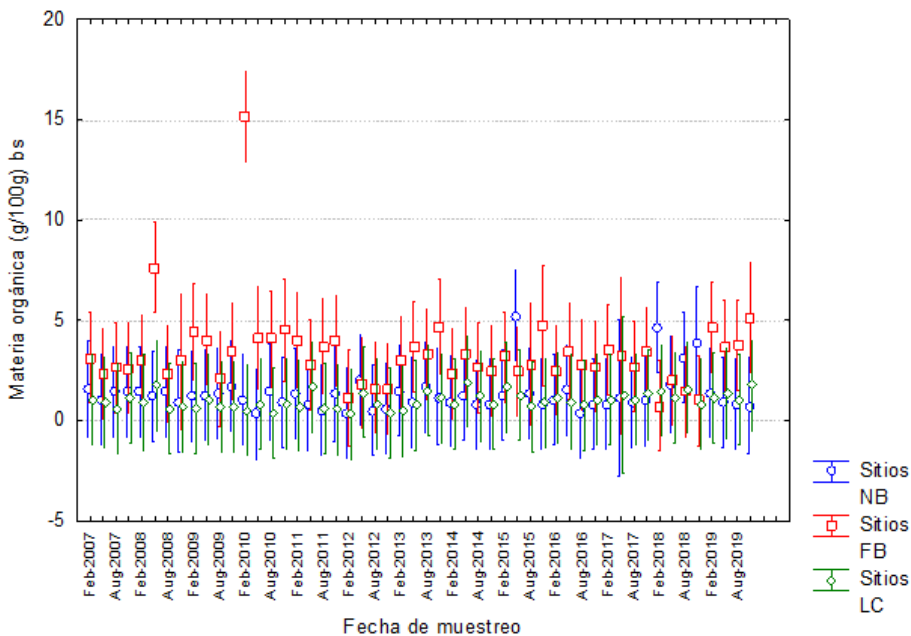


Figura 4.2.4 Variación de materia orgánica promedio (+/- error estándar) en el período de estudio (febrero 2007-noviembre 2019) en los sitios de muestreo.

Current effect: $F(102, 1184)=1,9069, p=,00000$

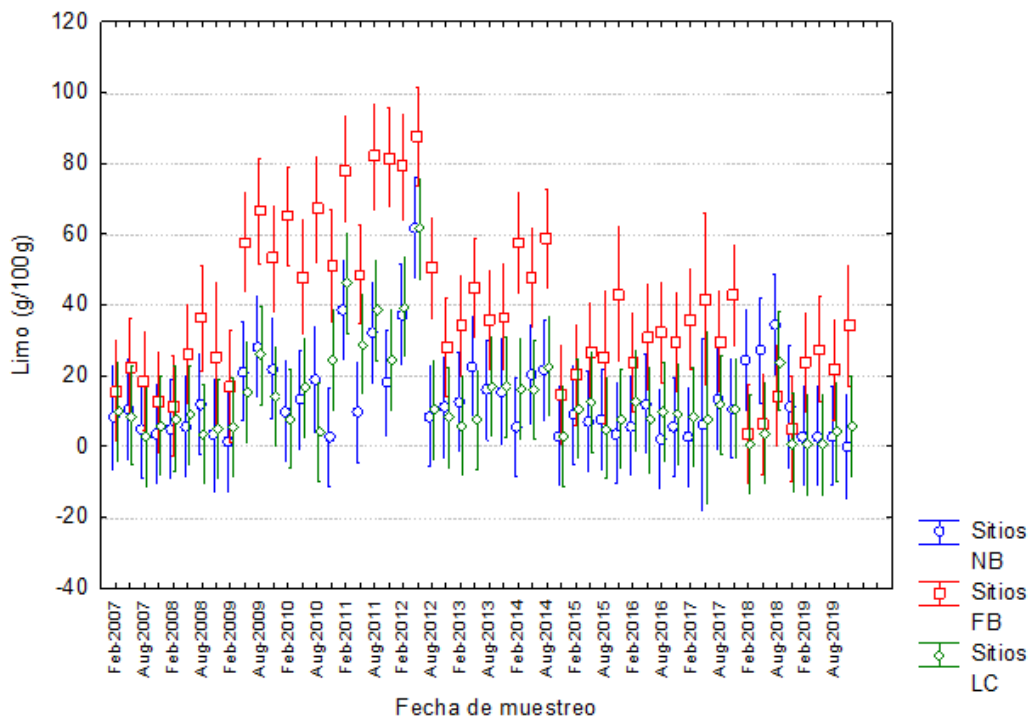


Figura 4.2.5 Variación de limo promedio (+/- error estándar) en el período de estudio (febrero 2007- noviembre 2019) en los sitios de muestreo.

Current effect: $F(102, 1185)=1,4579, p=,00286$

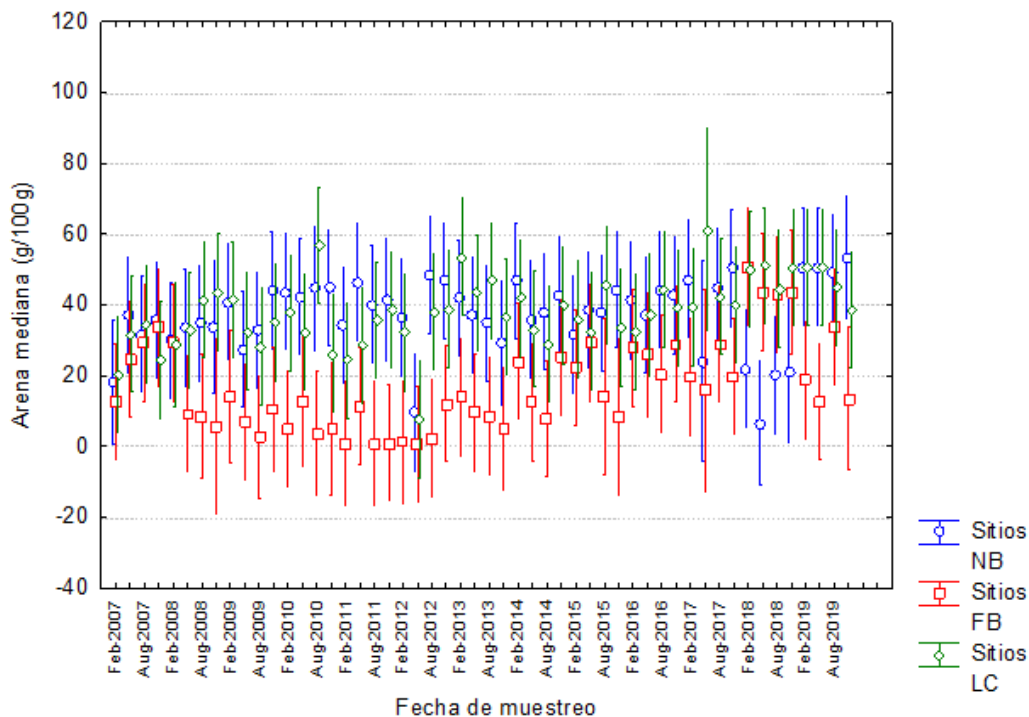


Figura 4.2.6 Variación de arena media promedio (+/- error estándar) en el período de estudio (febrero 2007- noviembre 2019) en los sitios de muestreo.

Las concentraciones de fósforo total, nitrógeno y materia orgánica presentaron correlación lineal positiva con las fracciones del sedimento más finas (arena muy fina, limo y arcilla) excepto para arena mediana, arena fina, arena gruesa y arena muy gruesa con las cuales se correlacionaron de forma negativa. El caudal se correlacionó negativamente con las concentraciones de fósforo total (Tabla 4.2.3).

Tabla 4.2.3 Coeficientes de correlación de Spearman entre nitrógeno, fósforo, materia orgánica en sedimentos, las distintas fracciones de granulometría y el caudal en el período de febrero 2007 a noviembre 2019. Los valores de Spearman significativos $p < 0,05$ se destacan en cursiva y negrita.

	P total (mg P/kg) bs	Nitrógeno (mgN/kg) bs	Materia orgánica (g/100g) bs
Grava (%)	0,03	<i>0,09</i>	<i>0,16</i>
Arena muy gruesa (%)	<i>-0,11</i>	-0,03	<i>0,08</i>
Arena gruesa (%)	<i>-0,26</i>	<i>-0,27</i>	<i>-0,26</i>
Arena mediana (%)	<i>-0,56</i>	<i>-0,68</i>	<i>-0,69</i>
Arena fina (%)	<i>-0,21</i>	<i>-0,17</i>	<i>-0,18</i>
Arena muy fina (%)	<i>0,49</i>	<i>0,72</i>	<i>0,72</i>
Limo (%)	<i>0,53</i>	<i>0,69</i>	<i>0,70</i>
Arcilla (g%)	<i>0,09</i>	<i>0,21</i>	<i>0,19</i>
Caudal	<i>-0,15</i>	-0,04	-0,05

Al igual que años anteriores 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 (Tabla 4.2.3).

Se realizaron análisis de Varianza (ANOVA) con el fin determinar si se presentaron diferencias en las distintas variables de los sedimentos. Este análisis se realizó tomando en cuenta los distintos sitios, zonas y tiempo (antes y después de puesta en funcionamiento la planta). Las variables analizadas en esta sección fueron, concentraciones de fósforo total, nitrógeno Kjeldahl total y materia orgánica, limo y arena mediana en sedimentos.

Las concentraciones de **fósforo total** en sedimentos presento diferencias entre los sitios ($F_{(2,1323)} = 10,94$, $p < 0,001$), no así entre las zonas ($F_{(2,1323)} = 0,192$, $p < 0,82$), en el tiempo ($F_{(1,1323)} = 2,38$, $p < 0,123$), ni en la interacción de los factores (Figura 4.2.6).

Current effect: $F(4, 1323)=,23667, p=,91771$

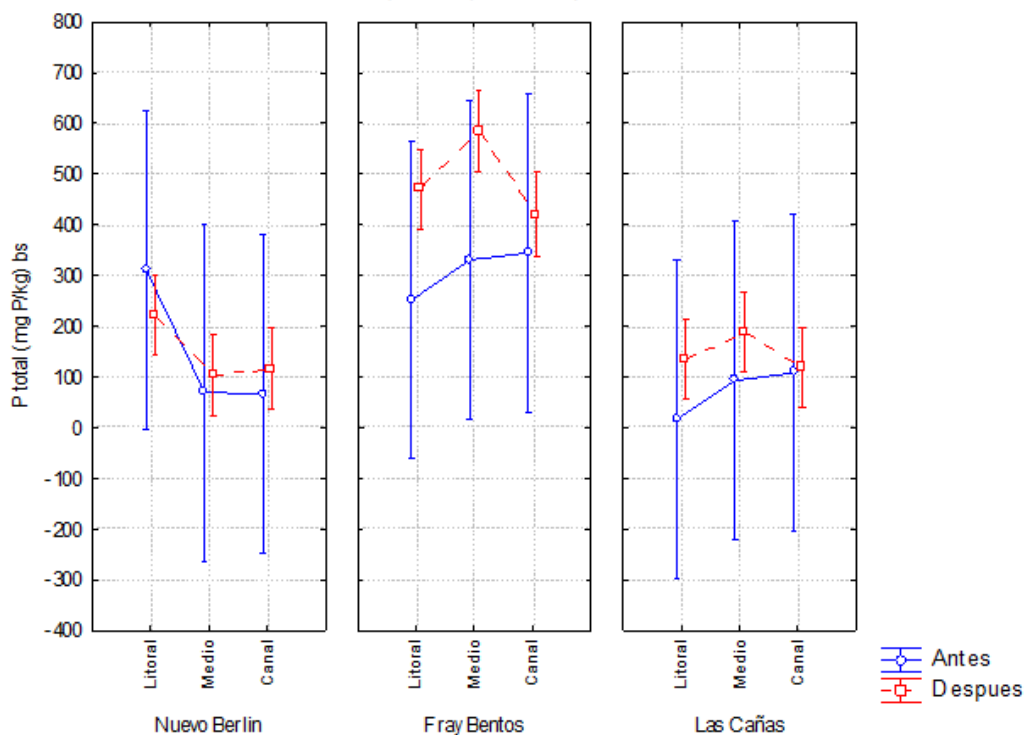


Figura 4.2.6. Resultado del ANOVA de tres vías, para la concentración de fósforo total (Log_{x+1}) en sedimentos (peso seco) en los tres sitios de estudio en las distintas zonas (febrero 2007-noviembre 2019).

Las variaciones de **nitrógeno KT** en sedimentos mostraron diferencias entre los sitios ($F_{(2,1323)} = 47,39, p < 0,001$), y en el tiempo ($F_{(2,1323)} = 4,68, p = 0,03$), no así entre las zonas ($F_{(2,1323)} = 1,62, p < 0,199$) ni en la interacción de los factores (Figura 4.2.7).

Current effect: $F(4, 1320)=,46609, p=,76067$

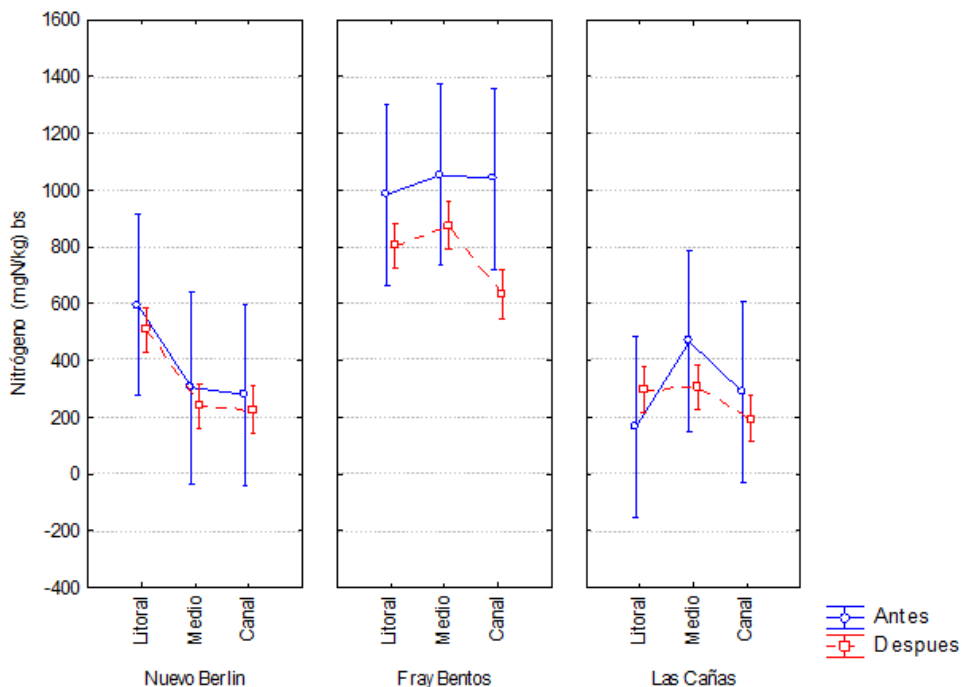


Figura 4.2.7. Resultado del ANOVA de tres vías, para la concentración de nitrógeno Kjeldahl total ($\text{Log } x + 1$) en sedimentos (peso seco) en los tres sitios de estudio en las distintas zonas (febrero 2007-noviembre 2019).

La **materia orgánica** en sedimentos presentó diferencias entre los sitios ($F_{(2,1323)} = 10,61, p < 0,001$), no así entre las zonas ($F_{(2,1323)} = 1,02, p = 0,36$), en el tiempo ($F_{(2,1323)} = 0,42, p = 0,52$), ni en la interacción de los factores (Figura 4.2.8).

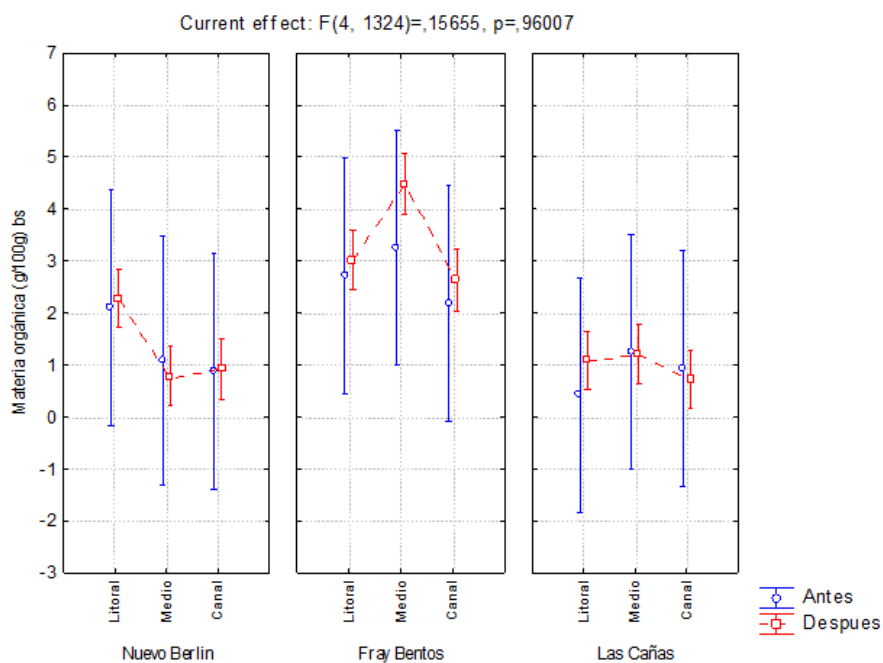


Figura 4.2.8. Resultado del ANOVA de tres vías, para la concentración de materia orgánica (Log x+1) en sedimentos (peso seco) en los tres sitios de estudio en las distintas zonas (febrero 2007 - noviembre 2019).

Las variaciones de **limo** en las diferentes zonas de muestreos (litorales, intermedios y canales) no mostraron diferencias ($F_{(2,1323)} = 0,42, p = 0,65$), ni la interacción de los factores. Si se observaron diferencias entre los sitios ($F_{(2,1323)} = 21,19, p < 0,001$), y el tiempo ($F_{(2,1323)} = 4,53, p < 0,001$), (Figura 4.2.9).

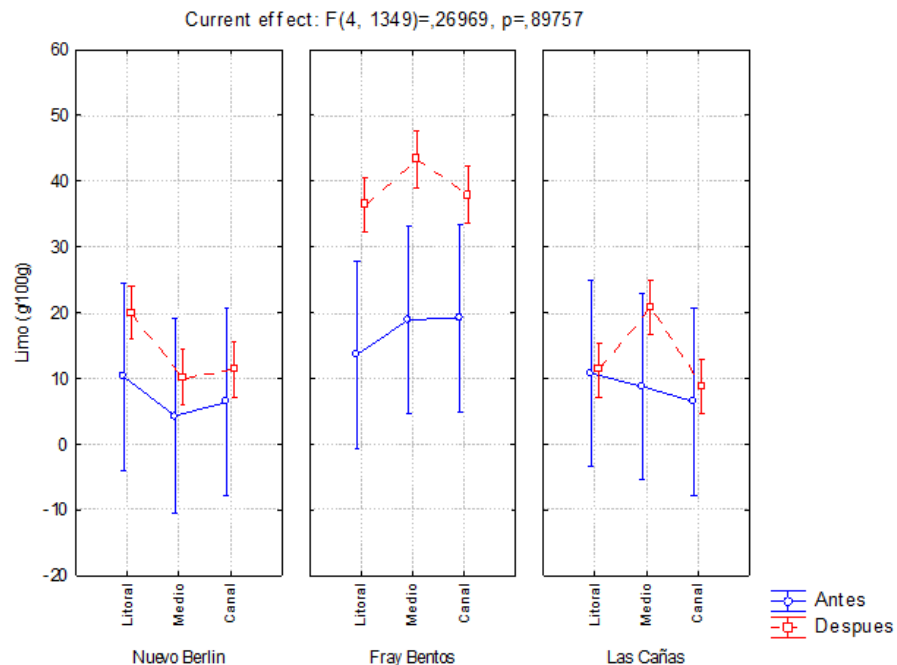


Figura 4.2.9. Resultado del ANOVA de tres vías, para la concentración de limo en sedimentos en los tres sitios de estudio en las distintas zonas (febrero 2007 - noviembre 2019).

Las variaciones de **arena mediana** presentaron diferencias entre los sitios ($F_{(2,1323)} = 19,56, p < 0,001$), diferencia en el tiempo ($F_{(2,1323)} = 6,38, p < 0,01$), no encontrándose diferencia entre zonas ($F_{(2,1323)} = 1,55, p = 0,21$) (Figura 4.2.10).

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

Current effect: $F(4, 1350)=3,6860, p=,00542$

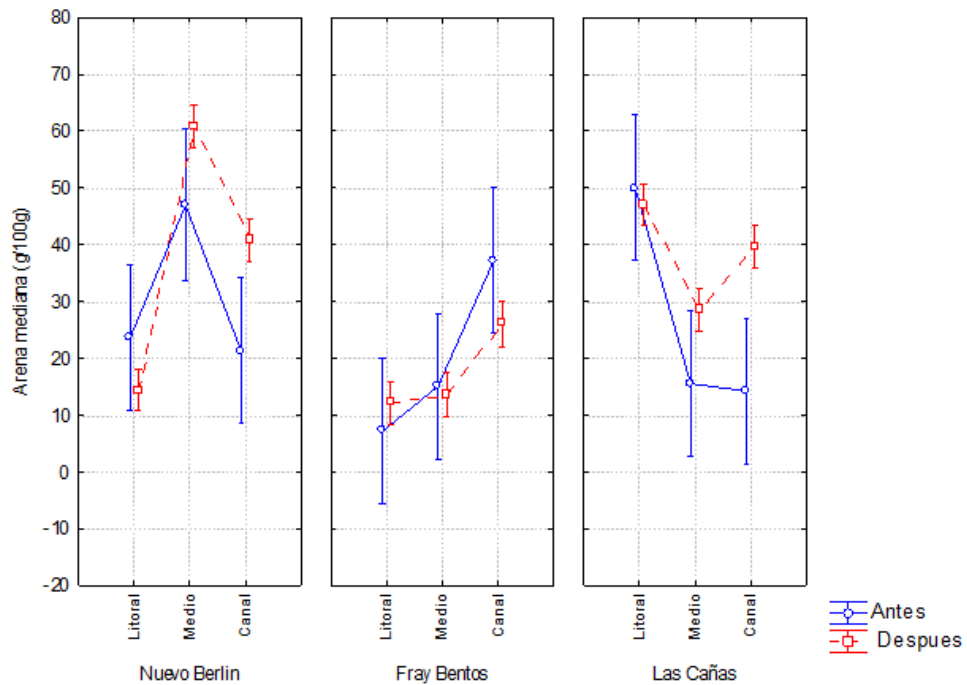


Figura 4.2.10. Resultado del ANOVA de tres vías, para la concentración de arena mediana en sedimentos en los tres sitios de estudio en las distintas zonas (febrero 2017 - noviembre 2019).

4.2.2 Ensayos toxicológicos en sedimentos

El bioensayo de toxicidad con *Daphnia magna* sobre el elutriado del sedimento lo clasificó como "no tóxico" (LC50, 48 h > 100%) en casi todos los puntos de los cuatro muestreos realizados en 2019. La única excepción de noviembre donde la concentración fue 2,42%, por lo que el sedimento integrado de los puntos litorales de Fray Bentos en Noviembre se clasificó como muy tóxico en base al Manual de Métodos Analíticos de DINAMA.

4.2.3 Ensayos contaminantes en sedimentos

Al igual que en años anteriores, el mercurio, PCBs y EOX en sedimento presentan resultados por debajo de los límites de detección del correspondiente método de análisis (LATU 2018).

El cromo presentó valor máximo de 32 mg kg⁻¹ en Fray Bentos en el muestreo de noviembre (figura 4.2.10), siendo este valor similar a los anteriores en dicho punto y nunca alcanzó el valor de ISQG (37,3 mg kg⁻¹ según los Valores Guía Canadiense de Calidad de Sedimento).

Las Dioxinas y Furanos en sedimentos en el año 2019 fueron menores al año anterior, con valores entre 0,66 y 0,67 ng/kg (ND=LD, ver tabla 4.2.4). A lo largo de todo el monitoreo el contenido de PCDD/DFs de los sedimentos (expresado como Toxicidad Equivalente Total con los factores de equivalencia de la OMS, y

empleando el criterio más conservador de asumir el contenido de los congéneres no detectados como igual al límite de detección: ND=LD) se mantuvo lejos del nivel de efecto probable (PEL = 21,5 ng TEQ kg⁻¹ b.s.).

La mayoría de los valores de PAH se encontraron por debajo de los valores de ISQG guía canadienses de calidad de sedimentos, con la excepción del Naftaleno que excedió dicho nivel al presentar una concentración de 57 µg kg⁻¹ en Fray Bentos durante febrero. Se destaca el aumento de Fenantreno en Fray Bentos durante agosto, que presentó valor de 40 µg kg⁻¹ cercano al valor de ISQG. Los valores de PAH que anteriormente superaron a sus respectivos ISQG fueron: Fenantreno (73 µg kg⁻¹ en Las Cañas, febrero 2014), Criseno (58 µg kg⁻¹ en Fray Bentos, mayo 2010), Benzo(a)antraceno (53 µg kg⁻¹ también en Fray Bentos, mayo 2010) y Naftaleno (37 µg kg⁻¹ también en Fray Bentos, mayo 2010; 45 µg kg⁻¹ en Fray Bentos, setiembre 2011; 42 µg kg⁻¹ en Fray Bentos, agosto 2013; 51 µg kg⁻¹ en Las Cañas, febrero 2014, 42 µg kg⁻¹ en Nuevo Berlín, noviembre 2014 y 255 µg kg⁻¹ en Nuevo Berlín, febrero 2017) (Figuras 4.2.11, 4.2.12, 4.2.13 y 4.2.14) (LATU 2018, 2017, 2016, 2015, 2014, 2012, 2011, 2009, 2008, 2007).

Cromo total en sedimentos

□ Nuevo Berlín ■ Fray Bentos ▣ Las Cañas

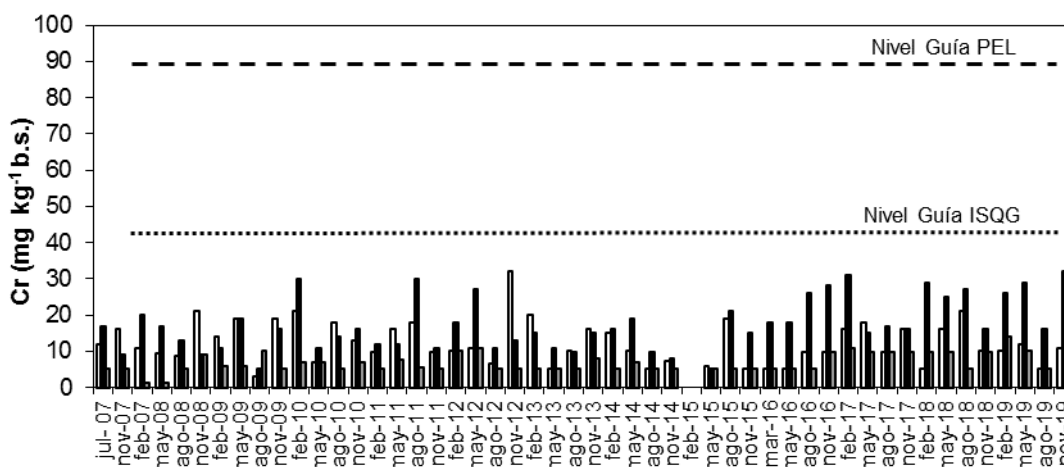


Figura 4.2.10. Cromo en sedimentos (mg kg⁻¹ b.s.) en los litorales de Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas durante agosto 2007 – noviembre 2019.. PEL: Nivel de efecto probable. ISQG: nivel guía canadiense provisorio para calidad de sedimentos.

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 2019.

Fecha	Nuevo Berlín		Fray Bentos		Las Cañas	
	ND = 0	ND = LD	ND = 0	ND = LD	ND = 0	ND = LD
ago-07	0,008	1,06	0,003	1,06	0,000	1,06
nov-07	0,004	1,06	0,001	1,06	0,001	1,06
feb-08	0,009	1,06	0,002	1,06	0,002	1,06
may-08	0,000	1,06	0,011	1,06	0,000	1,06
ago-08	0,000	1,06	0,000	1,06	0,000	1,06
nov-08	0,001	1,06	0,000	1,06	0,000	1,06
feb-09	0,034	1,10	0,014	1,10	0,000	1,06
may-09	0,000	1,10	0,000	1,10	0,000	1,10
ago-09	0,830	1,40	0,430	1,30	0,000	1,10
nov-09	0,000	1,10	1,200	1,90	0,000	1,10
feb-10	0,012	1,10	0,720	1,20	0,000	1,10
may-10	0,000	1,10	0,000	1,10	0,000	1,10
ago-10	0,250	1,10	0,020	1,07	0,020	1,06
nov-10	0,140	1,14	0,110	1,11	0,000	1,06
feb-11	0,000	1,06	0,033	1,08	0,000	1,06
may-11	0,000	1,06	0,011	1,06	0,000	1,06
sep-11	0,008	1,06	0,010	1,06	0,027	1,06
nov-11	0,008	1,10	0,017	1,10	0,000	1,10
feb-12	0,000	1,06	0,100	1,10	0,100	1,10
may-12	0,000	1,06	0,015	1,06	0,028	1,08
sep-12	0,010	1,06	0,010	1,06	0,000	1,06
nov-12	0,001	1,06	0,013	1,06	0,000	1,06
feb-13	0,000	1,06	0,001	1,06	0,000	1,06
may-13	0,000	1,06	0,001	1,06	0,000	0,40
ago-13	0,010	1,06	0,010	1,06	0,000	1,06
nov-13	0,010	1,06	0,010	1,06	0,000	1,06
feb-14	0,000	1,06	0,001	1,06	0,000	1,06
may-14	0,000	1,06	0,009	1,06	0,000	1,06
ago-14	0,001	1,06	0,064	1,11	0,000	1,06
nov-14	0,001	1,06	0,001	1,06	0,000	1,06
feb-15	0,000	1,06	0,000	1,06	0,000	1,06
may-15	0,000	1,06	0,057	1,09	0,190	1,13
ago-15	0,000	1,06	0,000	1,06	0,000	1,06
nov-15	0,000	1,06	0,000	1,06	0,000	1,06
mar-16	0,000	0,99	0,003	0,99	0,006	0,99
may-16	0,000	0,99	0,000	0,99	0,000	0,99
ago-16	0,000	0,99	0,047	1,02	0,000	0,99
nov-16	0,001	0,99	0,022	1,01	0,000	0,99
feb-17	0,000	0,99	0,000	0,33	0,000	0,99
may-17	0,000	0,99	0,000	0,99	0,000	0,99
ago-17	0,000	0,99	0,000	0,99	0,001	0,99
nov-17	0,000	0,99	0,030	1,01	0,000	0,99
feb-18	0,000	0,99	0,140	1,04	0,000	0,99
may-18	0,050	1,03	0,030	1,01	0,001	0,99
ago-18	0,010	0,99	0,010	1,00	0,002	0,99
nov-18	0,080	1,05	0,010	1,00	0,000	0,99
feb-19	0,000	0,66	0,000	0,66	0,000	0,66
may-19	0,000	0,66	0,002	0,67	0,000	0,66
ago-19	0,001	0,66	0,001	0,66	0,001	0,66

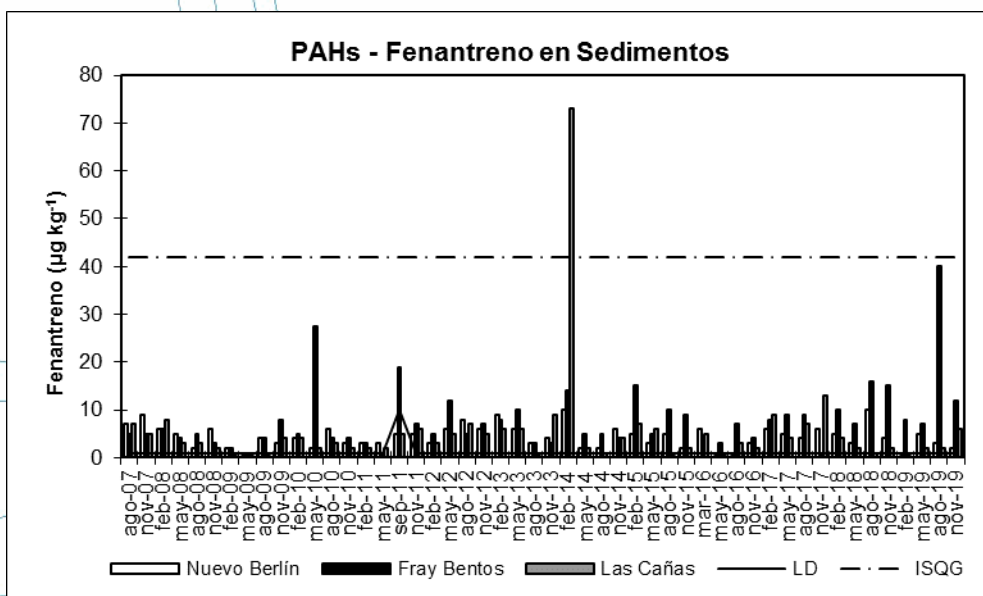


Figura 4.2.11. PAHs (Fenantreno) en sedimentos (mg kg^{-1}) en los litorales de Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas durante agosto 2007 – noviembre 2019. LD: límite de detección promedio. ISQG: nivel guía canadiense provisorio para calidad de sedimentos.

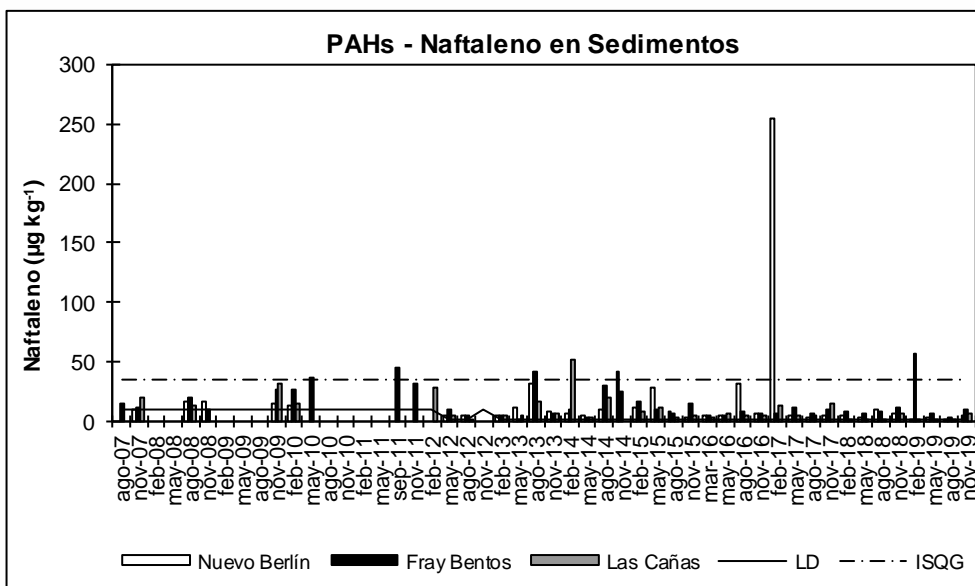


Figura 4.2.12. PAHs (Naftaleno) en sedimentos (mg kg^{-1}) en los litorales de Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas durante agosto 2007 – noviembre 2019. LD: límite de detección promedio. ISQG: nivel guía canadiense provisorio para calidad de sedimentos.

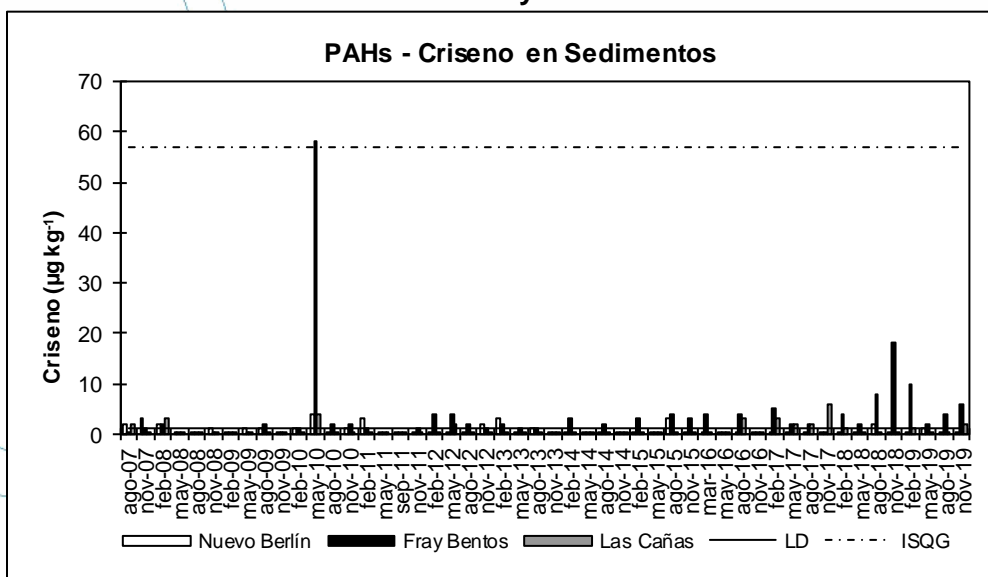


Figura 4.2.13. PAHs (Criseno) en sedimentos (mg kg^{-1} b.s.) en los litorales de Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas durante agosto 2007 – noviembre 2019. LD: límite de detección promedio. ISQG: nivel guía canadiense provisorio para calidad de sedimentos.

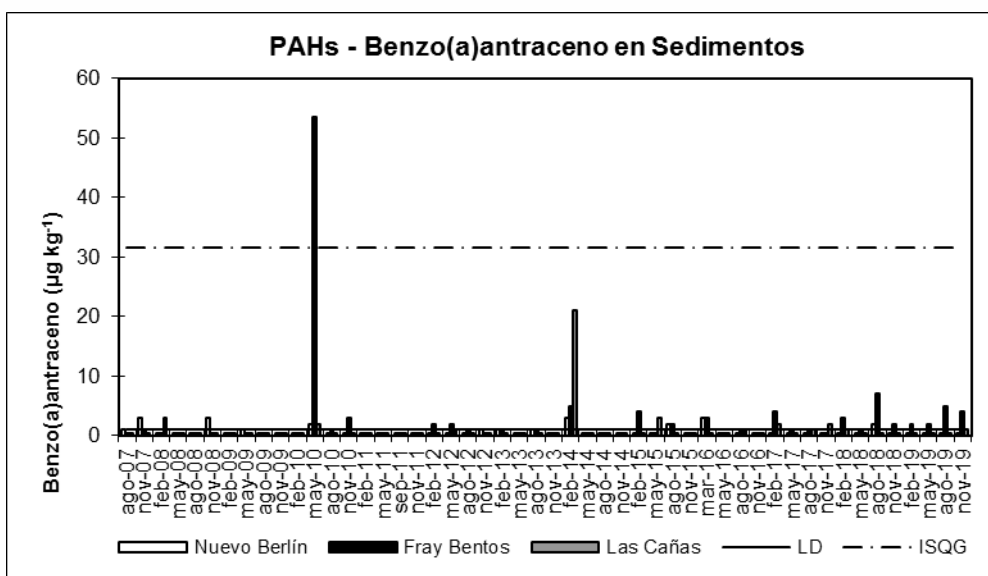


Figura 4.2.14. PAHs (Benzo(a) antraceno) en sedimentos (mg kg^{-1} b.s.) en los litorales de Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas durante agosto 2007 – noviembre 2019. LD: límite de detección promedio. ISQG: nivel guía canadiense provisorio para calidad de sedimentos.

4.2.4 Bioacumulación de EOX en bivalvos

En el año 2019 solo se obtuvieron muestras de bivalvos para hacer análisis de EOX en mayo en el cual se analizó un valor de $416 \mu\text{gCl/g}$ de EOX en pulpa de *Limnoperna fortunei* presentes en Las Cañas.

4.3 Análisis biológicos: FITOPLANCTON

La comunidad fitoplanctónica del bajo Río Uruguay en el período 2019 estuvo compuesta por 137 taxa distribuidos en 8 Clases: Cianobacterias 22, Chlorophyta 38, Diatomeas 44, Chrysophyta 2, Cryptophyta 5, Dinophyta 6, Euglenophyta 19, 1 Xantophyta y un flagelado sin determinar. La riqueza de especies en cada sitio se muestra en la Tabla 4.3.1. El mayor número de taxa fue en verano con 66 especies y menor en otoño con 14 especies en NB. Se observa en Tabla 4.3.1 la presencia de las cianobacterias *Jaaginema* sp. y de *Raphidiopsis* sp. durante todo el año.

Tabla 4.3.1. Presencia de especies fitoplanctónicas en cada zona de muestreo durante febrero- noviembre 2019.

FECHA SITIO	Feb-19			May-19			Ago-19			Nov-19		
	NB	FB	LC	NB	FB	LC	NB	FB	LC	NB	FB	LC
CIANOBACTERIAS												
<i>Anabaena</i> sp.	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0
<i>Aphanizomenon</i> sp.	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aphanizomenon gracile</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Aphanotece minutissima</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cuspidiothrix</i> sp.	0	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Dolichospermum circinale</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dolichospermum uruguayense</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dolichospermum viguieri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Jaaginema</i> sp.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Komvophoron constrictum</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lyngbya</i> sp.	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0
<i>Microcystis aeruginosa</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Microcystis novacekii</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Microcystis wesenbergii</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Planktolyngbya limnetica</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Planktothrix isothrix</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Pseudanabaena catenata</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Pseudanabaena moniliformis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Pseudanabaena mucicola</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudanabaena</i> sp.	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Raphidiopsis cf. curvata</i>	1	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	1
<i>Raphidiopsis</i> sp.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
CLOROFITAS												
<i>Acutodesmus acuminatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Actinastrum hantzschii</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Chlamydomonas</i> sp. 1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium aciculare</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Closterium cf. ceratium</i>	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium acutum</i>	1	1	1	0	1	1	0	0	0	1	1	1
<i>Closterium cf. cornu</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Closterium cf. gracile</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Closterium cf. moniliferum</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Coelastrum microporum</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Coenococcus fottii</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crucigenia tetrapedia</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Desmodesmus communis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Dictyosphaerium tetrachotomum</i>	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Eutretamorus cf. fottii</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Micractinium bornhemiense</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

LABORATORIO TECNOLÓGICO DEL URUGUAY
Informe de Ensayo N° 1810329

<i>Micractinium pusillum</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	1	1	1	0	1	1	0	0	1	1	1	1	1
FECHA	Feb-19			May-19			Ago-19			Nov-19			
SITIO	NB	FB	LC	NB	FB	LC	NB	FB	LC	NB	FB	LC	
<i>Monoraphidium griffithii</i>	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	1	
<i>Oocystis parva</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Pandorina morum</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
<i>Pandorina morum</i> var. <i>major</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Paradoxia multisetia</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Pediastrum duplex</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Binuclearia lauterbornii</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Pseudoschroederia antillarum</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
<i>Pyramimonas</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
<i>Scenedesmus</i> cf. <i>quadricauda</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Scenedesmus ecornis</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Scenedesmus ovalternus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Selenastrum bibrainum</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Selenastrum gracile</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
<i>Spermatozopsis exsultans</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	
<i>Staurastrum mutabile</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Schroederia setigera</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	
<i>Tetraselmis cordiformis</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
DIATOMEAS													
<i>Aulacoseira ambigua</i> f. <i>spiroides</i>	1	0	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>muzzanensis</i>	1	0	1	0	0	0	1	1	1	1	1	0	
<i>Aulacoseira granulata</i>	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	0	0	
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i>	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	
<i>Aulacoseira herzogii</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Aulacoseira</i> cf. <i>italica</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	
<i>Céntrica</i> sp. ±15µm	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
<i>Céntrica</i> sp. ±10µm	1	1	1	0	0	0	0	1	1	1	0	0	
<i>Cocconeis</i> cf. <i>placentula</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Cyclotella</i> sp.	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Encyonema jemtlandicum</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	
<i>Eudorina elegans</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Eudorina</i> sp.	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
<i>Eunotia bilunaris</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	
<i>Fragilaria acus</i>	0	0	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	
<i>Fragilaria goulardii</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Fragilaria nanana</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	
<i>Frustulia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
<i>Gleitlerinema</i> sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Gyrosigma kuetzingii</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	
<i>Gyrosigma</i> sp. 1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Melosira varians</i>	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	1	
<i>Navicula kuseliana</i>	1	1	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	
<i>Navicula</i> cf. <i>capitatoradiata</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	
<i>Nitzschia acicularis</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Nitzschia</i> cf. <i>lorenziana</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Nitzschia fruticosa</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Nitzschia linearis</i>	1	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1	
<i>Nitzschia palea</i>	1	1	1	0	0	1	1	1	1	0	1	0	
<i>Nitzschia reversa</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Nitzschia</i> sp. 4	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Nitzschia</i> sp.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	

LABORATORIO TECNOLÓGICO DEL URUGUAY
Informe de Ensayo N° 1810329

Pennada sp. 4	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1
<i>Pinnularia microstauron</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Pleurosira laevis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Pinnularia</i> sp. 1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
FECHA	Feb-19			May-19			Ago-19			Nov-19		
SITIO	NB	FB	LC	NB	FB	LC	NB	FB	LC	NB	FB	LC
<i>Skeletonema potamos</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0
<i>Surirella apiculata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
<i>Thalassiosira</i> sp.	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ulnaria ulna</i>	0	0	1	0	1	0	0	1	0	1	1	1
CRYPTOMONAS												
<i>Campylomonas rostratiformis</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Cryptomonas marssonii</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Cryptomonas ovata</i>	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Cryptomonas reflexa</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Plagioselmis cf. lacustris</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
DINOFLAGELADOS												
<i>Ceratium hirundinella</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Ceratium cf. furcoides</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Ceratium cf. rhomvodes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Dinoflagelato tecado 15µ	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Durinskia baltica</i>	1	1	1	0	0	1	0	1	1	1	1	1
<i>Peridinium cf. wisconsinense</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EUGLENOIDEOS												
<i>Euglena cf. gaumei</i>	1	1	1	1	1	1	0	0	0	1	1	1
<i>Euglena cf. sanguínea</i>	1	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0
<i>Lepocinclis acus</i>	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lepocinclis caudata</i>	0	0	1	0	1	0	1	1	0	1	1	1
<i>Lepocinclis ovum</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lepocinclis oxyuris</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lepocinclis playfairiana</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lepocinclis cf. setosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Phacus cf. suecicus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phacus tortus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phacus onyx</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Strombomona girardiana</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Strombomona scabra</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trachelomona planctónica</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Trachelomona rugulosa</i>	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1
<i>Trachelomona sculpta</i>	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Trachelomona volvocina</i>	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Trachelomonas cf. hispida</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trachelomonas cf. oblonga</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CHRYSOPHYCEAE												
<i>Mallomonas cf. tonsurata</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Synura uvella</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
XANTOPHYCEAE												
<i>Ophiocytium capitatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Sin determnar												
Flagelado s/d	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TOTAL	66	64	64	14	20	16	23	28	27	42	35	31

La densidad total de los organismos fitoplanctónicos fue mínima en otoño, 21 cel ml⁻¹ y máxima en verano 5654 cel ml⁻¹ (LC). La biomasa varió entre 0,5 a 143 ngC ml⁻¹, registrándose las mínimas en NB litoral, invierno y las máximas de acuerdo a la densidad en verano. Si bien se registran cianobacterias durante

todo el año, en verano aumentó la densidad *Microcystis wesenbergii*, *M. aeruginosa* y *M. novacekii*. El resto del año la densidad y biomasa total permaneció baja, no superando las 100 cel ml⁻¹ y 10 ngC ml⁻¹, donde las cryptomonas son los organismos que prevalecen. En primavera se registró un pico de Cryptomonas en NB litoral respecto a central y canal donde *Jaaginema* sp. (cianobacterias) y las cryptomonas fueron más abundantes (700 cel/ml).

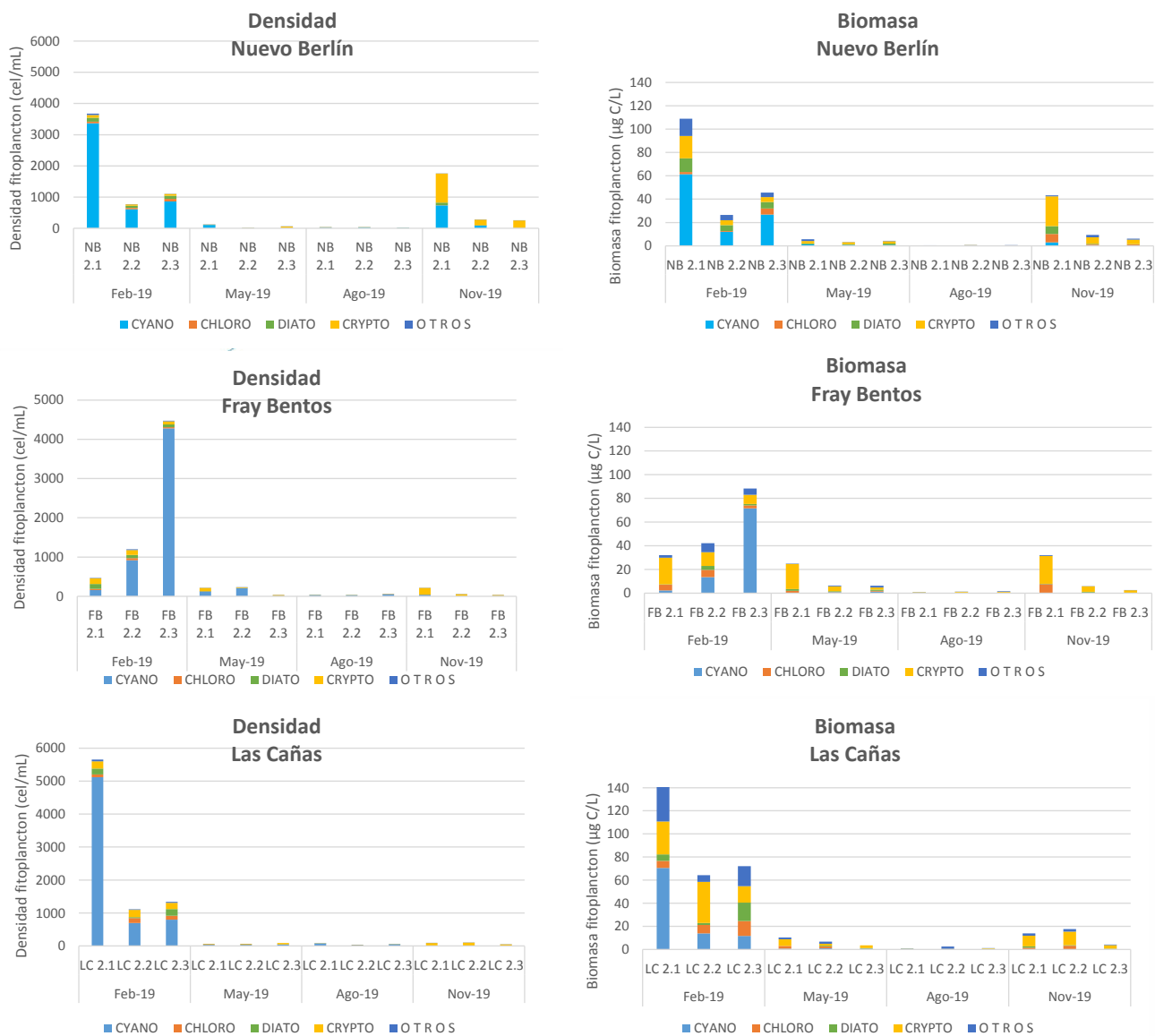


Figura 4.3.1. Densidad y biomasa total de fitoplancton en las tres zonas de estudio durante febrero - noviembre 2019 para cada fecha de muestreo. Nuevo Berlín (NB), Fray Bentos (FB) y Las Cañas (LC). 1 litoral, 2 central, 3 canal.

Para testear diferencias espaciales (entre los sitios y zonas) y temporales (entre meses) se realizó un análisis de similitud ANOSIM, tomando la densidad total, biomasa total, riqueza y diversidad 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.

factor	mes		sito		zona	
	Rglobal	P (%)	Rglobal	P(%)	Rglobal	P(%)
Densidad	0,869	0,1	0,165	5,8	0,045	88,4
Índices	0,628	0,1	0,01	44,1	0,181	100
Biomasa	0,769	0,1	0,095	16,3	0,133	96

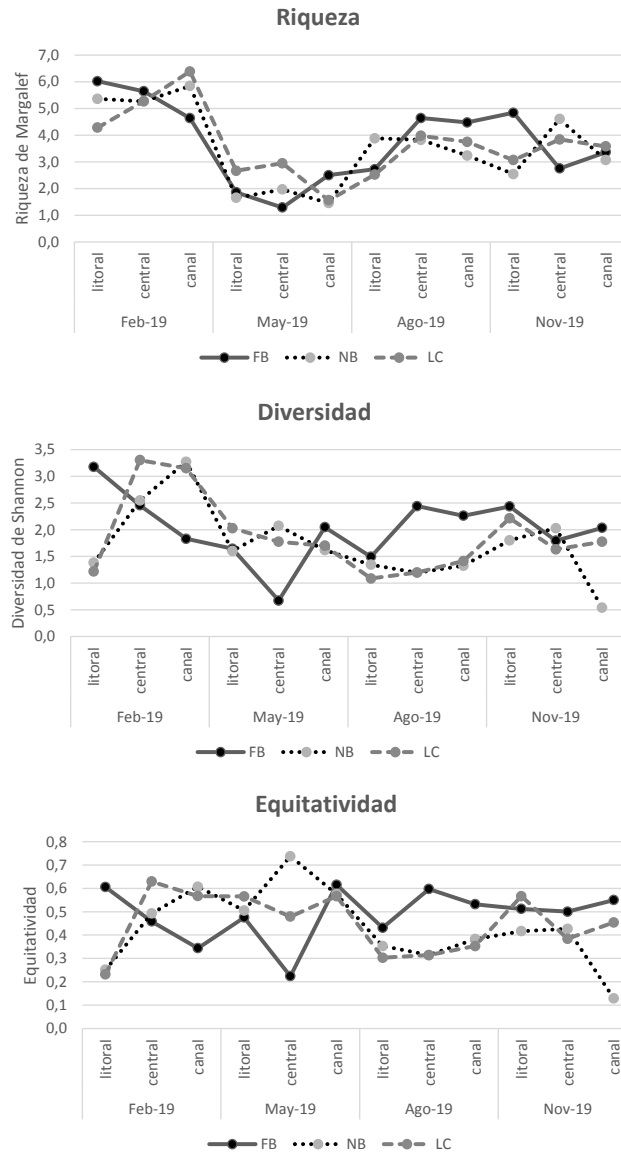


Figura 4.3.3. Índices de diversidad: Diversidad de Shannon-Wiener, Riqueza de Margalef y equitatividad de fitoplancton, durante febrero – noviembre 2019.

La riqueza de taxa fue máxima en verano 6,4 con 66 taxa y mínima en otoño con menor número de taxa (14). Este año, los índices de diversidad y equitatividad no presentaron oscilaciones de forma similar entre los tres sitios (NB, FB y LC) como se observó en años anteriores.

Variación temporal invierno 2006 – primavera 2019.

Las variaciones de densidad y biomasa fitoplanctónica durante estos años (2006- 2019) presentaron en general patrones estacionales en los tres sitios, donde se producen picos de abundancia del fitoplancton en verano y algunos años también en primavera. La densidad total de fitoplancton registrada en cada sitio durante todo el monitoreo fue máxima en verano 2015, 90.280 cel.ml⁻¹ LC litoral, 22.578 cél.ml⁻¹ en NB central y 8757 cél.ml⁻¹ en FB litoral (Nov 2010) debido al aumento de cianobacterias.

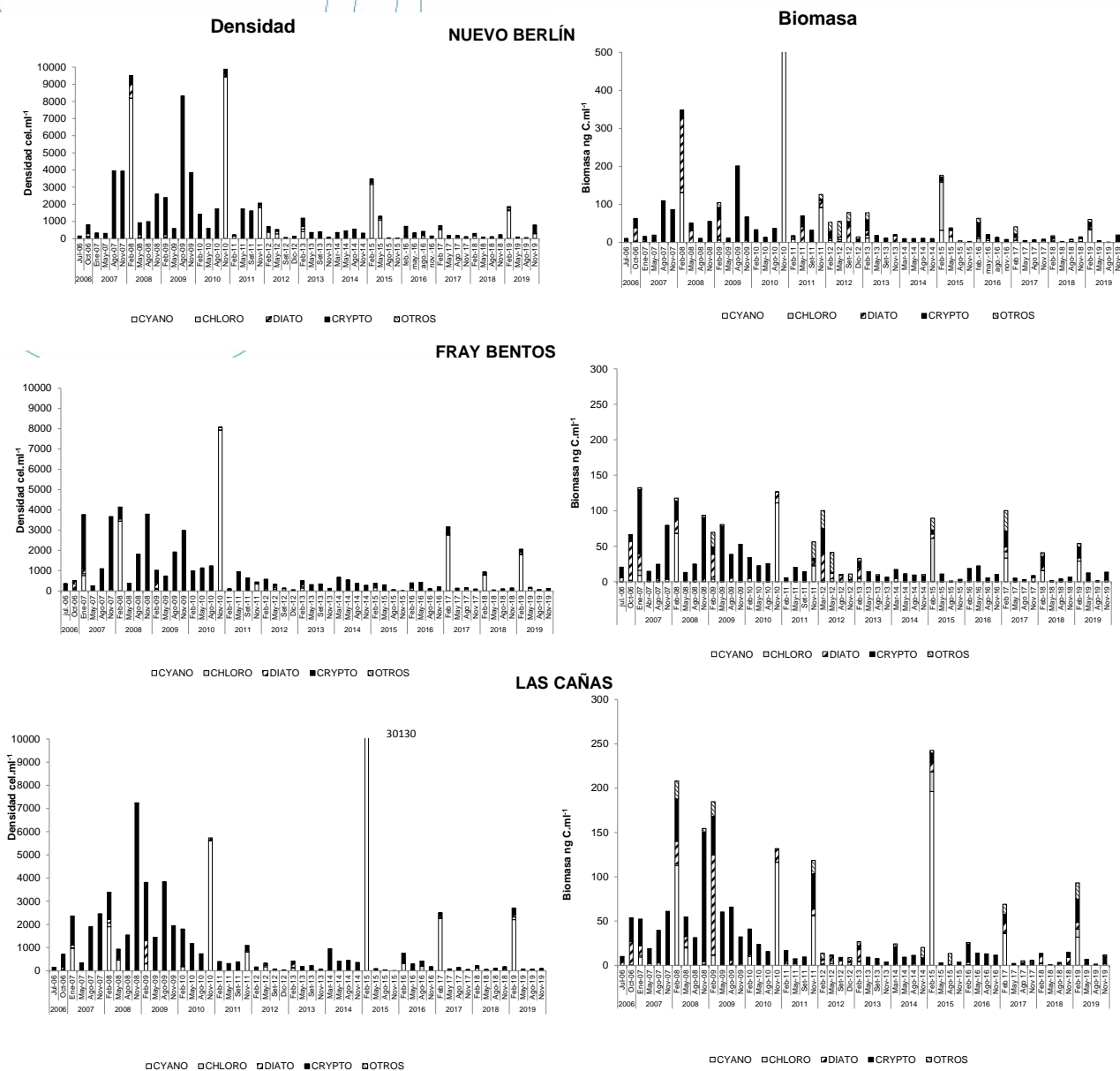


Figura 4.3.4. Promedios mensuales de la densidad (cle/ml) y biomasa fitoplanctónica (ng C ml⁻¹), por grupo: Cianobacterias (CYANO), Chlorophyta (CHLORO), Bacillariophyta (DIATO), Cryptophyta (CRYPTO) y OTROS (Euglenoides, dinoflagelados, Crysophyta) para cada mes entre agosto 2006 y noviembre 2019. Nuevo Berlín (NB), Fray Bentos (FB) y Las Cañas (LC).

En la figura 4.3.4 se presenta la variación de los grupos del fitoplancton. 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 dominadas por cryptomonas y la densidad máxima no superó los 2000 cel ml⁻¹ (verano

2013). En el año 2015 se observó la máxima densidad de 90.280 cél ml⁻¹ (LC litoral) del todo el período. En 2017, se destaca un aumento de la biomasa del grupo “otros” por la presencia de varias especies de dinoflagelados y euglenoideos.

Para observar la relación entre el caudal y la temperatura con la biomasa de fitoplancton se realizó la figura 4.3.5 donde se observa que las mayores biomásas se registran a en las mayores temperaturas y con caudales menores a los 2000 m³/s.

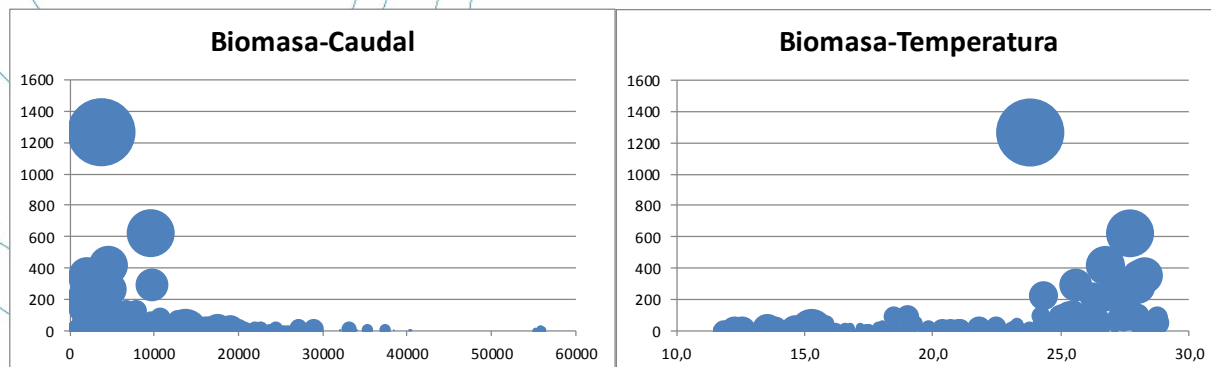


Figura 4.3.5. Diagrama en burbuja creciente en biomasa total del fitoplancton (ng C/ml) respecto al caudal (m³.s⁻¹) y la temperatura (°C) durante julio 2006 – noviembre 2019.

Los promedios mensuales de riqueza de especies y la diversidad de Shannon mostraron las fluctuaciones similares para los tres sitios, Figura 4.3.5. El pico de riqueza de noviembre de 2015, primavera, se da cuando el valor de la abundancia (11 cel/ml NB) es menor respecto al número de taxa (34). En mayo 2017 se registró el pico de caudal y se registraron los menores valores de riqueza y diversidad (0.3 bit/ml y 2 bits respectivamente). Los bajos número de taxa (<10) coinciden con valores de caudal elevados. Mientras que con caudales <2000 m³/s se corresponden con mayores cantidades de especies. El aumento de la temperatura en las estaciones de primavera y verano tiene efecto en el incremento de la riqueza en los meses de primavera y verano (feb-2013, feb-2015, feb 2016) y en este último año, primavera 2017, con valores de 9.000 m³.s⁻¹ se observó un aumento considerable de la riqueza (6 bit.ind⁻¹), figuras 3.4.6 y 3.4.7.

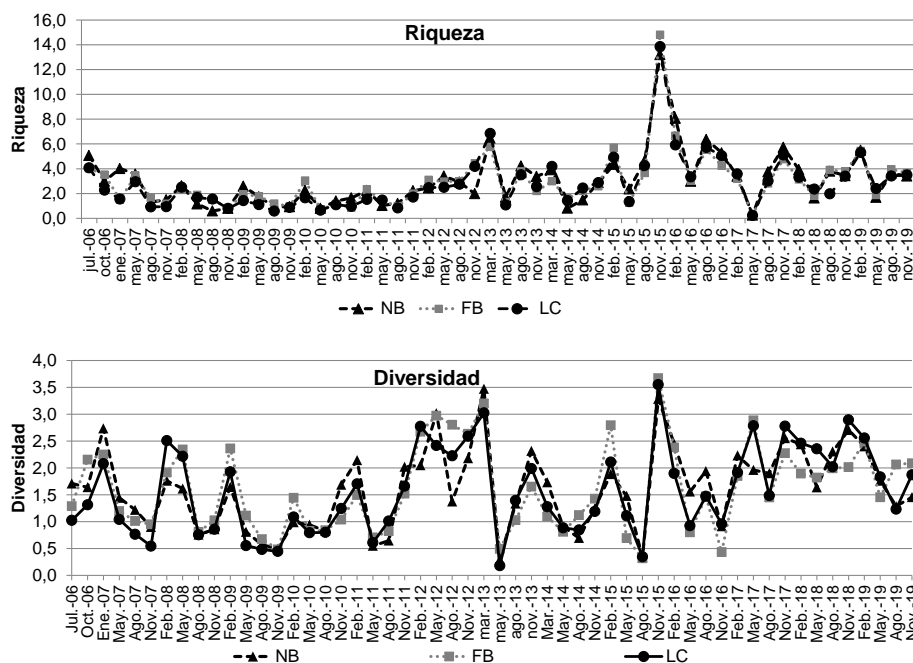


Figura 4.3.6. Promedios mensuales de la riqueza y diversidad de fitoplancton para los sitios NB, FB y LC durante julio 2006 – noviembre 2019.

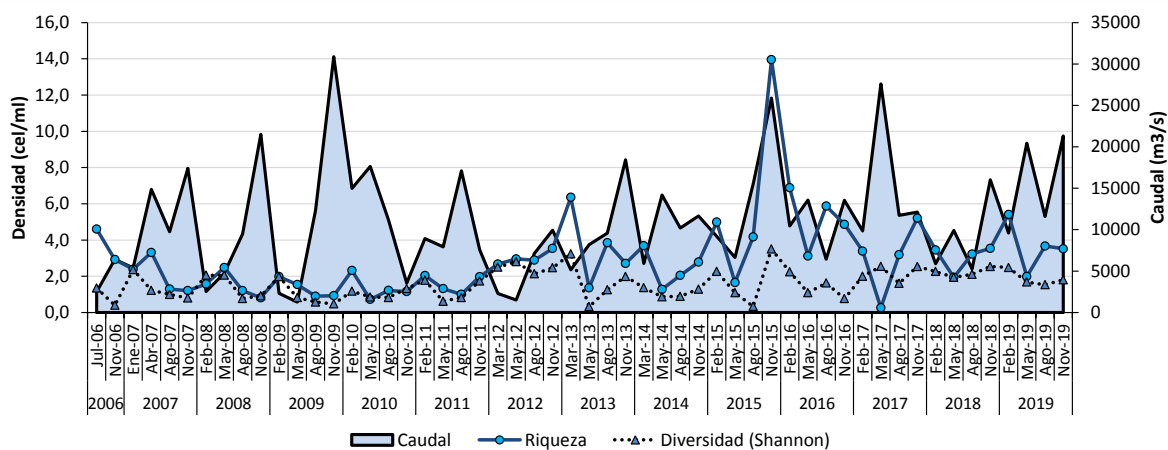


Figura 4.3.7. Promedios mensuales de densidad total del fitoplancton, el número de taxa durante julio 2006 – noviembre 2019 en relación con el promedio mensual del caudal ($m^3/1000.s^{-1}$).

Desde el inicio del monitoreo se observa el mismo patrón de variación estacional, con densidades y biomásas máximas en meses cálidos y mínimas en los muestreos de invierno (Figuras 4.3.5 4.3.6 y 4.3.7) y repetida diferencia significativa entre los muestreos del período 2006 – 2018 (CELA 2006 y LATU 2007, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2015, 2016, 2017 y 2018).

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. En estas comparaciones 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 4.3.8.

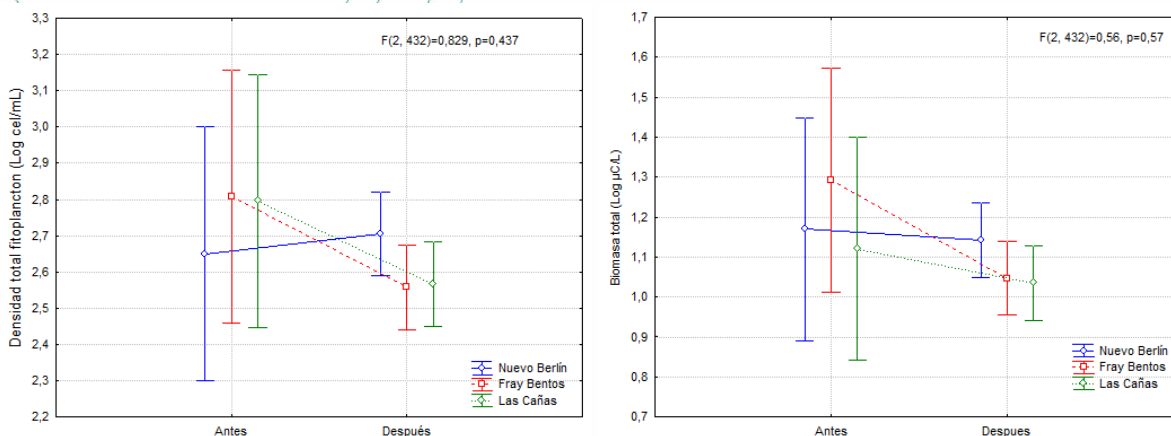
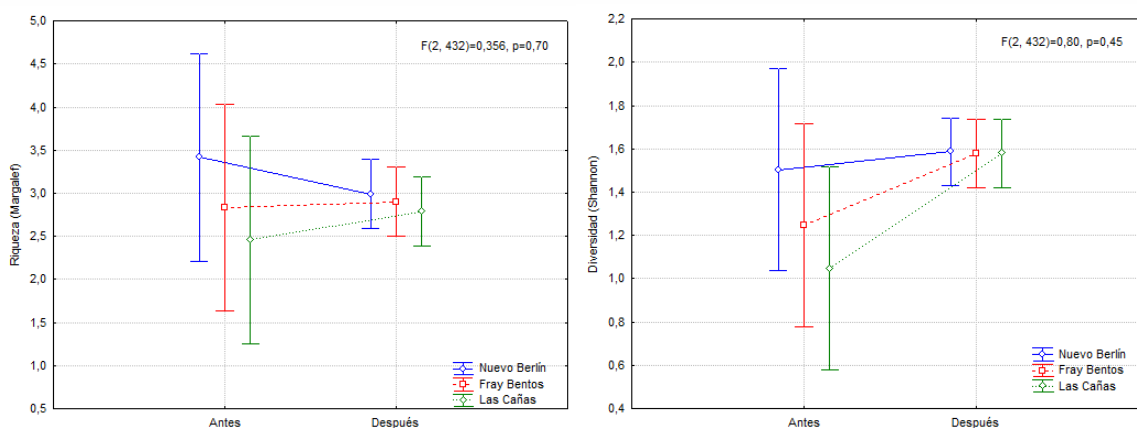


Figura 4.3.8. Análisis de varianza ANOVA para la densidad y la biomasa de fitoplancton total (log), en los tres sitios: Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas, antes y después de la puesta en funcionamiento de la planta (2006-2019).

La misma comparación con la riqueza de especies fitoplanctónicas mostró que los promedios fueron menores en el período post funcionamiento, este patrón se observó en los tres sitios por igual, por tanto la riqueza no fue significativa ($p=0,05$) antes y después de Noviembre 2007. Sin embargo, los promedios en diversidad de Shannon en fitoplancton mostraron que FB y LC fueron mayores, se observó un aumento de los promedios, mientras que en NB se mantuvo dentro de los valores esperados Figura 4.3.9. En el estudio comparativo 2006-2011 (Tana et al. 2013) y el reporte del año 2013 y 2014 (LATU 2014, 2015, 2016, 2017 y 2018), presentaron la misma tendencia.





LABORATORIO TECNOLÓGICO DEL URUGUAY

Informe de Ensayo Nº 1810329

Figura 4.3.9. 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 (2006-2019).

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 2019, se encontraron 32 taxa, misma cantidad que el año 2018 y 2016, siendo el número mínimo de taxa total desde el año 2006 (Tabla 4.4.1) (LATU 2018, 2017, 2016, 2015, 2014, 2012, 2011, 2009, 2008, 2007). Este valor mínimo concuerda con un descenso de los rotíferos, taxa predominante del Río Uruguay, al igual que estudios anteriores y otros ríos de la región (CELA 2006, LATU 2007, 2009, 2011, 2012, 2013, 2015, 2016, 2017, Rojas & José de Paggi 2008, Brugnoli et al 2011, José de Paggi & Paggi 2014) por su adaptación a las condiciones turbulentas del río (Rzóska 1976, Pourriot *et al.* 1982, Reynolds 2000, Gulyas 2002, Lanzac Tôha *et al.* 2004).

El máximo de taxa registrado hasta la fecha fue 61 en el año 2012 (LATU 2013) y 58 en 2006-2007 (LATU 2007) (Tabla 4.4.1).

Tabla 4.4.1. Cantidad de taxa total y por grupo en los muestreos realizados desde 2006

	Riqueza taxa				
	Total	Copépodos	Cladóceros	Rotíferos	Meroplancton
Febrero 2019 – Noviembre 2019	32	5	3	23	1
Febrero 2018 – Noviembre 2018	32	7	4	19	2
Febrero 2017 – Noviembre 2017	42	7	9	25	1
Febrero 2016 – Noviembre 2016	32	6	5	19	2
Febrero 2015 – Noviembre 2015	36	6	7	22	1
Febrero 2014 – Noviembre 2014	40	6	5	26	3
Febrero 2013 – Noviembre 2013	39	5	5	27	2
Febrero 2012 – Noviembre 2012	61	7	12	40	1
Febrero 2011 – Noviembre 2011	36	7	7	21	1
Agosto 2009 – Noviembre 2010	46	8	2	30	1
Agosto 2008 – Mayo 2009	45	7	8	29	1
Agosto 2007 – Mayo 2008	42	6	8	26	2
Agosto 2006 – Mayo 2007	58	7	11	36	4

Los taxa dominantes fueron dentro de los crustáceos los estadíos menores de Copépodos (nauplios y copepoditos) y las especies de cladóceros *Bosmina longirostris* y *Bosminopsis deitersi*, mientras que dentro del grupo de los Rotíferos se destacan *Keratella cochlearis*, *Keratella tropica*, *Ploesoma truncatum* y *Trichocerca* sp.

En el grupo meroplancton se destaca la presencia de larvas de *Limnoperla fortunei* en los muestreos de febrero, mayo y noviembre. Al igual que la mayoría de los años anteriores, las larvas no se presentaron en agosto (LATU 2018, 2017, 2016, 2015, 2013, 2012, 2011, 2009, 2008, 2007) (Figura 4.4.1 y Tabla 4.4.2).

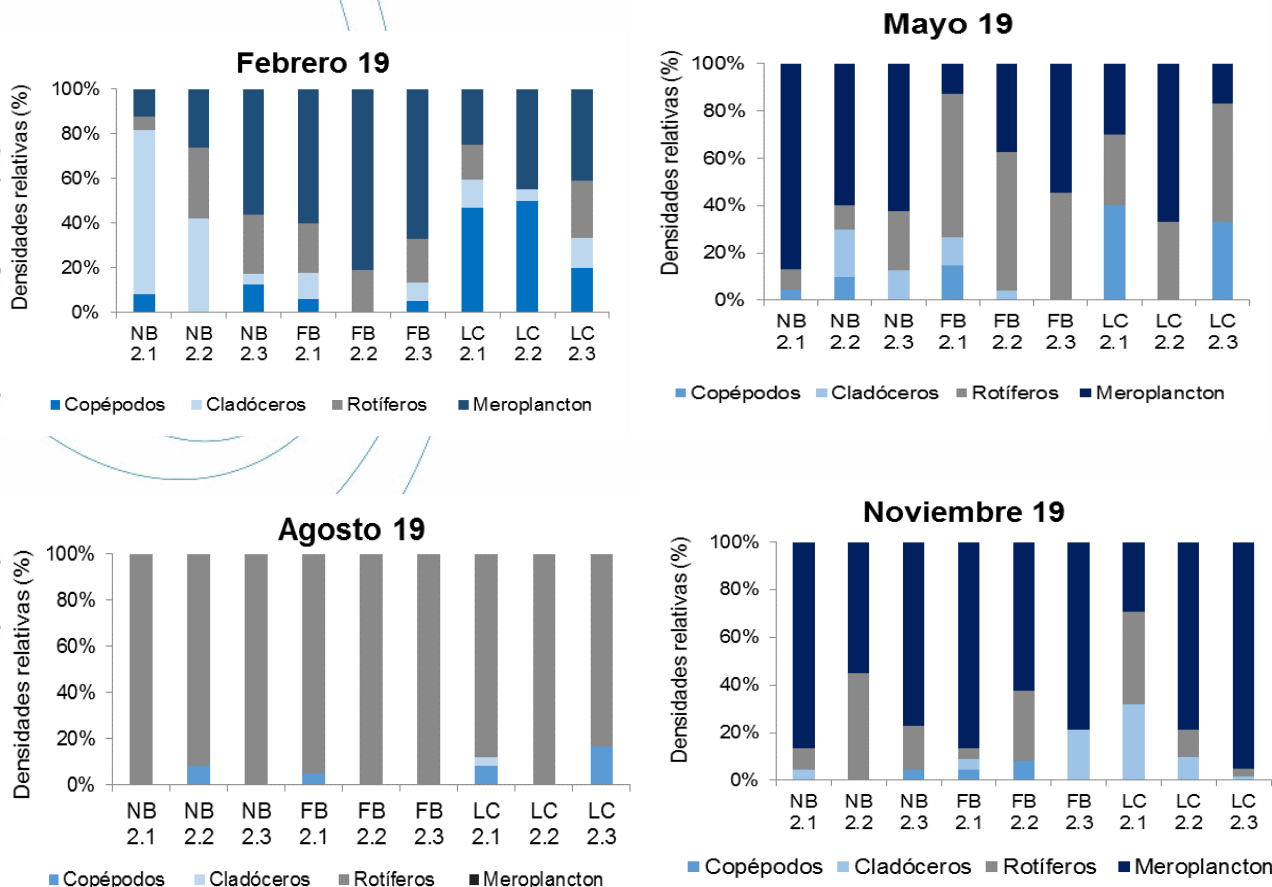


Figura 4.4.1. Densidades relativas (%) de los grupos del zooplancton en el año 2018 en Nuevo Berlín (NB), Fray Bentos (FB) y Las Cañas (LC).

La abundancia en el año 2019 fue menor a la del año anterior, con abundancia máxima de organismos de 6,17 org l⁻¹ en la zona de Fray Bentos litoral en febrero. A pesar de la amplia diferencia del máximo de este año y el del anterior (123,40 org l⁻¹), ambos fueron en el mismo punto y mes, y dicha diferencia estuvo marcada por el aumento de larvas *Limnoperna fortunei* (121,80 org l⁻¹). Las menores abundancias fueron en agosto, con todas las densidades menores a 1,5 org l⁻¹ (Figuras 4.4.2, 4.4.3, 4.4.4).

Al igual que los años anteriores, la comunidad de zooplancton presenta un patrón temporal estacional, con mayores abundancias en meses más cálidos, siendo la temperatura (junto a los compuestos nitrogenados) el principal factor abiótico regulador de la abundancia de la comunidad de zooplancton (BIOENV: r=0,59). La temperatura define el patrón temporal típico de los ríos de la región (Frutos 1998, 2004) y el ciclo reproductivo de *Limnoperna fortunei* (Darrigran 2002), definiendo la ausencia de larvas en los muestreos más fríos y máximos en noviembre y febrero. Esta especie conocida como mejillón dorado, organismo meroplanctónico con estadios larvales planctónicos y posterior asentamiento bentónico. Es una especie de molusco exótico (conocido como “mejillón dorado”) de China (Darrigran 2002) introducida accidentalmente en la región por medio de las aguas de lastre (Darrigran & Pastorino 1995). Además, es una especie invasora (Boltovskoy & Cataldo 1999, Cataldo & Boltovskoy 2000, Darrigran & Ezcurra de Drago 2000, Ituarte 2000, Darrigran & Damborenea 2006) con comportamiento gregario por lo que ocasiona problemas de macrofouling y

obstrucción de filtros y tuberías (Darrigran 2002, Boltovskoy *et al.* 2006, Brugnoli *et al.* 2006, 2007, Karataev *et al.* 2007).

Tabla 4.4.2. 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 2019).

	febrero-19			mayo-19			agosto-19			noviembre-19		
	NB	FB	LC	NB	FB	LC	NB	FB	LC	NB	FB	LC
Copépodos												
<i>Acanthocyclops robustus</i>			*							*		
<i>Tropocyclops prasinus</i>	*											
Copepodito Calanoida				*							*	
Copepodito Cyclopoida	*		*	*				*				
Nauplio	*	*	*	*	*	*	*		*		*	*
Cladóceros												
<i>Bosmina hagdmani</i>												*
<i>Bosmina longirostris</i>		*			*				*	*		*
<i>Bosminopsis deitersi</i>	*	*	*	*	*						*	*
Rotíferos												
Ascomorpha sp.									*			
<i>Asplanchna</i> sp.							*	*				
<i>Brachionus</i> sp.			*		*							
<i>Brachionus falcatus</i>			*									
<i>Brachionus havanensis</i>	*	*										*
<i>Euchlanis</i> sp.			*	*			*	*	*	*		
<i>Filinia longiseta</i>	*	*			*	*		*				
<i>Hexarthra mira</i>		*	*									
<i>Kellicotia</i> sp.							*					
<i>Keratella cochlearis</i> sp.		*	*	*	*		*	*	*		*	*
<i>Keratella cochlearis hispida</i>							*					
<i>Keratella tropica</i>	*	*		*			*	*	*	*	*	*
<i>Lecane</i> sp.				*	*			*		*		
<i>Lepadella</i> sp.									*			
<i>Notholca</i> sp.	*											*
<i>Platylabus quadricornis</i>					*							
<i>Ploesoma truncatum</i>	*	*		*	*				*	*		*
<i>Polyarthra</i> sp.				*	*							
<i>Polyarthra remata</i>							*	*				
<i>Polyarthra vulgaris</i>		*								*	*	
<i>Pompholix</i> sp.								*				*
<i>Synchaeta</i> sp.				*	*			*				*
<i>Trichocerca</i> sp.	*	*			*		*	*	*	*	*	
Meroplancton												
Larvas <i>Limnoperna fortunei</i>	*	*	*	*	*	*				*	*	*

La biomasa en el período de estudio, fue menor a $1 \mu\text{g l}^{-1}$ en agosto y máxima en febrero en Nuevo Berlín litoral ($6,31 \mu\text{g l}^{-1}$), debido a la mayor presencia de cladóceros en el punto. En Fray Bentos litoral las biomazas fueron altas en febrero y mayo por la alta abundancia de larvas de mejillones (coincide con máxima abundancia) y cladóceros, y también de *Keratella sp.* (Figuras 4.4.2, 4.4.3, 4.4.4).

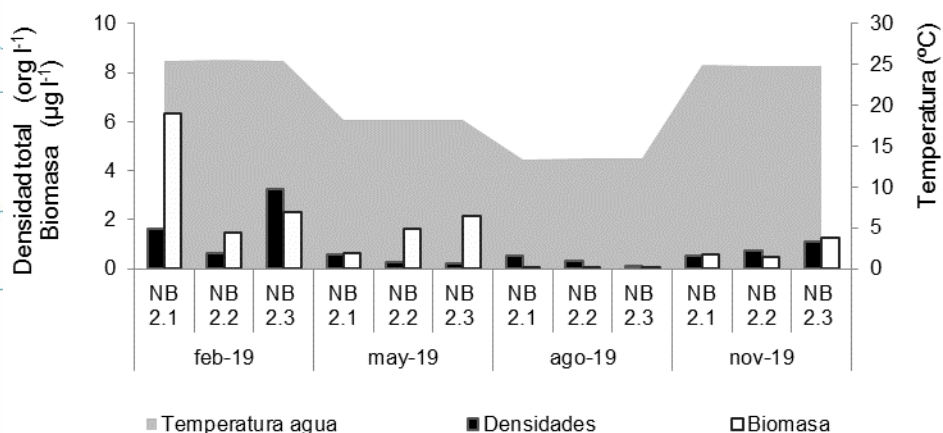


Figura 4.4.2. Densidades (org l^{-1}), biomazas ($\mu\text{g l}^{-1}$) de organismos zooplanctónicos en Nuevo Berlín (NB) y temperatura ($^{\circ}\text{C}$) del río a lo largo del período de estudio.



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

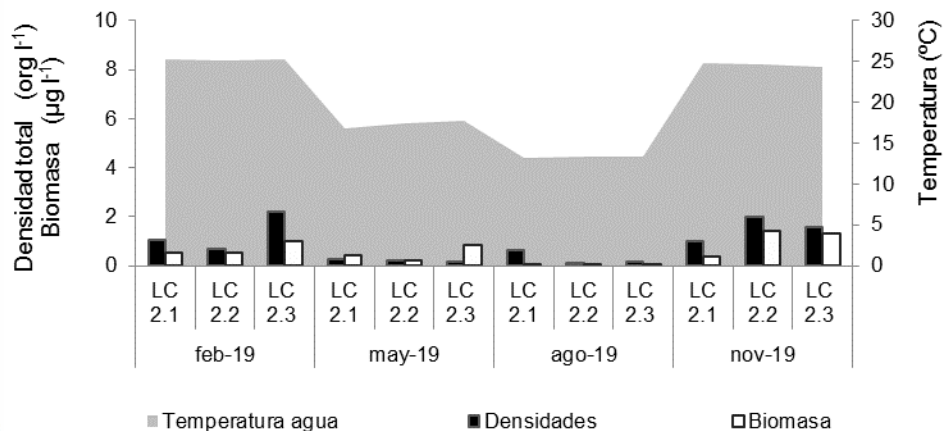


Figura 4.4.4. Densidades (org l⁻¹), biomasa (µg l⁻¹) de organismos zooplanctónicos en Las Cañas (LC) y temperatura (°C) del río a lo largo del período de estudio.

En cuanto a los índices de diversidad, se destaca que la mayor diversidad se presentó en invierno en fray bentos litoral ya que el índice toma en cuenta la riqueza y la cantidad relativa de organismos de cada una de los taxa. La riqueza fue mayor al año anterior, con 10 y 11 taxa en Fray Bentos litoral, en febrero, abril y agosto. La equitatividad mínima fue 0,21 bits ind⁻¹ en Las Cañas canal durante noviembre debido a la baja riqueza y la representación de las larvas de *L. fortunei* de más de 95% de la abundancia total en la muestra (Figuras 4.4.8).

Al igual que en años anteriores, se observó un patrón temporal con diferencias significativas entre los muestreos (RGlobal = 0,33, p= 0,001) (CELA 2006, LATU 2007, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2015, 2016, 2017, 2018) asociado a los cambios estacionales típicos de la comunidad planctónica de los ríos de la región. Como se ha observado en el correr de este monitoreo desde el año 2006, no se presentaron diferencias significativas a nivel espacial, 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 2019

La comunidad de zooplancton estudiada en el presente monitoreo desde el año 2006, ha presentado diferencias significativas temporales entre los meses de muestreo de todo el período 2006 – 2019 (CELA 2006 y LATU 2007, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2015, 2016, 2017, 2018). Esto se debe a la estacionalidad típica de la región que define el patrón de variación estacional de la comunidad, definido por la temperatura, con densidades y biomásas máximas en meses cálidos y mínimas en los muestreos de invierno (Figuras 4.4.5, 4.4.6 y 4.4.7). El comportamiento estacional encontrado es similar a estudios en diferentes ríos de la región de la Cuenca del Plata (Cataldo & Boltovskoy 2000, Boltovskoy & Cataldo 2003, Pestana et al. 2008, Brugnoli et al. 2011).

Hasta la fecha, no se encontraron diferencias significativas espaciales en la comunidad de zooplancton (entre zonas ni sitios de muestreo), ni presencia de larvas de *Limnoperna fortunei* en la mayoría de los muestreos de invierno (LATU 2007 - 2018). Los parámetros físico químicos con mayor correlación con la densidad de organismos desde el año 2006 hasta el último período de estudio fueron la temperatura, los compuestos nitrogenados y en algunos casos la clorofila. El caudal y la transparencia del agua aparecen dentro de los principales factores reguladores de la comunidad cuando los caudales presentan valores extremos, como en el año 2017 que los caudales fueron mayores a $50000\text{m}^3\text{s}^{-1}$ (LATU 2017).

A pesar de que en la mayoría de los ríos los factores físicos como el caudal y nivel del agua son los principales moduladores de la comunidad de zooplancton (Pace et al 1992, Thorp et al 1994, Basu & Pick 1996), la ausencia de este parámetro entre los que factores con mayor correlación con la densidad de organismos se podría explicar por la presencia de larvas de *L. fortunei*. En ríos de la región como el Paraná se observó que la introducción de esta especie afecta la comunidad de zooplancton, por la predación de los bivalvos adultos sobre el zooplancton, principalmente en condiciones de bajo caudal (José de Paggi et al. 2014, Rojas Molina et al 2007, 2008, 2015). Además, estudios anteriores habían presentado evidencia de que la filtración del bivalvo podía modificar características del agua, incluyendo concentración y proporción de nutrientes, transparencia del agua, y abundancia de fitoplancton (Boltovskoy et al. 2009, Cataldo et al. 2012, Rojas Molina et al. 2012).

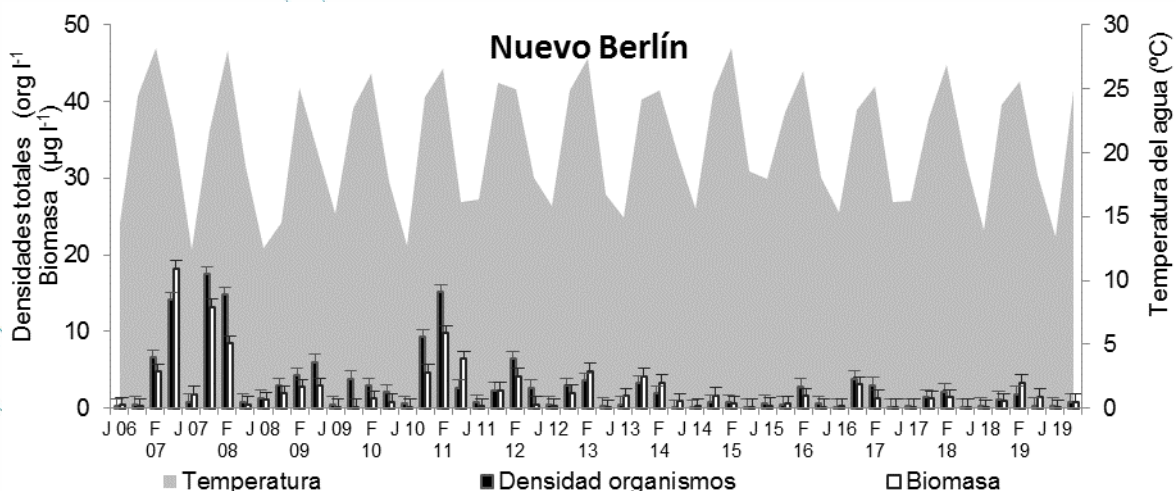


Figura 4.4.5. Densidades (org l⁻¹) y biomasa (µg l⁻¹) de organismos zooplanctónicos promedios de los tres puntos de Nuevo Berlín (NB) y caudales (m³ s⁻¹) en el período julio 2006- noviembre 2019.

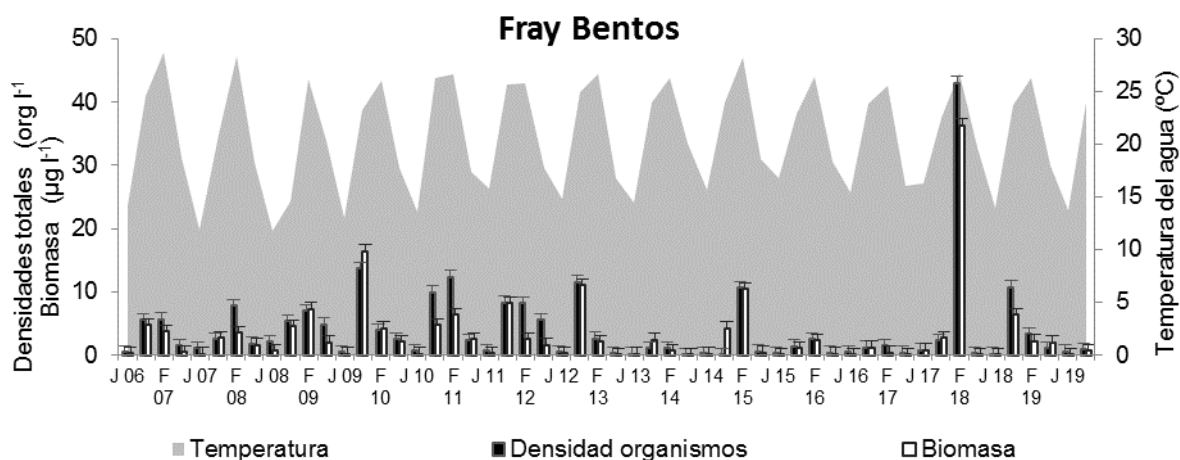
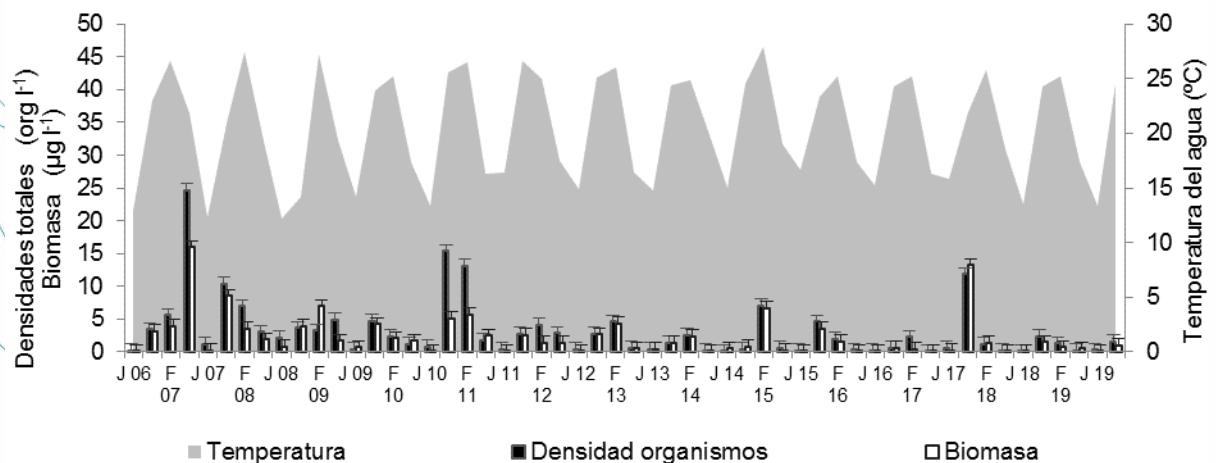


Figura 4.4.6. Densidades (org l⁻¹) y biomasa (µg l⁻¹) de organismos zooplanctónicos promedios de los tres puntos de Fray Bentos (FB) y caudales (m³ s⁻¹) en el período julio 2006- noviembre 2019.

Las Cañas



Figura

4.4.7. Densidades (org l⁻¹) y biomasa (µg l⁻¹) de organismos zooplanctónicos promedios de los tres puntos de Las Cañas (LC) y caudales (m³ s⁻¹) en el período julio 2006 - noviembre 2019.

Las abundancias y biomasa presentes en el muestreo del verano del 2018 en Fray Bentos litoral fueron las máximas del presente monitoreo desde el año 2006. La abundancia promedio de Fray Bentos máxima fue 43,0 org l⁻¹ debido al pico máximo en el litoral de 123,4 org l⁻¹, de los cuales 121,9 org l⁻¹ correspondieron a larvas de bivalvo. Este valor máximo es mayor al observado en ríos de la región, los cuales presentan valores similares al mayor valor promedio (Brugnoli et al 2011, José de Paggi & Paggi 2014). En el caso de la biomasa, el máximo promedio histórico fue 36,4 µg l⁻¹ debido a la biomasa de 104,3 µg l⁻¹ en el mismo punto (Figuras 4.4.5, 4.4.6 y 4.4.7).

El valor máximo de diversidad hasta la fecha fue 3,73 bits ind⁻¹ en mayo 2012 en Las Cañas central, coincidiendo con el máximo de riqueza de taxa (27) y se destaca que en ese muestreo se dieron condiciones de caudal menores a 800 m³s⁻¹. La medida de la equitatividad refleja la distribución de los taxa en la comunidad, siendo el valor máximo de 1 bits ind⁻¹ el cual se observó en mayo y agosto de 2013, agosto 2015 y agosto 2018, debido a que todos los taxa poseen densidad similar. La equitatividad y diversidad mínima fueron en abril del 2007 debido a la destacada abundancia de larvas de *Limnoperna fortunei* frente a los demás taxa. La riqueza mínima fue de 2 taxa en muestreos de Noviembre 2011, Mayo 2013, Agosto 2015, Febrero 2016, Agosto 2016, Mayo 2017, Agosto 2017, 2018 y Noviembre 2019 (Figuras 4.4.8).

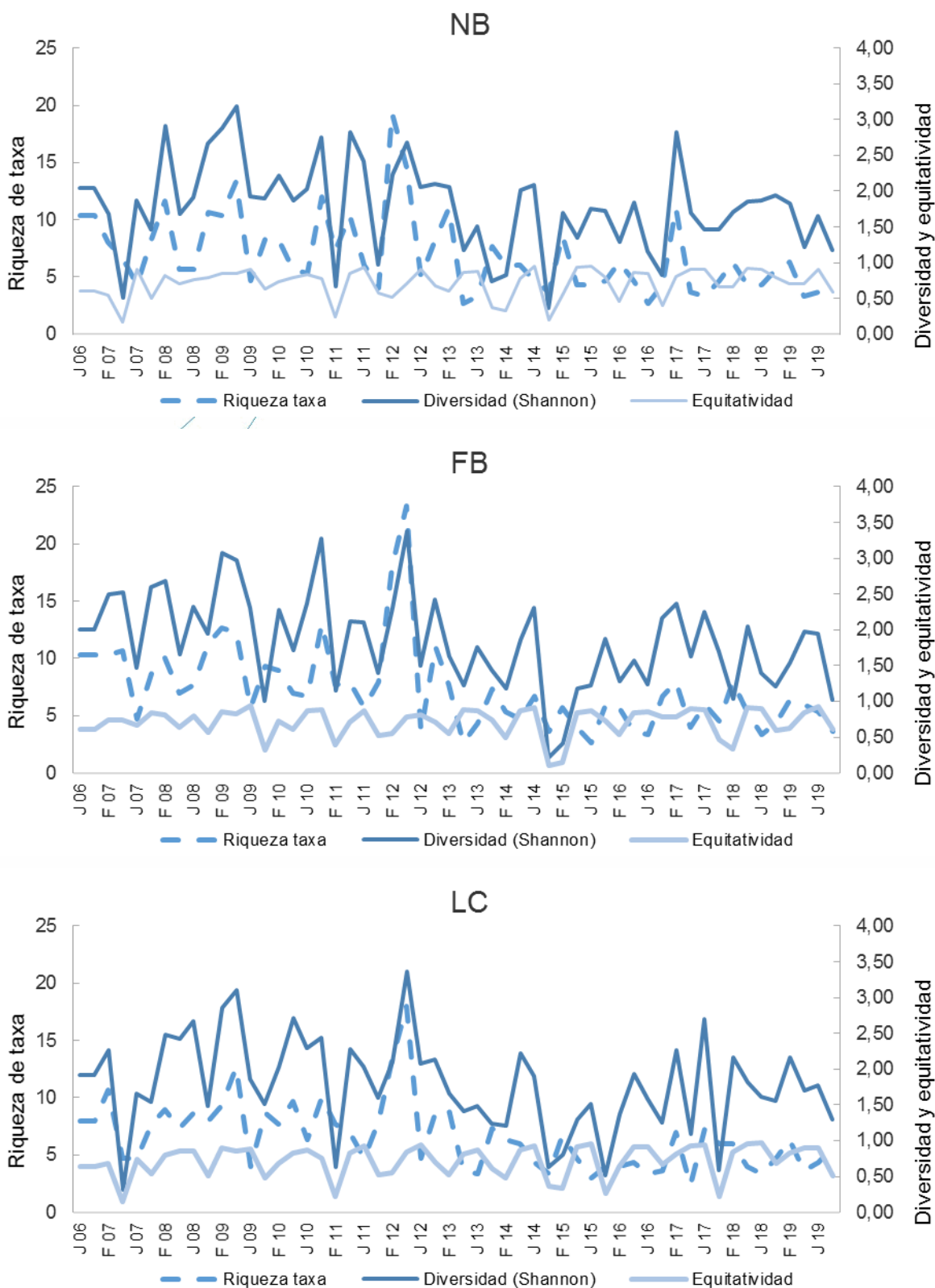


Figura 4.4.8. Valores de diversidad de Shannon (bit ind^{-1}), equitatividad y riqueza promedios (litoral, central y canal) de Nuevo Berlín (NB), Fray Bentos (FB) y Las Cañas (LC) en el período julio 2006 - noviembre 2019.

En base a los análisis de varianza (ANOVAs) realizados para analizar posibles diferencias estadísticas entre Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas se puede concluir que la riqueza, diversidad y abundancia de zooplancton no presentaron diferencias significativas antes y después del inicio de producción de la Planta, comparando las zonas aguas arriba y abajo del emprendimiento industrial (Figuras 4.4.9, 4.4.10 y 4.4.11).

A pesar de no haber diferencias significativas se observa que Fray Bentos presenta un comportamiento diferente al de Nuevo Berlín y Las Cañas, con leve aumento de abundancia de organismos y disminución de diversidad después del inicio de actividad de la Planta. Al analizar desde el inicio del monitoreo, la riqueza ha bajado en los tres sitios. En la figura 4.4.12 se observa que en la mayoría de los casos la densidad es mayor en los litorales y menor en los canales, con la excepción de Nuevo Berlín antes del inicio de la actividad de la Planta, cuando el canal presentó la mayor abundancia.

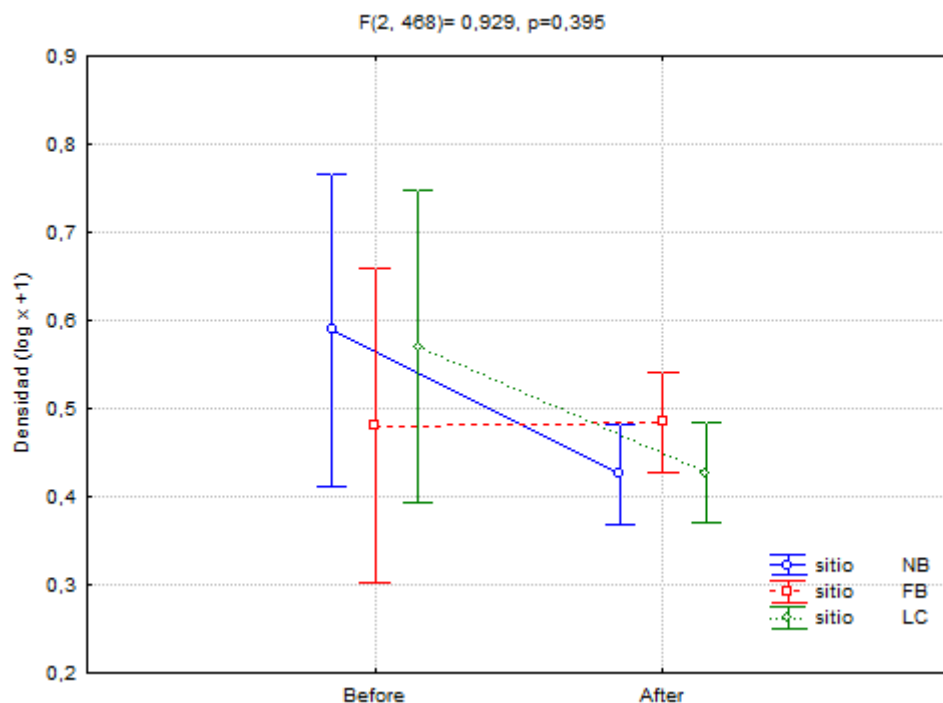


Figura 4.4.9. Resultado del ANOVA de dos vías, para la densidad de organismos transformada (Log (x+1)) en los tres sitios de estudio, antes y después del funcionamiento de la planta de celulosa.

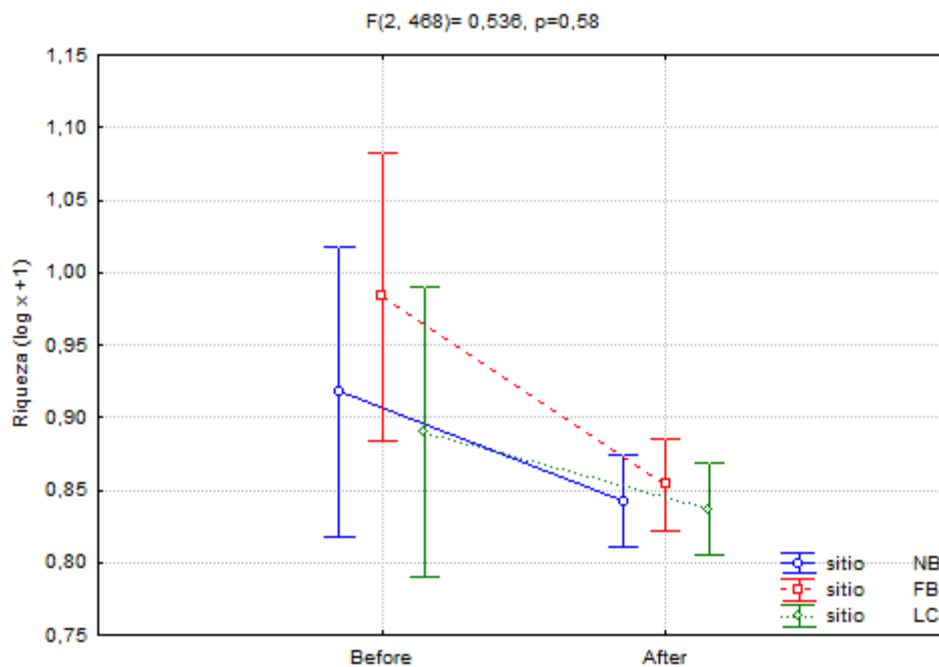


Figura 4.4.10. Resultado del ANOVA de dos vías, para la riqueza (cantidad de taxa) en los tres sitios de estudio, antes y después del funcionamiento de la planta de celulosa.

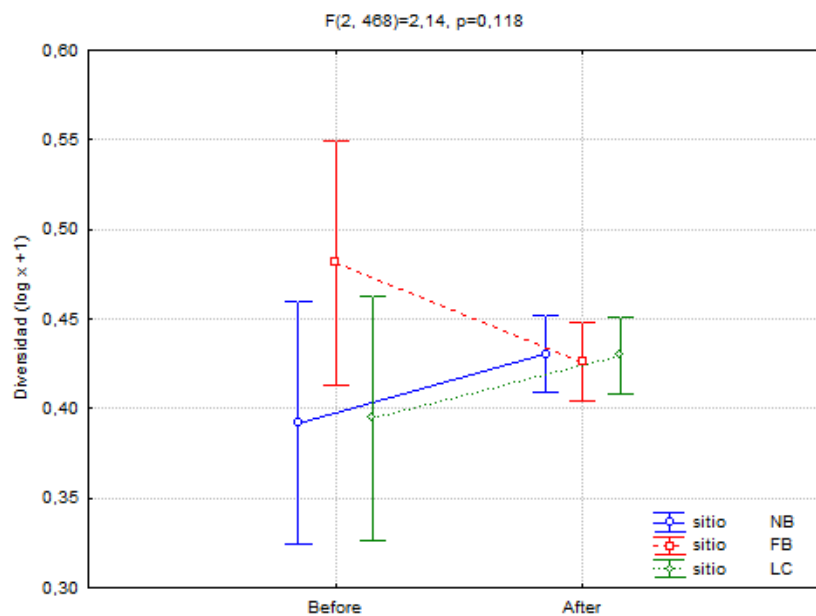


Figura 4.4.11. Resultado del ANOVA de dos vías, para la diversidad de Shannon en los tres sitios de estudio, antes y después del funcionamiento de la planta de celulosa.

$F(4, 468) = 0,859, p = 0,488$

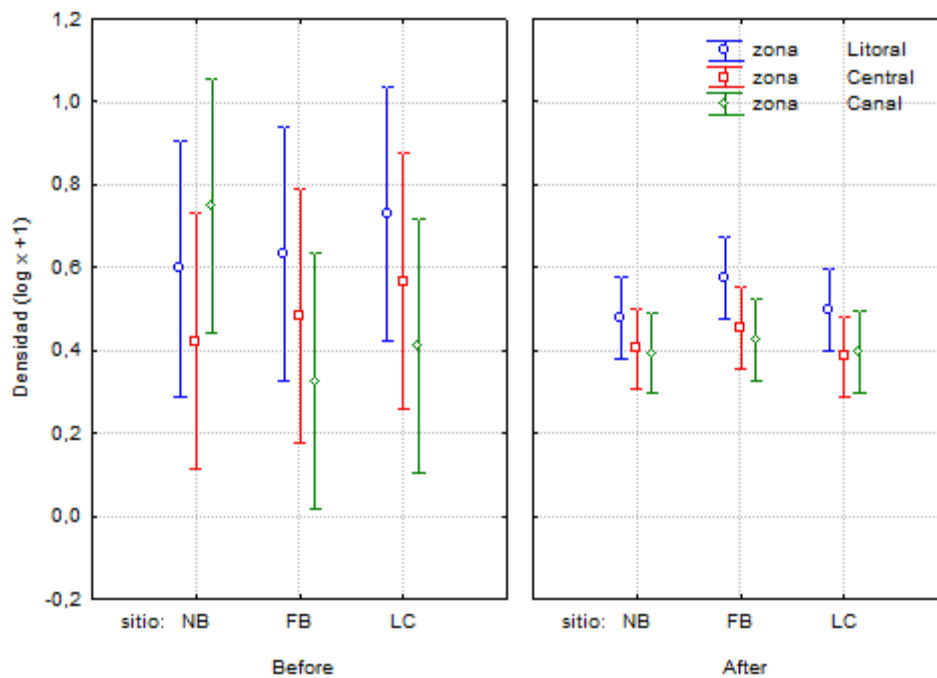


Figura 4.4.12. Resultados de la distribución espacial de la densidad de zooplancton, antes y después del funcionamiento de la planta de celulosa.

4.3 Análisis biológicos: MACROZOOBENTOS

En los cuatro muestreos de 2019 se observaron 25 taxa de macroinvertebrados bentónicos, siendo los insectos y moluscos los que presentaron un mayor número de familias en las tres zonas de estudio (Tabla 4.5.1).

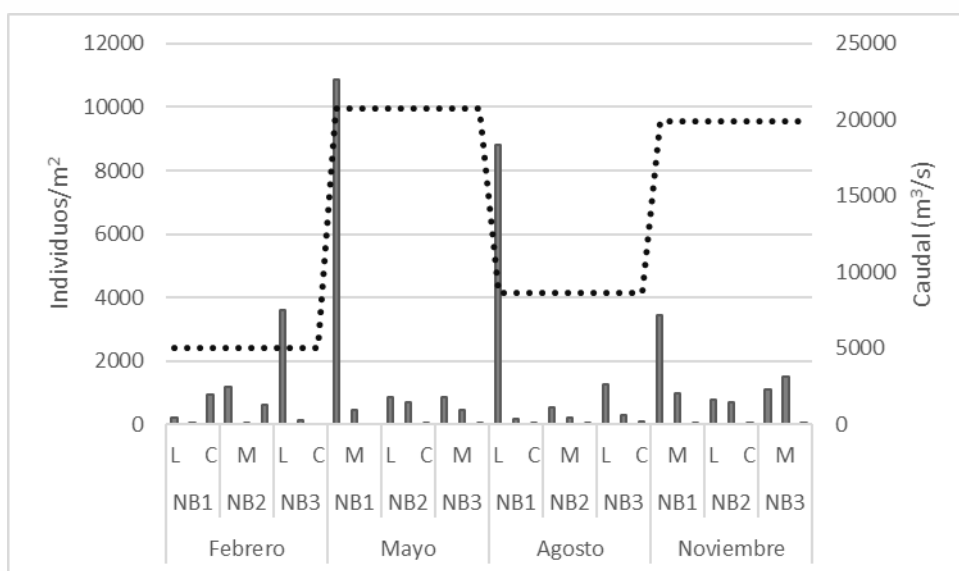
Tabla 4.5.1. Lista de familias de macroinvertebrados bentónicos identificados en el área de estudio.

	Nuevo Berlín	Fray Bentos	Las Cañas
Nematoda	*	*	*
Oligochaeta			
Alluroididae	*	*	
Naididae	*	*	*
Hirudinea			
Glossiphoniidae	*	*	
Bivalvia			
Corbiculidae	*	*	*
Mytilidae	*	*	*
Gastropoda			
Ampulariidae		*	*
Cochliopidae	*	*	*
Lithoglyphidae	*	*	*
Planorbidae		*	
Ephemeroptera			
Caenidae		*	
Leptohyphidae		*	
Polymitarcyidae		*	
Odonata			
Gomphydae	*	*	*
Diptera			
Ceratopogonidae	*		*
Chironomidae	*	*	*
Empididae	*		*
Pupa	*		*
Chironomidae			
Trichoptera			
Leptoceridae		*	
Pupa Trichoptera			*
Tisanoptera			
Thripidae	*		
Collembola			
Entomobrydae		*	
Acari			
Hydrachnidae	*	*	
Crustacea			
Ostracoda			
Cytherideidae	*		
Isopoda			
Sphaeromatidae		*	

En 2019 la abundancia de macroinvertebrados bentónicos presentó el mismo patrón que en 2018, el cual difirió de años anteriores (LATU 2015, LATU 2016 y LATU 2017), siendo Las Cañas, con un total 133017 ind/m², la zona que registró la mayor abundancia de organismos, seguido por Fray Bentos, con una abundancia total de 68160 ind/m² y en tercer lugar Nuevo Berlín, con 23563 ind/m². *Limnoperna fortunei* continúa siendo el organismo más abundante en área de estudio desde el año 2005 (CELA 2005, CELA 2006, LATU 2007, LATU 2008, LATU 2009, LATU 2010, LATU 2011, LATU 2012, LATU 2013, LATU 2014, LATU 2015, LATU 2016, LATU 2017).

La abundancia de organismos presentó un rango de variación entre 0 a 38946 ind m⁻², presentado el máximo en Nuevo Berlín 1.1 en el muestreo de otoño 2019 (Figura 4.5.1), en este punto el mejillón dorado representó el 92 % de los organismos de la muestra.

No se observaron correlaciones significativas entre el caudal y las variables bióticas para los meses de mayo, agosto y noviembre. Para el mes de febrero se observó una correlación negativa significativa entre el caudal y la equitatividad ($r_s = -0.46$ $p < 0.05$)



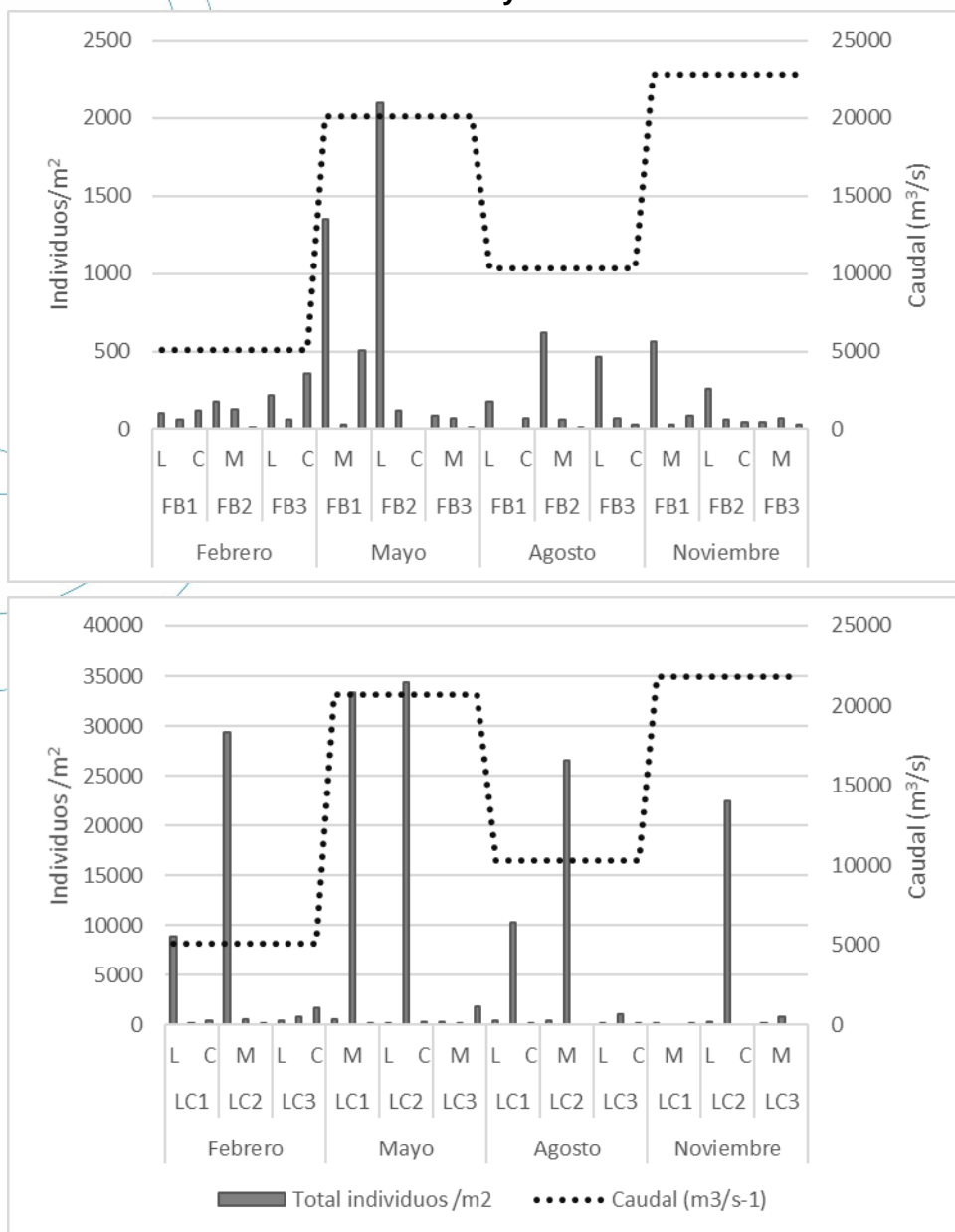


Figura 4.5.1. Representación de la relación entre la abundancia de organismos (ind/m²) y caudal (m³/s), para Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas en el período febrero a noviembre 2019.

La diversidad de Shannon promedio varió entre 0 y 2,36 bits/ind, el máximo se presentó en Fray Bentos 2.1, en el muestreo febrero de 2019, donde se registraron 6 familias. El punto de muestreo en el que se observó mayor número de familias (9) fue en otoño en unos de los litorales de Fray Bentos (FB 1.1).

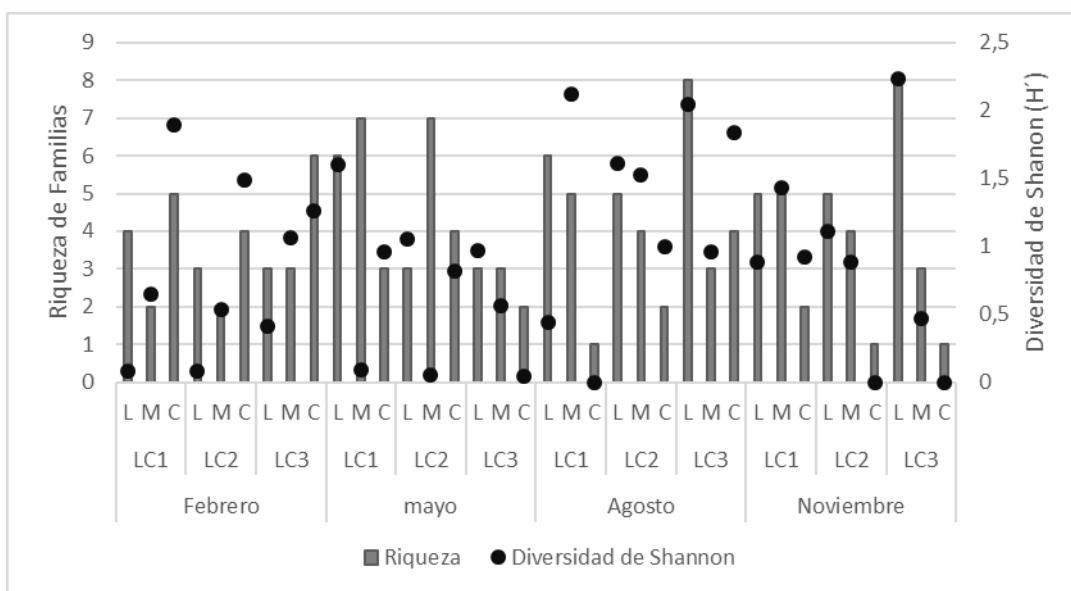
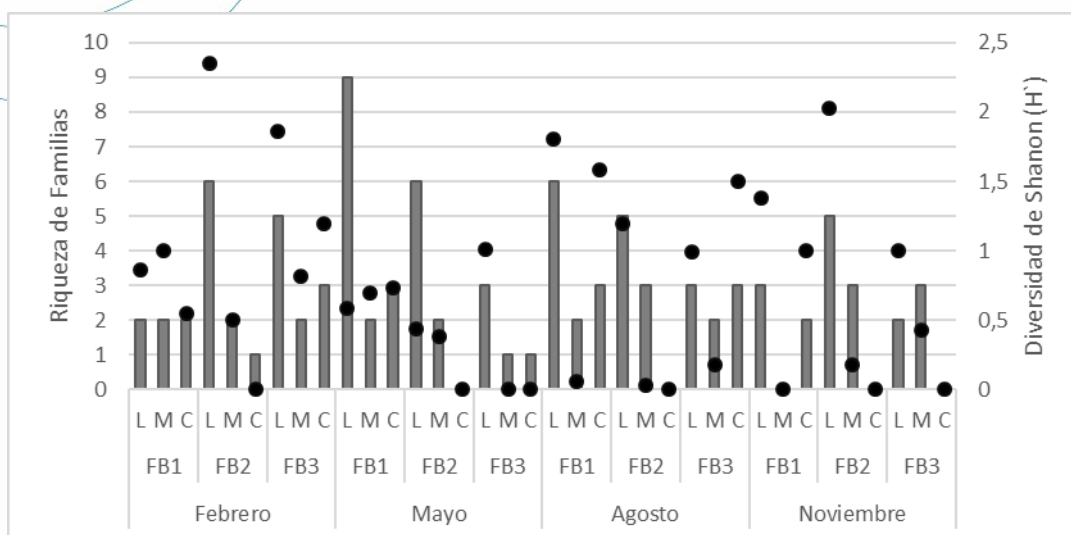
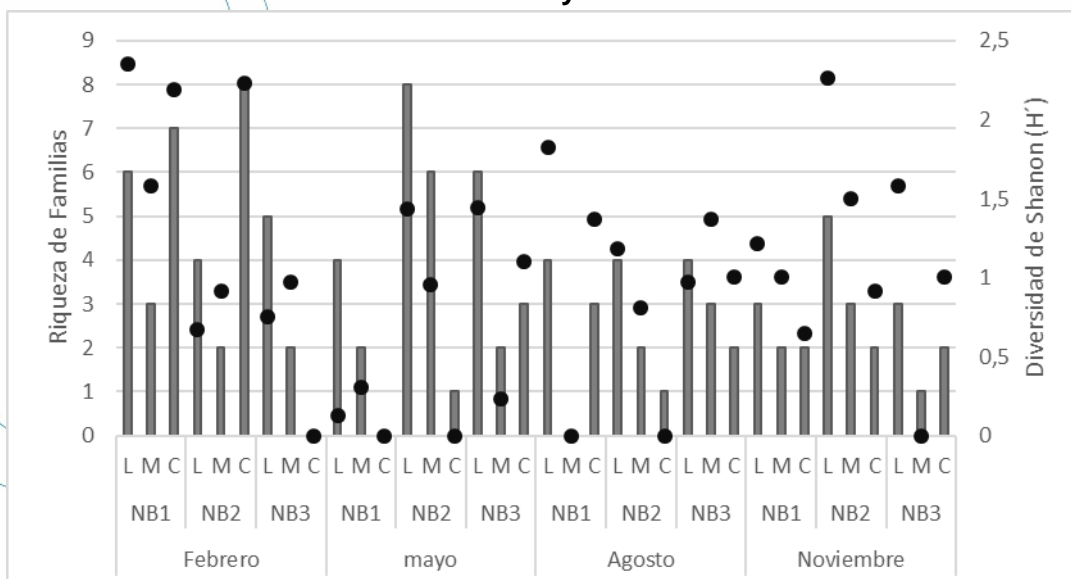


Figura 4.5.2. Valores de riqueza de familias y diversidad de Shannon (bit ind⁻¹) en los tres sitios de muestreo a lo largo del período febrero a noviembre 2019 (NB: Nuevo Berlín, FB: Fray Bentos y LC: Las Cañas).

La biomasa promedio estuvo entre de 1.07 g m⁻² a 1296.77 g m⁻² en verano y otoño respectivamente, el mínimo se dio en Nuevo Berlín y el máximo en Fray Bentos (Tabla 4.5.2).

Tabla 4.5.2. Promedios de biomasa (g m⁻²) en los tres sitios del área de estudio en período de estudio de febrero a noviembre 2019. (NB: Nuevo Berlín, FB: Fray Bentos y LC: Las Cañas).

	Febrero	Mayo	Agosto	Noviembre
NB	1,07	2,16	5,08	1,18
FB	791,23	1296,77	394,74	517,14
LC	23,84	166,34	119,88	128,01

En los tres sitios, la abundancia de organismos se correlacionó positivamente con la biomasa (NB rs= 0.46, p<0.05, FB rs= 0.45, p<0.05, LC rs= 0.35, p<0.05) y la riqueza (NB rs= 0.78, p<0.05, FB rs= 0.73, p<0.05, LC rs= 0.63, p<0.05). La riqueza se correlacionó positivamente con la diversidad en los tres sitios (NB rs=0.70, p<0.05, FB rs= 0.74, p<0.05, LC rs= 0.53, p<0.05), y con la biomasa en Nuevo Berlín y Las Cañas (NB rs= 0.38, p<0.05, LC rs= 0.42, p<0.05).

La abundancia de organismos y riqueza de familias mostraron relaciones significativas positivas en las cuatro estaciones del año, mientras que la biomasa se relacionó positivamente con la riqueza en invierno y primavera y negativamente en verano (Tabla 4.5.3). La biomasa también mostro una correlación significativa negativa con la diversidad en verano.

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

VERANO	Abundancia	Biomasa
Riqueza	<i>0,631647</i>	<i>-0,400387</i>
Diversidad	-0,012658	<i>-0,546082</i>
OTOÑO	Abundancia	Biomasa
Riqueza	<i>0,777502</i>	0,165296
Diversidad	0,162527	0,08291
INVIERNO	Abundancia	Biomasa
Riqueza	<i>0,642304</i>	<i>0,515191</i>
Diversidad	0,194151	0,212274
PRIMAVERA	Abundancia	Biomasa
Riqueza	<i>0,841051</i>	<i>0,804242</i>
Diversidad	0,368361	0,350194

En cuanto a las variables biológicas y su correlación con las variables fisicoquímicas de sedimentos se

LABORATORIO TECNOLÓGICO DEL URUGUAY

Informe de Ensayo Nº 1810329

observaron distintas correlaciones (Tabla 4.5.4.). En Nuevo Berlín la abundancia se relacionó significativamente de forma positiva con el fósforo total, nitrógeno, materia orgánica, arena muy fina y limo y negativamente con la arena mediana (Tabla 4.5.4.a). El patrón de correlaciones significativas con la riqueza fue el mismo, con el agregado de que la arena fina también se correlacionó positivamente (Tabla 4.5.4.a). No hubo correlaciones significativas para la diversidad y para la biomasa, el patrón de correlaciones significativas fue el mismo que para la abundancia, con el agregado de que la arena muy gruesa también se correlacionó positivamente (Tabla 4.5.4.a).

En Fray Bentos no hubo correlaciones significativas entre ninguna de las variables biológicas y fisicoquímicas (Tabla 4.5.4.b).

Por último, en Las Cañas se observaron correlaciones significativas positivas entre la abundancia y el nitrógeno, materia orgánica, arena muy fina y limo por un lado (Tabla 4.5.4.c), correlaciones positivas entre riqueza y la materia orgánica por otro (Tabla 4.5.4.c) y finalmente correlaciones positivas entre la biomasa y fósforo total, nitrógeno, materia orgánica, arena gruesa, arena muy fina y limo y negativas entre la biomasa y la arena fina (Tabla 4.5.4.c). No hubo correlaciones significativas para la diversidad.

Tabla 4.5.4. Coeficientes de correlación de Spearman entre las variables biológicas y las variables fisicoquímicas de sedimentos, durante febrero y noviembre 2019. Los valores de Spearman significativos $p < 0.05$ se destacan en negrita.

a) Nuevo Berlín	Abundancia	Riqueza	Diversidad	Biomasa
Fósforo total	0,46	0,15	0,18	0,37
Nitrógeno	0,41	0,41	0,19	0,40
Materia orgánica	0,44	0,35	0,16	0,52
Arena muy gruesa	0,16	0,21	0,15	0,41
Arena gruesa	-0,26	-0,25	-0,10	-0,09
Arena mediana	-0,44	-0,49	-0,28	-0,55
Arena fina	0,30	0,34	0,20	0,30
Arena muy fina	0,43	0,46	0,32	0,53
Limo	0,43	0,47	0,27	0,50
Caudal	-0,05	-0,17	-0,30	0,03

b) Fray Bentos	Abundancia	Riqueza	Diversidad	Biomasa
Fósforo total	0,22	0,04	-0,12	0,19
Nitrógeno	0,05	0,12	0,11	-0,03
Materia orgánica	-0,03	0,02	0,03	-0,11
Grava	0,19	-0,02	-0,05	0,22
Arena muy gruesa	0,01	-0,02	0,18	-0,03
Arena gruesa	0,18	0,22	0,18	-0,06
Arena mediana	0,03	0,10	0,04	-0,19
Arena fina	-0,05	0,00	-0,05	-0,12
Arena muy fina	0,07	0,08	-0,08	-0,07
Limo	-0,06	-0,03	-0,08	-0,02
Arcilla	-0,14	-0,10	0,02	0,19
Caudal	-0,13	-0,13	-0,25	-0,23

c) Las Cañas	Abundancia	Riqueza	Diversidad	Biomasa
--------------	------------	---------	------------	---------

LABORATORIO TECNOLÓGICO DEL URUGUAY



LABORATORIO TECNOLÓGICO DEL URUGUAY
Informe de Ensayo N° 1810329

Fósforo total	0,27	0,15	-0,10	0,47
Nitrógeno	0,40	0,33	0,05	0,62
Materia orgánica	0,44	0,37	0,12	0,62
Arena gruesa	0,18	0,09	-0,16	0,41
Arena mediana	-0,07	-0,12	-0,19	0,17
Arena fina	-0,11	0,02	0,15	-0,39
Arena muy fina	0,39	0,26	0,05	0,61
Limo	0,39	0,24	0,08	0,47
Caudal	-0,06	0,03	-0,11	0,12

Variación temporal julio 2006 a noviembre 2019

La abundancia, diversidad de Shanon y riqueza de familias fluctuaron en forma similar en los tres sitios de estudio. Al igual que en años anteriores, el promedio máximo de abundancia de organismos se registró en agosto 2019 en Fray Bentos 7859 ind m⁻², figura 4.5.3). El sitio con un promedio de diversidad y riqueza de familias más alto fue Fray bentos en mayo de 2017 (figura 4.5.4, figura 4.5.5), sin embargo, la riqueza de familias y diversidad de Shannon presentaron sus máximos valores en Nuevo Berlín 1.3 en noviembre de 2017 y Nuevo Berlín 3.1 en febrero de 2016 (14 familias y 3,23 bits ind⁻¹).

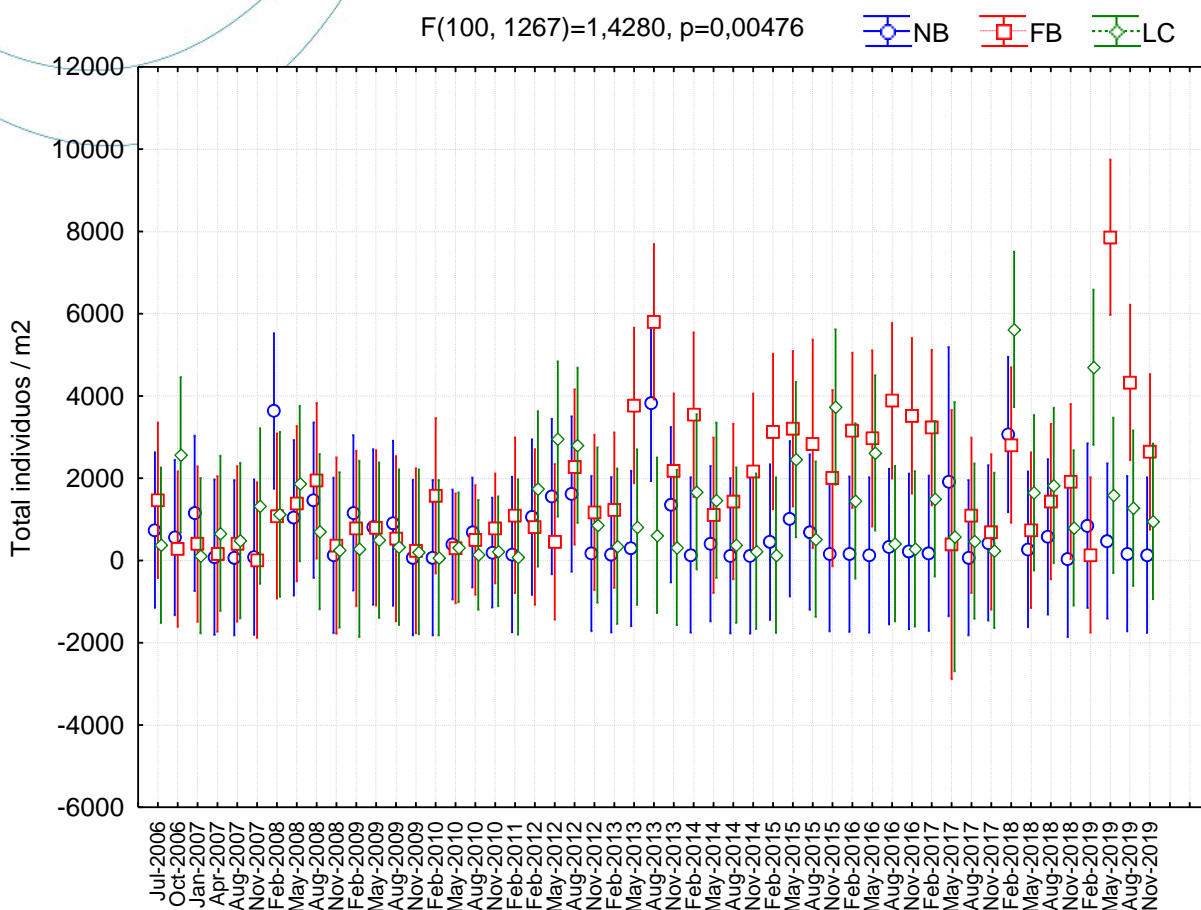


Figura 4.5.3. Variación de la abundancia de organismos (Ind m⁻²) (+/- error estándar) en el período de estudio en los sitios de muestreo hasta noviembre 2019.

$F(100, 1261)=1,1957, p=0,09871$

NB FB LC

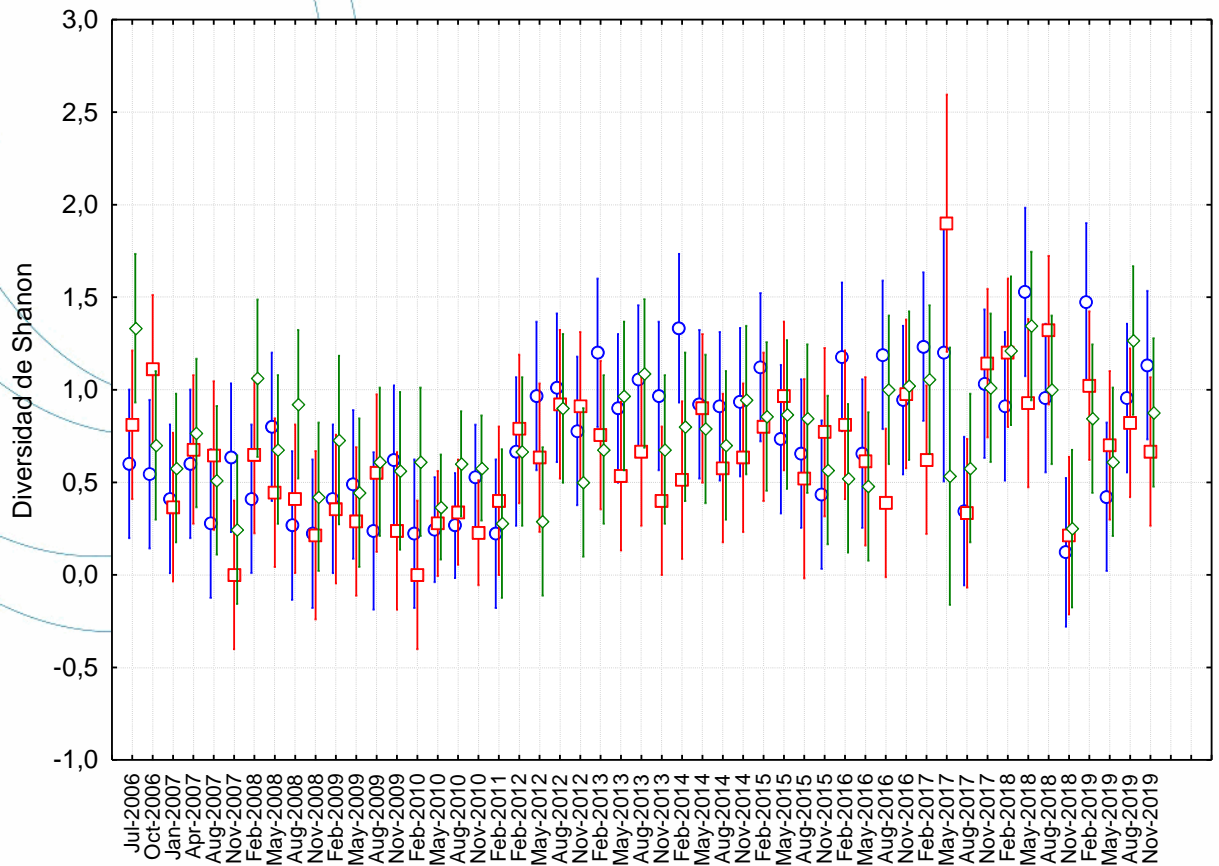


Figura 4.5.4. Variación de la Diversidad de Shannon (H') (+/- error estándar) en el período de estudio en los sitios de muestreo hasta noviembre 2019.

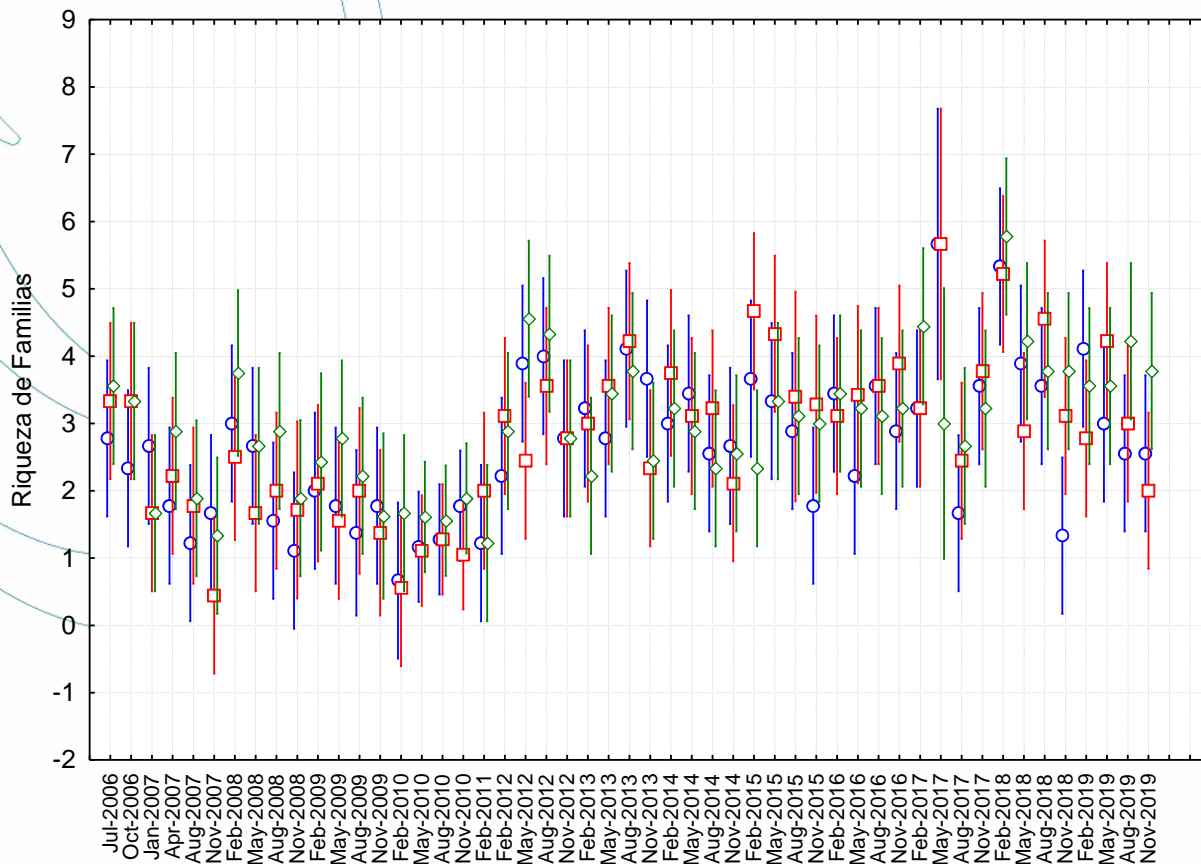


Figura 4.5.5. Variación de la riqueza de familias (+/- error estándar) en el período de estudio en los sitios de muestreo hasta noviembre 2019.

Se observó que la abundancia de organismos antes y después de puesta en funcionamiento la planta en los tres sitios presentó mayores promedios de organismos en el período post funcionamiento, siendo Fray Bentos el que presentó un aumento mayor en su abundancia de macroinvertebrados. Los análisis de varianza (ANOVA) mostraron diferencias significativas en la abundancia de organismos entre sitios (Nuevo Berlín. Fray Bentos y Las Cañas ($F_{(2, 1415)}= 3.50 p= 0.031$) y en el tiempo ($F_{(1, 1415)}= 6.02 p= 0.014$), pero la interacción de los factores no fue significativa ($F_{(2, 1415)} = 1.32 p= 0.27$) (Figura 4.5.6).

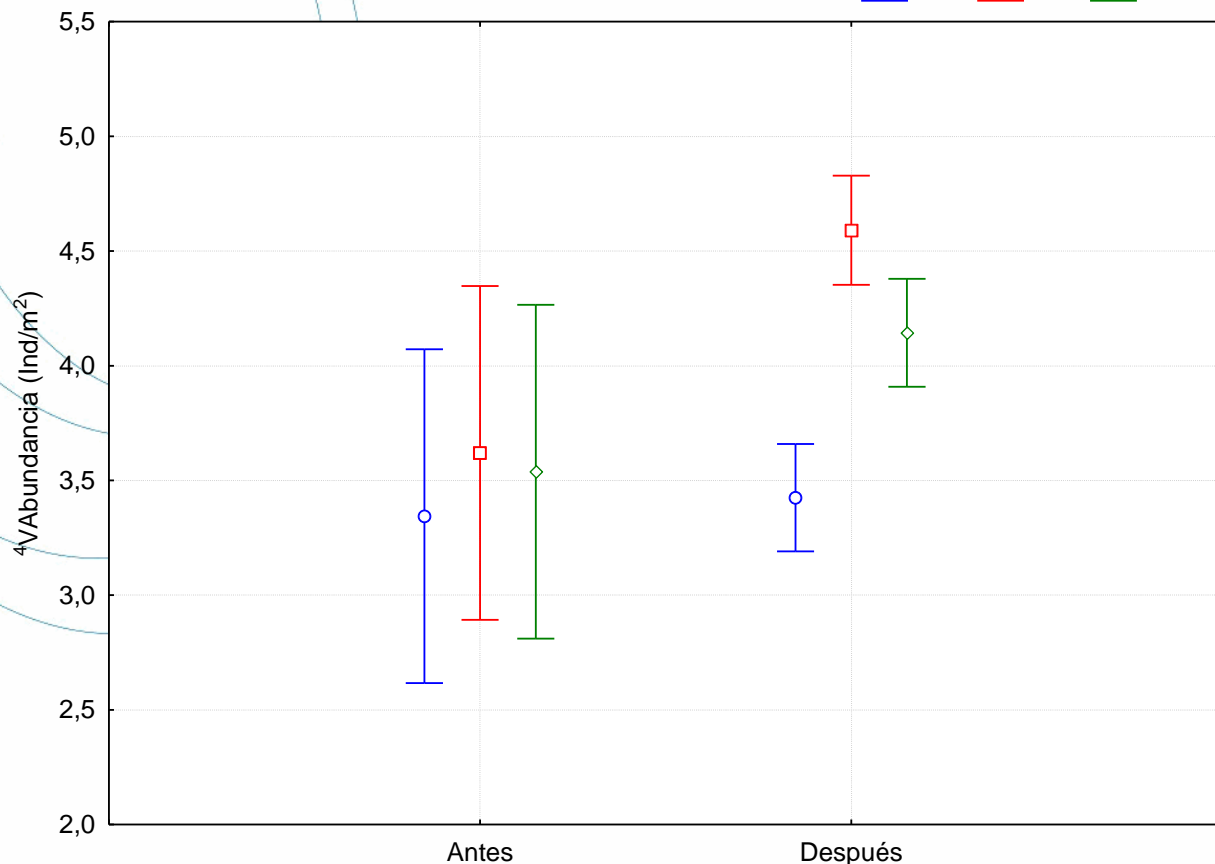


Figura 4.5.6. Resultado del ANOVA de dos vías para la abundancia de organismos (raíz cuarta) en los tres sitios en el período de estudio julio 2006 a noviembre 2019.

Al analizar la abundancia en las diferentes zonas de muestreo (litoral, medio y canal), se encontraron diferencias entre las mismas ($F_{(2,1403)} = 18.63, p < 0.001$), en el tiempo ($F_{(1,1403)} = 6.84, p = 0.008$), y entre los sitios ($F_{(2,1403)} = 4.03, p = 0.018$). De las interacciones entre los factores, solo la interacción sitio x zona fue significativa ($F_{(4,1403)} = 4.22, p = 0.002$), indicando que la respuesta de la abundancia al tipo de zona no es igual en todos los sitios (Figura 4.5.7). La abundancia en el canal fue mayor en Fray Bentos y en Las Cañas, pero en Nuevo Berlín la abundancia decrece de la orilla hacia el canal.

$F(4, 1403)=2,1659, p=0,07066$

Antes Después

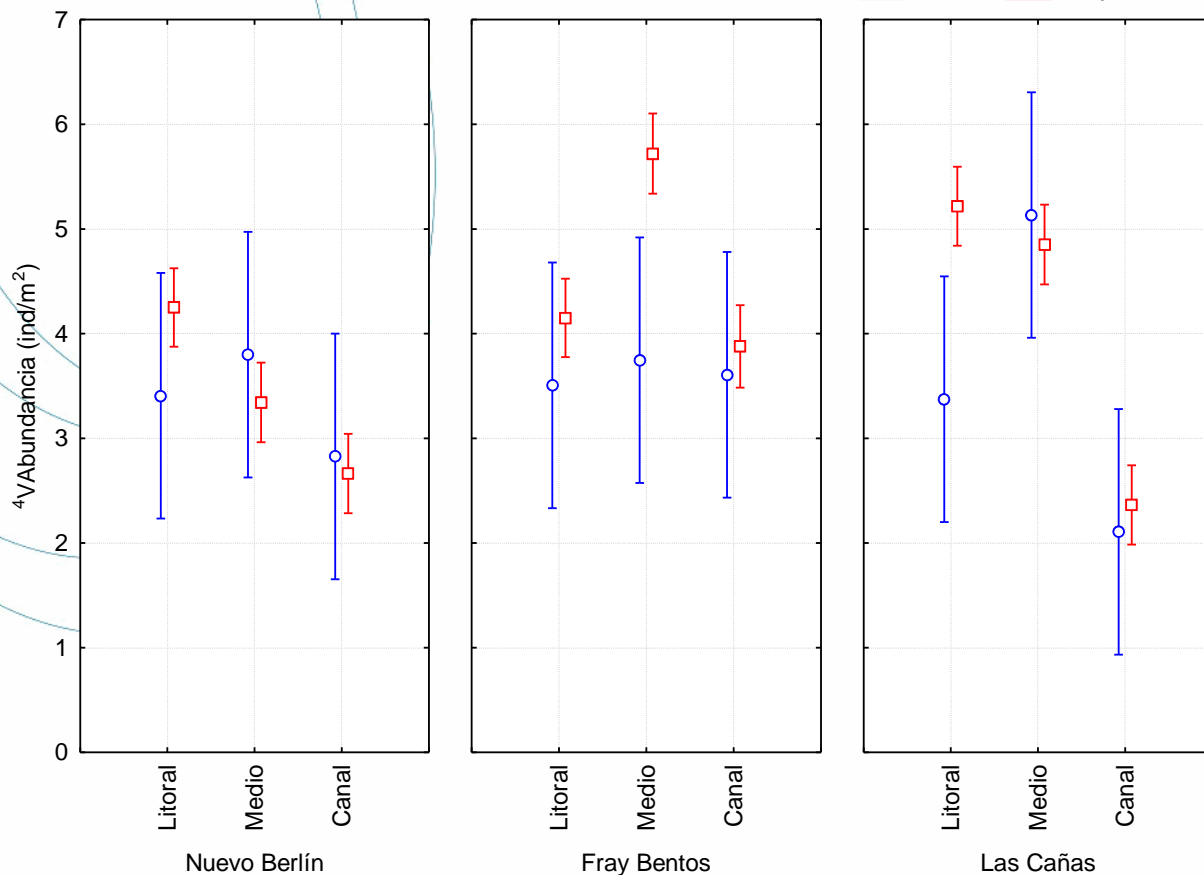


Figura 4.5.7. Resultado del ANOVA de tres vías para la abundancia de organismos (raíz cuarta) en los tres sitios de estudio en las distintas zonas (litoral, medio y canal) en el período de estudio julio 2006 a noviembre 2019.

Los promedios de la riqueza de familias fueron levemente mayores en el período post funcionamiento en los tres sitios. Esta variable no presentó diferencias significativas en el tiempo ($F(1,1415)=1.87, p=0.17$), entre los sitios ($F(2,1415)=1.73, p=0.18$), ni en la interacción de los factores ($F(2,1415)=0.032, p=0.97$) (Figura 4.5.8).

$F(2, 1415)=,03231, p=0,96821$

NB FB LC

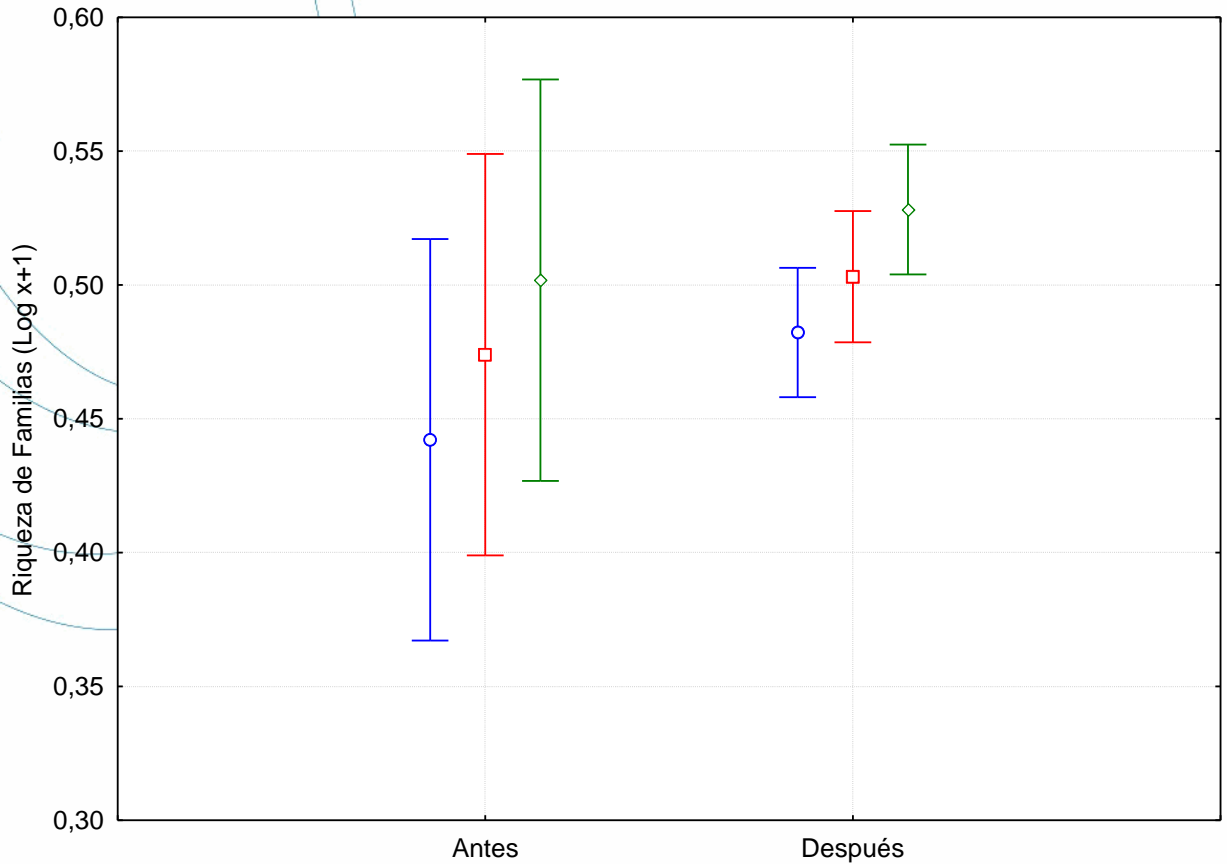


Figura 4.5.8. Resultado del ANOVA de dos vías para la riqueza de familias (Log (x +1)) en los tres sitios en el período de estudio julio 2006 a noviembre 2019.

Las zonas de canal fueron las que presentaron el menor número de taxa, patrón similar años anteriores. Al analizar los ANOVAS no se encontraron diferencias en el tiempo ($F_{(1, 1403)} = 2.10$ $p = 0.15$) ni entre sitios ($F_{(2, 1403)} = 2.16$ $p = 0.12$), pero si entre zonas ($F_{(2,1403)} = 37.70$ $p < 0.001$) y en la interacción sitio x zona ($F_{(4,1403)}=3.18, p=0.013$) (Figura 4.5.9). En Nuevo Berlín y Las Cañas, la Riqueza en el medio es mayor antes que después de la puesta en funcionamiento, mientras que en Fray Bentos la riqueza en esa zona aumenta para el período postfuncionamiento, (Figura 4.5.9).

F(4, 1403)=1,4012, p=0,23129

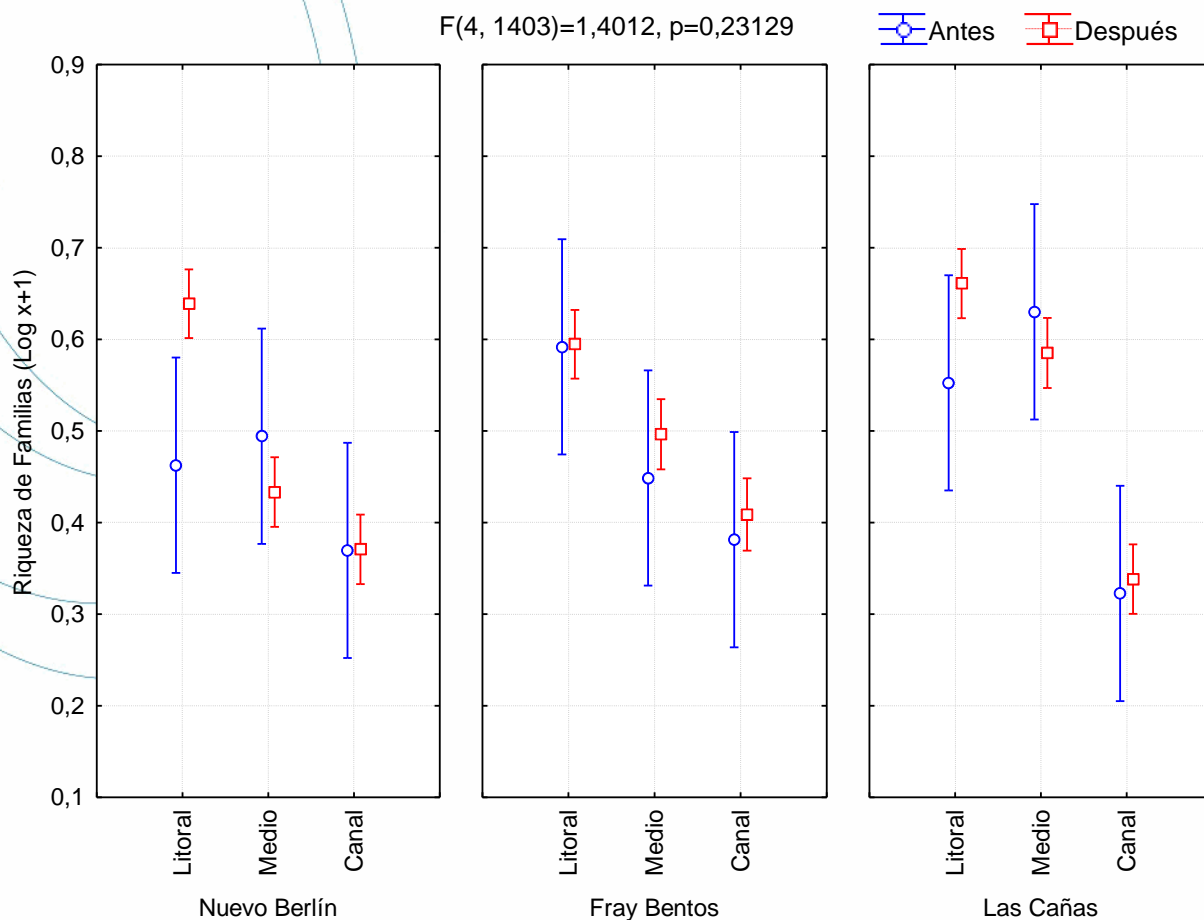


Figura 4.5.9. Resultado del ANOVA de tres vías para la riqueza de familias (Log (x + 1)) en los tres sitios en las distintas zonas (litoral, medio y canal) en el período de estudio julio 2006 a noviembre 2019.

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 esta variable, mismo patrón que en años anteriores. La diversidad de Shannon (H') no mostró diferencias entre los sitios, ($F_{(2, 1415)} = 1.91, p = 0.15$) ni en el tiempo ($F_{(1, 1415)} = 0.27, p = 0.60$), aunque si presentó diferencias significativas en la interacción de estos factores, la diversidad no difiere significativamente antes y después de la puesta en funcionamiento en Nuevo Berlín y Las Cañas, pero en Fray Bentos fue menor en el período post-funcionamiento ($F_{(2, 1415)} = 3.06, p = 0.047$) (Figura 4.5.10).

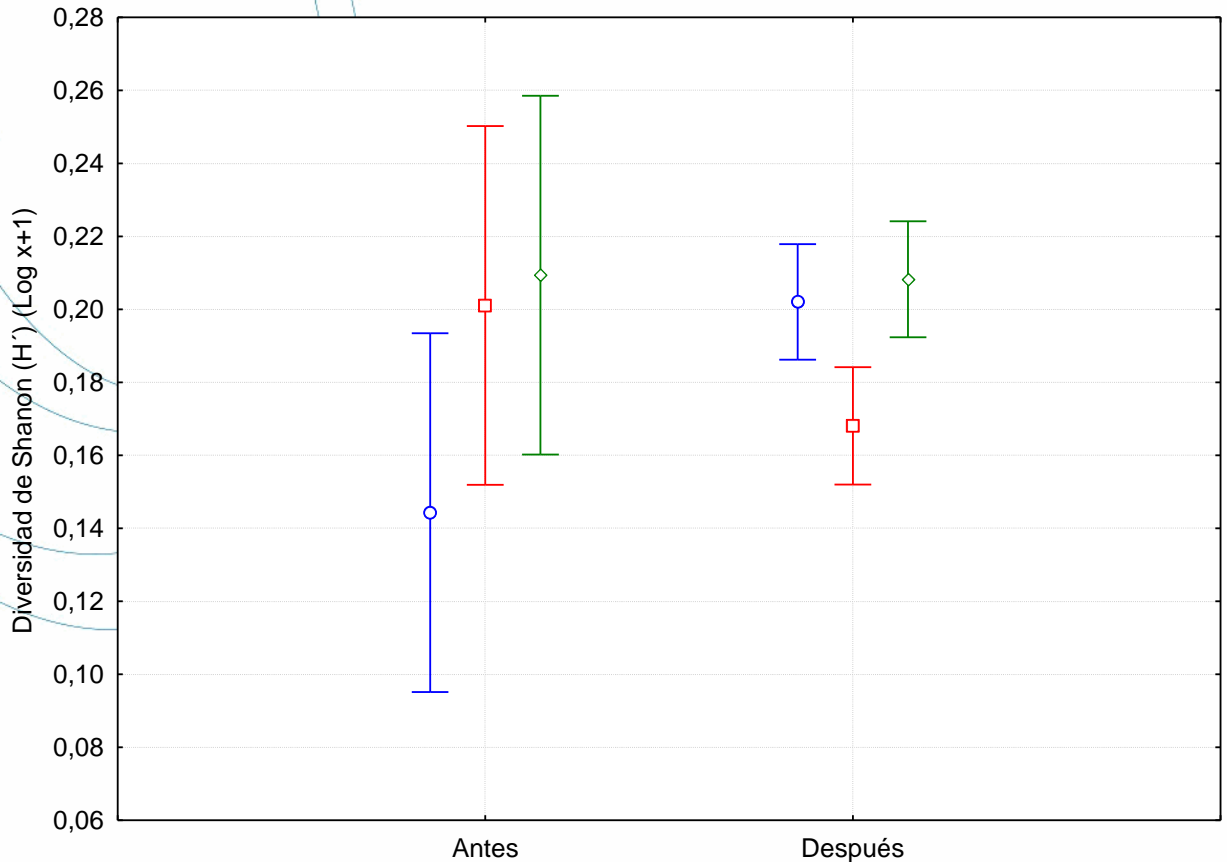


Figura 4.5.10. Resultado del ANOVA de dos vías para la diversidad de Shannon (H') ($\text{Log}(x+1)$) en los tres sitios en el período de estudio julio 2006 a noviembre 2019.

Se observó una tendencia a una mayor diversidad en las zonas de litoral. Al analizar los ANOVAS se encontraron diferencias significativas entre zonas ($F(2, 1403) = 35.34, p < 0.001$), pero no entre sitios ($F(2, 1403) = 2.29, p = 0.10$) ni entre tiempos ($F(1, 1403) = 0.24, p = 0.63$). Puede verse que en Nuevo Berlín y Fray Bentos, la diversidad es mayor en el litoral que en las otras dos zonas, mientras que en las cañas se ve un descenso desde el litoral hacia el canal (sitio x zona $F(4, 1403) = 4.70, p < 0.001$). También puede observarse que los valores de diversidad son mayores en el período post-funcionamiento en Nuevo Berlín, mientras que en Fray Bentos y Las Cañas son Menores (sitio x tiempo $F(2, 1403) = 3.66, p = 0.026$) (Figura 4.5.11).

F(4, 1403)=1,6408, p=0,16150

 Antes
  Después

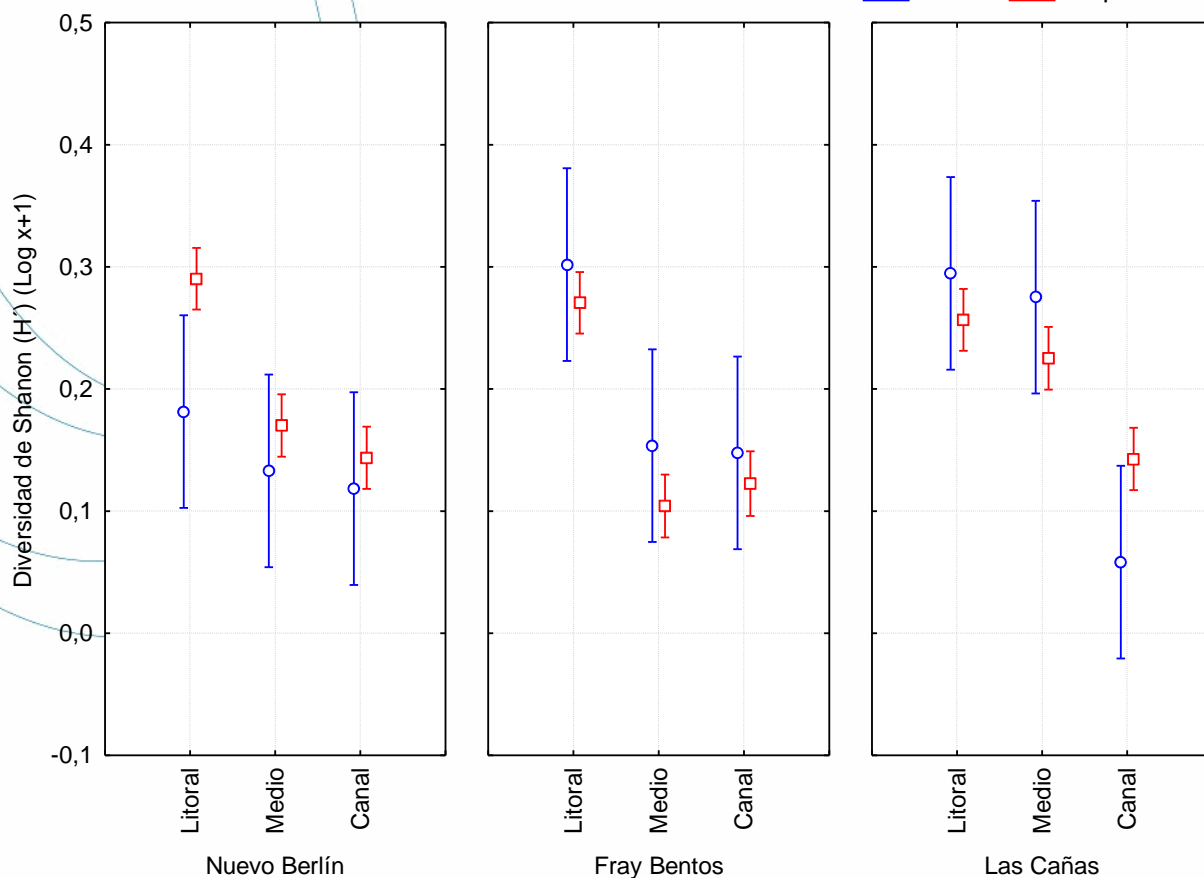


Figura 4.5.11. Resultado del ANOVA de tres vías para la diversidad de familias (Log (x + 1)) en los tres sitios (litoral, medio y canal) en el período de estudio julio 2006 a noviembre 2019.

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 (2006-2019), no existiendo diferencias estadísticas significativas antes y después de puesta en funcionamiento la planta. A nivel temporal se presentaron diferencias significativas entre los muestreos.

En sedimentos, los niveles de mercurio, PCBs y EOX se mantuvieron por debajo de sus respectivos límites de 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). Las Dioxinas y Furanos en sedimentos presentaron valores menores a 0,67 ng/kg. Se destaca el resultado de la toxicidad del bioensayo con *Daphnia magna* sobre el elutriado del sedimento en Fray Bentos en Noviembre 2019, el cual se clasificó como muy tóxico mientras que en los demás puntos y muestreos presentó el resultado habitual de toxicidad nula (LC50, 48 h).

A nivel de nutrientes y materia orgánica de los sedimentos no se encontraron diferencias entre antes y después de puesta en funcionamiento la planta.

Las variaciones de densidad y biomasa planctónica durante todo el período siguieron los patrones estacionales, los patrones estacionales típicos de los ríos de la región, con máximos en verano y mínimos en invierno. Los principales factores reguladores de las comunidades planctónicas fue la temperatura, además se observó que el fitoplancton registra las mayores biomásas a caudales menores de 2000m³. La especie exótica invasora, *Limnoperna fortunei* conocido como el mejillón dorado, continúa siendo el organismo más abundante en área de estudio, tanto las larvas en el zooplancton como los adultos en el macrozoobentos.

Los análisis de estadísticos realizados mostraron que la abundancia de organismos, riqueza de familias y diversidad de Shannon de las tres comunidades (planctónicas y bentónicas) analizadas no presentaron diferencias significativas entre antes y después de puesta en funcionamiento la planta.

6. BIBLIOGRAFIA

American Public Health Association, American Water Works Association y Water Environment Federation, 2017. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 23va ed. Washington: APHA. Standard Method 4500 NH₃-D, Approved 1997-Rev. 2011.

American Public Health Association, American Water Works Association y Water Environment Federation, 2017. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 23va ed. Washington: APHA. Standard Method 2540 D, Approved 2015.

American Public Health Association, American Water Works Association y Water Environment Federation, 2017. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 23va ed. Washington: APHA. Standard Method 4500 P, Approved 2005-Rev. 2011 and 2017.

ASTM International, 2005. ASTM D3976: *Standard specification for woven wire test sieve cloth and test sieves*. Filadelfia: ASTM.

Beylea, L.R. y Lancaster, J., 1999. Assembly rules within a contingent ecology. En: *Oikos*, 86, pp. 402-416.

Biggs, B.J.F., Smith, R.A. y Duncan, D.J., 1999. Velocity and sediment disturbance of periphyton in headwater streams: biomass and metabolism. En: *Journal of the North American Benthological Society*, 18, pp. 222-241.

Boltovskoy, D. y Cataldo, D., 1999. Population dynamics of *Limnoperna fortunei*, an invasive fouling mollusc, in the Lower Paraná River (Argentina). En: *Biofouling*, 14, pp. 255-263.

Boltovskoy, D. y Cataldo, D., 2003. Estudios de evaluación, monitoreo y análisis de medidas de control de incrustaciones de moluscos bivalvos (*Limnoperna fortunei*) en las instalaciones de la Central Hidroeléctrica Itaipú. Informe técnico. 281p.

Boltovskoy, D., Correa, N., Cataldo D. y Silvestre, F., 2006. Dispersion and ecological impact of the invasive freshwater bivalve *Limnoperna fortunei* in the Río de la Plata watershed and beyond. En: *Biological invasions*, 8, pp. 947-963.

Boltovskoy, D., Karatayev, A., Burlakova, L., Cataldo, D., Karatayev, V., Sylvester, F. y Mariñelarena, A., 2009. Significant ecosystem-wide effects of the swiftly spreading invasive freshwater bivalve *Limnoperna fortunei*. En: *Hydrobiologia*, 636, pp. 271-284.

Bonetto, A.A. y Corrales de Jacobo, M.A., 1985. Zooplancton del río Paraná Medio: Variaciones temporales y distribucionales en el área de confluencia con el río Paraguay. En: *Ecosur*, 5, pp. 1-23.

- Borjas, A. y Dauer, D.M., 2008. Assessing the environmental quality status in estuarine and coastal systems: comparing methodologies and indices. En: *Ecological Indicators*, 8, pp. 331-337.
- Bottrell, H.H., Duncan, A., Gliwicz, Z.M., Grygierek, E., Herzig, A. y Hillbricht-Ilkows, A., 1976. A review of some problems in zooplankton production studies. En: *Norway Journal of Zoology*, 24, pp. 419-456.
- Bremner, J.M. y Mulvaney, C.S., 1982. Nitrogen-total. En: Page, A.L., Miller, R.H. y Keeney, D.R., eds. *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties*. Madison: American Society of Agronomy, Soil Science Society of America. pp. 595-624.
- Brugnoli, E. Clemente, J., Riestra, G., Boccardi, L. y Borthagaray, A., 2006. Especies acuáticas exóticas en Uruguay: situación, problemática y gestión. En: Menafra, R., Rodríguez, L., Scarabino, F. y Conde D., eds. *Bases para la conservación y manejo de la costa uruguaya*. Montevideo, Vida Silvestre Uruguay. pp. 351-362.
- Brugnoli, E., Conde, D., De León, L., Clemente, J., Gorga, J. y Rodó, H., 2007. Estudio para el Control de Moluscos en los embalses del Río Negro. *Informe Final Período Octubre 2005-Diciembre 2006*, Convenio UTE-Facultad de Ciencias, UdelaR, Montevideo, 52 p
- Brugnoli, E., Dabezies, M.J., Clemente, J.M. y Muniz, P., 2011. *Limnoperna fortunei* (Dunker 1857) en el sistema de embalses del Río Negro, Uruguay. En: *Oecologia Australis*, 15(3), pp. 576-592.
- Burt, R., 2004. *Soil Survey Laboratory Methods Manual*. Brurt, R., ed. Soil Survey Laboratory Investigations Report Nº 42, USDA-NRCS, National Soil Survey Center, Lincoln. V. 4.0, 700 p.
- Cataldo, D. y Boltovskoy, D., 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), En: *Aquatic Ecology*, 34, pp. 307-317.
- Cataldo, D., O'Farrell, I., Paolucci, E., Sylvester, F. y Boltovskoy, D., 2012. Impact of the invasive golden mussel (*Limnoperna fortunei*) on phytoplankton and nutrient cycling. En: *Aquat Invasions*, 7, pp. 91-100.
- CELA, Centro de Estudios Limnológicos Aplicados. 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., Depto. Río Negro, Uruguay. Montevideo: EIA, Botnia.
- CELA, Centro de Estudios Limnológicos Aplicados. 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., Departamento de Río Negro-Uruguay. Montevideo: Botnia.
- Chalar, G., L. De León, R. De León, D. Fabián y Gorga, J., 1993. Evaluación de la eutrofización del Embalse de Salto Grande. Análisis de las relaciones entre los parámetros físico-químicos y biológicos. Informe Final de la primera etapa. CTM-SG/Universidad de la República – Facultad de Ciencias – Sección Limnología. 30p
- Clarke, K. and Gorley, R. 2006. Primer v6, user manual/tutorial, plymouth routine in multivariate ecological research. Auckland: Primer-e
- Clarke, K.R. and Warwick, R.M., 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. 2nd ed. [s.l.]: Primer-E Ltd.
- Clarke, K.R., 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. En: *Australian Journal of Ecology*, 18(1), pp.117-143. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x>
- Darrigran, G. y De Drago, I. E., 2000. Invasion of the exotic freshwater mussel *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia: Mytilidae) in South America. En: *The Nautilus*, 114, 69-73.
- Darrigran, G. 2002. Potential impact of filter-feeding invaders on temperate inland freshwater environments. *Biological Invasions*, 4, pp. 145-156.
- Darrigran, G. y Damborenea, C., 2006. *Bio-invasión del mejillón dorado en el continente americano*. Editorial de la Universidad Nacional de La Plata (EDULP), ISBN: 950-34-0367-7, 226 p

- Darrigran, G. y Damborenea, C., 2011. Ecosystem engineering impact of *Limnoperna fortunei* in South America. En: *Zoological Science*, 28 (1), 1-7.
- Darrigran, G., y Pastorino, G., 1995. The recent introduction of a freshwater Asiatic bivalve, *Limnoperna fortunei* (Mytilidae) into South America. En: *Veliger*, 38 (2), pp.171-175.
- Dauer, D.M., 1993. Biological criteria, environmental health and estuarine macrobenthic community structure. En: *Marine Pollution Bulletin*, 26, pp. 249-257.
- Dumont, H. J., Van de Velde, I., y Dumont, S., 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 (1), 75-97.
- Fisher, S.G., Gray, I.J., Grimm, N.B. y Busch, D.E., 1982. Temporal succession in a desert stream ecosystem following flash flooding. En: *Ecological Monographs* 52: 93-110
- Frutos, S.M., 1998. Densidad y diversidad del zooplancton en los ríos Salado y Negro. Planicie del río Paraná. Argentina. En: *Revista Brasileira de Biología*, 58: 431-444
- Frutos, S.M., Poi de Neiff, A.S. y Neiff, J.J., 2006. Zooplankton of the Paraguay River: a comparison between sections and hydrological phases. En: *Ann. Limnol. Int. J. Lim.*, 42, pp. 277-288.
- Gavin, M., Brooke, D., y Howe, P.D., 1996. *Environmental hazard assessment: Naphthalene*. Great Britain, Department of the Environment, Chemical and Biotechnology Division.
- Grimm, N.B., y Fisher, S.G., 1989. Stability of periphyton and macroinvertebrates to disturbance by flash floods in a desert stream. En: *Journal of the North American Benthological Society*, 8(4), 293-307.
- Gulyas, P., 2008. *Zooplankton*. Technical Report of the International Commission for the Protection of the Danube River. En: Liska, I. Wagner, F., Slobodník, J., eds. ICPDR – International Commission for the Protection of the Danube River. Viena, pp. 123-137.
- Hairston, N. G., Smith, F.E. y Slobodkin, L. B., 1960. Community Structure, Population Control, and Competition. En: *The American Naturalist*, 94, (879), pp. 421-425. <https://doi.org/10.1086/282146>
- Hillbricht-Ilkowska, A. y Stanczykowska, A. 1969. The production and standing crop of planktonic larvae of *Dreissena polymorpha* (Pall.) in two Mazurian lakes. En: *Polish Archives of Hydrobiology.*, 16, pp. 193-203.
- Hillebrand, H., Dürselen, C.D., Kirschtel, D., Pollinger, U. y Zohary, T., 1999. Biovolumen calculation for pelagic and benthic microalgae. En: *Journal of Phycology*, 35, pp. 403-424.
- International Organization for Standardization, 1992. ISO 10260: *Water quality -- Measurement of biochemical parameters. Spectrometric determination of the chlorophyll-a concentration*. Ginebra: ISO.
- International Organization for Standardization, 2007. ISO 10304-1: *Water quality -- Determination of dissolved anions by liquid chromatography of ions -- Part 1: Determination of bromide, chloride, fluoride, nitrate, nitrite, phosphate and sulfate*. Ginebra: ISO.
- International Organization for Standardization, ISO, 1997. 11905-2: *Water quality. Determination of nitrogen. Part 2: Determination of bound nitrogen, after combustion and oxidation to nitrogen dioxide, chemiluminescence*. Ginebra: ISO.
- International Organization for Standardization 2003. ISO 5667-3: *Water quality Sampling. Part 3: Guidance on the preservation and handling of water samples*. Ginebra: ISO
- International Organization for Standardization, 1984. ISO 6778: *Water quality -- Determination of ammonium -- Potentiometric method*. Ginebra: ISO
- International Organization for Standardization, 1996. ISO 13395. *Water quality. Determination of nitrite, nitrogen and nitrate nitrogen and the sum of both by flow analysis (CFA and FIA) and spectrometric detection*. Ginebra: ISO.

- International Organization for Standardization, 1997. ISO/TR 11905-2: *Water quality. Determination of nitrogen. Part 2: Determination of bound nitrogen, after combustion and oxidation to nitrogen dioxide, chemiluminescence detection*. Ginebra: ISO.
- International Organization for Standardization, 1999. ISO 5666: *Water quality. Determination of mercury*. Ginebra: ISO
- International Organization for Standardization, 2004. ISO 6878: *Water quality. Determination of phosphorus, Ammonium molybdate spectrometric method*. Ginebra: ISO
- Ituarte, C.F., 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. Facultad de Ciencias Naturales y Museo, UNLP y Museo de la Plata, Departamento de Zoología Invertebrados, 33 p.
- José de Paggi, S.B. y Paggi, J.C., 2014. El zooplancton de los grandes ríos sudamericanos con planicie de inundación. En: *Revista FABICIB*, 18, pp. 166-194.
- Karatayev, A.Y., Padilla, D., Minchin, D., Boltovskoy, D. y Burlakova, L.B., 2007. Changes in global economies and trade: the potential spread of exotic freshwater bivalves. En: *Biological Invasions*. 9, pp. 161-180.
- Laboratorio Tecnológico del Uruguay, 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 inédito. (Informe de asesoramiento N° 952512). Montevideo, 118p.
- Laboratorio Tecnológico del Uruguay, LATU, 2009. Segundo año de estudio de las comunidades biológicas y variables abióticas en el tramo inferior del Río Uruguay. Informe inédito. (Informe de asesoramiento N° 1004375). 140 p.
- Laboratorio Tecnológico del Uruguay, LATU, 2010. Tercer año de estudio de las comunidades biológicas y variables abióticas en el tramo inferior del Río Uruguay. Informe inédito. (Informe de asesoramiento N° 1135493). 129p.
- Laboratorio Tecnológico del Uruguay, LATU, 2011. Estudio de las comunidades biológicas y variables abióticas en el tramo inferior del Río Uruguay, agosto 2009 – noviembre 2010. Informe inédito. (Informe de Ensayo N°1203146). 197p.
- Laboratorio Tecnológico del Uruguay, LATU, 2013. *Informe sobre caracterización biológica en el tramo inferior del Río Uruguay, febrero – noviembre 2012*. Informe inédito. (Informe de Ensayo N°1366124). 169p.
- Laboratorio Tecnológico del Uruguay, LATU, 2014. Informe sobre caracterización biológica en el tramo inferior del Río Uruguay, febrero – noviembre 2013. Informe inédito. (Informe de Ensayo N° 1397116). 144p.
- Laboratorio Tecnológico del Uruguay, LATU, 2015. *Informe sobre caracterización biológica en el tramo inferior del Río Uruguay, febrero-noviembre 2014*. Informe inédito. (Informe de Ensayo N°1447272). 132p.
- Laboratorio Tecnológico del Uruguay, LATU, 2016. *Informe sobre caracterización biológica en el tramo inferior del Río Uruguay, febrero-noviembre 2015*. Informe inédito. (Informe de Ensayo N° 1508147). 81 p.
- Laboratorio Tecnológico del Uruguay, LATU, 2017. *Informe sobre caracterización biológica en el tramo inferior del Río Uruguay, febrero-noviembre 2016*. Informe inédito. (Informe de Ensayo N° 1669101). 84 p.
- Laboratorio Tecnológico del Uruguay, LATU, 2018. *Informe sobre caracterización biológica en el tramo inferior del Río Uruguay, febrero - noviembre 2018 y evaluación 2006-2018*. Informe inédito. (Informe de Ensayo N° 1751258). 82 p.
- Laboratorio Tecnológico del Uruguay, LATU 2012. Informe sobre caracterización biológica en el tramo inferior del Río Uruguay, febrero – noviembre 2011. N°1263520, 126p.
- Lalli, C.M. y Parsons, T.R., 2006. *Biological Oceanography. An Introduction*. University of British Columbia, Vancouver, Canadá. Elsevier Butterworth-Heinemann Oxford, 314p.

- Lanzac Tôha, F.A., Velho, L.F.M., y Bonecker, C.C., 2004. Composition, species richness and abundance of the zooplankton community. En: Thomaz, S.M., Agostinho, A.A. y Hahn, N.S., eds. *The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Leinden, Backhuys Publishers, pp. 145-190.
- Leibold, M.A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J.M., Hoopes, M.F., Holt, R.D., Shurin, J.B., Law, R., Tilman, D., Loreau, M. and Gonzalez, A., 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. En: *Ecology Letters*, 7: pp. 601-613. doi:10.1111/j.1461-0248.2004.00608x.
- 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. En: *Science*, 234, pp. 25-27.
- Lopretto, E.C. y Tell, G., 1995. *Ecosistemas de Aguas Continentales. Metodología para su Estudio*. Ediciones Sur, Buenos Aires. 1401 p. ISBN 950-9715-31-X.
- Lund, J.W.G., Kipling, C. y Le Cren, E.D., 1958. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. En: *Hydrobiologia*, 11, pp. 143-170. <https://doi.org/10.1007/BF00007865>
- Margalef, R., 1958. *Information Theory in Ecology*. General Systems, 3, 36-71.
- Menden-Deuer, S. y Lessard, E.J., 2000. Carbon to volume relationships for dinoflagellates, diatoms, and other protist plankton. En: *Limnology and Oceanography*, 45, pp. 569-579.
- Merritt, R.W. y Cummins, K.W. 1984. *An introduction to the aquatic insects of North America*. 2 nd ed., Dubuque, Iowa: Kendall/Hunt Pub. Co., 722 p. ISBN 0840331800.
- Morin, P.J., 1995. Functional redundancy, non-additive interactions and supply-side dynamics. *Ecology*, 76, pp. 133-149.
- O'Farrell, I. and Izaguirre, I., 2014. Phytoplankton of the middle and lower stretches of the Uruguay River. En: *Advances in Limnology*, 65, pp.113-126. DOI: 10.1127/1612-166X/2014/0065-0037
- O'Farrell, I., Izaguirre, I. and Vinocur, A., 1996. Phytoplankton ecology of the lower Paraná River Argentina. En: *Arch. Hydrobiol. Suppl*, 11(1), pp.75-89
- Pestana, D., Pie, M. R., Ostrensky, A., Boeger, W. A., Andreoli, C., Franceschi, F., y Lagos, P., 2008. Seasonal variation in larval density of *Limnoperna fortunei* (Bivalvia, Mytilidae) in the Iguaçú and Paraná rivers, in the region of Foz do Iguaçú, Paraná, Southern Brazil. En: *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 51(3), 607-612. <https://doi.org/10.1590/S1516-89132008000300023>
- Pielou EC 1977. *Mathematical ecology*. New York, John Wiley & Sons, Inc., 385 p.
- Polis, G. A., Anderson, W.B. y Holt, R.D., 1997. Toward an integration of landscape and food web ecology: the dynamics of spatially subsidized food webs. En: *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28, pp. 289-316.
- Polis, G.A. y Strong, D.R., 1996. Food Web Complexity and Community Dynamics. En: *American Naturalist*, 147, 813-846. <https://doi.org/10.1086/285880>
- Pourriot, R., Benest, D., Champ, P. y Rougier, C., 1982. Influence de quelques facteurs des milieux sur la composition et dynamique saisonniere du zooplancton de la Loire. En: *Acta Oecol. Gener.*, 3: 353-371.
- Resetarits, W.J., 2005. Habitat selection behaviour links local and regional scales in aquatic systems. En: *Ecol. Lett.*, 8, pp. 480-486.
- Reynolds, C.S., 2000. Hydroecology of river plankton: the role of variability in channel flow. En: *Hydrological Processes*, 14, pp. 3119-3132.
- Rojas Molina, F., Jose de Paggi, S.B. y Frau, D., 2012. Impacts of the invading golden mussel *Limnoperna fortunei* on zooplankton: a mesocosm experiment. En: *Zool Stud*, 51, pp. 733-744.

- Roughgarden, J., Gaines, S. D., & Pacala, S. W., 1987. Supply side ecology: the role of physical transport processes. En: Gee, J.H.R., y Giller, P.S., eds., *Organization of communities, past and present*. 27th Symposium of the British Ecological Society. Blackwell, Brit. Ecol. Soc., pp. 491.
- Ruttner-Kolisko, A., 1977. Suggestions for biomass calculations of plankton rotifers. Arch. En: *Hydrobiol.*, 8, pp 71-76.
- Salomons, W. y Förstner, U., 1984. *Metals in the hydrocycle*. Berlin, New York. Springer Verlag, 349p. ISBN 978-3-642-69325-0
- Shannon, C.E. and Weaver, W., 1949. The mathematical theory of communication. Illinois: University of Illinois Press. Urbana.
- Shurin, J.B. y Allen, E.G., 2001. Effects of competition, predation, and dispersal on species richness at local and regional scales. En: *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. En: *Archives of environmental contamination and toxicology*, 34 (2), pp. 158-166.
- Smock, L.A., 1980. Relationships between body size and biomass of aquatic insects. En: *Freshwater Biology*, 10, pp.375-383.
- Sournia, A., 1978. *Phytoplankton Manual*. Monographs on Oceanographic Methodology, 6A. UNESCO, París, 337 pp. DOI: 10.1016/0302-184X(81)90053-6.
- Stevenson, R.J., 1997. Resource thresholds and stream ecosystem sustainability. En: *Journal of the North American Benthological Society*, 16, pp. 410-424.
- Stewart-Oaten, A., Murdoch, W.M. y Parker, K.R., 1996. Environmental impact assessment: pseudoreplication in time? En: *Ecology*, 67, pp. 929-940.
- Tam, N., Ke, L., Wang, X. y Wong, Y., 2001. Contamination of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments of mangrove swamps. En: *Environmental Pollutions*, 114, pp. 255-263.
- Tana, J., Ferrari, G., Dabiezies, M., Boccardi, L., Clemente, J., Teixeira de Mello, F. y 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. Montevideo, LATU. Informe inédito (Informe de asesoramiento N° 136129), 60p.
- Underwood, A.J., 1994. On Beyond BACI: Sampling design that might reliably detect environmental disturbances. En: *Ecological Applications*, 4, pp. 3-15.
- USEPA (US Environmental Protection Agency), 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.
- USEPA (US Environmental Protection Agency), 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.
- USEPA, US Environmental Protection Agency, 1998. Method 8270d: *semivolatile organic compounds by gas chromatography/mass spectrometry (GC/MS)*. Test methods for evaluating solid waste, physical/chemical methods (SW-846). Washington: USEPA. [Consulta: 3 de junio de 2020]. Disponible en: <https://www.epa.gov/hw-sw846/>
- USEPA, US Environmental Protection Agency, 2007. *SW-846 Test method 3051A: microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils*. Washington: USEPA. [Consulta: 3 de junio de 2020]. Disponible en: <https://www.epa.gov/hw-sw846/sw-846-test-method-3051a-microwave-assisted-acid-digestion-sediments-sludges-soils-and-oils>.



LABORATORIO TECNOLÓGICO DEL URUGUAY
Informe de Ensayo N° 1810329

Utermöhl, H., 1958. Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodik: mit 1 Tabelle und 15 abbildungen im Text und auf 1 Tafel. In: SIL Communications, 9(1), pp.1–38.
<https://doi.org/10.1080/05384680.1958.11904091>

Wiley, M.J., Kohler, S.L. y Seelbach, D.P.W., 1997. Reconciling landscape and local views of aquatic communities: lessons from Michigan trout streams. En: *Freshwater Biology*, 37, pp 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 nueve días del mes de junio de dos mil veinte

Quím. Farm. Patricia Baklayan
Jefe de Departamento Aguas y Productos Químicos
LATU