INFORME BIENAL 2012 - 2013

CARU

Comisión Administradora
del Río Uruguay

PROGRAMA DE CONSERVACIÓN
DE LA FAUNA ÍCTICA Y LOS
RECURSOS PESQUEROS
DEL RÍO URUGUAY

PROGRAMA DE CONSERVACIÓN DE LA FAUNA ICTICA Y LOS RECURSOS PESQUEROS DEL RÍO URUGUAY.
INFORME BIENIO 2012-2013

Autores de las secciones de este informe:

Relevamiento de la Ictiofauna del Río Uruguay
Dománico, A.; S. Llamazares; I. Lozano; P. Arrieta; R. Ferriz; P. Maneiro; R. Foti, M. Spinetti y A. Espinach Ros.

Pesquerías Artesanales del Río Uruguay
Foti, R.; C. Mesones; L. Balboni; J. Chocca; M. Spinetti; P. Puig; S. Llamazares y P. Grunwaldt.

Identificación Genética de Unidades Poblacionales de las Principales Especies de Interés Comercial y Deportivo. Variabilidad genética de los surubíes del Río Uruguay y Paraná (*Pseudoplatystoma corruscans* y *P. reticulatum*).
Márquez, A; E. Errico y A. Pereira.

Áreas de Cría de Peces en los Tramos Medio y Bajo del Río Uruguay: Abundancia y Diversidad de Juveniles (2012- 2014)
Fabiano G.; J. C. Elgue; O.Santana; A Duarte; M. Zarucki, L. Ares, S. Silveira; M. Laporta; D. Damonte y S. Llamazares.

Reproducción de peces migratorios estimada por el flujo de larvas, monitoreo de índices de abundancia larval (IAL) durante el período 2011 – 2013.
Fuentes C. M.; M. I. Gómez; J. Salva; Y. Piazza; I. Lozano y S. Llamazares

Análisis de contaminantes en tejidos de peces del Río Uruguay
Carriquiriborde P. y M. Spinetti

Mortandades de Peces
Spinetti, M.; C. Mesones y P. Carriquiriborde

CARU
2013

INDICE

RESUMEN EJECUTIVO *1*

1 RELEVAMIENTO DE LA ICTIOFAUNA DEL RÍO URUGUAY *11*

1.1 Introducción **11**

1.2 Objetivos generales **12**

1.3 Objetivos particulares **12**

1.4 Personal interviniente en las campañas **12**

1.5 Materiales y Métodos **13**

1.5.1 Captura por unidad de esfuerzo 15
1.5.2 Diversidad y Equitatividad 16
1.5.3 Análisis de Patrones Espaciales 17

1.6 Resultados y Discusión **17**

1.6.1 Captura por unidad de Esfuerzo (CPUE) por campaña 22
1.6.2 Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE) por zona 27
1.6.3 Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE) por campaña y zona 31
1.6.4 Evolución de las capturas experimentales. 38
1.6.5 Estructura de tallas y edades. 42
1.6.6 Diversidad y Equitatividad 44
1.6.7 Análisis de Patrones Espaciales. 49

1.7 Conclusiones **54**

1.8 Bibliografía **56**

2 RELEVAMIENTO DE LAS PESQUERÍAS ARTESANALES DEL RIO URUGUAY *59*

2.1 Introducción **59**

2.2 Objetivos **60**

2.2.1 Objetivo general 60
2.2.2 Objetivos particulares 61

2.3 Materiales y Métodos **61**

2.3.1 Campañas y personal participante 61
2.3.2 Localidades relevadas durante el período de estudio 62
2.3.3 Recopilación y procesamiento de la información 63

2.4 Resultados y Discusión **65**

2.4.1 Estructura de la pesquería artesanal del Río Uruguay en el tramo compartido 65
2.4.2 Caracterización de la flota 66
2.4.3 Índice de abundancia relativa estimada a través de la Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE) 68
2.4.4 Composición de las capturas en los desembarques 75
2.4.5 Composición de las capturas en centros de acopio 78
2.4.6 Distribución de tallas de sábalo y boga en cámaras y desembarques 81

2.5 Evaluación de la pesca comercial a través de la técnica de encierro o lanceo en el bajo río Uruguay. **85**

2.5.1 Arte de pesca 86
2.5.2 Maniobras de pesca 87
2.5.3 Composición de las capturas 88
2.5.4 Especie objetivo 90

2.5.5 Rendimiento 92

2.6 Capacidad instalada en cámaras de acopio 92

2.7 Volumen de exportaciones y mercado 94

2.8 Conclusiones 95

2.9 Bibliografía 98

3 IDENTIFICACIÓN GENÉTICA DE UNIDADES POBLACIONALES DE LAS PRINCIPALES ESPECIES DE INTERÉS COMERCIAL Y DEPORTIVO. VARIABILIDAD GENÉTICA DE LOS SURUBÍES DEL RÍO URUGUAY Y PARANÁ (Pseudoplatystoma corruscans y P. reticulatum) 100

3.1 Introducción 100

3.2 Objetivo 101

3.3 Materiales y Métodos 101

3.4 Resultados 102

3.5 Discusión 103

3.6 Conclusiones 104

3.7 Bibliografía 105

4 REPRODUCCIÓN DE PECES MIGRATORIOS ESTIMADA POR EL FLUJO DE LARVAS. MONITOREO DE INDICES DE ABUNDANCIA LARVAL (IAL) DURANTE EL PERÍODO 2011-2013 111

4.1 Introducción 111

4.1.1 Generalidades sobre la evaluación de pesquerías fluviales 111

4.1.2 Antecedentes en el uso de índices de abundancia de estadios tempranos de peces 112

4.1.3 Ventajas de los ríos sobre el ambiente marino en la utilización del índice de abundancia larval (IAL) 113

4.2 Objetivos 114

4.2.1 Objetivo General 114

4.2.2 Objetivos Particulares 114

4.2.3 Hipótesis de trabajo 114

4.3 Metodología 115

4.3.1 Área de estudio 115

4.3.2 Monitoreo del ictioplancton 115

4.3.3 Cálculos de Caudal y Variables Hidrológicas 120

4.3.4 Cálculo del Índice de Abundancia Larval 120

4.3.5 Captura por unidad de esfuerzo (CPUE) y distribución de tallas de larvas por estación 121

4.4 Resultados 123

4.4.1 Variación temporal de la actividad reproductiva 123

Río Uruguay. Período 2011-2012 123

Río Uruguay. Período 2012-2013 124

Río Paraná. Período 2011-2012 124

Río Paraná. Período 2012-2013 125

4.4.2 Índices de Abundancia larval (IAL) 136

Río Uruguay. Serie 2001-2014 136

Río Paraná. Serie 2001-2014. 136

4.4.3 Captura por unidad de esfuerzo anual y distribución de tallas de larvas por estación 137

4.5 Discusión 144

4.5.1 Variación temporal de la actividad reproductiva y los Índices de Abundancia Larval (IAL) en el río Uruguay 144
4.5.2 Variación temporal de la actividad reproductiva y los Índices de Abundancia Larval (IAL) en el río Paraná 148
4.5.3 Captura por unidad de esfuerzo anual y distribución de tallas de larvas por estación 152
4.5.4 Comparación de las abundancias de larvas entre los ríos Uruguay y Paraná 154

4.6 Conclusiones 156

4.7 Bibliografía 157

5 ÁREAS DE CRÍA DE PECES EN LOS TRAMOS MEDIO Y BAJO DEL RÍO URUGUAY: ABUNDANCIA Y DIVERSIDAD DE JUVENILES (2012- 2014) 160

5.1 Introducción 160
5.1.1 Marco conceptual 161
5.1.2 Marco regional Cuenca del Plata 162

5.2 Hipótesis y Objetivos 166

5.3 Metodología 166
5.3.1 Fechas de la actividad de campo 166
5.3.2 Área de estudio y diseño de muestreo 167
5.3.3 Características de los artes y maniobras de pesca 170
5.3.4 Tratamiento de las capturas 171
5.3.5 Variables ambientales en los sitios de pesca 171
5.3.6 Variables hidrológicas de registro continuo (Series de registros CARU) 172
5.3.7 Tratamiento de los datos 172

5.4 Resultados y discusión 175
5.4.1 Análisis de las capturas 175
5.4.2 Variables ambientales 216
5.4.3 Condiciones meteorológicas durante el relevamiento de las áreas de cría 221
Registros de temperaturas en el río Uruguay 224

5.5 Conclusiones generales 228
5.5.1 Especies e índices de diversidad 228
5.5.2 Densidad (CPUA y CPUE) de todas las especies y de las especies migratorias de importancia comercial 229
5.5.3 Aporte de ictiomasa de las áreas de cría 231
5.5.4 Variables ambientales 232

5.6 Bibliografía 234

5.7 Anexo 5.I 240

6 ANALISIS DE CONTAMINANTES EN TEJIDOS DE PECES DEL RÍO URUGUAY 241

6.1 Introducción 241

6.2 Objetivos 241

6.3 Materiales y Métodos 241

6.4 Resultados y Discusión 245
6.4.1 Bifenilos policlorados (PCBs) 246
6.4.2 Plaguicidas 251
6.4.3 Metales 257

6.5 Conclusiones y Recomendaciones 260

6.6 Bibliografía 262

6.7 Anexo 6.I **263**

7 MORTANDADES DE PECES ***264***

7.1 Introducción **264**

7.2 Objetivo **265**

7.3 Materiales y Métodos **266**

7.4 Resultados y Discusión **267**

7.4.1 Descripción de episodios de mortandad de peces en el período 2012-2013 267

7.4.2 Análisis de la información biológica de los episodios. 269

7.4.3 Análisis de la información ambiental 273

7.5 Observaciones finales **279**

7.6 Capacitación y Difusión **280**

7.7 Bibliografía **283**

7.8 Anexo 7.I **285**

7.9 Anexo 7.II **293**

RESUMEN EJECUTIVO

Presentación general: El Programa de Conservación de la Fauna Íctica y los Recursos Pesqueros del Río Uruguay durante el bienio 2012-2013 desarrolló actividades de relevamiento de la ictiofauna, monitoreo de la pesca artesanal, evaluación de la eficiencia de la pesca con técnicas de lanceo, evaluación de la actividad reproductiva de las principales especies de interés económico y de las áreas de cría y la identificación de poblaciones con técnicas genéticas. Por otra parte, se continuó también con la evaluación de la presencia de contaminantes en peces de consumo y con el estudio de episodios de mortandad de peces. Las actividades del programa tuvieron como principal objetivo evaluar la situación de los recursos ícticos del Río Uruguay a fin de fundamentar las medidas para su conservación y uso sostenible.

La planificación proyectada tuvo como fin caracterizar las asociaciones de peces y sus variaciones espaciales y temporales por medio de un relevamiento sistemático de la fauna íctica en su segmento adulto y temprano, poniendo particular énfasis en las especies de interés comercial y deportivo. El segmento de la población adulta fue evaluado a partir de dos abordajes principales: la actividad de "Relevamiento de las pesquerías artesanales" y de "Relevamiento de la ictiofauna". La primera tiene como objetivo conocer la estructura de la pesquería, obtener indicadores de abundancia basados en la captura por unidad de esfuerzo e información biológica de las principales especies sujetas a explotación. La actividad de "Relevamiento de la ictiofauna" permite abordar el conocimiento de las especies que habitan el tramo compartido y en relación a las de interés comercial obtener un mayor detalle de la estructura de las poblaciones, su distribución espacio-temporal así como las asociaciones establecidas con las otras especies. Al mismo tiempo, y desde una perspectiva diferente las actividades de "Reproducción de peces e índices de abundancia larval (IAL)" y "Areas de cría de peces" procuran brindar información del estado de las poblaciones en sus etapas iniciales. Simultaneamente, la actividad de "Identificación genética de poblaciones" de los principales recursos explotados busca al mismo tiempo determinar con mayor precisión las unidades sobre las que la pesca actúa, contribuyendo a un mejor manejo. El conjunto de estas actividades se complementa con la investigación de residuos de xenobióticos en tejidos de peces para evaluar su aptitud para el consumo humano y finalmente el programa abarca el diagnóstico de las mortandades de peces a través de la discusión de las probables causas de dichos episodios.

Relevamiento de la Ictiofauna: Las campañas de relevamiento de la ictiofauna realizadas durante el presente bienio, al igual que en períodos anteriores se basó en el uso de varios métodos de pesca (activos y pasivos) que cubrieron la totalidad del tramo del río compartido. El número total de especies capturadas fue de 65, cifra similar a las obtenidas durante los periodos 2010-2011 de 67 y 2008-2009 de 53. El análisis de la varianza de los datos de riqueza y diversidad (H') obtenidos desde 2007 al presente no revelaron diferencias significativas entre las zonas en que se divide el río para esta actividad (alta, media y baja), pero sí entre estaciones (invierno-verano) y entre años para los dos índices. El número de ejemplares por especie y la diversidad fueron significativamente mayores en el verano y la Captura por Unidad de Esfuerzo mostró variaciones entre ambos años, tramo del río y época del año. En el verano de 2012 la mayor abundancia se registró en el bajo río mientras que en 2013 se observó en la zona alta (embalse de Salto Grande). En invierno de 2012 el valor más alto fue en el embalse y el menor en el bajo Uruguay. Las zonas media y baja del río fueron las de mayor rendimiento pesquero y dentro de ellas las estaciones de pesca más importantes en orden decreciente fueron la boca del río Gualeguaychú (E.R., R.A.), La Concordia (Soriano, ROU) y Concepción del Uruguay (E.R., R.A.). Las especies de mayor CPUE en peso considerando el conjunto de las tres zonas y los dos años de estudio fueron el sábalo (21,4%), la boga (17,4%), el bagre porteño (8,7%) y el dorado (5,5%). Actualmente la pesca del sábalo depende de las cohortes cuya generación estuvo favorecida por las grandes crecientes que ocurrieron en los períodos reproductivos de 2006-2007 y 2009-2010 en los ríos Paraná y Uruguay. Los muestreos de los últimos años muestran claramente la predominancia de la cohorte 2009-2010, que es la que sostiene gran parte de la pesquería de esta especie.

Pesquerías artesanales: Durante el bienio se continuaron los monitoreos de las pesquerías artesanales que operan en todo el tramo compartido. La pesquería presentó diferente grado de desarrollo en cuanto al poder de pesca, encontrándose embarcaciones de menor porte en el embalse de Salto Grande y predominancia de unidades de mayor eslora y potencia de motor en el bajo río Uruguay. El total de embarcaciones operativas presentó cierta estabilidad en los últimos tres años ubicándose en este período 274 y 262 en 2012 y 2013 respectivamente. La estimación de la Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE) en toda el área de estudio y para todas las especies sujetas a explotación durante el bienio, presentó valores promedio que oscilaron entre 200 y 300 kg/100 m^2 red/noche de pesca observando los mayores registros en el sector inferior del bajo río Uruguay, donde la principal especie explotada es el sábalo (*Prochilodus lineatus*) seguido por la boga (*Leporinus obtusidens*). Durante el período del

presente estudio (2012-2013), los desembarques de sábalo representaron entre un 30% y un 50% de las capturas y los de boga entre un 29 % y 20 % . Las especies acompañantes fueron principalmente bagres del género *Pimelodus* (bagre amarillo y blanco). Considerando todo el periodo 2012-2013, los centros de acopio mantuvieron la predominancia del sábalo con valores del 50% seguido por la boga con un 20%. El análisis de las tallas de sábalo indicó el ingreso de ejemplares más pequeños (~30 cm) a la pesquería comparados con los resultados del bienio anterior. Dichos individuos corresponderían al exitoso período reproductivo 2009 - 2010. El sistema de acopio y comercialización mantuvo similar organización a lo expresado en informes anteriores donde el destino de las capturas de sábalo principalmente y eventualmente boga y dorado estuvieron dirigidas a la exportación mientras las especies restantes ingresaron a mercados locales.

En el año 2013 dio inicio la actividad de "Evaluación de la técnica de encierro o lanceo" practicada principalmente por los pescadores artesanales del bajo río Uruguay y dirigida al sábalo en los períodos de mayor concentración en dicho tramo. Este método de captura se encuentra en la actualidad prohibido por la provincia de Entre Ríos y no está regulado en jurisdicción de la República Oriental del Uruguay ni por la CARU. Las primeras evaluaciones de la metodología de pesca mediante la técnica mencionada demostraron la exigencia de requerimientos de la unidad de pesca que aseguren la eficiencia del método de captura, como ser: tamaño de la embarcación, potencia del motor, uso de equipos de detección y destreza en las maniobras. Los rendimientos fueron de 95,32 kg por lance, algo inferior si se lo compara con el método tradicional de fondeo de 121,92 kg por noche de pesca. Sobre un total de 22 encierros evaluados las capturas obtenidas estuvieron constituidas por un 97% de sábalo de los cuales el 1,05% presentó tallas inferiores a la permitida de 34 cm de Ls. Con el empleo del método tradicional la especie objetivo alcanzó el 61% y los ejemplares de tallas por debajo de lo permitido alcanzaron un valor de 1,58%. Los resultados más significativos apuntan a concluir que el empleo del método de rodeo o lance es más selectivo y presenta un rendimiento (kg/día) superior ya que habitualmente se realizan varios lances por día.

Identificación genética de poblaciones: El objetivo principal de los resultados de los análisis genéticos presentados en este informe fue evaluar el grado de homogeneidad genética de los surubíes (surubí pintado *Pseudoplatystoma corruscans* y surubí atigrado *Pseudoplatystoma reticulatum*) que se distribuyen en el Río Uruguay y su relación con los individuos colectados en el Río Paraná. Este estudio es el primer paso necesario para conocer la estructura poblacional de la especie en la cuenca baja del Río de la Plata. Se realizaron análisis genéticos

de individuos adultos colectados en la cuenca baja del Río de la Plata, utilizando un fragmento de aproximadamente 500 pares de bases de un marcador mitocondrial, la región control. Las secuencias obtenidas formaron dos grupos monofiléticos con apoyo robusto, indicando la presencia de dos especies en la región estudiada. Este resultado es coherente con la descripción de dos especies del género *Pseudoplatystoma* en la región. La mayoría de los individuos identificados fenotípicamente de cada especie se agruparon juntos en el clado respectivo. No obstante, de un total de 95 individuos analizados de ambas especies (70 de *P. corruscans* y 25 de *P. reticulatum*) se encontraron 9 en los que no hubo concordancia entre la identificación fenotípica y su genotipo mitocondrial, identificando genéticamente por primera vez la presencia de híbridos en la cuenca baja del Río de la Plata. La acuicultura de estas especies está basada en cruzamientos en ambos sentidos y los dos tipos de híbridos que se pueden generar fueron detectados en la naturaleza en afluentes de los ríos Paraná y Paraguay, en territorio brasileño. La detección de ambos tipos de híbridos sugiere que los emprendimientos de acuicultura estarían contribuyendo a la presencia de individuos híbridos en la naturaleza, también en la cuenca baja del Río de la Plata, en el Río Paraná aunque menos probablemente en el Río Uruguay. Si bien no puede descartarse que el origen de los híbridos sea natural, el aporte de este tipo de individuos a la naturaleza por parte de emprendimientos de acuicultura podría constituir una amenaza para el mantenimiento de las dos unidades evolutivas del género *Pseudoplatystoma*. Por otra parte, la utilización de estadío tempranos de desarrollo, en estudios genéticos se podrá evaluar la generación de híbridos en la naturaleza. Asmimismo, los resultados sientan las bases para la realización de investigaciones dirigidas a la identificación de los stocks reproductivos de la región.

Reproducción de peces migratorios: Los resultados del monitoreo del ictioplancton en río el Uruguay Medio e Inferior indican que la abundancia de larvas en el periodo 2012-2013 fue mayor que la observada durante 2011-2012. Se considera que el escaso flujo de larvas en el periodo 2011-2012, pudo obedecer a los bajos caudales y la consiguiente falta de estímulo hidrométrico. Mientras la reproducción de peces migratorios en 2011-2012 ocurrió sólo brevemente durante un pulso moderado de inundación de la primavera de 2011, en el período 2012-2013 la misma ocurrió en tres pulsos claros asociados a los incrementos de las alturas del río. Los índices de abundancia de larvas se mantuvieron oscilando dentro de los valores históricos promedio para sábalo (21.000 millones), boga (19.000 millones), armado (30.000 millones) y dorado (200 millones). Dichas oscilaciones podrían estar vinculadas con mecanismos determinados por la dinámica de la inundación, la sincronización de segmentos

en maduración y la dilución. Las diferencias en captura por unidad de esfuerzo anual y la distribución porcentual de tallas de larvas de dorado y surubí por estación, apoyan la hipótesis que atribuye una importancia relativa mayor a los desoves provenientes del tramo medio por sobre los ocurridos en el tramo inferior del río Uruguay aguas abajo de la represa de Salto Grande. En el río Paraná la reproducción ocurrió mayormente en verano durante los dos períodos 2011-2012 y 2012-2013. Los flujos totales anuales no mostraron cambios significativos para sábalo, aunque manifestaron una tendencia ascendente para dorado y surubí. El flujo de larvas en el río Paraná, para todas las especies, es mucho mayor que el registrado en el río Uruguay, diferencias que posiblemente reflejan tamaños poblacionales diferentes en ambos ríos. No obstante, el análisis de la evolución temporal de los índices de larvas, indican que a pesar del incremento de la actividad pesquera en los últimos años, los aportes reproductivos en ambos ríos no habrían sufrido impactos significativos.

Áreas de cría: El trabajo dirigido a la identificación de zonas potenciales que albergan a los peces en su fase juvenil comúnmente llamadas áreas de cría o *nursery grounds*, corresponde a los tramos del río que abarcaron diferentes estaciones de pesca en el embalse de Salto Grande y del bajo río Uruguay (Estero de Farrapos e islas y bocas del Río Negro) en otoño de 2012 y veranos de 2013 y 2014.

De acuerdo a la revisión efectuada, varios autores coinciden en que la identificación de áreas de cría tanto primarias como secundarias involucran diversas variables y criterios, no obstante, todos coinciden en que la densidad de peces es uno o el único factor que puede ser evaluado. En ese sentido, las áreas que ocupan los juveniles en sus primeras etapas de crecimiento presentan dificultades prácticas de evaluación por lo que se llevan ensayadas al presente diferentes técnicas combinadas de captura y metodologías de evaluación. Los resultados que se reportan en este informe, provienen de capturas efectuadas con un método de pesca activo (red de arrastre) así como la utilización de una batería de redes de enmalle como arte pasivo.

El total de especies registradas durante el presente período de estudio en la totalidad de las áreas relevadas alcanzó a 48 especies en otoño de 2012, 64 en verano de 2013 y 51 en verano de 2014, sin embargo el desarrollo de esta actividad entre 2009 y 2014 permitió la identificación de 120 especies. La desagregación por ambientes mostró una predominancia del número de taxones en el embalse de Salto Grande sobre los ambientes ubicados aguas abajo. Los grupos con mayor representación fueron los Characiformes y Siluriformes. El primero conformado por 9 familias alcanzando un total de 56 especies. La Familia mejor representada fue Characidae con 34 especies. El grupo de los Siluriformes al igual que el anterior lo

integraron 9 familias y 34 especies, correspondiendo el mayor número de especies a las familias Loricaridae (14) y Pimelodidae (6). El índice de Diversidad Específica H´ aplicado para cada ambiente y estación del año presentó en general valores dentro de lo normal (entre 2 y 3). Los resultados del índice de Margalef acumulado por ambiente se situaron en un valor medio, apartado de valores menores a 2 de baja biodiversidad y mayores a 5 de alta biodiversidad.

Las estimaciones de densidad media calculadas para los dos métodos de captura empleados, considerando el total de especies en cada período de monitoreo, evidenciaron los valores más bajos durante el otoño de 2012 y los más altos en el verano de 2014.

Respecto al sábalo, principal recurso de importancia comercial, se pudo registrar su presencia en toda el área y período de estudio. La mayor densidad expresada como CPUE g/m^2 se observó en Esteros de Farrapos y desembocadura del Río Negro. La especie fue capturada casi exclusivamente con redes de enmalle en otoño 2012 y verano de 2014. La densidad máxima expresada por área barrida como Captura por Unidad de Área (CPUA g/m^2) en las diferentes épocas del período que se informa fue menor a la observada en 2009. Los ejemplares menores a 1 año de edad (0+) fueron capturados en el tramo medio del río lo que podría indicar la existencia de un área de cría primaria mientras que los sábalos de talla mayor a 10 cm de Ls (1+ y 2+)se capturaron en el tramo bajo del río posiblemente ocupando un área de cría secundaria.

La boga, segunda especie en importancia para la pesquería comercial, sólo se capturó en otoño de 2012 mediante arrastre en el Embalse de Salto Grande (Arapey), mientras que en los veranos estuvieron presentes en todo el tramo de estudio y en ambas estaciones, aunque en bajas densidades. Mediante enmalles la especie se capturó en otoño en Esteros de Farrapos, en verano de 2013 en los tres tramos de estudio y en verano de 2014 sólo se registró en el embalse. En los veranos de 2013 y 2014 se observó la presencia de ejemplares con tallas correspondientes a individuos de desoves recientes (0+) tanto en los tramos medio y bajo del Río Uruguay lo que permitiría suponer que si bien la especie es de carácter altamente migratorio, tiene la capacidad de reproducirse con éxito en eventos de inundación primaverales de moderada magnitud a diferencia del sábalo y otros grandes migradores que requerirían eventos extraordinarios de inundación.

La estimación del aporte de biomasa de las áreas de cría considerando ejemplares juveniles de especies de gran porte así como individuos adultos de pequeño tamaño durante el período analizado tuvo en el embalse de Salto Grande valores de 639, 55 y 450 toneladas en otoño de 2012, verano de 2013 y verano de 2014 respectivamente. En el tramo bajo comprendido desde

la represa de Salto Grande hasta Fray Bentos – Gualeguaychú las estimaciones alcanzaron 7.841, 1.530 y 13.395 toneladas para cada uno de los períodos mencionados anteriormente.

Análisis de contaminantes en peces: Con el objeto de conocer las concentraciones de contaminantes en tejido de especies de peces de interés comercial del río Uruguay, se han realizado dos campañas de muestreo durante 2012 y una en 2013. Se han tomado muestras en 11 sitios en el tramo del río en el área de jurisdicción de la CARU, agrupadas en tres estratos, inferior, medio y superior. Las especies estudiadas han sido sábalo, boga, tararira, patí y dorado. Se conformaron 56 muestras compuestas conformadas por ejemplares de varias especies capturadas en el mismo lugar y campaña. Se evaluaron 73 analitos, incluyendo 33 congéneres de PCBs, 23 plaguicidas organoclorados, 8 piretroides, 5 carbamatos, 14 organofosforados y 6 de otros tipos. Además de incluirse 9 herbicidas, 8 fungicidas y 4 metales. Los límites de detección y cuantificación estuvieron entre 0,1-2,0 y 0,5-6,0 µg/Kg PCBs, 1,0-5,0 y 3,0-15 organoclorados, 0,1-1,4 y 0,3-2,5 µg/Kg organofosforados, 2,0-8,0 y 5,0-25 piretroides, 0,1-0,8 y 0,3-1,6 µg/Kg carbamatos, 0,2-5,0 y 0,4-7,0 µg/Kg otros insecticidas, 0,1-5,0 y 0,3-50 µg/Kg herbicidas, 0,1-3,0 y 0,4-10 µg/Kg fungicidas 0,004 y 0,007 mg/Kg para Cd, 0,0003 y 0,003 mg/Kg para Cr, 0,078 y 0,236 mg/Kg para Pb y 0,142 y 0,368 mg/Kg para Hg.

Para los PCBs, en el 73% de las muestras se detectó alguno de sus congéneres, pero sólo en un 33% de éstas fue en niveles cuantificables. La concentración máxima registrada de PCBs totales fue de 3,7 µg/Kg y el valor promedio de 1,1 ± 0,2 µg/Kg. Según los límites de consumo de pescado basado en efectos carcinogénicos y no-cancerígenos propuesto por la USEPA, el valor máximo hallado para PCBs totales entraría en la categoría de 12 comidas al año, mientras que el valor promedio no tendría restricción para el consumo para ninguna de las tres especies estudiadas, las cuales cumplirían con la aptitud para el consumo sin restricción. Respecto a los PCBs no se observaron diferencias entre los niveles encontrados entre especies ni entre sitios.

De los 73 plaguicidas evaluados, sólo se detectaron 13 de ellos (18%). En cuanto a los plaguicidas organoclorados y organofosforados se detectaron con frecuencias de 39 y 33%, respectivamente pero se hallaron valores cuantificables sólo en 5 muestras de diferentes especies y sitios presentando endosulfán sulfato (12 µg/Kg), α-endosulfán (6,2 µg/Kg), clorpirifós (13,9 µg/Kg) y diazinon (2,90 y 4,76 µg/Kg). El herbicida atrazina fue detectado en todas la muestras con niveles cuantificables de hasta 0,6 µg/Kg. Por otro lado el herbicida clomazone fue detectado en un 66,6% de las muestras con niveles cuantificables de hasta 0,4

µg/Kg. Finalmente el fungicida trifloxystrobin en el 33% de las muestras con valores máximos de 0,8 µg/Kg. La mayoría de los organismos nacionales e internacionales adoptan los límites máximos de residuos permitidos (MRLs) para plaguicidas del Codex *Alimentarius* (FAO-WHO) y de no estar éstos regulados por este organismo internacional se adopta el valor de 0,01 mg/Kg. En particular para peces y productos derivados de éstos no se dispone de MRLs para los plaguicidas estudiados. Por consiguiente, considerando el valor de 0,01 mg/Kg, sólo dos muestras compuestas excederían el MRL, una de sábalo de Paysandú con clorpirifós y otra de boga de Villa Paranacito con endosulfán sulfato.

Para los metales analizados, Pb (plomo) no fue detectado en ninguna de las 24 muestras compuestas. El Cd (cadmio) se detectó en el 0,8% de las muestras y sólo una con valores cuantificables de 0,017 mg/Kg. Por otra parte en Cr (cromo) los niveles fueron cuantificables para el 100% de las muestras alcanzando una concentración máxima de 0,49 mg/Kg. El Hg (mercurio) fue detectado en el 63% de las muestras, superando el límite de cuantificación en el 43% de los casos. Las concentraciones promedio variaron según la especie, con valores para sábalo y boga de 0,070 ± 0,036 mg/Kg, para tararira y patí 0,397 ± 0,095 mg/Kg y para dorado 0,710 ± 0,083 mg/Kg. El valor máximo fue de 1,02 mg/Kg en una muestra de dorado de Arapey. El MRL establecido por el Codex Alimentarius (FAO-WHO, 1987) es 0,5 o 1,0 mg/Kg dependiendo que la especie sea o no ictiófaga, respectivamente. El valor de 0,5 mg/Kg, ha sido superado por 8 de las 24 muestras compuestas analizadas, pero siempre tratándose de especies piscívoras mientras que el límite de 1,0 mg/Kg fue superado sólo por la muestra de dorado del Arapey.

De acuerdo a los resultados obtenidos se ha arribado a las siguientes conclusiones: i) en función de los MRLs, los niveles de residuos de PCBs, plaguicidas organoclorados y otros plaguicidas determinados no representarían un riesgo significativo para el consumo humano. ii) Los niveles hallados de PCBs confirman la tendencia decreciente de las concentraciones en los tejidos que se viene observando desde 2006. iii) los niveles de atrazina (y otros herbicidas y fungicidas) han sido menores a los límites de referencia, sin embargo, su presencia conspicua en todas las muestras y sus efectos nocivos conocidos para la salud, amerita seguir este compuesto con atención. iv) Para el caso de los metales, puede considerarse un riesgo insignificante para el Cd, Cr y Pb mientras que para el Hg debieran realizarse estudios más detallados debido a que, en especies ictiófagas, los valores hallados son próximos a los residuos máximos permitidos. v) Es conveniente aclarar que los compuestos estudiados pueden cumplir con la normativa que establecen criterios para consumo humano pero

igualmente ser nocivos para la salud de los peces y la viabilidad del recurso, aspectos que no debieran soslayarse.

Mortandades de peces: Las mortandades de peces configuran uno de los temas relevantes que la CARU viene monitoreando por más de una década. La investigación de las causas y el diagnóstico temprano de los eventos permiten su control, alertar posibles riesgos para la salud pública, evitar alarmas injustificadas y prevenir su recurrencia mediante la aplicación de medidas correctivas. Para ello existen normas de procedimientos a aplicar en situaciones de mortandad de peces u otros organismos acuáticos, implementadas principalmente por las Prefecturas Navales de ambos países y cursos de capacitación del personal interviniente, uno de los cuales tuvo lugar en mayo de 2012. Durante los años 2012 y 2013 se reportaron 3 episodios de mortandades de peces. Dos de ellos ocurridos en el embalse de Salto Grande (km 354,6) y uno en Paysandú (km 205,8). Los 3 episodios registrados fueron de baja magnitud aparente (≤ 1.000 ejemplares) y monoespecíficos. Las presumibles causas de estos eventos fueron de diferente origen. En febrero de 2012 el episodio observado en el área adyacente a la desembocadura del Aº Gualeguaycito podría tener explicación por la presencia de sucesivas y masivas floraciones de cianobacterias que afectaron a ejemplares de sábalo *Prochilodus lineatus* por el tipo de alimentación de la especie. El segundo episodio reportado en julio del mismo año se constató en una zona cercana a la anterior y afectó al dientudo común *Oligosarcus oligolepis*. La temperatura del agua registrada en la zona de muestreo correspondió al límite inferior del rango definido para la supervivencia de los characínidos, entre los cuales los dientudos son de los grupos más sensibles. En marzo de 2013 los sábalos muertos, observados a la altura de la playa Mayea (Paysandú), podrían ser consecuencia del empleo de agroquímicos. Si bien el análisis de muestras de agua revelaron la presencia de concentraciones por debajo de los límites de toxicidad, se podría inferir que estas sustancias alcanzaron al río Uruguay por escorrentía debido a copiosas precipitaciones los días previos, y tal vez sus concentraciones pudieron ser mayores en el momento de la mortandad. Coincidentemente, el informe de la necropsia de una muestra de sábalos estableció que la mortandad correspondió a un fenómeno agudo, producto de la presencia de algún agente tóxico asociado a la materia orgánica y ésta a su vez relacionada con el tipo de alimentación de la especie afectada.

Conclusión general: Los datos que surgen del Programa de Conservación de la Fauna Íctica y los Recursos Pesqueros del Río Uruguay, tanto dependientes (Relevamiento de Pesquerías)

como independientes (Relevamiento de Ictiofauna, Reproducción de Peces Migratorios, Áreas de Cría) indican que, a pesar del incremento de la presión de pesca ocurrido en los ríos Uruguay y Paraná durante la última década, las poblaciones no muestran síntomas que indiquen que las mismas se encuentren en situación de riesgo. No obstante, para seguir realizando un manejo racional de los recursos pesqueros con criterios modernos de administración, es también necesario continuar los trabajos sobre la identificación de los diferentes stocks explotados, así como de la presencia en la naturaleza de individuos provenientes de criaderos (ej. híbridos) que pudieran tener un impacto negativo sobre las poblaciones de peces. En este sentido los estudios sobre la dinámica de las migraciones de los principales recursos pesqueros, tales como los de marcación y recaptura, genética, deriva de larvas, etc., podrán aportar datos para el conocimiento de la cantidad de poblaciones explotadas, y de la dinámica de las mismas en una pesquería dirigida principalmente a un recurso de dispersión regional.

También es importante señalar que no existen signos de preocupación en relación a la pérdida de la aptitud para consumo de las especies de importancia pesquera, aunque la presencia de algunas sustancias de alta toxicidad justifica continuar monitoreando los niveles de residuos en músculo de peces de consumo humano. En la medida de lo posible, se recomienda ampliar el espectro de especies analizadas a otras especies claves en la comunidad de peces del Río Uruguay.

1 RELEVAMIENTO DE LA ICTIOFAUNA DEL RÍO URUGUAY

Dománico, A.[1,2]; S. Llamazares[2]; I. Lozano[2]; P. Arrieta[3]; R. Ferriz[4]; P. Maneiro[3]; R. Foti[5], M. Spinetti[5] y A. Espinach Ros[2].

1- Comisión de Investigaciones Científicas de la pcia. de Buenos Aires (CIC).
2- Dirección de Pesca Continental-Subsecretaria de Pesca y Acuicultura (MAGyP)
3- Becario de la Comisión Administradora del Río Uruguay (CARU)
4- Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia" (MACN)
5- Dirección Nacional de Recursos Acuáticos,(DINARA)

1.1 Introducción

El río Uruguay es el segundo tributario más importante de la cuenca del Río de la Plata, con una extensión de 1.600 km aproximadamente y una cuenca de alrededor de 365.000 km^2 (Krepper et al., 2003).

Desde el punto de visto de la biodiversidad, en el río Uruguay han sido descriptas más de 200 especies de peces, de las cuales alrededor de 30 son endémicas de esta región (Abell et al., 2008). Los characiformes y los siluriformes constituyen los componentes dominantes de la ictiofauna del río Uruguay, así como de toda Sudamérica (Gery, 1969; López, 2001). Algunas de las especies más abundantes de este conjunto son objeto de pesquerías artesanales y deportivas de variada intensidad. La mayoría de ellas son migratorias, con desplazamientos que abarcan además al Río de la Plata, al río Paraná, y a varios de sus respectivos tributarios.

Trabajos recientes sobre la ictiogeografía argentina (López et al., 2008) y mundial (Abell et al., 2008) subrayan la necesidad de disponer de información actualizada y no fragmentaria para un correcto ordenamiento de los recursos y su conservación.

La actividad de “Relevamiento de la Ictiofauna del Río Uruguay” es parte del Programa de Conservación de la Fauna Íctica y los Recursos Pesqueros del Río Uruguay, y se lleva a cabo desde agosto de 2007.

1.2 Objetivos generales

- Conocer la composición y distribución espacio-temporal de la ictiofauna del río Uruguay en el tramo compartido.

- Determinar la estructura poblacional de las principales especies de interés económico y deportivo y asociarlas con las características del ambiente.

1.3 Objetivos particulares

- Describir la comunidad de peces en términos de diversidad.

- Comparar la diversidad entre las distintas zonas (alta, media y baja) del río Uruguay a lo largo de las estaciones del año.

- Estimar la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) en número y peso de todas las especies capturadas con redes agalleras, en las distintas zonas del río y estaciones del año.

- Analizar la evolución de la CPUE de las principales especies de interés deportivo y comercial a lo largo de los años muestreados.

- Establecer las especies que presentan mayores índices de abundancia (CPUE) por zona y estaciones.

- Identificar las cohortes predominantes a partir de los análisis de estructuras etarias y de tallas de las principales especies de interés comercial y deportivo.

1.4 Personal interviniente en las campañas

Argentina: Alejandro Dománico, Darío Colautti, Danilo Demonte, Ismael lozano, Sabina Llamazares, Ricardo Ferriz, Pablo Arrieta, Santiago Sebastiani.

Uruguay: Pablo Puig, Rosanna Foti, Patricia Grunwaldt, Carmen Mesones, Pablo Maneiro, Martina Viera, Miguel Bellagamba, Fernando Area, Miguel Trinidad y Paulito da Rosa.

CARU: Guillermo Murillo, Daniel Pérez y José de León.

1.5 Materiales y Métodos

En el presente informe se presentan los resultados de cuatro campañas de relevamiento de la ictiofauna del Río Uruguay, dos realizadas en 2012 y dos en 2013 (Tabla 1.1).

Tabla 1.1: Fecha, zona, margen y estación de los muestreos realizados en las campañas del periodo 2012-2013.

Fecha	Zona	Margen	Estación
23/03/2012	Alta	Uruguaya	Bella Unión
26/03/2012	Alta	Argentina	Mocoretá
20/03/2012	Alta	Uruguaya	Arapey
27/03/2012	Alta	Argentina	Salto Grande
28/03/2012	Media	Argentina	Puerto Yeruá
22/03/2012	Media	Uruguaya	Guaviyú
29/03/2012	Media	Argentina	Concepción del Uruguay
25/03/2012	Media	Uruguaya	Nuevo Berlín
30/03/2012	Baja	Argentina	Gualeguaychú (Boca)
31/03/2012	Baja	Argentina	Gualeguaychú (Boya 83)
26/03/2012	Baja	Uruguaya	La Concordia
01/04/2012	Baja	Argentina	Villa Paranacito
28/03/2012	Baja	Uruguaya	Nueva Palmira
04/08/2012	Alta	Uruguaya	Bella Unión
02/07/2012	Alta	Argentina	Mocoretá
03/08/2012	Alta	Uruguaya	Arapey
03/07/2012	Alta	Argentina	Salto Grande
04/07/2012	Media	Argentina	Puerto Yeruá
02/08/2012	Media	Uruguaya	Guaviyú
05/07/2012	Media	Argentina	Concepción del Uruguay
06/08/2012	Media	Uruguaya	Nuevo Berlín
06/07/2012	Baja	Argentina	Gualeguaychú (Boca)
07/07/2012	Baja	Argentina	Gualeguaychú (Banco Inés)
09/08/2012	Baja	Uruguaya	San Salvador
07/08/2012	Baja	Uruguaya	La Concordia
08/07/2012	Baja	Argentina	Villa Paranacito

08/08/2012	Baja	Uruguaya	Nueva Palmira
27/02/2013	Alta	Argentina	Mocoretá
28/02/2013	Alta	Argentina	Campamento
01/03/2013	Media	Argentina	Puerto Yeruá
02/03/2013	Media	Argentina	Concepción del Uruguay
04/03/2013	Baja	Argentina	Gualeguaychú (Boca)
05/03/2013	Baja	Argentina	Villa Paranacito
07/09/2013	Alta	Argentina	Mocoretá
04/10/2013	Alta	Uruguaya	Bella Unión
05/10/2013	Alta	Uruguaya	Arapey
08/09/2013	Media	Argentina	Puerto Yeruá
06/10/2013	Media	Uruguaya	Nuevo Berlín
10/09/2013	Baja	Argentina	Gualeguaychú (Boca)
12/09/2013	Baja	Argentina	Villa Paranacito
08/10/2013	Baja	Uruguaya	San Salvador

En las mismas se efectuaron operaciones de pesca en 15 estaciones comprendidas entre Bella Unión (30º 14´ 08,2´´S y 57º 36´ 54,1´´O) y Nueva Palmira 33º 51´ 08´´S y 58º 25´ 16.4´´O (Tabla 1.2, Figura 1.1).

Con el fin de optimizar el tiempo y los recursos disponibles se formaron dos equipos de trabajo que operaron uno en la margen argentina (MA) y otro en la uruguaya (MU).

Tabla 1.2. Estaciones de muestreo en el período analizado:

Margen argentina	**Posición**	
Localidad	**Latitud**	**Longitud**
Mocoretá	30º40´06.90´´S	57º52´51.06´´O
Campamento	31º12´21.95´´S	57º55´59.39´´O
Puerto Yeruá	31º32´49.65´´S	58º02´06.00´´O
Concepción del Uruguay	32º29´04.20´´S	58º14´13.09´´O
Gualeguaychú (boca rio Gualeguaychú)	33º04´27.42´´S	58º25´12.24´´O
Gualeguaychú Boya 83 (ex-sabaleria)	33º15´22.62´´S	58º26´15.18´´O
Gualeguaychú (Banco Inés)	33º04´37.82´´S	58º26´15.18´´O
Villa Paranacito	33º42´55.38´´S	58º32´15.61´´O
Margen Uruguaya	**Posición**	
Localidad	**Latitud**	**Longitud**
Bella Unión	30º11´35.7´´S	57º35´56.0´´O
Arapey	30º57´17.6´´S	57º45´06.5´´O
Nuevo Berlín	32º59´12.3´´S	58º04´02.9´´O
Ao. Sacra	32º19´57.7´´S	58º06´31.9´´O
Saladero Guaviyú	31º46´29.0´´S	58º02´58.9´´O
San Salvador	33º28´14.4´´S	58º24´09.8´´O
La Concordia	33º32´42.0´´S	58º25´47.9´´O
Nueva Palmira	33º50´75.1´´S	58º25´34.9´´O

Figura 1.1: Localización de las estaciones de muestreo.

1.5.1 Captura por unidad de esfuerzo

La pesca exploratoria consistió en el calado de una batería de agalleras compuesta por 11 redes de diferentes tamaños de malla: 30, 40, 50, 60, 70, 80, 105, 120, 140, 160 y 180 mm entre nudos opuestos. Las mismas fueron caladas al atardecer y viradas a

primeras horas de la mañana, luego de una permanencia en el agua de alrededor de 12 horas. Complementariamente se utilizaron redes de arrastre de tiro con copo. En cada estación de pesca se registró la posición de calado del arte (con GPS).

El muestreo individual de los ejemplares capturados incluyó la obtención y registro en planillas de información sobre longitudes total y estándar, peso entero, sexo, grado de madurez gonadal, y repleción y contenido estomacal. Se extrajeron además estructuras óseas, otolitos y escamas de las especies de interés comercial y deportivo para la determinación de edad en el Laboratorio.

Se define la captura por unidad de esfuerzo (CPUE), como la captura efectuada por la batería de redes agalleras, estandarizadas a 100 m lineales, en una "noche" de pesca (aproximadamente 12 horas). Se estimaron las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) de las distintas especies, tanto en peso (gramos) como en número (n) en cada estación de muestreo y fecha individual, y agrupadas por campaña y por zonas del río definidas como "Alta" (A) (embalse de Salto Grande), "Media" (M) (desde la represa de Salto Grande hasta la desembocadura del río Gualeguaychú) y "Baja" (B) (desde la desembocadura del río Gualeguaychú hasta la desembocadura del río Uruguay).

Las estimaciones de la CPUE realizadas en el periodo informado se compararon con los valores obtenidos en muestreos efectuados en los años anteriores

1.5.2 Diversidad y Equitatividad

El conocimiento de la biodiversidad, interpretada por los números relativos de especies dentro de la comunidad, es el primer paso para una comprensión funcional de las relaciones "especies-ambiente" que permitiría responder el cómo y el por qué una cierta especie se encuentra, con una cierta abundancia, en un hábitat particular o dentro de un ecosistema.

Para describir la comunidad de peces en los diferentes sitios de muestreo (diversidad alfa o diversidad local de acuerdo con Whittaker (1972, 1975) y Moreno (2001)), se estudiaron las variaciones de la riqueza y abundancia de especies. Se utilizó la misma metodología detallada en el capítulo de "Relevamiento de la Ictiofauna" del Informe del bienio 2010-2011 (Dománico et al., 2014). Brevemente, los índices calculados a partir de la CPUE (n): **Índice Shannon–Weaver (H')** es el índice de diversidad específica más ampliamente utilizado en ecología de comunidades y se basa en la teoría de la información (Shannon-Weaver, 1949); Índice de **Equitatividad (J')**, la equitatividad es

una medida de la uniformidad de la distribución de los individuos entre las especies (Clements & Newman, 2002); y **Dominancia (D)**, la dominancia es el parámetro inverso al concepto de uniformidad o equitatividad de la comunidad. Fluctúa entre 0 (todos los taxa están igualmente representados) y 1 (un taxón domina en la comunidad completamente). Los índices de diversidad entre estaciones y años de muestreo se compararon entre sí, mediante un test t de diversidad (Hutcheson, 1970; Poole, 1974; Magurran, 1988). Los índices fueron calculados mediante el programa de paquetes de análisis PAST, para datos diversos.

A partir de la información recabada desde 2007 se realizaron análisis de la varianza (ANOVA) de la riqueza y del índice de Shannon entre zonas del río, entre estaciones del año y entre años. Los tests se realizaron con el paquete estadístico STATISTICA 7.0.

1.5.3 Análisis de Patrones Espaciales

Para realizar este análisis se consideraron todas las estaciones de muestreo en los años 2012 y 2013 (Tabla 2). Se tuvieron en cuenta las especies de interés comercial y deportivo en cada estación (*Prochilodus lineatus*, *Leporinus obtusidens*, *Salminus brasiliensis*, *Pseudoplatystoma corruscans*, *Hoplias malabaricus*, *Luciopimelodus pati* y *Pterodoras granulosus*) a través de sus CPUE en número (CPUE (N)) y peso en kilogramos, (CPUE (P)). Mediante el software MapInfo Professional,Versión 10.0, se realizaron mapas con gráficas que representan la CPUE en cada localidad, año y estación del año considerada.

1.6 Resultados y Discusión

En el periodo 2012-2013 se capturaron 65 especies (Tabla 1.3), un número similar al del período 2010-2011 (67) y algo mayor que el obtenido en el periodo 2008-2009 (53). Los muestreos con redes agalleras permitieron capturar aproximadamente el 52 % de las 127 especies citadas por López et al. (2005).

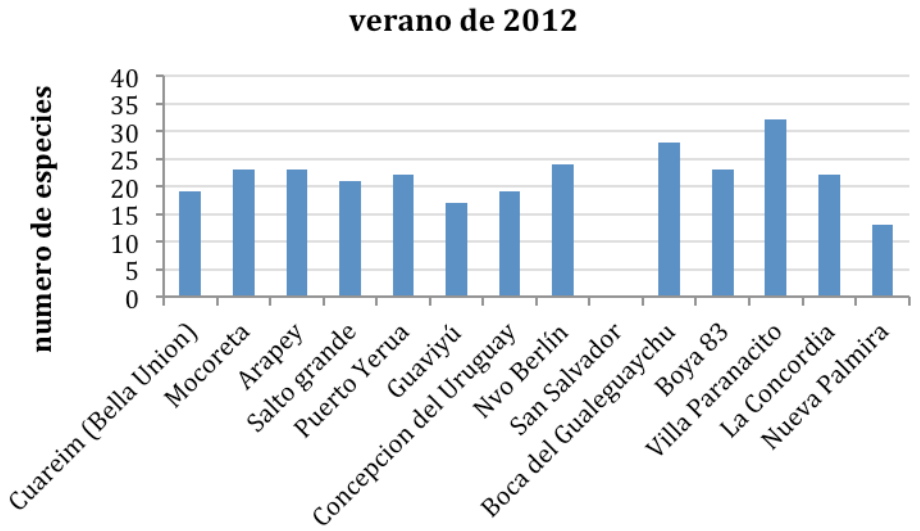
La estación donde se registró la mayor cantidad de especies (34) fue Mocoretá en verano de 2013 (Figura 1.2). En cuanto a la época del año, tanto en el invierno de 2012 como en el de 2013 el número promedio de especies registradas fue de alrededor de 18, mientras que en el verano fue de aproximadamente 23.

La CPUE media fue mayor en 2013, con un número de individuos y un peso total más altos que los obtenidos en 2012 (Tabla 1.4).

Tabla 1.3. Especies capturadas con redes agalleras en verano e invierno de 2012 y 2013.

N°	**Nombre Científico**	**Nombre Común**
1	*Acestrorhynchus pantaneiro*	Dientudo paraguayo
2	*Ageneiosus brevifilis*	Manduví cabezón
3	*Ageneiosus militaris*	Manduví
4	*Apareiodon affinis*	Virolito
5	*Astyanax abramis*	Mojarra
6	*Astyanaxas uncionensis*	Mojarra
7	*Astyanax eigenmanniorum*	Mojarra
8	*Astyanax fasciatus*	Mojarra
9	*Astyanax rutilus*	Mojarra
10	*Astyanax sp*	Mojarra
11	*Auchenipterus osteomystax*	Buzo
12	*Brochiloricaria chauliodon*	Vieja
13	*Brycon orbygnianus*	Pirá-Pitá
14	*Catathyridium jenynsii*	Lenguado
15	*Charax stenopterus*	Dientudo
16	*Crenicichla vittata*	Cabeza amarga
17	*Cynopotamus argenteus*	Dientudo jorobado
18	*Cyphocharax platanus*	Sabalito
19	*Cyphocharax voga*	Sabalito
20	*Eigenmannia trilineata*	Banderita
21	*Eigenmannia virescens*	Banderita
22	*Galeocharax humeralis*	Dientudo
23	*Gymnogeophagus sp.*	Castañeta
24	*Hoplias malabaricus*	Tararira
25	*Hypostomus commersoni*	Vieja
26	*Iheringichthys labrosus*	Bagre trompudo
27	*Leporinus obtusidens*	Boga
28	*Leporinus striatus*	Trompa roja
29	*Loricaria apeltogaster*	Vieja
30	*Loricaria melanocheilus*	Vieja
31	*Loricaria simillima*	Vieja
32	*Loricaria sp*	Vieja
33	*Loricarichthys anus*	Vieja
34	*Loricariichthys melanocheilus*	Vieja
35	*Loricariichthys platymetopon*	Vieja
36	*Luciopimelodus pati*	Patí
37	*Lycengraulis grossidens*	Anchoa

38	*Odontesthes bonariensis*	Pejerrey
39	*Oligosarcus oligolepis*	Dientudo común
40	*Oxydoras kneri*	Armado chancho
41	*Pachyurus bonariensis*	Corvina
42	*Paraloricaria agastor*	Vieja del agua
43	*Parapimelodus valenciennis*	Bagre porteño
44	*Pellona flavipinnis*	Lacha
45	*Pimelodella gracilis*	Bagre cantor
46	*Pimelodus maculatus*	Bagre amarillo
47	*Prochilodus lineatus*	Sábalo
48	*Pseudoplatystoma corruscans*	Surubí pintado
49	*Pterigoliethys ambrosetti*	Vieja
50	*Pterodoras granulosus*	Armado común
51	*Pygocentrus nattereri*	Piraña
52	*Ramnogaster melanostoma*	Mandufia
53	*Raphiodon vulpinus*	Chafalote
54	*Rhinelepis aspera*	Vieja
55	*Rhinelepis strigosa*	Vieja
56	*Rhinodoras dorbignyi*	Armado marieta
57	*Ricola macrops*	Vieja de cola
58	*Salminus brasiliensis*	Dorado
59	*Schizodon borelli*	Boga lisa
60	*Schizodon nasutus*	Boga lisa
61	*Schizodon platae*	Boga lisa
62	*Serrasalmus maculatus*	Palometa
63	*Steindachnerina brevipinna*	Sabalito
64	*Trachelyopterus galeatus*	Torito
65	*Trachelyopterus lucenai*	Torito



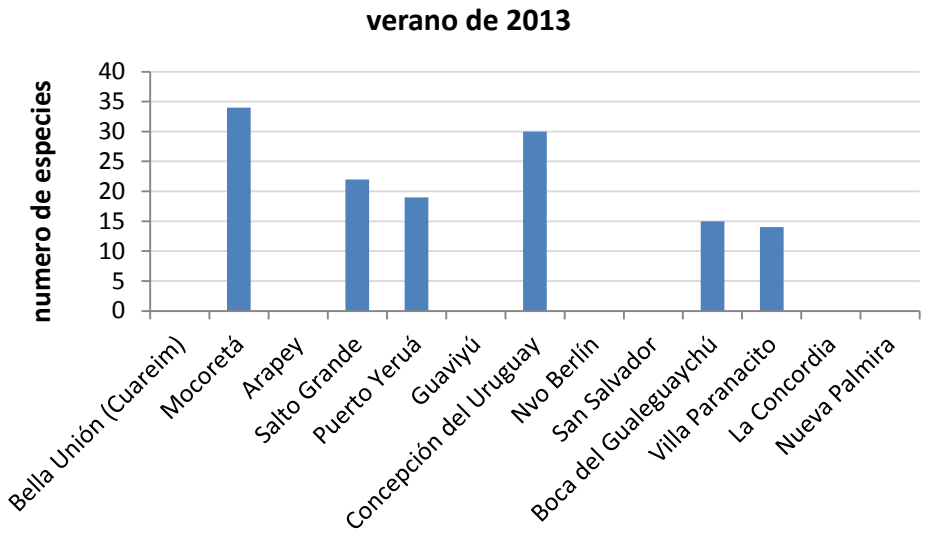
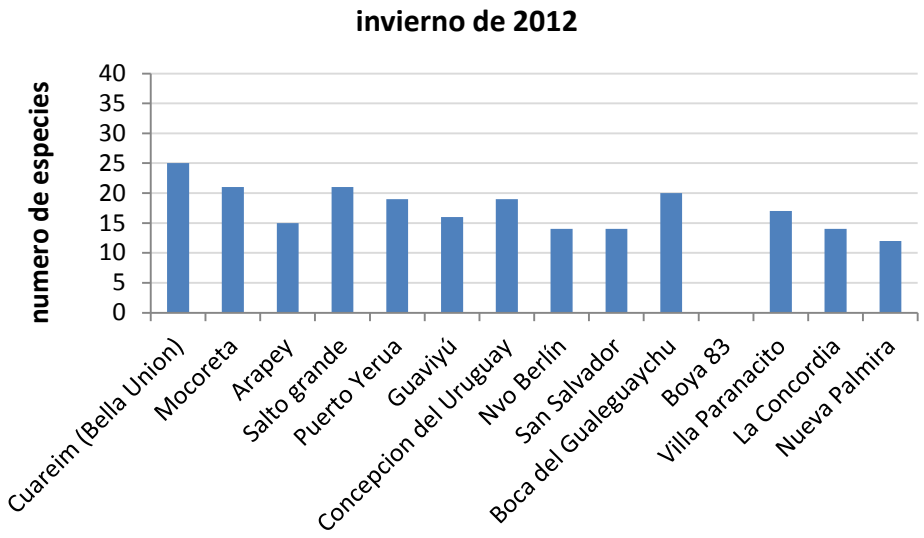


Figura 1.2. Número de especies identificadas por campaña y por estación de pesca en verano (2012-2013).



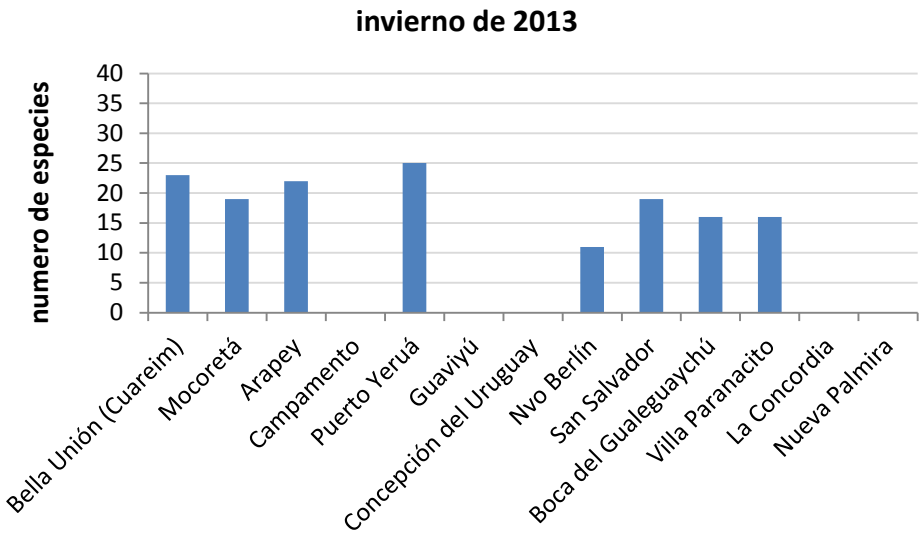


Figura 1.2 (continuación): Número de especies identificadas por campaña y por estación de pesca en invierno (2012- 2013).

Tabla 1.4: CPUE promedio para 2012 y 2013 en peso y en número.

	Año	
CPUE (promedio)	**2012**	**2013**
en peso (gramos)	8.488	13.852
en número (n)	72	139,7

1.6.1 Captura por unidad de Esfuerzo (CPUE) por campaña

En los veranos de 2012 y 2013 la mayor CPUE en peso correspondió al sábalo y a la boga, en 2012 también fue notoria la captura de la vieja de agua (*Paraloricaria agastor*). En el verano de 2013 la CPUE del sábalo fue mayor que en el verano de 2012, mientras que la de la boga fue similar en ambos. En el invierno de 2012 las capturas fueron bajas, con predominio del sábalo y la boga. En el invierno de 2013, en cambio, la captura de bagre porteño ocupó el segundo lugar, detrás del sábalo. (Figura 1.3).

En cuanto a la CPUE en número, en el verano de 2012 los mayores valores, en orden decreciente, correspondieron al bagre porteño (*Parapimelodus valenciennis)*, el sabalito (*Cyphocharax platanus*) y la corvina de río (*Pachyurus bonariensis*); en 2013 el bagre porteño predominó en las capturas. En los inviernos de 2012 y 2013 las capturas más altas fueron de bagre porteño, repitiendo lo observado en 2010 y 2011 (Figura 1.4).

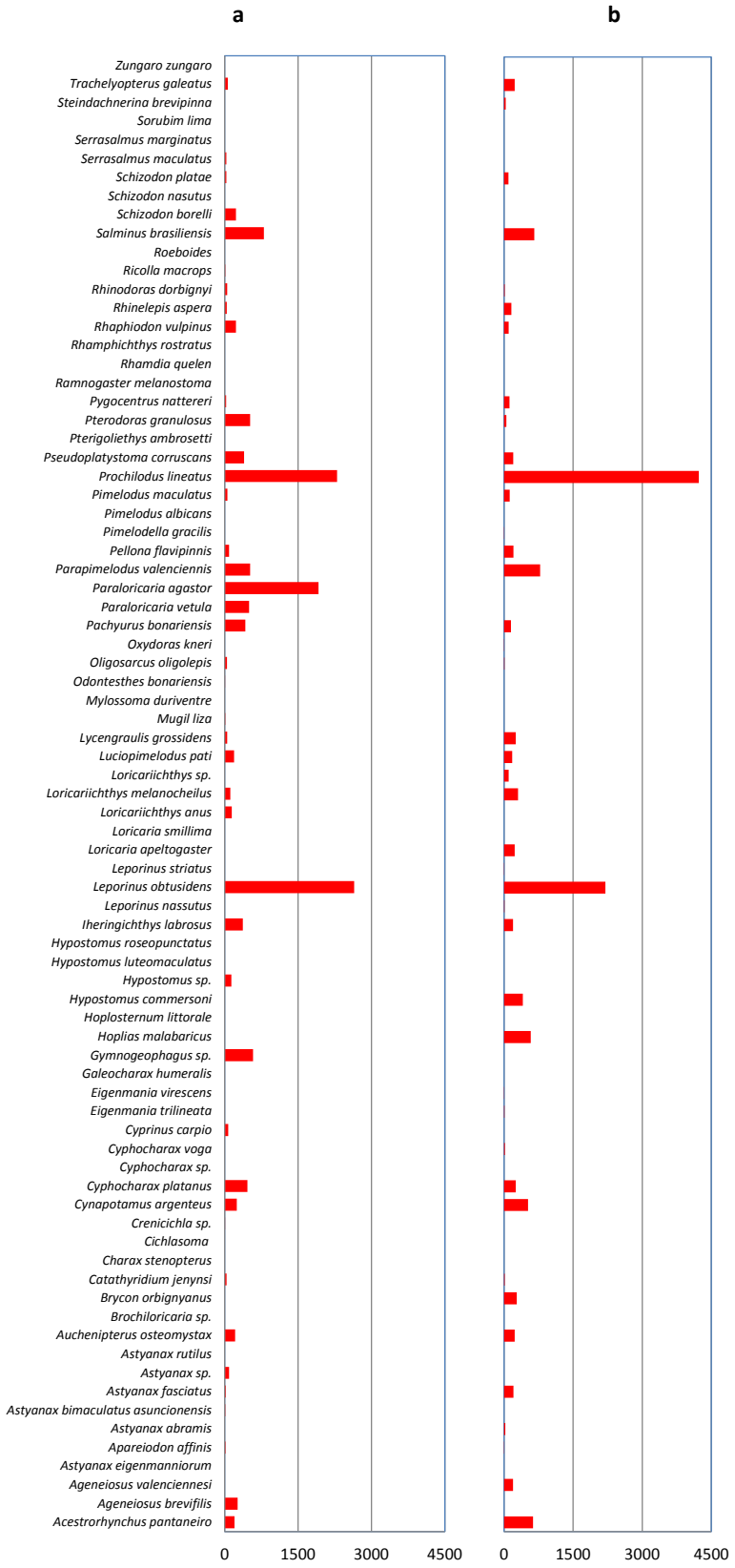


Figura 1.3: CPUE en peso (g) de las distintas especies capturadas con redes agalleras, en verano de 2012(a) y de 2013(b).

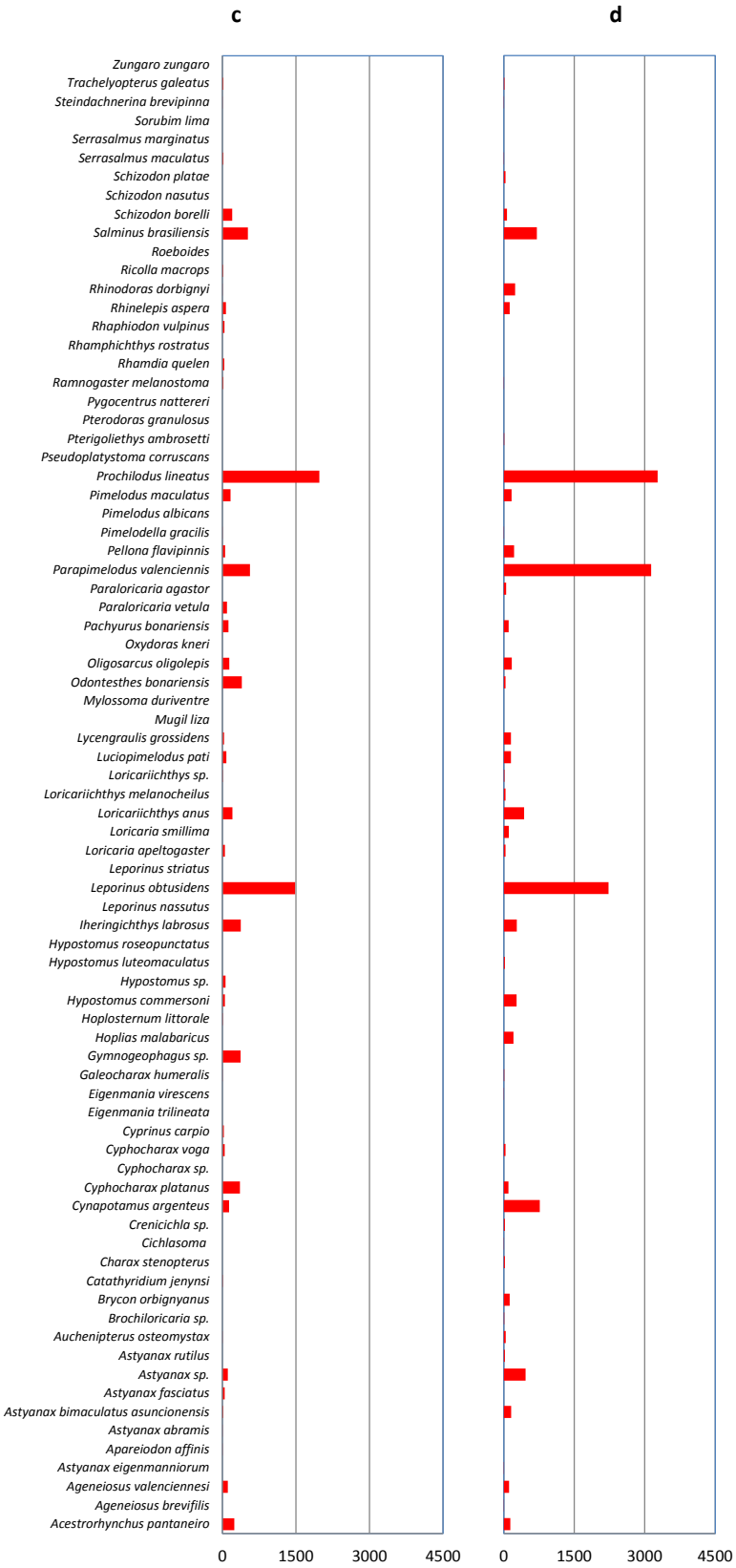


Figura 1.3 (continuaión): CPUE en peso (g) de las distintas especies capturadas con redes agalleras, en invierno de 2012(c) y de 2013(d).

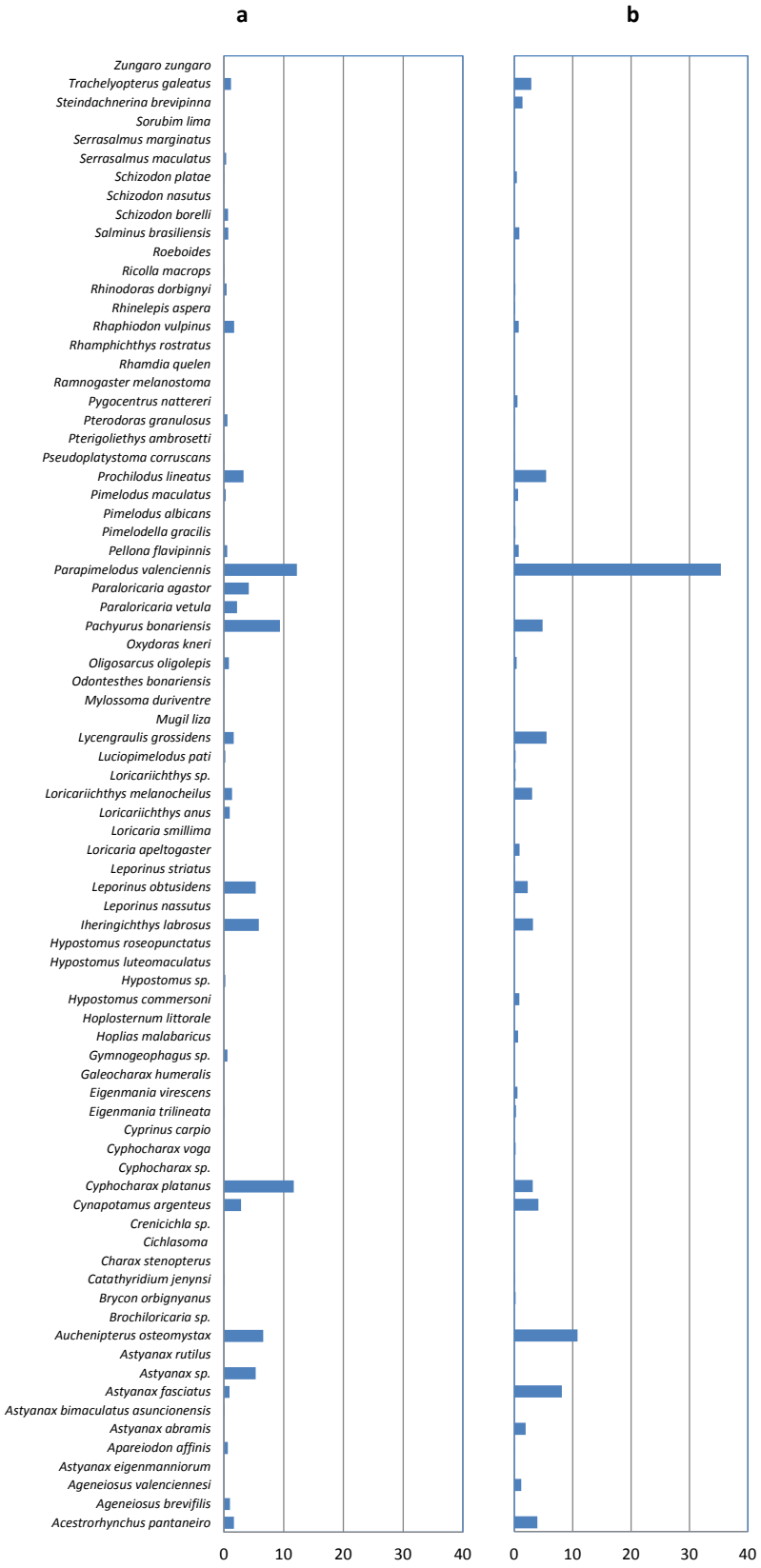


Figura 1.4: CPUE en número (n) de las distintas especies capturadas con redes agalleras, en verano de 2012(a) y 2013(b).

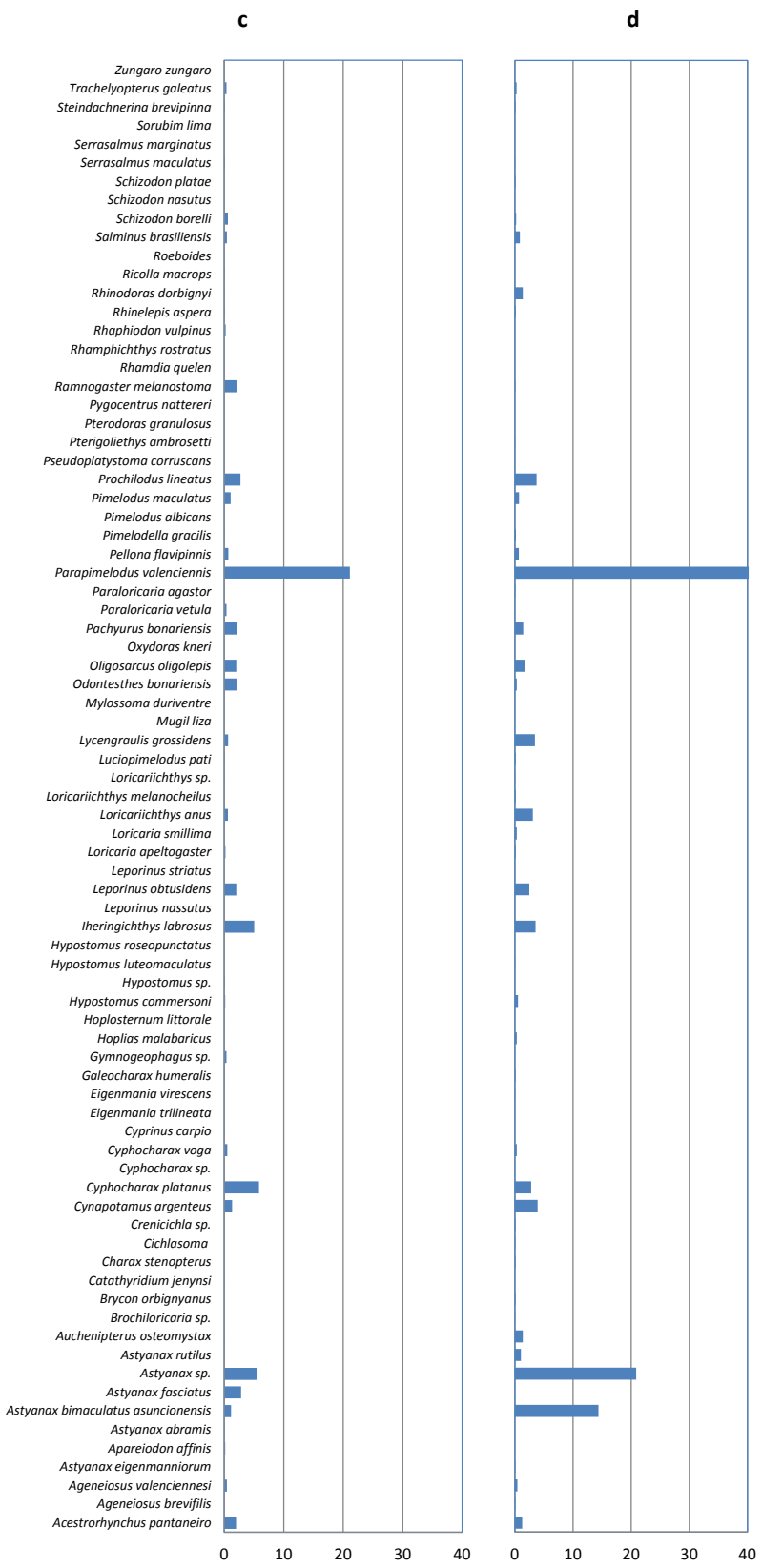


Figura 1.4 (continuación): CPUE en número (n) de las distintas especies capturadas con redes agalleras, en invierno de 2012 (c) y 2013 (d).

1.6.2 Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE) por zona

Cuando se analiza el promedio de las capturas por unidad de esfuerzo de las cuatro campañas por zona, se observan los siguientes resultados:

En la zona alta (A), las especies con mayores CPUE en peso fueron la boga y al sábalo, en tanto que el bagre porteño fue el más abundante en número.

En la zona media (M), la boga y el sábalo mostraron la mayor CPUE en peso. En número tuvo predominio el conjunto de las especies del género *Astyanax*.

En la zona baja (B) la mayor CPUE en peso correspondió al sábalo, seguido por la boga y el bagre porteño. En cuanto a número, la mayor CPUE fue la del bagre porteño seguido por el sabalito (*Cyphocharax platanus*) y el sábalo (Figuras1.5 y 1.6).

En promedio para las tres zonas, A, M y B, las especies de importancia en la pesca deportiva o comercial con mayores CPUE en peso fueron el sábalo, la boga y el dorado, que representaron entre el 40% y el 51% de las capturas (Figura 1.7).

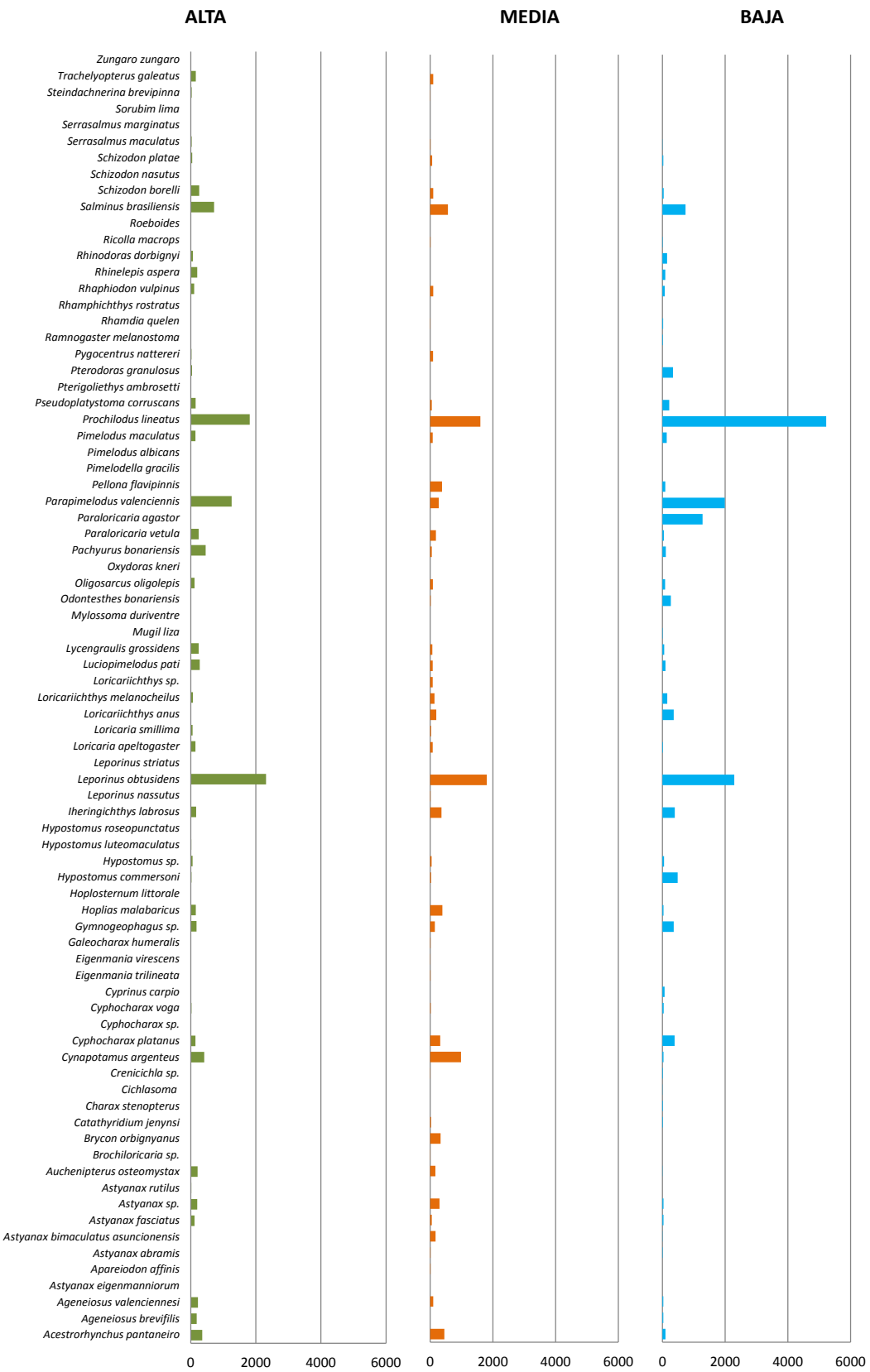


Figura 1.5: CPUE en peso (g) (2012-2013) de las distintas especies capturadas con redes agalleras, en las zonas Alta, Media y Baja.

Figura 1.6: CPUE en número (n) de las distintas especies capturadas con redes agalleras, en las zonas Alta, Media y Baja en 2012 y 2013.

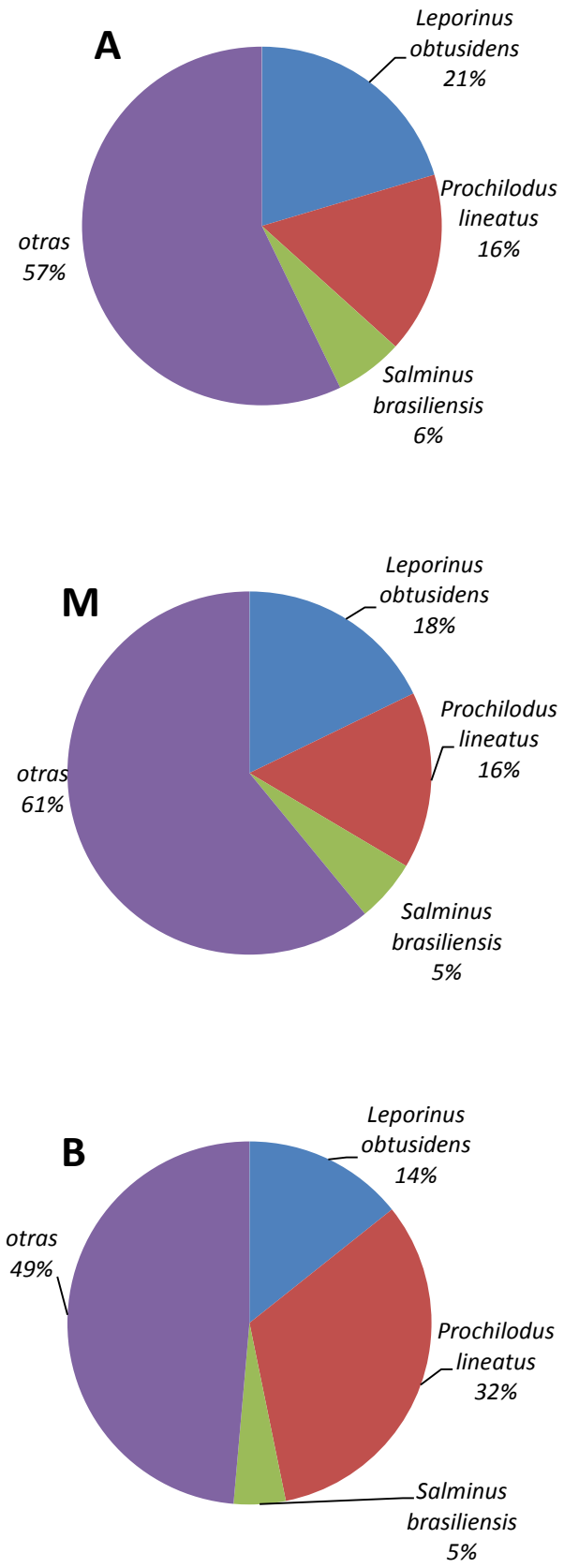


Figura 1.7. Composición porcentual promedio en peso para el periodo 2012-2013 de las tres especies más relevantes en las zonas Alta (A), Media (M) y Baja (B).

1.6.3 Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE) por campaña y zona

En la zona A, en el verano de 2012, la CPUE en peso fue baja y estuvo compuesta principalmente por corvina de rio (*Pachyurus bonariensis*), sábalo y la vieja de agua (*Paraloricaria agastor*); en el verano de 2013 fue alta la captura de sábalo, boga y bagre porteño. En el invierno de 2012 sobresalió la boga, seguida por el sábalo y el bagre porteño; en el invierno de 2013 predominaron el bagre porteño y la boga. En cuanto al número, tanto en el verano de 2013 como en los inviernos de 2012 y 2013 los bagres porteños fueron los más numerosos. En el verano de 2012 las capturas fueron bajas y compuestas principalmente por corvinas y buzos (Figuras 1.8 y 1.11).

En la zona M en las cuatro campañas, las mayores CPUE en peso correspondieron a la boga y el sábalo. Se observa además que el dientudo jorobado (*Cynopotamus argenteus*) fue importante en el invierno de 2013. En cuanto a la CPUE en número, las especies predominantes en las campañas de verano fueron el sabalito (*C. platanus*) en 2012 y el buzo u hocicón en 2013. En las campañas de invierno predominaron las mojarras del género *Astyanax*, especialmente en 2013 (Figuras 1.9 y 1.12).

En la zona B, el sábalo fue la especie con la mayor CPUE en peso en las cuatro campañas; le siguieron el bagre porteño en el invierno de 2013, la vieja del agua (*Paraloricaria agastor)* en el verano de 2012 y la boga, que fue abundante en el verano de 2012 y el invierno de 2013. En cuanto al número, el bagre porteño (*Parapimelodus valenciennis*) fue el más abundante en el invierno de 2013 y en menor grado en el verano de 2012; también se destacó el sabalito (*Cyphocharax platanus)* en el invierno de 2012 (Figuras 1.10 y 1.13).

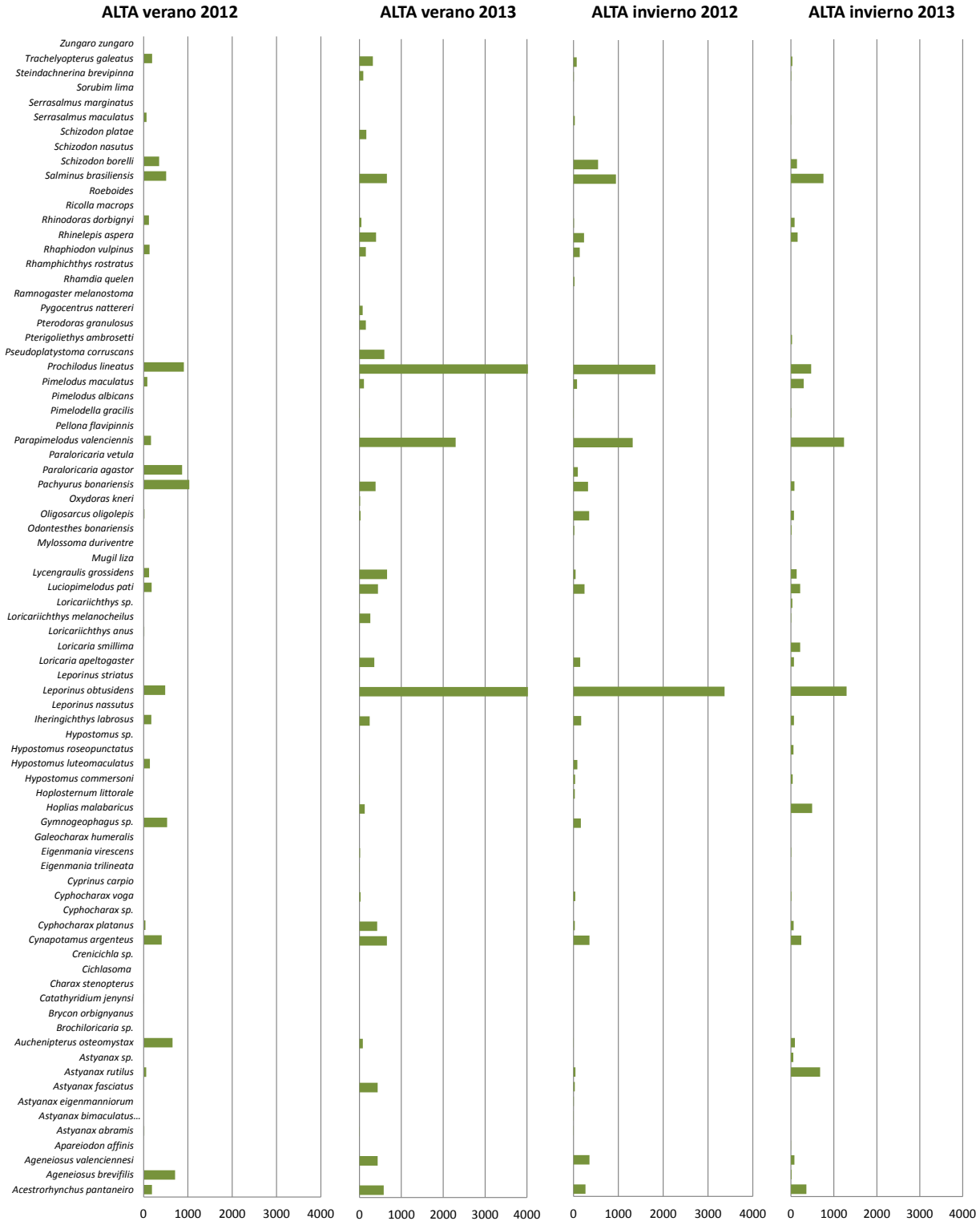


Figura 1.8. CPUE en peso (g) de las distintas especies capturadas con redes agalleras en la zona A por campaña.

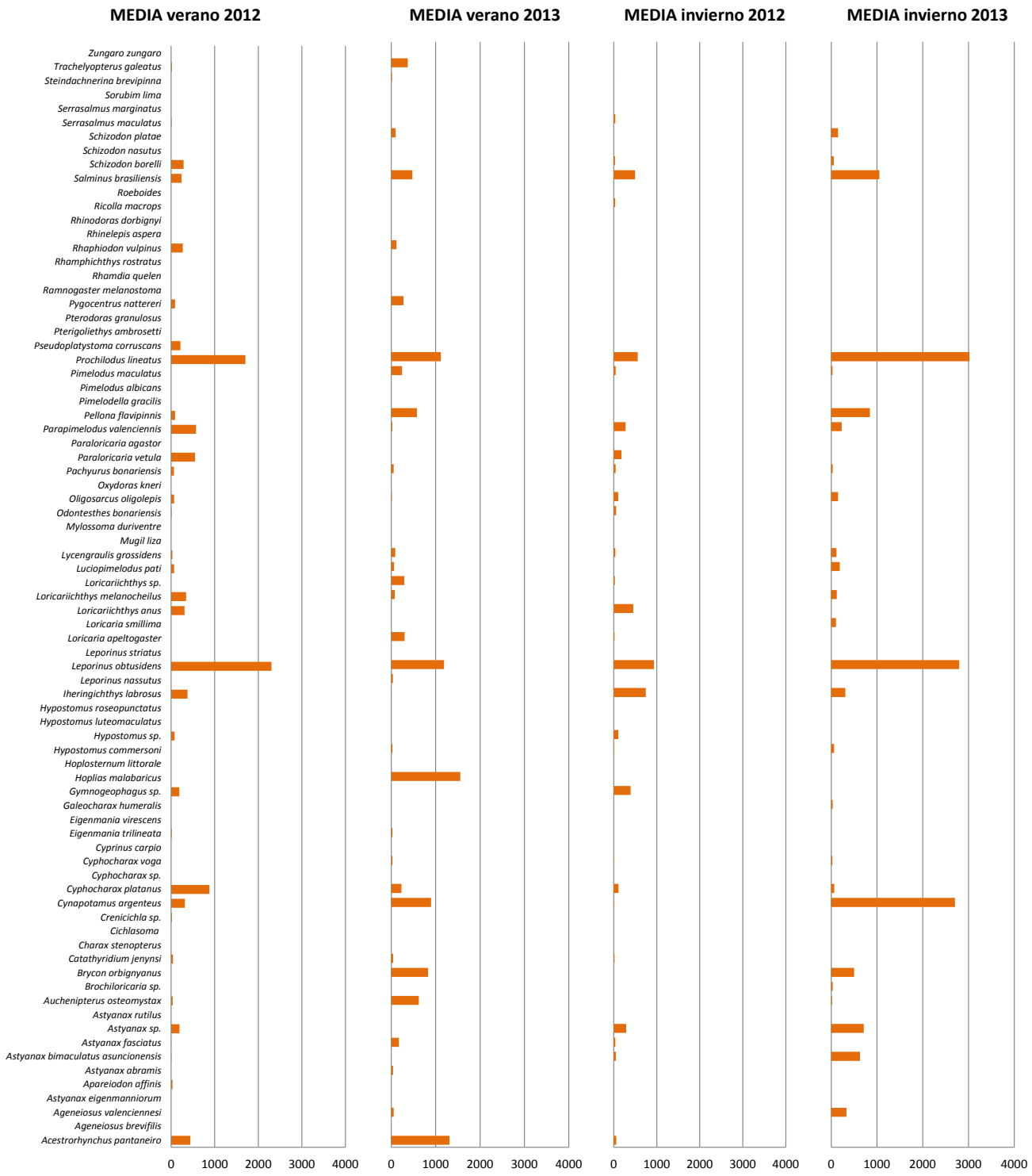


Figura 1.9. CPUE en peso (g) de las distintas especies capturadas con redes agalleras en la zona M por campaña.

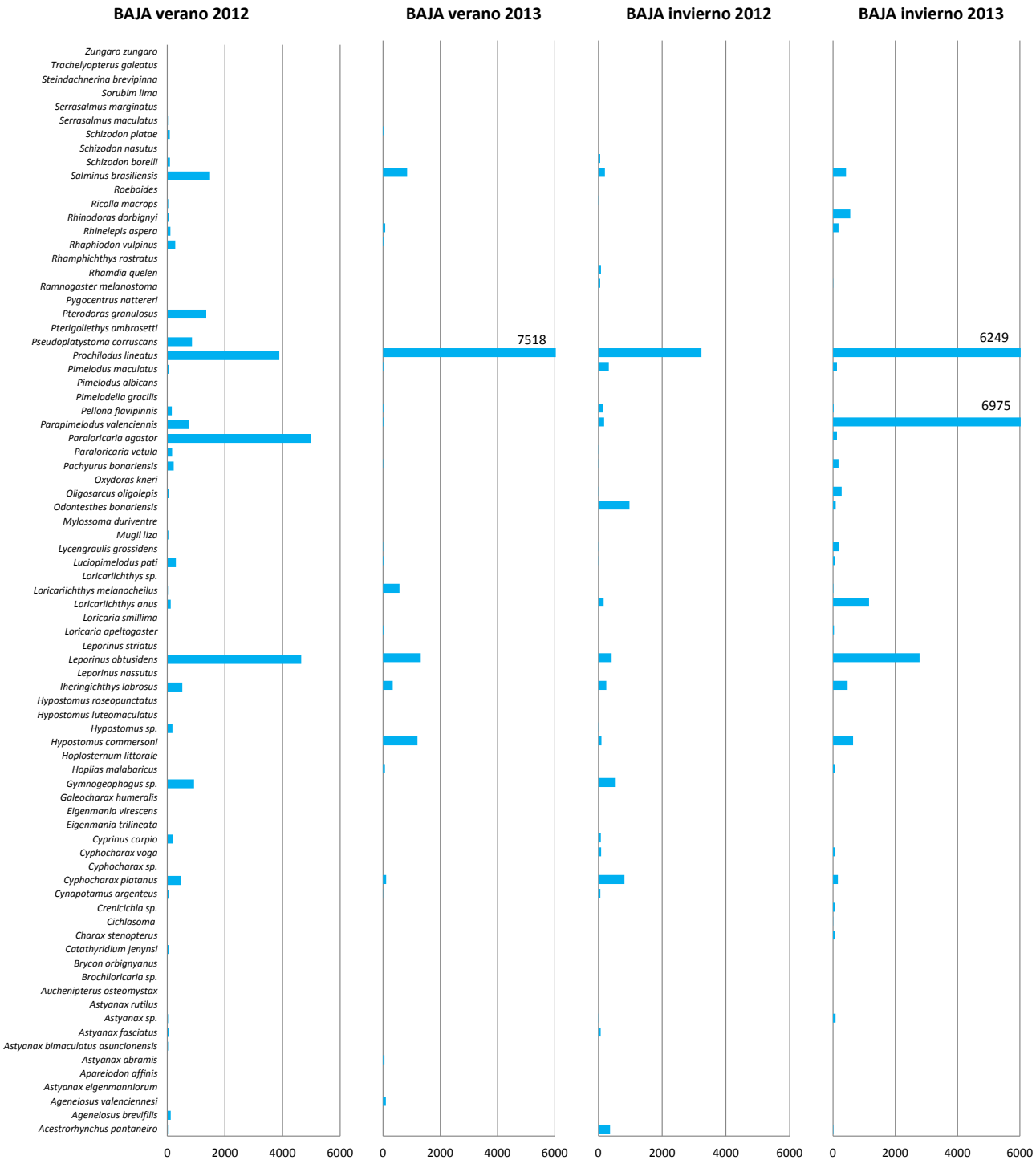


Figura 1.10. CPUE en peso (g) de las distintas especies capturadas con redes agalleras en la zona B por campaña.

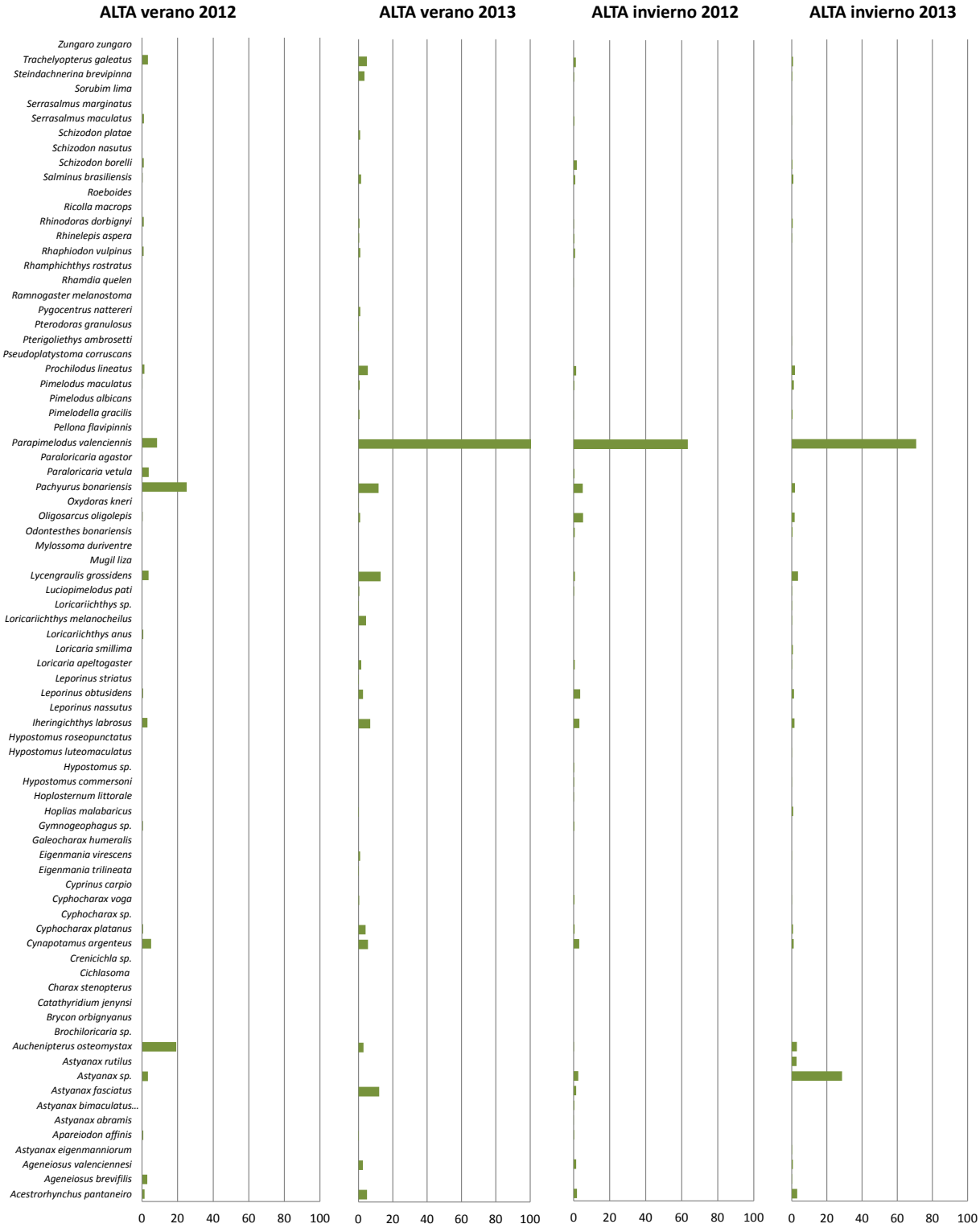


Figura 1.11. CPUE en número (n) por campaña de las distintas especies capturadas con redes agalleras en la zona A.

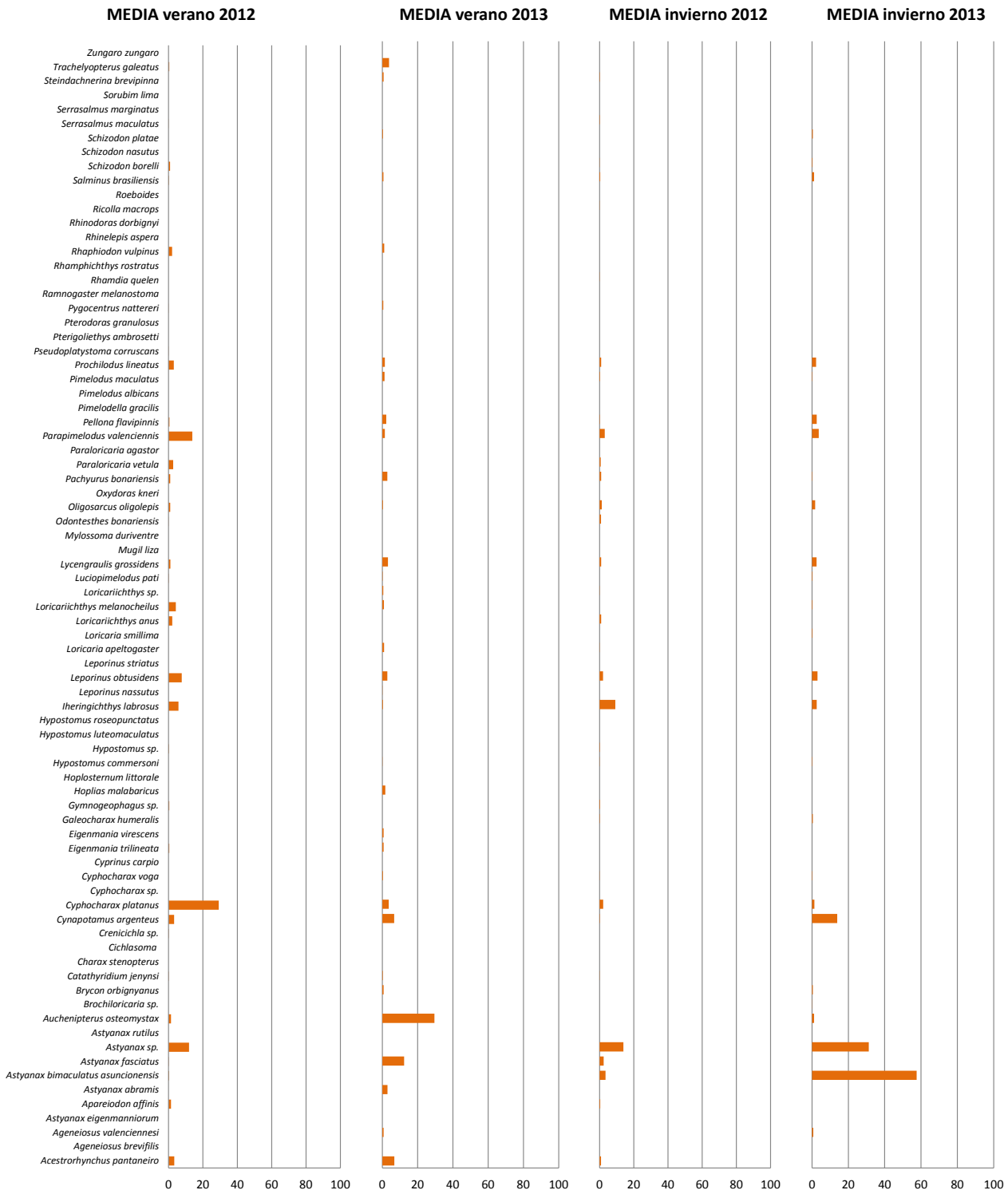


Figura 1.12. CPUE en número (n), de las distintas especies capturadas con redes agalleras en la zona M por campaña.

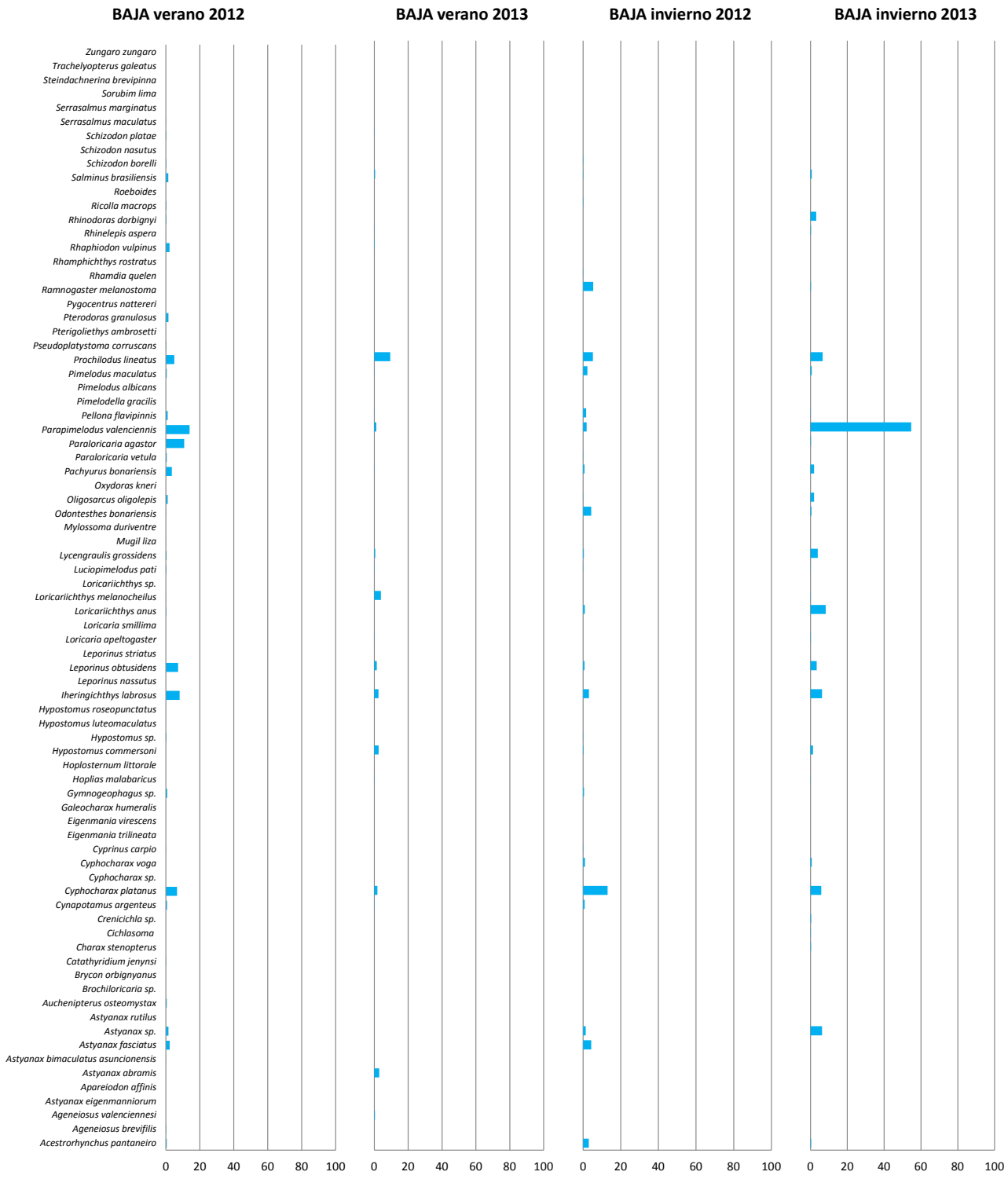


Figura 1.13. CPUE en número (n), de las distintas especies capturadas con redes agalleras, en la zona B, por campaña.

1.6.4 Evolución de las capturas experimentales.

Considerando la CPUE (peso) total en las 8 estaciones de pesca en las cuales se muestreó con continuidad entre 2007 y 2013, se observa que los rendimientos fueron máximos en las campañas de 2010 y 2011, y se mantuvieron relativamente altos en 2012 y 2013, pero en niveles superiores a los observados en 2007 y 2008. Las estaciones que mostraron mayores valores de CPUE en peso fueron en orden decreciente: Boca del río Gualeguaychú, La Concordia y Concepción del Uruguay (Figura 1.14).

La especie con mayor CPUE en número, considerando el conjunto de las estaciones de pesca durante todo el período de muestreo, fue el bagre porteño, que predominó en forma consistente a partir de la primavera de 2010 y amplió marcadamente su abundancia relativa en 2010-2013. El sábalo y la boga contribuyeron significativamente al incremento de las capturas totales en 2010 y 2011 (Figura 1.15).

En cuanto a la CPUE en peso para todas las estaciones de pesca, los valores más altos correspondieron en general al sábalo y la boga, aunque esta última mostró variaciones de mayor amplitud. Notablemente, las capturas de dorado superaron a las de sábalo y de boga en 2010 (Figura 1.16).

El análisis de las capturas de las principales especies en la pesca artesanal, sábalo y boga, en las 8 estaciones de muestreo que se siguieron con continuidad a lo largo de los cinco años (2007 a 2013), mostró que las CPUE en peso y número fueron mayores para el sábalo en la mayoría de las campañas. La boga fue más numerosa en las campañas realizadas en septiembre de 2010 y en marzo de 2012 y sólo superó en peso al sábalo en esta última y en la campaña de septiembre de 2013 (Figuras 1.17 y 1.18).

La CPUE total media en peso para todas las especies y estaciones de pesca entre 2007 y 2013 varió entre aproximadamente 4,4 kg en julio de 2009 y 18,7 kg en abril de 2010 (Tabla 1.5). Las capturas en primavera-verano fueron mayores que en invierno, cuando ya han ocurrido la mayor parte de los desplazamientos, ya sea por razones tróficas, térmicas o reproductivas.

Cuando se analiza la CPUE en términos generales entre los años 2007 y 2013, no se puede afirmar que haya una tendencia definida, sino que parecen ocurrir oscilaciones con varios años de amplitud tanto en peso como en número de individuos. En 2012 se registró un leve descenso de la CPUE en el sábalo y la boga respecto al bienio 2010-

2011, pero a partir de 2013 se observó un repunte de ambas. Además del sábalo y la boga, de alto valor pesquero, otras especies mostraron cambios en sus capturas, como ocurrió en el caso del dorado, que tuvo valores excepcionalmente altos en septiembre de 2010, y el del bagre porteño, que mostró un marcado incremento de su abundancia a partir de fines de 2012 y en los dos muestreos de 2013.

Al interpretar las fluctuaciones de la CPUE, especialmente en el caso de especies con comportamiento migratorio definido, debe tenerse en cuenta que el tramo del río Uruguay considerado es sólo una parte del área de distribución de las poblaciones, dentro de la cual se producen desplazamientos cíclicos anuales además de cambios de localización en periodos más prolongados, causados, por ejemplo, por las condiciones hidrológicas en diferentes partes del sistema. Estos factores producen variaciones de la densidad en la zona de estudio que se superponen a las debidas a cambios en la abundancia de las poblaciones.

La continuidad de los muestreos es necesaria para identificar tendencias sostenidas en el tiempo y relacionarlas eventualmente con cambios ambientales naturales u originados por actividades humanas.

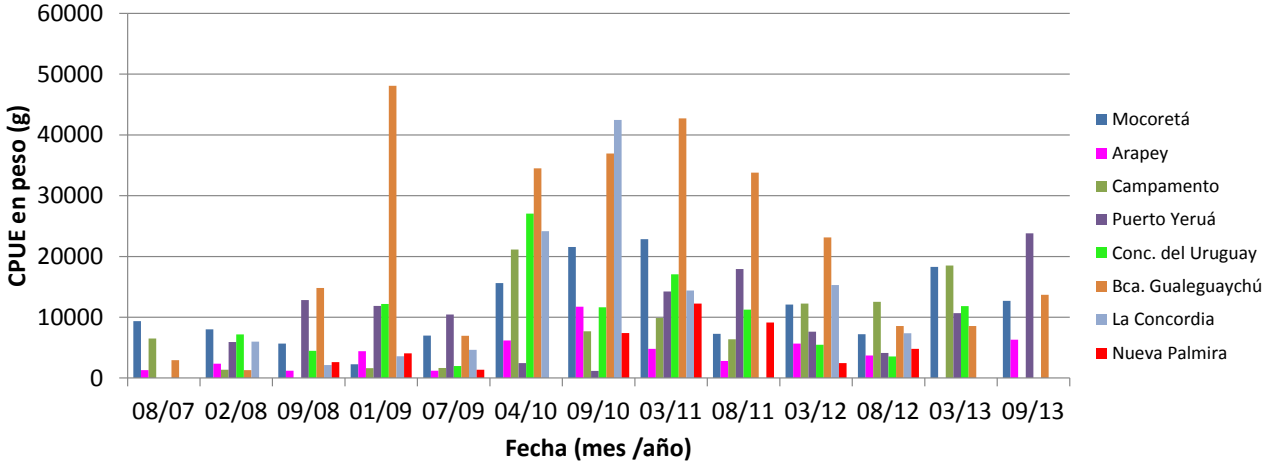


Figura 1.14: CPUE en peso (g) del conjunto de las especies en las ocho estaciones de muestreo representadas en el periodo 2007-2013.

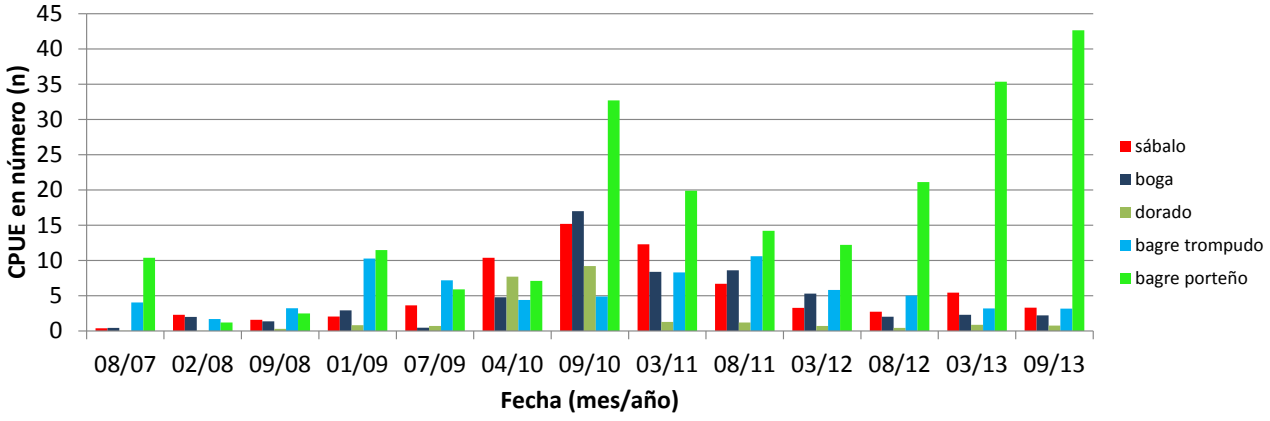


Figura 1.15. CPUE en número (n) promedio de las principales especies en los distintos muestreos (todas las estaciones de pesca).

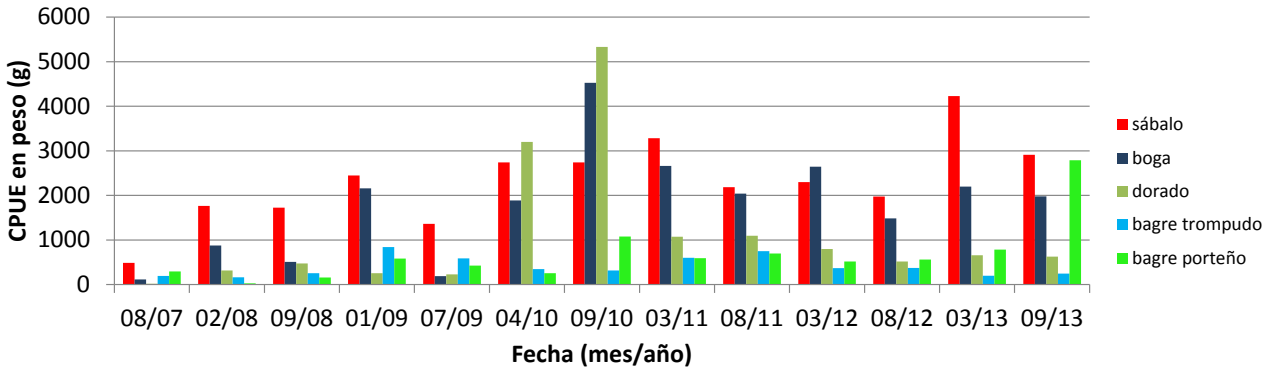


Figura 1.16. CPUE en peso (g) promedio de las principales especies en los distintos muestreos (todas las estaciones de pesca).

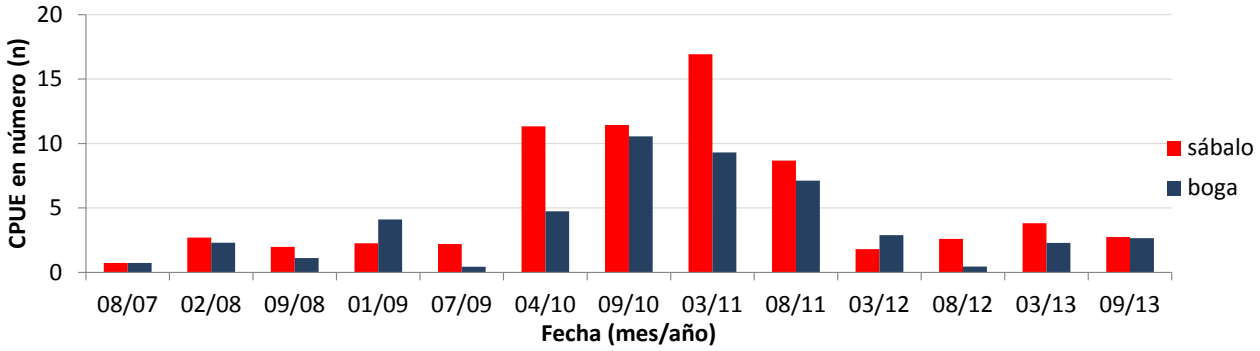


Figura 1.17. CPUE en número (n) promedio para el sábalo y la boga, en las ocho estaciones representadas en el periodo 2007-2013.

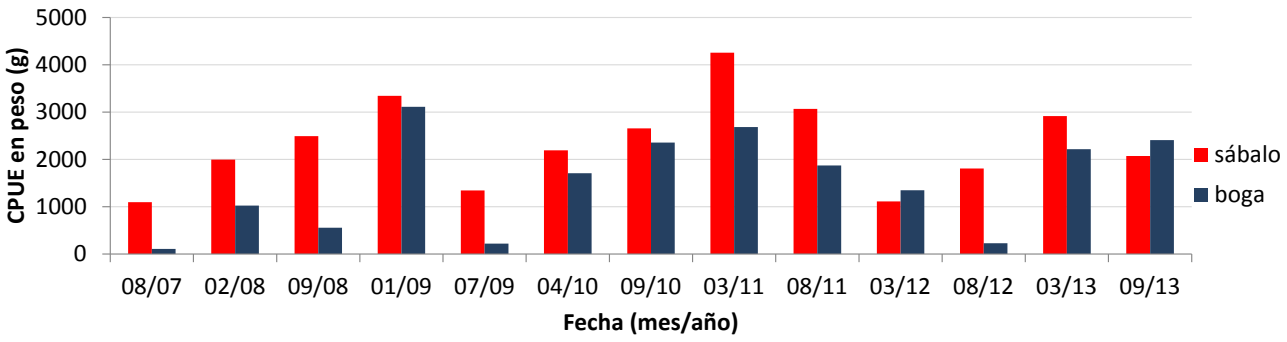


Figura 1.18. CPUE en peso (g) promedio para el sábalo y la boga, en las ocho estaciones de muestreo representadas en el periodo 2007-2013.

Tabla 1.5. Captura por unidad de esfuerzo (100 m de red por noche) en peso (g) de todas las especies capturadas, por campaña, en estaciones representativas muestreadas con continuidad.

Fecha / Estación	ago-07	feb-08	sep-08	ene-09	jul-09	abr-10	sep-10
Mocoreta	9.345,0	8.001,2	5.662,0	2.253,2	6.982,0	15.624,0	21.556,0
Arapey	1.302,0	2.355,6	1.205,6	4.423,2	1.195,6	6.187,0	11.747,0
Campamento	6.517,2	1.377,4	2.271,6	1.620,4	1.665,8	21.159,0	7.685,3
Puerto Yeruá		5.927,6	12.831,6	11.879,0	10457,6	2.455,0	1.178,0
Conc. del Uruguay		7.163,2	4.487,6	12.171,0	1.796,6	27.058,0	11.637,8
Boca del río Gualeguaychú	2.951,6	13.039,4	14.820,0	48.096,0	6.957,0	34.492,0	36.952,4
La Concordia		5.997,5	2.144,4	3.568,0	4.629,0	24.175,0	42.476,8
Nva. Palmira		2.622,3	4.074,0	1.430,0	1.371,0		7.408,9
Número	39,5	21,1	16,5	65,0	36,2	129,7	136,8
Promedio (g)	5.028,9	5.810,5	5.937,1	10.680,1	4.381,8	18.735,7	17.580,2

Fecha / Estación	mar-11	ago-11	mar-12	ago-12	mar-13	sep-13
Mocoreta	22.843,1	7.260,3	12.088,5	7.217,8	18.280,5	12.710,9
Arapey	4.805,1	2.810,7	5.659,3	3.696,9		6.312,0
Campamento	9.866,0	6.368,4	12.251,5	12.532,7	18.496,7	
Puerto Yeruá	14.235,0	1.7919	7.629,1	4.109,8	10.667,0	23.821,1
Conc. del Uruguay	17.080,2	11.244,2	5.486,2	3.536,0	11.835,8	
Boca del río Gualeguaychú	42.714,4	33.792,5	23.135,1	8.562,7	8.564,3	13.698,7
La Concordia	14.413,8		15.292,0	7375,3		
Nva. Palmira	12.253,3	9.139,8	2.453,5	4796,7		
Número	109,1	88,9	83,4	60,6	123,3	156,1
Promedio (g)	17.276,3	12.647,8	10.499,4	6.478,5	13.568,9	14.135,8

1.6.5 Estructura de tallas y edades.

Se realizó el análisis de la distribución de tallas del sábalo por ser la especie de mayor interés pesquero, desde el 2010 hasta el 2013 (Figura 1.19), y se determinaron las edades correspondiente a las principales modas de las distribuciones de longitudes a través de la lectura de marcas de crecimiento en los otolitos utriculares.

En el Informe del bienio 2010 -2011 se comunicó la presencia importante de juveniles de sábalo y boga en la zona del embalse (A) y en la zona media (M) del río Uruguay, producto de los desoves que tuvieron lugar en el período reproductivo 2009-2010. Estos individuos, con 2 años en 2012 y 3 años en 2013 (Figura 1.20), constituyen las modas de la distribución de tallas que pasaron de 16 cm (*Ls*) en otoño de 2009 a 30 cm (*Ls*) en septiembre de 2013 (Figura 1.19).

Las pequeñas modas de juveniles de menos de un año (entre 8 cm y 21 cm) que se observaron en febrero y en septiembre-octubre de 2013 corresponden a muestreos realizados aguas arriba de la represa de Salto Grande y se explican por las crecidas del río Uruguay entre octubre de 2012 y enero de 2013 y las que tuvieron lugar a partir de septiembre de 2013 (Figura 1.21.).

Normalmente, las poblaciones de sábalo están dominadas por una o dos cohortes exitosas generadas en periodos reproductivos coincidentes con fuertes incrementos del nivel hidrométrico y extensas áreas inundadas. Actualmente la pesca de sábalo depende de las cohortes cuya generación estuvo favorecida por las grandes crecientes que ocurrieron en los períodos reproductivos de 2006-2007 y 2009-2010 en los ríos Paraná y Uruguay. Los muestreos de los últimos años muestran claramente la abundancia de la cohorte de 2009-2010, que es la que va a sostener la mayor parte de la pesca artesanal, a medida que el crecimiento de los individuos vaya produciendo su reclutamiento a las pesquerías. Eventualmente esta cohorte irá siendo reemplazada en las capturas por otra u otras cohortes exitosas, generadas en futuras situaciones ambientales favorables.

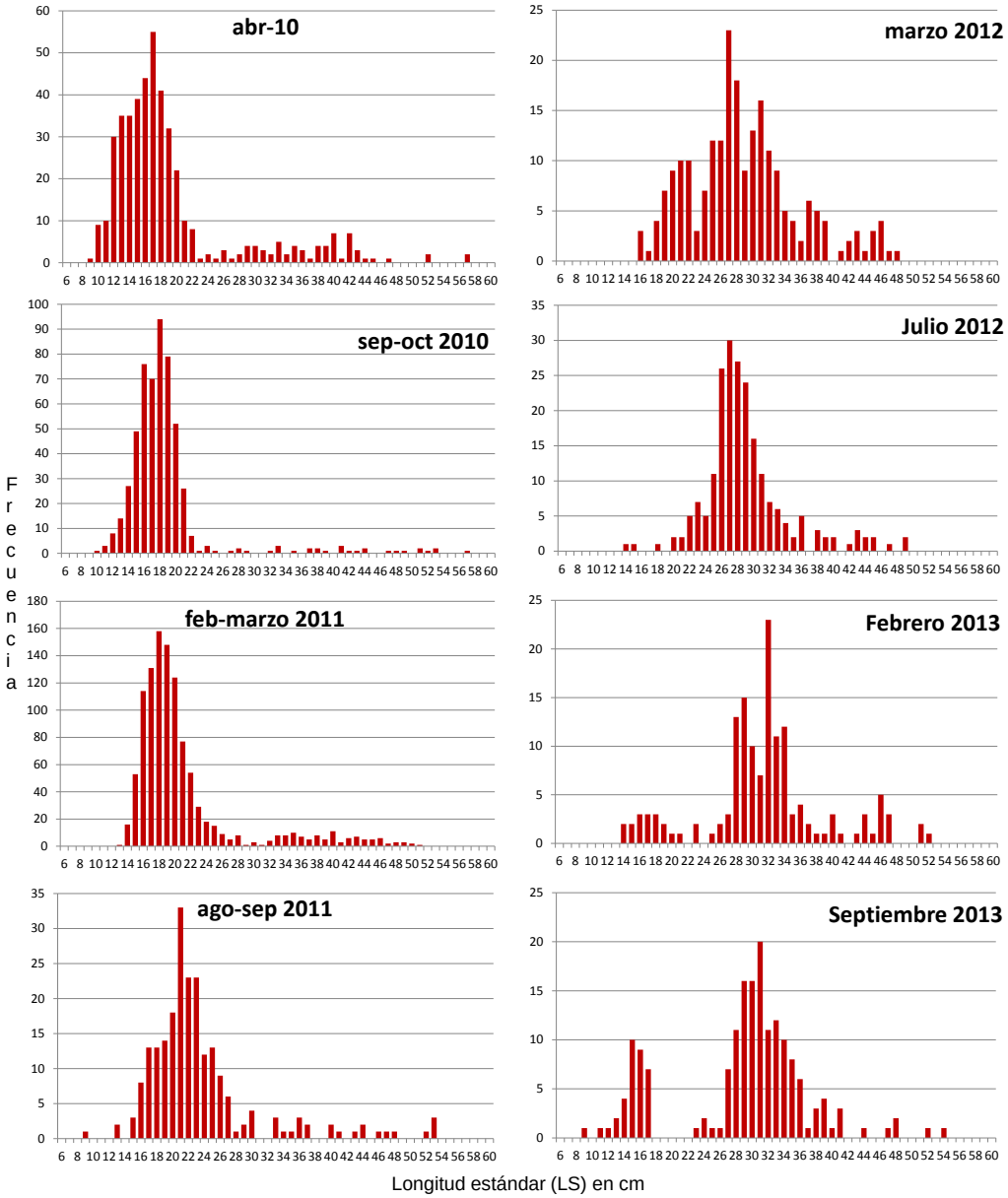


Figura 1.19. Estructura de tallas de sábalo por campaña entre los años 2010 y 2013 en el conjunto de las zonas del río.

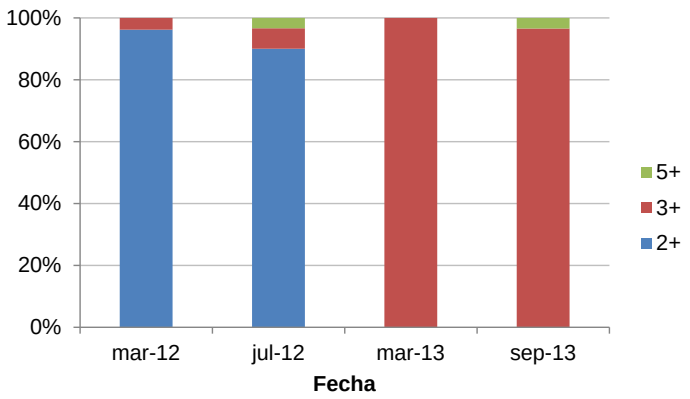


Figura 1.20. Edades de los sábalos correspondientes a las principales modas de longitud en 2012 y 2013.

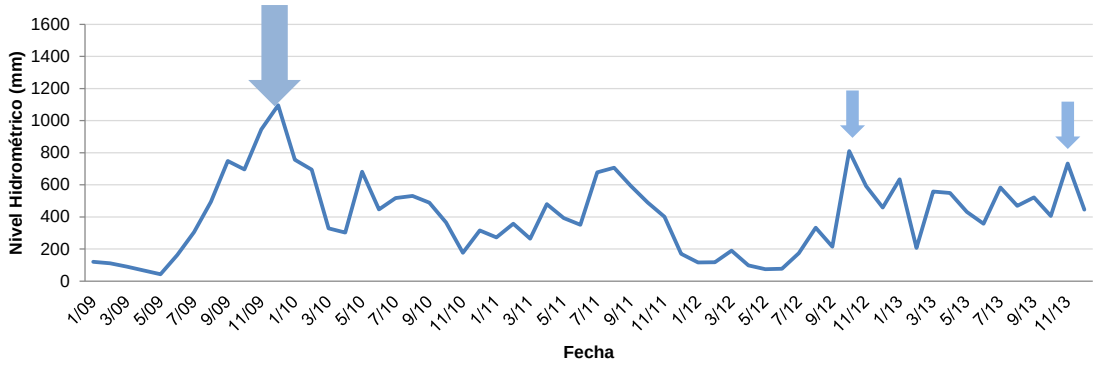


Figura 1.21. Niveles hidrométricos en Concordia durante el periodo 2009-2013. Las flechas indican situaciones de aguas altas coincidentes con los periodos reproductivos del sábalo y otras especies.

1.6.6 Diversidad y Equitatividad

En general, se observó un mayor número de especies durante los muestreos correspondientes al verano. Al analizar el número de especies por zonas del río, se puede apreciar que en la zona alta (embalse de Salto Grande) hay mínimas variaciones entre el invierno y el verano, mientras que en las zonas media y baja las diferencias entre las estaciones son más marcadas. Los altos valores de diversidad estuvieron relacionados directamente con la equitatividad e inversamente con la dominancia, comportamiento normal en comunidades ícticas ecológicamente estables.

En 2012 las estaciones con mayor riqueza específica correspondieron a las zonas media y baja. En particular, los valores más altos se registraron en Villa Paranacito (32), seguida por Gualeguaychú (28) ambas en verano (marzo) (Figura 1.22). Al analizar los índices de diversidad se observó un patrón con otras características. Si bien en el verano se obtuvieron valores de H' mayores que en el invierno, en la zona media ocurrió lo opuesto, dado que desde Puerto Yeruá hasta Gualeguaychú los valores de H' fueron mayores en el invierno. Cabe aclarar que las bajas capturas en Nuevo Berlín fueron atribuidas a un mal funcionamiento de las redes, ya que en las estaciones cercanas se mantuvo el patrón previamente descripto. Las bajas capturas en Salto, durante el invierno, aumentaron la dominancia (D) de aquellas pocas especies presentes en la captura (Figura 1.23).

Durante 2013 se observó un patrón diferente al observado el año anterior, probablemente debido a que los muestreos correspondientes al invierno se realizaron en realidad entre fines del invierno y comienzos de la primavera (septiembre-octubre).

Hubo mayor número de especies registradas durante el invierno en la zona alta del río, en particular en Mocoretá (34) seguido por Concepción del Uruguay (30).

En general, se observó que durante el 2013 la diversidad fue menor que durante 2012 y que las zonas media y alta resultaron más diversas que la zona baja.

Al analizar la varianza de los datos de riqueza y diversidad (H') obtenidos desde 2007 no se observaron diferencia significativa entre las zonas del río (alta, media y baja). Sin embargo, sí se hallaron diferencias significativas entre estaciones (invierno-verano) y años para los dos índices.

El número de especies y la diversidad fueron significativamente mayores en el verano que en el invierno ($p<0.005$). Como se puede apreciar en las Figuras 1.24 y 1.25, en el 2010 se registró un mayor número de especies y mayor diversidad en relación a lo observado en el 2007, 2008 y 2009 ($p<0.005$). En los años siguientes se observó una disminución en ambos índices, aunque no estadísticamente significativa, con valores muy similares entre 2012 y 2013.

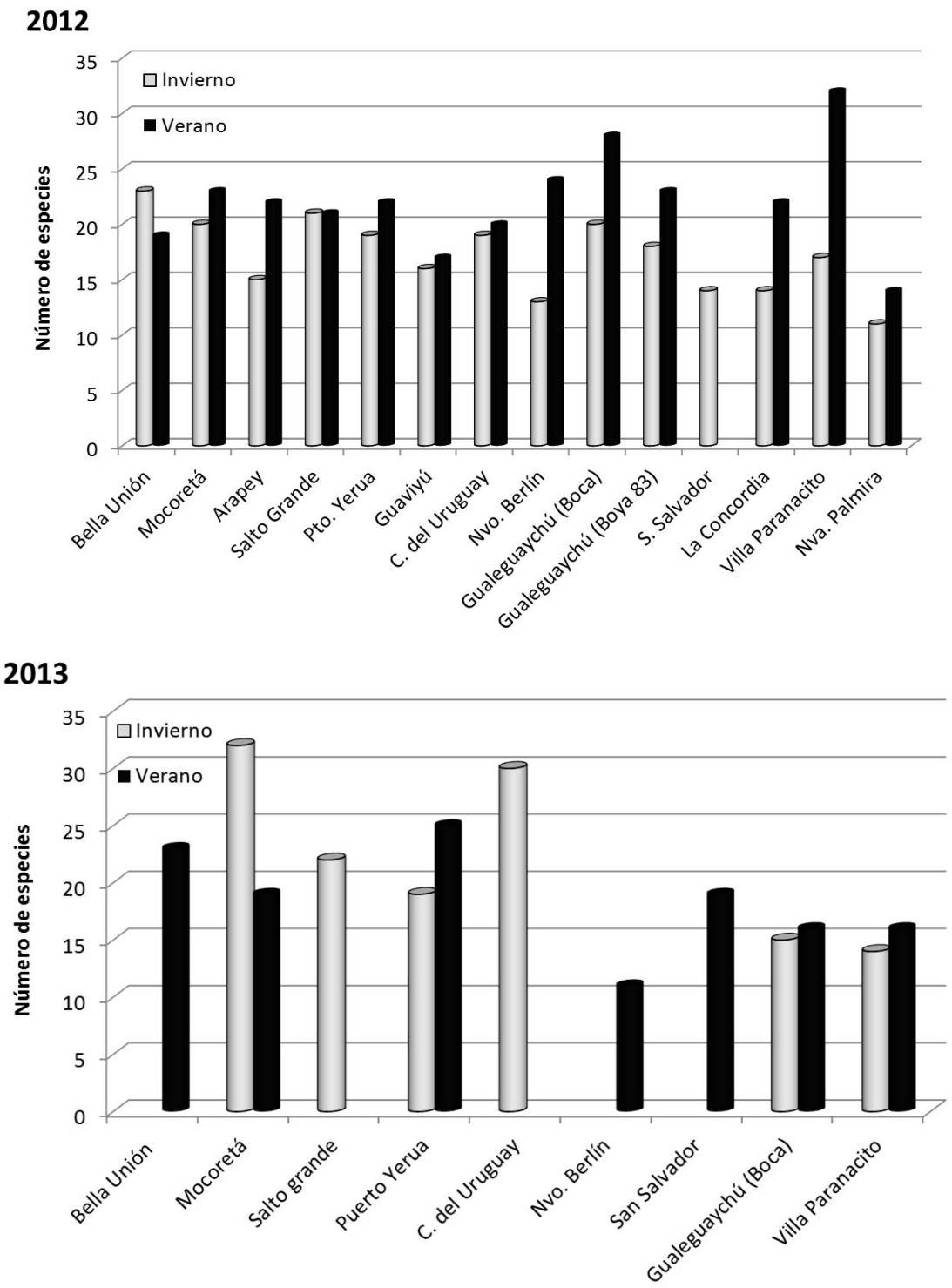


Figura1.22. Riqueza. Número de especies por sitio muestreado en el río Uruguay en el año 2012 (arriba) y en el año 2013 (abajo). Referencia: (negro) "verano"; (gris) "invierno".

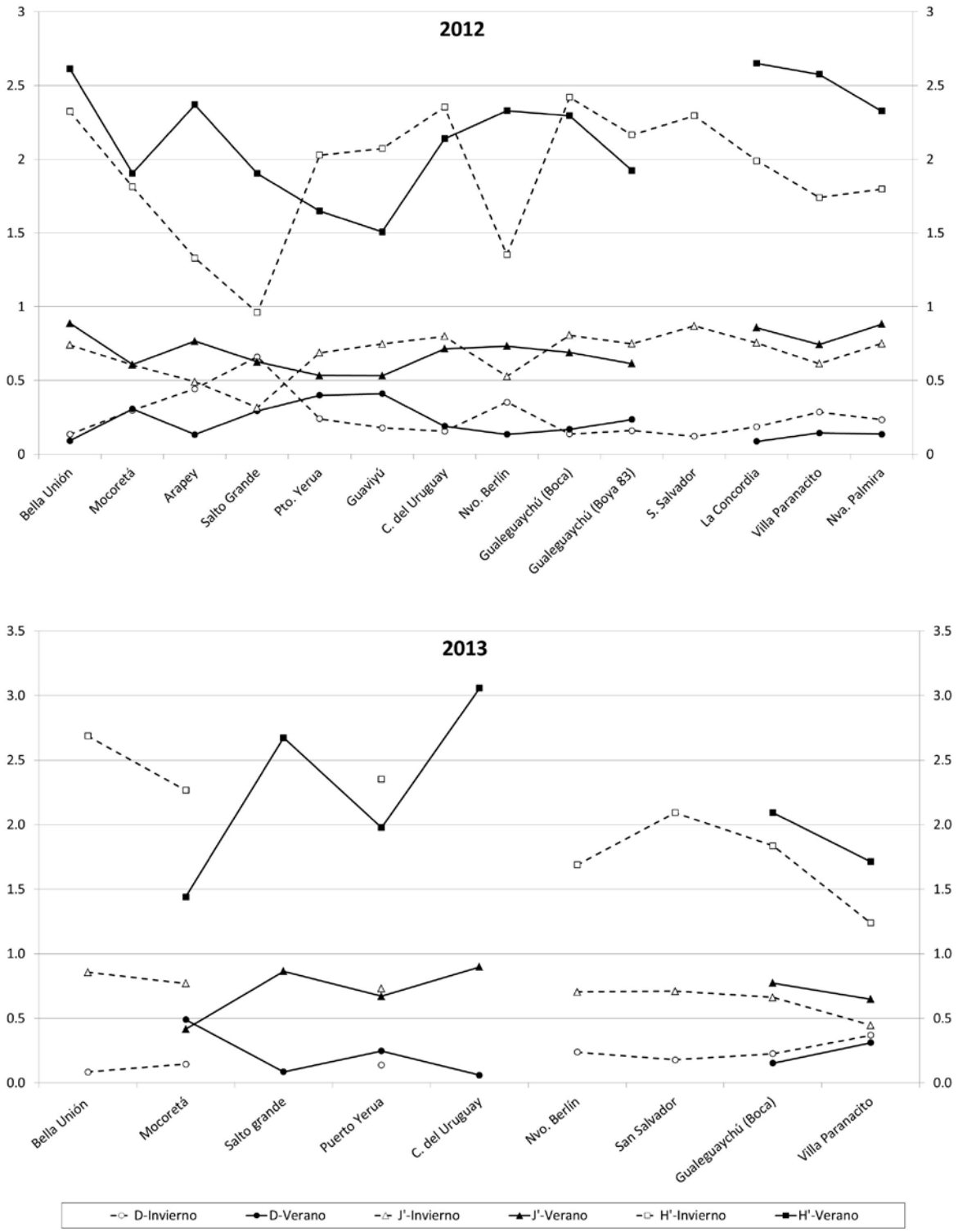


Figura 1.23. Índices de diversidad para cada sitio muestreado en 2012 (arriba) y 2013 (abajo) a lo largo del río Uruguay. Referencia: (H') índice de Shannon; (D) dominancia; (J') Equitatividad; (negro) verano; (gris) invierno.

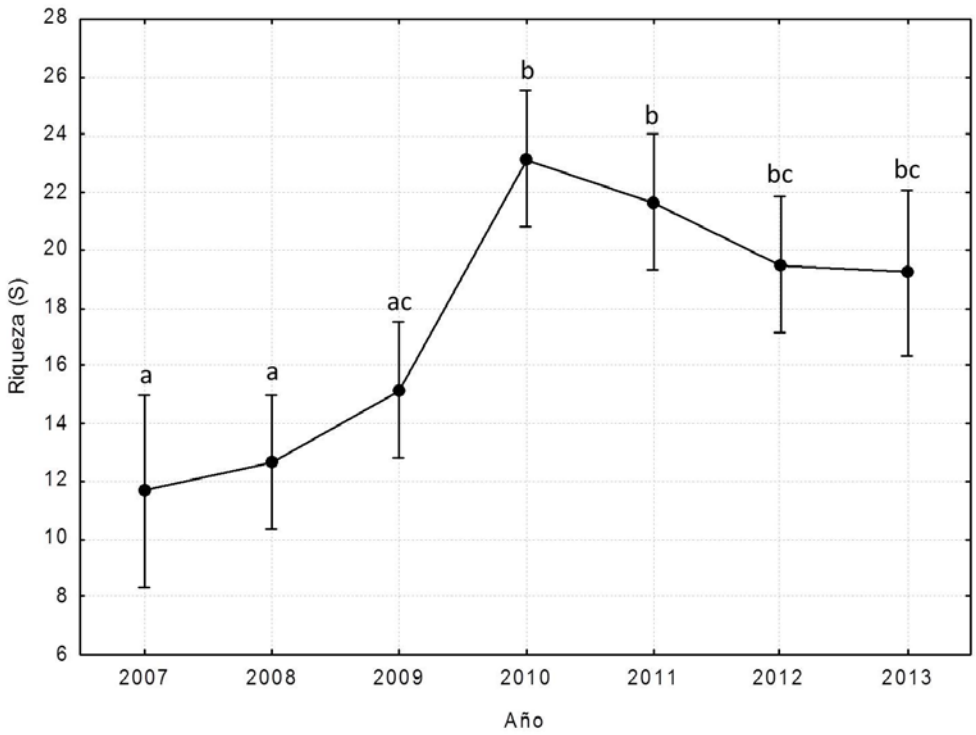


Figura 1.24. Riqueza específica media en el río Uruguay en función de los años muestreados. Referencia: las letras diferentes indican diferencias significativas entre años (p<0.005).

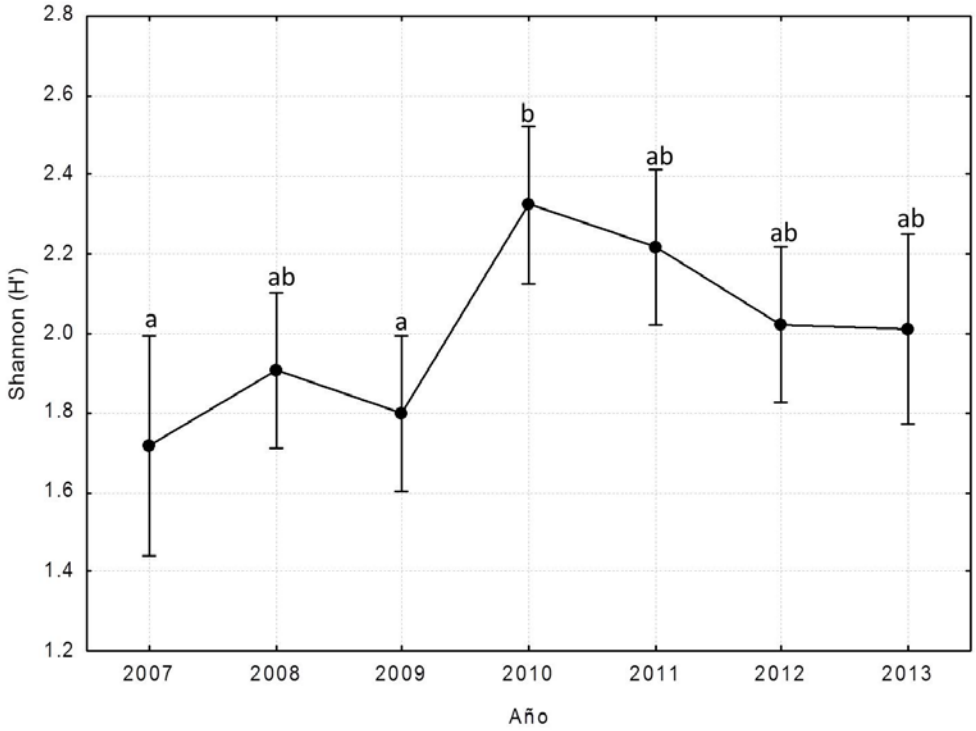


Figura 1.25. Índice de Shannon medio en el río Uruguay en función de los años muestreados. Referencia: las letras diferentes indican diferencias significativas entre años (p<0.005).

1.6.7 Análisis de Patrones Espaciales.

Durante 2012 las especies estudiadas presentaron un patrón de abundancia y distribución diferente entre marzo y julio. Durante marzo hubo capturas más abundantes de las especies de interés comercial y deportivo. En particular, en la zona baja del río Uruguay el sábalo predominó en las capturas de julio, y la boga en las de marzo. El armado y el surubí, sólo se registraron en los muestreos de marzo. Esta última especie constituyó una parte importante de la CPUE en peso (Figura 1.26).

Durante 2013 las especies de interés comercial y deportivo que predominaron fueron el sábalo y la boga. No se observaron importantes diferencia en la CPUE entre los muestreos de marzo y septiembre. Si bien se capturaron más ejemplares de surubí durante septiembre, en general las capturas fueron bajas (Figura 1.27).

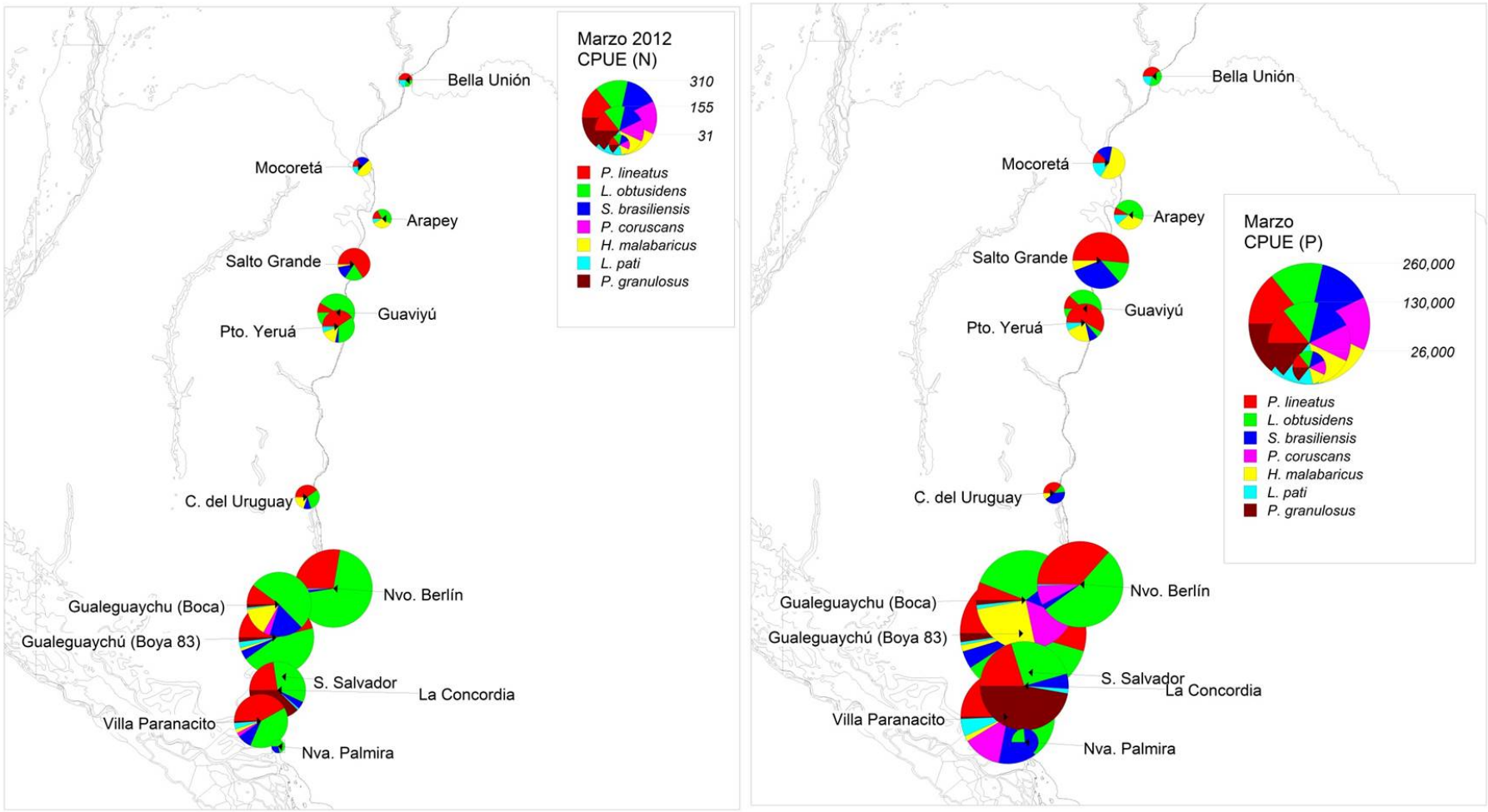


Figura 1.26. Análisis de patrones espaciales de las especies de interés comercial y deportivo a lo largo del río Uruguay en el verano de 2012. Referencia: CPUE en número (N); CPUE en peso (P) (g).

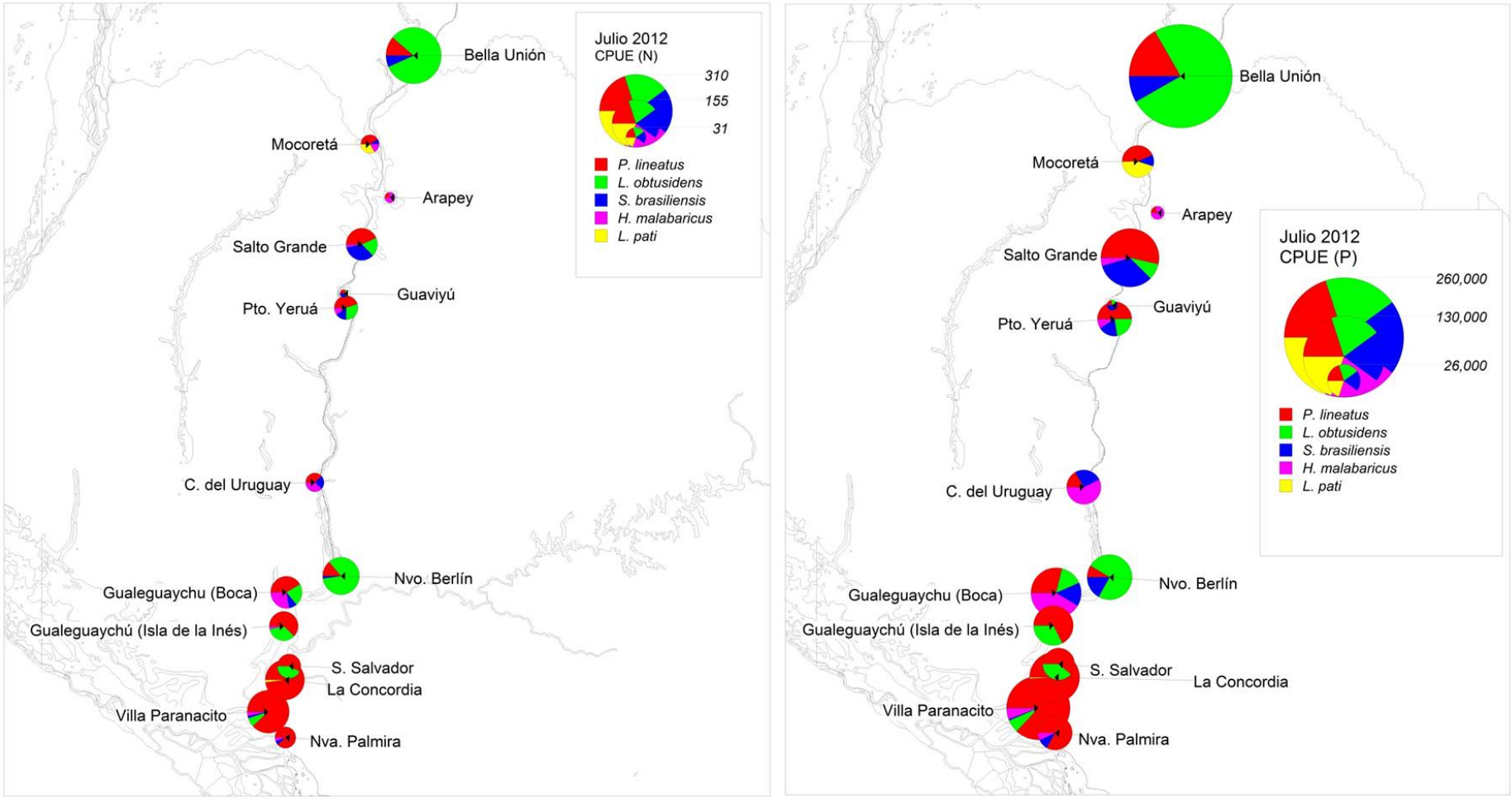


Figura 1.26. (Cont.)Análisis de patrones espaciales de las especies de interés comercial y deportivo a lo largo del río Uruguay en invierno de2012. Referencia: CPUE en número (N); CPUE en peso (P) (g).

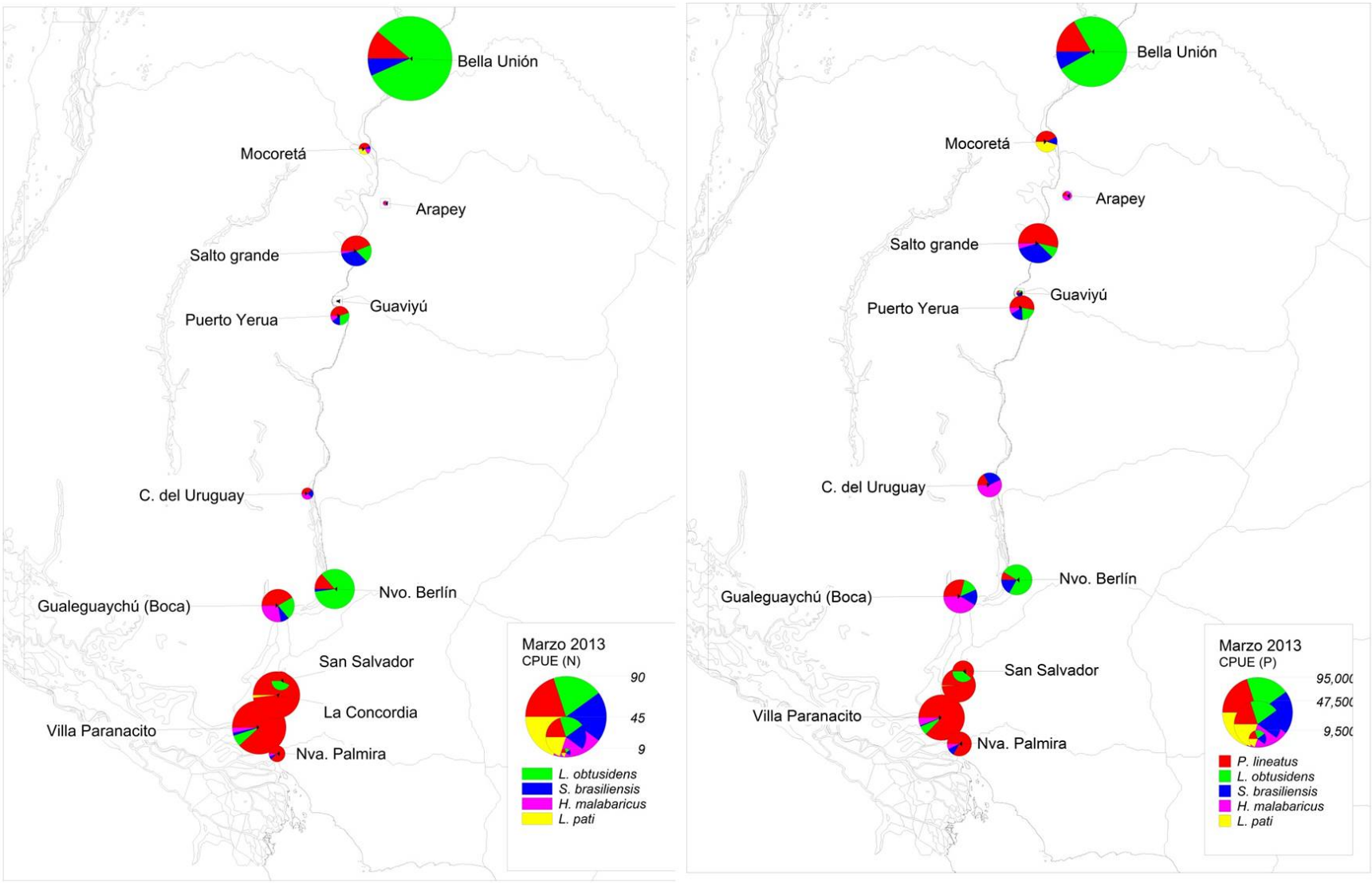


Figura 1.27. Análisis de patrones espaciales de las especies de interés comercial y deportivo a lo largo del río Uruguay en verano de 2013. Referencia: CPUE en número (N); CPUE en peso (P) (g).

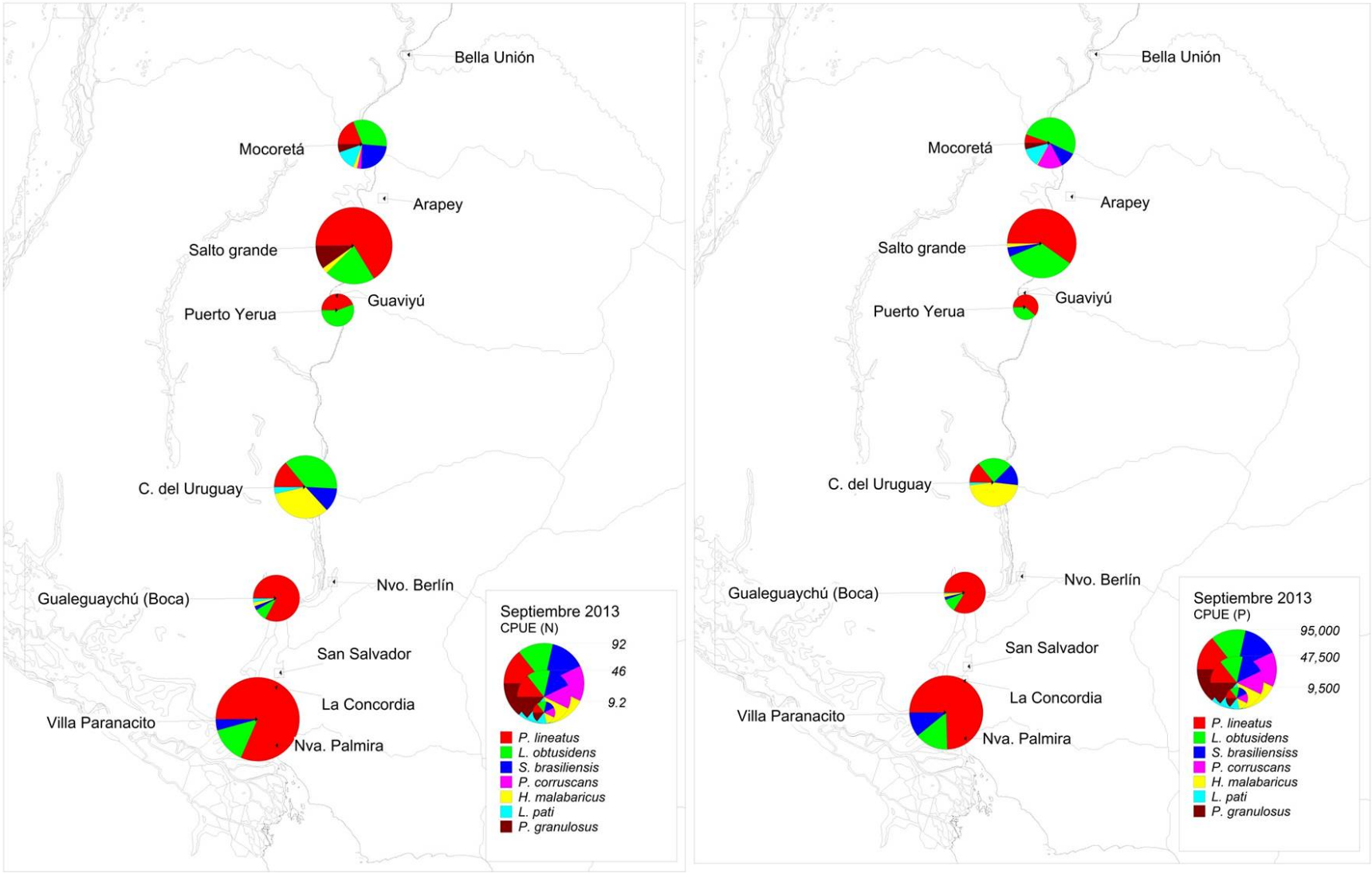


Figura 1.27. (Cont.) Análisis de patrones espaciales de las especies de interés comercial y deportivo a lo largo del río Uruguay en invierno de 2013. Referencia: CPUE en número (N); CPUE en peso (P) (g).

1.7 Conclusiones

En el periodo 2012-2013 se capturaron 65 especies, un número similar al del periodo 2010-2011 (67) y algo mayor que el obtenido en el periodo 2008-2009 (53). Los muestreos con redes agalleras permitieron capturar alrededor de la mitad de las especies citadas por López et al. (2005). Las especies con mayores valores de CPUE en peso del periodo 2012-2013 fueron: sábalo, boga, bagre porteño, vieja de agua (*Paraloricaria agastor*) y dorado en la zona B; boga, sábalo y dorado en la zona M y boga, sábalo, bagre porteño y dorado en la zona A. Las especies de mayor CPUE en peso considerando el conjunto de las tres zonas fueron: el sábalo (21,4%), la boga (17,4%), el bagre porteño (8,7%) y el dorado (5,5%).

Las zonas media y baja del rio Uruguay son las de mayor rendimiento pesquero, y dentro de ellas las estaciones de pesca más importantes fueron en orden decreciente: la boca del río Gualeguaychú, La Concordia y Concepción del Uruguay.

Del análisis de la CPUE en peso total para todas las especies (100 m lineales de red, por noche) en promedio para todas las estaciones de pesca en las que se realizaron muestreos entre los años 2007 y 2013, se desprende que las capturas en peso en época de primavera-verano son mayores que las del invierno, cuando ya han ocurrido la mayor parte de los desplazamientos de especies migratorias, ya sea por razones tróficas térmicas o reproductivas.

En términos generales, los valores de la CPUE entre los años 2007 y 2013 no muestran una tendencia claramente definida, y podrían interpretarse como oscilaciones con varios años de amplitud tanto en peso como en números de individuos.

Actualmente la pesca de sábalo depende de las cohortes cuya generación estuvo favorecida por las grandes crecientes que ocurrieron en los períodos reproductivos de 2006-2007 y 2009-2010 en los ríos Paraná y Uruguay. Los muestreos de los últimos años muestran claramente la abundancia de la cohorte de 2009-2010, que es la que va a sostener la mayor parte de la pesca artesanal, a medida que se vaya produciendo su reclutamiento a las pesquerías.

Las estaciones con mayor riqueza específica correspondieron a las zonas media y baja en 2012 y a la zona alta en 2013. Este índice resultó mayor en verano, con diferencias mínimas en el embalse de Salto Grande y más marcadas en las zonas media y baja.

Los valores de diversidad en 2012 fueron más altos que en 2013, aunque la diferencia no fue estadísticamente significativa, y estuvieron relacionados directamente con la equitatividad e inversamente con la dominancia, comportamiento normal en comunidades ícticas ecológicamente estables.

El análisis de la varianza de los datos de riqueza y diversidad (H’) obtenidos desde 2007 no permitió establecer diferencias significativas entre las zonas del río (alta, media y baja), pero sí

entre estaciones (invierno-verano) y años para los dos índices.

El número de especies y la diversidad fueron significativamente mayores en el verano. En 2010 se registró un mayor número de especies y mayor diversidad en relación a lo observado en 2007, 2008 y 2009. En los años siguientes se observó una disminución en ambos índices, aunque no estadísticamente significativa, con valores muy similares en 2012 y 2013. La continuidad de los muestreos permitiría detectar posibles variaciones sostenidas de diferente alcance, que eventualmente podrían asociarse con cambios ambientales.

1.8 Bibliografía

Abell, R.; M. L. Thieme; C. Revenga, M. Bryer, M. Kottelat, N. Bogutskaya,B. Coad, N. Mandrak, S. Contreras Balderas; W. Bussing, M. L. J. Stiassny, P. Skelton, G. D R. Allen, P. Unmack, A. Nadeka, R. N., Nikolai Sindorf, J. Robertson, E. C. Armijo, Jonathan V. Higgins, T. J. Heibel, E. Wikramanayake, D. Olson, H. L. López, R. E. Reis, J. G. Lundberg, M. H. Sabaj Pérez, and P. Petry. 2008. Freshwater Ecoregions of the World: A New Map of Biogeographic Units for Freshwater Biodiversity Conservation. BioScience 58(5): 403-414.

Bjordal A., 2005. Capítulo 2: Uso de medidas técnicas en la pesca responsable: regulación de artes de pesca. En: http://www.fao.org/docrep/008/y3427s/y3427s04.htm.

Clements, W. y M.C. Newman. 2002. Community ecotoxicology. Reino Unido. 336 pp. Disponible:http://biolambiental.posgrado.unam.mx/pdf/Ejercicios.pdf.

Del Río, M., Montes, F., Cañelas, I. y G. Montero. 2003. Revisión: Índices de Diversidad Estructural en las Masa Forestales. Investigaciones Agrarias. Sistemas de Recursos Forestales. 12 (1): 159-176.

Dománico, A.; S. Llamazares e I. Lozano. 2014. Relevamiento de la Ictiofauna En Informe bianual 2010-2011. Programa de Conservación de la Fauna Íctica y los Recursos Pesqueros del Río Uruguay. Comisión Administradora del Rio Uruguay (CARU). 36 pp.

Espinach Ros, A. (Ed.). 2008. Proyecto Evaluación del Recurso Sábalo en el Paraná. Informe de los resultados de la segunda etapa, 2006-2007. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos (Subsecretaría de Pesca y Acuicultura). 27 pp.

Espinach Ros, A. (Ed.). 2012. Proyecto Evaluación del recurso sábalo (*Prochilodus lineatus*) en el río Paraná. Informe de los resultados del Periodo 2008–2011. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos (Subsecretaría de Pesca y Acuicultura). 45 pp.

Espinach Ros A., S. Sverlij, F. Amestoy, M. Spinetti. 1998. Migration pattern of the sábalo *Prochilodus lineatus* (Pisces, Prochilodontidae) tagged in the lower Uruguay River. Verh. Internat.Verein. Limnol. 26: 2234-2236.

Espinach Ros, A y R. Sánchez (Eds.), 2007. Proyecto Evaluación del Recurso Sábalo en el Paraná. Informe final de los resultados de la primera etapa 2005-2006 y medidas de manejo

recomendadas. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos (Subsecretaría de Pesca y Acuicultura). 60 pp.

Gery, J. 1969. The fresh-water fishes of South America. Biogeography and ecology in South America 2: 828-848.

Harper, D.A.T. (ed.). 1999. Numerical Palaeobiology. John Wiley & Sons.

Hutcheson, K. 1970. A test for comparing diversities based on the Shannon formula. Journal of Theoretical Biology 29:151-154.

Krepper, C. M., N. O. García, P.D. Jones.2003. Interannual variability in the Uruguay river basin. International Journal of Climatology 23(1): 103-115.

López, H. L. 2001. Estudio y uso sustentable de la biota austral: Ictiofauna Continental Argentina. Rev. Cubana Invest. Pesq.

López Hugo L., Amalia M. Miquelarena y Justina Ponte Gómez. 2005. Biodiversidad y Distribución de la Ictiofauna Mesopotámica. Temas de la Biodiversidad del Litoral fluvial argentino II INSUGEO, Miscelánea, 14: 311 – 354.

López, H. L., R. C. Menni, M. Donato, A.M. Miquelarena. 2008. Biogeographical revision of Argentina (Andean and Neotropical Regions): an analysis using freshwater fishes. Journal of Biogeography 35(9): 1564-1579.

Magurran, A. E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press. New Jersey. 179 pp.

Margalef, R. 1958. Information theory in ecology. Gen. Syst. 3:36-7 1. Transl. from Mem. R. Acad. Cienc. Art. Barcelona. 32:373-449, 1957.

Moreno, C.E. 2001. M&T-MANUALES & TESIS SEA. vol. 1.2001. CYTED. OR.CYT-UNESCO & SEA (Eds.).

Newman, M.C. y M. A. Unger. 2003. Fundamentals of Ecotoxicology. Lewis Publishers. Estados Unidos. 458 pp. Disponible: http://foros.monografias.com/archivelindex.php/l-38141.html.

PAST. Programa de paquetes de análisis de datos diversos de uso gratuito en línea. Disponible: http://folk.uio.no/ohammer/past/.

Poole, R. W. 1974. An introduction to quantitative ecology. Mc Graw-Hill, Kogakusha: 532 pp.

Samways, M.J. 1984. Biology and economic value of the scale predator *Chilocorus nigritus* (Coccinellidae). Biocontrol News Inform. 5: 91-105.

Sverlij, S y A Espinach Ros. 1986. El dorado *Salminus maxillosus* (Pisces, Characiformes) en el Río de la Plata y Río Uruguay Inferior. Revista de Investigación y Desarrollo Pesquero, Nº 6: 57-75.

Sverlij, S. B.; Delfino, R.; López H. L. y A. Espinach Ros. 1998. Peces del río Uruguay -Guía ilustrada delas especies más comunes del río Uruguay inferior y el embalse de Salto Grande, Publ. CARU, Paysandú,Uruguay, 89 pp. ISSN 0327-5671.

Shannon, C. E. y W. Weaver. 1949. The mathematical theory of communications. University of Illinois. Urbana. Ilinois.

Whittaker, R.H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. Taxon. 21 (2/3): 213:251.

Whittaker, R.H. 1975. Communities and ecosystems. 2nd. Edition. NewYork. Mac Millan.

2 RELEVAMIENTO DE LAS PESQUERÍAS ARTESANALES DEL RIO URUGUAY

Foti, Rosanna [1]; Mesones, Carmen[1]; Leandro Balboni[2]; Chocca, Julio[1]; Spinetti, Mónica[1]; Puig Pablo[1] ; Sabina Llamazares[2] y Grunwaldt Patricia[1]

1 - Dirección Nacional de Recursos Acuáticos (DINARA) - Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca (R.O.U.).
2 - Dirección de Pesca Continental (DPC) - Subsecretaría de Pesca y Acuicultura de la Nación (R.A.).

2.1 Introducción

El estudio de las pesquerías fluviales implica una labor con abordaje múltiple. En términos generales, se desarrollan a partir de diferentes fines como son la pesca artesanal (comercial), industrial, de subsistencia y deportiva. Además de la importancia socio-económica que representa la actividad en sí, es necesario conocer la estructura de las pesquerías, la naturaleza de los recursos que se explotan, los cambios y adaptaciones que los recursos sufren en relación al ambiente en el que viven, sumado al impacto de la actividad antrópica sobre el medio en el que habitan. Este último, se estima que tiene efectos más importantes sobre los recursos que la propia presión de pesca (Espinach Ros & Fuentes, 2001).

El Río Uruguay, junto con el Paraná, Paraguay, Río de la Plata y otros tributarios de menor escala forman la Cuenca del Plata. Los recursos pesqueros más relevantes que habitan la cuenca tienen comportamiento migratorio, por ello surge la importancia del manejo de las pesquerías en los diferentes sectores de esta gran área y la integración de la información generada sobre el estado de los recursos sujetos a explotación.

Varios autores señalan que el circuito migratorio de las especies que realizan desplazamientos con fines reproductivos y de alimentación como el sábalo *Prochilodus lineatus*, la boga *Leporinus obtusidens*, el dorado *Salminus brasiliensis*, el patí *Luciopimelodus patí*, el armado común *Pterodoras granulosus* y el bagre blanco *Pimelodus albicans*, es similar y abarca los ríos Paraná y sus afluentes hasta el alto Paraná, Uruguay, Paraguay y Río de la Plata (Baigún et al., 2003).

La pesca artesanal que se desarrolla a lo largo de 490 kilómetros en el tramo compartido del Río Uruguay entre Argentina y Uruguay ofrece diferentes panoramas a considerar, desde la modalidad extractiva, tipo de embarcaciones y especies objetivo hasta la forma de agrupación de los pescadores y sus canales de comercialización. En las costas del río, es

posible observar un considerable número de localidades que sirven de desembarco de la flota artesanal. Si bien las especies explotadas son similares, la normativa que regula la actividad pesquera de los pescadores artesanales, de subsistencia y deportivos en ambas márgenes es diferente. Tratándose de recursos compartidos sobre los que operan diversos intereses, así como la forma de relacionarse de los pescadores con la actividad (formales, informales, permanentes, zafrales y deportivos), es que la CARU, a través de las Instituciones Nacionales con competencia, intenta armonizar las normas que rigen a los usuarios del río en la actividad pesquera.

A partir del año 2013 se incorporó a la actividad de Relevamiento de las Pesquerías Artesanales un estudio complementario que surgió de la observación, en ambas márgenes del bajo Río Uruguay, de una modalidad de pesca diferente a la habitualmente empleada en otras zonas del río denominada por los pescadores como “lanceo” o “rodeo”. Este tipo de captura es llevada a cabo por grupos de pescadores que cuentan con un sistema organizado de acopio y canales de comercialización. El estudio fue diseñado para recabar información sobre el uso de trenes de redes de enmalle de fondo trabajando de manera activa, a modo de encierro del cardumen y su comparación con el método tradicional de pesca con redes agalleras utilizadas de manera estacionaria (ancladas al fondo) y pasiva (movimiento de la especie hacia el arte) y el eventual impacto sobre la especie objetivo como también sobre las especies acompañantes.

El presente trabajo reúne la información recopilada y generada durante los años 2012 y 2013 sobre la organización de los asentamientos pesqueros artesanales y la situación de las principales especies sujetas a explotación en el tramo del río Uruguay administrado por la CARU.

2.2 Objetivos

2.2.1 Objetivo general

El objetivo general del relevamiento de las pesquerías artesanales es conocer sus características estructurales, magnitud e incidencia sobre los recursos pesqueros en el río Uruguay a efectos de obtener información de base para contribuir al posterior ordenamiento pesquero.

2.2.2 Objetivos particulares

1. Localizar los asentamientos pesqueros y conocer la estructura de las pesquerías artesanales.

2. Analizar la composición cualitativa y cuantitativa de las capturas y su variación espacio – temporal.

3. Determinar la composición específica, tallas y pesos de las especies desembarcadas.

4. Estimar el índice de abundancia relativa a partir de la Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE).

5. Cuantificar y conocer la capacidad instalada de las cámaras de acopio y los principales canales de comercialización.

2.3 Materiales y Métodos

2.3.1 Campañas y personal participante

Entre 2012 y 2013 se llevaron a cabo 6 campañas de relevamiento de las pesquerías artesanales, de carácter estacional: 2 en otoño, 2 en invierno y 2 en primavera de cada año. En 2013 comenzaron a ejecutarse las campañas de evaluación de la modalidad de pesca por lanceo o encierro, la primera fue realizada en la primavera y la segunda a fines del verano (Tabla 2.1.). La duración de las campañas varió en función del objetivo. Mientras que en otoño y primavera las campañas de relevamiento se extendieron por 12 días, abarcando casi todo el tramo compartido por ser estos períodos apreciables en la captura, en invierno se realizaron campañas de 5 días que abarcaron solamente los principales centros de acopio. Para la actividad de evaluación del método de pesca por encierro se intentó abarcar el período primavera - verano de importancia para la pesquería del sur.

Tabla 2.1. Descripción de las campañas y períodos en que fueron realizadas durante 2012 y 2013. PA (Pesquerías Artesanales), CL (Campaña Lanceo).

Año	Campaña	Período	Duración (días)
2012	PA 0112	Otoño (3 al 14 mayo)	12
	PA 0212	Invierno (20 al 24 de agosto)	5
	PA 0312	Primavera (26 de noviembre al 7 de diciembre)	12
2013	CL 0113	Verano (11 al 20 de marzo)	10
	PA 0113	Otoño (6 al 17 de mayo)	12
	PA0213	Invierno (5 al 9 de agosto)	5
	PA 0313	Primavera (31 de octubre 11 de noviembre)	12
	CL 0213	Primavera (28 de noviembre al 5 de diciembre)	8

Los técnicos participantes por la DINARA en las actividades de campo descriptas anteriormente fueron: Rosanna Foti, Pablo Puig, Carmen Mesones, Patricia Grunwaldt, Mónica Spinetti, Pablo Maneiro, Andrea Lanni y Fernando Area.

Los técnicos de la DPC que participaron en las actividades de campo fueron: Graciela Seigneur, Alejandro Dománico, Leandro Balboni, Bibiana Giussi e Ismael Lozano.

Por la CARU participaron los Sres. Guillermo Murillo y José de León.

2.3.2 Localidades relevadas durante el período de estudio

Las campañas se desarrollaron sobre ambas márgenes del río cubriendo la mayoría de los asentamientos y localidades donde existe actividad pesquera artesanal (Figura 2.1.).

Figura 2.1. Ubicación de las localidades con actividad pesquera artesanal relevadas durante 2012 y 2013. En azul las situadas sobre margen argentino y en rojo sobre margen uruguayo.

2.3.3 Recopilación y procesamiento de la información

Para la recopilación de la información de las embarcaciones operativas en cada zona, se contó con la colaboración de los propios pescadores, de las Prefecturas y de los Destacamentos Navales de ambas márgenes. Mediante encuesta a los pescadores también se pudo obtener datos sobre cantidad de personas por barca, cantidad y tipo de artes de pesca utilizados y ocupación de días por mes en la actividad. Se realizó un muestreo de las embarcaciones registrándose el material de construcción y dimensiones (eslora, manga y puntal).

La información biológica de las capturas en los puntos de desembarque y cámaras de acopio fue asentada en planillas diseñadas para tal fin. En cada caso se registró la longitud total (Lt) y estándar (Ls) de los ejemplares utilizando un ictiómetro con precisión de 1cm; el peso entero (cuando fue posible) y eviscerado de cada pieza fue medido con balanza OHAUS con precisión de 0,002 Kg. Se recabaron otros datos biológicos como el sexo, grado de maduración gonadal en ambos sexos por observación macroscópica, utilizando una escala compuesta por 7 estadíos o fases: 1) Virginal, 2) Maduración temprana o incipiente, 3) Maduración intermedia, 4) Maduración avanzada, 5) Fluyente, 6) Regresión y 7) Reposo.

También se estableció un criterio para el grado de repleción estomacal, dividido en 5 categorías (0= vacío, 1= ¼, 2= ½, 3= ¾ y 4= repleto).

En ambos casos mencionados los resultados se presentarán en próximos informes dado que para lograr resultados significativos será necesario contar con mayor número de ejemplares enteros pasibles de un muestreo biológico completo en las diferentes estaciones del año.

Con la información de las tallas se confeccionaron histogramas de frecuencia de longitud estándar (Ls) de las principales especies (sábalo, boga y dorado) por año, discriminadas por campaña, permitiendo conocer el tamaño de los ejemplares capturados por la pesquería y observar la presencia de nuevos reclutas al arte de pesca, así como la variabilidad estacional de los efectivos en el tramo del río debido al comportamiento migratorio de las principales especies objetivo.

Se estimó para cada año el índice de abundancia relativa (en peso eviscerado) mediante el cálculo de la Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE) total y media por pescador, por zonas del río y época del año, aplicando la siguiente fórmula:

$$CPUE = \sum_{J=1}^{S} xj / kj * 100 = Kg/100\ m^2/\ noche$$

CPUE = Captura por unidad de esfuerzo estandarizado total

Xj = Captura en peso (W) o en número (N) obtenida con la red j

S = Número de redes caladas

Kj = Área efectiva de la red j

El mencionado índice fue calculado a partir de la información provista por pescadores seleccionados años atrás y recogida en las planillas de “red de información permanente”. En la misma se detalla la captura diaria (en kilogramos) por especie, arte utilizado y tiempo de permanencia en el agua. La información fue estandarizada a kg/ 100 m^2red/ noche, en los casos en los que se utilizaron redes de enmalle (arte pasivo) y kg/100 anzuelos/noche cuando fueron calados espineles (arte pasivo-atractivo). Se estimó la noche de pesca en 12 horas (a partir del calado de la red al atardecer y el virado en las primeras horas de la mañana siguiente).

2.4 Resultados y Discusión

2.4.1 Estructura de la pesquería artesanal del Río Uruguay en el tramo compartido

Sobre el Río Uruguay entre Monte Caseros – Bella Unión y la localidad de Punta Gorda, ubicada sobre la margen izquierda del río (MI) y la desembocadura del Arroyo Martínez sobre la margen derecha (MD), se podría establecer la existencia de 21 asentamientos pesqueros, de los cuales 18 mantienen una actividad regular y son monitoreados de manera sistemática (Figura 2.1.).

El total de embarcaciones de pesca artesanal que operaron habitualmente en el área, para el período considerado fue de 274 (2012) y 262 (2013). En la Figura 2.2. se puede observar la fluctuación del número total de embarcaciones entre el año 2004 y 2013, así como los números estimados para cada margen del río. En ambos años, el mayor número de embarcaciones (45%) se concentraron en el tramo sur del bajo Río Uruguay, entre Nuevo Berlín (Río Negro, R.O.U.) y Villa Paranacito (Islas del Ibicuy, R.A). En margen argentino la cantidad de embarcaciones se ha mantenido relativamente constante, mientras que del lado uruguayo, si bien se registraron los mayores valores entre 2007 y 2009, entre 2010 y 2013 los valores muestran cierta declinación de manera sostenida.

La estimación total de pescadores artesanales en 2012 ascendió a 416, de los cuales 259 correspondieron a la margen uruguaya y 157 a la margen argentina. En el año 2013 el total fue de 405, discriminados en 248 operando desde costa uruguaya y 157 desde costa argentina. El número total de pescadores entre 2010 y 2013 disminuyó alrededor de un 20%, constatándose dicha disminución en ambas márgenes.

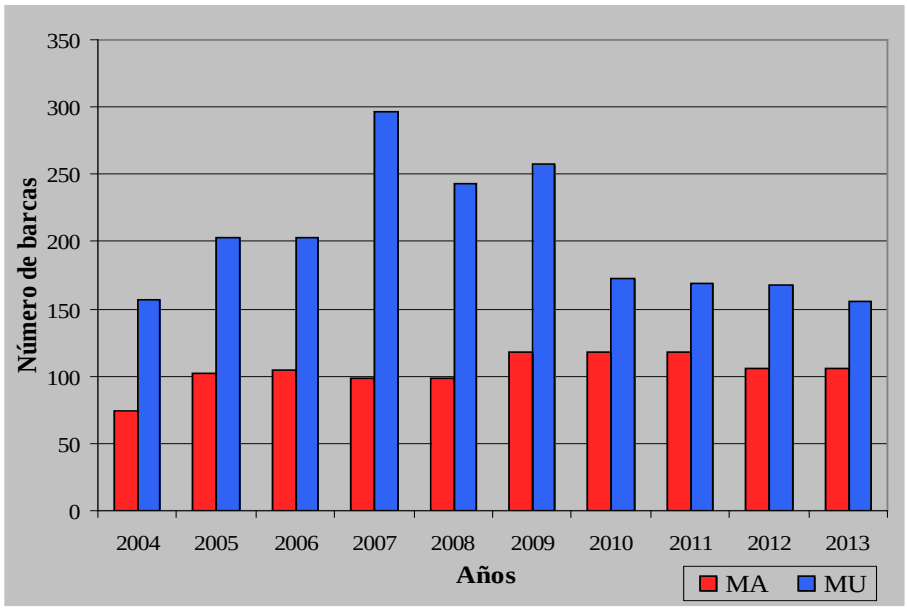


Figura 2.2. Fluctuación de las barcas operativas en el río Uruguay durante el período 2004 – 2013. En rojo 1as matriculadas en margen argentina (MA) y en azul las matriculadas en margen uruguaya (MU).

2.4.2 Caracterización de la flota

La pesquería que opera en todo el tramo compartido está conformada por embarcaciones muy diversas, producto de aspectos relacionados con la administración pesquera aplicada en cada margen, lo que incide directamente con la capacidad de captura además de las características geomorfológicas e hidrológicas del río. Estas particularidades exigen un mayor o menor equipamiento de las unidades pesqueras relacionadas con la abundancia de los recursos disponibles a ser explotados.

<u>Río Uruguay Medio - Embalse de Salto Grande</u>

En la región norte, correspondiente al embalse de Salto Grande, el río presenta la particularidad de estar fuertemente condicionado a las necesidades de generación de energía eléctrica, lo que determina un sistema de aguas quietas cuya altura varía de acuerdo al funcionamiento de la central hidroeléctrica. Las embarcaciones que allí operan son en general de pequeño porte, con esloras totales que fluctuaron entre los 4,12 y 8,55 m, en caso de estar motorizadas la potencia presentó un rango que abarcó de 2 a 40 HP. Los materiales predominantes en su construcción son la madera y el metal (chapa) (Figura 2.3.). Los artes de pesca utilizados mayoritariamente son redes de enmalle, construidas en poliamida (PA), mono o multifilamento con luces de malla de 140, 150, 160 y entre 300 y 500 m de longitud. Las redes mencionadas desde el punto de vista de su operatividad son consideradas artes

pasivas, ya que su captura es el resultado de una entrada voluntaria del pez al arte o la dirección del movimiento del mismo es interceptada por el arte de pesca (Bjordal, 2005).

Figura 2.3. Tipo de embarcaciones utilizadas por los pescadores que operan en el embalse de Salto Grande.

Bajo Río Uruguay

La presencia de la represa provoca un comportamiento diferenciado del río, en tal sentido, en el tramo comprendido entre la presa y las ciudades de Salto y Concordia el río retoma su cauce (funciona en régimen de canal) condición que puede variar según los aportes provenientes del embalse. La pesquería artesanal que opera en dicha zona es de baja intensidad y desarrollo, respondiendo a las normativas que regulan la actividad en ambos Estados, tendiente a proteger la acumulación de los recursos ícticos vulnerables por la presencia de la represa. Otra limitación es la importante variación del nivel hidrométrico y caudal, lo que impide el acceso regular de los pescadores al río. Los artes de pesca utilizados principalmente son espineles de fondo que tienen entre 20 y 80 anzuelos cada uno de tamaños que varían entre el Nº 5 al Nº 9 como así también tarros de deriva y en menor proporción redes de enmalle con luz de malla de 140, 150 y 160 mm con longitudes que oscilan entre los 120 m y 800 m de longitud.

Sector medio del bajo Río Uruguay

El tramo medio, comprendido entre las ciudades de Paysandú – Colón y Fray Bentos – Gualeguaychú se caracteriza por la presencia de islas que quiebran al río Uruguay reduciendo la velocidad de la corriente (Zaniboni, E. y Schulz, U., 2003). En tal sentido se observa una actividad pesquera más desarrollada, con mayor cantidad de unidades pesqueras y cierto grado de organización en cuanto al acopio y comercialización de las capturas, principalmente de margen uruguaya. Las artes de pesca más comunes son las redes de enmalle con luz de malla de 140 a 160 mm, seguidas por espineles de fondo con un total de 80 a 400 anzuelos Nº 7 a 9.

Sector inferior del bajo Río Uruguay

Finalmente, en la región sur del bajo río Uruguay, que abarca desde Fray Bentos – Gualeguaychú hasta su desembocadura, las islas desaparecen y el río se ensancha entre 8 y 12 km. El nivel hidrométrico es más dependiente de los vientos predominantes y la proximidad del Río de la Plata que de la operatividad de la represa (Zaniboni & Schulz, 2003). La pesquería presenta embarcaciones equipadas de acuerdo a la metodología de captura que utilicen. En el caso de los pescadores que utilizan la técnica de encierro, cuentan con embarcaciones de mayor porte construidas en madera sobre margen uruguaya y de fibra de vidrio sobre margen argentina con motores de potencia mayor a 60 HP (Figura 2.4.). Baigún *et al*, 2003, menciona la existencia en el río Uruguay inferior de embarcaciones de entre 10 y 16 m de eslora, con motor interno entre 80 HP y 150 HP con 4-6 tripulantes y que operan 6-7 meses al año. A partir del relevamiento realizado se pudo registrar sólo la operatividad de dos embarcaciones con características similares a la mencionada pero que ofician como bodegas sin intervenir en las maniobras de pesca. Los que emplean espinel utilizan entre 300 a 600 anzuelos Nº 6 a 9.

Fig 2.4. Tipo de embarcaciones que operan en la pesca artesanal en el bajo Río Uruguay. A la izquierda embarcación argentina y a la derecha embarcación uruguaya.

2.4.3 Índice de abundancia relativa estimada a través de la Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE)

Como fuera mencionado anteriormente, la estimación del índice de abundancia relativa (CPUE) se basa en los datos de captura diaria aportados por los pescadores que conforman la “red de información permanente”.

La información de captura diaria registrada por cada uno de los pescadores de las diferentes zonas del río, fue estandarizada a fin de calcular la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) expresada en kg/100m^{2}red/12hs (noche de pesca) para aquellos pescadores que utilizan

redes de enmalle. La estandarización referida permitió obtener una estimación de la CPUE media (incluyendo todas las especies) en todo el tramo compartido de 214,4 kg/100m^{2}red/12hs para el año 2012, mientras que para el año 2013 se percibió un leve incremento al alcanzar los 255,5 kg/100m^{2}red/12hs.

Teniendo en cuenta las características del río por una parte y por la otra la estructura operativa de la pesquería observada en diferentes tramos, se puede asumir una segmentación del río en tres zonas (embalse, medio y bajo) que permite analizar independientemente cada una de ellas. En tal sentido, en la Figura 2.5. se presentan los resultados de la estimación de la CPUE media calculada para cada región donde los valores en el año 2013, en los tres sectores del río, fueron superiores a los de 2012.

Los menores registros para el período estudiado se encontraron en el embalse, ambiente que presentó los índices más bajos, 97 kg/100m^{2}red/12hs en 2012 y 117 kg/100m^{2}red/12hs en 2013. Durante el período de estudio se observaron variaciones del nivel hidrométrico en esta zona. Mientras que en 2012 el ambiente presentó niveles regulares hasta octubre, entre 32 y 34 m (ambos por debajo de la cota nominal de operación de 35 m de la central hidroeléctrica, www.**saltogrande**.org/rio_uruguay.php) el resto del año se comportó irregularmente, con picos que alcanzaron los 36 m. En 2013 las oscilaciones fueron mayores, con máximos advertidos durante el verano y la primavera por encima de los 35 m, http://www.caru.org.uy/web/acerca-de/alturas-del-rio-uruguay/ (Figura 2.6.).

El tramo medio, que abarca desde aguas abajo de la represa hasta Fray Bentos, presentó un incremento en los valores medios de la CPUE comparados con los encontrados en el embalse. Se observó para esta zona del río un valor de 195 kg/100m^{2}red/12hs en 2012 y 209 kg/100m^{2}red/12hs para 2013. Al igual que lo encontrado en la zona norte (embalse), la región media presentó un leve incremento en 2013.

Los mayores índices de abundancia relativa en ambos años correspondieron a la zona sur donde alcanzaron los 350 kg/100m^{2}red/12hs en 2012 mientras que en 2013 se incrementó a 633 kg/100m^{2}red/12hs. Esta diferencia puede estar relacionada con las fluctuaciones hidrométricas del río observadas durante 2012 provocadas por la gran influencia del Río de la Plata en esta zona (Figura 2.6.). En 2013 se observó una situación de menor variación, lo que posibilitó mayor regularidad de la actividad pesquera. De hecho, la media de días trabajados por la pesquería que opera más al sur sobre margen uruguaya tanto con el método de encierro como el de fondeo, fue de 163,8 días en 2012 y de 290,6 días en 2013.

De las diferencias observadas en los tres sectores del río se puede inferir que existiría un gradiente creciente norte – sur respecto al índice de abundancia relativa.

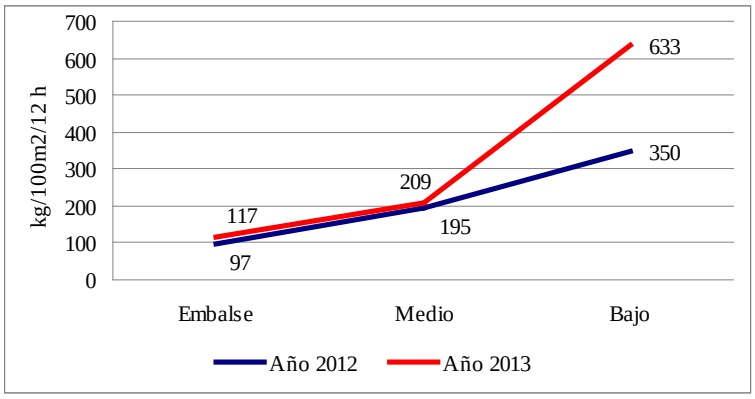


Figura 2.5. Índice de abundancia relativa (CPUE) media calculada para cada sector del río en los años 2012 y 2013.

La mayores valores de CPUE registrados en las tres zonas del río durante 2013 podría ser explicada al menos por dos razones. La primera tiene que ver con el reclutamiento al arte de individuos nacidos durante una época de crecida extraordinaria como lo fue la temporada 2009-2010, exitosa para todas las especies y la otra, por el empleo de la modalidad de encierro o lanceo que viene siendo practicada de unos años a esta parte y que ante la presencia de cardúmenes de sábalo o boga produce rendimientos diarios mayores que el empleo de redes de enmalle.

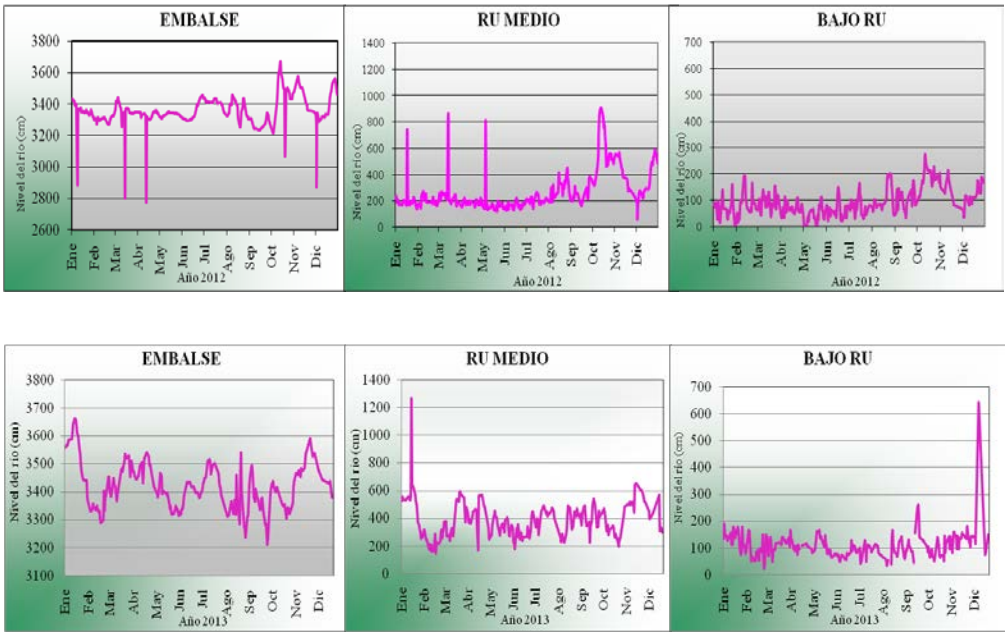


Figura 2.6. Niveles hidrométricos de las tres zonas del río Uruguay durante los años 2012 y 2013

<u>Variación estacional</u>

El análisis de la variación estacional de la CPUE media en cada zona del río incluyó el volumen en kilos de todas las especies capturadas en 2012 y 2013 (Figura 2.7.). A nivel

general se observó que los valores más bajos encontrados durante todo el período estuvieron en el embalse donde en ningún caso superaron los 100 kg/100m^{2}red/12hs. El valor más bajo correspondió a la época de otoño 2012 con 5 kg/100m^{2}red/12hs mientras que el máximo ocurrió en verano de 2013 (75 kg/100m^{2}red/12hs).

El sector medio exhibió una fluctuación estacional inversa comparada con el bajo río Uruguay. El menor valor registrado en el tramo medio correspondió a la primavera de 2012 (23 kg/100m^{2}red/12hs) situándose por debajo de las estimaciones para el embalse en dicha estación del año. Se destaca los altos niveles del río en esta época del año que alcanzaron un pico máximo de 9 m en el mes de octubre (Figura 2.6.). Los valores más altos se registraron en el otoño de 2012 (161 kg/100m^{2}red/12hs). Estos resultados confirmarían una tendencia creciente anual ya mencionada en el Informe CARU, 2010-2011 donde se observó que los valores medios de CPUE calculados para los años 2010 y 2011 mostraban un importante incremento con respecto al año 2009. Finalmente en el bajo Uruguay es donde se registraron los mayores valores de CPUE superando a los tramos mencionados.

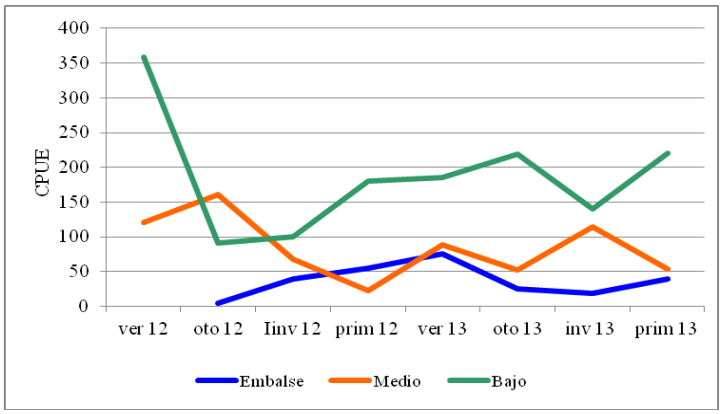


Figura 2.7. Variación del índice de abundancia relativa (CPUE) en cada sector del río por época del año en el período de estudio.

Las dos especies que aportan mayoritariamente al índice de abundancia relativa en el embalse de Salto Grande fueron el sábalo y la boga. En la figura 2.8. se presentan los valores de CPUE calculados para las especies mencionadas por estación del año, en donde se advierte que ambas presentaron oscilaciones similares durante el período de estudio. Los niveles de abundancia relativa registrados estacionalmente mostraron valores muy próximos durante el período comprendido entre los otoños de 2012 y 2013, diferenciándose posteriormente a partir de esta estación por el incremento del sábalo. Los valores mínimos encontrados para sábalo (1 kg/100m^{2}red/12hs) y boga (3 kg/100m^{2}red/12hs) corresponden al

otoño de 2012, mientras que los máximos para ambas especies se presentaron en el verano de 2013 con 36 kg/100m^{2}red/12hs cada una.

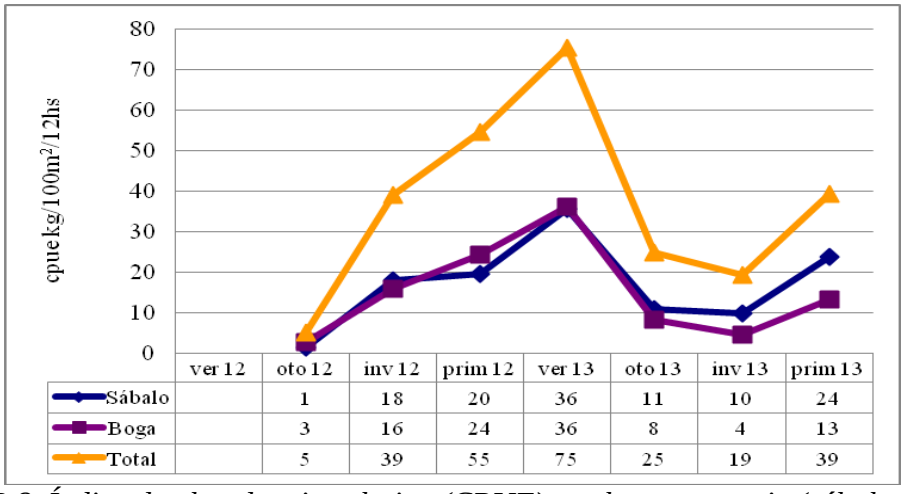


Fig 2.8. Índice de abundancia relativa (CPUE) total y por especie (sábalo y boga) obtenidos para el sector del embalse de Salto Grande.

Al igual que en el embalse, las especies más relevantes del sector medio fueron el sábalo y la boga donde su presencia fue variable a lo largo del período de estudio. Dicha situación se ve reflejada en las significativas oscilaciones de la abundancia relativa (Figura 2.9.). El valor máximo registrado para ambas especies se determinó en la misma época (otoño de 2012) en la que la boga alcanzó un valor de 89,4 kg/100m^{2}red/12hs, disminuyendo sensiblemente en el resto del período de estudio. Diferente es el caso del sábalo, el cual a partir del invierno de 2012 acompañó las variaciones de abundancia de la boga aunque con valores superiores. Los mayores registros se observaron en otoño de 2012 (53,5 kg/100m^{2}red/12hs), verano de 2013 (44 kg/100m^{2}red/12hs) e invierno del mismo año (54,9 kg/100m^{2}red/12hs).

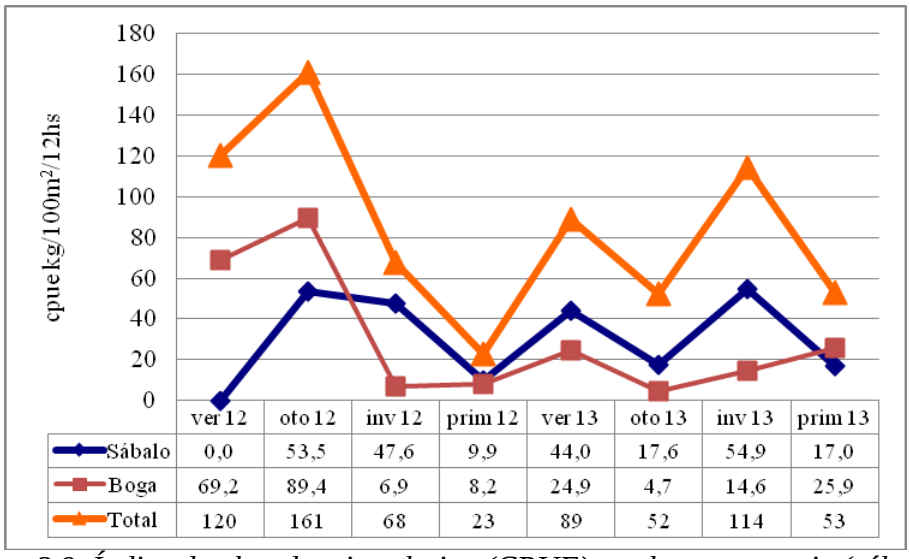
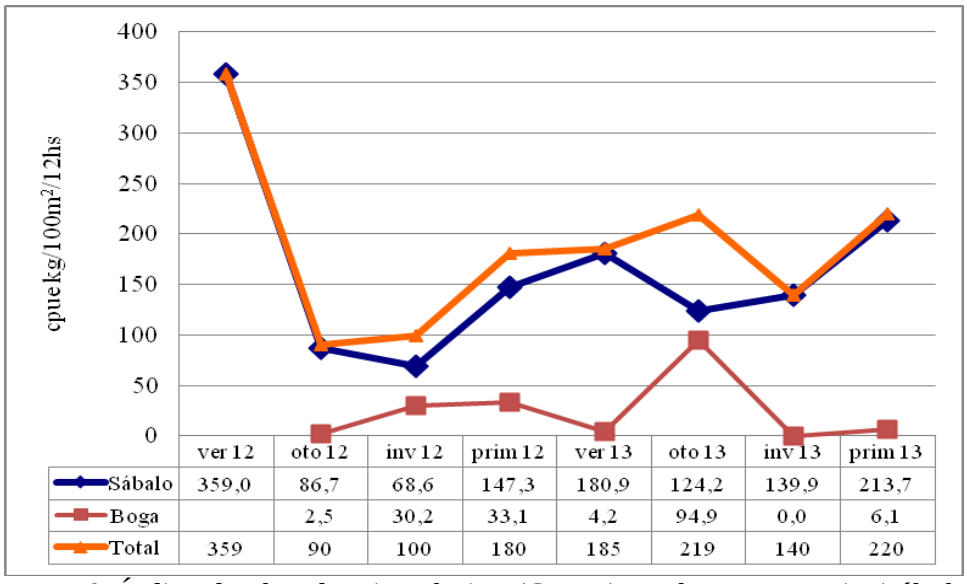


Figura 2.9. Índice de abundancia relativa (CPUE) total y por especie (sábalo y boga) obtenidos para el sector medio del bajo río Uruguay.

Como en los sectores anteriores las principales especies capturadas en el sector inferior del bajo río Uruguay, fueron el sábalo y la boga. La primera es la que presentó los mayores valores de abundancia relativa durante el estudio (Figura 2.10). En esta zona del río se observó una marcada presencia estacional de sábalo, distinguiendo su aparición en los meses cálidos (primavera – verano). En el verano de 2012 alcanzó los 359 kg/100m^{2}red/12hs, máximo encontrado en todo el período. De manera contraria, en los meses de otoño e invierno su presencia disminuyó hasta un mínimo valor en invierno de 2012 de 68.6 kg/100m^{2}red/12hs. Respecto a la boga, su mayor abundancia se constató durante el otoño de 2013 con 94,9 kg/100m^{2}red/12hs. Es de hacer notar que ambas especies se manifiestan de manera contrapuesta en la zona, lo que indicaría una secuencia en la presencia de cada una de ellas, observada a lo largo de los años de estudio.

Así como en años anteriores, el sábalo fue la especie predominante en las capturas de verano. A fines del verano de 2011 alcanzó un valor máximo de 352,4 kg/100m^{2}red/12hs, magnitud que se mantuvo similar para la misma época de 2012 (359 kg/100m^{2}red/12hs) y que disminuyó a 180,9 kg/100m^{2}red/12hs en 2013. Dado que el valor de primavera de 2013 fue mayor a 200 kg/100m^{2}red/12hs, se podría inferir que el valor para el siguiente verano mantendría la tendencia creciente.



	ver 12	oto 12	inv 12	prim 12	ver 13	oto 13	inv 13	prim 13
Sábalo	359,0	86,7	68,6	147,3	180,9	124,2	139,9	213,7
Boga		2,5	30,2	33,1	4,2	94,9	0,0	6,1
Total	359	90	100	180	185	219	140	220

Figura 2.10. Índice de abundancia relativa (CPUE) total y por especie (sábalo y boga) obtenidos para el sector inferior del bajo río Uruguay.

Otra especie de gran interés deportivo y comercial es el dorado. Para su captura se utilizan esencialmente espineles aunque también puede ser capturado por redes de enmalle. Con el primer arte señalado en 2012 la captura por unidad de esfuerzo por pescador fue de 246,4 kg/100 anzuelos/12 horas y en 2013 de 262,5 kg/100 anzuelos/12 horas. La abundancia

relativa mediante el uso de redes de enmalle fue mayor en la zona media del río ambos años con 19,6 kg/100 m^2/12 horas en 2012 y 48 kg/100 m^2/12 horas en 2013 (Figura 2.11). El embalse, con valores de abundancia notoriamente menores de 3,2 y 7,5 kg/100 m^2/12 horas para 2012 y 2013 respectivamente, se situó en segundo lugar y por último en el bajo río Uruguay sólo se registró un pequeño valor en 2012 de 0,58 kg/100 m^2/12 horas.

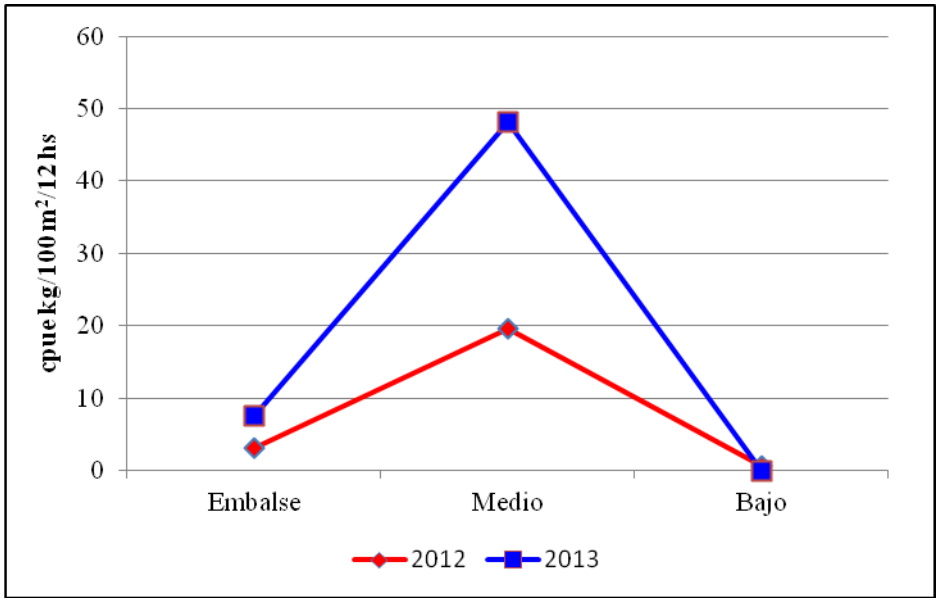


Figura 2.11. Variación del índice de abundancia relativa (cpue en peso) de dorado capturado con redes de enmalle en las tres zonas del río durante 2012 y 2013.

Del análisis de la variación estacional por zona del río surge que en 2012 el índice de abundancia (en peso) del dorado presentó valores decrecientes entre el verano y la primavera, mientras que en 2013 creció a partir del verano registrándose un máximo de 30 kg/100 m^2/12 hs en el invierno, volviendo a descender en primavera a un valor similar para la misma época del año anterior. En el embalse el mayor valor en 2012 fue de 2,52 kg/100 m^2/12 hs durante el invierno y en 2013 el otoño y el invierno fueron los más representativos con 1,71 y 1,62 kg/100 m^2/12 hs respectivamente. En la zona del bajo río Uruguay sólo se registró un valor en otoño de 2012 de 0,75 kg/100 m^2/12 hs (Figura 2.12).

Las fluctuaciones en la abundancia probablemente se deban a variaciones en la extensión de las migraciones, hacia el sur de la cuenca, dependientes de factores ambientales (Sverlij & Espinach, 1986). Una posibilidad de la variación de la abundancia entre los años de estudio podría explicarse en que gran parte de las capturas correspondieron a ejemplares jóvenes (entre 3 y 4 años) cuyo peso medio estuvo próximo a los 3 kg. Estos ejemplares serían producto de un reclutamiento exitoso ocurrido en la temporada primavera – verano 2009-2010. El sector medio del río por sus características podría oficiar como un área importante de alimentación de la especie.

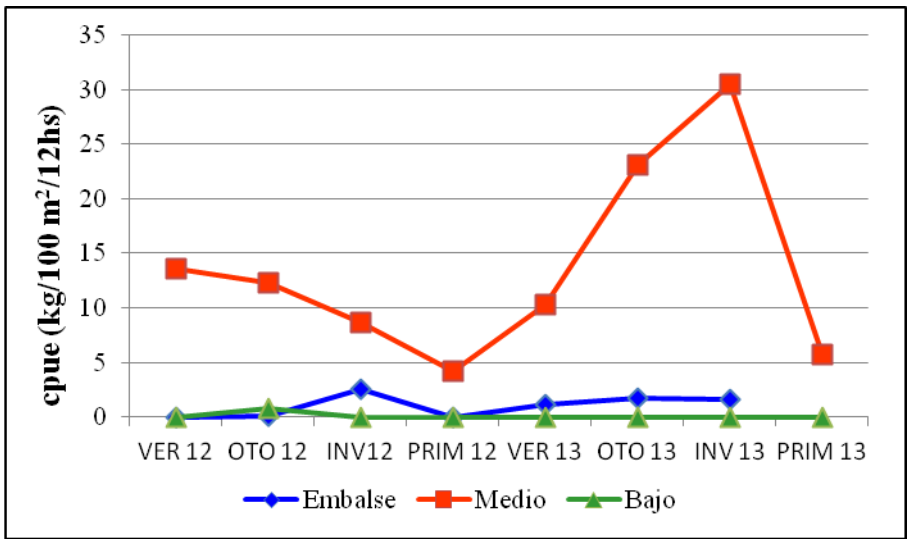


Figura 2.12. Variación estacional del índice de abundancia relativa (cpue en peso) de dorado en las tres zonas del río durante 2012 y 2013.

2.4.4 Composición de las capturas en los desembarques

El análisis de la composición de las capturas en ambas márgenes del río se basó en la información recabada a partir del muestreo biológico de los ejemplares al momento del arribo de los pescadores a la costa. Durante la campaña de otoño de 2012 se muestrearon 371 ejemplares correspondientes a 10 especies, de las cuales fueron porcentualmente mayoritarias el bagre blanco *Pimelodus albicans* (24%) y la boga (22.9%) (Figura 2.13.). Un segundo grupo con valores intermedios lo conformaron el bagre amarillo *Pimelodus maculatus* (16.7%), seguido por el sábalo y el dorado *Salminus brasiliensis* con una representación del 14% cada uno. Por último se distingue la tararira *Hoplias malabaricus* (4.6%) y un grupo de especies con menor representación conformado por cuatro especies (patí *Luciopimelodus pati*, surubí *Pseudoplatystoma corruscans*, manduví *Ageneiosus spp.* y armado chancho *Oxydoras kneri*) que alcanzaron apenas el 3%.

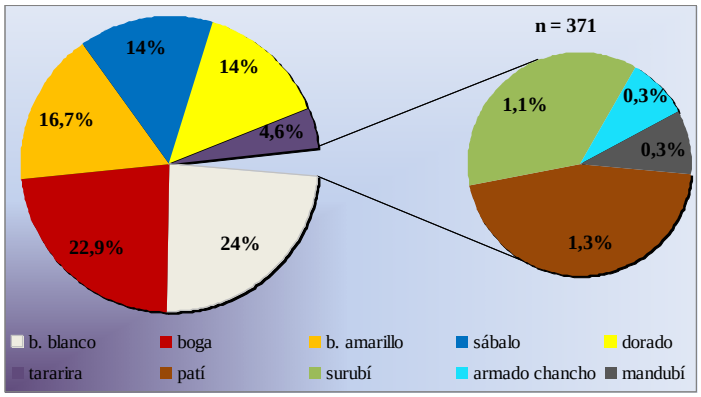


Figura 2.13. Composición de especies en desembarques de otoño 2012.

Durante la campaña de primavera (Figura 2.14.) se identificaron 10 taxones entre los cuales las especies con mayor representatividad fueron el sábalo (29%) y la boga (28%). En menor porcentaje se observó la presencia de viejas de látigo *Paraloricaria spp.* (13%), dorado (12%) y armado común *Pterodoras granulosus* (10%) mientras que el patí representó el 4% del total. Asimismo se identificó un tercer grupo conformado por carpa *Cyprinus carpio*, tararira, bagre amarillo y viejas de agua del género *Hipostomus*, alcanzando cada uno de ellos el 1%.

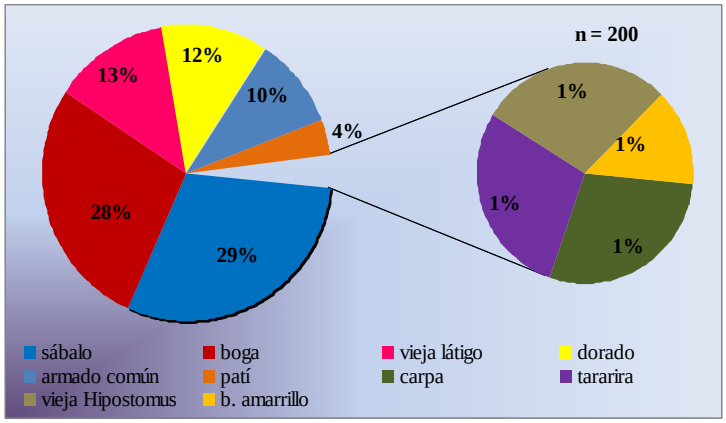


Figura 2.14. Composición de especies en desembarques de primavera 2012.

Tanto en otoño como en primavera del año 2012 el total de especies registradas también fue 10 pero ninguno superó numéricamente el 30% del total de ejemplares. En ambos períodos, la boga y el sábalo marcaron su presencia acompañada por los bagres blanco y amarillo. En cuanto a la representatividad obtenida se desprende que la boga en otoño superó al sábalo, mientras que en la primavera ambas especies además de superar en conjunto el 50% de las capturas tuvieron individualmente similar representación.

En el año 2013 los muestreos biológicos correspondieron también a otoño y primavera. En otoño el muestreo alcanzó un total de 816 ejemplares (Figura 2.15.) y se identificaron 9 especies. El sábalo se destacó con el mayor porcentaje (57%) seguido por la boga (21%) y el dorado (11%). Valores inferiores se registraron para el bagre amarillo (5%), la tararira (3%) y el patí (2%) así como para un pequeño grupo formado por el bagre blanco, manduví y el surubí que en conjunto apenas alcanzó el 2%.

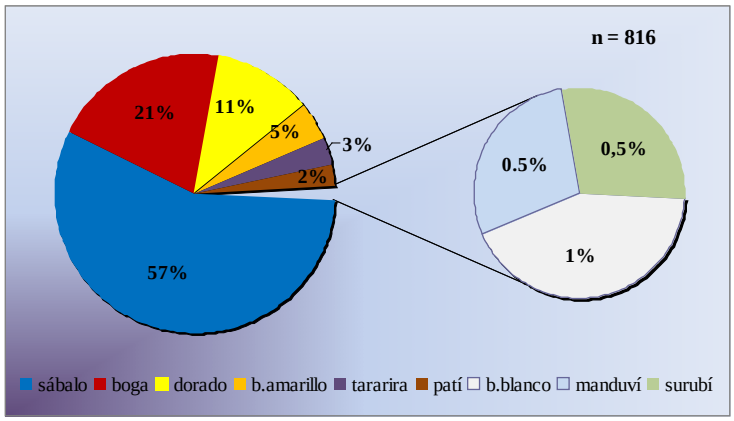


Figura 2.15. Composición de especies en desembarques de otoño 2013.

Durante la primavera de 2013 se muestreó menor cantidad de ejemplares (n=84), ello respondió a que durante la realización del trabajo de campo los pescadores se encontraban inactivos debido al anuncio meteorológico de alerta naranja previendo grandes precipitaciones y vientos fuertes, llegando al cierre de los puertos por parte de las Prefecturas de ambas márgenes. Lo expresado se refleja además en cuanto a la disminución en el número de especies capturadas que no superó los 4 taxones (Figura 2.16.). Sin embargo, la presencia porcentual de las especies respondió de acuerdo a lo esperado para la época del año, donde el sábalo fue la especie predominante (60 %) seguido por la boga (21%), las viejas de látigo (17%) y el dorado (2%).

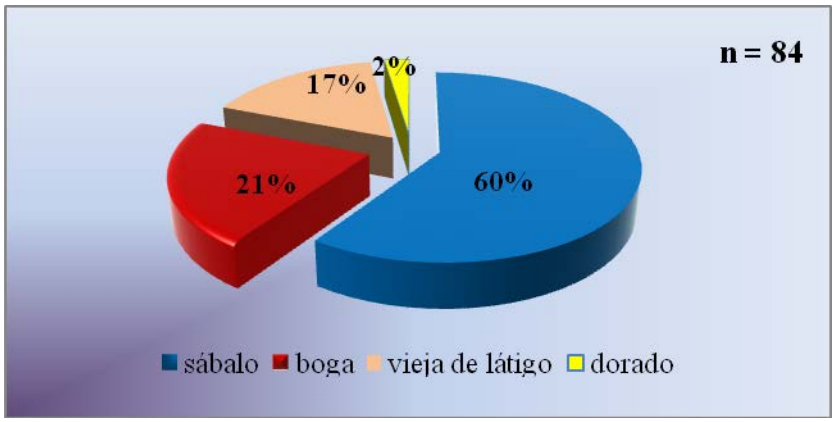


Figura2.16. Composición de especies en desembarques de primavera 2013.

Los relevamientos realizados en 2013 mostraron que tanto en otoño como en primavera la especie más relevante fue el sábalo seguido por la boga y que además se mantuvo la proporción relativa 3:1 observada entre ellas y por estación. Las especies restantes ocuparon alrededor del 20% de las capturas.

2.4.5 Composición de las capturas en centros de acopio

Durante el año 2012 se realizaron relevamientos de campo durante el otoño, el invierno y la primavera. En el primero se realizó el muestreo de 1.454 ejemplares que correspondieron a 6 especies (Figura 2.17.). Del total, el sábalo alcanzó el mayor porcentaje (62,2%), seguido por la boga con el 34.8%, mientras que con una presencia mucho menor figuró el dorado (2,2%), la carpa y el patí con similar valor (0,3%) cada uno, mientras que el surubí apenas representó el 0,1%.

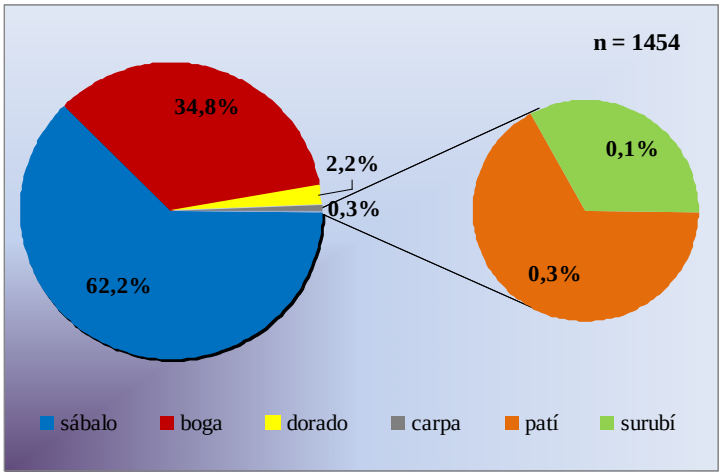


Figura 2.17. Composición de especies en cámaras en otoño 2012.

En invierno el total de ejemplares muestreados alcanzó a 768, distintivos de 5 especies (Figura 2.18.). La especie dominante fue el sábalo (63,5%), seguido por la boga (18,9%) y el dorado (12.9%), mientras que con el menor valor porcentual se registró a la tararira (4,6%) y al patí (0,1%).

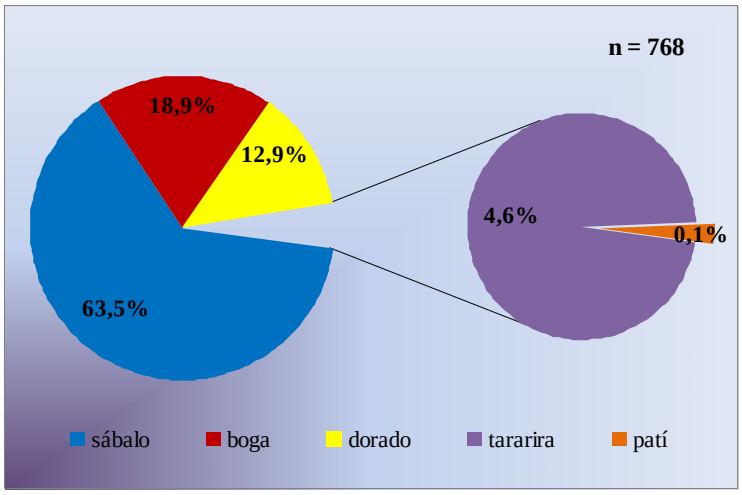


Figura 2.18. Composición de especies en cámaras en invierno 2012.

En la figura 2.19. se observa la composición de las especies presentes en los centros de acopio durante la primavera, advirtiéndose un incremento en el número de taxones (13) como era de esperar para esa época del año. De un total de 1.215 ejemplares, la especie mejor representada fue el sábalo con el 59,3%, seguido por la boga con 23,5% y con menores porcentajes figuraron la tararira (6,6%), el dorado (3,7%), el mochuelo *Genidens barbus* (2,2%), el patí (1,9%), el bagre blanco (0,9%) y la carpa (0,7%). Asimismo se identificó un pequeño grupo de especies con valores porcentuales menores formado por las viejas de látigo (0,5%) y el bagre amarillo (0,3%), mientras que el manduvá *Ageneiosus brevifilis*, pirapitá *Brycon orbygnyanus* y las viejas de agua del género *Hipostomus* apenas alcanzaron individualmente el 0,1%.

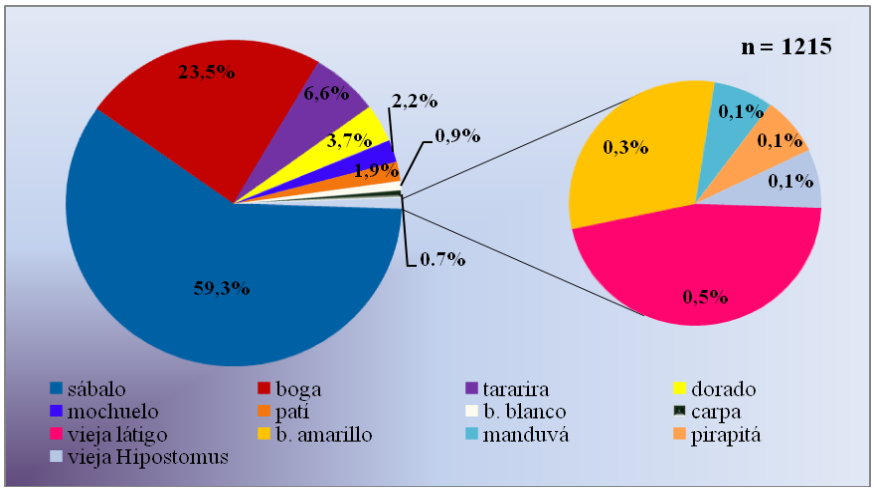


Figura 2.19. Composición de especies en cámaras en primavera 2012.

Durante el año 2012 en los centros de acopio se observó la predominancia del sábalo y la boga por sobre el resto de las especies presentes. El sábalo fue la especie que en las tres épocas del año estudiadas superó el 50% de lo acopiado, mientras que la boga, si bien aparece en segundo lugar, su presencia se destacó en otoño.

De igual forma se procedió para el análisis de las especies presentes en los centros de acopio relevados durante el año 2013. En el período de otoño se muestrearon 1.545 ejemplares de los cuales se identificaron 9 especies. En la Figura 2.20. se puede observar la predominancia del sábalo que alcanzó el 47% y en segundo lugar se ubicó la boga con un 34%. Con valores menores estuvieron representados los bagres blanco y amarillo con porcentajes de 8% y 6% respectivamente, mientras que la tararira y las viejas de látigo representaron el 2% cada una. En menor proporción figuraron el patí (1%), surubí (0,5%) y la carpa (0,5%).

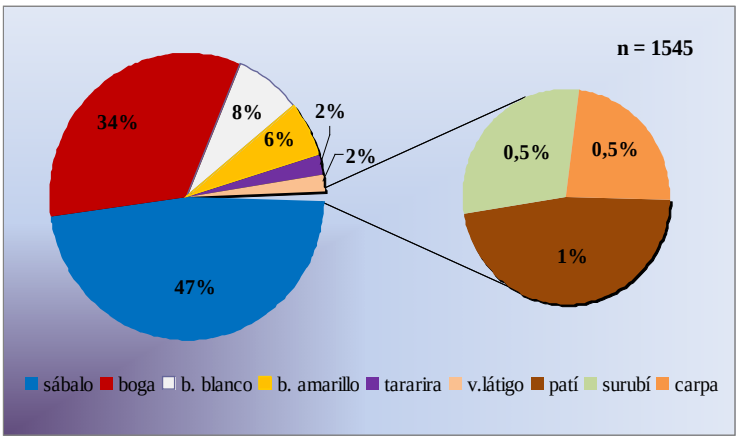


Figura 2.20. Composición de especies en cámaras en otoño 2013.

Durante el invierno se identificaron 7 especies para un total de 820 ejemplares, siendo el sábalo con el 77% la especie que superó ampliamente a las demás. La boga se situó en segundo término con el 17,7%. En valores sensiblemente menores se registró a la tararira (2,9%) y a el dorado (2,8%) (Figura 2.21.). Asimismo se observaron especies como el patí con el 0,4% y el bagre amarillo y la lisa *Mugil* sp. con el 0,1%.

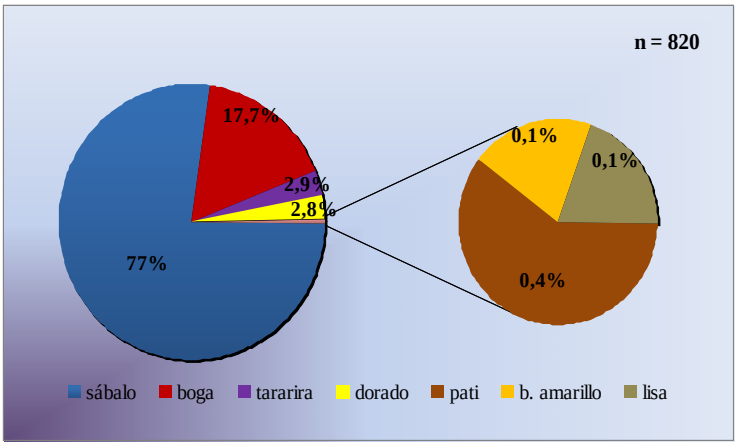


Figura 2.21. Composición de especies en cámaras en invierno 2013.

En la primavera se muestrearon 1.929 ejemplares correspondientes a 8 especies (Figura 2.22.). Al igual que en otoño e invierno, la mayor representatividad fue la del sábalo (74,9%) y en segundo lugar la de la boga (21,6%). Otro grupo con menor presencia fue el compuesto por el mochuelo (2,3%), el bagre blanco (0,4%) y el dorado (0,3%) mientras que con el 0,2% figuró el patí y el bagre amarillo y la tararira apenas alcanzó el 0,1%.

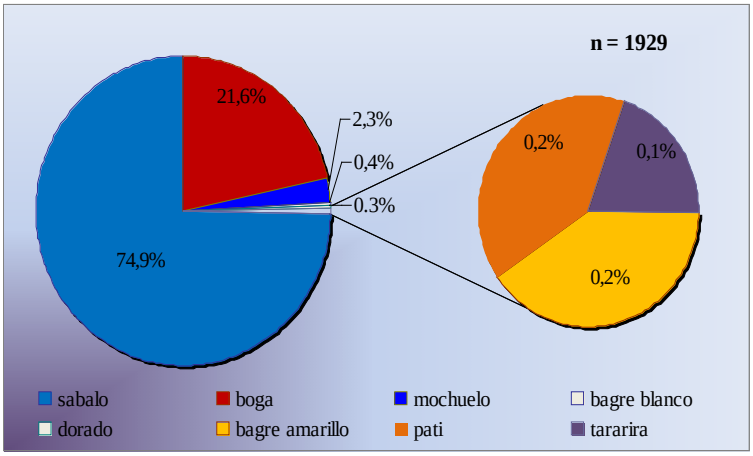


Figura 2.22. Composición de especies en cámaras en primavera 2013.

En el periodo de estudio se mantuvo la predominancia del sábalo y la boga. El sábalo registró valores superiores al 50% de la captura acopiada salvo en otoño de 2013 que alcanzó el 47%. En el caso de la boga su presencia fue cercana al 20% en todo el período de estudio, destacándose un incremento durante los otoños.

2.4.6 Distribución de tallas de sábalo y boga en cámaras y desembarques

Durante las campañas de 2012 se realizaron biometrías a 2.226 ejemplares de sábalo provenientes tanto de cámaras de acopio como de desembarques (Figura 2.23.). En otoño se muestrearon 959 individuos con longitudes estándar (Ls) comprendidas entre 30 cm y 53 cm, con una moda en 45 cm. En invierno, los 488 sábalos muestreados presentaron una distribución que abarcó Ls entre 30 y 52 cm con la ocurrencia de un ejemplar de 59 cm. Se observó una moda en 43 cm y similar representación en 45cm. Al igual que en relevamientos anteriores, se identificó la ausencia de tallas menores a 30 cm. En primavera, se muestrearon 779 sábalos con Ls comprendidas entre 27 y 43 cm señalando una distribución bimodal en 32 y 41cm. El análisis de la moda ubicada en 41 cm permitiría suponer que la captura de dichos ejemplares sería el resultado del uso de redes de 160 mm de luz de malla (utilizados por los pescadores en el tramo inferior del bajo río Uruguay) adjudicando un rendimiento del 80% para la captura de la talla mencionada según las curvas de retención estimadas con el método de Sechin extendido (*Espinach Ros et. al., 2012*). No obstante, dicha longitud (41 cm) estaría también comprendida dentro del rango de captura de las mallas de 140 mm aunque con un rendimiento próximo al 30%. Respecto a la aparición de 192 ejemplares de longitudes menores a la talla mínima de captura permitida de 34 cm Ls (CARU. Resolución 59/12 del 20 de diciembre de 2012), los mismos representaron un

24,6% del total para la época referida. Esta fracción presentó una distribución que abarcó tallas entre los 27 y 33 cm con una moda en 32 cm. La presencia de esta distribución de ejemplares de menor tamaño estaría asociada al ingreso de ejemplares jóvenes al stock sujeto a explotación y muy posiblemente correspondan a individuos de 3 años, nacidos durante eventos de inundación extraordinaria correspondiente a 2009-2010. Su presencia en las capturas podría, entre otras causas, indicar la existencia de un posible mercado para estas tallas por lo que se podría inferir el uso de redes con luz de malla inferior a 140 mm.

En cuanto al porcentaje de ejemplares capturados con tallas menores a la permitida se observó que el 9% del total de ejemplares estuvo por debajo de la misma. Estacionalmente las longitudes menores a 34 cm alcanzaron el 1% en otoño, el 6% en invierno y el 24,6% en primavera.

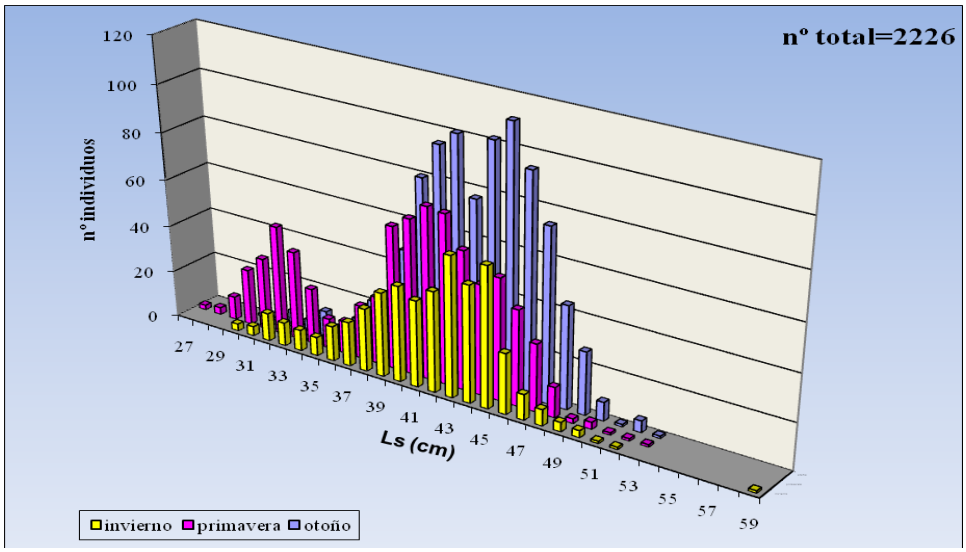


Figura 2.23. Histograma de frecuencias de longitud estándar (Ls) de sábalo durante las campañas de Pesca Artesanal (otoño PA 0112, invierno PA 0212 y primavera PA 0312) del año 2012.

En 2013 fueron muestreados en centros de acopio y desembarque 3.301 sábalos durante las campañas correspondientes a otoño, invierno y primavera (Figura 2.24.). En otoño el muestreo alcanzó un total de 1.178 ejemplares con longitudes comprendidas entre 29 cm y 53 cm, distinguiendo la presencia de un ejemplar con 55 y otro con 58 cm de Ls . Se señala la aparición de 2 modas (34 cm y 45 cm), con rangos similares al observado en 2012 en la misma época del año. En invierno, el total de sábalos muestreados alcanzó 631 individuos con una distribución más acotada (entre 29 y 49 cm) y modas en 34 cm y 44 cm. En primavera, los individuos muestreados ascendieron a 1.492. En la distribución de longitudes

se observó mayor amplitud, abarcando tallas entre 25 cm y 51 cm con un ejemplar de 55 cm. Las modas en este último período se ubicaron en 33 cm y 44 cm. Se señala en todas las épocas estudiadas en 2013 la presencia de dos modas que oscilaron una en 33 y 34 cm y una segunda entre 44 y 45 cm de Ls.

El análisis de la distribución de longitudes de sábalos capturados en 2013 permitiría suponer al igual que en la primavera de 2012, que dichas capturas provienen del uso de mallas de 160 y 140 mm de apertura. Por otra parte, en relación a la presencia de tallas menores a partir de la primavera de 2012 donde se registró una moda en 33 cm, se puede inferir que dichos ejemplares podrían corresponder al uso de mallas de 140 mm así como también de 120 mm dado que dichas longitudes se encuentran comprendidas en las curvas de retención de los tamaños de malla mencionados. Así como se mencionó para la primavera de 2012, podrían existir otras causas que derivaron en estos resultados.

El porcentaje de ejemplares capturados por debajo de la talla mínima de captura correspondió al 9% en otoño, incrementando al 17% en invierno y al 19% en primavera.

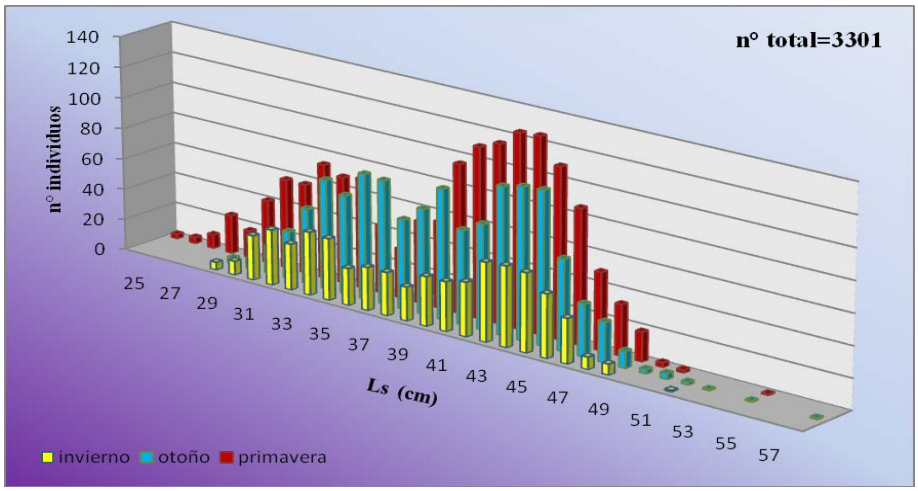


Figura 2.24. Histograma de frecuencias de longitud estándar (Ls) de sábalo durante las campañas de Pesca Artesanal (otoño PA 0113, invierno PA 0213 y primavera PA 0313) del año 2013.

El número de ejemplares de boga muestreados en 2012 alcanzó un total de 1.077 individuos en las cámaras de acopio y desembarques de pescadores en las tres estaciones del año relevadas. En otoño, de los 593 ejemplares muestreados, la amplitud del rango de longitudes estándar (Ls) estuvo comprendida entre los 32 cm y 58 cm con modas en 38 cm y 43 cm (Fig, 2.25.), ambas por encima de la talla mínima de captura de 34 cm (Resolución 59/12 del 20 de diciembre de 2012 de la CARU). En invierno, los 143 ejemplares muestreados presentaron una distribución de tallas más acotada, entre 32 cm y 48 cm registrando además

la presencia de un único individuo de 28 cm. La moda se presentó en la talla de 37 cm. Finalmente en primavera de los 341 ejemplares, las longitudes mínima y máxima se ubicaron en 30 y 52 cm respectivamente con una moda en los 41 cm. Respecto a la proporción de ejemplares capturados con tallas menores a la permitida fueron para otoño 2%, invierno 6% y primavera 6%.

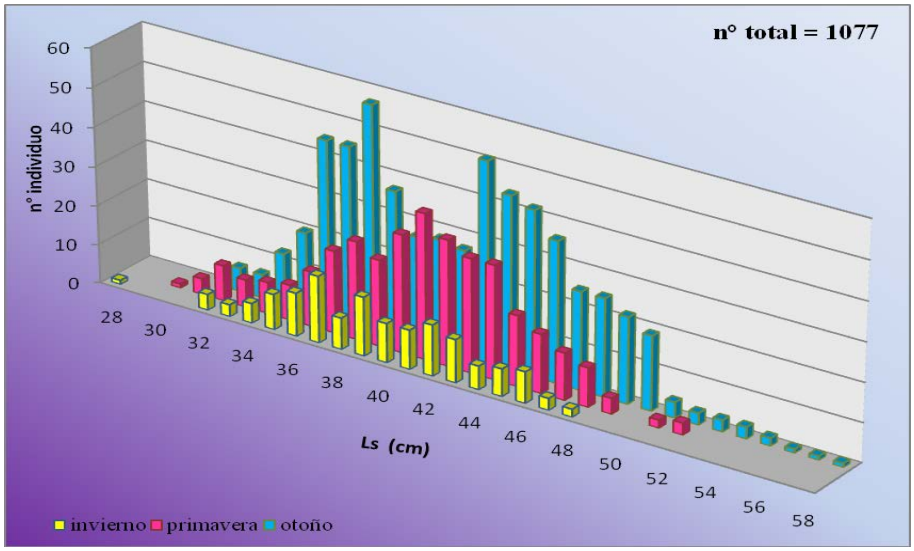


Figura 2.25. Histograma de frecuencias de longitud estándar (Ls) de boga durante las campañas de Pesca Artesanal (otoño PA 0112, invierno PA 0212 y primavera PA 0312) del año 2012.

En 2013, durante los tres períodos de estudio fueron procesados 1.256 ejemplares de boga correspondiendo 687 al otoño, 137 al invierno y 435 a la primavera (Figura 2.26.). Al igual que lo observado en años anteriores, la presencia de la especie se acentuó hacia fines del verano y el otoño principalmente en el bajo río Uruguay.

En otoño el rango de longitudes estuvo comprendido entre 31 cm y 56 cm de longitud estándar con una moda en 38 cm, mientras que en el invierno la distribución comprendió longitudes entre 28 cm y 48 cm registrando la presencia de un solo ejemplar en 23 cm con una moda en 34 cm. En primavera se observó un rango de tallas que abarcó ejemplares de 28 cm a 51 cm con la moda en 38 cm.

El porcentaje de ejemplares por debajo de la talla mínima de captura presentó valores del 5,5% en otoño, 28,5% en invierno y 11,7% en primavera. Estos porcentajes representan una media anual del 15% de presencia de ejemplares juveniles. Estos ejemplares, al igual que en el caso del sábalo, podrían provenir de capturas asociadas al uso de redes de menor luz de malla o bien a la implementación de nuevas metodologías operativas como el lanceo, que para el caso de la boga además utiliza el cebado con granos de maíz.

Se observó que en primavera y otoño las modas encontradas estuvieron algo por debajo de las registradas en 2010-2011. En invierno se presentaron las modas correspondientes a tallas menores (de 37 y 34cm en 2012 y 2013 respectivamente), aunque por encima del valor obtenido en el invierno de 2011 de 32 cm.

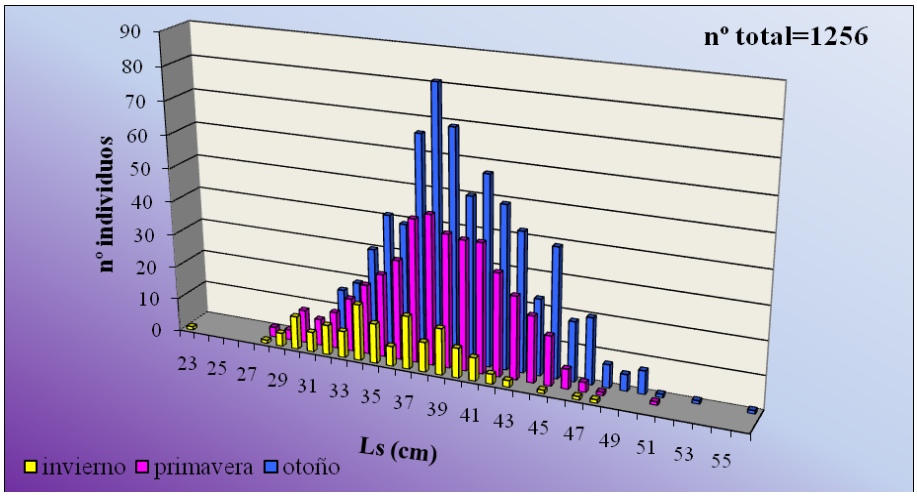


Figura 2.26. Histograma de frecuencias de longitud estándar (Ls) de boga durante las campañas de Pesca Artesanal (otoño PA 0113, invierno PA 0213 y primavera PA 0313) del año 2013

El análisis de las longitudes de dorado registradas principalmente en los muestreos de desembarque, permitió observar para los dos años de estudio que la mayoría de los ejemplares (98%) se encontraba por debajo de 65 cm de longitud estándar, talla mínima de captura permitida por la CARU (Resolución 59/12 del 20 de diciembre de 2012). Comparando ambos años se identificó una mayor presencia de la especie en 2012, donde alcanzó un total de 251 ejemplares cuyas tallas oscilaron entre 30 y 90 cm. Los mayores valores porcentuales se advirtieron en otoño e invierno con 33% y 39% respectivamente, mientras que el 28% restante correspondió a la primavera. En 2013 el rango de longitudes se situó entre los 36 y 67 cm para un total de 185 dorados de los cuales el 83% fue relevado en otoño mientras que en invierno alcanzó el 12% y 5% en primavera.

2.5 Evaluación de la pesca comercial a través de la técnica de encierro o lanceo en el bajo río Uruguay.

En el año 2013 dio inicio la actividad de evaluación de la pesca comercial a través de la técnica de lanceo o encierro principalmente en aquellos períodos en que el principal recurso pesquero explotado se hace presente en la zona del bajo río Uruguay. Para ello las actividades

de campo se ejecutaron en los períodos de verano y fines de la primavera en las localidades de Gualeguaychú y Villa Paranacito sobre margen argentina y La Concordia y La Agraciada sobre margen uruguaya (Tabla 2.2).

Tabla 2.2. Localización de los sitios seleccionados para el relevamiento de la pesca comercial a través de la técnica de encierro.

Estación	Latitud Sur	Longitud Oeste	Margen
Gualeguaychú	33º 04’ 52	58º 22’ 20	Argentina
Villa Paranacito	33º 41’ 42	58º 32’ 05	Argentina
La Concordia	33º 33’ 49	58º 26’ 14	Uruguaya
La Agraciada	33º 48’ 31	58º 25’ 51	Uruguaya

2.5.1 Arte de pesca

La técnica de pesca sujeta a evaluación, conocida como lanceo o encierro se basa en el cercado de cardúmenes de sábalo y/o boga (especies objetivo de la pesquería) practicado a partir del uso de redes de enmalle de fondo, que mediante diversos procedimientos provocan el enmallado de los individuos cercados, convirtiendo de esta forma un arte pasivo en uno activo o dinámico.

El arte de pesca utilizado consiste en la sumatoria de varias redes de enmalle de fondo unidas entre ellas y operadas como una única red bajo la modalidad cerco. La longitud de las redes osciló entre los 250 y los 400 m, con una altura mínima y máxima de 2.5 m y 3.0 m respectivamente. La luz de malla fluctúo entre los 150 y 160 mm (Figura 2.27.).

Fig .2.27. Arte de pesca utilizado bajo la modalidad de encierro o lanceo.

Los paños de red de las artes de pesca están confeccionados con materiales sintéticos y presentan una leve diferencia dependiendo del lugar evaluado. Para las localidades de la margen uruguaya y Villa Paranacito el material de construcción es PA (poliamida) multifilamento, mientras que el utilizado en Gualeguaychú es PA monofilamento.

El arte de pesca presenta una significativa versatilidad ya que al exhibir las características anteriormente citadas puede ser utilizada tanto bajo la modalidad de fondeo como de encierro.

2.5.2 Maniobras de pesca

En todas las localidades propuestas inicialmente se pudieron realizar observaciones *in situ* durante la maniobra de pesca efectuada por los pescadores. En general se comprobó que dicho procedimiento cumple con varias etapas, a saber:

- Estibado del arte de pesca para dar inicio al proceso. Aduje o arranche del arte de pesca sobre la banda de la embarcación.
- Navegación a la zona de pesca. Traslado a la zona operativa desde el puerto base.
- Búsqueda de cardúmenes y selección de la zona de trabajo. Se efectúa de manera visual y/o por medio de ecosondas, se buscan registros acústicos de la especie objetivo y características batimétricas (profundidad y tipo de fondo) de la zona operativa. Esta etapa es llevada adelante por el patrón de la embarcación. Habitualmente la unidad realiza navegación en zig zag tratando de cubrir áreas de baja profundidad (no mayor a los 3 m), el tiempo dedicado a esta etapa es variable pudiendo llegar a implicar hasta 4 horas.
- Calado. Una vez identificada la presencia del cardumen se libera la primera boya señalizadora y se comienza a calar la red en forma de círculo cercando al recurso. La maniobra tiene una duración máxima de 2 minutos y una vez culminada, la embarcación ingresa al área cercada por la red y comienzan a efectuar giros y/o trayectos rectos en varias direcciones, con el objetivo de provocar la huida de los peces hacia la red.
- Virado. El virado se inicia cobrando la boya final y posteriormente la red, la maniobra se hace a mano y en la medida que la red es izada se van liberando los ejemplares de menor tamaño como así también aquellas especies que no posean un interés comercial. El tiempo total que insume esta etapa es variable en base a la cantidad de la captura que presente el arte, para los lances estudiados fue de aproximadamente 30 minutos.
- Desenmalle y estibado del arte. Se procede a desenmallar la captura obtenida y se repite el primer punto descrito.
- Procesamiento de la captura. Se eviscera y lava la captura.
- Reinicio de la búsqueda. Se repite la fase anteriormente descrita.

Sobre margen uruguaya se observó una modalidad diferente en el sentido de que la red se despliega describiendo un semicírculo y es arrastrada por el extremo final para cerrarlo parcialmente antes de comenzar el cobrado. En este caso no se realizan maniobras que provoque el desplazamiento de los peces hacia la red.

En ambas modalidades se observó la factibilidad de escape de los peces al arte y se realizó una evaluación elemental de su supervivencia, pudiendo comprobar que los peces capturados al regresarlos al medio acuático logran rápidamente retomar el equilibrio y emprender el nado de forma normal.

En las evaluaciones efectuadas en 2013 se observaron especies que son susceptibles de ser capturadas por una o ambas modalidades. En la Tabla 2.3 se presenta la lista de géneros y especies observadas según el tipo de captura empleada.

Tabla 2.3. Lista de especies capturadas con ambas modalidades durante las campañas de lanceo. Año 2013.

Nombre común	***Género y Especie***	***Lanceo***	***Fondeo***
Sábalo	*Prochilodus lineatus*	*X*	*X*
Boga	*Leporinus obtusidens*	*X*	*X*
Dorado	*Salminus brasiliensis*	*X*	*X*
Surubí	*Pseudoplatystoma corruscans*	*X*	*X*
Pirapitá	*Brycon orbignyanus*	*X*	*X*
Bagre armado	*Pterodoras granulosus*		*X*
Bagre blanco	*Pimelodus albicans*		*X*
Carpa	*Cyprinus carpio*		*X*
Lacha	*Pellona flavipinnis*		*X*
Lenguado	*Catathyridium jenynsi*		*X*
Mochuelo	*Genides barbus*		*X*
Patí	*Luciopimelodus pati*		*X*
Tararira	*Hoplias malabaricus*		*X*
Viejas de agua	*Loricariichthys spp.*		*X*

2.5.3 Composición de las capturas

El muestreo alcanzó un total de 2.150 ejemplares de los cuales 1.144 correspondieron al método de fondeo, mientras que con el método de encierro o lanceo se alcanzó a 706 individuos.

En la composición porcentual obtenida mediante encierro (Figura 2.28.) permite observar que el mayor porcentaje correspondió al sábalo 97,03%, seguido por la boga con 2,12% y el 0,85% significó el resto de las especies.

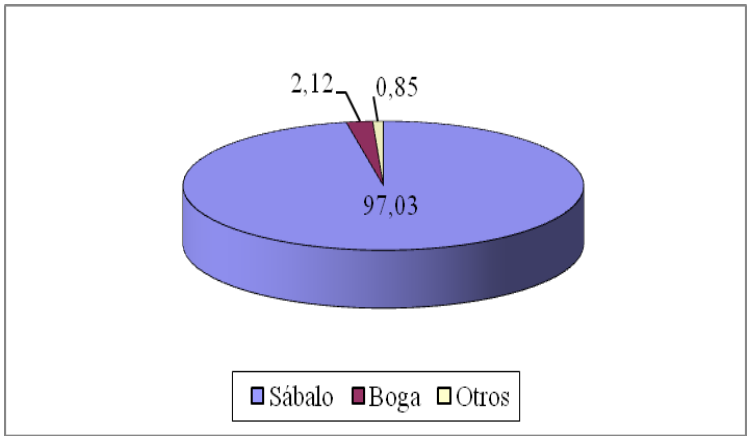


Figura 2.28. Composición porcentual de las especies capturadas bajo la modalidad de encierro durante las campañas realizadas en el año 2013.

Respecto al método tradicional de fondeo, el sábalo alcanzó el 61,22%, la boga el 31,37% y el resto de las especies el 7,41% (Figura 2.29.).

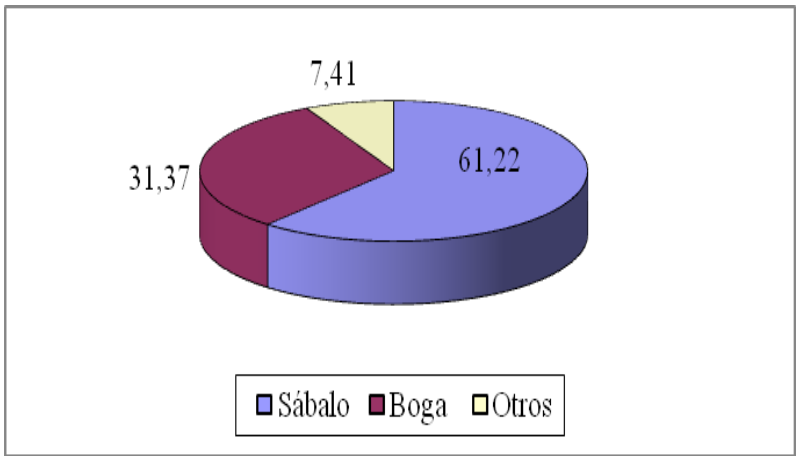


Figura 2.29. Composición porcentual de las especies capturadas bajo la modalidad de fondeo durante las campañas realizadas en el año 2013.

En relación a la ocurrencia de otras especies, el método de fondeo es el que presentó mayor incidencia en la captura, con 12 especies presentes, mientras que en el caso del lanceo fue de únicamente 3 especies.

Se graficó la composición de las capturas en porcentaje para el ítem “otras especies” observando que para el caso de lanceo fue similar para las tres especies presentes (Figura 2.30.) (33,33 % para cada una), mientras que para el caso del fondeo los dos recursos predominantes fueron las viejas de agua (52,34 %) y el bagre armado (18,69 %) (Figura 2.31.).

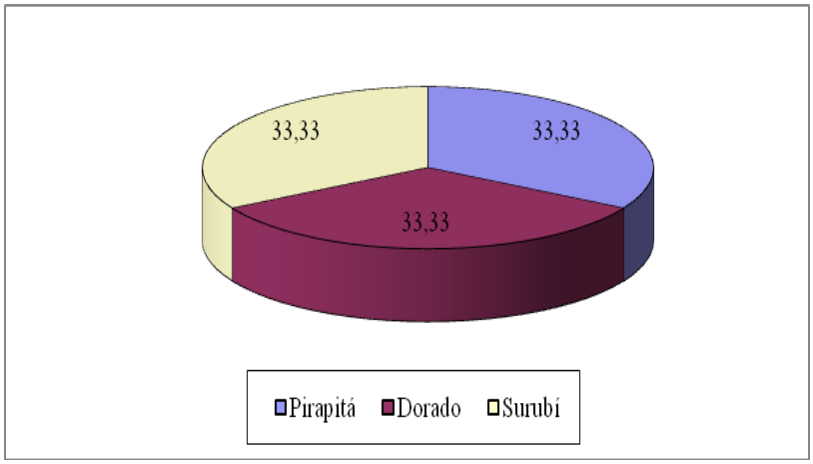


Figura 2.30. Composición de las especies capturadas bajo la modalidad de encierro para el ítem "otras especies" durante las campañas realizadas en el año 2013.

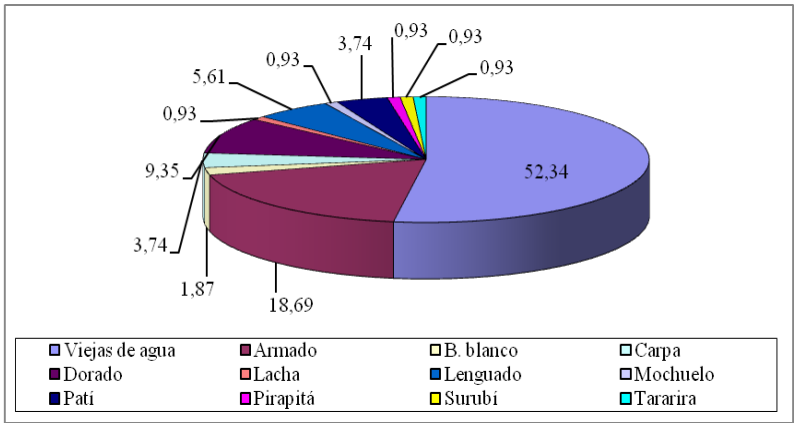


Figura 2.31. Composición de las especies capturadas bajo la modalidad de fondeo para el ítem "otras especies" durante las campañas realizadas en el año 2013.

2.5.4 Especie objetivo

Como fue expresado anteriormente las especies blanco son sábalo y boga, ambas susceptibles de ser capturadas con gran eficiencia por la metodología de encierro o lanceo, aunque la boga requiere un cebado previo de granos de maíz en la zona de pesca.

En la Figura 2.32. se presentan los histogramas de distribución de tallas de los ejemplares de sábalo capturados por ambos métodos. El rango de longitud estándar registrado para el caso de lanceo estuvo comprendido entre 31 cm y 50 cm, la moda se observó en 41 cm y la longitud estándar media de captura fue de 42,26 cm.

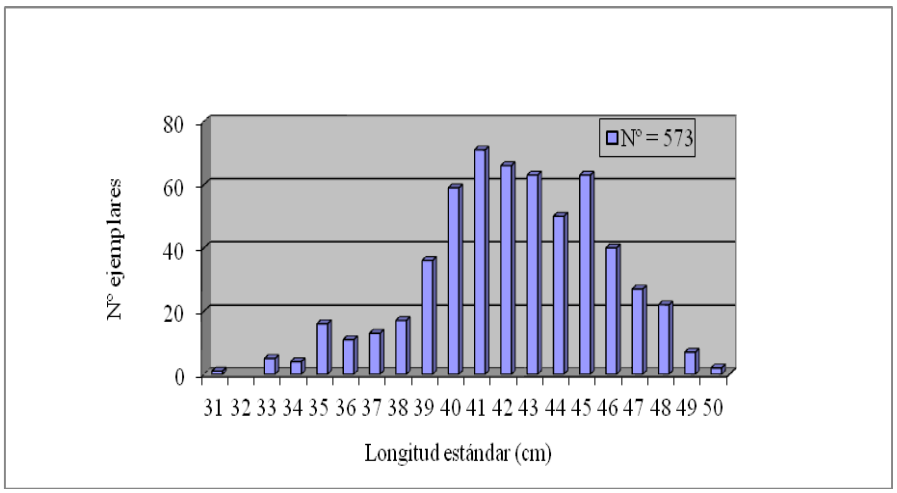


Figura 2.32. Histogramas de frecuencia de longitud estándar (Ls) de sábalo para la modalidad de pesca mediante lanceo en las campañas del año 2013.

Para el caso del fondeo (Figura 2.33.) el rango de longitud estándar observado estuvo comprendido entre 31 cm y 65 cm, la moda en 45 cm y la longitud media de captura fue de 42,76 cm.

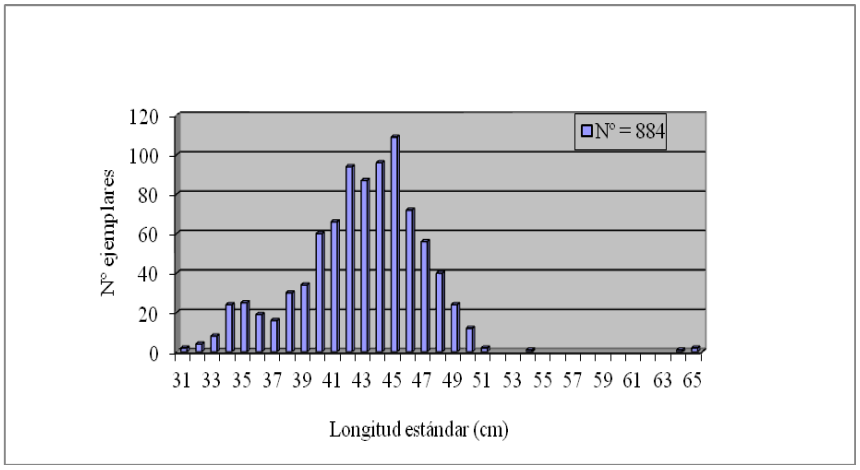


Figura 2.33. Histogramas de frecuencia de longitud estándar (Ls) de sábalo para la modalidad de pesca mediante fondeo en las campañas del año 2013.

Del total de las capturas de la especie objetivo registradas con cada metodología se observó que solamente el 1,05 % para el lanceo y el 1,58 % para el fondeo correspondieron a ejemplares con longitudes por debajo de la talla mínima de desembarque, (CARU. Resolución 59/12 del 20 de diciembre de 2012).

2.5.5 Rendimiento

En estudios de pesquerías resulta difícil la comparación entre artes de pesca distintas, más aún si dicho comparativo esta dado entre artes pasivos y activos. Para poder establecer una relación entre ambas metodologías en cuestión, se tomó como unidad de esfuerzo el lance, entendiendo a éste como cada una de las maniobras pesqueras hechas con el arte correspondiente. Para el método de encierro, el lance consistió en la operación descrita anteriormente (maniobra de pesca), mientras que para el fondeo significa recorrer el arte (red de enmalle de fondo) para recoger la captura y que puede realizarse 1 o 2 veces por día.

La Tabla 2.4 expone el número de lances y recorridas realizadas para el cálculo de los rendimientos para 22 encierros y 27 fondeos utilizando 6.400 m lineales para los primeros y 8.050 m lineales para los restantes. La longitud promedio del arte de pesca fue de 290 m y 298 m respectivamente. Las capturas totales se centraron en el recurso sábalo, alcanzando los 2.097 kg por el método de lanceo y 3.292 kg por fondeo, obteniéndose finalmente rendimientos de 95,32 kg/encierro o lanceo y 121,92 kg/ fondeo.

Tabla 2.4. Rendimientos en kilogramos por lance de pesca para el sábalo con ambas modalidades pesqueras.

Metodología	Nº lances	Long. Total arte pesca/m	Long. arte pesca m/lance	Captura total Sábalo/kg	Rendimiento kg/ lance	Nº lances/salida	Rendimiento kg/día
Lanceo	22	6400	290	2097	95,32	2,2	209,70
Fondeo	27	8050	298	3292	121,92	1	121,92

2.6 Capacidad instalada en cámaras de acopio

Durante los relevamientos efectuados entre los años 2012 y 2013 en ambas márgenes del río se identificaron 12 localidades que cuentan con algún tipo de instalaciones para el acopio de pescado. Las mismas cuentan con estructura y capacidad de acopio diferente, abarcando desde freezers horizontales, construcciones de material con aislamiento de poliestireno expandido, construcciones con isopaneles, contenedores y cámaras adaptados para el mantenimiento a bajas temperaturas y frigoríficos pesqueros con tecnologías para congelado y packing. A fin de interpretar la cadena de acopio los centros fueron clasificados según el tamaño y tecnología de conservación de la captura, a saber: *pequeños,* donde la conservación es efectuada en freezers, *medianos,* donde se incluyen las pequeñas cámaras y contenedores equipados con algún sistema de enfriamiento adicional y *frigoríficos,* donde se observa una línea de proceso con salas de lavado, túnel de congelación, packing y cámaras de frío donde es mantenida

hasta ser exportada. Diferente es el sistema observado en Villa Paranacito donde el acopio se efectúa en una embarcación madre (Figura 2.34.) con bodegas apropiadas para el mantenimiento del pescado que posteriormente es desembarcado y transportado en camiones a frigoríficos para su procesamiento.

Fig 2.34. Barco madre utilizado para el acopio y transporte de pescado en Villa Paranacito.

Tanto para el mantenimiento en pequeñas cámaras así como para el transporte a frigoríficos, el pescado es acondicionado en cajas plásticas con capas de hielo en escamas.

Las principales especies comerciales presentes en los centros descriptos son el sábalo y la boga, aunque también se observaron dorado, patí, tararira y mochuelo en volúmenes sensiblemente menores. En las instalaciones de menor tamaño se observaron además especies como viejas de agua, bagre amarillo, bagre blanco y pejerrey (en invierno) que son procesadas directamente por los propios pescadores ingresando a los circuitos locales de comercialización.

En la Tabla 2.5 se presenta la capacidad instalada existente en ambas márgenes. Sobre la margen uruguaya se identifican 6 localidades de las cuales 4 disponen de frigoríficos con habilitación para la exportación, ubicados en Bella Unión, Salto, Fray Bentos y Nueva Palmira. Respecto a las cámaras de menor capacidad se ubican en: Aº Sacra, Nuevo Berlín, Fray Bentos, Villa Soriano, La Concordia y Nueva Palmira. En relación al sistema más sencillo (freezers) se lo observa a lo largo de todo el río tanto en los asentamientos como en las localidades más pequeñas.

Sobre la margen argentina, son 6 las localidades que presentan algún sistema de acopio de pescado. Cabe mencionar que en la zona de estudio y sobre la margen derecha no se identificó ningún Frigorífico que cuente con instalaciones para procesamiento y exportación, estando ubicados los mismos en las ciudades de Victoria y Diamante hasta donde es transportada la captura. Los mayores centros de acopio identificados se encuentran localizados en Gualeguaychú y Villa Paranacito, los que disponen de cámaras para la conservación del pescado.

En las restantes localidades (Concordia, Benito Legerén, Villa Adela y Concepción del Uruguay) el acopio es de menor envergadura constituido mayoritariamente por freezers, dado que su objetivo es el abastecimiento del mercado interno en las ciudades ribereñas.

Tabla 2.5. Capacidad instalada en cámaras de acopio ubicadas en ambas márgenes del río.

DEPARTAMENTO (R.O.U.)	***LOCALIDAD***	***CAPACIDAD kg***
Artigas	B. Unión	160.000
Salto	Salto, V. Constitución	40.000
Paysandú	Aº Sacra	16.000
Río Negro	N. Berlín, F. Bentos	16.000
Soriano	V. Soriano, La Concordia	30.600
Colonia	Nva. Palmira	27.500
Total		**290.100**
PROV. ENTRE RÍOS (R.A.)		
Concordia	Concordia	3.500
Concordia	B. Legerén	2.000
Concordia	Villa Adela	500
Concepción del Uruguay	C. del Uruguay	2.000
Gualeguaychú	Gualeguaychú	40.000
Islas del Ibicuy	V. Paranacito	8.000
Total		**56.000**

2.7 Volumen de exportaciones y mercado

El sábalo es el principal recurso de la actividad pesquera artesanal en el tramo del río compartido, teniendo como destino final la exportación. El volumen total exportado por Uruguay en 2012 alcanzó las 2.693 toneladas mientras que en 2013 fueron 2.625 toneladas, cifras provistas por el Área de Economía Pesquera de la DINARA valiéndose de información extraída de Aduanas Uruguay mediante el programa Penta Transaction. Los principales destinos de dichas exportaciones fueron Brasil y Colombia.

Respecto a las exportaciones realizadas por Argentina, sólo se dispone de información del año 2012, donde estadísticas de la Dirección de Pesca Continental indicaron un total de 12.148 toneladas de sábalo exportados en donde se incluyen los volúmenes provenientes de las provincias de Buenos Aires, Entre Ríos y Santa Fe, teniendo como destino final Bolivia, Brasil, Colombia y Nigeria. (http://www.minagri.gob.ar/site/pesca/pesca_continental/05-estadísticas).

2.8 Conclusiones

- En el tramo compartido del Río Uruguay se identificaron alrededor de 21 asentamientos pesqueros artesanales. El promedio de embarcaciones que operaron durante el periodo de estudio fue de 268 involucrando en promedio a 411 pescadores en ambas márgenes. El número total de pescadores entre 2010 y 2013 disminuyó alrededor de un 20%.

- La estructura de la pesquería presenta diferencias según la zona donde se desarrolla la actividad. Las unidades que operan tanto en la región norte (embalse de Salto Grande) como en la zona media (aguas abajo de la represa de Salto Grande) son de pequeño porte con esloras que fluctúan entre 4 y 8 m, construidas en madera o chapa y propulsadas a remo o con motores fuera de borda con potencias entre 2 y 40 HP. Los artes de pesca utilizados son redes de enmalle mono o multifilamento con luces de malla de 140 a 160 mm, espineles de 50 anzuelos cada uno Nº 5 a 9 y tarros de deriva. En el tramo sur del bajo río Uruguay las embarcaciones presentan esloras de 7 m y motores fuera de borda con potencias mínimas de 60 HP. Aquellas que utilizan la técnica de encierro y que operan sobre margen argentina son Truckers construidas en PRFV (plástico reforzado con fibra de vidrio), mientras que en la margen uruguaya operan las más tradicionales (chalanas) construidas en madera y recubiertas de PRFV. Asimismo cuentan con equipos de ayuda electrónica consistentes en pequeñas ecosondas de doble frecuencia.

- El índice de abundancia relativa expresado como Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE) estimado para todo el tramo estudiado, alcanzó valores de 214,4 4 kg/100m^{2}red/12hs en el año 2012 y 255.5 kg/100m^{2}red/12hs en el 2013. Comparando las estimaciones para cada uno de los tres tramos del río se observó que los mayores valores de abundancia relativa en ambos años correspondieron a la zona sur donde alcanzaron los 350 kg/100m^2 red/12hs en 2012 mientras que en 2013 se incrementó a 633 kg/100m^2 red/12hs. Los registros más bajos para todo el período estudiado se localizaron en el embalse, donde la estimación arrojó

valores de 97 kg/100m^2 red/12hs y 117 kg/100m^2 red/12hs en 2012 y 2013 respectivamente. Particularmente en la zona sur se advirtió mayor estabilidad hidrológica durante 2013 lo que posibilitó alrededor de 127 días más de pesca que en 2012. Los resultados de CPUE alcanzados en los últimos 5 años estarían indicando un aumento progresivo de este índice de abundancia relativa.

- Las especies presentes en los muestreos de desembarque en 2012 correspondieron a 10 taxones, donde ninguno superó el 30% en relación al número de ejemplares. La especie más relevante fue el sábalo seguido por la boga. En los centros de acopio, el sábalo fue la especie que en todos los casos superó el 50% de la capturas, mientras que la boga, si bien aparece en segundo lugar, su presencia fue destacada en otoño. En 2013 la presencia fue similar, el sábalo salvo en otoño, presentó valores cercanos y/o superando el 50% de las especies presentes. En el caso de la boga su presencia fue cercana al 20% en todo el período, aumentando en el otoño.

- A partir de la primavera de 2012 y durante 2013 la información analizada permitió establecer la existencia de dos modas en la distribución de frecuencias de longitud del sábalo. La correspondiente a ejemplares entre 27 y 33 cm de Ls, con longitudes por debajo de la talla regulada por la CARU de 34 cm y con una moda en 32 cm y una segunda distribución de tallas con una moda en los 41 cm. El primer conjunto de ejemplares jóvenes capturados indicaría la existencia de un mercado para estas tallas por lo que se podría inferir el uso de redes con luz de malla inferior a 140 mm. Por otro lado muestra la presencia de nuevas cohortes que estarían ingresando al stock pesquero. En el caso de la boga se observó que en primavera y otoño las modas encontradas estuvieron algo por debajo de las registradas en 2010-2011. En invierno las modas correspondieron a ejemplares de menor talla (37 y 34cm en 2012 y 2013 respectivamente) aunque por encima del valor obtenido en el invierno de 2011 de 32 cm. En esta época del año se advirtió la captura del mayor número de ejemplares por debajo de la talla regulada de 34 cm. La presencia de ejemplares de dorado fue mayor en los períodos de otoño e invierno en ambos años. Las tallas en su mayoría se encontraron por debajo de lo permitido, identificándose sólo en los otoños la presencia de seis ejemplares de longitudes mayores a 65 cm.

- Las primeras evaluaciones de la metodología de pesca mediante la técnica de encierro o lanceo exige requerimientos de la unidad de pesca que aseguren la eficiencia del método de captura como ser tamaño de la embarcación, potencia del motor, uso de equipos de detección

y destreza en las maniobras. El método depende de factores como: presencia de la especie objetivo en la zona, densidad, profundidad a la que se distribuye, velocidad de la corriente e intensidad y dirección de los vientos reinantes.

- De la comparación de las capturas obtenidas mediante encierro surge que el 97% corresponde al sábalo donde los ejemplares de tallas menores a la permitida (34 cm) alcanzaron el 1,05%, mientras que con el uso del método tradicional la especie alcanza el 61% con un valor de 1,58% de tallas por debajo de lo permitido. Respecto a las especies acompañantes las mismas representaron el 0,85% mediante el método de lanceo mientras que con el método de fondeo alcanzaron el 7,41%. Esto refleja que el empleo del método de lanceo es más selectivo y el rendimiento (kg/día) es superior. Los resultados alcanzados al presente son preliminares e indicativos de una nueva forma de operación de pesca en el río que merece un mayor estudio dadas las características de las diferentes maniobras adoptadas por los grupos de pescadores en ambas márgenes.

- La capacidad de acopio instalada en ambas márgenes del río se distribuye en 12 centros, 6 en cada país y asciende a 346.100 kg discriminados en 290.100 en margen uruguaya y 56.000 en margen argentina. Las principales especies comerciales presentes en dichas instalaciones son el sábalo y la boga. Asimismo en menor proporción, el dorado, patí, tararira, carpa y mochuelo pueden abastecer mercados locales y regionales y los bagres de pequeño porte como el bagre blanco y amarillo generalmente se destinan al mercado interno.

- Según datos obtenidos de las Direcciones de Aduanas de ambos países, en 2012 se exportaron 2.693 toneladas de sábalo procedentes de Uruguay mientras que desde Argentina dan cuenta de un volumen total (incluyendo las provincias de Buenos Aires, Entre Ríos y Santa Fe) de 12.148 toneladas. Para 2013 se exportaron desde Uruguay 2.625 toneladas. Ambos países tienen como mercados de destino Brasil y Colombia, en tanto que Argentina informa además para 2012 mercados en Bolivia y Nigeria.

2.9 Bibliografía

Baigún, C.; Sverlij, S. H. López, 2003. Recursos Pesqueros y Pesquerías del Río de la Plata Interior y Medio (Margen Argentina). Versión electrónica Justina Ponte Gómez. División Zoología de Vertebrados. Facultad de Ciencias Naturales y Museo. Universidad Nacional de La Plata, Argentina.

Bjordal, A., 2005. Capítulo 2: Uso de medidas técnicas en la pesca responsable: regulación de artes de pesca. En: http://www.fao.org/docrep/008/y3427s/y3427s04.htm.

CARU. Programa de Conservación de la Fauna Íctica y los Recursos Pesqueros del Río Uruguay. Informe Bienio 2010-2011. 2. Relevamiento de la Ictiofauna del Río Uruguay.

CARU. Programa de Conservación de la Fauna Íctica y los Recursos Pesqueros del Río Uruguay. Informe Bienio 2010-2011. 3. Relevamiento de las pesquerías artesanales del Río Uruguay.

CARU. Alturas del Río Uruguay. http://www.caru.org.uy/web/acerca-de/alturas-del-rio-uruguay/.

CARU. Resolución Nº 59/12. 20 de diciembre de 2012.

CTM, Salto Grande. http:// www.**saltogrande**.org/rio_uruguay.php.

Espinach Ros, A., C. Fuentes, 2001. Recursos Pesqueros y Pesquerías de la Cuenca del Plata. En Bezzi, S.; Akselman, R.y E.Boschi. Síntesis del Estado de las Pesquerías Marítimas Argentinas y de la Cuenca del Plata. Años 1997-1998 con una actualización de 1999. Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Mar del Plata. Argentina.

Espinach Ros, A., A. Dománico, D. Demonte, D. del Barco, E. Cordiviola, M. Campana, D. Colautti, R. Fernández, A. Velazco, J. Martinian. 2012. Evaluación del recurso Sábalo (*Prochilodus lineatus*) en el río Paraná. Período 2008 – 2011. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca, Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca, Subsecretaría de Pesca y Acuicultura. Buenos Aires.45pp.

Ministerio de Ganadería Agricultura, Pesca de la Nación, Dirección de Pesca Continental. http://www.minagri.gob.ar/site/pesca/pesca_continental/05-estadísticas

Sverlij, S. y A. Espinach Ros, 1986. El Dorado, Salminus maxillosus (Pisces, Characiformes) en el Río de la Plata y Río Uruguay Inferior. Rev. Invest. Des. Pesq. Nº 6: 57-75. Buenos Aires. Argentina.

Zaniboni Filho, E., Uwe H. Schulz, 2003. Migratory Fishes of South America Biology, Fisheries and Conservation Status. Capítulo 4. Migratory fishes of the Uruguay River. International Development Research Center, Canadá.

3 IDENTIFICACIÓN GENÉTICA DE UNIDADES POBLACIONALES DE LAS PRINCIPALES ESPECIES DE INTERÉS COMERCIAL Y DEPORTIVO. VARIABILIDAD GENÉTICA DE LOS SURUBÍES DEL RÍO URUGUAY Y PARANÁ (PSEUDOPLATYSTOMA CORRUSCANS Y P. RETICULATUM)

Márquez, Alejandro[1,2]; Eugenia Errico[2] y Alfredo Pereira[2]

1. UMEB-NSAT. Facultad de Ciencias, UDELAR

2. Laboratorio de Genética Pesquera. DINARA, MGAP

3.1 Introducción

Las especies del género *Pseudoplatystoma* son Siluriformes de la Familia Pimelodidae, que han estado bajo revisión, tanto desde el aspecto morfológico como genético (Buitrago-Suárez & Burr, 2007; Buitrago-Suárez, 2006; Carvalho-Costa et al., 2011; Torrico et al., 2009). En la cuenca del Río Paraná están citadas dos especies, surubí pintado (*Pseudoplatystoma corruscans*) y el surubí atigrado (*P. reticulatum*), distinguiéndose ambas según el patrón de pigmentación, con manchas circulares oscuras o bandas verticales oscuras, respectivamente. Ambas especies son grandes peces migradores, de gran valor comercial y deportivo, y sobre las que existen importantes pesquerías en el Río Paraná y en menor grado en Uruguay. La frecuencia del surubí pintado en el Río Uruguay es mucho menor a la detectada en el Paraná, mientras que el surubí atigrado, si bien está registrado como una especie integrante de su fauna íctica, no se la registra desde hace muchos años (Nion et al., 2002). Esporádicamente se han detectado concentraciones significativas de surubí en el tramo inferior del Uruguay (en la localidad de Puerto Yeruá), y en el tramo medio habitualmente se detectan individuos regularmente, incluso maduros para la reproducción. Entre 2004 y 2005 se observaron importantes concentraciones de esta especie en la localidad de Puerto Yeruá en Entre Ríos. A partir de esa fecha se realizaron por parte de CARU numerosos estudios tendientes a ampliar el conocimiento del porque de esas concentraciones en esa zona particular. Durante los años que se efectuaron dichos estudios no se repitió una concentración como en años anteriores lo que impidió obtener capturas de surubí que permitieran identificarla con las marcas registradas a través de los estudios de hidroacústica y comparar con la demás información físico-química del agua. De todos modos siguiendo una gestión de conducta responsable como establece la FAO, la CARU, implementó un área intangible de veda, en la zona de Pto.

Yeruá, que prohíbe la pesca en todo el año. La incertidumbre de esta especie en el río Uruguay inferior, en particular con el efecto de concentración, sigue siendo una gran incógnita. Es entonces que actualmente la CARU ha diseñado un programa titulado "Experiencia de marcado intensivo de surubí y dorado en la zona de veda de Puerto Yeruá" el cual daría comienzo en el próximo invierno de 2015

Los surubíes, además de ser considerados un recurso pesquero, también son objeto de acuicultura, en particular en Brasil, donde se los utilizan, tanto para venta de carne como para emprendimientos de "pesca y pague". En el río Paraná existen además emprendimientos de acuicultura de surubíes en las provincias de Misiones y Santa Fe. En acuicultura, la producción de híbridos es muchas veces preferida, dado el alto valor comercial de los individuos producidos (Porto-Foresti et al., 2013) y la mayor docilidad y vigor híbrido en relación a las generaciones parentales (Lobo et al., 2014). Los cruzamientos posibles tienen denominación diferente dependiendo del sexo de los parentales. Cuando la madre es *P. corruscans* y el padre es *P. reticulatum*, se denominan "*Pintachara*" y cuando la madre es *P. reticulatum* y padre *P. corruscans* se denominan "*Cachapinta*". Trabajos que analizaron individuos colectados en ríos del estado de Mato Grosso do Sul en Brasil (afluentes de los ríos Paraguay y Paraná), detectaron la presencia de híbridos en la naturaleza, los cuales fueron atribuidos a individuos escapados de criaderos.

En estudios poblacionales, la utilización de marcadores genéticos mitocondriales (de herencia materna) y en particular el fragmento elegido, son una herramienta de mucha utilidad en la definición de unidades reproductivas, dada la alta variabilidad intraespecífica.

3.2 Objetivo

El objetivo de este trabajo fue evaluar el grado de homogeneidad genética de los surubíes que se distribuyen en el Río Uruguay y su relación con los individuos colectados en el Río Paraná utilizando un fragmento del ADN mitocondrial, la región control o d-loop.

3.3 Materiales y Métodos

Se colectaron individuos del Río Uruguay Medio y Bajo, y del Río Paraná Medio y Bajo (Localidades mostradas en la Figura 3.1). Los individuos fueron identificados fenotípicamente como surubí pintado (*P. corruscans*) cuando el diseño de la piel presentaron manchas circulares, y surubí atigrado (*P. reticultatum*) cuando estas marcas fueron bandas verticales (Tabla 3.1).

La extracción del ADN se realizó siguiendo el protocolo de Miller et al. (1988) y se amplificó mediante PCR un fragmento de la región control mitocondrial (d-loop) de aproximadamente 500 pb, según las condiciones expresadas en Bignotto et al. (2009). Los productos de amplificación se secuenciaron en secuenciador automático en servicios en la empresa Macrogen Inc (Corea). La edición y alineamiento de las secuencias se realizó utilizando el programa Seqman. Se estimaron las distancias genéticas entre las secuencias y se construyeron arboles filogenéticos asumiendo un modelo de evolución molecular de Tamura Nei 3 parámetros con bootstrap de 1000 pseudoréplicas para evaluar el grado de apoyo de los agrupamientos obtenidos con el software MEGA6 (Tamura et al., 2013). El software DNSP (Librado & Rozas, 2009) fue utilizado para calcular la diversidad genética.

3.4 Resultados

Se obtuvieron 95 secuencias de aproximadamente 500 pb, de ambas especies (70 de *P. corruscans* y 25 de *P. reticulatum*). El muestreo tuvo un claro sesgo poblacional que refleja las diferencias en la presencia de las dos especies en el Paraná y el Uruguay. De la especie *P. corruscans* se obtuvieron 34 secuencias del Río Paraná Medio, 4 secuencias del Río Paraná Inferior, 10 de Paraná Superior, 17 del Río Uruguay Medio y 6 del Uruguay Inferior. Las secuencias de *P. reticulatum* correspondieron a 21 individuos colectados en el Paraná Medio y 4 individuos del Paraná Superior. No se encontraron muestras de *P. reticula*tum en el río Uruguay.

Las secuencias obtenidas formaron dos grupos monofiléticos (Figura 3.2), indicando la presencia de dos especies en la región estudiada. Todos los individuos fenotípicamente identificados como surubí atigrado menos uno, tuvieron secuencias agrupadas en uno de los clados. En cambio, algunos individuos identificados como surubí pintado, tuvieron secuencias que se agruparon con las secuencias de surubí atigrado, mostrando que el genoma mitocondrial de esos individuos provino de madres atigradas. El individuo identificado como surubí atigrado que presentó una secuencia mitocondrial característica de surubí pintado fue capturado en Ituzaingó (Corrientes). Entre los surubí pintados con secuencias mitocondriales del tipo atigrado siete fueron colectados en el Río Paraná (Corrientes, Empedrado, Ituzaingó y Posadas), y uno en el Río Uruguay (Ciudad de Salto). Cabe destacar que esta última muestra de Salto (Uruguay) nos fue enviado un trozo de músculo del cual fue posible corroborar su identificación fenotípica.

La diversidad nucleotidica observada entre el total de las muestras identificadas fenotípicamente como surubí pintado fue de 0,02934 y en el surubí atigrado de 0,01090. Al

excluir los individuos detectados como híbridos del cálculo, las diversidades nucelotídicas fueron 0,01113 y 0,00600, para los pintados y atigrados respectivamente. Estos valores de diversidad son bajos, y pueden estar reflejando la poca diferenciación genética que existe en esta especie. Excluyendo a los híbridos, entre los surubíes pintados la diversidad haplotídica fue 0,641 y entre los atigrados fue 0,562. El número medio de diferencias entre las dos especies es 0,15, un valor relativamente bajo para la región control cuando se comparan especies diferentes.

3.5 Discusión

El análisis de 95 muestras de surubí colectadas en los ríos Paraná y Uruguay, mostró la presencia de dos especies, coincidiendo con la descripción para la región de las especies surubí atigrado y surubí pintado. Además, se encontraron híbridos de las dos especies en la cuenca baja y media del Río de la Plata (Río Paraná Medio y Río Uruguay Bajo), lo que son los registros más al sur de la presencia de este tipo de individuos que se detectan en la naturaleza. Aunque las especies son claramente identificables fenotípicamente, las especies del género *Pseudoplatystoma* son genéticamente similares. Esto se refleja en la capacidad de producirse híbridos viables entre las dos especies, lo cual es aprovechado en emprendimientos de acuicultura de surubíes, en los cuales se realizan cruzas de *P. corruscans* y *P. reticulatum*, para obtener mejores rendimientos productivos (Porto-Foresti et al., 2013). La acuicultura está basada en cruzamientos de ambos sentidos y los dos tipos de híbridos que se pueden generar fueron detectados en la naturaleza en afluentes de los ríos Paraná y Paraguay, en territorio brasileño.

Una de las hipótesis que puede explicar la presencia de híbridos en la naturaleza es que esos individuos corresponderían a escapes de los criaderos presentes en varios lugares de la cuenca. Existen criaderos de esta especie en Brasil, en la cuenca alta del Río de la Plata, y otros proyectos y emprendimientos en las provincias de Misiones y Santa Fe, y la alta movilidad de la especie podría explicar la presencia en la cuenca baja. Una hipótesis que no puede descartarse es la posibilidad de que la producción de híbridos sea un hecho que pueda darse normalmente en la naturaleza. Las especies del género *Pseudoplatystoma* son genéticamente similares, lo cual no sería raro pensar en que las dos especies consigan reproducirse en la naturaleza. No se conocen cuales pueden ser las barreras post-cigóticas que operan en estas especies para mantener su integridad específica y evaluar el aporte relativo de ambas hipótesis explicando a la presencia de híbridos en la naturaleza.

La metodología utilizada en este trabajo puede subestimar la cantidad de híbridos observada, dado que se detectan cuando no hay concordancia entre el fenotipo y el genotipo

mitocondrial. Esto sucede porque no es capaz de detectar aquellos híbridos en los cuales el fenotipo coincida con el genoma mitocondrial, por ejemplo, individuos fenotípicamente identificados como pintado tuvieran madre pintada y padre atigrado.

Uno de los objetivos principales de la utilización de las herramientas genéticas en los recursos administrados por la CARU es evaluar el grado de estructura que tienen las poblaciones de las especies en la cuenca. Para ello, debe cumplirse el supuesto que los individuos que se analizan sean de la misma especie. Por lo tanto, la identificación de híbridos en la naturaleza implica que además de la utilización de las metodologías publicadas para la identificación de poblaciones, se hace necesario la identificación el estatus específico de los individuos analizados.

Por lo tanto, los resultados expuestos documentan por primera vez la presencia de híbridos de *P. corruscans* y *P. reticulatum* en el Paraná medio y en el Río Uruguay inferior. No se han detectado híbridos en el tramo medio del Río Uruguay. Este hecho puede tener consecuencias para la conservación de estas especies, dado que una de las consecuencias a largo plazo de la hibridación es la degradación de la variabilidad genética, y el mantenimiento de ambas unidades taxonómicas como unidades evolutivas independientes. El uso de marcadores mitocondriales presentados, resultaron de una estrategia pensada para evaluar hipótesis de estructuración poblacional. La utilización de marcadores nucleares permitirá evaluar la presencia de híbridos no detectados con los marcadores mitocondriales, y se podrán identificar los híbridos que pudieran haber sido subestimados. De esa forma, se podrán así realizar los análisis poblacionales con el objetivo de evaluar el grado de estructuración asumiendo que se evalúan individuos monoespecíficos puros que conformen poblaciones naturales y no individuos provenientes de criaderos.

Además, la metodología utilizada para la identificación genética de las dos especies podrá ser utilizada para la diferenciación de estadíos tempranos, en los cuales no existen claves para diferenciarlas.

3.6 Conclusiones

Se observó la presencia de híbridos de *P. coruscans* y *P. reticulatum* en el río Paraná aunque no fue detectada la presencia de estos en el Río Uruguay medio. La presencia en el Uruguay inferior deberá evaluarse con el análisis de mayor cantidad de individuos dado que el único posible híbrido fue de una muestra de músculo sin identificación fenotípica segura.

La presencia de híbridos puede estar subestimada dado que la metodología utilizada se basó en la falta de concordancia entre genotipo mitocondrial y fenotipo. El estudio de la estructura poblacional requiere primero evaluar la cantidad de híbridos totales en la muestra.

3.7 Bibliografía

Bignotto, T., Prioli, S. M. A. P., Maniglia, T., Boni, T., Lucio, L., Gomes, V., Prioli, L. (2009). Genetic divergence between *Pseudoplatystoma corruscans* and *Pseudoplatystoma reticulatum* (Siluriformes: Pimelodidae) in the Paraná River Basin. *Brazilian Journal of Biology*, *69*, 681–689.

Buitrago-Suárez, A. U., & Burr, B. M. (2007). Taxonomy of the catfish genus *Pseudoplatystoma* Bleeker (Siluriformes: Pimelodidae) with recognition of eight species. *Zootaxa*, *1512*, 1 – 38.

Buitrago-Suárez, U. Á. (2006). Anatomía comparada y evolución de las especiesde *Pseudoplatystoma* Bleeker 1862 (SILURIFORMES: PIMELODIDAE). *Revista de La Academia Colombiana de Ciencias*, *30*(114), 117–141.

Carvalho-Costa, L. F., Piorski, N. M., Willis, S. C., Galetti Jr, P. M., & Ortí, G. (2011). Molecular systematics of the neotropical shovelnose catfish genus *Pseudoplatystoma* Bleeker 1862 based on nuclear and mtDNA markers. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, *59*(1), 177–194. doi:10.1016/j.ympev.2011.02.005

Librado, P., & Rozas, J. (2009). DnaSP v5: a software for comprehensive analysis of DNA polymorphism data. *Bioinformatics (Oxford, England)*, *25*(11), 1451–2. doi:10.1093/bioinformatics/btp187

Lobo, C. M. D. O., Porto-Foresti, F., Prado, F. D. Do, Torrezan, R., Furtado, Â. A. L. De, Conte Junior, C. A., & Mársico, E. T. (2014). Molecular identification of *Pseudoplatystoma* sp. fish fillets by Multiplex PCR. *Vigilância Sanitária Em Debate*, *2*(3), 64–70. doi:10.3395/vd.v2i3.217

Miller, S. A., Dykes, D. D., & Polesky, H. F. (1988). A simple salting out procedure for extracting DNA from human nucleated cells. *Nucleic Acids Research*, *16*(3), 1215.

Nion, H., Ríos, C., & Mensese, P. (2002). *Peces del Uruguay. Lista sistemática y nombres comunes* (p. 105). Montevideo, Uruguay: DINARA / INFOPESCA.

Porto-Foresti, F., Hashimoto, D. T., Prado, F. D., Senhorini, J. a., & Foresti, F. (2013). Genetic markers for the identification of hybrids among catfish species of the family Pimelodidae. *Journal of Applied Ichthyology*, *29*(3), 643–647. doi:10.1111/jai.12092

Tamura, K., Stecher, G., Peterson, D., Filipski, A., & Kumar, S. (2013). MEGA6: Molecular Evolutionary Genetics Analysis version 6.0. *Molecular Biology and Evolution*, *30*(12), 2725–9. doi:10.1093/molbev/mst197

Torrico, J. P., Hubert, N., Desmarais, E., Duponchelle, F., Rodriguez, J. N., Montoya-burgos, J., Renno, J. (2009). Molecular Phylogenetics and Evolution Molecular phylogeny of the genus *Pseudoplatystoma* (Bleeker, 1862): Biogeographic and evolutionary implications. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, *51*(3), 588–594. doi:10.1016/j.ympev.2008.11.019

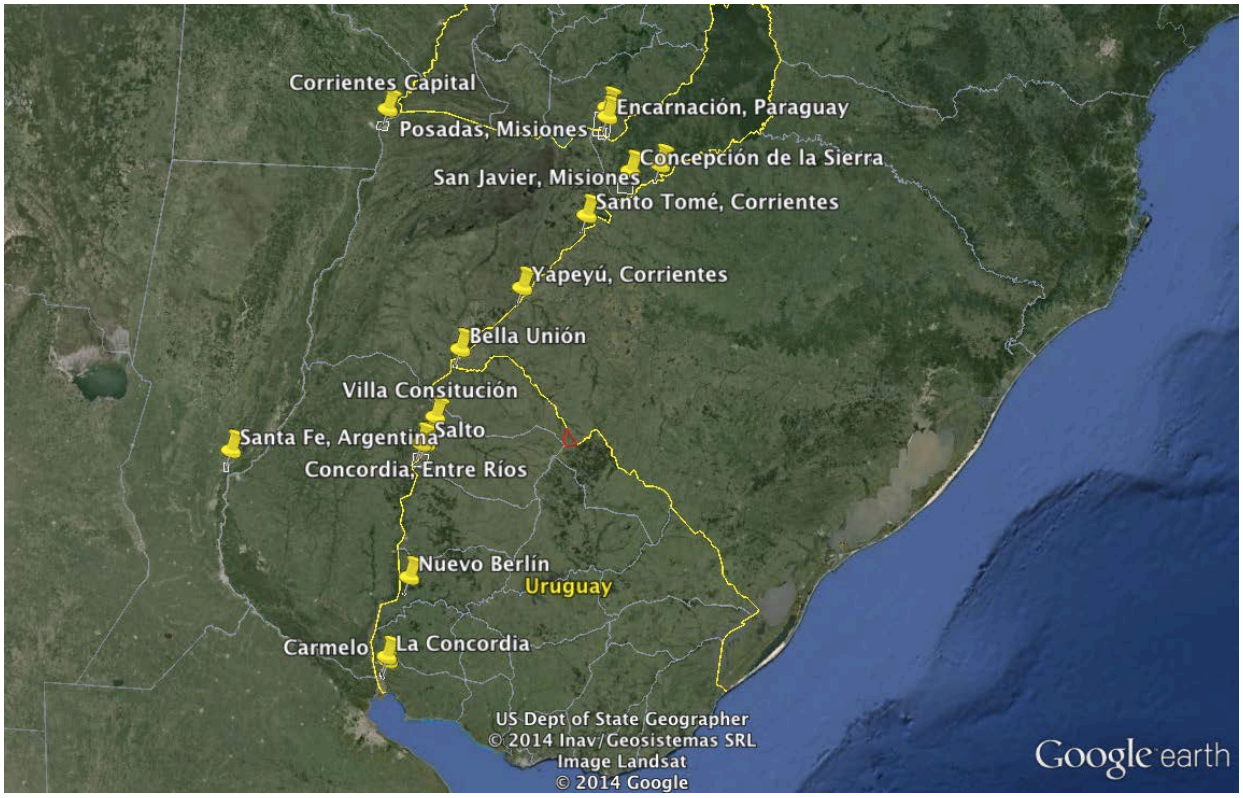


Figura 3.1. Localidades de muestreo de surubí

Tabla 3.1. Individuos utilizados de P. corruscans y P. reticulatum, indicando la región y localidad de muestreo.

INDIVIDUO	LOCALIDAD	REGIÓN	NOMBRE CIENTÍFICO	NOMBRE COMÚN
SUR 78	Santa Fé	Río Paraná inferior	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 79	Santa Fé	Río Paraná inferior	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 94	Santa Fé	Río Paraná inferior	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 95	Santa Fé	Río Paraná inferior	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 05	Corrientes	Río Paraná medio	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 07	Corrientes	Río Paraná medio	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 102	Corrientes	Río Paraná medio	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 104	Corrientes	Río Paraná medio	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 107	Corrientes	Río Paraná medio	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 110	Corrientes	Río Paraná medio	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 112	Corrientes	Río Paraná medio	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 113	Corrientes	Río Paraná medio	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 114	Corrientes	Río Paraná medio	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 115	Corrientes	Río Paraná medio	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 119	Corrientes	Río Paraná medio	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 12	Corrientes	Río Paraná medio	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 129	Corrientes	Río Paraná medio	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 13	Corrientes	Río Paraná medio	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 135	Goya	Río Paraná medio	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 136	Goya	Río Paraná medio	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 137	Goya	Río Paraná medio	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 14	Corrientes	Río Paraná medio	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 36	Corrientes	Río Paraná medio	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 40	Corrientes	Río Paraná medio	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 46	Corrientes	Río Paraná medio	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 50	Corrientes	Río Paraná medio	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 51	Corrientes	Río Paraná medio	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 52	Corrientes	Río Paraná medio	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 53	Corrientes	Río Paraná medio	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 54	Corrientes	Río Paraná medio	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 55	Corrientes	Río Paraná medio	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 56	Corrientes	Río Paraná medio	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 59	Corrientes	Río Paraná medio	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 63	Corrientes	Río Paraná medio	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 64	Empedrado	Río Paraná medio	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 85	Corrientes	Río Paraná medio	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 92	Corrientes	Río Paraná medio	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 98	Corrientes	Río Paraná medio	*P. corruscans*	Surubí Pintado

SUR 122	Posadas	Río Paraná superior	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 21	Posadas	Río Paraná superior	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 37	Posadas	Río Paraná superior	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 38	Ituzaingó	Río Paraná superior	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 39	Ituzaingó	Río Paraná superior	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 47	Ayola	Río Paraná superior	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 71	Posadas	Río Paraná superior	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 72	Posadas	Río Paraná superior	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 74	Posadas	Río Paraná superior	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 121	Nuevo Berlín	Río Uruguay inferior	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 130	Salto	Río Uruguay inferior	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 131	Salto	Río Uruguay inferior	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 134	Salto	Río Uruguay inferior	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 140	Salto	Río Uruguay inferior	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 75	Punta Gorda	Río Uruguay inferior	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 116	Yapeyú	Río Uruguay medio	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 126	Bella Unión	Río Uruguay medio	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 127	Bella Unión	Río Uruguay medio	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 141	Arapey	Río Uruguay medio	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 144	Bella Unión	Río Uruguay medio	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 145	San Javier (Misiones)	Río Uruguay medio	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 146	Santo Tomé	Río Uruguay medio	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 23	Yapeyú	Río Uruguay medio	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 24	Yapeyú	Río Uruguay medio	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 31	Yapeyú	Río Uruguay medio	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 32	Yapeyú	Río Uruguay medio	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 33	Yapeyú	Río Uruguay medio	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 65	Yapeyú	Río Uruguay medio	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 66	Yapeyú	Río Uruguay medio	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 67	Yapeyú	Río Uruguay medio	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 68	Yapeyú	Río Uruguay medio	*P. corruscans*	Surubí Pintado
SUR 70	Yapeyú	Río Uruguay medio	*P. corruscans*	Surubí Pintado
Atig 02	Corrientes	Río Paraná medio	*P. reticulatum*	Surubí Atigrado
Atig 03	Corrientes	Río Paraná medio	*P. reticulatum*	Surubí Atigrado
Atig 04	Corrientes	Río Paraná medio	*P. reticulatum*	Surubí Atigrado
Atig 05	Corrientes	Río Paraná medio	*P. reticulatum*	Surubí Atigrado
Atig 08	Corrientes	Río Paraná medio	*P. reticulatum*	Surubí Atigrado
Atig 09	Corrientes	Río Paraná medio	*P. reticulatum*	Surubí Atigrado
Atig 10	Corrientes	Río Paraná medio	*P. reticulatum*	Surubí Atigrado
Atig 11	Corrientes	Río Paraná medio	*P. reticulatum*	Surubí Atigrado
Atig 18	Corrientes	Río Paraná medio	*P. reticulatum*	Surubí Atigrado
Atig 21	Corrientes	Río Paraná medio	*P. reticulatum*	Surubí Atigrado

Atig 24	Corrientes	Río Paraná medio	*P. reticulatum*	Surubí Atigrado
Atig 25	Corrientes	Río Paraná medio	*P. reticulatum*	Surubí Atigrado
Atig 26	Corrientes	Río Paraná medio	*P. reticulatum*	Surubí Atigrado
Atig 29	Corrientes	Río Paraná medio	*P. reticulatum*	Surubí Atigrado
Atig 32	Corrientes	Río Paraná medio	*P. reticulatum*	Surubí Atigrado
Atig 33	Corrientes	Río Paraná medio	*P. reticulatum*	Surubí Atigrado
Atig 34	Corrientes	Río Paraná medio	*P. reticulatum*	Surubí Atigrado
Atig 35	Corrientes	Río Paraná medio	*P. reticulatum*	Surubí Atigrado
Atig 37	Corrientes	Río Paraná medio	*P. reticulatum*	Surubí Atigrado
Atig 38	Corrientes	Río Paraná medio	*P. reticulatum*	Surubí Atigrado
Atig 41	Corrientes	Río Paraná medio	*P. reticulatum*	Surubí Atigrado
Atig 01	Ayola	Río Paraná superior	*P. reticulatum*	Surubí Atigrado
Atig 12	Ituzaingó	Río Paraná superior	*P. reticulatum*	Surubí Atigrado
Atig 13	Encarnación	Río Paraná superior	*P. reticulatum*	Surubí Atigrado
Atig 17	Posadas	Río Paraná superior	*P. reticulatum*	Surubí Atigrado

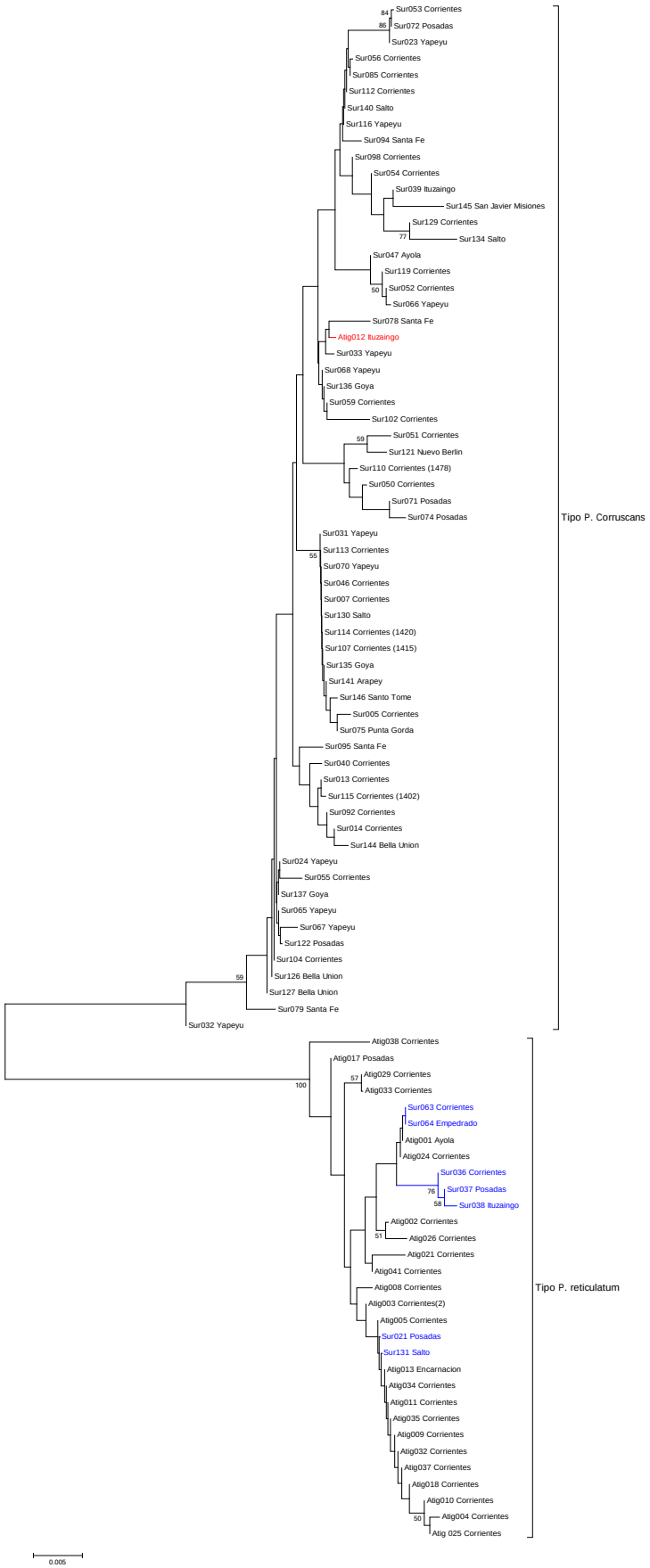


Figura 3.2. Árbol de distancias de las secuencias de región control de P. corruscans y P. reticulatum

4 REPRODUCCIÓN DE PECES MIGRATORIOS ESTIMADA POR EL FLUJO DE LARVAS. MONITOREO DE INDICES DE ABUNDANCIA LARVAL (IAL) DURANTE EL PERÍODO 2011-2013

Fuentes C. M., M. I. Gómez, J. Salva, Y. Piazza, I. Lozano y S. Llamazares.

Dirección de Pesca Continental. SPYA-MAGP-Argentina

4.1 Introducción

4.1.1 Generalidades sobre la evaluación de pesquerías fluviales

La evaluación de las pesquerías, en las condiciones particulares que se dan en la mayoría de los ríos, es compleja, porque las actividades están muy dispersas y solo raras veces los desembarcos se concentran en lugares determinados. Por otra parte, una razón adicional es que los ecosistemas fluviales pueden considerarse inestables, y mucho más sensibles a factores del ambiente circundante, incluidas las actividades del hombre. Un factor no menos importante, que explica la complejidad de la evaluación de los recursos pesqueros fluviales, es que, en grandes ríos sudamericanos éstos están representados por especies migratorias. Estas migraciones de peces son importantes para los pescadores y usualmente ellos concentran su actividad en función de dichos movimientos (Welcomme, 1985; Quirós & Cuch, 1989; Espinach Ros & Fuentes, 2001; Poulsen et al., 2001). Al mismo tiempo, los peces migratorios tienen hábitats esenciales separados en tiempo y espacio que cubren grandes áreas geográficas, que sobrepasan las fronteras nacionales (Agostinho et al., 1993; Poulsen et al., 2001).

Los ríos Paraná y Uruguay en sus tramos medio e inferior, constituyen escenarios particulares debido a la escasa fragmentación a la que fueron sometidos en comparación con otros grandes ríos de América Latina y América del Norte. La integridad del canal principal con la llanura de inundación posibilita la existencia de poblaciones de peces migratorios, la mayoría de los cuales son de gran importancia comercial y deportiva como el sábalo *Prochilodus lineatus*, el dorado *Salminus brasiliensis*, el surubí *Pseudoplatystoma* spp., el pacú *Piaractus mesopotamicus*, y la boga *Leporinus obtusidens*, (Quirós & Cuch, 1989; Espinach Ros & Fuentes, 2001). Estas especies constituyen frecuentemente recursos compartidos por las distintas provincias y en muchos casos con países vecinos de la cuenca (Espinach Ros & Fuentes, 2001).

En particular, los recursos pesqueros continentales, típicamente comprenden numerosos pequeños stocks que tienden a ser pesquerías de subsistencia o recreacionales (Mahon, 1997). Dado que su evaluación puede ser dilatoria y costosa, por ello, se han formulado métodos modificados de los de otros ambientes para su aplicación, entre los que se destacan los utilizados para evaluar potencial pesquero, la evaluación de la pesquería y la evaluación de las poblaciones de peces (Welcomme, 1985).

4.1.2 Antecedentes en el uso de índices de abundancia de estadios tempranos de peces

Actualmente, la abundancia de estadios tempranos de peces (huevos y larvas) es frecuentemente utilizada como complemento de otros métodos de evaluación para establecer tendencias a mediano y largo plazo en medios marinos y estuariales. Por ejemplo, las reglas de control de cosecha en los enfoques de manejo de pesquerías, que están basadas en puntos de referencia tomados de la relación stock-recluta, pueden tomar en consideración los índices de potencial reproductivo obtenidos de estadios tempranos, en particular de los huevos (Marshall et al., 2003). El cálculo de índices de abundancia larval, por otra parte, es de utilidad en las estimaciones de poblaciones de peces marinos y estuariales, y puede reflejar tendencias en el tamaño del stock desovante (Hunter & Lo, 1993; Keller et al., 1999; Gledhill & Lyczkowski-Shultz, 2000; Moser et al., 2000), ya que la abundancia de los estadios larvales ha mostrado estar correlacionada con la de la biomasa desovante de diferentes especies de peces marinos (Moser et al., 2001).

En el caso de ríos, los estudios sobre las poblaciones de larvas de peces tuvieron como finalidad original la evaluación del impacto de la construcción de represas y centrales hidroeléctricas en ríos americanos (Walburg & Nelson, 1966; Marcy, 1973; Cada & Hergenrader, 1978; Gale & Mohr, 1978; Storck et al., 1978). Por otra parte, los estudios sobre dinámica de poblaciones de larvas permiten además realizar inferencias acerca de los stocks desovantes de una población, las estaciones de reproducción y los patrones migratorios de peces (Goulding, 1980; Pavlov, 1994), así como evaluar la efectividad de la aplicación de vedas. El estudio del ictioplancton es de gran importancia tanto para la ictiología como para el inventario ambiental, monitoreo de stocks y manejo de la pesca. Este tipo de estudio permite la detección de nuevos stocks o stocks ya explorados, la identificación y delimitación de áreas de desove, y permite establecer la importancia relativa de los cuerpos de agua en el reclutamiento (Nakatani et al., 2001; Pelicice & Agostinho, 2008; Gogola et al., 2010; Suzuki et al., 2011).

4.1.3 Ventajas de los ríos sobre el ambiente marino en la utilización del índice de abundancia larval (IAL)

Para especies marinas pelágicas, el propósito principal del muestreo de huevos y larvas de peces consistió originalmente en la estimación de la abundancia de adultos, bajo el supuesto de que estos estadios de desarrollo tempranos pueden ser muestreados con menos inexactitud que los adultos (Ahlstrom, 1965). En grandes ríos sudamericanos las ventajas relativas de la estimación de la abundancia de los estadios tempranos de desarrollo de peces migratorios son aún mayores que en el ambiente marino. Las características del ciclo de vida de estas especies, involucran migraciones ascendentes en recorridos que pueden ser muy extensos y definidos. Una vez alcanzadas las proximidades de las zonas de desove, y alcanzado el grado de maduración gonadal adecuado, los desoves son sincronizados y los productos de los mismos, huevos, embriones y larvas, derivan hacia aguas abajo por el canal principal de los ríos principales de la cuenca (Bonetto et al., 1981; Fuentes, 1998).

La accesibilidad para la toma de muestras de ictioplancton en sistemas fluviales es evidentemente mucho mayor que la disponible para poblaciones de larvas de peces marinas, para las cuales es necesario que el muestreo cubra grandes extensiones de navegación, y búsqueda de los cursos de deriva. Dicha facilidad para la estimación de abundancia de huevos y larvas en ríos, es aún mayor en particular si las poblaciones que se desean evaluar son de peces migratorios, dado que las características del ciclo de vida de estas especies involucran la deriva de los estadios larvales por el canal principal, por lo que durante el período reproductivo la evaluación de su abundancia es simple e insume bajos costos. Por último, los requerimientos logísticos y de personal son mucho más reducidos que los involucrados para el ambiente marino, ya que la evaluación se hace efectiva mediante la realización de muestreos estacionarios con redes de plancton en el canal principal. Las personas involucradas en el muestreo en ambientes fluviales pueden ser distribuidas en diferentes localidades, posibilitando mayor cobertura en el espacio y en el tiempo.

Dada la marcada concentración de la distribución de los estadios de desarrollo temprano durante el proceso reproductivo, en el marco del Programa de Conservación de los Recursos Pesqueros del Río Uruguay, la Comisión Administradora del Río Uruguay consideró pertinente avanzar en el estudio de una cuantificación programada de los aportes que año tras año ocurren como resultado de los desoves. Esta cuantificación se constituirá en una información económicamente accesible, que podría aportar datos independientes y complementarios a las costosas, pero necesarias, estimaciones de captura y esfuerzo de

adultos de las principales especies. Mediante este programa se pretende, con recursos reducidos, obtener información que se complemente con las estimaciones de la abundancia de recursos pesqueros en la baja Cuenca del Plata.

4.2 Objetivos

4.2.1 Objetivo General

Proveer información actualizada para la evaluación de eventuales medidas de regulación adoptadas por la CARU**.**

4.2.2 Objetivos Particulares

a) Estudiar la variación temporal de la actividad reproductiva de las especies de peces de interés comercial y deportivo en los ríos Uruguay y Paraná durante los períodos 2011-2012 y 2012-2013.

b) Evaluar la importancia relativa de la actividad reproductiva de las especies de peces de interés comercial y deportivo en los tramos medio e inferior del río Uruguay.

c) Calcular los valores de los Índices de Abundancia de Larvas (IAL) de las principales especies de peces migratorios en los ríos Uruguay y Paraná para el período 2001-2014.

4.2.3 Hipótesis de trabajo

La hipótesis de trabajo sobre la relación entre la abundancia de larvas y la actividad reproductiva de los diferentes stocks de peces migratorios puede resumirse en los siguientes puntos:

H1: "*las mayores variaciones en la abundancia de larvas de peces migratorios en la deriva localizada en la secciones de flujo permanente de las aguas de los diferentes ríos de la cuenca, son originadas por las diferencias en el tamaño del stock desovante y la intensidad o magnitud de la actividad reproductiva de las poblaciones con circuito migratorios de los diferentes tramos de la cuenca*"

H2: "*la actividad reproductiva de los peces migratorios es sincronizada durante los ascensos hidrométricos y los huevos y larvas se distribuyen aguas abajo de la zona de desove*".

4.3 Metodología

4.3.1 Área de estudio

El río Uruguay con 1.800 km de longitud y 5.200 $m^3.seg^{-1}$ y un área de drenaje de 36.5000 km^2 se constituye en uno de los dos grandes colectores de la Cuenca del Plata (Dai & Trenberth, 2002) (Figura 4.1). La sección media se extiende desde el río Piratiní hasta la ciudad de Salto (606 km, con una pendiente 9 $cm.km^{-1}$) drenando a lo largo de la frontera entre Brasil, Argentina y Uruguay, y casi en el límite con la sección inferior tiene localizada la represa de Salto Grande (31° 16' S, 57° 56' O). La represa forma un lago de aproximadamente 140 km de longitud y un área de 783 km^2**.** En su sección inferior (345 km) el río Uruguay presenta un ancho de alrededor de 800 metros y una pendiente promedio de 3 $cm.km^{-1}$ (Comisión Técnica Mixta de Salto Grande). Diez kilómetros aguas debajo de la represa el flujo pasa los rápidos del Salto Chico, desde donde el río adopta un flujo más homogéneo típico de la sección. La propia presencia de la represa provoca un comportamiento diferenciado del río. Entre Salto y Concepción del Uruguay, funciona en régimen de canal; hasta Fray Bentos continúa la influencia de las descargas de la represa, la descarga del Río Negro, el nivel del Río de la Plata y el sistema de islas que reducen su velocidad en ese tramo. Desde la ciudad de Fray Bentos hasta la desembocadura, el río está regulado más por los niveles del Río de la Plata que por su caudal específico (OPP, OEA, BID.Uruguay-Estudio Ambiental Nacional, 1992).

4.3.2 Monitoreo del ictioplancton

La actividad se caracteriza por muestreos intensivos del ictioplancton en cinco estaciones del río Uruguay medio e inferior. Adicionalmente se monitorea en dos estaciones del río Paraná, desde donde se hipotetiza se producirían los desoves de algunas poblaciones con distribución en el río Uruguay en estadio juvenil y adulto. A partir de las estimaciones de densidad y el caudal estimado de las estaciones mejor cubiertas, se desarrolla un índice de abundancia de larvas que permite establecer tendencias en forma independiente de otras evaluaciones llevadas a cabo sobre las poblaciones y sobre las pesquerías.

Participantes en trabajo de campo: Carlos Fuentes, María Inés Gómez, Ismael Lozano, Sabina Llamazares, Guillermo Murillo y José de León. Participantes en el procesamiento de muestras: María Inés Gómez, Javier Salva, Yanina Piazza. Sabina Llamazares.

Estaciones de muestreo: Yapeyú (R.A.), Benito Legerén (R.A.), Paysandú (R.O.U), Nuevo Berlín (R.O.U) y Fray Bentos (R.O.U) en el río Uruguay Inferior, Paraná (R.A.) y Rosario (R.A.) en el río Paraná (Figura 4.1).

Obtención de las muestras: La actividad de muestreo se desarrolló entre octubre de 2012 y fin de marzo del 2013, como viene ocurriendo desde hace 12 años. Las muestras fueron tomadas por los proveedores, en horas de luz, en el canal principal a profundidad media, en su mayoría de manera estacionaria y a una distancia de la costa donde las condiciones de flujo son permanentes (en general mayores a 50 metros de la costa). Cuando las velocidades de la corriente no fueron adecuadas para la toma de la muestra en forma estacionaria, el muestreo se llevó a cabo mediante el arrastre activo de la red entre dos puntos localizados a una distancia conocida. Se evitaron zonas de remanso.

Arte de captura: Se utilizó una red cónica de 35 cm de diámetro y 1 m de longitud, provista, en general, de un flujómetro en la boca para el cálculo del volumen de agua filtrada (Figura 4.2). La manga consistió de un cono de malla de Nylon con trama de 300 µm unida al aro metálico mediante una banda de tela resistente, no filtrante, de 20 cm. En el extremo posterior se dispuso un vaso colector cilíndrico de PVC, de 20 cm de largo y 8 cm de diámetro, con una ventana lateral de 1,5 cm x 4,0 cm cubierta con una malla de 300 µm.

***Procedimiento*:** En todas las estaciones el tiempo de filtración se mantuvo en 15 minutos, y la muestra obtenida fue conservada en alcohol al 95 %. Conjuntamente con la toma de muestras se midió la temperatura del agua y la velocidad de la corriente. Esta última se estimó mediante el tiempo transcurrido para la extensión total de un sedal de 10 metros de longitud, provisto de una boya semi-sumergida en su extremo.

Frecuencia de muestreo: En cada estación de muestreo se obtuvieron tres muestras por semana (lunes, miércoles y viernes) durante el periodo de estudio, salvo algunos casos en que se presentaron dificultades meteorológicas u operativas insalvables.

***Procesamiento*:** Las muestras con alto contenido de materia orgánica fueron fraccionadas con un dispositivo tipo Motodo (1959) para plancton. Todas las muestras fueron procesadas bajo microscopio estereoscópico con un aumento de 12x. Para la identificación de algunas de las especies se usaron las series de desarrollo obtenidas por Nakatani et al. (2001), Sverlij et al.

(1993) y descripciones inéditas para otras (Fuentes, 1998). El tiempo total insumido para el acondicionamiento y procesamiento de las muestras bajo microscopio estereoscópico fue de alrededor de 1.400 horas hombre para cada período.

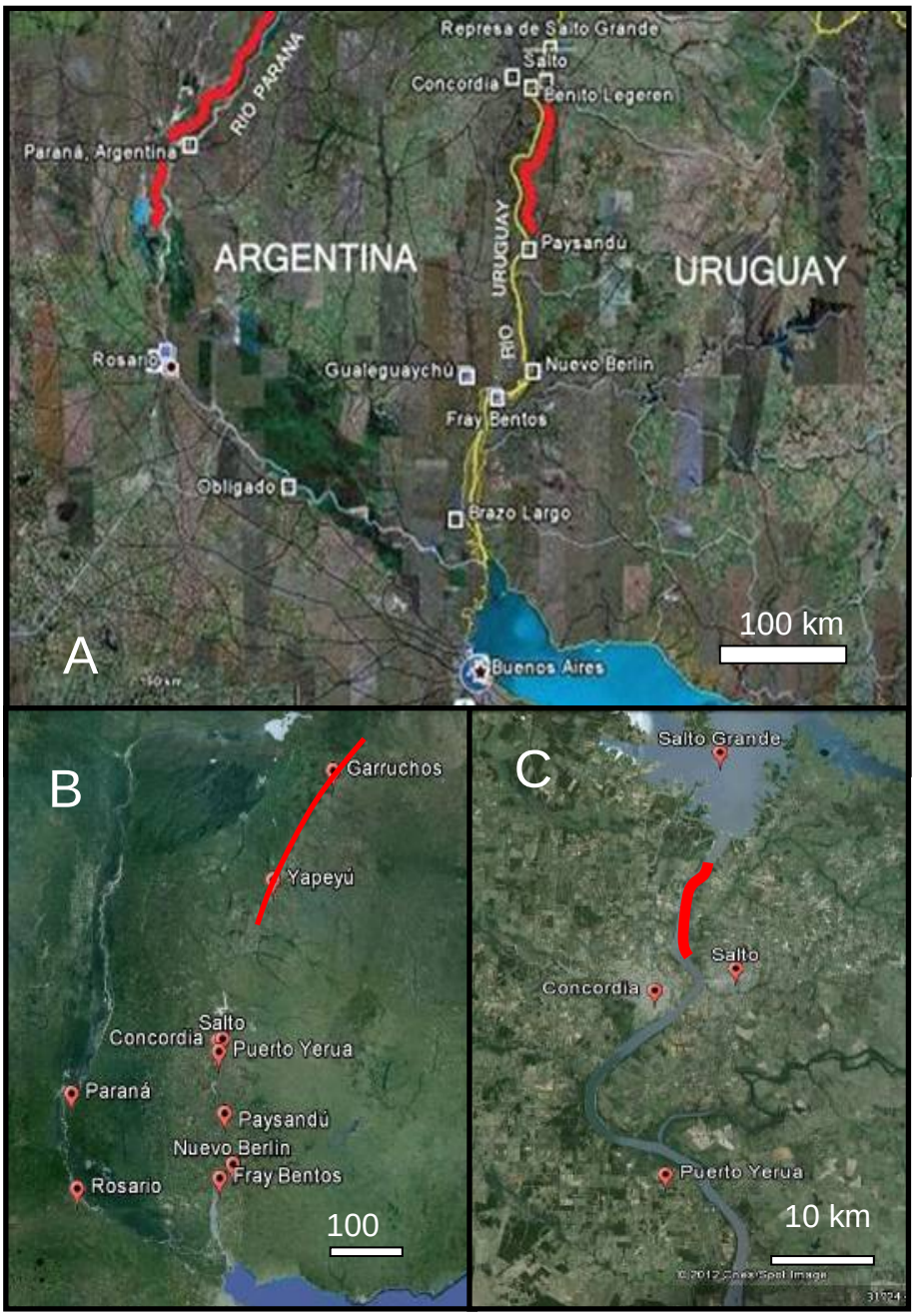


Figura 4.1. Ubicación de las estaciones de muestreo y/o aforos en los ríos Uruguay y Paraná. A) Tramo inferior B) Tramos medio e inferior C) Tramo aguas abajo de la represa de Salto Grande donde se realizaron los experimentos de paso de larvas por turbinas. Las líneas rojas indican posibles áreas de desove.

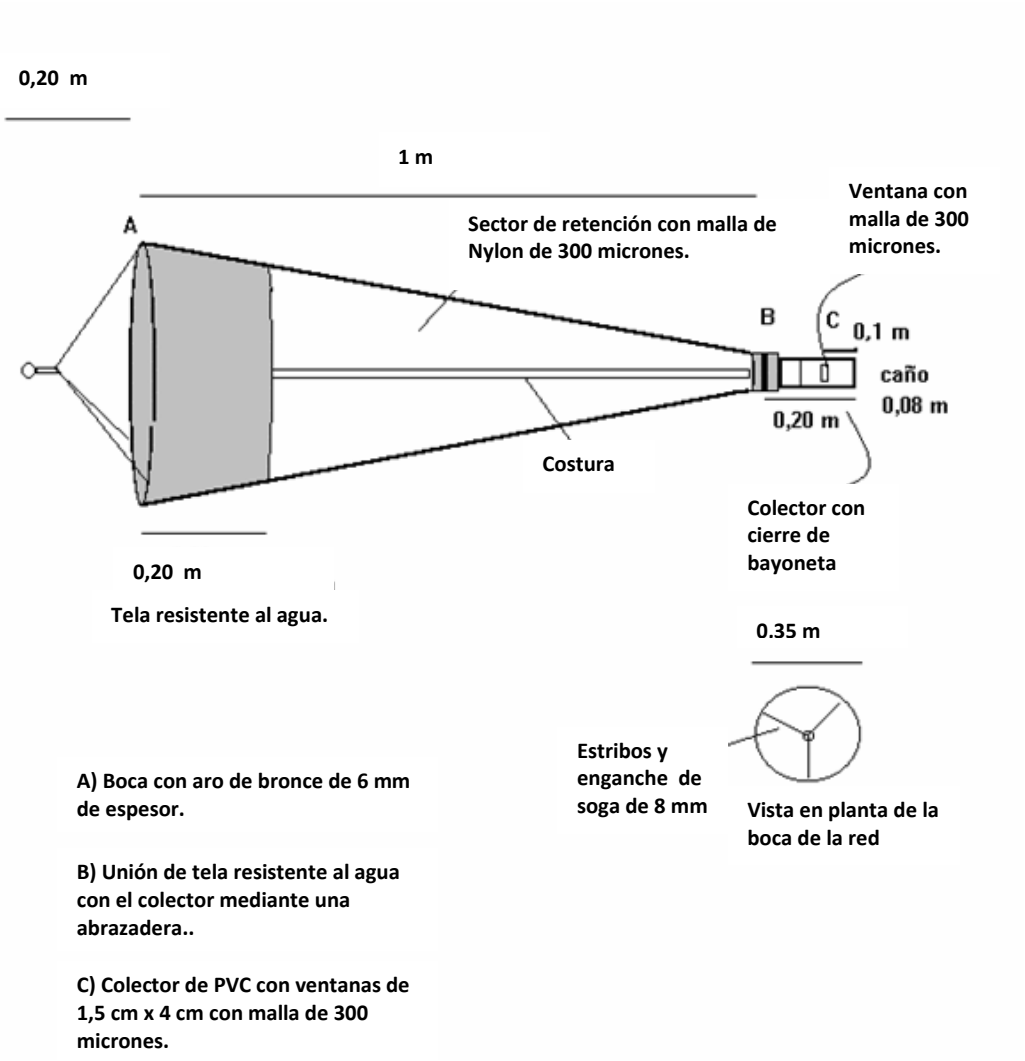


Figura 4.2. Red de ictioplancton utilizada en los muestreos.

4.3.3 Cálculos de Caudal y Variables Hidrológicas

Los detalles de los niveles hidrométricos del río Uruguay durante las primaveras, veranos y otoños del período 2001-2014 se resumen en la figura 4.3. En la figura 4.4 se detallan los valores históricos del río Uruguay y Paraná a los efectos de tenerlos como referencias en las interpretaciones realizadas en el texto. Las referencias a niveles hidrométricos para el río Uruguay a la altura de Paysandú corresponden al hidrómetro de Colón (E.R.), mientras que las hechas para el río Paraná corresponden al hidrómetro de la ciudad de Paraná. Adicionalmente, las alturas del río Uruguay en Yapeyú (R.A.) se obtuvieron a partir de alturas disponibles en la base de datos de CARU en Monte Caseros en base a la siguiente ecuación (Ec.1) obtenida de los registros de Prefectura Naval Argentina durante 2013-2014.

NH (Yapeyú) =0,7334 NH (M. Caseros) + 0,2578 (R^2=0,9439) Ec.1

4.3.4 Cálculo del Índice de Abundancia Larval

Para cada estación de muestreo y cada especie considerada se obtuvieron los índices de abundancia larval (IAL) de primavera y de verano, por separado, según la fórmula:

$$IAL = \sum_{i=1}^{NS} (\delta_s * \mathbf{T} * \mathbf{Q}(\mathrm{n}h_s))_i$$

Donde:

δs es la densidad promedio semanal en la localidad de muestreo.

T es el tiempo en segundos de una semana (60*60*24*7 seg.).

Q(nhs)[1] es el caudal medio estimado en $m^3.seg^{-1}$.

NS es la cantidad de semanas de primavera o de verano, según el caso, correspondientes al periodo reproductivo monitoreado.

[1] Los detalles del cálculo de caudal se pueden obtener en Fuentes y Espinach Ros (2007).

4.3.5 Captura por unidad de esfuerzo (CPUE) y distribución de tallas de larvas por estación

Con el propósito de evaluar el grado de importancia relativa de los hipotéticos pulsos de deriva de larvas en el tramo medio e inferior y por consiguiente el grado de independencia entre los mismos, se realizó una comparación tanto del número de larvas capturadas anualmente, como de las tallas predominantes en las capturas entre distintas estaciones de muestreo.

No todas las estaciones de muestreo tienen un flujómetro disponible para la medición del volumen de agua filtrada. Por lo tanto, se recurrió a la comparación de la captura por unidad de esfuerzo anual (CPUEa) para cada especie, para un período de tiempo comprendido entre 2007 y 2012 (6 períodos reproductivos) según la siguiente ecuación para cada estación:

$$\text{CPUEa} = \left(\sum \text{larvas en el año}\right) / \text{n° muestras}$$

donde las especies son sábalo, boga, dorado, surubí y armado, y el período el comprendido entre los octubre de 2007 y abril de 2013 (n=6). Por lo tanto, para cada especie se calculó el número de larvas capturadas en el año y se lo dividió por el total de muestras tomadas, renunciando de esta forma a controlar el volumen de agua muestreada. Se asume que las variaciones mayores en las capturas, no son explicadas por el tamaño de la muestra. Al considerar este estimador, debe contemplarse además que puede haber aspectos de distribución espacial que adicionalmente podrían introducir error. Su utilización no obstante puede constituir un indicio a ser tenido en cuenta en el marco de un análisis mayor. La CPUEa fue determinada para las estaciones Yapeyú (R.A.) en el tramo medio y Benito Legerén (R.A.), Paysandú (R.O.U.) y Fray Bentos (R.O.U). Para un análisis más extendido en el tiempo (n=10), adicionalmente se restringió el análisis a las tres estaciones de muestreo más antiguas Yapeyú, Paysandú y Fray Bentos.

Las diferencias entre las capturas por unidad de esfuerzo de las distintas especies en las 4 estaciones se determinaron mediante el test de Friedman, para muestras dependientes según Daniel (1978).

Las larvas de dorado y surubí fueron medidas al milímetro. Para continuar explorando el grado de continuidad y dependencia de los pulsos de deriva de las poblaciones de estas especies en el río Uruguay, se realizó un análisis espacial de las modas[2] dominantes de estas especies para las estaciones del tramo medio e inferior.

[2] La moda es el valor con mayor frecuencia en una distribución de datos

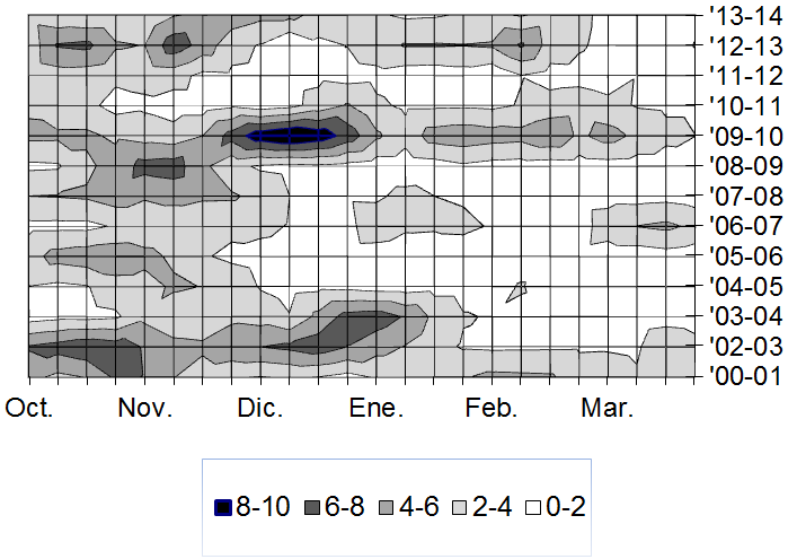


Figura 4.3. Niveles hidrométricos (metros) del río Uruguay a la altura de Colón (R. A.) durante los períodos de muestreo comprendidos entre la primavera del 2000 y el verano de 2014. Las tonalidades representan los intervalos de altura en metros. Las barras rojas a la izquierda indican períodos de bajos índices de abundancia de larvas.

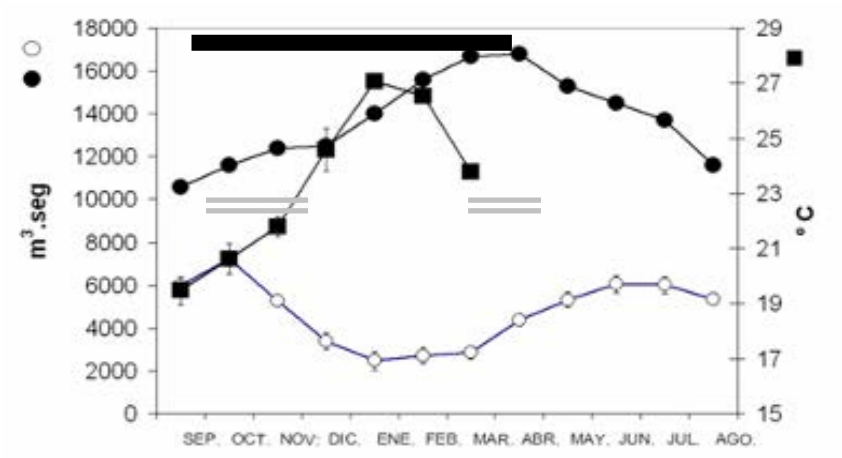


Figura 4.4. Caudales medios mensuales durante el período 1889-2003 (círculos blancos) y promedio de las temperaturas del agua medidas en los últimos 9 años durante el período de muestreo (cuadrado negro) para el río Uruguay (error estándar en barras verticales). Se grafican los caudales medios del río Paraná para el período (1901-1973 (círculos negros). Las barras horizontales indican períodos donde se conjugarían condiciones favorables para la reproducción de peces migratorios, (gris doble: río Uruguay; negro grueso: río Paraná).

4.4 Resultados

4.4.1 Variación temporal de la actividad reproductiva

Río Uruguay. Período 2011-2012

Durante el período comprendido entre octubre de 2011 y marzo de 2012 en el río Uruguay se dieron condiciones hidrológicas particulares, caracterizadas por niveles hidrométricos muy bajos en general. En la mayor parte del tiempo las alturas nunca superaron los 2 metros. Como era esperable, en dicho contexto, la mayor proporción del ictioplancton estuvo constituido de especies de pequeños bagres pimelodinos y characiformes no migratorios, lo que se asoció con la captura de huevos pequeños de peces en distintos momentos del año, aún en aguas marcadamente bajas. El escenario de aguas bajas fue predominante, salvo en octubre, mes durante el cual los niveles hidrométricos a la altura de Colón (R.A.) alcanzaron los 3 metros. Durante dicho incremento de los niveles hidrométricos se detectó la mayor parte del flujo de larvas de las especies migratorias (Figuras 4.5 a 4.10). Sin embargo, la captura total de las especies migratorias de mayor tamaño en las localidades de muestreo fue más bien moderada o nula. El pico más significativo de abundancia de larvas se detectó con temperaturas del agua del orden de 21 a 22 °C.

En la tabla 4.1 se resume la composición del ictioplancton del río Uruguay en las cinco estaciones de muestreo del mismo durante el período 2011-2012. En el período mencionado y agrupadas las estaciones, se capturaron 18.430 larvas y 340 huevos de peces. El 85% del total de los componentes de ictioplancton fueron registradas como Characiformes y Siluriformes no migratorios, fundamentalmente larvas de las Subfamilias Tetragonopterinae (mojarras), Curimatinae (sabalitos), Characinae (dientudos) y Pimelodinae (bagres pequeños). Sólo un 10% de los componentes del ictioplancton estuvo consituido de individuos de especies migratorias como sábalo *Prochilodus lineatus*, boga *Leporinus obtusidens*, armados (Fam. Doradidae) y surubí *Pseudoplatystoma* spp. Las especies de linaje marino consituyeron el 2,4 % del total de la captura. Mientras las larvas de sábalos, bogas y armados fueron capturados en todas las estaciones de muestreo, es notable, como en ninguna de estas se registraron larvas de dorado en las capturas, y apenas 5 larvas de surubíes se detectaron a la altura de Yapeyú entre fines de octubre y principios de noviembre de 2011.

Río Uruguay. Período 2012-2013

Durante la temporada 2012-2013, se registró un período húmedo, con al menos tres pulsos de inundación en los que los niveles hidrométricos del río superaron los 4 metros a la altura de la ciudad de Colón. La reproducción de los peces estuvo fuertemente asociada a dichos incrementos hidrométricos (Figuras 4.5-4.10). En este período el flujo de larvas de peces migratorios estuvo bien representado, y estuvo mayormente concentrado durante los días en los que el río presentó alturas por sobre 5 metros en primavera y verano con temperaturas del agua de alrededor de 21 y 25 °C respectivamente (Figuras 4.5-4.10).

En la tabla 4.2 se resume la composición del ictioplancton del río Uruguay en las estaciones representativas del río Uruguay inferior y medio durante 2012-2013. Durante dicho período se capturaron 34.461 larvas y 1302 huevos de peces. El 73 % del total de los componentes de ictioplancton estuvo constituido por individuos de especies de Characiformes y Siluriformes no migratorios de las subfamilas Pimelodinae (bagres), Tetregonopterinae (mojarras), Curimatinae (sabalitos) entre otros peces de tamaño pequeño.

En esta oportunidad los peces migratorios constituyeron el 12,8 % del icitioplancton capturado en las 5 localidades de muestreo, alcanzando los armados (Fam. Doradidae) al menos el 3 % de la captura, las bogas (Fam. Anostomidae) el 5,6 %, los sábalos *Prochilodus lineatus* el 3,6 %, mientras que los dorados y los surubíes constituyeron el 0,26 % y 0,25 % respectivamente. Los dorados y surubíes fueron capturados en todas las estaciones de muestreo al menos en una oportunidad, no obstante el número de individuos de dichas especies fue máximo en la estación Yapeyú localizada en el tramo medio del río Uruguay aguas arriba de la represa de Salto Grande (Tabla 4.2, Figura 4.5).

Río Paraná. Período 2011-2012.

Durante el período 2011-2012 en el río Paraná los pulsos de deriva de larvas se concentraron en primavera y verano, no obstante el flujo más pronunciado ocurrió en verano tanto a la altura de Paraná como en Rosario (Figura 4.11 y 4.12). Esta tendencia se vio acentuada en la estación localizada a la altura de Paraná, en donde los flujos de larvas de la mayoría de las especies (salvo para surubí) fueron bajos. Este escenario de bajos flujos ocurrió con los niveles hidrométricos más altos del año (aproximadamente 3,5 m a la altura de Paraná) y una temperatura del agua de entre 20 y 24 º C. A la altura de la ciudad de Rosario los flujos de larvas estuvieron mejor representados durante primavera, no obstante, para el sábalo y los

armados estos fueron claramente más reducidos que los de verano, aún, cuando los niveles hidrométricos en primavera fueron algo más altos. En verano luego de que los registros hidrométricos a la altura del río Paraná descendieran por debajo de los 2 metros, se registró un repunte de 50 cm el cual se asoció a un marcado incremento en el flujo de larvas, en esta oportunidad de mayor magnitud y en ambas estaciones monitoreadas (Paraná y Rosario) y para todas las especies migratorias (Figura 4.15 y 4.16). Los picos de densidad de larvas de sábalo, el principal componente del ictioplancton del río Paraná, estuvieron comprendidos entre 10 larvas.m^{-3} y 50 larvas.m^{-3}, en Paraná y entre 10 larvas.m^{-3} y 60 larvas.m^{-3} en Rosario, mientras que los de boga se ubicaron entre 2 larvas.m^{-3} y 16 larvas.m^{-3} en Paraná y entre 10 larvas.m^{-3} y 16 larvas.m^{-3} a la altura de Rosario. La abundancia para dorados alcanzó picos de entre 0,04 larvas.m^{-3} y 0,12 larvas.m^{-3} en Paraná y de entre 0,1 larvas.m^{-3} y 0,6 larvas.m^{-3} en Rosario. El surubí fue más abundante con picos de densidad de entre 0,3 larvas.m^{-3} y 0,9 larvas.m^{-3} en Paraná y entre 0,4 larvas.m^{-3} y 1,6 larvas.m^{-3} en Rosario.

Río Paraná. Período 2012-2013.

Durante el período comprendido entre octubre de 2012 y marzo de 2013 el flujo de larvas en deriva ocurrió con niveles hidrométricos moderados (Figura 4.11-4.12). En general, la actividad reproductiva y el consiguiente flujo de larvas, estuvo modulado por tres pulsos de incremento hidrométrico, uno en primavera, otro en verano y finalmente en otoño. Los valores de densidad de larvas fueron más reducidos pero bien distribuidos durante todo el período reproductivo. Los picos de densidad de larvas de sábalo, el principal componente del ictioplancton del río Paraná, estuvieron comprendidos entre 2 larvas.m^{-3} y 4 larvas.m^{-3}, en Paraná y entre 10 larvas.m^{-3} y 60 larvas.m^{-3} en Rosario, mientras que los de boga se ubicaron entre 2 larvas.m^{-3} y 7 larvas.m^{-3} en Paraná y entre 10 larvas.m^{-3} y 20 larvas.m^{-3} a la altura de Rosario. La abundancia para dorados alcanzó picos de entre 0,1 larvas.m^{-3} y 0,2 larvas.m^{-3} en Paraná y de entre 0,2 larvas.m^{-3} y 0,3 larvas.m^{-3} en Rosario. El surubí fue más abundante con picos de densidad de entre 1 larvas.m^{-3} y 2 larvas.m^{-3} en Paraná y entre 0,5 larvas.m^{-3} y 1,5 larvas.m^{-3} en Rosario.

Tabla 4.1. Número (arriba) y porcentaje (%, abajo en itálica) de larvas de las especies y grupos de peces más comunes en el ictioplancton en cinco localidades de muestreo en el río Uruguay durante los períodos 2011-2012

	huc	hug	sáb	Bog	sbt	dor	die	cha	moj	arg	arc	sur	bag	cuc	man	pat	vir	anc	cor	cni	sni	TT
YAP 2011-12 n=66	29	0	2	119	43	0	16	5	4406	1060	3	5	368	0	0	0	66	4	13	44	39	**6179**
	0,5	*0,0*	*0,0*	*1,9*	*0,7*	*0,0*	*0,3*	*0,1*	*71,3*	*17,2*	*0,0*	*0,1*	*6,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*1,1*	*0,1*	*0,2*	*0,7*	*0,6*	
BLE 2011-12 n=126	0	142	35	36	177	0	9	0	49	1	0	0	285	0	0	0	20	16	4	144	0	**742**
	0,0	*19,1*	*4,7*	*4,9*	*23,9*	*0,0*	*1,2*	*0,0*	*6,6*	*0,1*	*0,0*	*0,0*	*38,4*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*2,7*	*2,2*	*0,5*	*19,4*	*0,0*	
PAY 2011-12 n=66	65	0	253	104	608	0	4	0	49	0	15	0	464	0	0	0	29	53	25	1360	1270	**4291**
	1,5	*0,0*	*5,9*	*2,4*	*14,2*	*0,0*	*0,1*	*0,0*	*1,1*	*0,0*	*0,3*	*0,0*	*10,8*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,7*	*1,2*	*0,6*	*31,7*	*29,6*	
NBE 2011-12 n=35	24	0	56	75	231	0	2	124	12	1	41	0	479	0	0	0	17	48	14	440	1624	**3188**
	0,8	*0,0*	*1,8*	*2,4*	*7,2*	*0,0*	*0,1*	*3,9*	*0,4*	*0,0*	*1,3*	*0,0*	*15,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,5*	*1,5*	*0,4*	*13,8*	*50,9*	
FBE 2011-12 n=37	80	0	53	38	409	0	1	0	1010	1	139	0	1426	0	0	0	25	125	142	270	320	**4030**
	2,0	*0,0*	*1,3*	*0,9*	*10,1*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*25,1*	*0,0*	*3,4*	*0,0*	*35,4*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,6*	*3,1*	*3,5*	*6,7*	*7,9*	

****YAP***: Yapeyú (R.A);* **BLE***: Benito Legerén (R.A.);* **PAY***: Paysandú (R.A.);* **NBE***: Nuevo Berlín (R.O.U.) y* **FBE***: Fray Bentos (R.O.U.)) .durante los períodos 2011-2012 (***huc***: huevos chicos;* **hug***; huevos grandes;* **sab***: sábalo,* **bog***: boga,* **sbt***: sabalito;* **dor***: dorado,* **die***: dientudo,* **cha***: chafalote;* **moj***: mojarras,* **ar1***: armados grandes,* **ar2***: armados chicos,* **sur***: surubi,* **bag***: (Pimelodus, Iheringichthys y Parapimelodus, en orden de importancia),* **cuc***: cucharón,* **man***: manguruyú,* **pat***: patí,* **vir***: virolo,* **anc***: anchoa,* **cor***: corvina,* **pej***: pejerrey,* **cni***: characiformes no identificados,* **sni***: siluriformes no identificados).* **TT***, captura total.* **n***, número de muestras.*

Tabla 4.2. Número (arriba) y porcentaje (%, abajo en itálica) de larvas de las especies y grupos de peces más comunes en el ictioplancton en cinco localidades de muestreo en el río Uruguay durante los períodos 2012-2013

	huc	**hug**	**sáb**	**Bog**	**sbt**	**dor**	**die**	**cha**	**moj**	**arg**	**arc**	**sur**	**bag**	**cuc**	**man**	**pat**	**vir**	**anc**	**cor**	**cni**	**sni**	**TT**
YAP 2012-13 n=66	429	303	335	1376	225	73	35	14	6529	852	2426	61	2493	12	7	0	158	128	126	2777	520	**18654**
	2,3	*1,6*	*1,8*	*7,4*	*1,2*	*0,2*	*0,2*	*0,1*	*35,0*	*4,6*	*13,0*	*0,3*	*13,4*	*0,1*	*0,0*	*0,0*	*0,8*	*0,7*	*0,7*	*14,9*	*2,8*	
BLE 2012-13 n=75	307	188	394	308	443	4	16	0	336	83	102	16	357	1	0	0	61	23	15	100	36	**2790**
	11,0	*6,7*	*14,1*	*11,0*	*15,9*	*0,1*	*0,6*	*0,0*	*12,0*	*3,0*	*3,7*	*0,6*	*12,8*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*2,2*	*0,8*	*0,5*	*3,6*	*1,3*	
PAY 2012-13 n=74	4	7	132	74	43	2	4	0	367	30	27	0	44	70	0	0	13	22	209	115	94	**1238**
	0,3	*0,6*	*10,7*	*6,0*	*3,5*	*0,2*	*0,3*	*0,0*	*29,6*	*2,4*	*2,2*	*0,0*	*3,6*	*5,7*	*0,0*	*0,0*	*1,1*	*1,8*	*16,9*	*9,3*	*7,6*	
NBE 2012-13 n=80	44	4	85	86	241	5	6	0	442	14	113	4	650	1	5	0	11	53	17	610	655	**2805**
	1,6	*0,1*	*3,0*	*3,1*	*8,6*	*0,2*	*0,2*	*0,0*	*15,8*	*0,5*	*4,0*	*0,1*	*23,2*	*0,0*	*0,2*	*0,0*	*0,4*	*1,9*	*0,6*	*21,7*	*23,4*	
FBE 2012-2013 n=74	4	12	320	117	260	7	20	0	523	18	78	1	5300	1	0	0	29	136	46	900	1202	**8974**
	0,0	*0,1*	*3,6*	*1,3*	*2,9*	*0,1*	*0,2*	*0,0*	*5,8*	*0,2*	*0,9*	*0,0*	*59,1*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,3*	*1,5*	*0,5*	*10,0*	*13,4*	

*(***YAP***: Yapeyú (R.A);* ***BLE****: Benito Legerén (R.A.);* ***PAY****: Paysandú (R.A.);* ***NBE****: Nuevo Berlín (R.O.U.) y* ***FBE****: Fray Bentos (R.O.U.)) . (****huc****: huevos chicos;* ***hug****; huevos grandes;* ***sab****: sábalo,* ***bog****: boga,* ***sbt****: sabalito;* ***dor****: dorado,* ***die****: dientudo,* ***cha****: chafalote;* ***moj****: mojarras,* ***ar1****: armados grandes,* ***ar2****: armados chicos,* ***sur****: surubi,* ***bag****: (Pimelodus, Iheringichthys y Parapimelodus, en orden de importancia),* ***cuc****: cucharón,* ***man****: manguruyú,* ***pat****: patí,* ***vir****: virolo,* ***anc****: anchoa,* ***cor****: corvina,* ***pej****: pejerrey,* ***cni****: characiformes no identificados,* ***sin****: siluriformes no identificados).* ***TT****, captura total.* ***n****, número de muestras.*

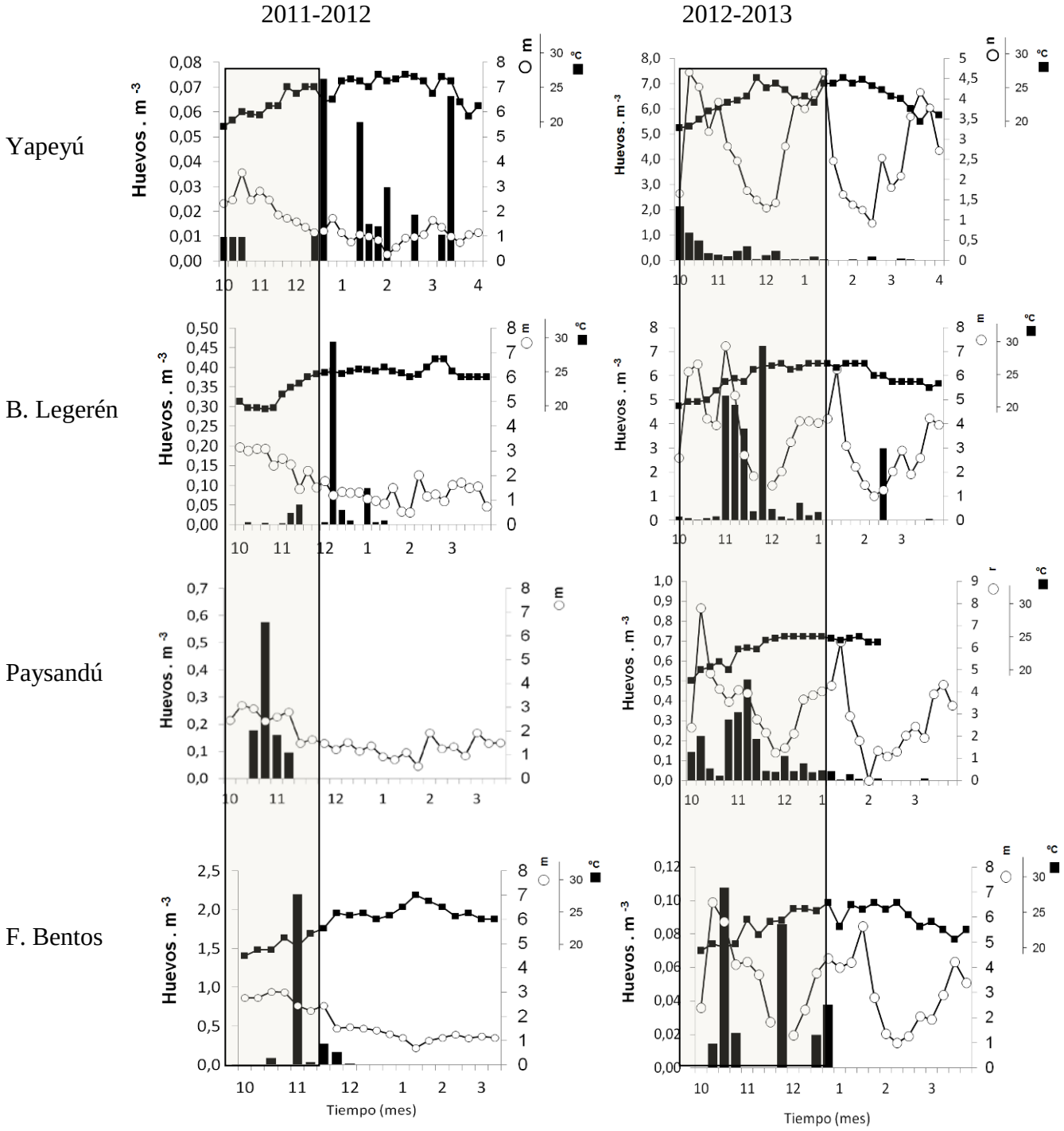


Figura 4.5 Variación temporal de la densidad de huevos de peces a la altura de Benito, Yapeyú (R.A.) Legerén (R.A.) Paysandú (R.O.U.) y Fray Bentos (R.O.U), durante los períodos 2011-2012 y 2012-2013. En las gráficas se muestran la densidad de individuos (barras, eje izquierdo), el nivel hidrométrico (círculos blancos, eje derecho) y la temperatura del agua media semanal (cuadrados, eje derecho), a la altura de Colón (R.A.).

Río Uruguay

2011-2012 2012-2013

Yapeyú

B. Legerén

Paysandú

Fray Bentos

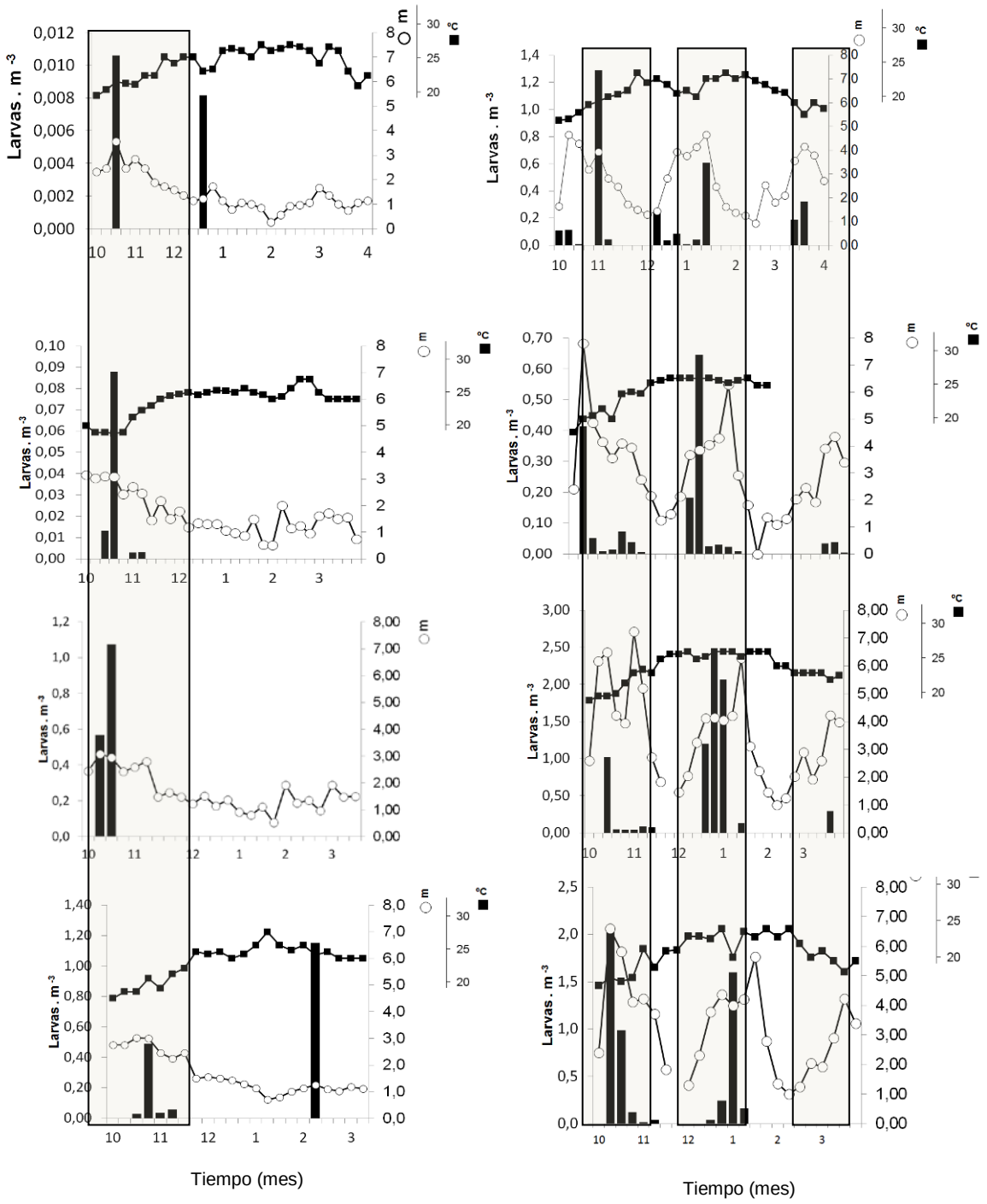


Figura 4.6.Variación temporal de la densidad de ***larvas de sábalo*** *a la altura de Benito Legerén (R.A.), Paysandú (R.O.U.) y Fray Bentos (R.O.U) durante los períodos 2011-2012 y 2012-2013. En las gráficas se muestran la densidad de individuos (barras, eje izquierdo), el nivel hidrométrico (círculos blancos, eje derecho) y la temperatura del agua media semanal (cuadrados, eje derecho), a la altura de Colón (R.A.).*

Río Uruguay

2011-2012 2012-2013

Yapeyú

B. Legerén

Paysandú

F. Bentos

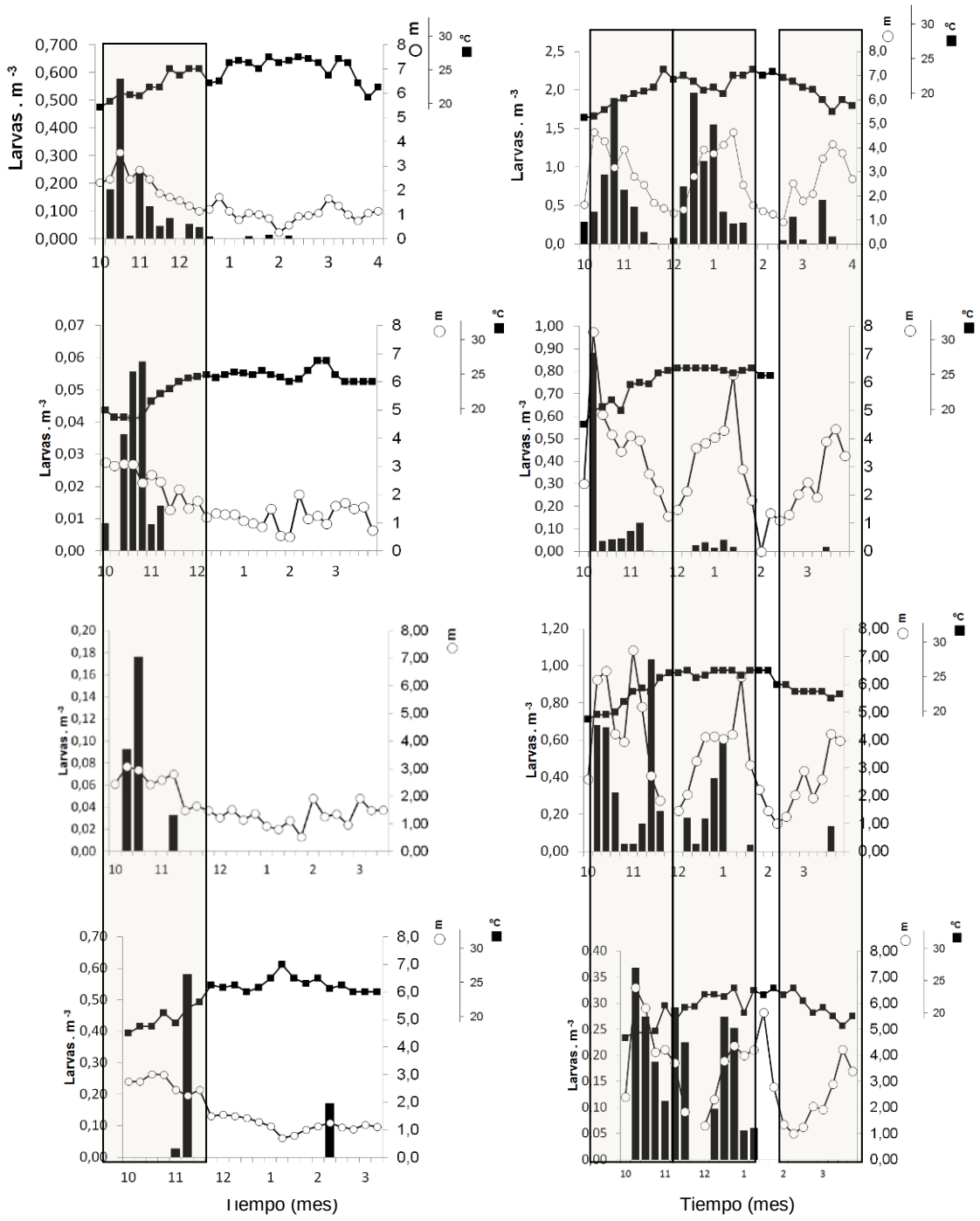


Figura 4.7. *Variación temporal de la densidad de* ***larvas de boga*** *a la altura de Benito Legerén (R.A.), Paysandú (R.O.U.) y Fray Bentos (R.O.U), durante los períodos 2011-2012 y 2012-2013. En las gráficas se muestran la densidad de individuos (barras, eje izquierdo), el nivel hidrométrico (círculos blancos, eje derecho) y la temperatura del agua media semanal (cuadrados, eje derecho), a la altura de Colón (R.A.).*

Río Uruguay

2011-2012 2012-2013

Yapeyú

B. Legerén

Paysandú

F. Bentos

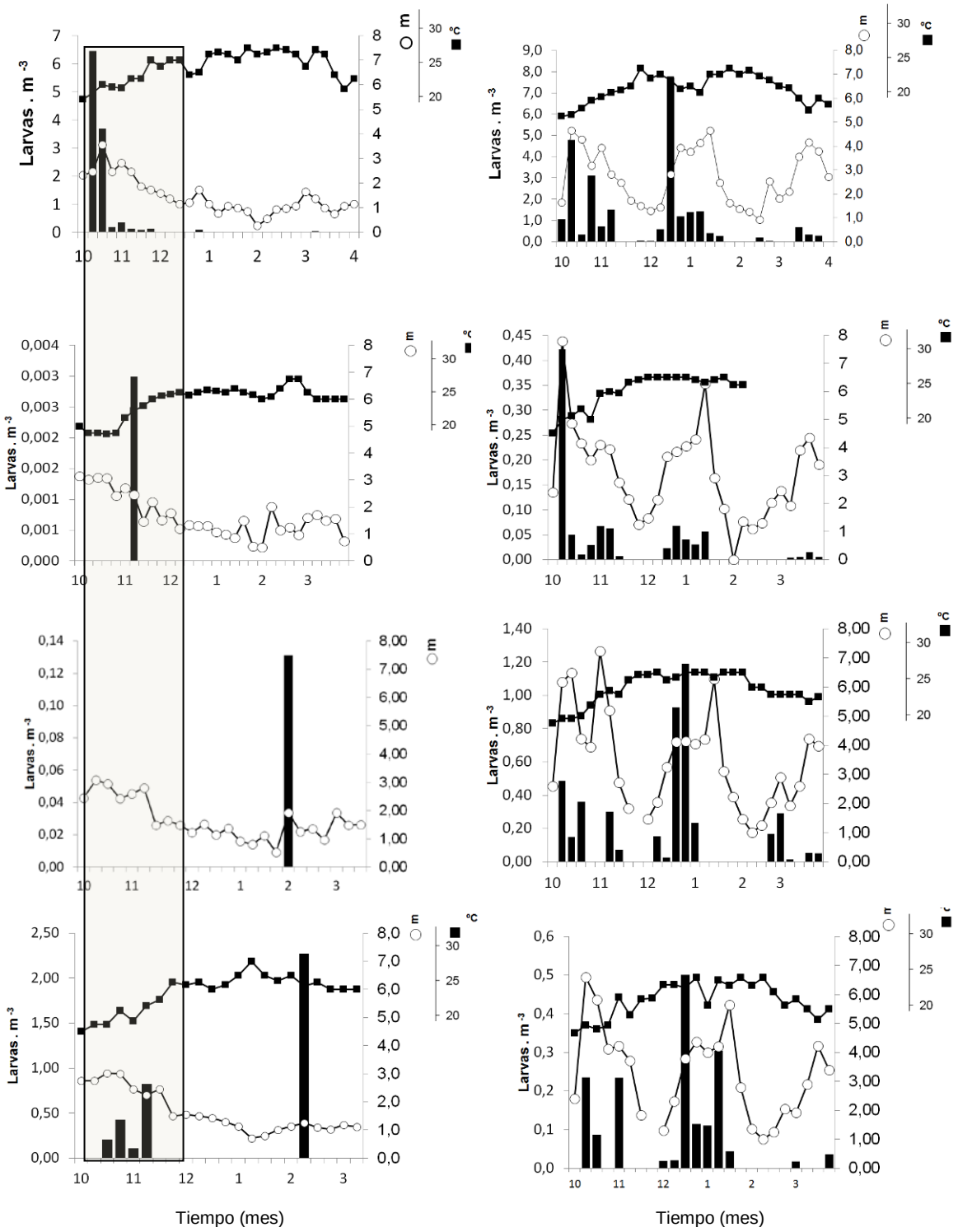


Figura 4.8. Variación temporal de la densidad de ***larvas de armado*** *a la altura de Benito Legerén (R.A.), Paysandú (R.O.U.) y Fray Bentos (R.O.U), durante los períodos 2011-2012 y 2012-2013. En las gráficas se muestran la densidad de individuos (barras, eje izquierdo), el nivel hidrométrico (círculos blancos, eje derecho) y la temperatura del agua media semanal (cuadrados, eje derecho), a la altura de Colón (R.A.).*

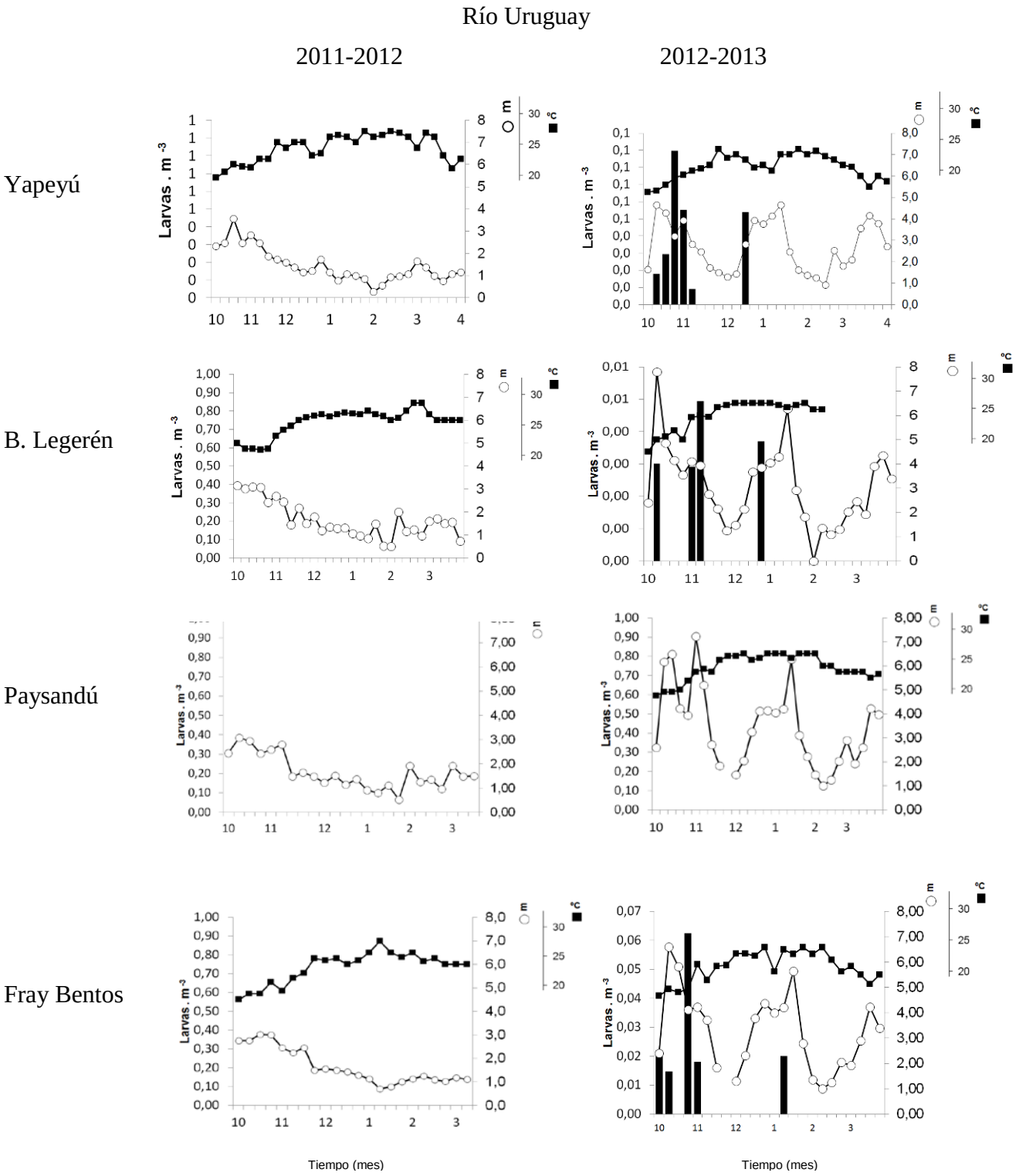


Figura 4.9. Variación temporal de la densidad de ***larvas de dorado*** *a la altura de Benito Legerén (R.A.), Paysandú (R.O.U.) y Fray Bentos (R.O.U), durante los períodos 2011-2012 y 2012-2013. En las gráficas se muestran la densidad de individuos (barras, eje izquierdo), el nivel hidrométrico (círculos blancos, eje derecho) y la temperatura del agua media semanal (cuadrados, eje derecho), a la altura de Colón (R.A.).*

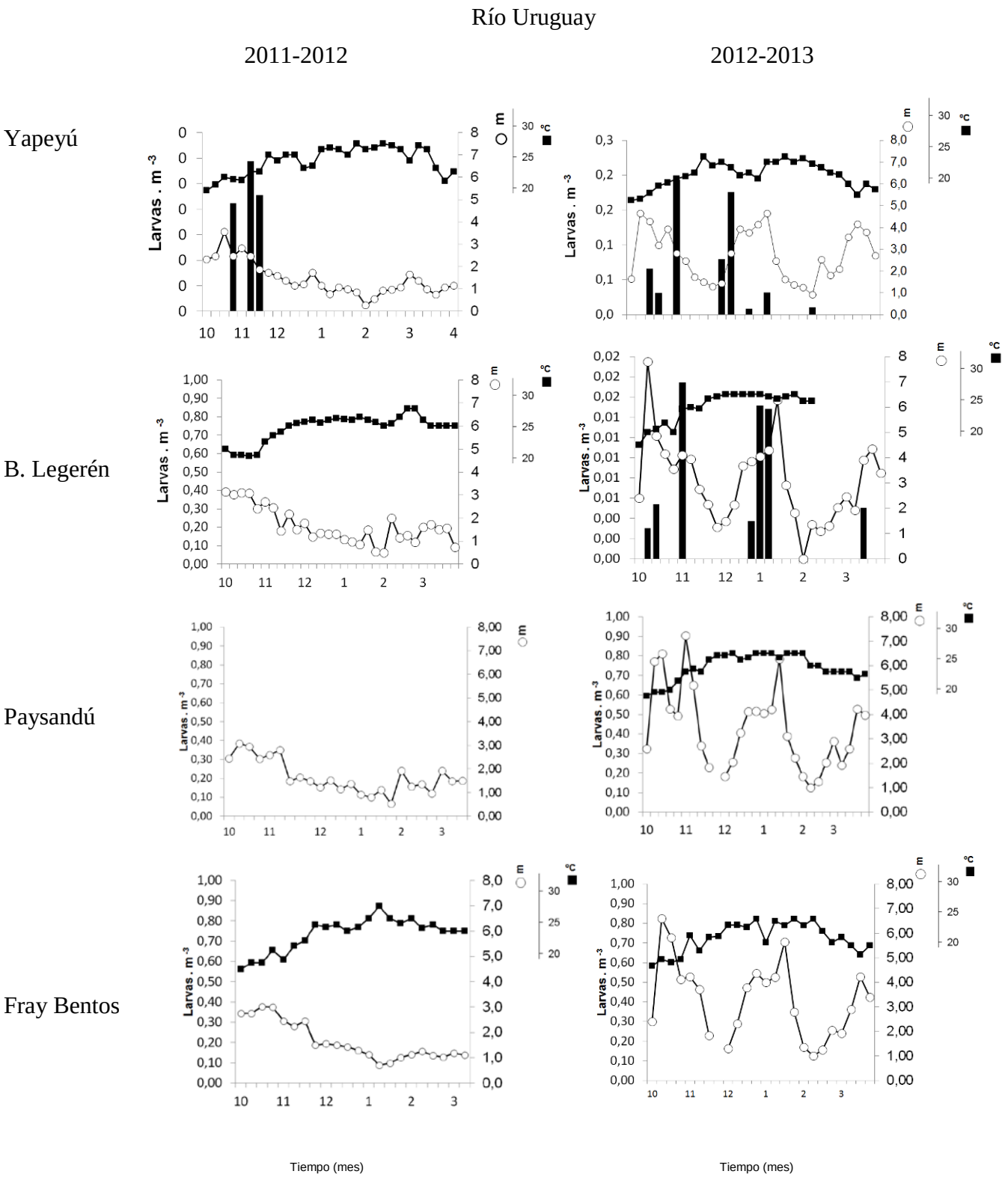


Figura 4.10 Variación temporal de la densidad de ***larvas de surubí*** *a la altura de Benito Legerén (R.A.), Paysandú (R.O.U.) y Fray Bentos (R.O.U), durante los períodos 2011-2012 y 2012-2013. En las gráficas se muestran la densidad de individuos (barras, eje izquierdo), el nivel hidrométrico (círculos blancos, eje derecho) y la temperatura del agua media semanal (cuadrados, eje derecho), a la altura de Colón (R.A.).*

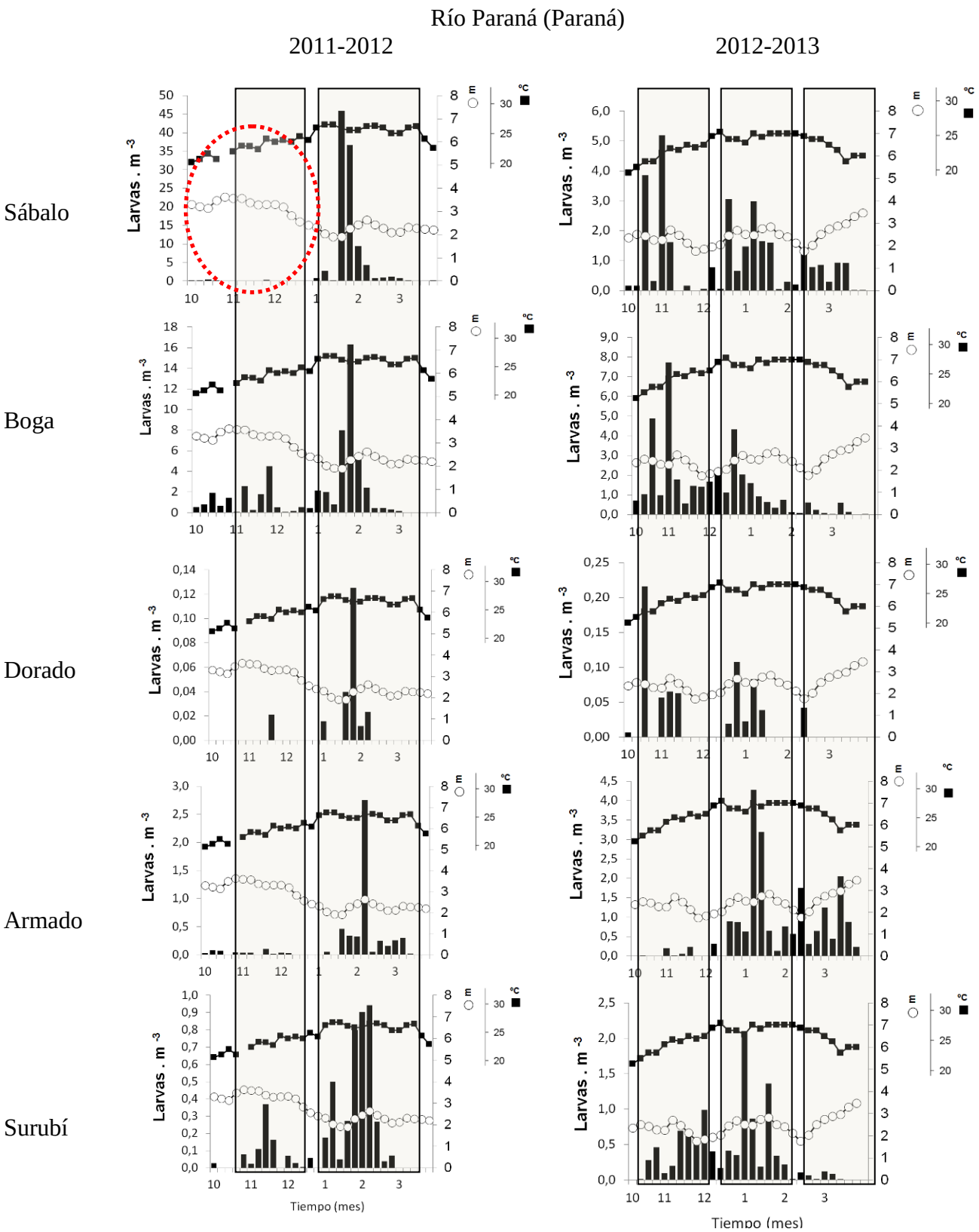


Figura. 4. 11. Variación temporal de la densidad de larvas de peces migratorios en el río Paraná, a la altura de la ciudad de Paraná durante los períodos 2011-2012 y 2012-2013. Las áreas rectangulares grises indican los intervalos de mayor sincronización de la reproducción en el período. Los círculos en líneas punteadas rojas indican periodos con muy bajos flujos.

Río Paraná (Rosario)

2011-2012 2012-2013

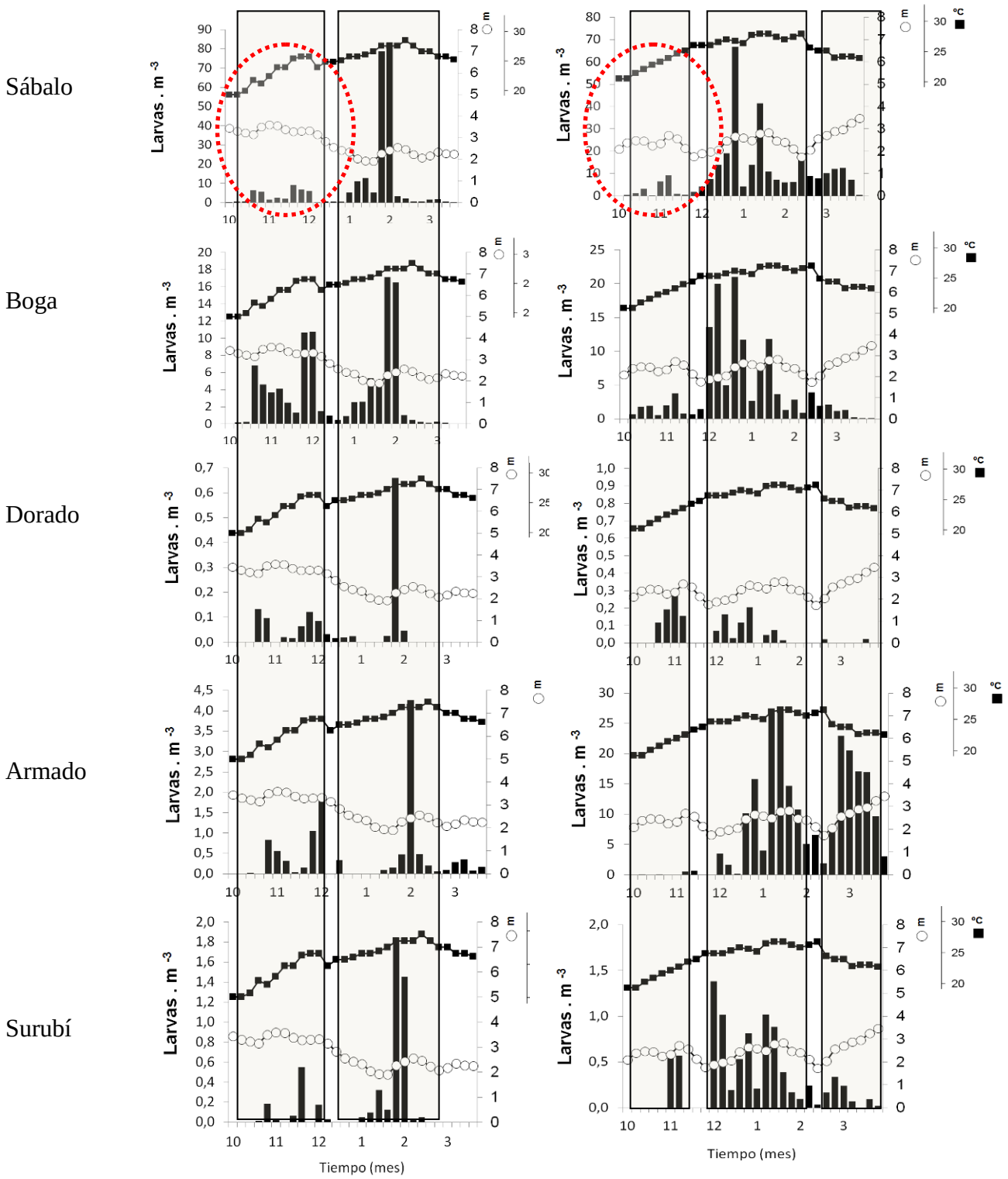


Figura. 4. 12. Variación temporal de la densidad de larvas de peces migratorios en el río Paraná, a la altura de la ciudad de Rosario durante los períodos 2011-2012 y 2012-2013. Las áreas rectangulares grises indican los intervalos de mayor sincronización de la reproducción en el período. Los círculos en líneas punteadas rojas indican periodos con muy bajos flujos.

4.4.2 Índices de Abundancia larval (IAL)

Río Uruguay. Serie 2001-2014.

Los índices de abundancia larval de las especies migratorias más abundantes como el sábalo, la boga y el armado, expresados como el número de larvas que derivaron por el río Uruguay a la altura de Paysandú-Colón, acumularon tres oscilaciones en los últimos 14 años (Figura 4.13). La declinación observada en los dos últimos periodos (2010-2011 y 2011-2012) y reportada oportunamente en el último Informe Bianual del Proyecto de Conservación de la Fauna Icitica (CARU, 2010-2011), se revirtió en el período 2012-2013 volviendo a los niveles en o por sobre el promedio observado en todo el período 2000-2014. Dicho incremento en los índices en el período primavera-verano 2012-2013, se asoció a un incremento en los caudales y alturas del río Uruguay, como se indica en la Figura 4.14.

En este sentido el valor del índice de abundancia de larvas de sábalo en el período 2012-2013 se ubicó, claramente por sobre dicho valor promedio (20.000 millones de larvas), alcanzando un flujo total estimado en 54.000 millones de larvas. De igual manera el índice de bogas supero con 32.300 millones de larvas el valor promedio de 19.900 millones de larvas. El flujo de larvas de armado por su parte, se recuperó alcanzando el valor promedio de 28.900 millones de larvas. A pesar de haberse detectado la presencia de larvas de dorado en el tramo inferior, a la altura de Paysandú, como es habitual, no se llegó a apreciar un flujo considerable de larvas de dorado y surubí, las que fueron particularmente abundantes sólo a la altura de Yapeyú en el tramo medio y a la altura de Benito Legerén, 24 km aguas debajo de la represa de Salto Grande.

Río Paraná. Serie 2001-2014.

La variación de los índices de abundancia larval de las principales especies de interés comercial y deportivo en el río Paraná a la altura de la ciudad de Paraná durante el período 2001-2014, se resumen en la Figura 4.14. Se detectan a grandes rasgos oscilaciones de distinta naturaleza según la especie. Los índices de abundancia de larvas de sábalo mostraron dos niveles de abundancia promedio. Uno que abarca el período 2000-2006 con valores de 800 mil millones y un segundo entre 2007 y 2014 con niveles de oscilación más pronunciada, en valores un poco por debajo de las 400 mil millones de larvas (Figura 4.14). Contrariamente, otro recurso íctico de gran valor deportivo y comercial, como es la boga, presenta en el

período 2000-2006 un nivel promedio de flujo total de larvas anual del orden de los 100 mil millones, que se elevó desde 2007 hasta el presente para rondar un promedio de 300 mil millones, alcanzando niveles comparables a los del sábalo (Figura 4.14). Si bien los índices de armado, surubí y dorado, se mostraron oscilantes en los últimos 14 años, en los últimos 4 períodos muestreados parece registrarse una cierta recuperación del flujo anual de sus larvas, especialmente en las dos últimas especies, las más importantes desde el punto de vista deportivo. El armado luego de varias grandes oscilaciones en los últimos dos períodos está alcanzando flujos de larvas en el orden de las 700 mil millones, similares a los de sábalo. Los índices de surubí y dorado, por su parte repuntaron a valores rondando los 80 mil millones y 5 mil millones de larvas estimadas fluyendo a la altura de la ciudad de Paraná.

4.4.3 Captura por unidad de esfuerzo anual y distribución de tallas de larvas por estación

La figura 4.15 muestra el promedio de la captura total anual relativa al total de muestras obtenidas (CPUEa) para el período comprendido entre octubre de 2007 y abril de 2013 (n=6). No existieron tendencias entre las CPUEa por estación para sábalo y boga. No se encontraron diferencias estadísticamente significativas en la CPUEa de larvas de sábalo, pero para boga se encontraron diferencias significativas entre Yapeyú y Fray Bentos. Para dorado, surubí y armado, se registraron CPUEa siempre mayores en Yapeyú. Se encontraron diferencias significativas en la CPUEa de dorado, entre Yapeyú, y Paysandú, pero no entre Yapeyú y Benito Legerén. La CPUEa de surubí fue significativamente mayor en Yapeyú que en Paysandú. Las diferencias para la CPUEa de armados fueron estadísticamente significativas entre Yapeyú y el resto de las estaciones de muestreo del tramo inferior. Considerando una serie de tiempo más extendida, y sacrificando una estación de muestreo (2001-2014; n=10), se observaron resultados semejantes, y más aún, la CPUEa de surubí en Yapeyú fue significativamente diferente tanto de la de Paysandú como de la de Fray Bentos (Figura 4.16).
La distribución porcentual de tallas de larvas de dorado por estación (Figura 4.17) muestra dos modas a los 6 mm y 8 mm en Yapeyú (R.A., Tramo Medio), una a los 8 mm en Benito Legerén (R.A. Tramo Inferior) y a los 14 mm a la altura del Paysandú-Fray Bentos (las estaciones fueron fusionadas dado el bajo número de ejemplares capturados). Al mismo tiempo, la distribución de tallas de surubí (Figura 4.18) presenta modas a los 5 mm en Yapeyú, a los 7,5 mm en Benito Legerén, y a los 9 mm a la altura de Fray Bentos (R.O.U. Tramo Inferior).

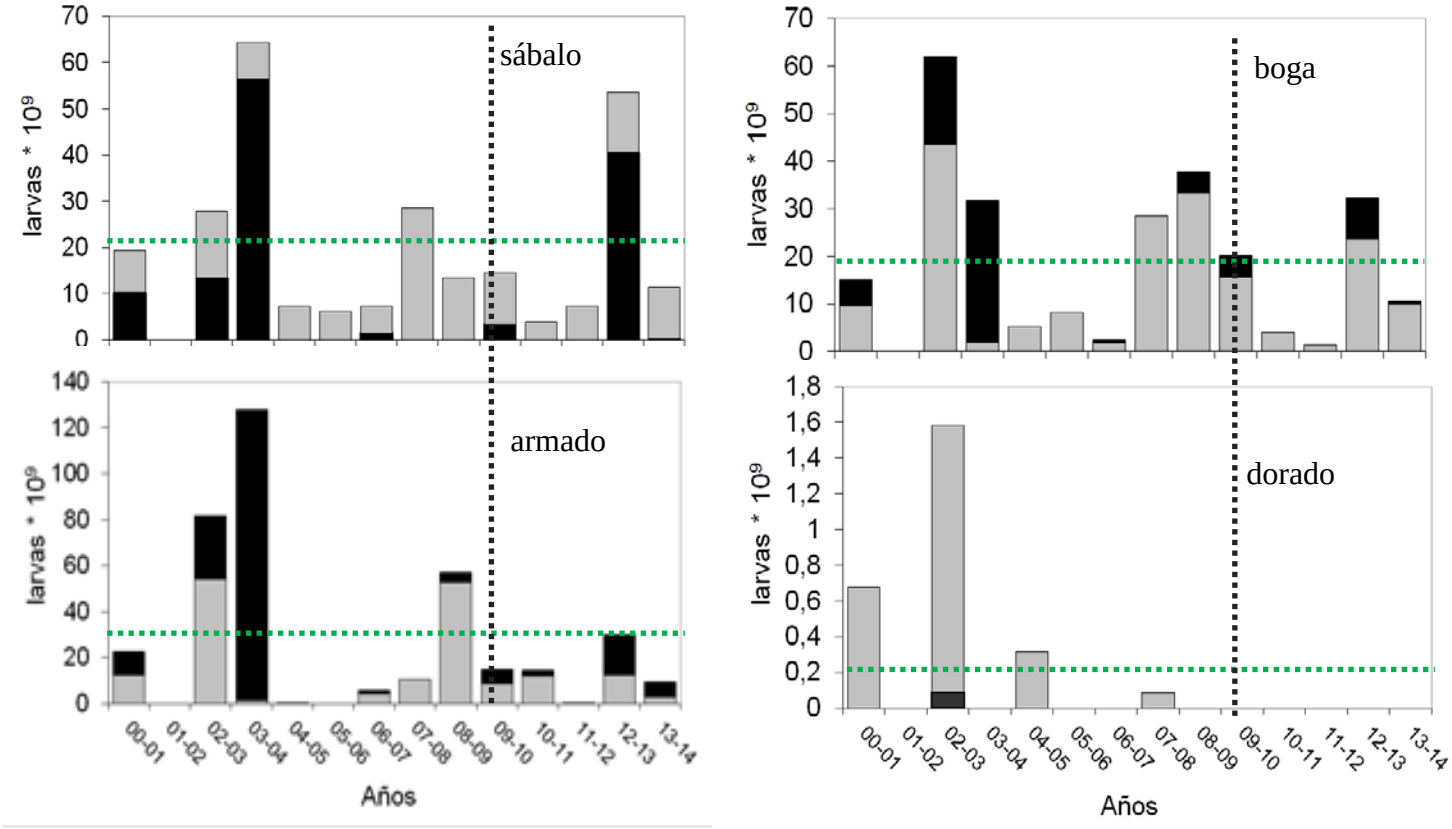


Figura 4.13. Estimación del número total de larvas de peces (miles de millones) dispersadas anualmente (IAL) a través del río Uruguay a la altura de Paysandú durante los últimos once períodos muestreados. Desoves de primavera en gris y de verano en negro. Para la estimación del caudal total se considera la relación entre las medias semanales del caudal erogado por Salto Grande y la altura del río en Colón. En líneas punteadas horizontales se indica el valor promedio del flujo anual de larvas en miles de millones estimado para cada especie. La línea punteada vertical indica período de inundación extraordinaria.

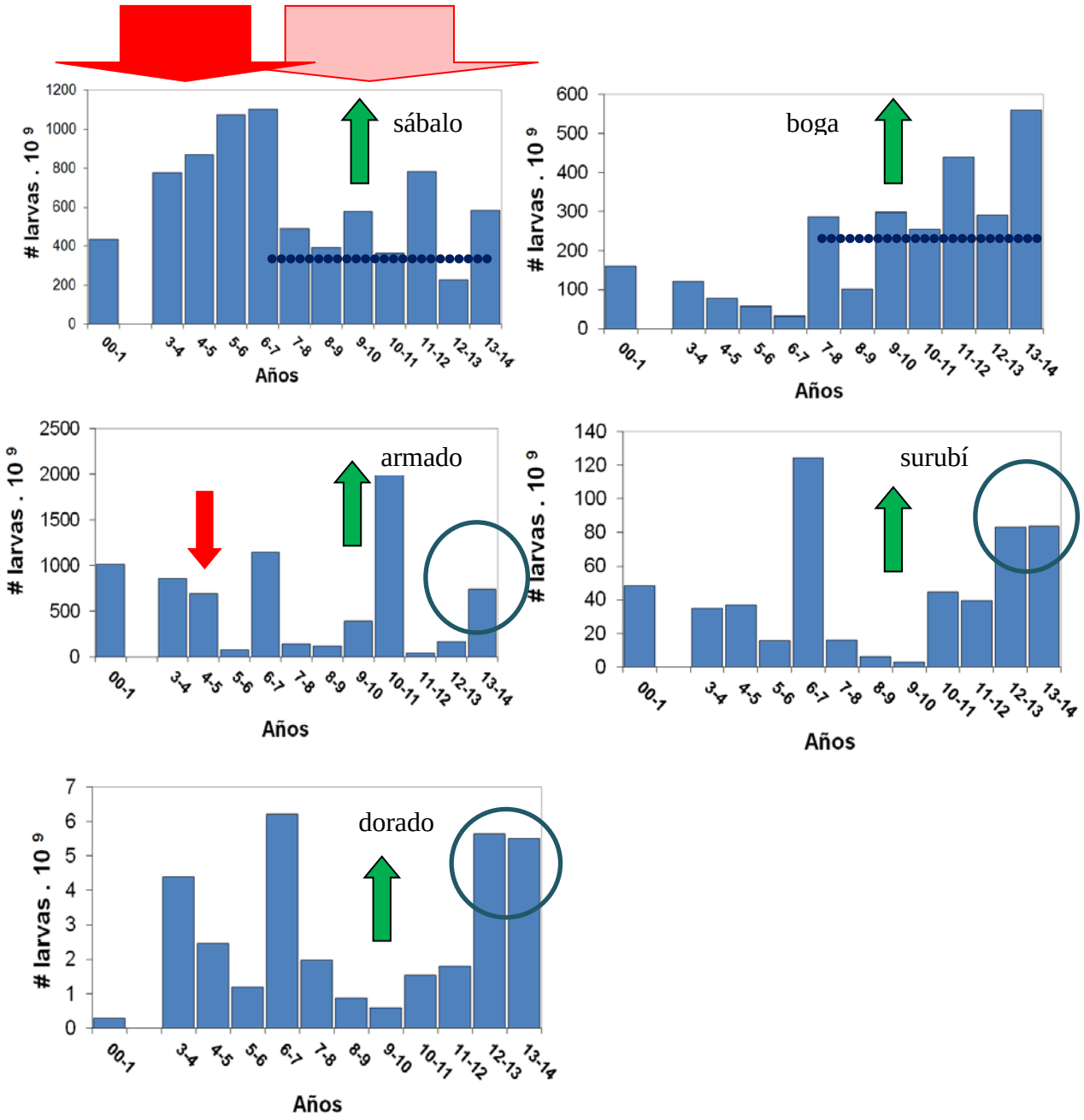


Figura. 4.14. Variación del índice de larvas (IAL) de sábalo en el río Paraná entre los años 2001 y 2014. Las líneas punteadas señalan los aparentes equilibrios en la abundancia de larvas. Las flechas verdes indican un período de reclutamiento extraordinario en 2009-2010. Los círculos azules indican el impacto de la cohorte 2009-2010 en los aportes reproductivos. La flecha roja indica los episodios de mortandad de armado a escala regional durante 2004-2005. La flecha negra sobre el panel del sábalo indica un periodo de alta explotación, mientras que la gris un período de extracción más acotada.

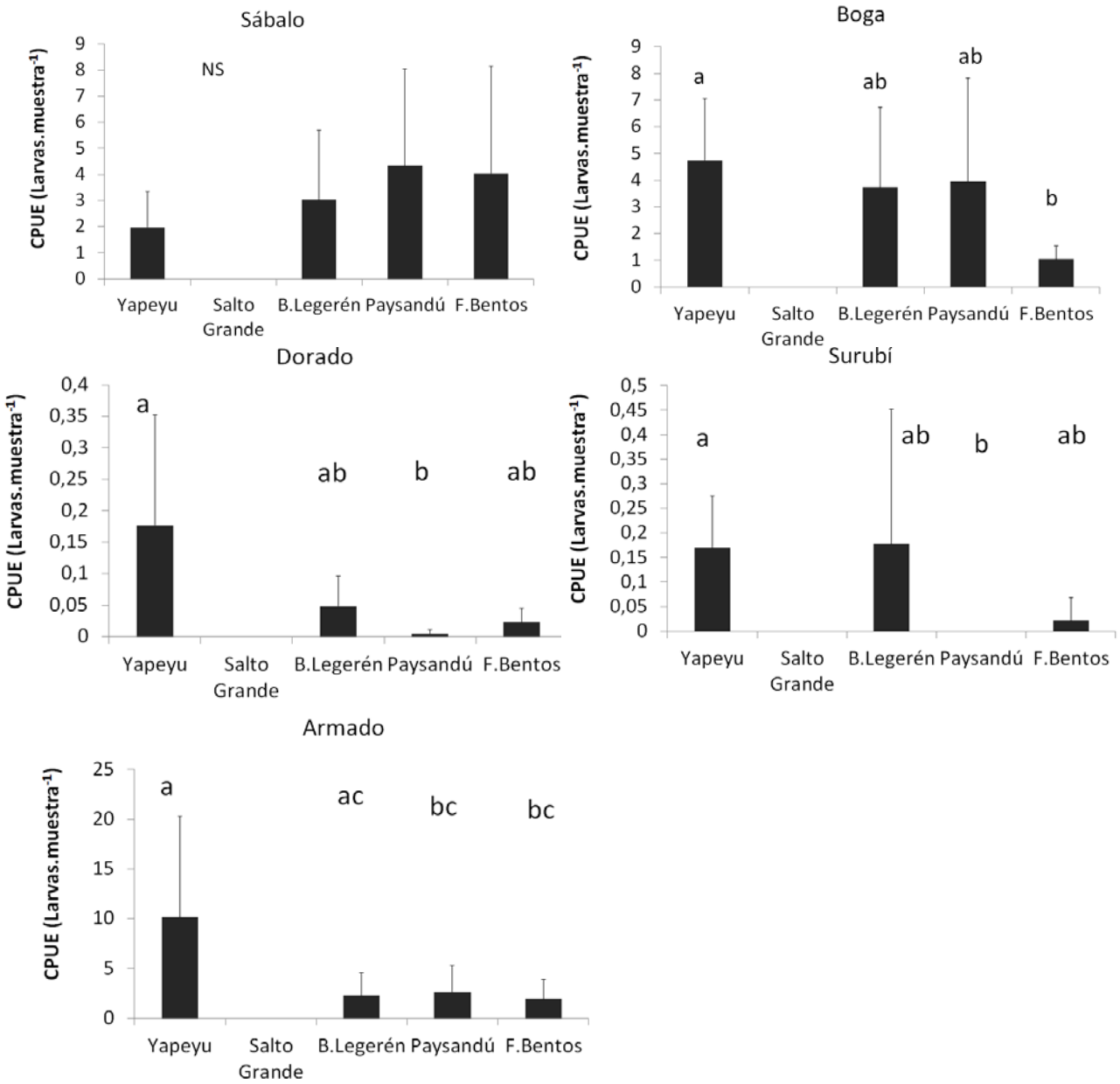


*Figura 4.15**.** Captura por unidad de esfuerzo de larvas de sábalo, boga, dorado, surubí y armados por estación de muestreo en el río Uruguay medio en Yapeyú (R. A.) e Inferior en Benito Legerén (R. A.), Paysandú (R. O. U.) y Fray Bentos (R.O.U). Las barras negras indican el promedio de la CPUEa y la línea delgada su desvío estándar para el período 2007-2012 (n=6). Para la estimación de la CPUEa se considera el total de la captura de cada una de las especies para cada año en cada estación. Las letras sobre las barras indican diferencias entre estaciones. NS=no significativa.*

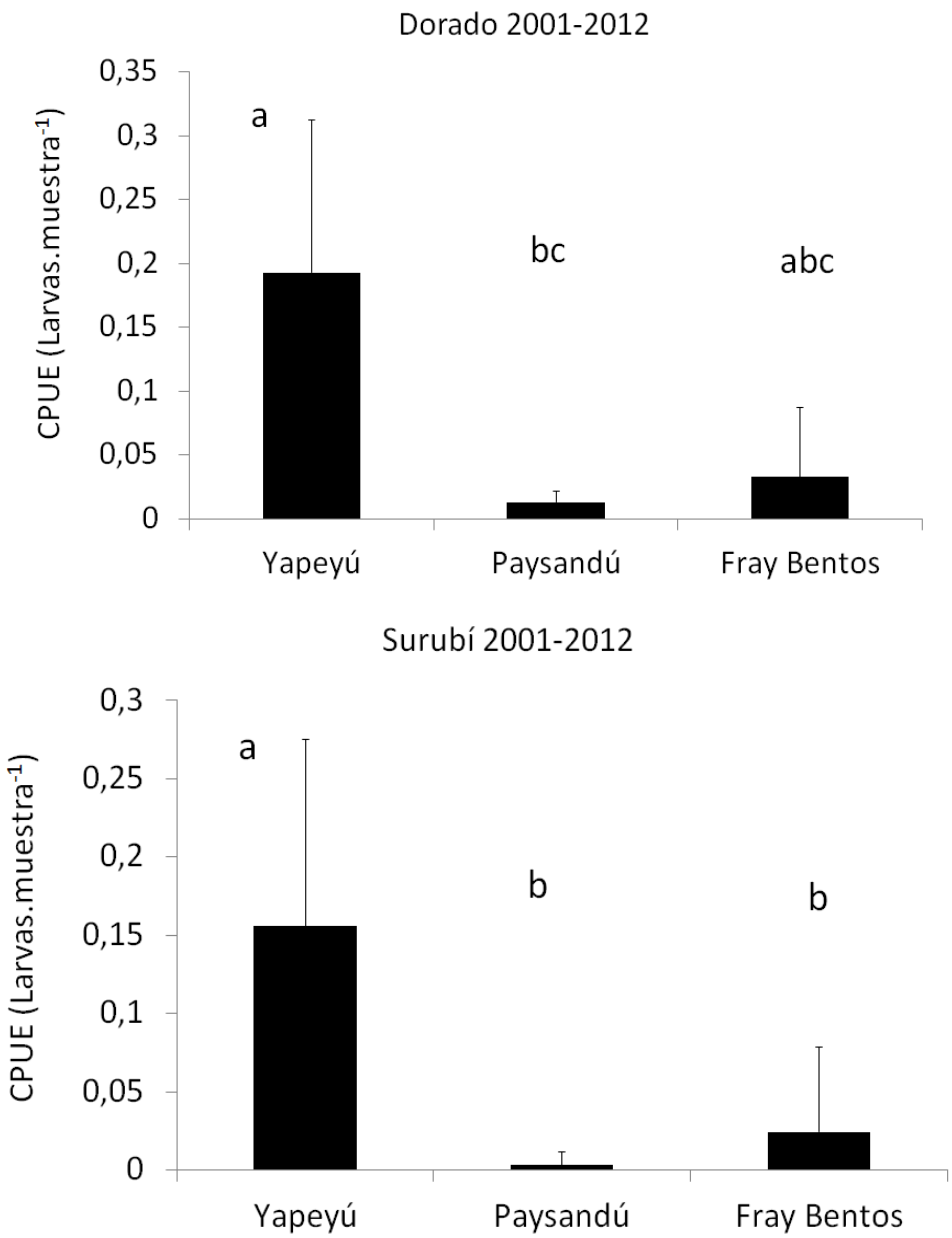
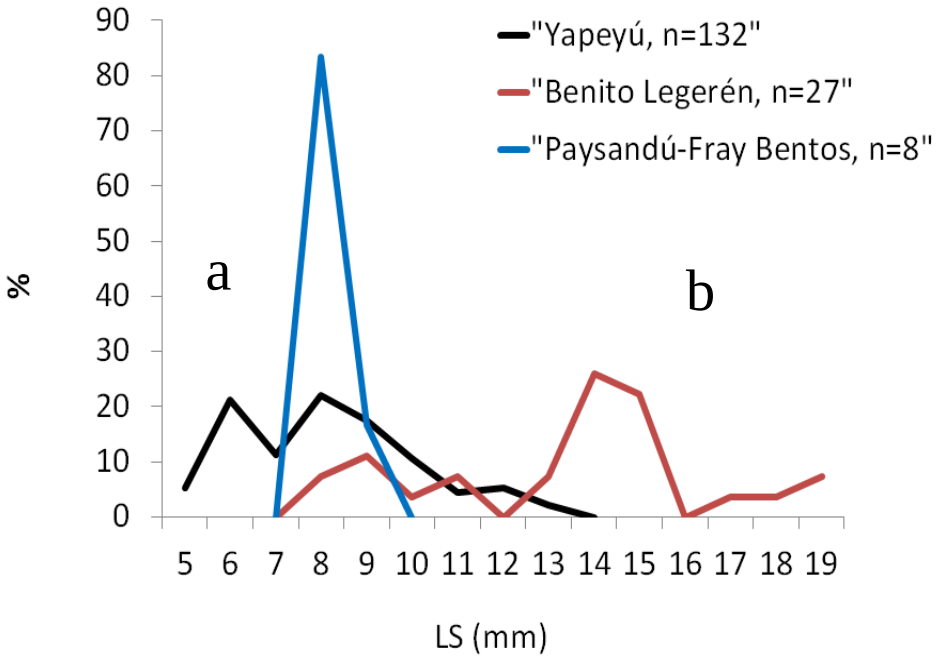


Figura 4.16. Captura por unidad de esfuerzo de larvas de dorado y surubí por estación de muestreo en el río Uruguay medio en Yapeyú (R.A.) e Inferior en Paysandú (R.O.U) y Fray Bentos (R.O.U). Las barras negras indican el promedio de la CPUEa y la línea delgada su desvío estándar para el período 2001-2012 (n=10). Para la estimación de la CPUEa se considera el total de la captura de cada una de las especies para cada año en cada estación. Las letras sobre las barras indican diferencias entre estaciones. NS=no significativa.



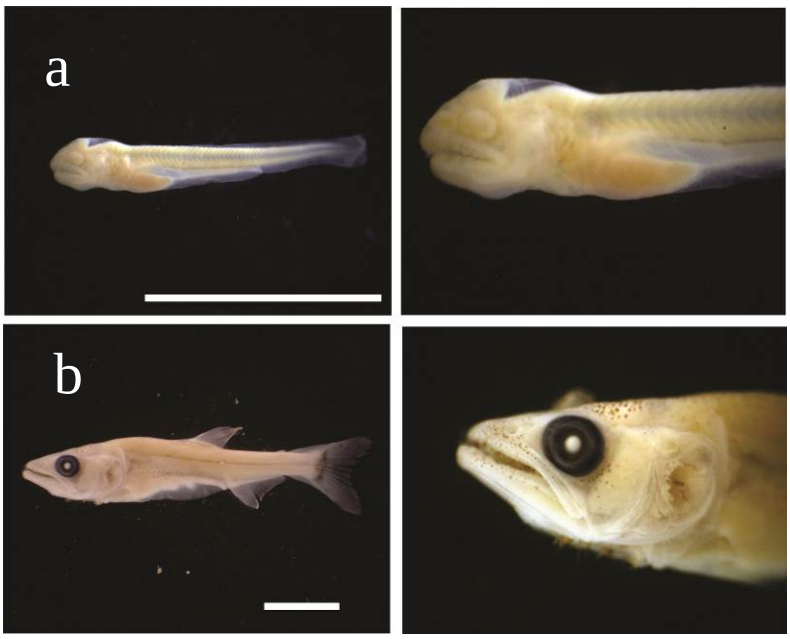


*Figura 4.17***.** *Arriba: distribución porcentual de tallas de larvas de dorado capturadas en el Río Uruguay en: Yapeyú (R.A., tramo medio), Benito Legerén (R.A., tramo inferior 24 km aguas abajo de Salto Grande) y en el eje Paysandú-Fray Bentos (R.O.U., tramo inferior entre 120-250 km aguas abajo de Salto Grande). Abajo: larvas de dorado a) preflexión b) postflexión (barra blanca: 5 mm).*

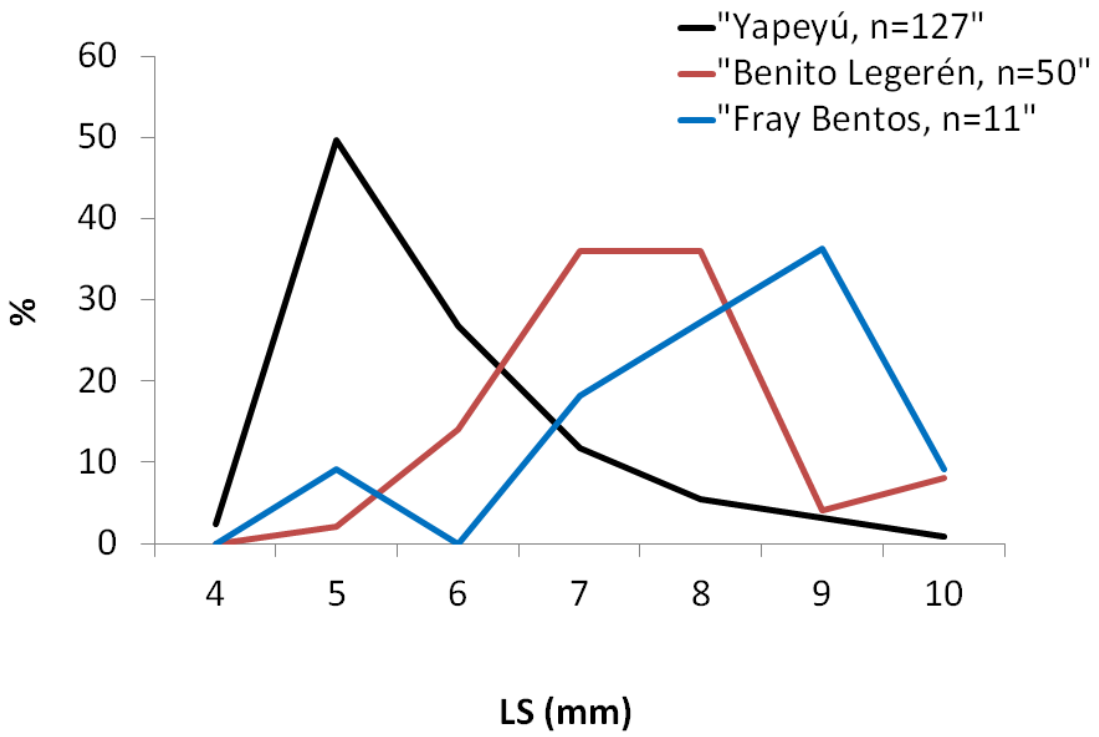


Figura 4.18. Arriba: distribución porcentual de tallas de larvas de surubí capturadas en el Río Uruguay en: Yapeyú (R.A., tramo medio), Benito Legerén (R.A., tramo inferior 24 km aguas abajo de Salto Grande) y en Fray Bentos (R.O.U., tramo inferior 250 km aguas abajo de Salto Grande). Abajo: larva en flexión de surubí (barra: 5 mm).

4.5 Discusión

4.5.1 Variación temporal de la actividad reproductiva y los Índices de Abundancia Larval (IAL) en el río Uruguay

Como puede observarse del análisis de las Tablas 4.1 y 4.2, así como de las figuras 4.5-4.10, la intensidad del flujo de larvas de las principales especies migratorias en el río Uruguay mostró grandes diferencias entre los períodos 2011-2012 y 2012-2013. Estas diferencias en densidad y flujo total de larvas se explicarían, en principio, por un contraste marcado en la ocurrencia de estímulos hidrológicos necesarios. Dicha falta de estímulo fue causada por los bajos caudales, hecho que se asoció a bajos índices de abundancia larval de todas las especies migratorias (Figura 4.19). Si bien, el proceso de maduración gonadal está gatillado por la temperatura y el fotoperiodo, lo que explica la periodicidad en los pulsos de desove de primavera y verano en muchos peces, el efecto de las alturas del río sobre la ocurrencia de desoves es previsible, dado el poder sincronizador de la reproducción que en éste y otros sistemas se ha otorgado a los ascensos de nivel hidrométrico (Vazzoler et al., 1997). En la figura 4.12 puede observarse que las alturas promedio del río Uruguay tomando como referencia la registrada en el hidrómetro de Colón (R.A.), apenas superó los 2 metros en primavera (2011-2012), manteniéndose por debajo de este nivel en verano. Los cambios en la velocidad de la corriente pudieron haber afectado la captura por unidad de tiempo por muestra en años con caudales diferentes, y por lo tanto explicar las diferencias en el número total de larvas capturadas entre los períodos 2011-2012 y 2012-2013 (Tablas 4.1 y 4.2). Sin embargo, en las figuras 4.5-4.10 puede verse que no sólo el número total de larvas, sino que también las densidades de larvas, se incrementaron significativamente en el período 2012-2013. Esto indica que es más bien un factor poblacional el que determina los cambios en los distintos indicadores de abundancia (número, densidad e índice de abundancia de larvas) y no un error introducido por el muestreo. Por otra parte, en algunas especies como son los dorados y surubíes, la tendencia se manifiesta en todas las estaciones muestreadas (Tabla 4.1 y 4.2) con cambios en la captura total de más de un orden de magnitud. Esto sugiere un cambio vinculado a aspectos poblacionales, como de la intensidad de la actividad reproductiva y/o tamaño en el número de individuos disponibles para desovar, e incluso de manera no excluyente, la relocalización de las áreas de desove.

El tamaño en el segmento de la población disponible para la reproducción en un año dado, puede en gran medida, ser el producto de la influencia de otros factores como la dinámica del reclutamiento de las especies, de la entrada de nuevas cohortes, de cambios en la presión de

pesca y o factores de mortalidad episódicos como los ocurridos en alguna oportunidad para los armados. No obstante, si bien no se puede descartar que dichos factores operen, es posible que el impacto sobre los índices debiera tener un efecto más constante y no tanto variaciones abruptas de un año al otro. Más bien, los resultados obtenidos en el monitoreo de ictioplancton apoyan la hipótesis de que las variaciones en los índices de abundancia larval (IAL) de las principales especies migratorias calculados para la estación Paysandú (Figura 4. 11), obedecen a cambios en el aporte reproductivo inicial, causados por los estímulos variables de los niveles hidrométricos sobre los desoves. En el año o ciclo reproductivo 2011-2012, los índices descendieron marcadamente por debajo del promedio, mientras que en el 2012-2013, estos se incrementaron, por ejemplo, para el caso de sábalo y boga, éstos se localizaron bien por encima del promedio (Figura 4.11).

Como puede observarse al cotejar los años con altos índices de abundancia larval (Figura 4.11) y las alturas promedio del río Uruguay en Colón (R.A.) (Figura 4.19), existe una tendencia a que los índices se incrementen con los caudales. Es cierto que los caudales impactan directamente en el cálculo del índice de abundancia de larvas (ver Materiales y Métodos), no obstante, la magnitud del incremento en la abundancia, obedece mucho más que a un mero producto algebraico de los caudales, dado que incrementos de no más de 1 metro de promedio, es decir incrementos de caudal relativamente reducidos, producen significativos ascensos en los niveles del índice de abundancia de larvas. Un buen ejemplo lo constituye el período 2011-2012 y 2012-2013. Desde el primero al segundo período, un cambio de alrededor de 2 metros en las alturas del río (aproximadamente 100 % en el caudal, Figura 4.19) produjo un incremento de 600 %, 1000 % y 1200% en el valor de los índices de abundancia de larvas para sábalo, boga y armado respectivamente (Figura 4.11). Esto apoya la hipótesis de que los aumentos del índice de abundancia de larvas están mediados por fenómenos asociados a una mayor sincronización de la reproducción. Más aún, puede postularse, que si bien los caudales sostenidos tienen efectos positivos sobre la sincronización de los individuos en condiciones de desovar, en escenarios de grandes caudales sus larvas en deriva podrían estar mucho más diluídas, y en densidades más bajas, lo que en el cálculo del IAL se traduciría en un fenómeno compensador de los incrementos de caudal. En la práctica, esto último parece haber ocurrido durante el año de la inundación extraordinaria del período 2009-2010. En este período, de altos niveles hidrométricos y grandes caudales (Figura 4.19), los valores de índices de abundancia de larvas estuvieron bien por debajo del promedio para todas las especies (Figura 4.11).

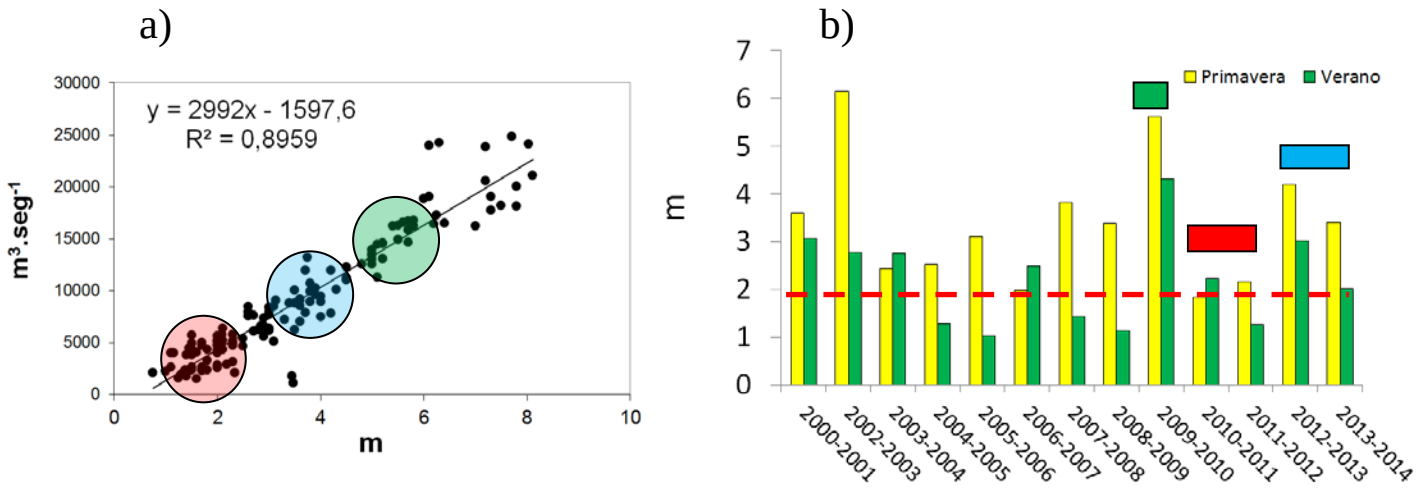


Figura 4.19. a) Relación entre el caudal erogado por Salto Grande y la altura del río Uruguay en Colón. Los círculos rojos, celestes y verdes, indican las alturas y caudales asociados a escenarios desfavorables (2011-2012), favorables (2012-2013) y extraordinarios respectivamente para la reproducción. b) Alturas media del río Uruguay durante la primavera y el verano de los períodos sucesivos de muestreo entre 2000 y 2014. Las barras horizontales roja, celeste y verde indican escenarios desfavorables, favorables y extraordinarios respectivamente. La línea punteada en rojo en el panel b) indica el nivel por sobre el cual se incrementa el flujo de larvas en el río Uruguay.

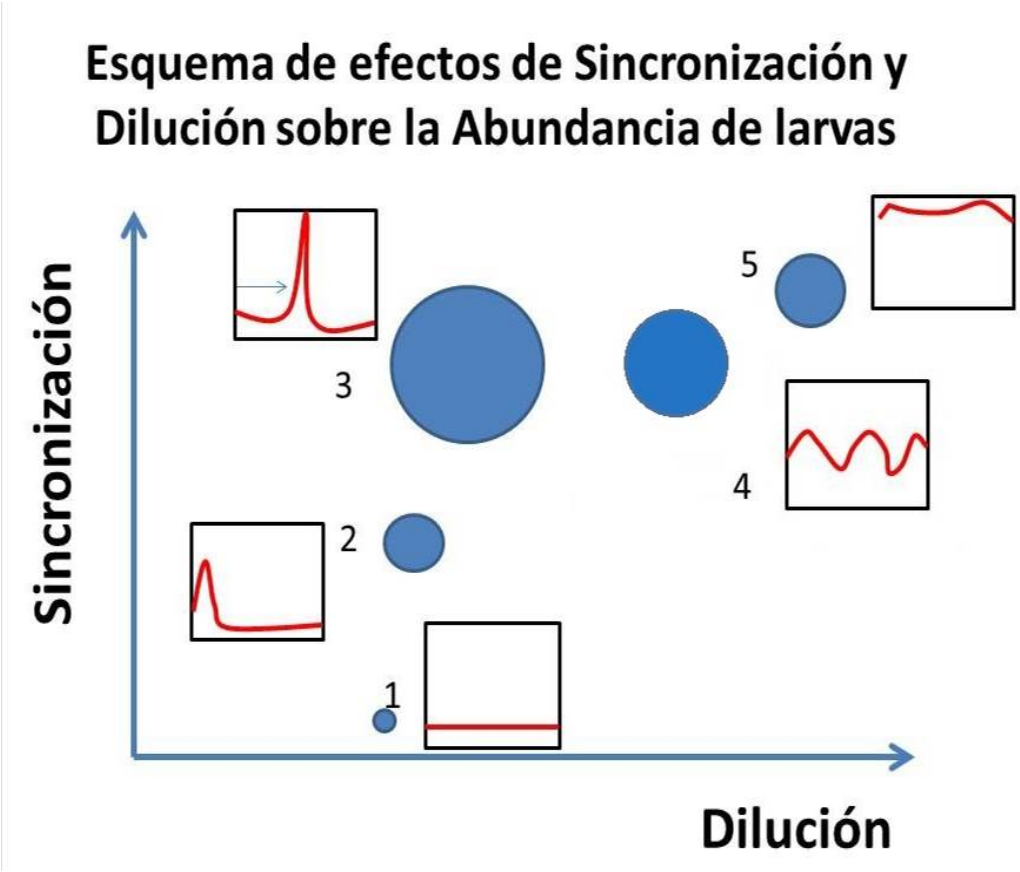


Figura 4.20. Esquema interpretando las variaciones en los valores de abundancia de larvas en el río Uruguay (diámetro del círculo azul). En las abscisas se representa la influencia de la dilución y en las ordenadas la de la sincronización de los desoves a causa de los factores hidrológicos. Las líneas rojas en los paneles indican la dinámica hidrológica según: 1 período seco sin estímulo, 2 ascenso moderado de primavera, 3 incremento abrupto retrasado en verano, 4 sincronización modulada en fases y 5 inundación extraordinaria.

La figura 4.20 resume un esquema hipotético de cómo podría estar operando el efecto combinado de la hidrología, la dinámica de la maduración de los peces migratorios y la reproducción sobre los valores de los índices de abundancia, los cuales en promedio parecen presentar valores relativamente recurrentes a través del tiempo. A partir del análisis de los valores de los índices de abundancia de larvas (Figura 4.11) y los escenarios hidrológicos históricos del río Uruguay (Figura 4.4) se distinguen 5 tipos de escenarios:

Período seco en ausencia o con escaso estímulo. Los peces aún maduros en fase con la temperatura y el fotoperíodo, no reciben estímulo dado que los niveles hidrométricos son

bajos en todo el período. En estos años, el flujo de larvas de peces migratorios es muy reducido. Se registró en el período 2010-2011 y 2011-2012.

Ascensos concentrados en primavera. Se asocian con flujos moderados de larvas, que tienden a aproximarse al promedio. Se registró en el período 2008-2009.

Ascensos retrasados hasta el verano. En general son abruptos y de poca duración. Sincronizan en un solo pulso probablemente a peces que encontraron el estímulo tardío y temprano, que conservan la posibilidad de reproducirse. Están asociados con índices larvales altos a muy altos. Se registró en el período 2003-2004.

Sincronización en fases. Varios pulsos de inundación sincronizan distintos segmentos de maduración, y producen dos o tres pulsos de flujo de larvas. Son años con valores de índices de larvas altos. Se registró en el período 2012-2013.

Inundación extraordinaria. Se sincroniza probablemente de manera máxima la reproducción de los peces migratorios, no obstante es razonable sospechar que existe dilución de larvas y se dan índices larvales moderados. Se dan grandes reclutamientos de los peces migratorios. Se registró en el período 2009-2010.

Todo lo expuesto anteriormente, permite plantear que es poco probable que las variaciones en abundancia de larvas en períodos muy próximos en el tiempo (como la observada de un año al otro), puedan estar determinadas por un cambio sustancial en el tamaño de la población o del número de individuos que maduraron ese año. Por el contrario, podrían estar mayormente determinadas por aspectos de sincronización asociados a los estímulos hidrométricos. Eventualmente, los aspectos vinculados a la dinámica reproductiva, entre los que pueden enumerarse, la especificidad en la frecuencia de la reproducción, la presencia de pausas reproductivas, la entrada de cohortes supernumerarias y su aporte a la reproducción, podrían estar operando también. El hecho de la ausencia de una tendencia marcada en la serie de datos de índices de abundancia de larvas parece apoyar la hipótesis que sostiene que en el río Uruguay no se registran indicios de pérdidas sustanciales en el potencial reproductivo de las poblaciones analizadas. Los valores promedio del índice pueden tomarse como puntos de referencia para futuras comparaciones.

4.5.2 Variación temporal de la actividad reproductiva y los Índices de Abundancia Larval (IAL) en el río Paraná

La actividad reproductiva en el río Paraná en ambos años (2011-2012 y 2012-2013), ocurrió tanto en primavera como en verano, no obstante, salvo para la boga, las densidades de larvas en primavera de 2011 y 2012 en Paraná, y en primavera de 2011 en Rosario fueron menos

importantes que las observadas en verano, periodo durante el cual, se concentró la mayor parte del flujo de larvas (Figura 4.11-4.12). Dicha concentración, en parte puede ser natural, producto de las características del ciclo de maduración de las especies y de la localización de las zonas en donde maduran y desovan las especies. Por ejemplo, en la baja Cuenca del Plata, los Siluriformes, grupo que incluye a los armados (Familia Doradidae) y los surubíes (*Pseudoplatystoma* spp.) en general concentran su actividad reproductiva en meses de verano, no obstante, el sábalo (*Prochilodus lineatus*) y otros caraciformes, tienen picos reproductivos en primavera, verano y otoño (Fuentes, 1998; Fuentes et al., 2013; Informe CARU 2010-2011). Por otra parte, la detección de uno o más pulsos de abundancia de larvas (pulso de reproducción) puede reflejar la presencia de más de una población, las cuales además de un diferente ritmo de maduración, incluso podrían poseer diferentes circuitos migratorios.

La mencionada tendencia a la ocurrencia de bajas densidades y flujos de larvas de sábalo en primavera, se registró en 2006, 2008, 2010 y 2011 (Figura 4.21). Puede plantearse entonces la pregunta de si estos bajos flujos de larvas están vinculados con la falta de estímulo reproductivo durante la primavera. Los datos no son concluyentes. Como puede verse en la primavera de 2011, las alturas del río (Figuras 4.11, y 4.12) y los caudales del río Paraná (Figura 4.21), fueron incluso mayores que los ocurridos en 2012, lo cual permite inferir que dichas diferencias no estén basadas, al menos enteramente, en la falta de estímulo sincronizador. Es necesario entonces, profundizar en el estudio de la influencia de otros factores sobre los desoves. Por ejemplo, ¿***en qué medida, más allá del efecto sincronizador potencial de la onda de creciente, otros factores como las precipitaciones ocurridas en los tramos que se presume pueden ser zonas de desove, pueden influenciar la reproducción y hacer variar el flujo de larvas de un año al otro***? Junto con esto, es posible que existan factores vinculados con la localización variable de las zonas de desove aguas arriba, que expliquen entre ciertos valores hidrométricos el hecho de que en algunas ocasiones se registren flujos considerables de larvas y en otras no tanto. Otro factor a considerar y a analizar en un futuro, es el impacto que podría tener la actividad de la pesca, sobre el segmento de la población en maduración, previamente a que dé comienzo la reproducción. Se conoce que, en general, en los meses previos a los desoves ocurre el desplazamiento de individuos adultos en maduración desde tramos meridionales hacia aguas arriba, usualmente hasta zonas próximas en donde ocurrirán los desoves. Esta dinámica natural, es normalmente conocida por los pescadores y por consiguiente suele, fuera de épocas de veda, constituirse en señales para el incremento de la presión de pesca. El impacto de dicha actividad es al mismo tiempo dependiente del grado de inundación del sistema, el cual actúa por dilución del recurso de alguna manera en casos extremos como imponiendo una suerte de “veda natural”. Es

posible, que esta dinámica pueda tener consecuencias en la supervivencia de los segmentos de la población en proceso de maduración que están preparándose para los desoves de primavera. En consecuencia, la influencia del impacto de la pesca sobre el aporte reproductivo puede en parte cambiar año tras año y explicar la variabilidad interanual en el flujo de larvas en primavera. Es necesario, por lo tanto, en futuros informes poner a prueba la hipótesis de que "***los niveles hidrométricos en meses previos a las fechas del inicio de la actividad reproductiva y el impacto de la pesca asociada, afectan el flujo de larvas cuando los desoven dan inicio***".

Al mismo tiempo, en una escala de tiempo mayor, puede observarse que los datos de índices de abundancia de larvas en el río Paraná desde el 2001 al 2014 (Figura 4.14), mantuvieron tendencias más o menos claras según la especie. La reducción en el flujo de larvas de sábalo a un promedio de 400 mil millones de larvas, parece no registrar cambios significativos. En el período 2011-2012 y 2012-2013, e incluso en el 2013-2014, la situación no presenta cambios significativos, aunque continua con oscilaciones en el IAL que en promedio son coherentes con el valor arriba mencionado. Dichas oscilaciones están lejos de las marcadas declinaciones observadas para algunas especies marinas en peligro (Hunter & Lo, 1993; Keller et al., 1999; Gledhill & Lyczkowski-Shultz, 2000; Moser et al., 2001) para las cuales se han registrado caídas a pique de la abundancia de larvas en momentos de gran contracción de la biomasa de adultos. Sin embargo, la variabilidad en los índices de abundancia de larvas en ambientes marinos, ha sido mencionada como una característica de las poblaciones sometidas a explotación (Hsieh et al., 2006). Puede especularse entonces que el descenso en los valores promedio de la última década y el incremento en la variabilidad interanual en el índice de larvas de sábalo, podría vincularse con el incremento en los niveles de explotación de dicha especie desde inicios de los años 2000.

Por otra parte, se mantuvo la evolución inversa de los índices de abundancia larval de boga, especie para la cual los índices, empiezan a ser casi tan altos como los de sábalo. Esto último fue literal en los períodos 2012-2013 y 2013-2014 al alcanzar los índices de boga las 300 y 500 mil millones de larvas (Figura 4.14). Dado que las estimaciones, en el flujo de larvas de las dos especies están sujetas a los mismos errores muestrales al provenir de la misma muestra, se considera que la estimación de este cambio es especialmente robusta. Por el momento, puede observarse que no sólo en el río Uruguay (Figura 4.13) sino que también en el río Paraná (Figura 4.14), la abundancia de larvas de sábalo y boga está alcanzando valores semejantes. Probablemente la misma esté reflejando cambios a nivel de las poblaciones adultas.

Es posible también que las oscilaciones en el índice dependan de los reclutamientos exitosos y la entrada de clases anuales abundantes al stock parental y a la contracción del mismo, producto de la falta de nuevas entradas exitosas, en especial en especies con reclutamientos episódicos, como es el caso del sábalo. En los últimos períodos de relevamiento de ictiofauna en el bajo río Uruguay y en el Paraná inferior se determinó que las capturas de sábalos adultos están mayoritariamente dominadas por la cohorte extraordinaria nacida en 2009-2010 (Informe CARU 2010-2011; Lozano et al., 2014). Es sobre dicha cohorte, sobre la que se supone descansaría la mayor parte de los aportes reproductivos que se traducen en el flujo de larvas en los últimos dos años al menos. Al presente, la entrada de la cohorte supernumeraria del 2009-2010 no parece haber impactado sustancialmente en los valores del índice de sábalo, dado que dichos valores en 2012 fueron relativamente reducidos (200 mil millones), aunque se recuperaron en 2013-2014 (500 mil millones). No obstante, en base a cómo se encuentra en la actualidad configurada la estructura de la población de sábalo, el seguimiento de la evolución de estos índices se constituirá en un dato a tener en consideración para la toma de medidas, en caso de que se detectaran descensos pronunciados en los índices. En los últimos 7 años se han adoptado medidas restrictivas a la totalidad de las toneladas extraídas en el sistema de la baja Cuenca del Plata (Figura 4.14). Aunque la pesca probablemente haya tenido cierto impacto en la biomasa disponible, los datos no describen un escenario de afectación pronunciada sobre los aportes reproductivos. No obstante, por ahora no se registran cambios en la abundancia de larvas que reflejen claramente la entrada de individuos de la cohorte exitosa comprobada, nacida en el año 2009-2010. En los próximos años se podrá poner a prueba la hipótesis de que "***la entrada de cohortes supernumerarias, impacta positivamente en los valores de flujo de larvas y en consecuencia en el valor del índice de larvas de peces en la deriva***".

Para los peces migratorios de mayor tamaño, como el surubí y el dorado, que ocupan una posición al tope de la cadena de alimentación, y son, por lo tanto, menos abundantes, los índices de abundancia larval mostraron un incremento durante 2012-2013 y 2013-2014. (Figura 4.14). Es posible que para estas especies, esto sí obedezca a un peso creciente de la cohorte 2009-2010, la cual, a 4 años de su formación, podría estar contribuyendo con individuos de mayor tamaño y fecundidad relativa. Esto podría estar aportando al incremento de las densidades y por lo tanto a los índices de abundancia larval.

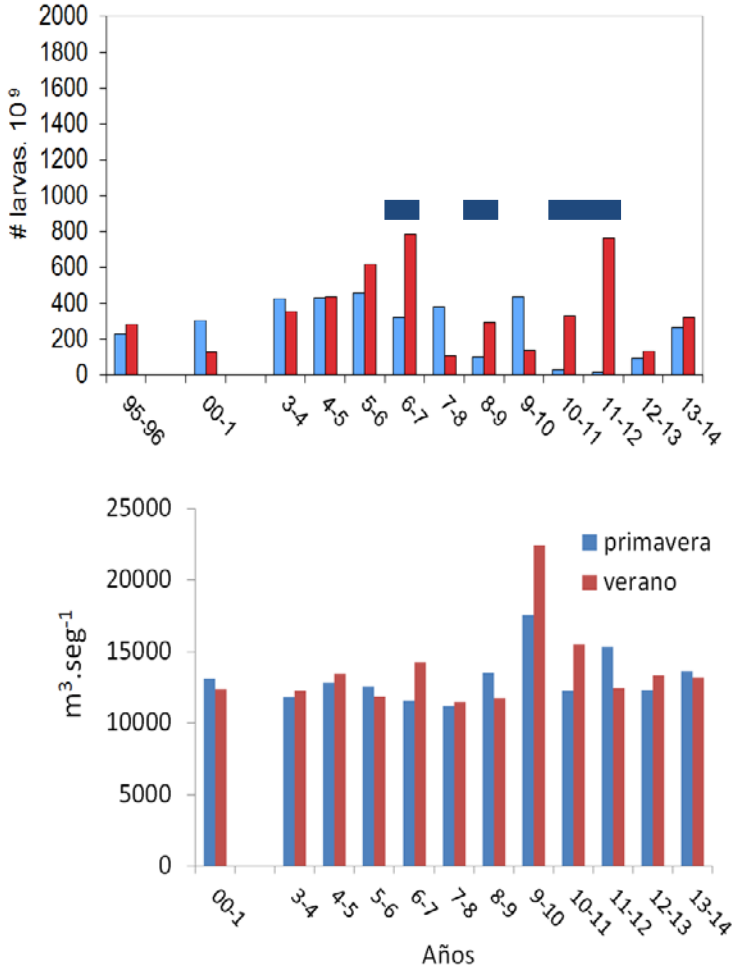


Figura 4.21. *Índices de abundancia larval de sábalo y caudales medios (m3.seg-1) del río Paraná a la altura de la ciudad de Paraná en primavera y verano en el período 2001-2014. Las barras horizontales en azul en el panel superior, indican períodos de bajo flujo de larvas en primavera.*

4.5.3 Captura por unidad de esfuerzo anual y distribución de tallas de larvas por estación

El análisis de la captura por unidad de esfuerzo anual (CPUEa) por especie y por estación se realizó con el fin de poner a prueba la hipótesis que sostiene que, al haber transferencia de larvas a través de la represa de Salto Grande, algunas especies, en especial, las de los peces migratorios de mayor tamaño y rango de desplazamiento, producen aportes más significativos desde el tramo medio, que los que se pueden registrar en el tramo inferior aguas debajo de la represa. La estandarización requirió de renunciar al dato de volumen de agua muestreada en cada muestra, dado que algunas estaciones como Yapeyú, proveen datos sin esta medición. Debido a que se buscaba tener datos anuales robustos, la estandarización involucró la suma

del total de larvas de cada especie capturadas en cada estación, en cada período, el cual se lo relativizó al total de muestras tomadas por el proveedor durante el año. Es decir, que para el cálculo de un promedio entre todos los años se utilizaron datos que, se supone, reflejarían si existe una tendencia a un flujo anual de las larvas de una especie dada, que cada año ocurre en una estación.

La hipótesis involucrada sostiene que ***"las mayores variaciones en la abundancia de larvas de peces migratorios en la deriva localizada en la secciones de flujo permanente de las aguas de los diferentes ríos de la cuenca, son originadas por las diferencias en el tamaño del stock desovante y la intensidad o magnitud de la actividad reproductiva de las poblaciones con circuito migratorios de los diferentes tramos de la cuenca".*** *La predicción de nuestro análisis es que si los desoves ocurren sólo en alguna localidad del tramo medio, entonces en la estación Yapeyú, la CPUEa debería ser mayor y las tallas medias de las larvas deberían ser menores. Luego de los desoves, y la posterior eclosión, las larvas sufrirían dispersión, dilución, mortalidad y/o salida de la deriva, lo cual implicaría densidades netas y entonces CPUEa mucho menores hacia aguas abajo.*

Los resultados no detectaron tendencias entre la CPUEa del sábalo y la boga. En el marco de lo verificado experimentalmente en lo que hace al traspaso de larvas por la represa de Salto Grande (Fuentes et al.; Informe CARU 2010-2011), la similitud en las CPUEa puede interpretarse como coherente con una mayor permanencia de los individuos en deriva, pero al mismo tiempo con el hecho de que tanto sábalos y bogas adultos pueden desovar aguas debajo de la represa. Es probable que las larvas que arriban al tramo inferior, desde el tramo medio puedan permanecer bastantes días en deriva. Fuentes y Brown (2010), encontraron larvas de sábalo con otolitos sagitales con hasta 14 incrementos diarios en situaciones de niveles hidrométricos moderados. Estas larvas se pueden sumar a otros pulsos más jóvenes producidos en el tramo inferior.

Los resultados mostraron que en general las CPUEa de larvas de dorado y surubí son mayores en Yapeyú, que en las localidades del tramo inferior, e incluso lo son de manera estadísticamente significativa (Figuras 4.15 y 4.16). Por otra parte, las distribuciones de tallas de dorado y surubí, muestran modas en las tallas más pequeñas en Yapeyú y mayores en Benito Legerén para surubí y mucho mayores, en la misma estación, para dorado (Figuras 4.17 y 4.18). Estos resultados producidos con la base de datos ampliada hasta 2013, apoyan la hipótesis de transferencia de estas larvas desde el tramo medio hasta el tramo inferior. Para el caso del surubí, las tallas se hacen mayores gradualmente hacia Fray Bentos, lo cual sugiere una marcada unicidad del pulso de desove. Esto apoya la hipótesis de que, al menos, el aporte de larvas de surubí desde el tramo medio es significativamente más importante que el del

tramo inferior. Un puñado de larvas de dorado de talla relativamente pequeña (8 mm) fue capturado a la altura de Fray Bentos. Dado que la velocidad de la corriente en promedio durante los ascensos hidrométricos es de alrededor de 1 metro por segundo, la presencia de estas larvas sería explicada por la ocurrencia de desoves de esta especie aguas abajo de la represa de Salto Grande. No obstante, la magnitud de las diferencias en la CPUEa de dorado entre Yapeyú y Benito Legerén en relación a las estaciones 200 km aguas abajo (Figuras 4.15 y 4.16) sugiere también un aporte relativo mayor desde el tramo medio.

4.5.4 Comparación de las abundancias de larvas entre los ríos Uruguay y Paraná

Los valores totales del flujo de larvas anual en el río Paraná se mantienen todavía significativamente más elevados que en el río Uruguay (Figura 4.22). Esto se supone que es debido a que los flujos son proporcionales a los tamaños poblacionales para cada una de las especies en ambos ríos. En futuros informes se propone realizar un análisis comparado de los datos de flujo de larvas, capturas experimentales de adultos debidamente estandarizadas y registros de captura diaria por pescador de las distintas especies de interés comercial y deportivo, en ambos ríos. De esta manera se lograría una mejor integración de la información disponible y se podría estimar mejor los puntos de referencia del estado de las poblaciones.

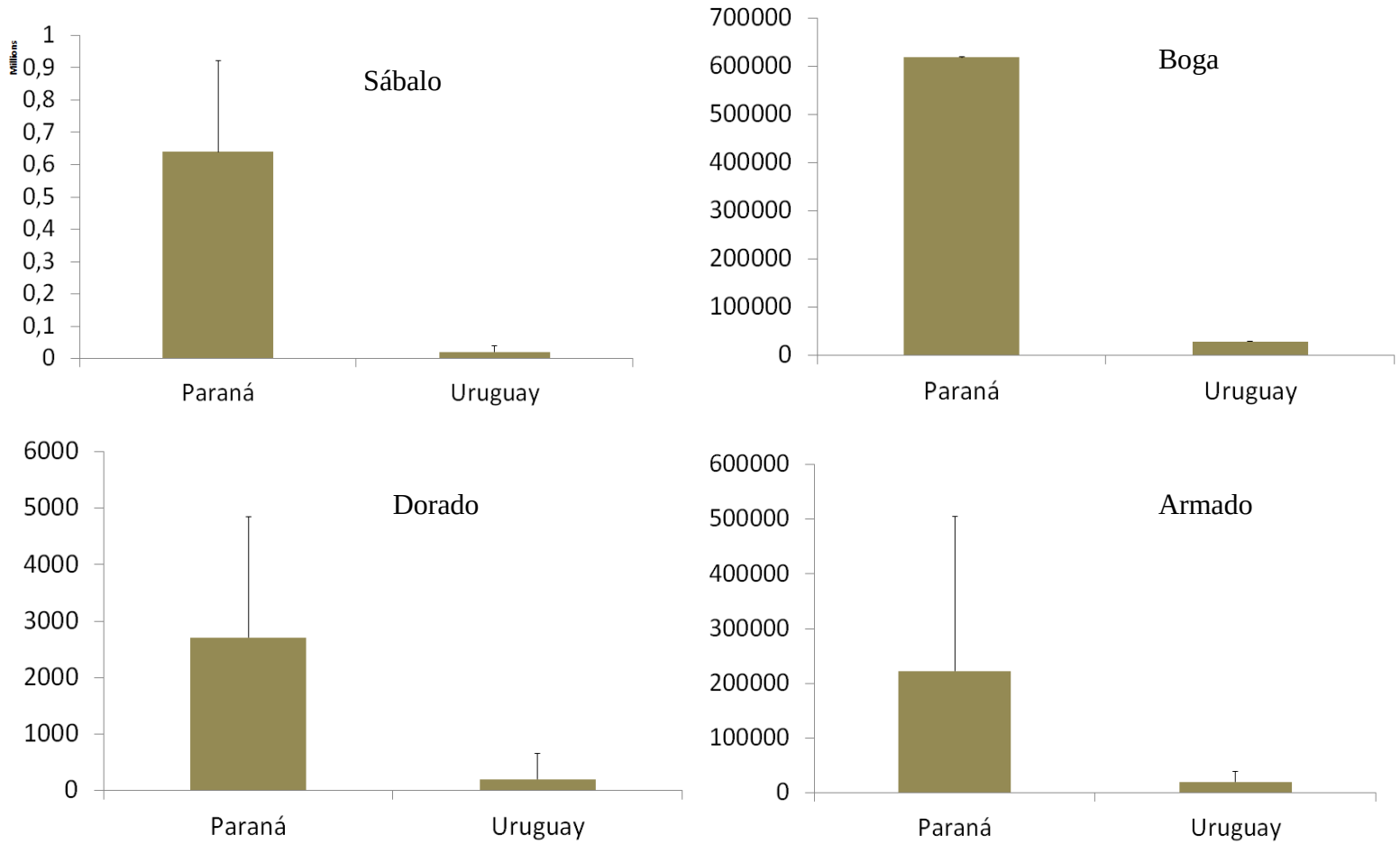


Figura 4.22. Valor promedio del índice de abundancia larval (IAL) para todo el período 2001-2014 para el río Paraná a la altura de la ciudad de Paraná (R.A.) y el río Uruguay a la altura de la ciudad de Paysandú (R.O.U). Las líneas verticales indican el valor del desvío estándar.

4.6 Conclusiones

La abundancia de larvas de la mayoría de las especies en el río Uruguay Medio e Inferior fue significativamente mayor durante el período 2012-2013. Se considera que el escaso flujo de larvas en el periodo 2011-2012, pudo obedecer a los bajos caudales y la consiguiente falta de estímulo hidrométrico. En el período 2012-2013 ocurrieron 3 pulsos de reproducción claramente asociados a incrementos de las alturas del río. Los índices de abundancia de larvas se mantuvieron oscilando dentro de los valores históricos promedio. Se postulan mecanismos combinados vinculados con la dinámica de la inundación, la sincronización de segmentos en maduración y la dilución para explicar dichas variaciones.

Las diferencias en captura por unidad de esfuerzo promedio y la distribución porcentual de tallas de larvas de dorado y surubí por estación, apoyan la hipótesis que atribuye una importancia relativa mayor a los desoves provenientes del tramo medio por sobre los ocurridos en el tramo inferior aguas abajo de la represa de Salto Grande.

En el río Paraná el flujo de larvas de sábalo ocurrió fundamentalmente en verano durante los dos períodos 2011-2012 y 2012-2013. Los flujos totales anuales no mostraron cambios significativos para sábalo, aunque manifestaron una tendencia ascendente para dorado y surubí. Se plantean hipótesis sobre los posibles efectos del clima, los niveles hidrométricos, los movimientos de los peces y la pesca sobre los valores de flujo de larvas en el río Paraná.

Los datos de flujo de larvas en el río Uruguay para todas las especies son al menos 10 veces inferiores a los registrados en el río Paraná. En general, el flujo anual promedio de larvas en el tramo inferior del río Uruguay, es entre 10 y 20 veces para el sábalo, la boga y los dorados, aunque es casi dos órdenes de magnitud inferior para el surubí.

En los últimos 7 años el flujo de larvas de boga en el río Paraná se incrementó hasta niveles similares a los de sábalo. Dicha paridad en el flujo de larvas de ambas especies, sin embargo, ha sido por años lo habitual en el río Uruguay.

4.7 Bibliografía

Agostinho A. A., A. E. A. de Vazzoler, L. C. Gomes & O. Okada. 1993. Estratificación espacial y comportamiento de *Prochilodus scrofa* en distintas fases del ciclo de vida, en la planicie de inundación del alto río Paraná y embalse de Itaipú, Paraná, Brasil. Rev. Hydrobiol. Trop. 26 (1): 79-90.

Ahlstrom, E. H. 1965. Kinds of abundance of fishes in California Current regio based on egg and larval surveys. California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Reports 10: 31-52.

Bonetto, A. A., M. Cannon Veron & D. Roldán. 1981. Nuevos aportes al conocimiento de las migraciones de peces en el río Paraná. Ecosur, 8:29-40.

Brown, D. R. y C. M. Fuentes 2010. Daily increments in otoliths of sábalo *Prochilodus lineatus* larvae. J App. Ichthyology. Volume 26(1), 123 – 125.

Cada, G. F. & G. L. Hergenrader 1978. An assessment of sampling mortality of larval fishes. Transactions of the American Fisheries Society 107: 269-274.

Dai, A. M. & K. E. Trenberth. 2002. Estimates of freshwater discharge from continents: latitudinal and seasonal variations. *Journal of Hydrometeorology* 3: 660-687.

Daniel W, W. 1978. *Applied nonparametric statistics*. Houghton Mifflin, Company. Usa, 503 pp.

Espinach Ros, A. & C. M. Fuentes. 2001. Recursos Pesqueros y Pesquerías de la Cuenca del Plata. En Bezzi, S; Akselman, R. y Boschi, E. Síntesis del Estado de las Pesquerías Marítimas Argentinas y de la Cuenca del Plata. Años 1997-1998, con una actualización de 1999. Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Mar del Plata. Argentina.

Fuentes C. M. & A. Espinach Ros 2007. Monitoreo de la actividad reproductiva de peces migratorios en el bajo río Uruguay. Indices de Abundancia Larval durante el período 2000-2005. Informe Interno INIDEP, Marzo de 2007, Capítulo Informe CARU 2007.

Fuentes, C. M. 1998. "Deriva de larvas de sábalo, *Prochilodus lineatus*, y otras especies de peces de interés comercial en el río Paraná Inferior". Tesis Doctoral. Universidad de Buenos Aires. Diciembre de 1998.

Gale, W. F. & H. W. Mohr Jr 1978. Larval fish drift in a large river with a comparison of sampling methods. Transactions of the American Fisheries Society 107: 46-55.

Gledhill, C.T. & J. Lyczkowski-Shultz.- 2000. Indices of larval king mackerel (*Scomberomorus cavalla*) abundance in the Gulf of México for use in population assessments. Fisheries Bulletin, 98: 684-691.

Gogola T. M.; V. S. Daga; P. R. L. da Silva, P. V. Sanches, É. A. Gubiani, G. Baumgartner & R. L. Delariva. 2010. Spatial and temporal distribution patterns of ichthyoplankton in a region affected by water regulation by dams. Neotropical Ichthyology, 8(2):341-349.

Goulding, M., 1980. The fishes and the forest: Explorations in Amazonian natural history. University of California Press, Los Angeles, 200p

Hsieh, C.; Reiss C. S., Hunter J. R; Beddington J. R.; May, R. M. & G. Sugihara. 2006. Fishing elevates variability in the abundance of exploited species. Nature. 443, 859-862.

Hunter, J. R., & Lo, H. 1993. Ichthyoplankton methods for estimating fish biomass introduction and terminology. Bulletin of Marine Science, 53: 723–727.

Keller, A.A., G. Klein-MacPhee & J. St. Onge-Burns. 1999. Changes in abundance and distribution of ichthyoplankton in Narragansett Bay, RI - A response to changes in environmental quality? Estuaries, 22(1): 149-163.

Lozano, I; L. Balboni; S. Llamazares Vegh; C. Fuentes & D. Colautti. 2014. Informe del Proyecto "Evaluación biológica y pesquera de especies de interés deportivo y comercial en el río Paraná, Argentina", período 2012-2013. Informe N° 13. Dirección de Pesca Continental, Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, MAGyP. Buenos Aires. 1-26.

Mahon, R. 1997. Does fisheries science serve the needs of managers of small stocks in developing countries? Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54: 2207–2213.

Marcy, B. C., 1973; Vulnerability and survival of young Connecticut River fish entrained at a nuclear power plant. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 30: 1195-1203.

Marshall, T. C., L. O'brien, J. Tommkiewicz, F. W. Koster, G. Kraus, G. Marteinsdottir, M. J. Morgan, F. Saborido-Rey, J. L. Blanchard, D. H. Secor, P. J. Wright, N. V. Mukhina, H. Bjornnson. 2003. Developing alternative indices of reproductive potential for use in fisheries management: cases studies for stocks spanning an information gradient. J. Northw. Atl. Fish. Sci., Vol. 33 : 161-190.

Moser, H. G., R. L. Charter, W. Watson, D. A. Ambrose, K. T. Hill, P. E. Smith, J. L. Butler, E. N. Sandknop & S. R. Charter 2001 The calcofi ichthyoplankton time series: potential contributions to the management of rocky-shore fishes. CalCOFl Rep., Vol. 42, 2001

Moser, H.G., R.L. Charter, W. Watson, D.A. Ambrose, J.L. Butler, S.R. Charter & E.M. Sandknop. 2000. Abundance and distribution of rockfish (*Sebastes*) larvae in the Southern California Bight in relation to environmental conditions and fishery exploitation. California Cooperative Oceanic Fisheries investigations. Reports, 41: 132–148.

Motodo, S. (1959). Devices of simple plankton apparatus. Mem. Fac. Fish., Hokkaido Univ., 7:73-94.

Nakatani, K.; Agostinho, A. A.; Baumgartner, G.; Bialetzki, A.; Sanches, P. V.; Makrakis, M. C.; Pavanelli, C. S. 2001. Ovos e larvas de peixes de agua-doce: desenvolvimento e manual de identificação. Editora da Universidade de Maringá, Maringá, Paraná, Brazil, 378 pp.

Pavlov, D. S., 1994, The downstream migration of young fishes in rivers: mechanisms and distribution. Folia Zoologica, 43: 193-208.

Pelicice F. M. & A. A. Agostinho. 2008. Fish-Passage Facilities as Ecological Traps in Large

Poulsen, A. F. 2000. Fish Movements and their implication for River Basin Management in the Mekong River Basin. MRC Fisheries Programme, Mekong River Commission, P.O. Box 7980 Vientiane, Lao PDR.

Storck, T. W.; Dufford, D. W. & K. T. Clement. 1978. The distribution of limnetic fish larvae in a flood control reservoir in central illinois. Transactions of the American Fisheries Society107: 419-424.

Suzuki F. M.; L. Vilela Pires & P. S. Pompeu. 2011. Passage of fish larvae and eggs through the Funil, Itutinga and Camargos Reservoirs on the upper Rio Grande (Minas Gerais, Brazil). Neotropical Ichthyology, 9(3): 617-622.

Sverlij, S. B., A. Espinach Ros & G. Orti. 1993. Sinopsis de los datos biológicos y pesqueros del sábalo Prochilodus lineatus (Valenciennes, 1847). FAO Sinopsis sobre la Pesca, No. 154. Roma, FAO. 1993. 64p.

Vazzoler, A. E. A. M., A. A. Agostinho, & N. S. A. Hahn. 1997. A planicie de inundaçâo do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. Editora da Universidade Estadual de Maringá, 1997.768p.

Walburg, C. H.; Nelson, W.R.; 1966. Carp, river carpsucker, smallmouth buffalo and bigmouthbuffalo in Lewis and Clarke Lake, Missouri River. United States Bureau of Sport Fisheries and Wildlife Research Report 69.

Welcomme, R.L. 1985. River Fisheries. FAO Fish. Tech. Pap. No. 262. FAO, Rome.

5 ÁREAS DE CRÍA DE PECES EN LOS TRAMOS MEDIO Y BAJO DEL RÍO URUGUAY: ABUNDANCIA Y DIVERSIDAD DE JUVENILES (2012- 2014)

Fabiano G, Elgue JC, Santana O, Duarte A, Zarucki M, Ares L, Silveira S, Laporta M, Damonte D y Llamazares S

1 - Dirección Nacional de Recursos Acuáticos (DINARA)
2 - Dirección de Pesca Continental-Subsecretaria de Pesca y Acuicultura (MAGyP)

5.1 Introducción

Este informe presenta los resultados obtenidos en tres campañas de corta duración (5 – 6 días) referidas a la evaluación de áreas de cría de peces en el embalse de Salto Grande y en el tramo del bajo río Uruguay, comprendido entre la represa de Salto Grande y la desembocadura del Río Negro. Hace especial referencia a los sitios (áreas de cría o nursery grounds, primarios y secundarios) ocupados por las especies migratorias de importancia comercial, y considera también otras especies de hábitos migratorios medios y especies sedentarias que hacen uso de las mismas áreas en escenarios de inundación diferentes. Las salidas de campo analizadas en esta oportunidad corresponden a un otoño (2012) y dos veranos (2013 y 2014), siendo esta última estación la más relevante para los objetivos del programa. Cada verano al mismo tiempo debe interpretarse considerando los eventos hidrológicos que se registraron en el verano de ese año y en la primavera del año anterior. La información colectada en estas actividades es complementaria a la obtenida por otros programas de la CARU, y aporta elementos útiles para la gestión de los recursos pesqueros al documentar una parte esencial y poco evaluada del ciclo vital de las especies de importancia en las pesquerías artesanales del río. Al mismo tiempo contribuye al conocimiento de la diversidad de la ictiofauna en los tramos medio y bajo del Río Uruguay. Este informe presenta también, aun cuando se trata de una ventana temporal muy limitada (dos años), una síntesis de las variaciones hidrológicas del río Uruguay, realizada a partir de los registros de la CARU,

que ayuda a interpretar el éxito reproductivo de las diferentes especies de peces y su ocupación de las áreas someras o inundadas.

5.1.1 Marco conceptual

Las clasificaciones habituales de las fases iniciales del desarrollo en los peces suelen distinguir las fases de huevos, larvas y juveniles. Esta fase de juveniles, donde los peces son considerados morfológicamente como pequeños adultos, se extiende desde la formación completa de los radios de las aletas y el surgimiento de las escamas hasta la primera madurez sexual (Nakatani et al. 2001). En esta fase del desarrollo los juveniles ocupan áreas conocidas como áreas de cría (*nursery grounds*), que pueden ser diferentes y variar en relación a la talla de cada especie. Se entiende como área de cría a aquellas áreas en donde los juveniles ocurren en alta densidad y tienen con relación a otros ambientes que no cumplen esa función, presumiblemente menores tasas de predación y mayores tasas de crecimiento. Estas áreas son también de relativamente mayor importancia en la contribución al reclutamiento de adultos en comparación con otras áreas (Ellis, 2012).

El término *nursery grounds* se utilizó por primera vez para describir la estuarino-dependencia de algunas especies (Abble, 2005; Gunter, 1945; Pearse & Gunter, 1957). Los primeros investigadores consideraban la totalidad de un estuario como área de cría. Revisiones más recientes del concepto de *nursery* lo definen como los hábitat de los juveniles que contribuyen más (en comparación a otros sitios en donde los juveniles pueden igualmente estar presentes), a la producción de individuos adultos (Beck et al., 2001, 2003). La definición por tanto más actual y revisada de *nursery* se basa en cuatro factores comparativos: 1) de densidad, 2) de crecimiento, 3) de supervivencia, y 4) de movimiento o contribución a las poblaciones adultas (Beck et al., 2001, 2003). Aun cuando todos esos factores serían necesarios para la identificación de un área como área de cría, frecuentemente solo uno (generalmente la densidad) puede ser evaluado (Minello et al., 2003; Heck et al., 2003) y en especial el desplazamiento a los hábitats de los adultos es probablemente el factor menos estudiado (Gillanders, 2002, Gillanders et al., 2003).

Heupel et al. (2007) sugiere que un área de cría se identifica en base a tres criterios: 1) que la densidad de juveniles sea mayor que en otras áreas, 2) que exista cierta fidelidad al sitio y 3) que el uso y la ocupación del área sea repetida en el tiempo. En este sentido las evaluaciones anuales permiten caracterizar de manera más sólida las áreas potenciales de cría al contar con datos referidos a densidad de individuos y frecuencia de ocupación de los sitios.

Ellis et al. (2012) destacan que un punto importante en la caracterización de las áreas de cría es el contar también con identificaciones taxonómicas precisas de las especies presentes en los sitios. Estos autores usan el término *nursery ground* primario para los sitios en donde se asientan los juveniles de menos de 1 año de edad (grupo 0+) y *nursery ground* secundario para los hábitat que son ocupados por un rango más amplio de edades de juveniles. Esto incluiría a individuos de edades 1+ y 2+. Teniendo en cuenta que los peces juveniles 0+ tienen requerimientos de hábitat específicos y alta dependencia física y sensibilidad a los cambios en el hábitat, Valová *et al*. consideran que son un indicador confiable del éxito en la reproducción y el reclutamiento en los diferentes años (Schiemer & Spindler, 1989; Copp et al. ,1991; Jurajda, 1995).

Un término relacionado a *nursery grounds* es el de "Hábitat esencial para los peces" (*Essential Fish Habitat*) definido por aquellos ambientes (aguas y sustratos en su sentido más amplio) necesarios para el desove, la cría, la alimentación o el crecimiento hasta la maduración (Baird 1999). Esta definición es el enfoque de manejo recogido en la legislación de todas las especies de peces comerciales en USA (NOAA, 1996; Benaka, 1999; Schmitten, 1999), e inclusive de las no comerciales (e.g. Able, 1999; Able & Hagan 2003).

Generalmente las áreas que ocupan los juveniles en sus primeras etapas de crecimiento presentan dificultades prácticas en la evaluación (áreas vegetadas, muy someras, etc.) y debe recurrirse a una combinación de diferentes técnicas y metodologías de evaluación (redes de arrastre manual, redes de enmalle, trampas, pesca eléctrica, etc.). Habitualmente se cuenta más fácilmente con metodologías de campo para la colecta de huevos y larvas y abordajes de pesca exploratoria o de muestreos biológicos de desembarque o de pesca comercial. Estos últimos además pueden contemplar razonablemente bien las tallas próximas a la primera madurez sexual al ser estas tallas capturadas incidentalmente por las flotas artesanales o industriales que operan preferentemente sobre adultos de tallas comerciales. Las tallas de las especies que corresponden a intervalos entre 0,5 y 10 cm en las especies de mediano o gran porte, están insuficientemente consideradas en la mayoría de los muestreos biológicos.

5.1.2 Marco regional Cuenca del Plata

La producción pesquera en los ríos de planicie de inundación está determinada por las modificaciones en el caudal de los ríos (Bonetto & Castello, 1985). Además del éxito en la reproducción de las especies migratorias, en años de descargas elevadas, gran parte de la

planicie de inundación está sumergida y es así muy importante la disponibilidad de superficies aptas como áreas cría para los *stocks* de peces juveniles (Bonetto & Castello, 1985; Welcomme, 1992; Zaniboni & Schultz en Carolsfeld et al., 2003).

De la misma manera que en los estuarios, gran parte del tramo bajo y posiblemente también del tramo medio de río Uruguay con relación a su uso por las especies migratorias, pueden ser considerados área de cría por las proporciones que albergan de individuos menores a las tallas de primera maduración sexual. Sin embargo la distribución y uso de los sitios es diferente con relación al tamaño y los juveniles tempranos se ubican preferencialmente en áreas inundables, en sitios de aguas someras vegetados y en áreas similares de los cursos tributarios. Agostinho et al. (2004) (en Thomaz, Agostinho & Hahn, 2004) señalan por ejemplo que la comparación entre el curso principal de los ríos con canales y lagunas someras muestra que estos ambientes se caracterizan por la presencia de juveniles y ejemplares de menor porte que en el río abierto. En este sentido la supervivencia de las poblaciones de peces y las tasas de mortalidad en las diferentes etapas del desarrollo tienen relación crítica con la disponibilidad de humedales (Graff & Middleton, 2001; Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, 2013).

En el informe anterior de este programa se utilizaba la categorización de las especies del río Uruguay propuesta por diferentes autores (Susuki et al., 2004 en Thomaz *et al*., 2004; Agostinho et al., 2003; Carosfeld et al., 2003) que agrupan a los peces sedentarios separándolos de los de hábitos migratorios con relación a si completan o no todo su ciclo vital en el área de inundación (*floodplain*). El curso bajo y medio del río Uruguay presenta una comunidad de peces muy similar a la existente en el río Paraná, donde dominan representantes de Characiformes y Silurifomes, grupos dominantes por otra parte en América Neotropical y a los que pertenecen las especies migratorias más conspicuas de la cuenca del Plata y para las que la bibliografía es profusa (López et al., 2005). Para estos grupos se suele distinguir además a las especies altamente migratorias que recorren largas distancias y tienen gran porte (Carosfeld et al., 2003; Thomaz et al., 2004; Vazzoler, 1997) de las especies migratorias de distancias más cortas y de menor porte (ej *Pimelodus maculatus*). Se destacan entre las primeras a los Characiformes como el dorado (*Salminus brasiliensis)*, el sábalo (*Prochilodus lineatus)*, la boga (*Leporinus obtusidens)* y el pirapitá o salmón criollo (*Brycon orbignyanus)*, y entre los Siluriformes a surubíes (*Pseudoplatystoma corruscans* y *P. fasciatus)*, patí (*Luciopimelodus pati*), bagres armados (ej. *Pterodoras granulosus*) y otros bagres como manguruyú (*Zungaro zungaro*/Paulicea luetkeni) y bagre cabezón (*Steindachneridion scripta*).

En el tramo bajo del río Uruguay es bien interesante además la presencia de especies de estirpe marina como rayas (del género *Potamotrygon)*, anchoas (*Lycengraulis grossidens)*, corvinas (principalmente del género *Pachyurus*), lenguados (*Catathyridium jenynsii*), pejerreyes (*Odontesthes bonariensis*), lisas (*Mugil* sp.) y bagres (*Genidens barbus*) que realizan desplazamientos muy importantes, siendo muchas de ellas anádromas y otras actualmente dulceacuícolas estrictas.

A los efectos de este informe de la misma manera que en el informe del bienio anterior, se presentan resultados parciales de las evaluaciones de las áreas de cría haciendo énfasis en un conjunto menor de especies migratorias de importancia comercial para las pesquerías artesanales de los tramos medio y bajo del río Uruguay. Sin embargo es necesario destacar que la planicie de inundación del bajo Uruguay y las áreas someras vinculadas o no a los tributarios en el tramo medio, cumplen una función fundamental para la cría así como la alimentación y reproducción de gran parte de las más de 160 especies de peces registradas para esos tramos (Teixeira et al., 2011).

Estas áreas costeras están sujetas a presiones de origen antrópico crecientes, por el cambio de los modelos productivos y la contaminación de diferentes fuentes asociadas, y los nuevos usos del territorio que llevan por ejemplo a la pérdida progresiva del monte ribereño (Serra et al., 2014; Ríos et al., 2010; Paruelo et al., 2006). Estas presiones se suman a la pérdida de los circuitos migratorios principales (aguas arriba del río Uruguay y Paraná) y secundarios o compensatorios por los cursos tributarios de menor caudal y extensión. Por esta razón parece importante, para preservar la diversidad de los peces y asegurar el mantenimiento de la productividad pesquera y los grupos humanos que esta sustenta, investigar y gestionar en base al conocimiento generado, las diferentes etapas esenciales en la vida de los peces.

Talla de primera madurez y áreas de reproducción en el Río Uruguay de dos especies migratorias de gran porte (sábalo y boga)

En este informe se presenta solamente una breve síntesis de información referida a la talla de primera madurez y de las áreas de reproducción de dos especies migratorias de gran porte (sábalo y boga) de relevancia en las pesquerías artesanales del tramo medio y bajo del río Uruguay, por cuanto además estuvieron presentes en las áreas de cría relevadas en este período de análisis.

Sábalo

La estimación de la talla de primera madurez sexual de sábalo de acuerdo con Espinach & Sánchez (2007), muestra que existen diferencias significativas entre sexos ($p < 0,0001$) y que machos y hembras alcanzan su primera madurez sexual a longitudes estándar de 23,9 cm y 28,6 cm respectivamente.

Fuentes (1998) sostiene que los resultados obtenidos hasta ese año apoyaban la hipótesis de que la mayoría de los individuos de sábalo y probablemente de otras especies migratorias como la boga y el dorado, que utilizan el tramo inferior del bajo río Uruguay (0-100 Km.) como zona de alimentación, tienen sus zonas de desove y cría en el río Paraná. Las zonas de desove de los stocks de sábalo de distribución meridional del río Paraná, están localizadas aguas arriba del delta, probablemente en el tramo final de la sección media, y sus larvas derivan aguas abajo distribuyéndose en parte de la llanura de inundación y alcanzan incluso a los ambientes someros del Río de la Plata. Los desplazamientos migratorios de esta especie pueden involucrar más de 620 km.

Paolucci (2002) señala que hay actividad reproductiva de sábalo y otras especies migratorias en el tramo inferior del río Uruguay y que la zona de desove se localiza en el tramo superior del río Uruguay Inferior, aunque puede extenderse aguas bajo en verano. Su trabajo y los de Fuentes sustentan igualmente la hipótesis de que la mayoría de los efectivos sometidos a explotación pesquera en el tramo bajo del río Uruguay Inferior provienen del río Paraná.

Espinach Ros (2014) considerando los trabajos realizados por Fuentes et al. (2014), señala que los resultados del monitoreo de ictioplancton en río Uruguay y en experimentos de muestreo de ictioplancton aguas arriba y abajo de la represa de Salto Grande evidencian que existe un permanente aporte de larvas de peces desde el tramo medio hacia el tramo inferior del río Uruguay, a través de la represa de Salto Grande. Las transferencias de larvas de un tramo a otro ocurrirían a través de los vertederos en picos de creciente y por las turbinas en condición de aguas bajas pudiendo en este caso sobrevivir este pasaje en alta proporción. También proponen que existiría un grado considerable de dependencia de los índices de abundancia larval y el reclutamiento de juveniles de peces migratorios en el tramo inferior con los aportes de larvas desde el tramo medio (Espinach Ros, 2014; Fuentes et al., 2014)

Boga

La distribución de la boga en el Río Uruguay abarca fundamentalmente los tramos medio y bajo siendo menos abundante en el tramo alto. Los desplazamientos migratorios en esta especie pueden alcanzar 540 km (Delfino & Baigún, 1985) y Fuentes & Espinach Ros (1999)

reportaron intensa actividad reproductiva en el bajo Uruguay, aun cuando también se reproduce en el tramo medio.

En el Río Paraná Vazzoler et al. (1997) reportan como tallas de primera maduración sexual para *Leporinus obtusidens* valores 14,6 y 19,0 de L50 y L100 respectivamente. Graça & Pavanelli (2007) proponen como tallas (Lt) de primera madurez 16,1 en machos y 21,6 en hembras.

5.2 Hipótesis y Objetivos

La planicie de inundación del bajo Uruguay, principalmente en situación de aguas altas y en episodios de gran inundación con mayor disponibilidad de áreas sumergidas, aporta una cantidad relevante de juveniles (0+, 1+ y 2+) a los *stocks* de especies de peces migratorias de interés comercial. Estos juveniles provienen del desove de los efectivos presentes en los tramos medio y bajo del Río Uruguay. Los sitios ocupados como área de cría por las especies migratorias de interés comercial en el medio y bajo Uruguay son también áreas de cría de especies de menor porte de hábitos sedentarios y sitios de especial interés para la conservación.

El programa de trabajo tiene como objetivos la evaluación de la abundancia y diversidad de peces juveniles con énfasis en las especies migratorias de importancia comercial, en áreas de cría del medio y bajo Río Uruguay en diferentes condiciones hidrológicas del río. Un objetivo asociado es la caracterización de variables ambientales principales (temperatura, conductividad, transparencia, oxigeno disuelto, pH y sólidos disueltos totales) de las áreas de cría.

5.3 Metodología

5.3.1 Fechas de la actividad de campo

Se analizan en este informe 1 salida de campo de otoño (mayo 2012) y dos de verano (febrero de 2013 y 2014).

Tabla 5. 1. Fecha y duración de las salidas de campo

Campaña	Fecha	Duración (días)
AC6	19 -26 mayo 2012	7
AC7	1- 6 febrero 2013	6
AC8	29 enero - 2 febrero 2014	5

5.3.2 Área de estudio y diseño de muestreo

El área de estudio fue el tramo bajo del río Uruguay desde el embalse de Salto Grande hasta las bocas del río Negro en el río Uruguay (Figura 5.1). Por limitantes en el tiempo asignado a la actividad y aspectos operativos (imposibilidad de navegación nocturna y accesibilidad de los sitios en margen argentina en algunos casos) no fue posible abarcar el tramo bajo del bajo Uruguay. Esto excluye del análisis una porción importante de canales que interconectan en escenarios de aguas altas el río Uruguay y el Paraná.

De todas maneras esta limitante centra la evaluación en un aporte de juveniles (de todas las especies) propio del tramo del río Uruguay al excluir posibles aportes del tramo bajo del Paraná en margen argentina.

Figura 5.1. Área de estudio

Los tramos y sitios relevados en este período 2012-2014 fueron el Embalse de Salto Grande (Villa Constitución, Arapey, Belén y Mocoretá Grande); el entorno de Estero de Farrapos e islas (laguna de la Isla Cambacuá, Ensenada de Farrapos e Isla Montaña y el Riacho San Román Chico en el Saladero viejo) y la desembocadura del Río Negro en el río Uruguay (Ensenadas frente a Villa Soriano y ensenadas de la Isla Santiago Grande) (Figura5.2. a, b y c). Este último tramo del río no se relevó en febrero 2014.

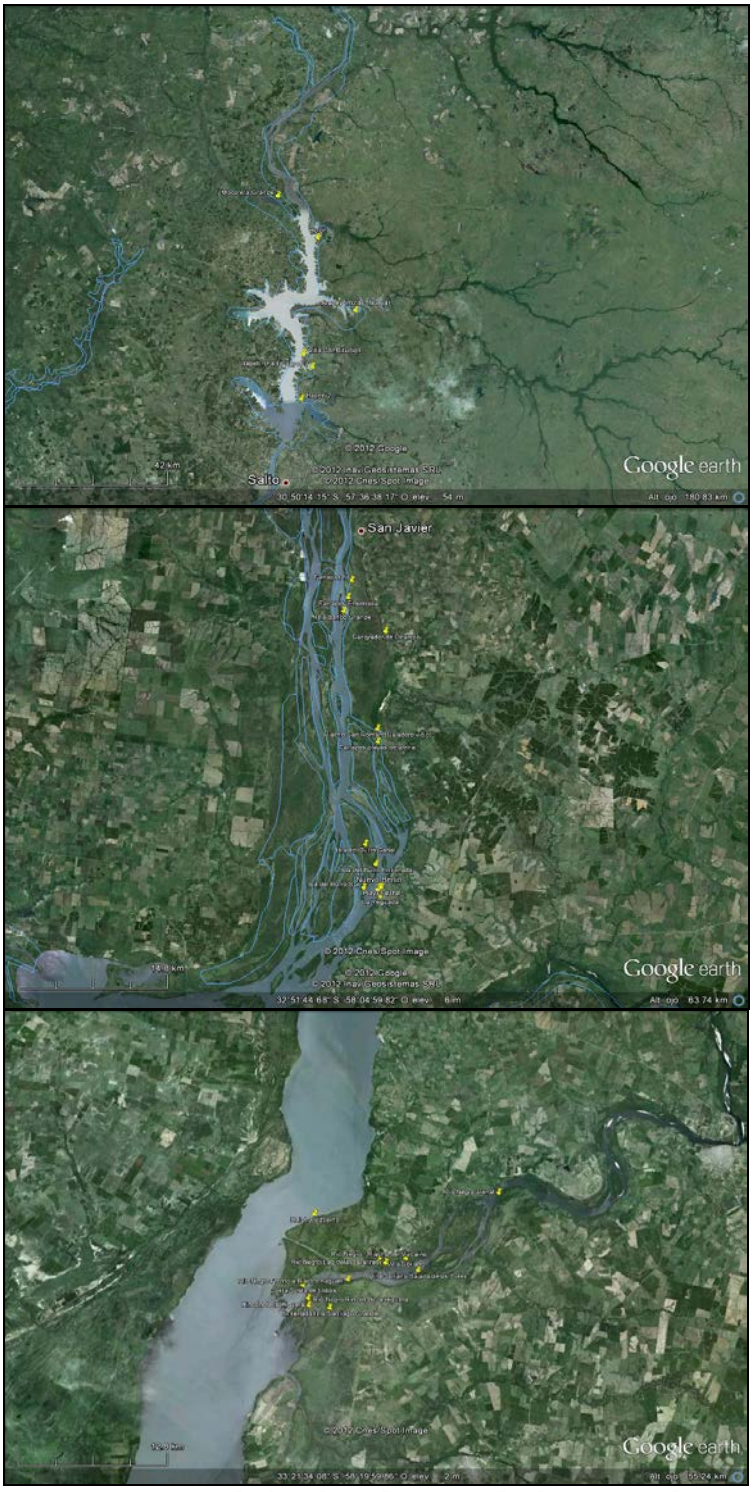


Figura 5.2. a) Embalse de Salto Grande, b) Estero de Farrapos e islas y c) Bocas del Río Negro en el Río Uruguay

Tabla 5 2. Sitios de pesca en los tramos Embalse de Salto Grande, Estero de Farrapos e islas y Bocas del Río Negro en el río Uruguay

Campaña	Tramo	Ambiente	Latitud S	Longitud W
Otoño mayo 2012	Embalse SG	Villa Constitución	31º04´19,8	57º51´40,9
		Arapey	30º57.387'	57º44.708'
		Mocoretá Grande	30º40.025'	57º52.680'
	Farrapos	Belén	30º47.031'	57º46.981'
		Isla Cambacuá-Laguna	32º36.686'	58º10.323´
		Ensenada Farrapos	32º43.512'	58º08.138'
	Rio Negro	Riacho San Román Chico (Saladero Viejo-Montañez)	32º50.681'	58º05.154'
		Frente Villa Soriano	33º22.431'	58º19.044'
		Rincón de la Higuera	33º24.529'	58º23.363'
		Isla Santiago Grande-Ensenada	33º24.980'	58º22.229'
Verano febrero 2013	Embalse SG	Villa Constitución	31º04.312´	57º51.654´
		Mocoretá Grande	30º40.242´	57º52.749´
	Farrapos	Belén	30º47.116'	57º47.096'
		Isla Cambacuá-Laguna	32º36.666'	58º10.276'
		Isla Montaña (Arenal frente a Puerto Viejo)	32º28.207'	58º09.420'
	Rio Negro	Ensenada Farrapos	32º43.505'	58º08.120´
		Riacho San Román Chico (Saladero Viejo-Montañez)	32º50.414´	58º05.370'
		Frente a Villa Soriano (Islote Filete)	33º22.478'	58º19,044'
		Frente a Villa Soriano (Saco Islote Filete)	33º22.288'	58º19.101'
		Frente a Villa Soriano (Laguna la Tararira)	33º22.480'	58º19,506'
		Rincón de la Higuera	33º24.683'	58º23.415'
		Isla Santiago Grande-Ensenada	33º26.409'	58º23.102'
Verano enero 2014	Embalse SG	Villa Constitución	31º04.312´	57º51.654´
	Farrapos	Belén	30º47.116'	57º47.096'
		Isla Cambacuá-Laguna	32º36.666'	58º10.276'
		Isla Montaña (Arenal frente a Puerto Viejo)	32º28.207'	58º09.420'

5.3.3 Características de los artes y maniobras de pesca

Se utilizaron artes de pesca activos y pasivos. Como arte de pesca activo se empleó una red de arrastre de playa de 5 m de largo, 1,2 m de alto y de tamaño de malla de 0,5 cm entre nudos contiguos. Es un paño continuo sin copo, con boyas en relinga superior y plomos incluidos en la inferior. Por sus dimensiones y peso puede ser traccionada manualmente por dos personas. En cada estación de pesca, se realizó un número mínimo de 3 arrastres, siendo el número total de lances en cada estación variable y determinado en función del lance n en el que dejaron de sumarse especies nuevas. El área efectivamente cubierta por cada arrastre es muy variable y dependió de las características de cada sitio (extensión, pendiente, vegetación sumergida, etc.). El área máxima abarcada en cada arrastre fue 15 m^2 que corresponde aproximadamente a un rectángulo de 5 m de largo (tramo lineal de costa recorrida) y 3 m de ancho (frente que ofrece la red en maniobra de arrastre). Los lances se

realizaron sin repetición de lugar y en áreas inmediatamente contiguas. La red de arrastre se utilizó siempre en ambientes muy someros (entorno a 0,50 m de profundidad) y en donde fuera posible la tracción hasta la costa. En algunos casos, en sitios con vegetación flotante, se utilizó una variante de arrastre ascendente, tipo parihuela.

Como arte de pesca pasivo se utilizó un tren de redes de enmalle de monofilamento (Nordic surveynet®). El tren de redes de enmalle, de 30 m de largo y 1,5 m de alto, está compuesto por 12 paños continuos de 5 – 6,25 – 8 – 10 - 12,5 – 15,5 – 19,5 – 24 – 29 – 35 - 43 y 55 mm entre nudos contiguos. Los paños de igual largo cada uno, están dispuestos al azar. En todos los casos las maniobras de pesca se realizaron en ambientes someros de profundidad entre 1,5 m y 2,0 m. El tiempo de calado generalmente fue de 1 o 2 horas y siempre que fue posible en el atardecer.

5.3.4 Tratamiento de las capturas

Inmediatamente a la captura y dadas las características de las muestras obtenidas, de escaso volumen total y tamaño individual de los ejemplares, se aplicaron técnicas de eutanasia de acuerdo con los protocolos nacionales de experimentación animal. El anestésico empleado fue 2-Fenoxietanol en solución acuosa al 0,1 %.

Los ejemplares colectados fueron determinados *in situ* siempre que fue posible a nivel específico, y en todos los casos se registró longitud total (0,1 cm precisión) y peso (0,1 g precisión). Se conservaron muestras en formol 10 % para verificaciones taxonómicas posteriores.

5.3.5 Variables ambientales en los sitios de pesca

En cada estación de pesca se obtuvieron datos de Temperatura (ºC), sólidos totales disueltos STDS (g/l) y conductividad (µS) (Salinómetro ECOSENSE 300), oxígeno disuelto (mg/L) y % de saturación de oxígeno (YSI Model 55), pH (LaMotte, Tracer pocktester) y turbidez (Disco de Secchi).

5.3.6 Variables hidrológicas de registro continuo (Series de registros CARU)

Hidrometría y temperatura

Se seleccionaron los registros de nivel del río (cm), tomados por la CARU (http://rio.caru.org.uy/) con frecuencia diaria, en distintos emplazamientos a lo largo del curso del río. Estos sitios correspondieron a Bella Unión, Embalse de Salto Grande, Aguas abajo del Embalse, Paysandú, Fray Bentos y Nueva Palmira. Los registros hidrométricos se representan (expresados en cm) como la diferencia entre el valor medio del período (enero de 2011 a diciembre de 2013) y cada registro individual, sin efectuarse otras modificaciones a los datos que las realizadas por el proveedor de datos (en este caso la CARU). Los registros de temperatura (ºC) provienen de igual fuente y emplazamientos.

5.3.7 Tratamiento de los datos

Diversidad

Para describir la comunidad de peces en los diferentes sitios de muestreo, se estudiaron las variaciones en la riqueza y abundancia de especies. En el tratamiento de los datos se aplicaron el índice de riqueza S, el índice de diversidad de Shannon (H´) y el índice de riqueza de especies de Margalef (1958). Los índices y coeficientes fueron calculados mediante PAST, programa de paquetes de análisis de datos diversos, de uso gratuito en línea (Hammer, Ø *et al*., 200; http://folk.uio.no/ohammer/past/) usando como insumo los valores de densidad calculados para arrastre (CPUA ind.m^{-2} de área barrida) y enmalle (CPUE ind.m^{-2} batería de redes).

Los resultados se muestran agrupados por campaña (otoño y veranos) y para cada ambiente o tramo (Salto Grande, Esteros de Farrapos e islas y Bocas del río Negro) y para cada estación o sitio de pesca, dentro del tramo. Se presenta también la estima global de cada campaña. En los gráficos la escala de la derecha se refiere a la numerosidad en los arrastres (CPUA ind.m^{-2} de área barrida) y enmalles (CPUE ind.m^{-2} batería de redes) y al número de especies o taxa (S). La escala de la izquierda agrupa los valores de diversidad para cada uno de los índices utilizados, expresados en bits.ind-1, para el índice de Shannon, y de riqueza de especies para el índice de Margalef.

Arrastre (CPUA)

Las densidades de peces se estimaron por el método del área barrida, basado en la suposición de que el arte de pesca, al barrer una superficie determinada, produce una captura proporcional a la densidad de peces en la misma. El cálculo de la CPUA se ajusta al desarrollo presentado en CARU CARP (2012) donde:

$$Cp_{ij} = d_{ij} * a_j * ei,$$

y

$$\hat{d}_{ij} = \frac{Cp_{ij}}{a_j} * e_i = CPUA_{ij} * \frac{1}{e_i}$$

dónde:

Cp_{ij}: captura en n ó peso (g) de la especie i en el lance j
d_{ij}: densidad (n ó g/m^2) de la especie i en el lance j
a_j: área barrida (m^2) en el lance j
e_i: coeficiente de capturabilidad de la especie i (considerado constante para cada especie)
$CPUA_{ij}$: captura por unidad de área de la especie i en el lance j

Las capturas se expresaron como n o peso por m^2 de área barrida (CPUA). Dado que corresponden a cada sitio de pesca n lances, a los efectos del cálculo se consideró la sumatoria de todos los individuos de cada especie (n o peso) capturados en todos los lances realizados en cada sitio de pesca (n lances) y área total barrida obtenida de la sumatoria de las áreas barridas en cada lance realizado en el sitio. Se utilizó en los cálculos 0,5 como valor más probable del coeficiente de capturabilidad en cada lance

Enmalle (CPUE)

Los resultados de los lances con la batería de redes enmalladoras se expresaron como la captura por unidad de esfuerzo (CPUE), en g y nº de peces, considerando como unidad de esfuerzo la batería/1hora de pesca. Se estandarizaron las capturas a 1 m^2 de batería o red. Se presenta en este trabajo exclusivamente la información referida a las CPUE de toda la batería sin discriminar por mallas.

Estimación de áreas potenciales de cría e ictiomasa en el Río Uruguay medio y tramo alto del Bajo Uruguay para el período 2012-2014

Se calculó el área total aproximada para cada sitio de características semejantes en sentido amplio, en donde se ubican las estaciones de muestreo del programa. Esta estimación se hizo para todos los tramos y sitios en margen argentina y uruguaya. Para ello se utilizaron fotografías actualizadas GoogleEarth (Versión libre) En esta versión las imágenes de Salto Grande fueron obtenidas en 2009, en Paysandú - Concepción del Uruguay en 2004 y en 2008 para los restantes sitios considerados. Sobre esas fotografías se calculó la superficie de las áreas que corresponden a áreas inundadas o zonas de vegetación ribereña en donde no se observan cultivos ó infraestructura. Se asume que esas zonas pueden ser inundables en determinados períodos del año, aún cuando no se observe un evento de creciente extraordinaria en donde el área puede ser mayor y ampliarse significativamente.

Se asumió a los efectos de los cálculos, para una primera estimación de la ictiomasa que aportan las áreas relevadas, que solamente el 20 % de la superficie observada en estas imágenes como área inundada o con vegetación ribereña, es la que anualmente podría contribuir con juveniles de peces al ecosistema del Río Uruguay en situación de niveles hidrométricos medios. No se consideró en estos cálculos el área que corresponde a la superficie de agua del río ni las zonas inundadas de los afluentes en sus cuencas altas.

Se consideró para los cálculos de áreas potenciales de cría el tramo bajo del Río Uruguay (Tramo Farrapos o Zona 1) que agruparía en este caso además del tramo Farrapos todos los sitos comprendidos entre la represa de Salto Grande y Fray Bentos-desembocadura del Río Gualeguaychú) y el tramo medio o tramo Embalse de Salto Grande (Zona 2). Se presenta el cálculo de áreas para las zonas 3 y 4 que corresponden respectivamente al margen uruguayo en la desembocadura del Río Negro y al margen argentino entre la proyección en margen argentina de la posición del Bolsón Higuera hasta la desembocadura del Río Gualeguaychú. Estas dos últimas zonas no fueron tenidas en cuenta para los cálculos de área barrida.

Los valores obtenidos de CPUA (g/m^2) para cada estación de muestreo y para todas las especies, se convirtieron a kg/ha a los efectos de la presentación de los resultados de biomasa. La biomasa potencial estimada de juveniles y ejemplares de las tallas muestreadas, surge de la estimación de la densidad encontrada en cada una de las estaciones multiplicada por el área estimada de esa zona asociada.

Elementos de estructura poblacional

En todas las especies capturadas se presentan los rangos de variación de tallas y estadísticos elementales (media, desviación estándar y moda). En el caso de las dos especies migratorias de importancia comercial seleccionadas (boga y sábalo) se analiza la representación de tallas en las capturas, para lo cual se hicieron histogramas de longitudes totales (Lt cm) para cada especie y para el conjunto de los ambientes, campañas y artes de pesca cuando fue posible.

5.4 Resultados y discusión

5.4.1 Análisis de las capturas

En las salidas de campo (2012-2014) se analizaron 6323 individuos, obteniéndose para cada uno de ellos longitud total (Lt cm) y longitud estándar (Ls cm) y pesos (g). Esto correspondió a una captura total en las 3 salidas de 77,6 kg.

Tabla 5.3. Nº de individuos y pesos colectados en el período 2012-2014 en cada salida de campo

Áreas de cría RU	2012	2013	2014	Total
nº individuos	2054	3064	1205	6323
peso total (g)	32684,6	34216,7	10741,9	77643,23

Lista de especies

Se colectaron, con los dos artes de pesca utilizados (arrastre y enmalle), 48 especies de peces en otoño y 64 y 51 en verano de 2013 y 2014 respectivamente (Tabla 5.4). En el marco de este programa se identificaron 120 especies entre 2009 y 2014 de las aproximadamente 160 especies citadas para el río Uruguay (Teixeira et al., 2011).

Characiformes y Siluriformes contuvieron la mayor proporción de familias y especies.

Los Characiformes se distribuyeron en 9 familias (Acestrorhynchidae, Anostoidae, Characidae, Crenuchidae, Curimatidae, Cynodontidae, Erythrinidae, Parodontidae y Prochilodontidae) y un total de 56 especies. Corresponde a la Familia Characidae el mayor número de ellas (34). Se contabilizaron para los Siluriformes 9 familias (Aspredinidae, Auchenipteridae, Callichthydae, Doradidae, Heptapteridae, Loricaridae, Pimelodidae,

Pseudopimelodidae y Stegophilinae) y 34 especies, correspondiendo el mayor número de especies a las familias Loricaridae (14) y Pimelodidae (6) respectivamente.

Las especies que estuvieron presentes en las áreas evaluadas en todas las campañas (verano y otoño), sin discriminar por sitios, tallas o artes de pesca, fueron en el Orden Clupeiformes, *Lycengraulis grossidens.* En Characiformes *Apareiodon affinis, Cyphocharax platanus, C. spilotus, C. voga, Steindachnerina brevipinna, Prochilodus lineatus, Leporinus obtusidens, Schizodon borelli, Astyanax abramis, A.rutilus, Bryconamericus exodon, Characidium rachovii, Charax stenopterus, Galeocharax humeralis, Odontostilbe pequira, Serrasalmus maculatus, Acestrorhynchus pantaneiro* y *Hoplias malabaricus.* En Siluriformes estuvieron siempre presentes *Pimelodella gracilis, Iheringichthys labrosus, Parapimelodus valenciennis, Pimelodus maculatus y Loricariichthys sp.* Por último en Perciformes se encontraron siempre presentes *Pachyurus bonariensis y Crenicichla vittata*.

No se colectaron en ninguna oportunidad ejemplares adultos o juveniles de especies exóticas invasoras como es el caso de *Cyprinus carpio.* Tampoco se capturaron otros Cypriniformes como las carpas herbívoras (*Ctenopharyngodon idella*) y carpa plateada y cabezona (*Hypophtalmitrix nobilis* y *H. molitrix*) o esturiones (*Acipenser* spp). Juveniles de gran porte de estas últimas especies fueron observados en estos tramos del río en diferentes ocasiones aunque no se capturaron nunca en el marco de este programa.

Tabla 5.4. Lista jerárquica de especies recolectadas en el Programa de Áreas de cría de peces en el río Uruguay (CARU) Arrastre y enmalle 2009-2014 y para este período 2012-2014 (0 ausencia y 1 presencia en cada campaña)

Orden	Familia	Nombre científico	Nombre vulgar	may-12	feb-13	feb-14
Myliobatiformes	Potamotrygonidae	*Potamotrygon brachyura* (Günther, 1880)	raya	0	0	0
Clupeiformes	Pristigasteridae	*Pellona flavipinnis* (Valenciennes, 1837)	lacha	1	1	0
Clupeiformes	Clupeidae	*Platanichthys platana* (Regan, 1917)	lachita	0	0	0
Clupeiformes	Clupeidae	*Ramnogaster melanostoma* (Eigenmann, 1907)	sardina	1	0	0
Clupeiformes	Engraulidae	*Lycengraulis grossidens* (Agassiz, 1829)	anchoa	1	1	1
Characiformes	Parodontidae	*Apareiodon affinis* (Steindachner, 1879)	virolo	1	1	1
Characiformes	Curimatidae	Curimatinos sin determinar	sabalito	0	0	0
Characiformes	Curimatidae	*Cyphocharax platanus* (Günther, 1880)	sabalito	1	1	1
Characiformes	Curimatidae	*Cyphocharax spilotus* (Vari, 1987)	sabalito	1	1	1
Characiformes	Curimatidae	*Cyphocharax voga* (Hensel, 1870)	sabalito	1	1	1
Characiformes	Curimatidae	*Steindachnerina biornata* (Braga & Azpelicueta, 1987)	sabalito	0	0	0
Characiformes	Curimatidae	*Steindachnerina brevipinna* (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	sabalito	1	1	1
Characiformes	Curimatidae	*Steindachnerina* sp Fowler, 1906	sabalito	0	0	0
Characiformes	Prochilodontidae	*Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1836)	sábalo	1	1	1
Characiformes	Anostomidae	*Leporinus lacustris* Campos, 1945	boga bocona	0	0	0
Characiformes	Anostomidae	*Leporinus obtusidens* (Valenciennes, 1836)	boga	1	1	1
Characiformes	Anostomidae	*Leporinus striatus* Kner, 1858	boga trompa roja	0	1	1
Characiformes	Anostomidae	*Schizodon borelli* (Boulenger, 1900)	boga lisa	1	1	1
Characiformes	Anostomidae	*Schizodon nasutus* Kner, 1858	boga	0	0	0
Characiformes	Anostomidae	*Schizodon platae* (Garman, 1890)	boga lisa	0	1	0
Characiformes	Characidae	*Aphyocharax anisitsi* Eingenmann & Kennedy, 1903	mojarra de aletas rojas	1	1	0
Characiformes	Characidae	*Astyanax abramis* (Jenyns, 1842)	mojarra pacusa	1	1	1
Characiformes	Characidae	*Astyanax* sp (juvenil) S. F. Baird & Girard, 1854	mojarra	1	0	0
Characiformes	Characidae	*Astyanax* sp 1	mojarra	0	0	0
Characiformes	Characidae	*Astyanax* sp. 1 (cola roja) (*A. rutilus*)	mojarra aleta roja, lambarí	0	1	1
Characiformes	Characidae	*Astyanax* sp. aff. *fasciatus (A.rutilus)*	mojarra	1	1	1
Characiformes	Characidae	*Astyanax* sp 2 (cola amarilla)	mojarra	0	1	0
Characiformes	Characidae	*Astyanax stenohalinus* Messner, 1962	mojarra, tetra	0	1	0
Characiformes	Characidae	*Brycon orbignyanus* (Valenciennes, 1850)	pirapitá, salmón criollo	0	0	0
Characiformes	Characidae	*Bryconamericus* cf. *iheringii*	mojarra	0	1	0
Characiformes	Characidae	*Bryconamericus exodon* Eigenmann in Eigenmann, McAtee & Ward, 1907 (*Bryconamericus* aff. *stramineus*)	mojarra	1	1	1
Characiformes	Characidae	*Bryconamericus ytu* Almirón, Azpelicueta & Casciotta, 2004	mojarra	1	0	0
Characiformes	Characidae	Characidae	dientudo	0	0	0
Characiformes	Characidae	*Charax stenopterus* (Cope, 1894)	dientudo transparente	1	1	1
Characiformes	Characidae	*Cheirodon ibicuhiensis* Eigenmann, 1915	mojarrita	1	0	0
Characiformes	Characidae	*Cheirodon* sp Girard, 1855 *(Cheirodon interruptus*)	mojarrita, tetra uruguayo	0	1	1
Characiformes	Characidae	*Cynopotamus argenteus* (Valenciennes, 1836)	dientudo jorobado	1	1	0
Characiformes	Characidae	*Galeocharax humeralis* (Valenciennes, 1834)	dientudo	1	1	1
Characiformes	Characidae	*Heterocheirodon yatai* Casciotta, Miquelarena and Protogino, 1992	piava, tetra	0	0	0
Characiformes	Characidae	*Hyphessobrycon* cf. *anisitsi*	mojarra	0	1	0
Characiformes	Characidae	*Hyphessobrycon luetkenii* (Boulenger, 1887)	mojarra, tetra	0	0	1
Characiformes	Characidae	*Hyphessobrycon* sp Durbin, 1908	mojarra	0	0	0
Characiformes	Characidae	*Odontostilbe pequira* (Steindachner, 1882)	piava, tetra	1	1	1
Characiformes	Characidae	*Oligosarcus oligolepis* (Steindachner, 1867)	dientudo	0	1	1
Characiformes	Characidae	*Oligosarcus jenynsii* (Günther, 1864)	dientudo	1	1	0
Characiformes	Characidae	*Oligosarcus* sp. (juvenil)	dientudo	0	0	1
Characiformes	Characidae	*Pseudocorynopoma doriae* Perugia, 1891	mojarra de velo	0	0	0
Characiformes	Characidae	*Pygocentrus nattereri* Kner, 1858	piraña mora	0	0	1
Characiformes	Characidae	*Roeboides* sp. Günther, 1864	dientudo	0	1	0
Characiformes	Characidae	*Salminus brasiliensis* (Cuvier, 1816)	dorado	1	1	1
Characiformes	Characidae	*Serrapinnus calliurus* (Boulenger, 1900)	lambarí, mojarra curvada	1	0	0
Characiformes	Characidae	*Serrapinnus sp.* L. R. Malabarba, 1998	lambari	0	0	0
Characiformes	Characidae	*Serrasalmus maculatus* Kner, 1848	piraña amarilla	1	1	1
Characiformes	Characidae	*Serrasalmus spilopleura* Kner, 1858	piraña amarilla	0	0	0
Characiformes	Characidae	*Serrasalums* sp juvenil Lacepède, 1803	piraña amarilla	0	1	1
Characiformes	Crenuchidae	*Characidium rachovii* Regan, 1913	mariposita, mojarrita, tritolo	1	1	1
Characiformes	Crenuchidae	*Characidium* sp.(Reinhardt, 1867)	mariposita	0	1	0
Characiformes	Crenuchidae	*Characidium tenue* (Cope, 1894)	mojarrita, tritolo	1	0	0
Characiformes	Crenuchidae	*Characidium zebra* Eigenmann, 1909	mariposita, lambarí	0	0	1
Characiformes	Acestrorhynchidae	*Acestrorhynchus pantaneiro* Menezes, 1992	dientudo paraguayo	1	1	1
Characiformes	Cynodontidae	*Rhaphiodon vulpinus* Agassiz, 1829	chafalote	0	1	0
Characiformes	Erythrinidae	*Hoplias lacerdae* Ribeiro, 1908	tararira	0	0	0
Characiformes	Erythrinidae	*Hoplias malabaricus* (Bloch, 1801)	tararira	1	1	1
Characiformes	Erythrinidae	*Hoplias* sp. (juvenil) T. N. Gill, 1903	tararira	0	0	0

Tabla 5. 4. (continuación). Lista jerárquica de especies recolectadas en el Programa de Áreas de cría de peces en el río Uruguay (CARU) Arrastre y enmalle 2009-2014 y para este período 2012-2014 (0 ausencia y 1 presencia en cada campaña).

Orden	Familia	Nombre científico	Nombre vulgar	may-12	feb-13	feb-14
Siluriformes	Pseudopimelodidae	*Microglanis* sp.C. H. Eigenmann, 1912	manguruyú de las piedras	0	0	0
Siluriformes	Pseudopimelodidae	*Pseudopimelodus mangurus* (Valenciennes, 1835)	manguruyú	0	0	1
Siluriformes	Heptapteridae	*Pimelodella gracilis* (Valenciennes in d' Orbigny, 1835)	bagrecito	1	1	1
Siluriformes	Heptapteridae	*Rhamdia quelen* (Quoy & Gaimard, 1824)	bagre negro, bagre sapo	0	0	0
Siluriformes	Pimelodidae	*Iheringichthys labrosus* (Lütken, 1874)	bagre trompudo	1	1	1
Siluriformes	Pimelodidae	*Parapimelodus valenciennis* (Lütken, 1874)	porteñito	1	1	1
Siluriformes	Pimelodidae	*Pimelodus maculatus* Lacepède, 1803	bagre amarillo	1	1	1
Siluriformes	Pimelodidae	*Pimelodus* sp. (juvenil) Lacepède, 1803	bagre amarillo	0	1	0
Siluriformes	Pimelodidae	*Pseudoplatystoma corruscans* (Agassiz, 1829)	surubí	0	0	0
Siluriformes	Doradidade	*Rhinodoras dorbignyi (Kner, 1855)*	marieta	0	0	0
Siluriformes	Auchenipteridae	*Ageneiosus militaris* Valenciennes, 1835	manduví	0	1	0
Siluriformes	Auchenipteridae	*Auchenipterus nigripinnis* (Boulenger, 1895)	buzo	1	0	0
Siluriformes	Auchenipteridae	*Auchenipterus* sp. Valenciennes, 1840	buzo	0	1	0
Siluriformes	Auchenipteridae	*Trachelyopteru s galeatus* (Linnaeus, 1766))	torito	0	1	0
Siluriformes	Aspredinidae	*Bunocephalus* sp.Kner, 1855	guitarrita	0	1	1
Siluriformes	Stegophilinae	*Homodiaetus anisitsi* Eigenmann & Ward, 1907	chupa-chupa	0	0	0
Siluriformes	Callichthydae	*Corydoras paleatus* (Jenyns, 1842)	doradillo	1	1	0
Siluriformes	Callichthydae	*Corydoras aeneus* (Gill, 1858)	tachuela	0	0	0
Siluriformes	Callichthydae	*Callichthys callichthys* (Linnaeus, 1758)	cascarudo	0	0	0
Siluriformes	Loricariidae	*Hisonotus* sp. C. H. Eigenmann & R. S. Eigenmann, 1889	limpiavidrio	1	0	0
Siluriformes	Loricariidae	*Otocinclus arnoldi Regan, 1909*	limpiavidrio	0	0	0
Siluriformes	Loricariidae	*Otocinclus* sp. (Cope, 1871)	limpiavidrio	0	1	0
Siluriformes	Loricariidae	*Hypostomus commerson* i Valenciennes, 1836	vieja de agua, vieja negra	1	0	0
Siluriformes	Loricariidae	*Hypostomus aspilogaster (Cope, 1894)*	vieja de agua	0	1	1
Siluriformes	Loricariidae	*Hypostomus* sp. Lacépède, 1803	vieja de agua	0	0	0
Siluriformes	Loricariidae	*Loricariichthys anus* (Valenciennes, 1835)	vieja de agua sin cola	1	0	0
Siluriformes	Loricariidae	*Loricariichthys melanocheilus Reis & Pereira, 2000*	vieja de agua	1	1	0
Siluriformes	Loricariidae	*Loricariichthys platymetopon* Isbrucker & Nijsen, 1979	vieja de agua	0	0	1
Siluriformes	Loricariidae	*Loricariichthys* sp. Bleeker, 1862	vieja de agua	1	1	1
Siluriformes	Loricariidae	*Rhinelepis* sp.Agassiz, 1829	vieja negra	0	0	0
Siluriformes	Loricariidae	*Paraloricaria* sp. Isbrücker, 1979 (*Paraloricaria vetula*)	vieja de cola larga, látigo largo	0	0	0
Siluriformes	Loricariidae	*Rineloricaria parva (Boulenger, 1895) (= Hemiloricaria parva?)*	vieja de agua	0	0	1
Gymnotiformes	Sternopygidae	*Eigenmannia virescens* (Valenciennes, 1836)	banderita, señorita	0	1	1
Gymnotiformes	Hypopomidae	*Brachyhypopomus gauderio* Giora & Malabarba, 2009	bombilla	0	0	1
Gymnotiformes	Hypopomidae	*Brachyhypopomus bombilla* (Loureiro & Silva, 2006)	bombilla, morenita	0	0	1
Cyprinodontiformes	Poeciliidae	*Phalloceros caudimaculatus* (Hensel, 1868)	madrecita	0	0	0
Cyprinodontiformes	Poeciliidae	*Cnesterodon decemmaculatus* (Jenyns, 1842)	madrecita	0	0	0
Cyprinodontiformes	Anablepidae	*Jenynsia multidentata* (Jenyns, 1842)	madrecita	0	0	0
Synbranchiformes	Synbranchidae	*Synbranchus marmoratus* Bloch, 1795	anguila criolla	0	0	0
Perciformes	Sciaenidae	*Pachyurus bonariensis* Steindachner, 1879	corvina de río	1	1	1
Perciformes	Cichlidae	*Apistogramma commbrae* (Eigenmann, 1906)	corumbá	0	1	1
Perciformes	Cichlidae	*Australoheros facetus* (Jenyns, 1842)	castañeta	0	1	0
Perciformes	Cichlidae	*Australoheros scitulus* (Rícan & Kullander, 2003)	castañeta	0	0	0
Perciformes	Cichlidae	*Cichlasoma dimerus (Heckel, 1840)*	castañeta	0	1	1
Perciformes	Cichlidae	*Crenichla missioneira* Lucena & Kullander, 1992	cabeza amarga	1	0	0
Perciformes	Cichlidae	*Crenicichla lepidota* Heckel 1840	cabeza amarga	0	1	1
Perciformes	Cichlidae	*Crenicichla scottii* (Eigenmann, 1907)	cabeza amarga	0	0	0
Perciformes	Cichlidae	*Crenicichla* sp.(Heckel, 1840)	cabeza amarga	0	1	0
Perciformes	Cichlidae	*Crenicichla vittata* Heckel, 1840	cabeza amarga	1	1	1
Perciformes	Cichlidae	*Gymnogeophagus australis* (Eigenmann, 1907)	castañeta	1	1	0
Perciformes	Cichlidae	*Gymnogeophagus balzanii* (Perugia, 1891)	castañeta	1	1	0
Perciformes	Cichlidae	*Gymnogeophagus meridionalis* Reis & Malabarba, 1988	castañeta	0	0	1
Perciformes	Cichlidae	*Gymnogeophagus* sp. Eigenmann , 1907	castañeta	0	1	0
Pleuronetctiformes	Achiridae	*Catathyridium jenynsii* (Günther, 1862)	lenguado	1	1	1
Atheriniformes	Atherinidade	*Odontesthes perugiae* Evermann & Kendall, 1906	pejerrey picudo	0	0	1
Atheriniformes	Atherinidade	*Odontesthes* sp. Evermann and Kendall, 1906	pejerrey	1	0	0
Total				48	64	51

Se presenta como anexo (Anexo 1) una categorización de las especies, en función de sus hábitat principales, características migratorias y otros criterios, que se utiliza como insumo para agrupamientos para el análisis de amenazas (de acuerdo a Salafsky et al., 2008, en Clavijo et al., 2013. No se profundiza la discusión en el texto dado que parece necesario revisar la lista y construir una nueva lista consensuada entre los países (Argentina y Uruguay).

Diversidad arrastre y enmalle

Número de especies (S)

En el arrastre para el conjunto de campañas, el número de especies presentes fue mayor en las campañas de verano (47 y 41 especies para el verano 12- 13 y verano del 13-14 respectivamente) en relación a las 27 especies recolectadas durante el Otoño de 2012. La desagregación por ambientes muestra una predominancia del número de taxones presentes en SG sobre los ambientes ubicados aguas abajo.

En el enmalle, el verano de 12-13 recoge un máximo de 50 especies, frente a 36 encontradas durante el otoño de 2012 y 21 correspondientes a verano del 13-14.

Excepto para el verano de 13-14 donde predomina SG, el número de especies es ligeramente mayor para los tramos inferiores del río frente a SG. Cuando se ha muestreado en las bocas de RN se encuentran valores similares en los dos últimos ambientes.

Diversidad específica H'

En el **arrastre** los tramos o ambientes muestreados (EF y SG) dan valores de H' entre 2,5 y 2,3 para las campañas de Verano 2013 y 2014 y de 1,15 para la de Otoño.

En lo que refiere al **enmalle**, donde se muestrean 3 ambientes (EF, RN y SG) dan valores de H' entre 2,1 y 2,2, para otoño y verano de 2012 y más bajos en el verano de 2013 (1,7), no habiéndose muestreado RN en 2014.

Del análisis de cada campaña, tramo y sitios dentro del tramo se observa que en **Salto Grande** (SG) los arrastres muestran valores cercanos de H entre las campañas otoño y verano de 2012 (2,57 y 2,64 respectivamente), y superiores a los del verano de 2013 (2,12). La distribución anterior se mantiene en los enmalles (2,44, 2,32 y 2,17). En conjunto el ambiente de SG, se comporta de manera más homogénea. Las contribuciones de cada lugar muestreado para la totalidad de las campañas, indicarían un gradiente ordenado de la siguiente manera: Villa Constitución > Arapey > Mocoretá > Belén, con algunas excepciones, tanto para los arrastres como para los enmalles.

En **Esteros de Farrapos e islas** (EF) los arrastres dan valores de H' más próximos para las campañas de Verano 2013 y 2014 (1,95 y 1.36) y un valor algo menor para el Otoño de 2012 (1,14). Los enmalles muestran un comportamiento diferente con valores elevados (2,66 y 2,47 para Otoño y verano de 2012) y más bajo (1,96) para el verano de 2013. Es en este ambiente donde los enmalles presentan valores de H' más elevados que los obtenidos mediante los arrastres.

En las **Bocas del Río Negro** en el río Uruguay (RN) solo se cuenta con enmalles durante el otoño 2012 y el verano de 13, obteniéndose valores de diversidad más elevados en la campaña de verano (1,688) que en la de Otoño de 2012.

Índice de Margalef

En la mayoría de situaciones, tanto para arrastres como para enmalles, el índice acumulado por ambientes arroja valores mayores que los obtenidos en cada estación de muestreo. No obstante durante la campaña de otoño de 2012, Villa Constitución, Cambacuá 2 e Isla Soriano, así como en Villa Constitución para el Verano de 2013, dan valores más elevados que el conjunto de estaciones de cada ambiente. Estas excepciones del comportamiento usual del índice, solo se han observado cuando se utilizan los enmalles.

Las tablas y figuras para cada índice, arte de pesca, campaña y tramo evaluado se muestran ordenadamente en los apartados que siguen con su correspondiente identificación.

Diversidad arrastres: Otoño 2012

Tabla 5.5. Arrastres, Otoño 2012. Conteos de Especies (Taxa_S), Numerosidad (Individuals), Índice de Diversidad de Shannon (Shannon_H) e Índice de diversidad de Margalef (Margalef), para cada sitio y ambiente muestreado.

AO 2012	Saladero Viejo	Cambacua	Mocoreta	Belen	Villa Constitucion	Arapey	EF	SG	EF + SG
	23-may-12	22-may-12	21-may-12	21-may-12	20-may-12	20-may-12	Otoño 2012	Otoño 2012	Otoño 2012
	EF	EF	SG	SG	SG	SG			
	Otoño 2012	Otoño 2012	Otoño 2012	Otoño 2012	Otoño 2012	Otoño 2012	Otoño 2012	Otoño 2012	Otoño 2012
	CPUA	CPUA	CPUA	CPUA	CPUA	CPUA	CPUA	CPUA	CPUA
	ind/m2	ind/m2	ind/m2	ind/m2	ind/m2	ind/m2	ind/m2	ind/m2	ind/m2
Taxa_S	10,000	11,000	15,000	1,000	8,000	7,000	14,000	24,000	26,000
Individuals	6,420	5,106	6,105	7,133	1,814	0,508	11,531	15,563	20,672
Shannon_H	1,100	0,974	1,106	0,000	1,635	1,424	1,147	1,168	1,151
Margalef	1,027	1,171	1,606	0,000	0,933	0,963	1,390	2,383	2,516

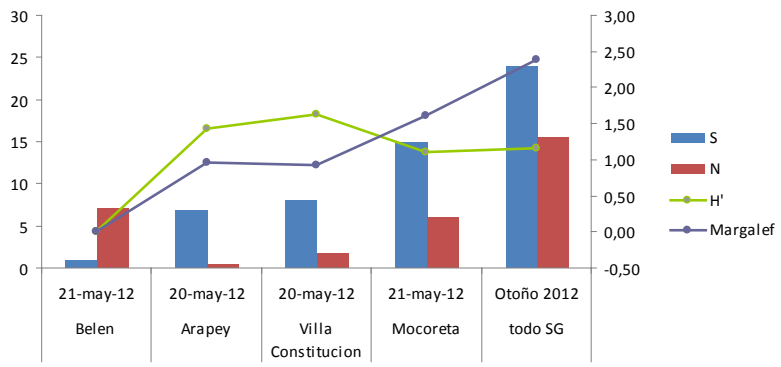


Figura 5.3. Otoño de 2012, ambiente de Salto Grande (SG)

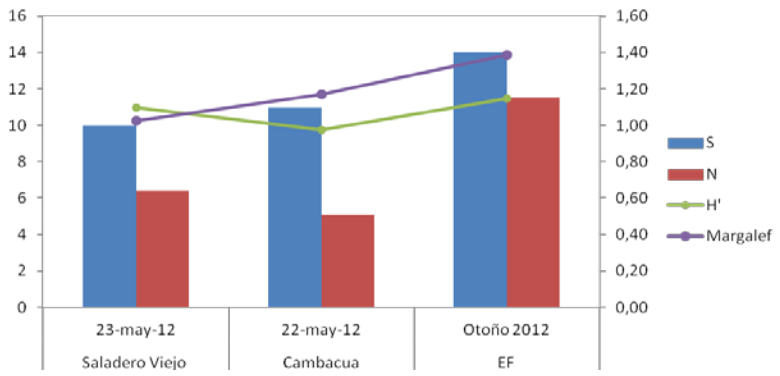


Figura 5.4. Otoño de 2012, ambiente de Esteros de Farrapos e islas (EF)

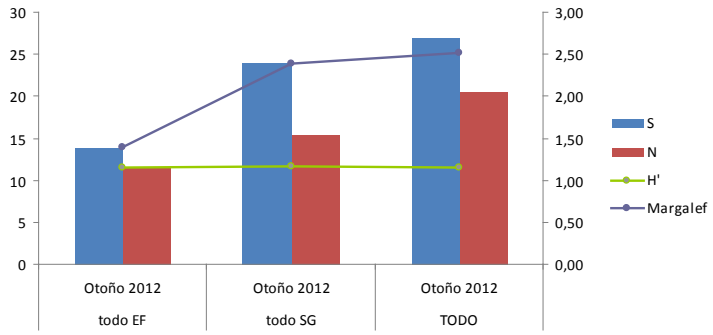


Figura 5.5. Otoño de 2012, ambiente de Esteros de Farrapos e islas (EF), embalse de Salto Grande (SG) y suma de ambientes (SG +EF)

Diversidad arrastres: Verano 2012-2013

Tabla 5.6. Arrastres, Verano 2012- 2013. Conteos de Especies (Taxa_S), Numerosidad (Individuals), Índice de Diversidad de Shannon (Shannon_H) e Índice de diversidad de Margalef (Margalef), para cada sitio y ambiente muestreado.

AV 1213	Riacho San Roman	Ensenada Farrapos	Mocoreta	Belen	Villa Constitucion	EF	SG	EF + SG
	3-feb-13	3-feb-13	2-feb-13	2-feb-13	1-feb-13	Verano 12 13	Verano 12 13	Verano 12 13
	EF	EF	SG	SG	SG			
	CPUA	CPUA	CPUA	CPUA	CPUA	CPUA	CPUA	CPUA
	ind/m2	ind/m2	ind/m2	ind/m2	ind/m2	ind/m2	ind/m2	ind/m2
Taxa_S	10	22	18	8	32	25	38	47
Individuals	11,796	3,1	14,347	4,262	20,379	14,898	38,998	53,907
Shannon_H	0,5774	2,685	1,945	1,048	2,557	1,36	2,662	2,519
Margalef	0,9599	2,612	1,776	0,8376	3,124	2,498	3,5	4,222

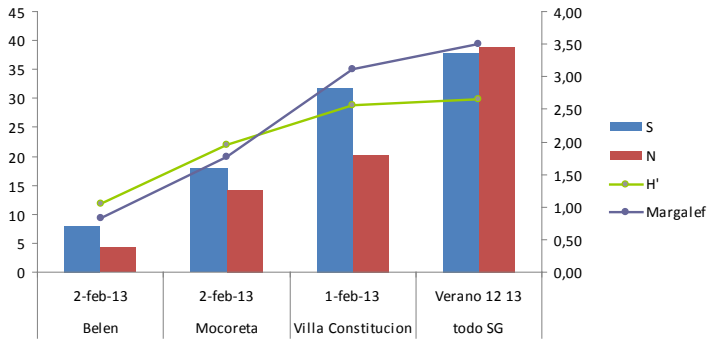


Figura 5.6. Verano de 2012-13, ambiente de Salto Grande (SG)

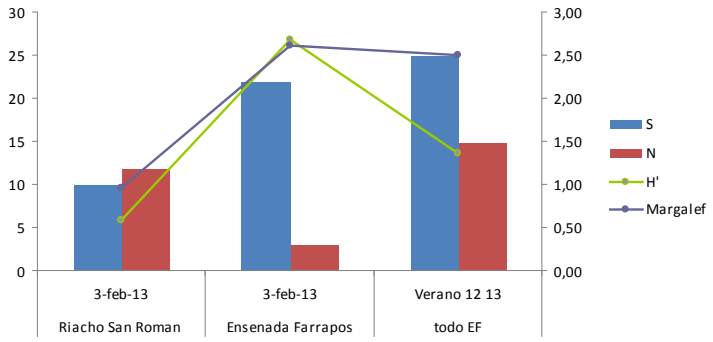


Figura 5.7. Verano de 2012-13, ambiente de Esteros de Farrapos e islas (EF)

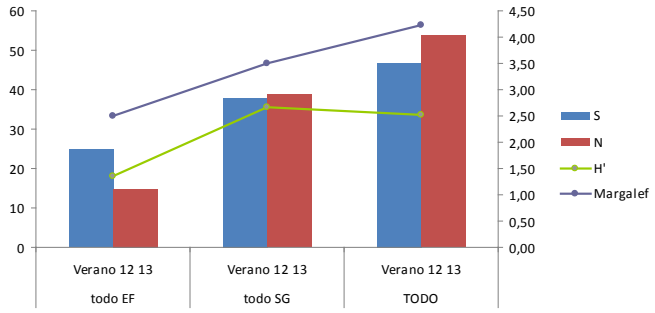


Figura 5.8. Verano de 2012-13, ambiente de Esteros de Farrapos e islas (EF), embalse de Salto Grande (SG) y suma de ambientes (SG +EF)

Diversidad arrastres: Verano 2013-2014

Tabla 5.7. Arrastres, Verano 2013-2014. Conteos de Especies (Taxa_S), Numerosidad (Individuals), Índice de Diversidad de Shannon (Shannon_H) e Índice de diversidad de Margalef (Margalef), para cada sitio y ambiente muestreado.

AV 13 14	Frente San Javier	Cambacua Fondo	Cambacua Boca	Villa Constitucion	Belen	EF	SG	EF + SG
	1-feb-14	31-ene-14	31-ene-14	30-ene-14	30-ene-14	Verano 13 14	Verano 13 14	Verano 13 14
	EF	EF	EF	SG	SG			
	CPUA	CPUA	CPUA	CPUA	CPUA	CPUA	CPUA	CPUA
	ind/m2	ind/m2	ind/m2	ind/m2	ind/m2	ind/m2	ind/m2	ind/m2
Taxa_S	13	17	13	8	21	28	23	41
Individuals	2,775	73,326	2,161	3,298	11,993	78,266	15,292	93,562
Shannon_H	2,36	1,815	2,09	1,677	2,403	1,957	2,572	2,299
Margalef	1,514	1,428	1,563	0,8641	2,129	2,396	2,283	3,495

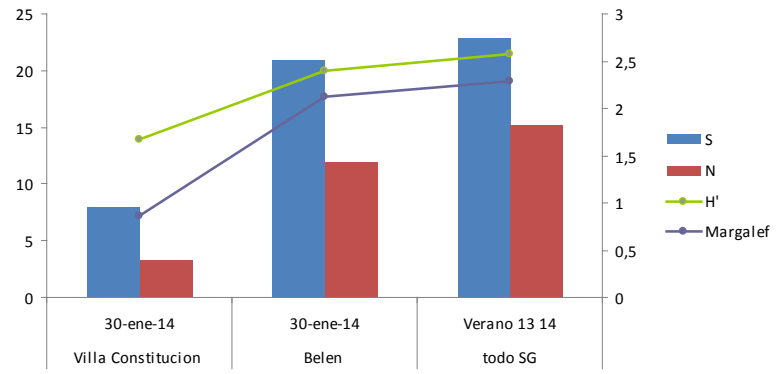


Figura 5.9. Verano de 2013-14, ambiente de Salto Grande (SG)

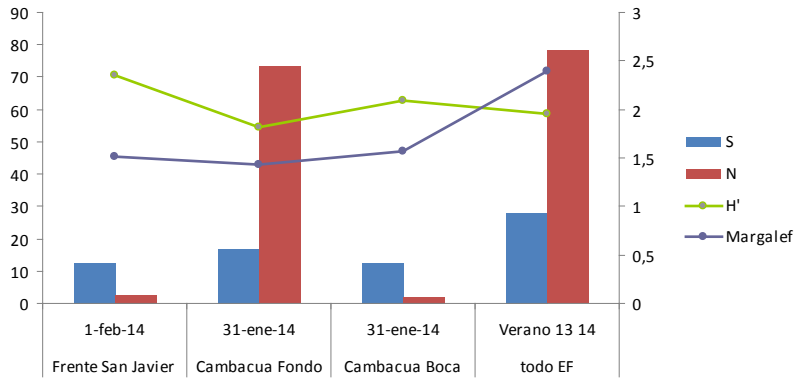


Figura 5.10. Verano de 2013-14, ambiente de Esteros de Farrapos e islas (EF)

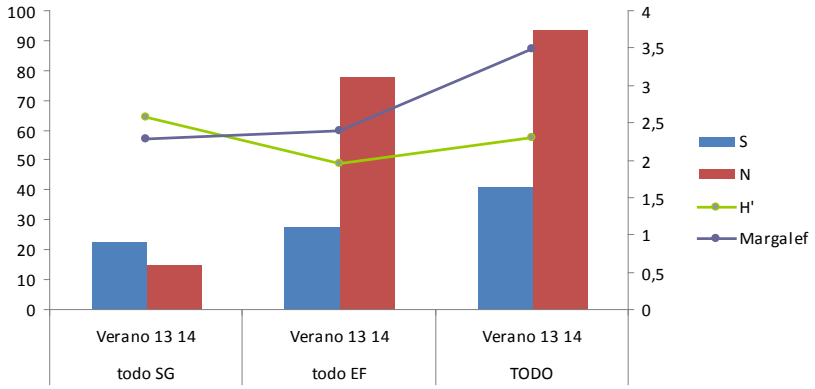


Figura 5.11. Verano de 2013-14, ambiente de Esteros de Farrapos e islas (EF), embalse de Salto Grande (SG) y suma de ambientes (SG +EF)

Diversidad enmalles: Otoño 2012

Tabla 5.8. Enmalles, Otoño 2012. Conteos de Especies (Taxa_S), Numerosidad (Individuals), Índice de Diversidad de Shannon (Shannon_H) e Índice de diversidad de Margalef (Margalef), para cada sitio y ambiente muestreado.

EO2012	Villa Constitucion	Arapey	Villa Constitución	Belen	Mocoreta	Cambacua1	Cambacua2	Ensenada Farrapos	Riacho San Roman
1	19-may-12	20-may-12	20-may-12	21-may-12	22-may-12	22-may-12	23-may-12	23-may-12	23-may-12
	CPUE	CPUE	CPUE	CPUE	CPUE	CPUE	CPUE	CPUE	CPUE
	ind/m2	ind/m2	ind/m2	ind/m2	ind/m2	ind/m2	ind/m2	ind/m2	ind/m2
Taxa_S	6	11	15	2	8	10	15	10	5
Individuals	0,479	0,555	0,106	0,066	0,287	0,824	0,092	0,639	0,079
Shannon_H	1,273	2,193	2,616	0,6903	1,585	1,099	2,239	1,141	1,303
Margalef	0,8101	1,583	3,002	0,2387	1,237	1,34	3,096	1,393	0,9154

EO2012	Isla Soriano	Frente Villa Soriano	Isla Santiago Grande	Isla Santiago Chico	Rincón de La Higuera	EF	SG	RN	SG + EF + RN
2	24-may-12	24-may-12	25-may-12	25-may-12	25-may-12	Otoño 2012	Otoño 2012	Otoño 2012	Otoño 2012
	CPUE	CPUE	CPUE	CPUE	CPUE	CPUE	CPUE	CPUE	CPUE
	ind/m2	ind/m2	ind/m2	ind/m2	ind/m2	ind/m2	ind/m2	ind/m2	ind/m2
Taxa_S	16	12	5	4	4	22	20	22	36
Individuals	0,15	0,45	0,145	0,609	0,89	1,644	1,501	2,25	5,409
Shannon_H	1,497	1,834	1,096	0,7804	0,1761	1,351	2,445	1,197	2,096
Margalef	2,994	1,801	0,8037	0,4679	0,4417	2,836	2,598	2,721	4,072

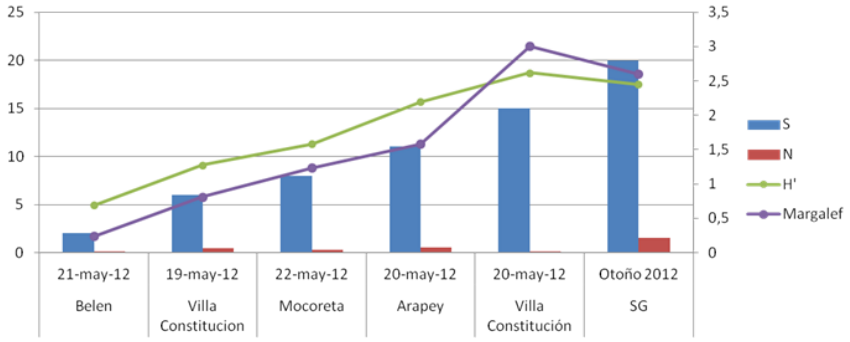


Figura 5.12. Otoño de 2012, ambiente de Salto Grande (SG)

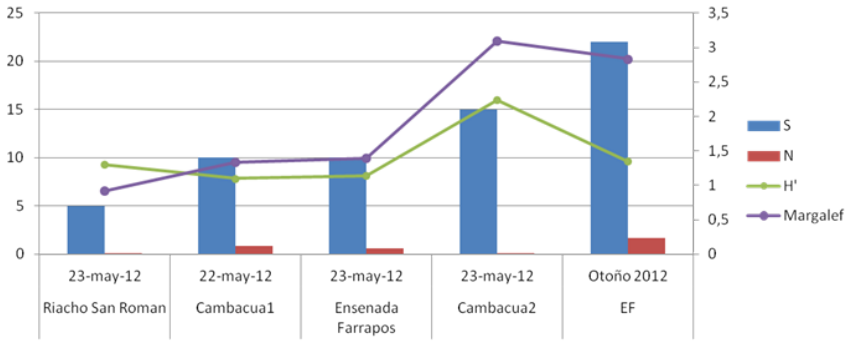


Figura 5.13. Otoño de 2012, ambiente de Esteros de Farrapos e islas (EF)

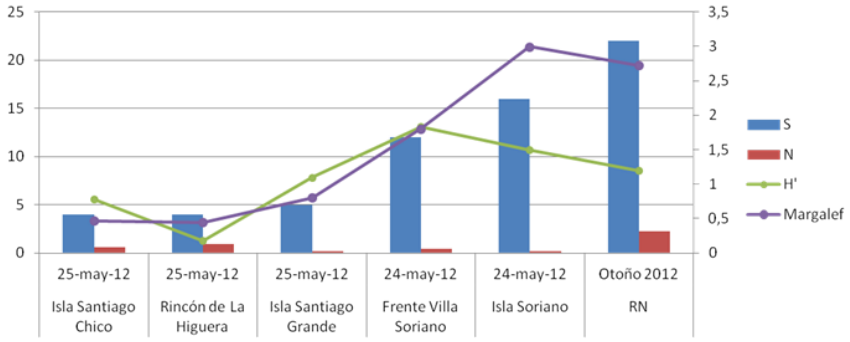


Figura 5.14. Otoño de 2012, ambiente de bocas del río Negro (RN)

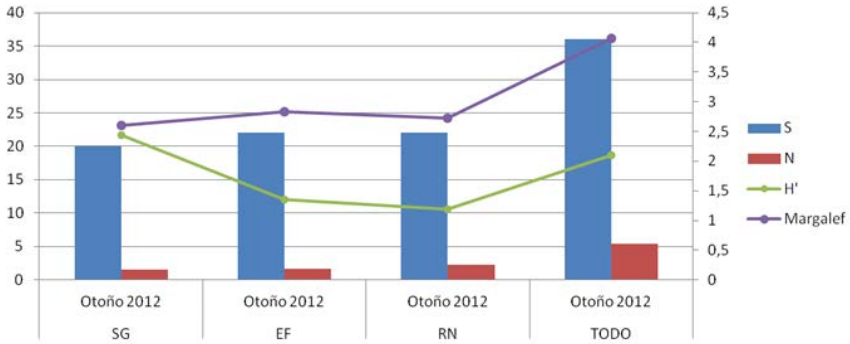


Figura 5.15. Otoño de 2012, ambiente de Esteros de Farrapos e islas (EF), bocas del río Negro (RN), embalse de Salto Grande (SG) y suma de ambientes (SG +EF + RN)

Diversidad enmalles: Verano 2012-2013

Tabla 5.9. Enmalles, Verano 2012-2013. Conteos de Especies (Taxa_S), Numerosidad (Individuals), Índice de Diversidad de Shannon (Shannon_H) e Indice de diversidad de Margalef (Margalef), para cada sitio y ambiente muestreado.

EV1213	Villa Constitucion	Belen	Mocoreta	Laguna Cambacua	Ensenada Farrapos	Riacho San Román
1	1-feb-13	2-feb-13	2-feb-13	3-feb-13	3-feb-13	3-feb-13
	CPUE	CPUE	CPUE	CPUE	CPUE	CPUE
	ind/m2	ind/m2	ind/m2	ind/m2	ind/m2	ind/m2
Taxa_S	28	10	10	24	20	4
Individuals	0,253	0,53	0,998	0,718	3,246	0,448
Shannon_H	2,381	1,642	1,914	1,619	1,848	0,8738
Margalef	4,879	1,435	1,303	3,497	2,35	0,4914

Tabla 5.9 (continuación) Enmalles, Verano 2012-2013. Conteos de Especies (Taxa_S), Numerosidad (Individuals), Índice de Diversidad de Shannon (Shannon_H) e Índice de diversidad de Margalef (Margalef), para cada sitio y ambiente muestreado.

EV1213	Islote Filete (FVS)	Islote Filete Bolsa (FVS)	Laguna de las Tarariras (FVS)	Rincón de la Higuera (Bolson)	Rincón de la Higuera (Saco)	EF	SG	RN	SG + EF + RN
2	4-feb-13	4-feb-13	4-feb-13	5-feb-13	5-feb-13	Verano 12 13	Verano 12 13	Verano 12 13	Verano 12 13
	CPUE	CPUE	CPUE	CPUE	CPUE	CPUE	CPUE	CPUE	CPUE
	ind/m2	ind/m2	ind/m2	ind/m2	ind/m2	ind/m2	ind/m2	ind/m2	ind/m2
Taxa_S	8	5	23	9	9	32	29	32	50
Individuals	0,076	0,235	6,166	1,887	1,364	4,416	1,79	9,734	15,957
Shannon_H	1,037	1,515	1,911	0,4571	0,9394	1,889	2,325	1,688	2,177
Margalef	1,616	0,7327	2,521	1,061	1,108	3,694	3,738	3,376	5,063

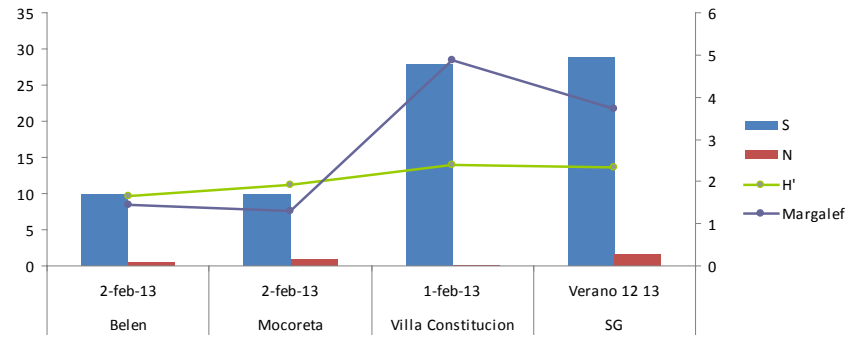


Figura 5.16. Verano de 2012-13, ambiente de Salto Grande (SG)

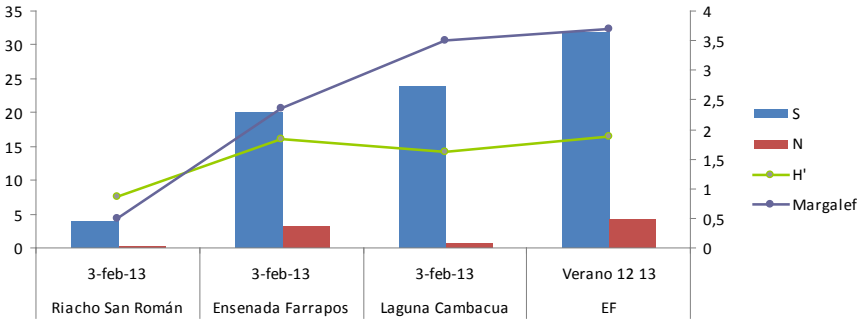


Figura 5.17. Verano de 2012-13, ambiente de Esteros de Farrapos e islas (EF)

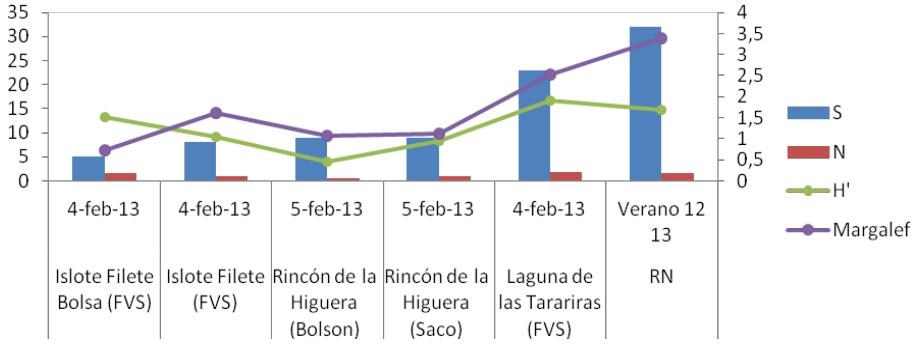


Figura 5.18. Verano de 2012-13, ambiente de bocas del río Negro (RN)

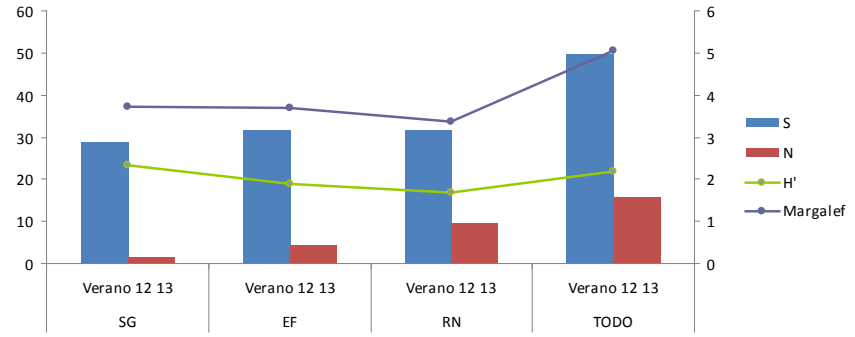


Figura 5.19. Verano de 2012-13, ambiente de Esteros de Farrapos e islas (EF), embalse de Salto Grande (SG) y suma de ambientes (SG +EF)

Diversidad enmalles: Verano 2013-2014

Tabla 5.10. Enmalles, Verano 2013-2014. Conteos de Especies (Taxa_S), Numerosidad (Individuals), Índice de Diversidad de Shannon (Shannon_H) e Índice de diversidad de Margalef (Margalef), para cada sitio y ambiente muestreado.

EV1314	Villa Constitucion	Belen	Isla Cambacua	Frente San Javier	EF	SG	EF + SG
	29-ene-14	30-ene-14	31-ene-14	1-feb-14	Verano 13 14	Verano 13 14	Verano 13 14
	CPUE	CPUE	CPUE	CPUE	CPUE	CPUE	CPUE
	ind/m2	ind/m2	ind/m2	ind/m2	ind/m2	ind/m2	ind/m2
Taxa_S	12	10	11	7	14	17	21
Individuals	0,447	2,463	4,957	0,686	5,645	2,91	8,561
Shannon_H	1,86	1,649	0,8952	1,712	1,227	1,976	1,709
Margalef	1,803	1,152	1,175	0,9187	1,505	2,006	2,209

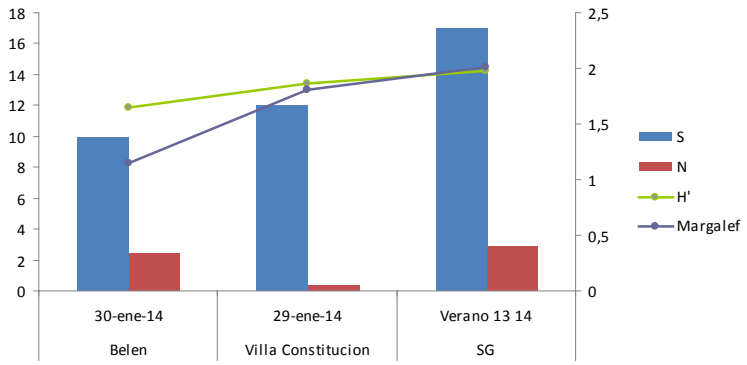


Figura 5.20. Verano de 2013-14, ambiente de Salto Grande (SG)

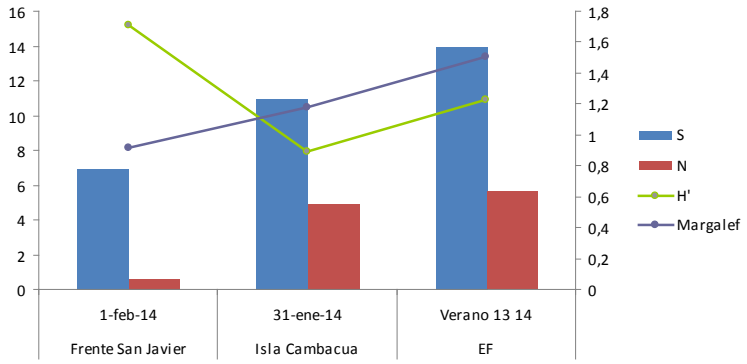


Figura 5.21. Verano de 2013-14, ambiente de Esteros de Farrapos e islas (EF)

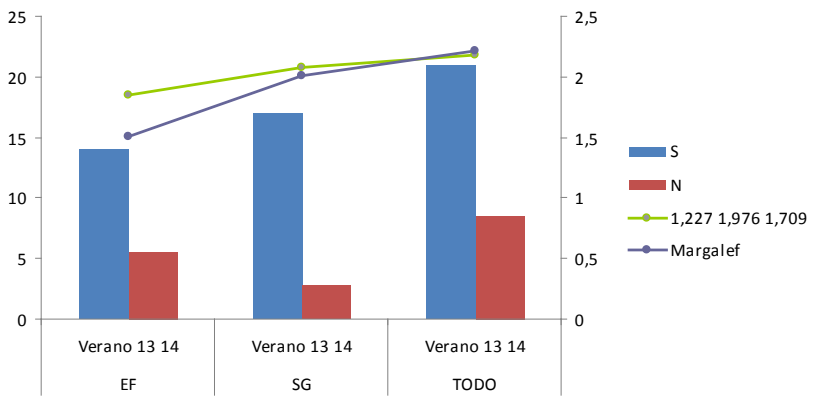


Figura 5.22. Verano de 2013-14, ambiente de Esteros de Farrapos e islas (EF), embalse de Salto Grande (SG) y suma de ambientes (SG +EF)

Densidad de peces: Arrastre y enmalle

Densidad de peces: Arrastre (CPUA)

Se presenta la captura expresada en nº de individuos y peso (g) por unidad de área (m^2) para cada sitio de pesca relevado por arrastre en las diferentes salidas de campo (Tablas 11, 12 y 13). En lo que refiere a la lectura comparativa de los valores de CPUA presentados en este informe 2012-2014 y los presentados para el bienio anterior 2010-2012, debe aplicarse a estos últimos un factor de conversión =x4 (valor CPUA $_{2010\text{-}2012}$ x 4).

Tabla 5.11. Densidad de peces: Arrastre (CPUA) Otoño 2012 (individuos y g/m^2) de todas las especies en cada sitio de pesca.

A O 12	Saladero Viejo Otoño 2012 EF 23-may-12 CPUA ind/m2	Saladero Viejo Otoño 2012 EF 23-may-12 CPUA gr/m2	Laguna Cambacua Otoño2012 EF 22-may-12 CPUA ind/m2	Laguna Cambacua Otoño2012 EF 22-may-12 CPUA gr/m2	Mocoreta Otoño 2012 SG 21-may-12 CPUA ind/m2	Mocoreta Otoño 2012 SG 21-may-12 CPUA gr/m2	Belen Otroño 2012 SG 21-may-12 CPUA ind/m2	Belen Otroño 2012 SG 21-may-12 CPUA gr/m2	Villa Constitucion Otoño 2012 SG 20-may-12 CPUA ind/m2	Villa Constitucion Otoño 2012 SG 20-may-12 CPUA gr/m2	Arapey Otoño 2012 SG 20-may-12 CPUA ind/m2	Arapey Otoño 2012 SG 20-may-12 CPUA gr/m2
	A sal O 12 F	A sal O 12 F	A cal O 12 F	A cal O 12 F	A moc O 12 S	A moc O 12 S	A bel O 12 S	A bel O 12 S	A con O 12 S	A con O 12 S	A ara O 12 S	A ara O 12 S
Apareiodon affinis	0,400	1,858	0,356	1,062	0,022	0,029			0,733	13,737		
Aphyocharax anisitsi					0,067	0,018						
Astyanax abramis	0,089	0,893	0,044	0,622	0,022	0,020						
Astyanax sp. aff. fasciatus	0,089	0,680	0,222	1,191	0,933	1,164						
Bryconamericus exodon	4,293	4,373	3,955	3,369	4,289	3,131	7,133	2,113	0,217	0,100	0,022	0,024
Bryconamericus ytu	0,089	0,311	0,044	0,102								
Catathyridium jenynsii									0,050	0,093	0,044	0,140
Characidium rachovii					0,022	0,013						
Characidium tenue			0,044	0,053	0,289	0,193						
Cheirodon ibicuhiensis					0,022	0,022						
Corydoras paleatus											0,067	0,153
Crenicichla vittata	0,044	0,996							0,050	0,500		
Cyphocharax platanus	1,244	47,905										
Cyphocharax spilotus	0,044	0,351	0,044	0,671								
Gymnogeophagus australis			0,222	1,342					0,133	3,497		
Gymnogeophagus balzanii									0,050	1,432		
Hisonotus sp.					0,022	0,004						
Leporinus obtusidens											0,022	0,818
Loricariichthys anus					0,022	10,044						
Loricariichthys melanocheilus									0,117	0,428		
Lycengraulis grossidens			0,089	2,120							0,289	0,436
Odontesthes sp.					0,022	0,009						
Odontostilbe pequira			0,044	0,009	0,022	0,022						
Pachyurus bonariensis	0,044	0,600									0,044	0,471
Pimelodella gracilis					0,067	0,198						
Serrapinnus calliurus					0,244	0,102						
Steindachnerina brevipinna	0,089	2,093	0,044	0,111	0,044	0,267			0,467	2,818	0,022	0,680
Total	6,43	60,06	5,11	10,65	6,11	15,24	7,13	2,11	1,82	22,61	0,51	2,72

Tabla 5.12. Densidad de peces: Arrastre (CPUA) Verano 2012-2013 (individuos y g/m^2) de todas las especies en cada sitio de pesca

A V 1213	Riacho San Roman Verano 2013 EF 3-feb-13 CPUA ind/m2	Riacho San Roman Verano 2013 EF 3-feb-13 CPUA gr/m2	Ensenada Farrapos Verano 2013 EF 3-feb-13 CPUA ind/m2	Ensenada Farrapos Verano 2013 EF 3-feb-13 CPUA gr/m2	Mocoreta Verano 2013 SG 2-feb-13 CPUA ind/m2	Mocoreta Verano 2013 SG 2-feb-13 CPUA gr/m2	Belen Verano 2013 SG 2-feb-13 CPUA ind/m2	Belen Verano 2013 SG 2-feb-13 CPUA gr/m2	Villa Constitucion Verano 2013 SG 1-feb-13 CPUA ind/m2	Villa Constitucion Verano 2013 SG 1-feb-13 CPUA gr/m2
	A rom V 1213 F	rom V 12 13F	A far V 1213 F	A far V 1213 F	A moc V 1213 S	A moc V 1213 S	A bel V 1213 S	A bel V 1213 S	A con V 1213 S	A con V 1213 S
Acestrorhynchus pantaneiro	0,067	0,073			0,044	0,044				
Apareiodon affinis	0,200	0,647			0,711	2,191				
Aphyocharax anisitsi			0,044	0,240						
Apistogramma commbrae			0,044	0,116						
Astyanax abramis	0,400	1,560	0,089	0,502	2,000	8,791	0,933	2,387	1,200	1,542
Astyanax sp.									0,222	0,529
Astyanax sp. 1 (cola roja)			0,356	0,791	0,044	0,031			1,156	1,142
Astyanax sp. 2									0,089	0,267
Astyanax sp. aff. fasciatus	0,067	0,127	0,622	1,164	1,200	1,071	0,089	0,311	1,556	2,320
Australoheros cf scitulus			0,044	0,084						
Australoheros facetus							0,044	0,027		
Bryconamericus exodon	0,133	0,100	0,400	0,209	2,578	0,858	2,844	0,676		
Bryconamericus sp.	0,067	0,153	0,044	0,036						
Bryconamericus ytu			0,044	0,049						
Bunocephalus sp (juvenil)									0,044	0,018
Catathyridium jenynsii							0,089	0,587	0,178	1,231
Characidium rachovii			0,178	0,084						
Characidium sp.					0,044	0,044				
Charax stenopterus			0,133	0,031						
Cheirodon interruptus			0,089	0,093						
Corydoras paleatus									0,400	0,676
Crenicichla lepidota			0,133	0,209	0,044	0,084			0,089	0,893
Crenicichla sp.					0,044	0,022				
Crenicichla vittata									0,089	0,067
Cynopotamus argenteus									0,089	0,253
Cyphocharax platanus	0,133	0,127	0,044	0,173	0,622	1,062			7,244	3,800
Cyphocharax spilotus			0,044	0,147					0,044	0,258
Gymnogeophagus balzanii									0,089	1,462
Gymnogeophagus sp.			0,133	0,133	0,044	0,009			0,622	0,298
Hoplias malabaricus			0,044	0,782	0,044	0,138			0,044	1,733
Iheringichthys labrosus									0,489	2,524
Leporinus obtusidens			0,133	1,516	0,222	0,644	0,133	0,151	0,533	0,449
Leporinus striatus	0,067	0,353							0,489	0,160
Loricariichthys melanocheilus									0,533	3,875
Loricariichthys sp.									0,356	2,573
Lycengraulis grossidens					1,111	5,102	0,089	0,067	0,222	1,822
Odontostilbe pequira	10,467	3,353	0,311	0,391	5,244	3,227	0,044	0,036	0,489	0,164
Pachyurus bonariensis			0,044	0,071	0,044	0,440			1,556	18,257
Pimelodella gracilis									1,289	6,542
Pimelodus maculatus									0,178	0,911
Prochilodus lineatus					0,089	3,102			0,400	23,262
Rhaphiodon vulpinus									0,044	1,644
Roeboides sp.									0,044	0,013
Schizodon borelli									0,178	0,573
Schizodonsp.			0,044	0,080						
Serrasalmus maculatus									0,089	0,098
Steindachnerina brevipinna	0,200	0,333	0,089	0,049	0,222	0,267			0,356	0,138
total	11,800	6,827	3,111	6,951	14,355	27,128	4,267	4,240	20,399	79,496

Tabla 5.13. Densidad de peces: Arrastre (CPUA) Verano 2013-2014 (individuos y g/m^2) de todas las especies en cada sitio de pesca

A V 1314	Frente San Javier Verano 2014 EF 1-feb-14 CPUA ind/m2	Frente San Javier Verano 2014 EF 1-feb-14 CPUA gr/m2	Cambacua Fondo Verano 2014 EF 31-ene-14 CPUA ind/m2	Cambacua Fondo Verano 2014 EF 31-ene-14 CPUA gr/m2	Cambacua Boca Verano 2014 EF 31-ene-14 CPUA ind/m2	Cambacua Boca Verano 2014 EF 31-ene-14 CPUA gr/m2	Villa Constitucion Verano 2014 SG 30-ene-14 CPUA ind/m2	Villa Constitucion Verano 2014 SG 30-ene-14 CPUA gr/m2	Belen Verano 2014 SG 30-ene-14 CPUA ind/m2	Belen Verano 2014 SG 30-ene-14 CPUA gr/m2
	A jav V 1314 F	A jav V 1314 F	A caF V1314 F	A caF V1314 F	A caB V 1314 F	A caB V 1314 F	A con V 1314 S	A con V 1314 S	A bel V 1314 S	A bel V 13 14 S
Apareiodon affinis					0,067	0,080	0,800	7,100		
Apistogramma commbrae					0,067	0,023				
Astyanax abramis			3,333	4,111	0,233	0,560			1,000	4,044
Astyanax sp.			2,444	2,689						
Astyanax sp. 1 (cola roja)	0,333	0,556	13,778	14,444	0,267	0,487			0,844	0,523
Astyanax sp. aff. fasciatus	0,667	0,889	32,667	20,489	0,333	0,387	0,033	0,020	0,333	0,356
Brachypopomus sp.	0,111	0,367	0,222	1,778						
Bryconamericus exodon							0,367	0,103	0,244	0,071
Bunocephalus sp (juvenil)			0,889	0,444						
Catathyridium jenynsii							0,433	0,723	0,200	1,063
Characidium rachovii	0,111	0,022								
Characidium zebra			0,222	0,222	0,033	0,010				
Charax stenopterus			5,111	3,089						
Cheirodon interruptus	0,222	0,133								
Cichlasoma dimerus									0,222	0,322
Crenicichla lepidota	0,222	0,422							0,111	0,500
Crenicichla vittata							0,033	0,003	0,111	0,311
Cyphocharax juvenil	0,111	0,100								
Cyphocharax platanus	0,333	0,511	1,778	2,578					0,567	6,337
Cyphocharax spilotus			1,333	1,867	0,100	1,033				
Eigenmannia virescens			1,111	11,333						
Gymnogeophagus meridionalis					0,067	0,043				
Hoplias malabaricus	0,111	1,267	0,222	81,111					0,222	2,244
Hyphessobrycon luetkenii	0,111	0,100								
Hyphessobrycon sp	0,111	0,278	0,444	0,667						
Hypostomus aspilogaster			0,889	2,156						
Leporinus obtusidens	0,222	0,133	8,444	17,089	0,067	0,140			4,444	24,644
Leporinus striatus									0,511	0,662
Loricariichthys sp.							0,900	0,800	0,478	0,630
Lycengraulis grossidens							0,700	0,163	0,944	1,636
Odontostilbe pequira					0,133	0,040			0,222	0,022
Oligosarcus oligolepis			0,222	1,156						
Pachyurus bonariensis							0,033	0,383		
Pimelodella gracilis									0,211	0,519
Pimelodus maculatus					0,033	0,467				
Pseudopimelodus mangurus									0,222	0,056
Pygocentrus nattereri									0,222	1,811
Rineloricaria parva									0,222	0,322
Schizodon borelli			0,222	0,467	0,033	0,110			0,556	4,422
Serrasalmus maculatus									0,111	0,244
Steindachnerina brevipinna	0,111	0,144			0,733	6,933				
Total	2,778	4,922	73,333	165,689	2,167	10,313	3,300	9,297	12,000	50,741

Las densidades medias en el arrastre (CPUA g/m2) calculadas para todas las especies en el período en estudio fueron 18,9 en otoño, en verano 2013 24,93 y 48,19 en verano 2014.

En el arrastre solamente se capturaron sábalos en verano de 2013 en el ESG y la densidad varió entre 3,1 en Mocoretá y 23,26 en Villa Constitución.

Las bogas solo se capturaron en el ESG (Arapey) en densidades bajas (0,82) en otoño 2012 y en cambio estuvieron presentes tanto aguas arriba como abajo del embalse en las campañas de verano en densidades proporcionalmente altas que variaron entre 0,15 en Mocoretá y 1,52 en Farrapos en Verano 2013 y entre 26,44 en Belén y 0,13 frente a San Javier, encontrándose igualmente densidades altas en el tramo Estero de Farrapos e islas.

Los mismos valores de densidad de peces (CPUA expresado en nº de individuos y peso) presentados en las tablas para cada campaña y sitio de pesca se presentan en las gráficas para cada campaña agrupados por tramo del río evaluado (Embalse de Salto Grande, Esteros de Farrapos e islas y bocas del río Negro), y ordenados en función de la numerosidad de individuos (CPUA ind.m-2) y del peso de la captura para cada especie (CPUA g.m-2) (Figura 5.23 a 5.31). Dichas representaciones, se clasificaron de manera decreciente y se multiplicaron por un factor de 100 a efectos de facilitar la representación de los valores fraccionarios, de las especies más raras, en escala logarítmica.

Otoño 2012

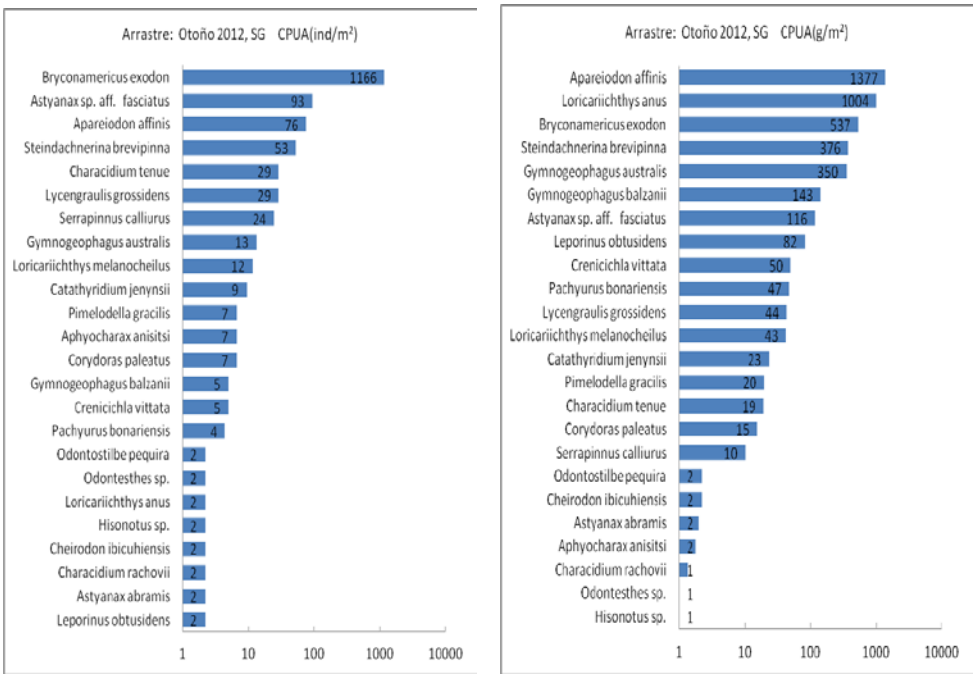


Figura 5.23. Otoño de 2012. Arrastre Embalse Salto Grande. Representación de las especies capturadas para cada lance y ambiente, ordenada en función de la numerosidad de individuos (CPUA ind.m^{-2}) (izquierda) y ordenada en función de los pesos de cada taxón (CPUA g.m^{-2}) (derecha).

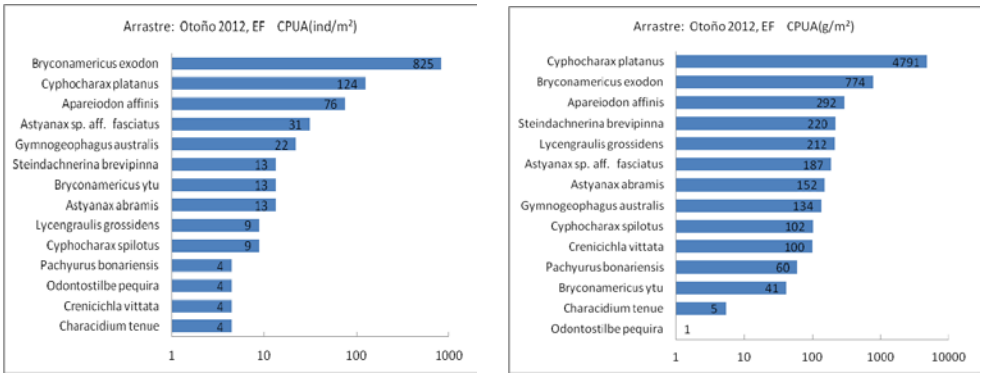


Figura 5.24. Otoño de 2012. Arrastre Esteros de Farrapos e islas. Representación de las especies capturadas para cada lance y ambiente, ordenada en función de la numerosidad de individuos (CPUA ind.m^{-2}) (izquierda) y ordenada en función de los pesos de cada taxón (CPUA g.m^{-2}) (derecha).

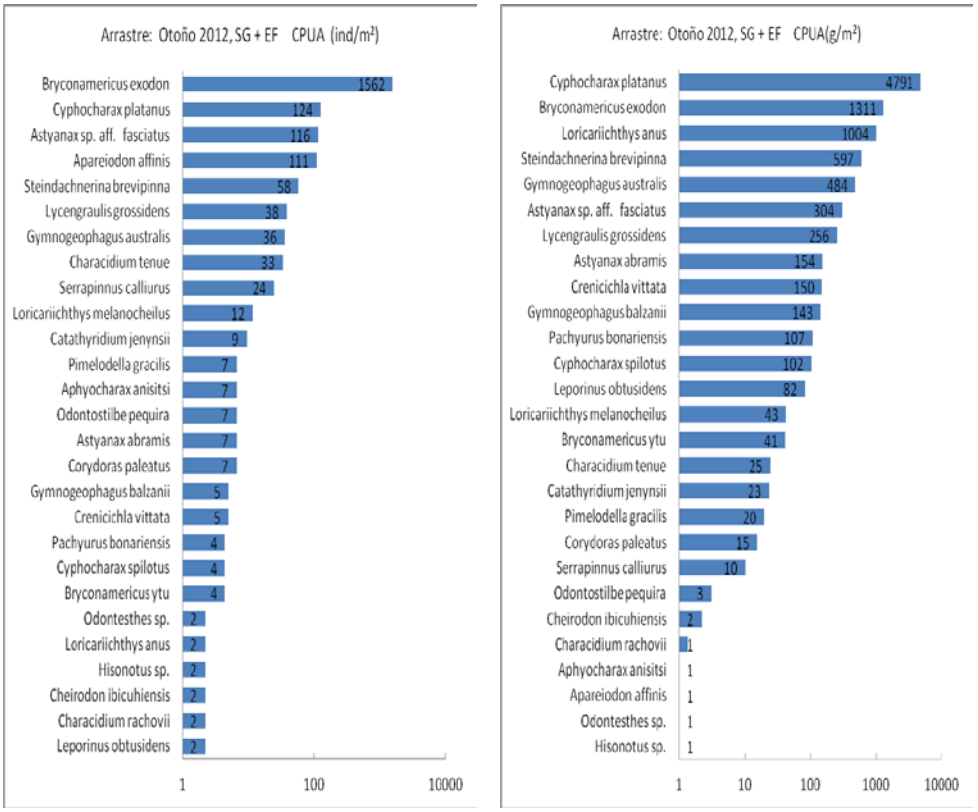


Figura 5.25. Otoño de 2012. Arrastre Embalse Salto Grande + Esteros de Farrapos e islas. Representación de las especies capturadas para cada lance y ambiente, ordenada en función de la numerosidad de individuos (CPUA ind.m^{-2}) (izquierda) y ordenada en función de los pesos de cada taxón (CPUA g.m^{-2}) (derecha).

Verano de 2012 -2013

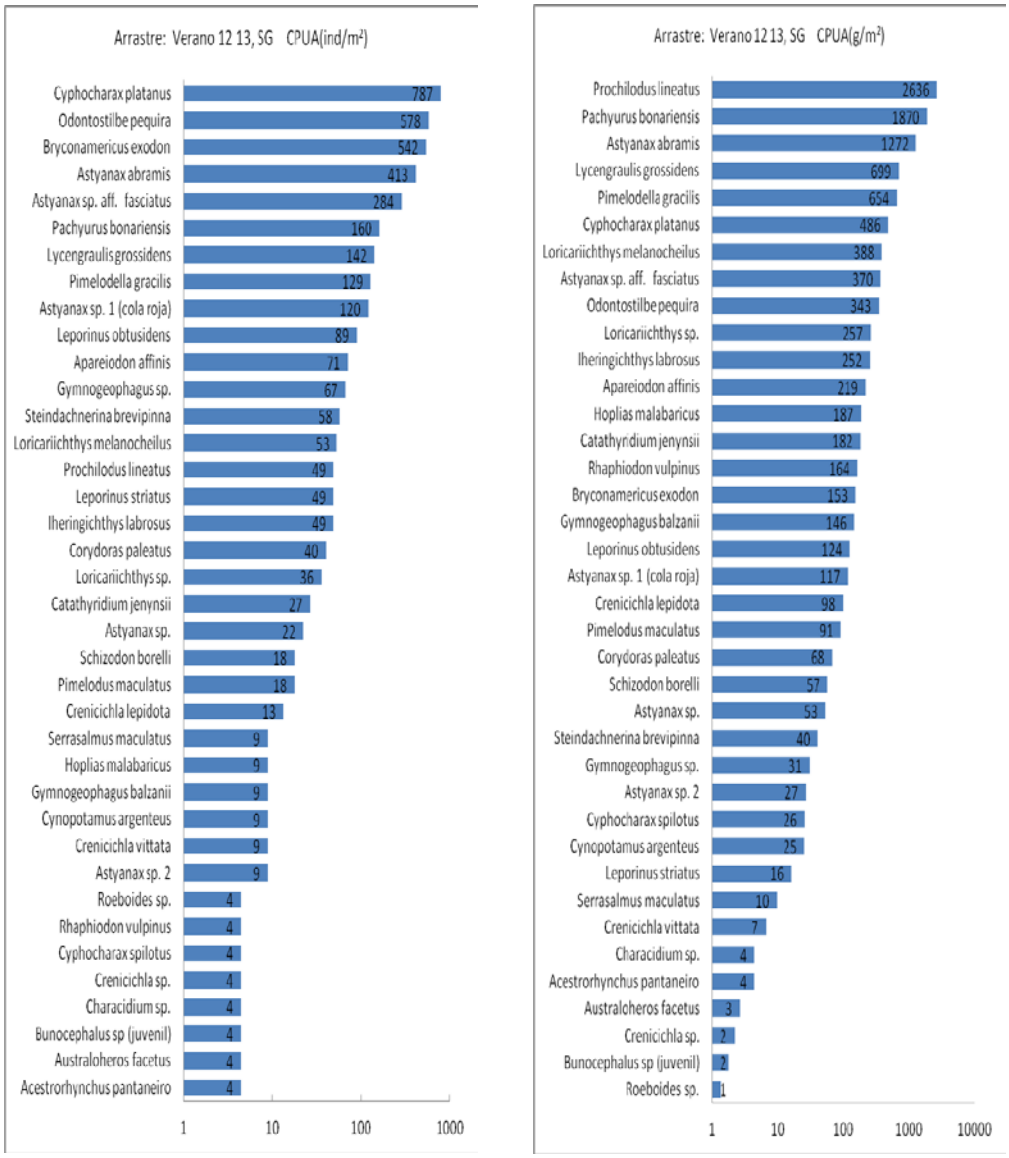


Figura 5.26. Verano de 2012 -2013. Arrastre Embalse Salto Grande. Representación de las especies capturadas para cada lance y ambiente, ordenada en función de la numerosidad de individuos (CPUA ind.m^{-2}) (izquierda) y ordenada en función de los pesos de cada taxón (CPUA g.m^{-2}) (derecha).

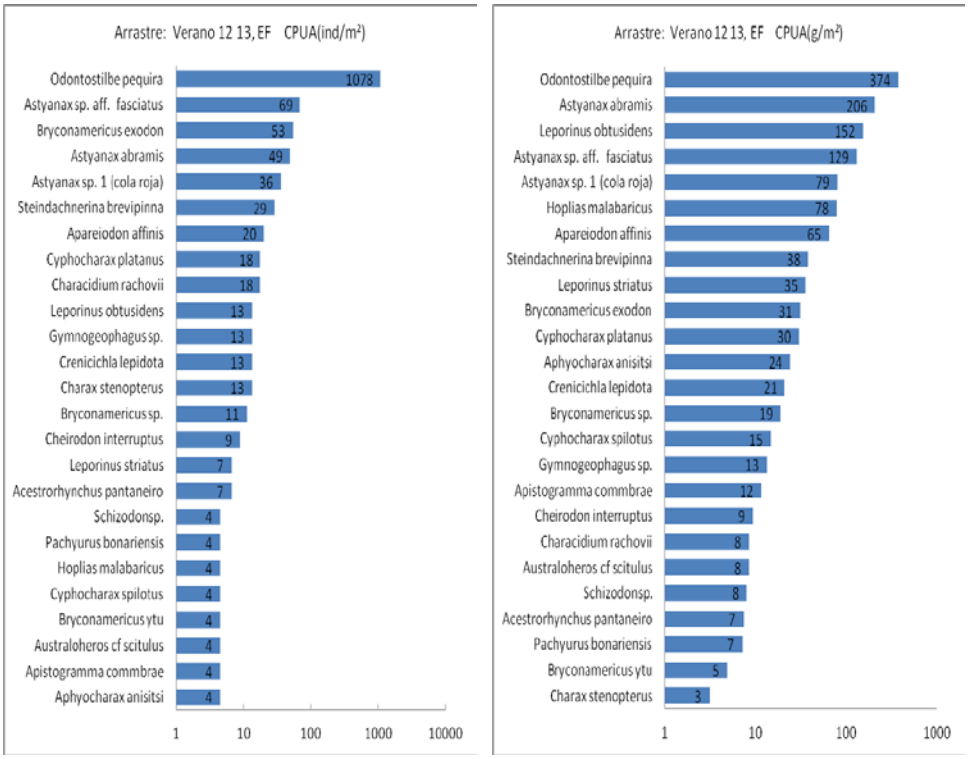


Figura 5.27. Verano de 2012 -2013. Arrastre Esteros de Farrapos e islas. Representación de las especies capturadas para cada lance y ambiente, ordenada en función de la numerosidad de individuos (CPUA ind.m^{-2}) (izquierda) y ordenada en función de los pesos de cada taxón (CPUA g.m^{-2}) (derecha).

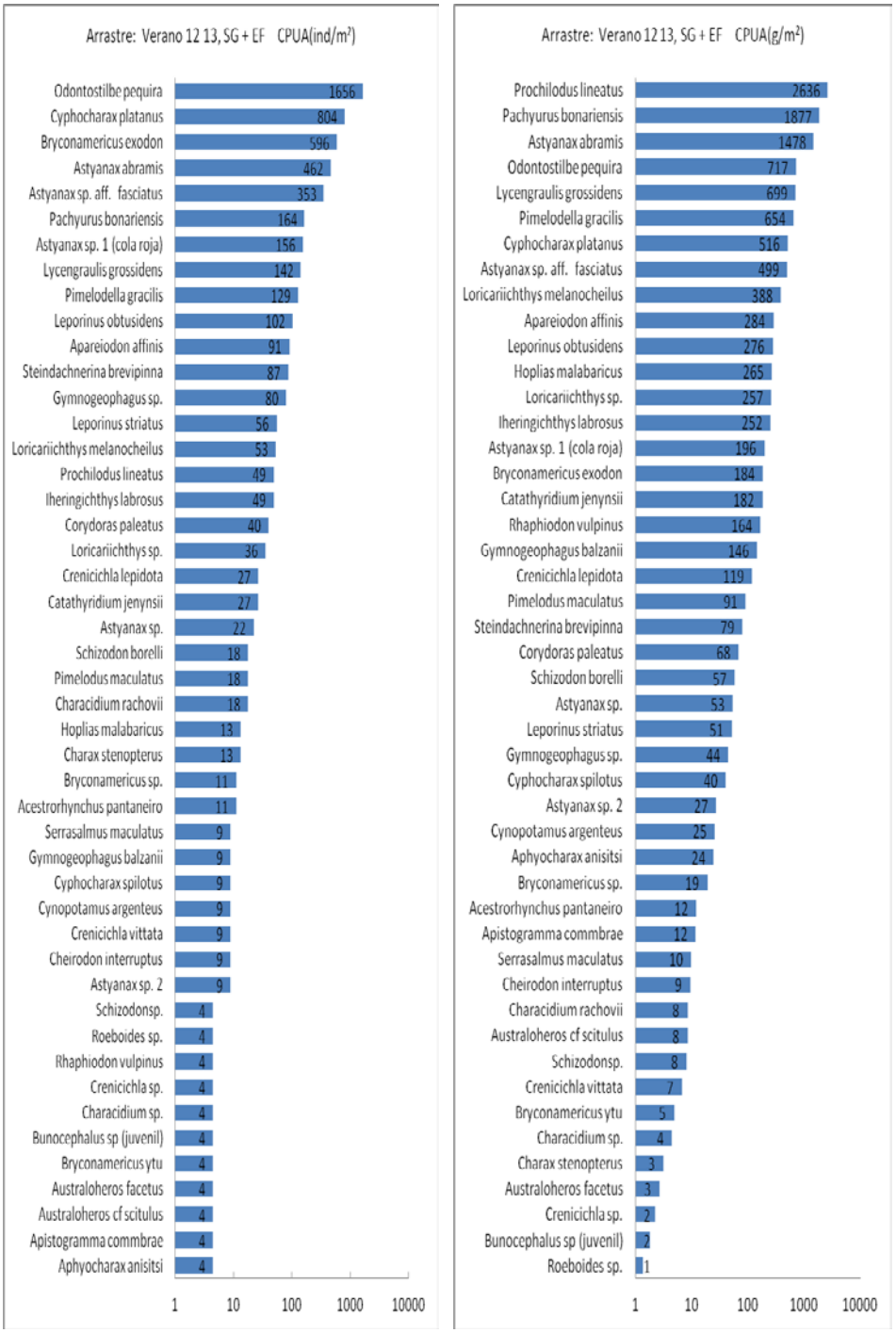


Figura 5.28. Verano de 2012 -2013. Arrastre Embalse Salto Grande + Esteros de Farrapos e islas. Representación de las especies capturadas para cada lance y ambiente, ordenada en función de la numerosidad de individuos (CPUA ind.m^{-2}) (izquierda) y ordenada en función de los pesos de cada taxón (CPUA g.m^{-2}) (derecha).

Verano de 2013 -2014

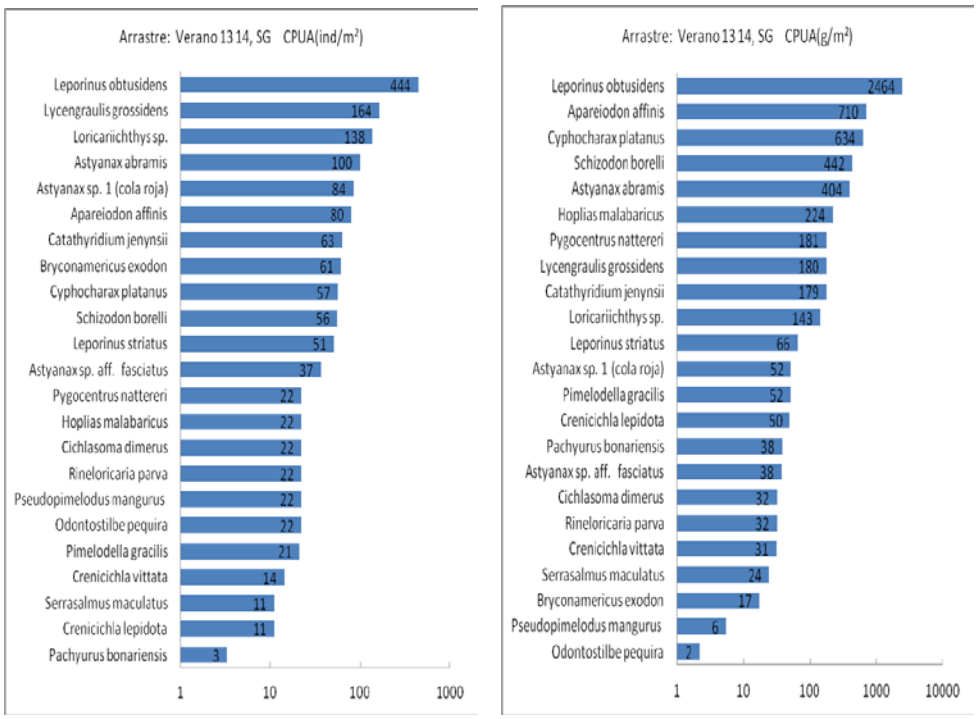


Figura 5.29. Verano de 2013 -2014. Arrastre Embalse Salto Grande. Representación de las especies capturadas para cada lance y ambiente, ordenada en función de la numerosidad de individuos (CPUA ind.m^{-2}) (izquierda) y ordenada en función de los pesos de cada taxón (CPUA g.m^{-2}) (derecha).

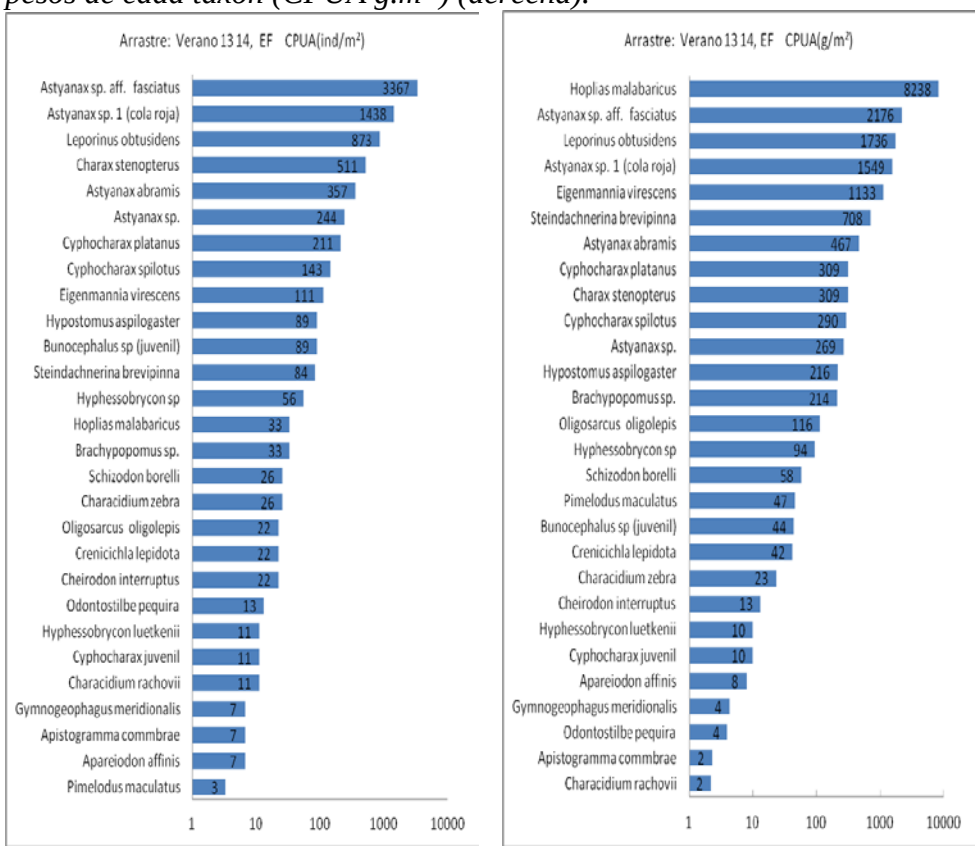


Figura 5.30. Verano de 2013 -2014. Arrastre Embalse Salto Grande. Representación de las especies capturadas para cada lance y ambiente, ordenada en función de la

numerosidad de individuos (CPUA ind.m^{-2}) (izquierda) y ordenada en función de los pesos de cada taxón (CPUA g.m^{-2}) (derecha).

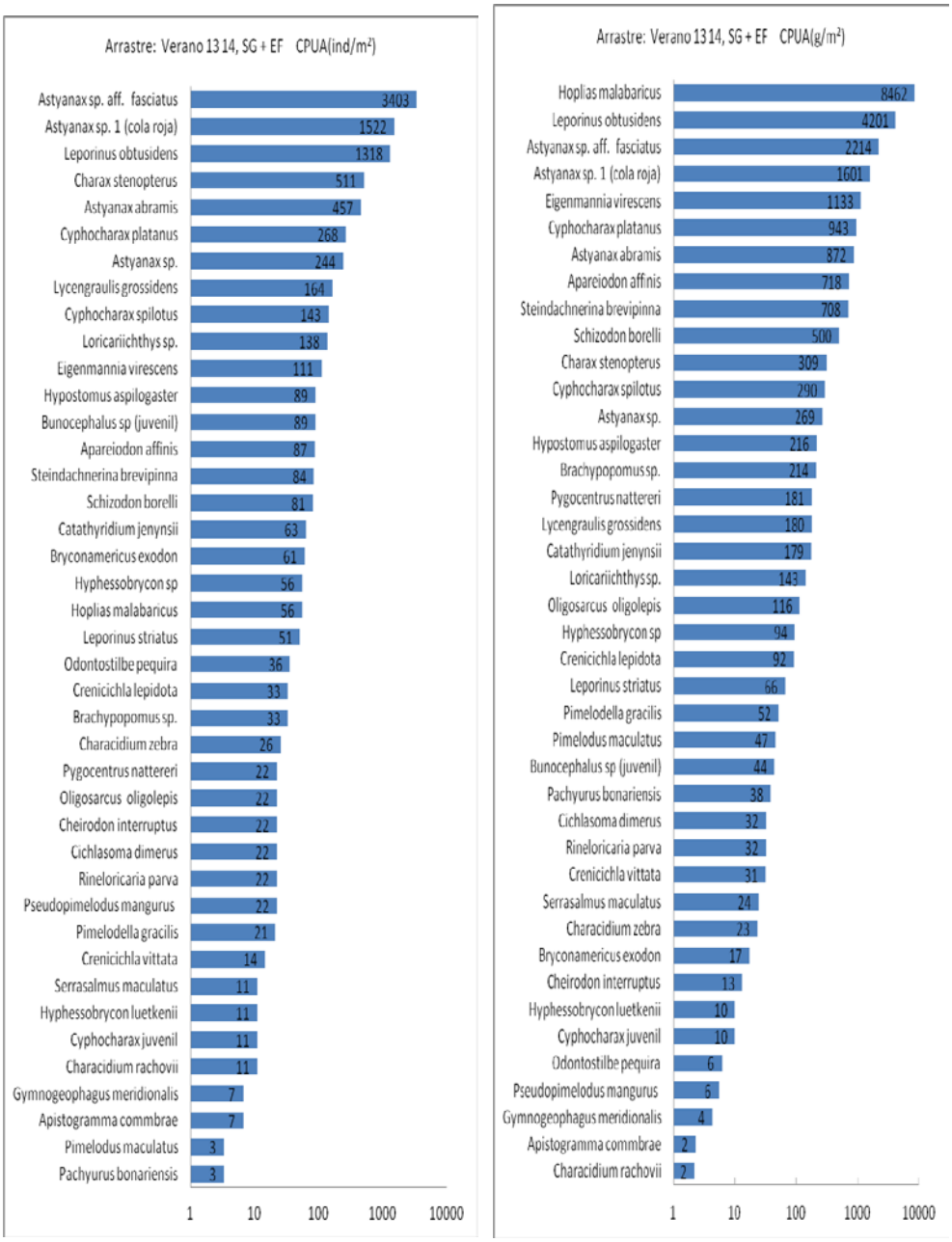


Figura 5.31. Verano de 2013 -2014. Arrastre Embalse Salto Grande + Estero de Farrapos e islas. Representación de las especies capturadas para cada lance y ambiente, ordenada en función de la numerosidad de individuos (CPUA ind.m^{-2}) (izquierda) y ordenada en función de los pesos de cada taxón (CPUA g.m^{-2}) (derecha).

Densidad de peces en Enmalle (CPUE)

Las densidades medias en el enmalle (CPUE g/m^2) calculadas para todas las especies en el período en estudio fueron 11,85 en otoño 2012, 25,58 en verano 2013 y 37, 28 en verano 2014 (Tablas 5.14, 5.15 y 5.16).

Los sábalos se capturaron en Otoño 2012 en los 3 tramos estudiados y las densidades variaron entre 0,23 en Mocoretá y 14,7 en Farrapos, con sitios con valores altos también en el río Negro. En verano de 2013 igualmente se encontraron sábalos en los 3 tramos siendo las CPUE 1,72 en Villa Constitución, 6,6 en Mocoretá y variaron entre 0,8 y 30,2 en Río Negro. Por último en verano 2014 se capturaron sábalos en los dos tramos relevado correspondiendo las capturas en ESG a Villa Constitución (3,2) y Belén (6,5) y en EF a la estación Frente a San Javier (9,6).

Las bogas de presentaron valores en Otoño 2012, de 8,7 en EF (Cambacuá) y variaron entre 2,9 y 4,6 en sitios del Río Negro. En verano de 2013 se encontraron en los 3 tramos con valores de CPUE bajos que fueron 0,002 en Villa Constitución, en Cambacuá 0,8 y variaron en el río Negro entre 0,6 Frente a Villa Soriano y 2,4 en la Ensenada de Farrapos. En verano de 2014 solamente se capturaron bogas con enmalle en el ESG (Belén) y la CPUE fue 14,9.

Tabla 5.14. Densidad de peces: Enmalle (CPUE) Otoño 2012 (individuos y g/m^2) de todas las especies en cada sitio de pesca

	Villa Constituc	Villa Constituc	Arapey	Arapey	Villa Constituc	Villa Constituc	Belen	Belen	Mocoreta	Mocoreta	Cambacua1	Cambacua1	Cambacua2	Cambacua2	Ensenada	Ensenada	Riacho San Ro	Riacho San Ro	Isla Soriano	Isla Soriano	V.Soriano	V.Soriano	Isla.Sgo. Gde.	Isla.Sgo. Gde.	IslaSgo.Chico	IslaSgo.Chico	RdlaHiguera	RdlaHiguera
	19-may-12	19-may-12	20-may-12	20-may-12	20-may-12	20-may-12	21-may-12	21-may-12	22-may-12	22-may-12	22-may-12	22-may-12	23-may-12	23-may-12	23-may-12	23-may-12	23-may-12	23-may-12	24-may-12	24-may-12	24-may-12	24-may-12	25-may-12	25-may-12	25-may-12	25-may-12	25-may-12	25-may-12
	N/CPUE	peso(g)/CPUE	N/CPUE	peso(g)/CPUE	N/CPUE	peso(g)/CPUE	N/CPUE	peso(g)/CPUE	N/CPUE	peso(g)/CPUE	N/CPUE	peso(g)/CPUE	N/CPUE	peso(g)/CPUE	N/CPUE	peso(g)/CPUE	N/CPUE	peso(g)/CPUE	N/CPUE	peso(g)/CPUE	N/CPUE	peso(g)/CPUE	N/CPUE	peso(g)/CPUE	N/CPUE	peso(g)/CPUE	N/CPUE	peso(g)/CPUE
Acestrorhynchus pantaneiro	0,051	5,291	0,012	3,794	0,004	0,571					0,011	1,906																
Ageneiosus militaris																												
Apareiodon affinis			0,037	0,916	0,006	0,063					0,011	0,068	0,003	0,019	0,004	0,103			0,001	0,028	0,048	0,364						
Apistogramma commbrae																												
Astyanax abramis					0,007	0,064											0,007	0,053										
Astyanax sp.													0,001	0,018					0,001	0,004								
Astyanax sp. 1																												
Astyanax sp. 1 (cola roja)																												
Astyanax sp. 2																												
Astyanax sp. aff. fasciatus			0,025	0,776	0,002	0,024			0,011	0,217	0,601	6,716	0,031	0,341	0,470	5,690	0,044	0,618	0,097	0,460	0,048	0,361	0,096	0,688	0,389	2,029	0,863	5,125
Astyanax stenohalinus																												
Auchenipterus sp.					0,006	0,306							0,001	0,020														
Bryconamericus exodon											0,022	0,051			0,025	0,016			0,020	0,030	0,218	0,286	0,022	0,035	0,204	0,444		
Bryconamericus ytu																			0,005	0,009	0,031	0,112						
Charax stenopterus																			0,001	0,001								
Cheirodon interruptus																												
Crenicichla lepidota																												
Crenicichla vittata																												
Cynopotamus argenteus					0,002	0,099							0,004	1,015														
Cyphocharax platanus											0,022	1,232	0,007	0,428	0,038	4,608	0,015	0,965										
Cyphocharax spilotus																												
Cyphocharax voga																											0,010	0,152
Eigenmannia virescens																												
Galeocharax humeralis					0,009	0,533			0,144	6,043																		
Gymnogeophagus australis																			0,002	0,020								
Gymnogeophagus meridionalis																												
Hoplias malabaricus																			0,001	0,393								
Hypostomus commersoni																			0,001	0,607								
Hypostomus sp.																												
Iheringichthys labrosus									0,044	0,848																		
Leporinus lacustris																												
Leporinus obtusidens											0,022	8,740									0,012	4,558			0,009	2,852		
Leporinus striatus																												
Loricariichthys platymetopon																												
Loricariichthys sp.													0,001	0,011														
Loricharíichthys melanocheilus					0,007	0,096			0,011	0,130	0,011	1,248	0,001	0,015	0,017	2,904	0,007	1,081	0,001	0,156								
Lycengraulis grossidens			0,075	2,035	0,009	0,124	0,033	1,246	0,033	1,246	0,098	0,957	0,021	0,102	0,021	0,251			0,005	0,090	0,012	0,095	0,007	0,133	0,009	0,134	0,010	0,207
Odontesthes perugiae																			0,002	0,025								
Odontesthes sp.							0,033	0,000			0,011	0,116	0,013	0,097							0,012	0,018						
Odontostilbe pequira																			0,006	0,006							0,010	0,010
Oligosarcus oligolepis																												
Oligosarcus jenynsii													0,007	0,874														
Otocinclus sp.																												
Pachyurus bonariensis			0,075	2,764	0,013	0,346			0,011	0,167	0,022	0,202			0,021	0,766	0,007	0,502			0,008	0,084	0,007	0,049				
Parapimelodus valenciennis	0,279	4,772	0,087	0,999	0,013	0,267																						
Pellona flavipinnis													0,003	0,023					0,001	1,180								
Pimelodella australis																												
Pimelodella gracilis	0,013	0,050	0,112	1,055	0,020	0,146			0,022	0,176																		
Pimelodus maculatus	0,025	1,073	0,050	1,057	0,007	0,083							0,004	0,765							0,008	0,094						
Prochilodus lineatus									0,011	0,243					0,025	14,679			0,005	1,935	0,024	13,358	0,015	7,720				
Ramnogaster melanostoma			0,012	0,147											0,013	0,094					0,008	0,061						
Rhaphiodon vulpinus																												
Ricola macrops																												
Salminus brasiliensis																												
Schizodon borellii																			0,002	1,055	0,024	9,430						
Schizodon platae																												
Schizodon sp.					0,002	0,250																						
Serrasalmus maculatus	0,089	8,292	0,062	5,718									0,001	0,456														
Steindachnerina brevipinna	0,025	1,093	0,012	0,214	0,006	0,202							0,001	0,024	0,008	0,264												
Trachelyopterus sp																												
Total	0,483	20,571	0,561	19,477	0,113	3,174	0,067	1,246	0,289	9,069	0,831	21,236	0,100	4,208	0,643	29,374	0,081	3,220	0,154	6,000	0,455	28,820	0,147	8,625	0,611	5,459	0,892	5,494

Tabla 5.15. Densidad de peces: Enmalle (CPUE) verano 2012 – 2013 (individuos y g/m^2) de todas las especies en cada sitio de pesca

	Villa Constituc	Villa Constituc	Belen	Belen	Mocoreta	Mocoreta	Cambacua	Cambacua	Ensenada Farr	Ensenada Farr	Riacho San Ro	Riacho San Ro	Isolote Filete I	Isolote Filete I	Isolote Filete I	Isolote Filete I	Lag de las Tar	Lag de las Tar	Rincón de la H	Rincón de la H	Rincón de la H	Rincón de la H
	1-feb-13	1-feb-13	2-feb-13	2-feb-13	2-feb-13	2-feb-13	3-feb-13	3-feb-13	3-feb-13	3-feb-13	3-feb-13	3-feb-13	4-feb-13	4-feb-13	4-feb-13	4-feb-13	4-feb-13	4-feb-13	5-feb-13	5-feb-13	5-feb-13	5-feb-13
	N/CPUE	peso(g)/CPUE	N/CPUE	peso(g)/CPUE	N/CPUE	peso(g)/CPUE	N/CPUE	peso(g)/CPUE	N/CPUE	peso(g)/CPUE	N/CPUE	peso(g)/CPUE	N/CPUE	peso(g)/CPUE	N/CPUE	peso(g)/CPUE	N/CPUE	peso(g)/CPUE	N/CPUE	peso(g)/CPUE	N/CPUE	peso(g)/CPUE
Acestrorhynchus pantaneiro	0,002	0,082	0,006	0,277	0,053	2,419			0,007	0,744									0,011	0,020		
Ageneiosus militaris	0,002	0,099					0,002	0,162									0,037	16,730				
Apareiodon affinis	0,005	0,056	0,051	1,185	0,011	0,233							0,003	0,011					0,022	0,062	0,022	0,119
Apistogramma commbrae															0,015	0,067						
Astyanax abramis	0,002	0,004	0,013	0,193	0,203	1,950	0,022	0,138	0,035	0,173							0,524	2,294	0,067	0,233	0,122	0,309
Astyanax sp.																						
Astyanax sp. 1									0,063	0,201												
Astyanax sp. 1 (cola roja)							0,101	0,300	0,618	1,278							0,037	0,052			0,067	0,146
Astyanax sp. 2									0,225	0,655												
Astyanax sp. aff. fasciatus	0,002	0,010	0,019	0,889	0,021	0,427	0,440	2,672	1,228	3,718	0,317	1,103	0,059	0,190	0,044	0,161	3,368	20,985	1,722	26,386	1,044	2,672
Astyanax stenohalinus							0,005	0,019											0,022	0,061		
Auchenipterus sp.							0,001	0,017														
Bryconamericus exodon	0,002	0,001											0,002	0,005	0,059	0,039	0,075	0,015	0,011	0,040		
Bryconamericus ytu																						
Charax stenopterus																	0,449	1,040				
Cheirodon interruptus																	0,150	0,127				
Crenicichla lepidota	0,003	0,128															0,037	0,026				
Crenicichla vittata	0,005	0,307																				
Cynopotamus argenteus	0,002	0,054																				
Cyphocharax platanus	0,012	0,236	0,019	0,707			0,012	0,429	0,681	9,928	0,017	0,988					0,037	0,142			0,011	0,058
Cyphocharax spilotus							0,001	0,012	0,063	0,220							0,262	0,999			0,011	0,042
Cyphocharax voga	0,002	0,146																				
Eigenmannia virescens							0,001	0,050														
Galeocharax humeralis									0,007	0,140												
Gymnogeophagus australis	0,002	0,041																				
Gymnogeophagus meridionalis																			0,011	0,036		
Hoplias malabaricus	0,002	0,187					0,002	1,313														
Hypostomus commersoni																						
Hypostomus sp.																	0,075	0,195				
Iheringichthys labrosus	0,008	0,516	0,057	1,031	0,085	1,403	0,015	0,802					0,003	0,033			0,112	14,024				
Leporinus lacustris							0,001	0,007														
Leporinus obtusidens	0,002	0,002					0,029	0,762	0,014	2,417			0,003	0,551								
Leporinus striatus	0,010	0,091	0,076	0,765					0,007	0,021												
Loricariichthys platymetopon																						
Loricariichthys sp.	0,027	0,361															0,150	0,116				
Lorichariichthys melanocheilus	0,007	0,339							0,021	2,518	0,033	5,095					0,112	13,766				
Lycengraulis grossidens	0,022	0,596	0,267	8,088	0,331	8,702	0,004	0,067	0,063	1,410			0,002	0,008	0,074	0,474			0,011	0,186	0,067	1,038
Odontesthes perugiae																						
Odontesthes sp.																						
Odontostilbe pequira																	0,112	0,071				
Oligosarcus oligolepis									0,028	0,370							0,112	1,366	0,011	0,029	0,011	0,062
Oligosarcus jenynsii	0,002	0,033					0,011	0,160														
Otocinclus sp.																	0,037	0,011				
Pachyurus bonariensis	0,008	0,277	0,019	0,759	0,064	0,903	0,009	0,476	0,007	0,225	0,083	2,923	0,006	0,186	0,044	0,587						
Parapimelodus valenciennis	0,116	1,794					0,006	0,220									0,262	4,536				
Pellona flavipinnis									0,007	0,520			0,002	0,020								
Pimelodella australis																	0,037	0,037				
Pimelodella gracilis	0,002	0,021			0,139	0,709	0,026	0,090	0,042	0,090												
Pimelodus maculatus	0,002	0,110					0,004	0,282									0,037	18,227				
Prochilodus lineatus	0,012	1,717			0,075	6,588	0,005	0,819	0,014	8,295							0,075	30,241			0,011	7,536
Ramnogaster melanostoma																						
Rhaphiodon vulpinus	0,002	0,050															0,037	2,680				
Ricola macrops																						
Salminus brasiliensis			0,006	0,156			0,001	0,030														
Schizodon borellii																						
Schizodon platae																	0,037	11,041				
Schizodon sp.																						
Serrasalmus maculatus	0,005	0,707					0,006	1,501	0,007	0,716												
Steindachnerina brevipinna	0,005	0,191			0,021	0,475	0,017	0,304	0,112	0,672												
Trachelyopterus sp							0,004	0,206														
Total	0,268	8,156	0,533	14,050	1,003	23,808	0,728	10,836	3,249	34,309	0,450	10,110	0,079	1,004	0,237	1,327	6,175	138,723	1,889	27,052	1,367	11,981

Tabla 5.16. Densidad de peces: Enmalle (CPUE) verano 2013-2014 (individuos y g/m^2) de todas las especies en cada sitio de pesca

	Villa Constituc	Villa Constituc	Belen	Belen	Isla Cambacua	Isla Cambacua	Frente San jav	Frente San jav
	29-ene-14	29-ene-14	30-ene-14	30-ene-14	31-ene-14	31-ene-14	1-feb-14	1-feb-14
	N/CPUE	peso(g)/CPUE	N/CPUE	peso(g)/CPUE	N/CPUE	peso(g)/CPUE	N/CPUE	peso(g)/CPUE
Acestrorhynchus pantaneiro	0,018	1,297	0,111	4,264	0,030	0,578		
Ageneiosus militaris								
Apareiodon affinis			0,178	1,316	0,059	0,161	0,222	1,700
Apistogramma commbrae								
Astyanax abramis			0,178	3,598			0,133	0,889
Astyanax sp.								
Astyanax sp. 1								
Astyanax sp. 1 (cola roja)								
Astyanax sp. 2								
Astyanax sp. aff. fasciatus	0,064	0,345	0,333	2,893	3,822	17,938	0,044	0,204
Astyanax stenohalinus								
Auchenipterus sp.								
Bryconamericus exodon								
Bryconamericus ytu								
Charax stenopterus								
Cheirodon interruptus								
Crenicichla lepidota								
Crenicichla vittata								
Cynopotamus argenteus								
Cyphocharax platanus			0,311	19,984	0,044	1,523		
Cyphocharax spilotus					0,341	2,462		
Cyphocharax voga								
Eigenmannia virescens								
Galeocharax humeralis	0,009	0,142						
Gymnogeophagus australis								
Gymnogeophagus meridionalis								
Hoplias malabaricus								
Hypostomus commersoni								
Hypostomus sp.								
Iheringichthys labrosus	0,037	1,026						
Leporinus lacustris								
Leporinus obtusidens			0,022	14,889				
Leporinus striatus								
Loricariichthys platymetopon	0,009	0,009						
Loricariichthys sp.								
Lorichariichthys melanocheilus	0,046	0,603			0,059	2,972		
Lycengraulis grossidens	0,028	0,859	1,200	18,149	0,519	4,996	0,156	0,900
Odontesthes perugiae	0,009	0,129						
Odontesthes sp.								
Odontostilbe pequira								
Oligosarcus oligolepis								
Oligosarcus jenynsii					0,030	0,236		
Otocinclus sp.								
Pachyurus bonariensis					0,015	0,267	0,044	1,369
Parapimelodus valenciennis	0,202	2,812						
Pellona flavipinnis								
Pimelodella australis					0,015	0,025		
Pimelodella gracilis								
Pimelodus maculatus								
Prochilodus lineatus	0,009	3,242	0,022	6,489			0,022	9,633
Ramnogaster melanostoma								
Rhaphiodon vulpinus								
Ricola macrops	0,009	2,216						
Salminus brasiliensis								
Schizodon borellii								
Schizodon platae								
Schizodon sp.								
Serrasalmus maculatus	0,009	2,229	0,022	0,211	0,030	14,474		
Steindachnerina brevipinna			0,089	1,538			0,067	0,540
Trachelyopterus sp								
Total	0,451	14,909	2,467	73,331	4,963	45,631	0,689	15,236

Los mismos valores de densidad de peces (CPUE expresado en nº de individuos y peso) presentados en las tablas para cada campaña y sitio de pesca se presentan en las gráficas para cada campaña agrupados por tramo del río evaluado (Embalse de Salto Grande, Farrapos y bocas del río Negro), y ordenados en función de la numerosidad de individuos (CPUE ind.m-2) y del peso de la captura para cada especie (CPUE g.m-2) (Figura 5.32 a 5.42).

Estas representaciones, se han clasificado de manera decreciente y se multiplican por un factor de 100 a efectos de facilitar la representación de los valores fraccionarios, de las especies más raras, en escala logarítmica.

Otoño 2012

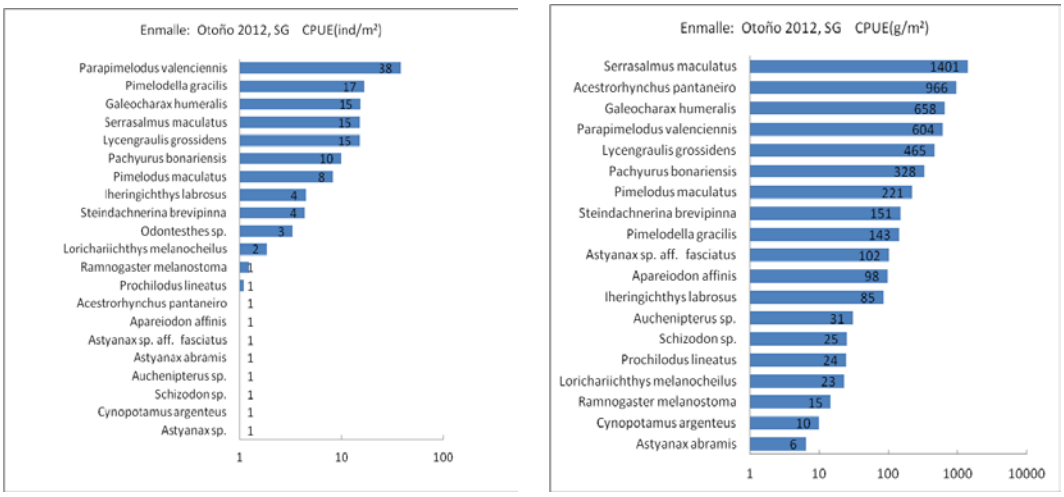


Figura 5.32. Otoño de 2012. Enmalle. Embalse de salto Grande. Representación de las especies capturadas para cada lance y ambiente, ordenada en función de la numerosidad de individuos (CPUE ind.m^{-2}) (izquierda) y ordenada en función de los pesos de cada taxón (CPUE g.m^{-2}) (derecha).

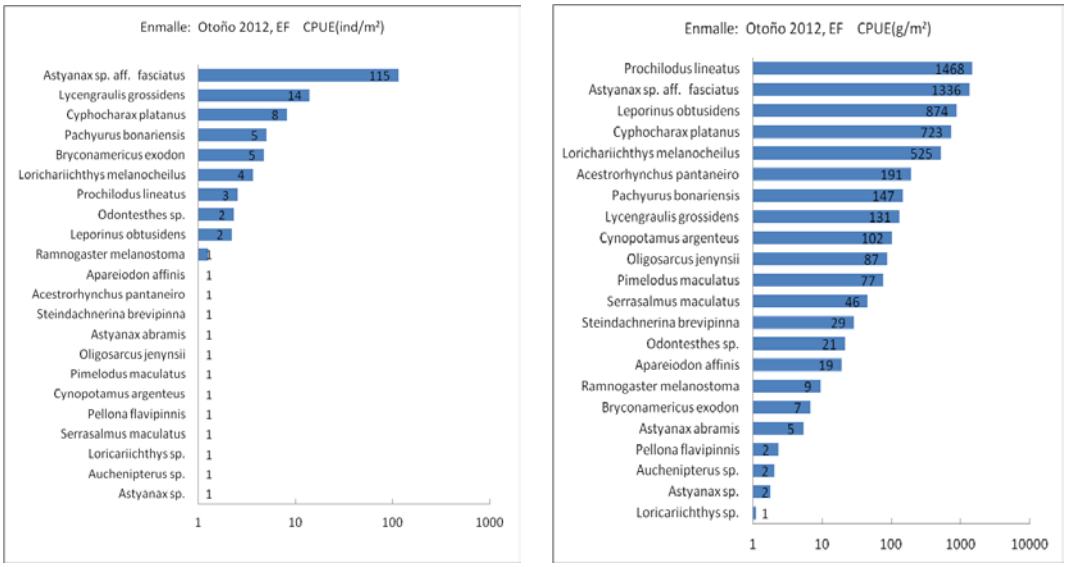


Figura 5.33. Otoño de 2012. Enmalle. Estero de Farrapos e islas. Representación de las especies capturadas para cada lance y ambiente, ordenada en función de la numerosidad de individuos (CPUE ind.m^{-2}) (izquierda) y ordenada en función de los pesos de cada taxón (CPUE g.m^{-2}) (derecha).

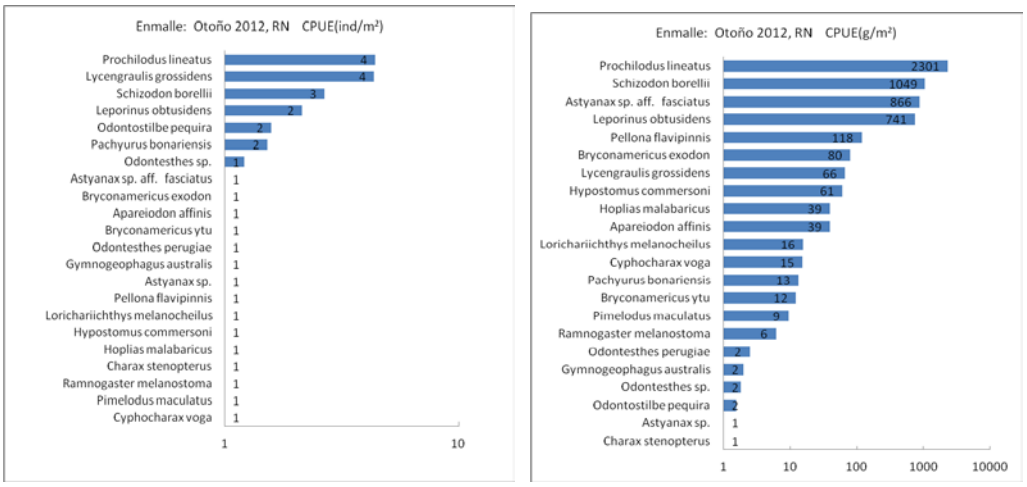


Figura 5.34. Otoño de 2012. Enmalle. Bocas del Río Negro. Representación de las especies capturadas para cada lance y ambiente, ordenada en función de la numerosidad de individuos (CPUE ind.m^{-2}) (izquierda) y ordenada en función de los pesos de cada taxón (CPUE g.m^{-2}) (derecha).

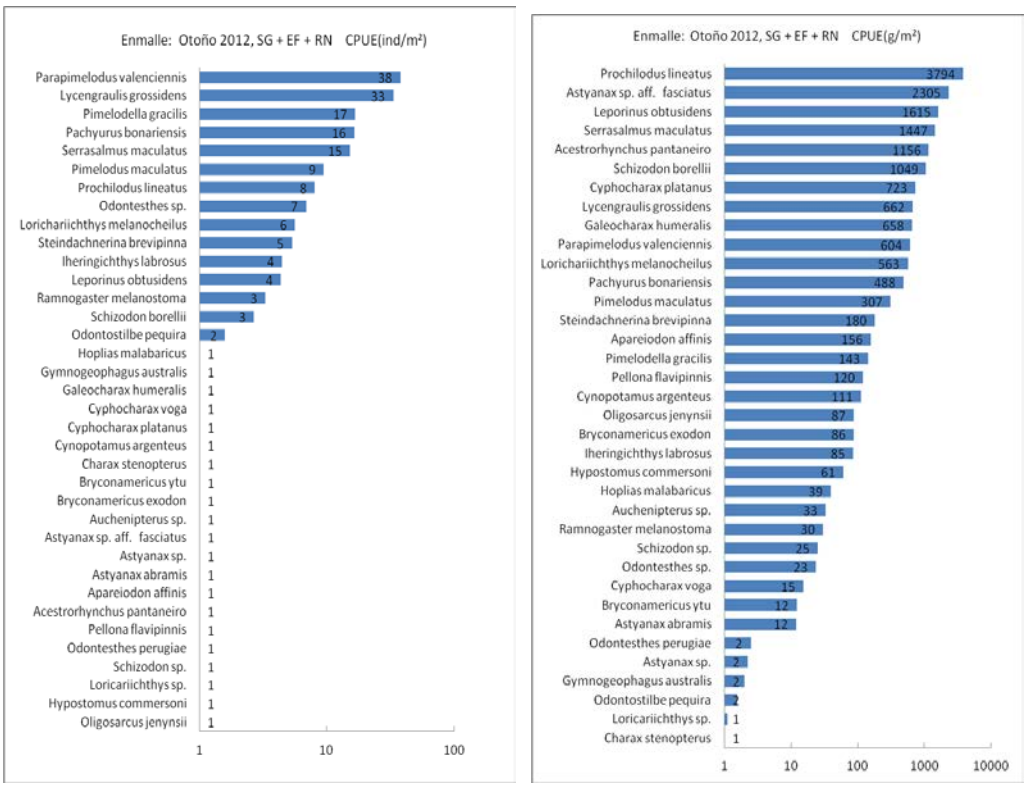


Figura 5.35. Otoño de 2012. Enmalle. Embalse de Salto Grande +Esteros de Farrapos e islas + Bocas del Río Negro. Representación de las especies capturadas para cada lance y ambiente, ordenada en función de la numerosidad de individuos (CPUE ind.m^{-2}) (izquierda) y ordenada en función de los pesos de cada taxón (CPUE g.m^{-2}) (derecha).

Verano de 2012-2013

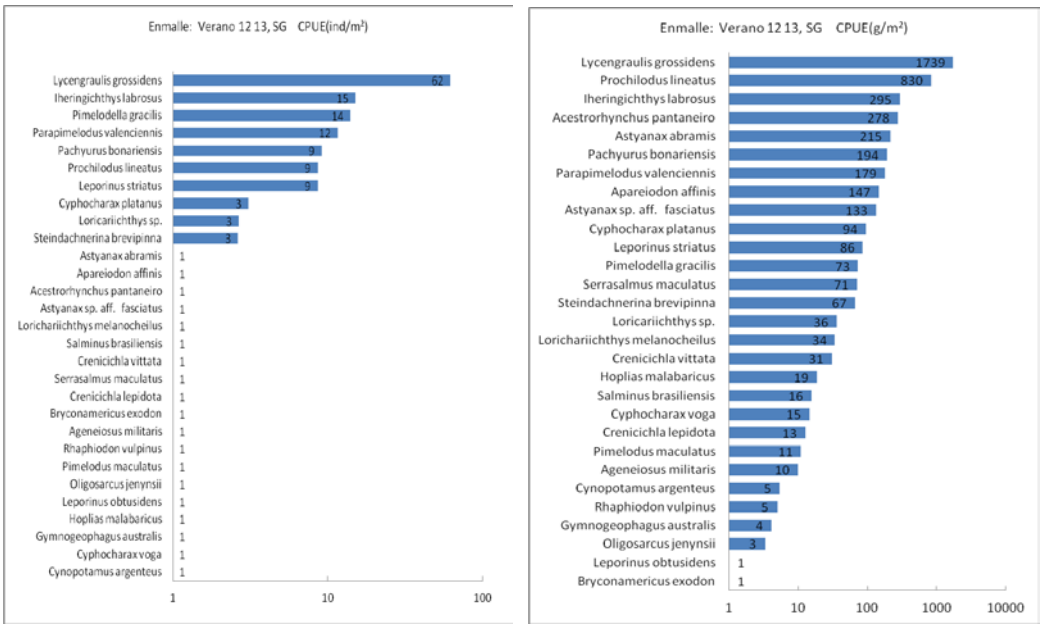


Figura 5.36. Verano de 2012-2013. Enmalle. Embalse de Salto Grande. Representación de las especies capturadas para cada lance y ambiente, ordenada en función de la numerosidad de individuos (CPUE ind.m^{-2}) (izquierda) y ordenada en función de los pesos de cada taxón (CPUE g.m^{-2}) (derecha).

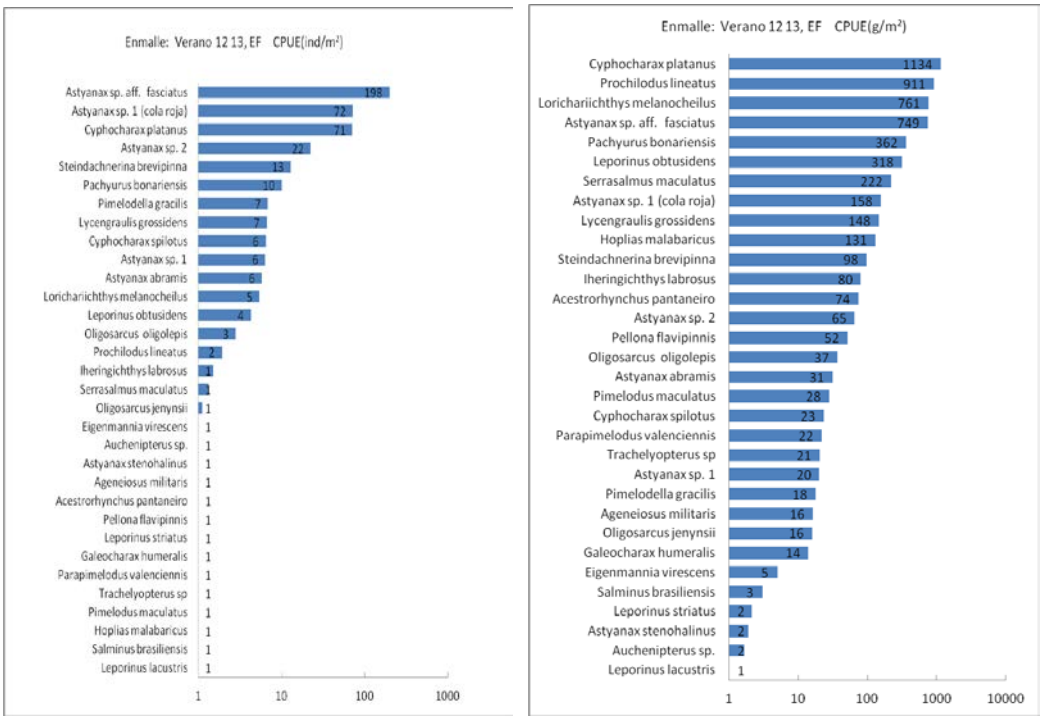


Figura 5.37. Verano de 2012-2013. Enmalle. Esteros de Farrapos e islas. Representación de las especies capturadas para cada lance y ambiente, ordenada en función de la numerosidad de individuos (CPUE ind.m^{-2}) (izquierda) y ordenada en función de los pesos de cada taxón (CPUE g.m^{-2}) (derecha).

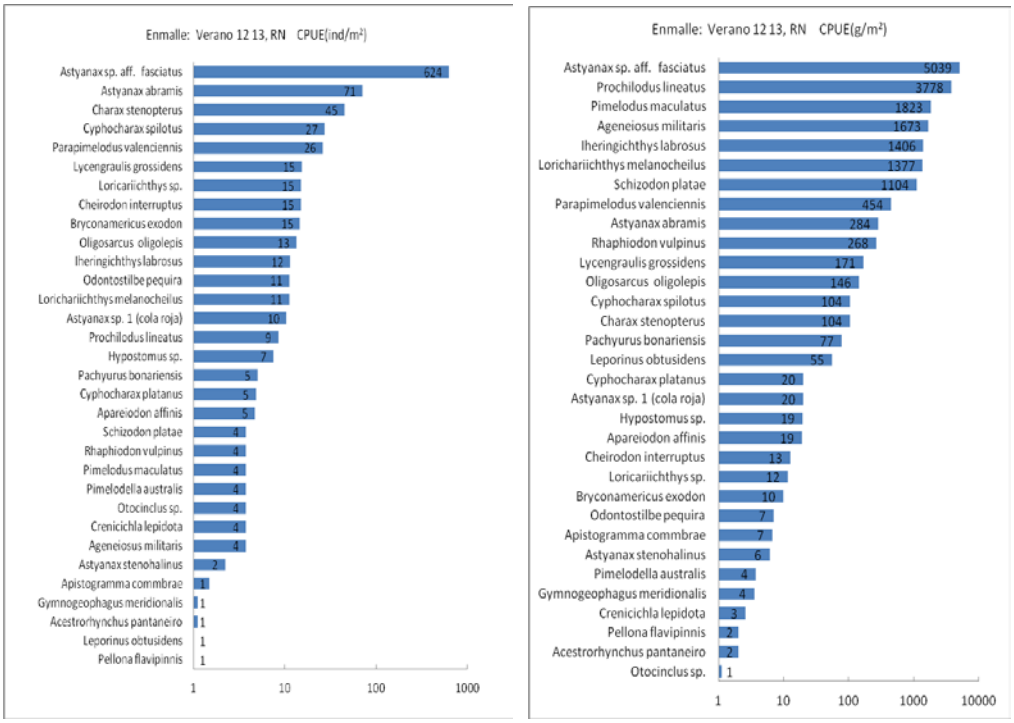


Figura 5.38. Verano de 2012-2013. Enmalle. Bocas del Río Negro. Representación de las especies capturadas para cada lance y ambiente, ordenada en función de la numerosidad de individuos (CPUE ind.m^{-2}) (izquierda) y ordenada en función de los pesos de cada taxón (CPUE g.m^{-2}) (derecha).

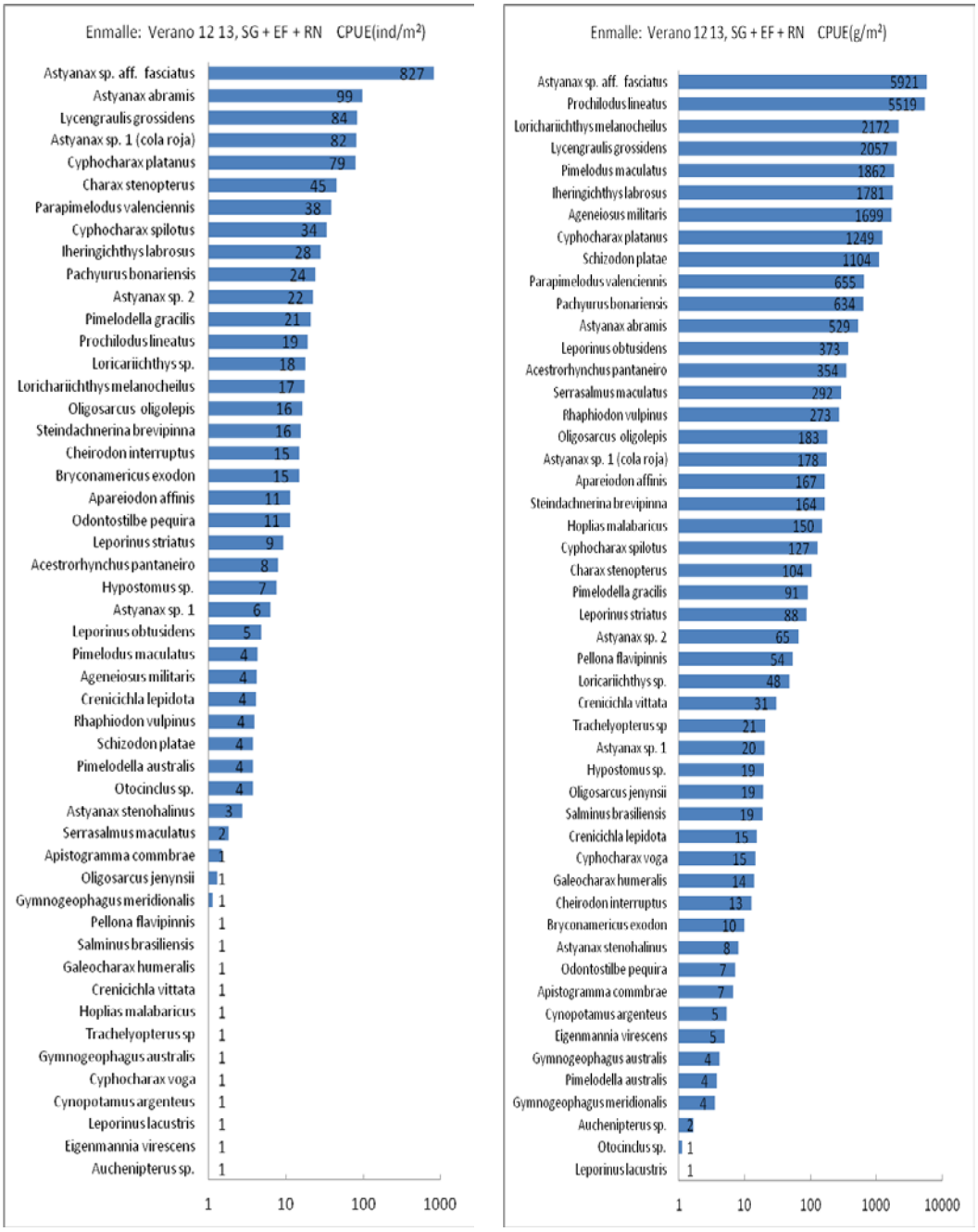


Figura 5.39. Verano de 2012-2013. Enmalle. Emblse de Salto Grande + Esteros de Farrapos e islas + Bocas del Río Negro. Representación de las especies capturadas para cada lance y ambiente, ordenada en función de la numerosidad de individuos (CPUE ind.m^{-2}) (izquierda) y ordenada en función de los pesos de cada taxón (CPUE g.m^{-2}) (derecha).

Verano de 2013-2014

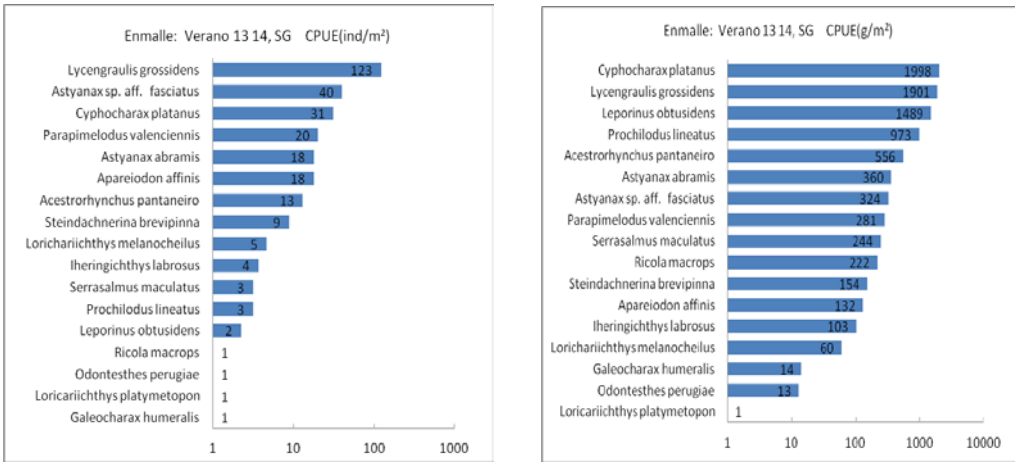


Figura 5.40. Verano de 2013-2014. Enmalle. Embalse de Salto Grande. Representación de las especies capturadas para cada lance y ambiente, ordenada en función de la numerosidad de individuos (CPUE ind.m^{-2}) (izquierda) y ordenada en función de los pesos de cada taxón (CPUE g.m^{-2}) (derecha).

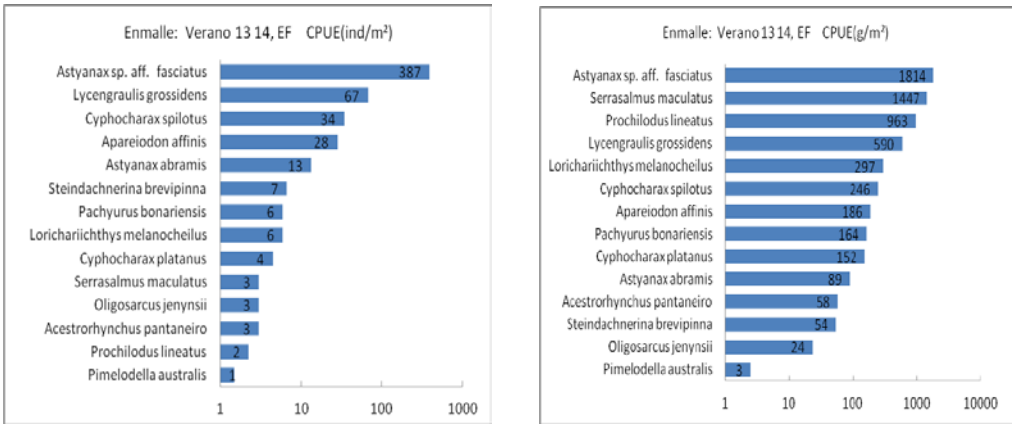


Figura 5.41. Verano de 2013-2014. Enmalle. Esteros de Farrapos e islas. Representación de las especies capturadas para cada lance y ambiente, ordenada en función de la numerosidad de individuos (CPUE ind.m^{-2}) (izquierda) y ordenada en función de los pesos de cada taxón (CPUE g.m^{-2}) (derecha).

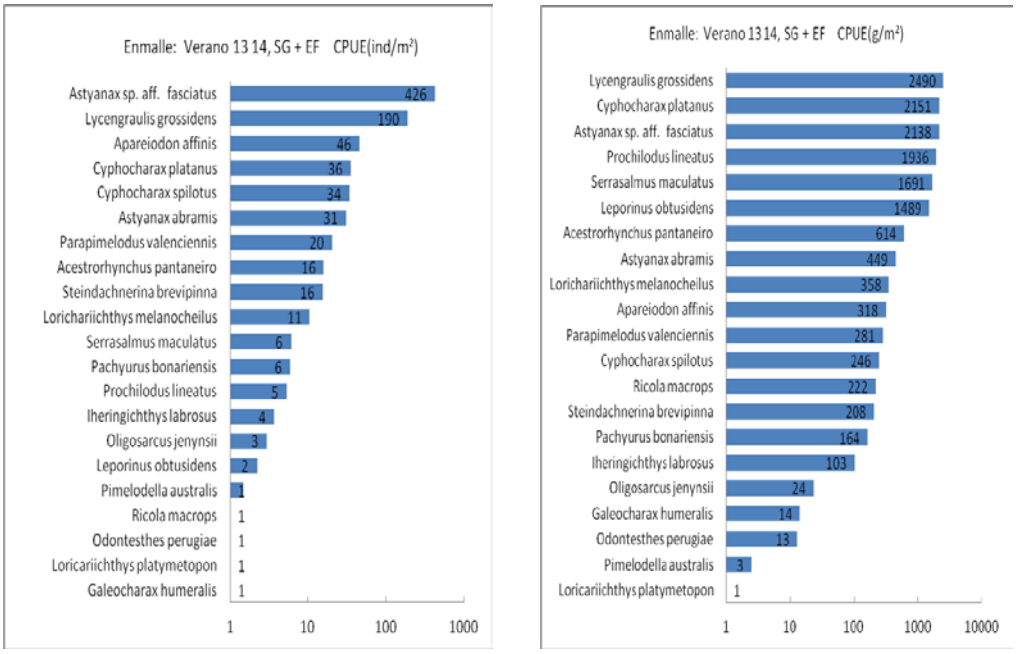


Figura 5.42. Verano de 2013-2014. Enmalle. Embalse de Salto Grande + Esteros de Farrapos e islas. Representación de las especies capturadas para cada lance y ambiente, ordenada en función de la numerosidad de individuos (CPUE ind.m^{-2}) (izquierda) y ordenada en función de los pesos de cada taxón (CPUE g.m^{-2}) (derecha).

Estimación de áreas de cría potenciales e ictiomasa (total de juveniles y especies capturadas) para el período 2012 - 2014

La estimación de áreas de cría en los diferentes tramos del río se presenta en las tablas 5.17 y 5.18. En la tabla 5.19 se muestra el potencial calculado de aporte de juveniles de peces y especies de otras tallas capturadas en la áreas evaluadas en el Río Uruguay (kg/ha y toneladas) y la biomasa total estimada para cada área y campaña. La áreas inundables podrían alcanzar 7.500 Ha en el Embalse de Salto Grande y 111.073 Ha en el tramo del Río Uruguay comprendido entre la Represa de Salto Grande y Fray Bentos Gualeguaychú. Al tramo frente a las Bocas del Río Negro corresponderían de acuerdo con estos cálculos 26.624 Ha.

Tabla 5.17. Estimación del área potencial de áreas de cría (Ha) en los tramos del río Uruguay evaluados por área barrida

Tramo	Cálculo básico	Área potencial para el sitio
Fray Bentos- Nuevo Berlín. Margen uruguaya (zona 1)	Triángulo de (19.3 x 5.3)/2 km	2.557 Ha
Gualeguaychú - Nuevo Berlín. Margen argentina (zona 1)	Triángulo de (30.26 x 7.44)/2 km	6.000 Ha
Nuevo Berlín Montañez (Saladero viejo). Ambas márgenes (zona 1)	14.2 x 16.48 km	23.401 Ha
Montañez - Concepción del Uruguay Ambas márgenes (zona 1)	11.56 x 37.52 km	43.373 Ha
Concepción del Uruguay – Represa de Salto Grande. Ambas márgenes: (zona 1)	161 x 2.22 km	35.742 Ha
Represa de Salto Grande Ambas márgenes (zona 2)	150 x 0.5 km	7.500 Ha

Tabla 5.18. Estimación del área potencial total de áreas de cría (Ha) en los tramos del río Uruguay no evaluados por área barrida

Tramo	Cálculo básico	Área potencial para el sitio (ha)
Zona 3 Bocas del Río Negro hasta Mercedes - Margen uruguayo. Tramo que incluye Bolsón de la Higuera, Rincón de la Higuera, Isla Filete, Laguna de las Tarariras	Hasta Mercedes 2.78 x 50.7 km	14.094
Zona 4 Margen Argentina al S de Gualeguaychú. Tramo resultante de la proyección de las Bocas del Río Negro y Mercedes.	Hasta Fray Bentos 35 x 3.58 km	12.530

Tabla 5.19. Estimación del potencial de juveniles de peces y especies capturadas en la áreas evaluadas en el Río Uruguay (kg/ha y toneladas) y biomasa total estimada para cada área y campaña.

Otoño 2012	**CPUA media (kg/ha)**	**Biomasa total estimada de juveniles (t)**	**Biomasa 20 % de la biomasa máxima estimada anual de juveniles (t)**
Zona 1 (111.073 Ha)	353	39.208	7.841
Zona 2 (7.500 Ha)	426	3.195	639

Verano 2013	**CPUA media (kg/ha)**	**Biomasa total estimada de juveniles (t)**	**Biomasa 20 % de la biomasa máxima estimada anual de juveniles (t)**
Zona 1 (111.073 Ha)	68,9	7.652	1.530
Zona 2 (7.500 Ha)	36,9	276	55

Verano 2014	**CPUA media (kg/ha)**	**Biomasa total estimada de juveniles (t)**	**Biomasa (20 % de la biomasa máxima estimada anual de juveniles (t)**
Zona 1 (111.073 Ha)	603	66.977	13.395
Zona 2 (7.500 Ha)	300	2.250	450

La estimación del aporte de biomasa, considerando juveniles y ejemplares de tallas adultas en las especies de porte pequeño, en escenarios de anegación media como el que correspondería al período analizado, tuvieron en el Embalse de Salto Grande valores de 639 t, 55 t y 450 t en otoño 2012, verano 2013 y verano 2014 respectivamente.

En el tramo bajo comprendido entre Salto Grande y Fray Bentos-Gualeguaychú, los valores de biomasa máxima estimada en esos años fueron respectivamente 7.841 t, 1530 y 13.395 t.

Rangos de tallas y estadísticos elementales de las especies migratorias de mayor importancia comercial y otras especies capturadas en los arrastres y enmalles

En bogas y sábalos las tallas encontradas corresponderían siempre a juveniles de acuerdo a lo que proponen Dománico et al., 2014. En las tablas 5.20 y 5.21 se presentan los rangos de tallas (ls cm) y los estadísticos elementales (media, moda y desviación estándar) para esas dos especies migratorias de importancia comercial seleccionadas, dado que estuvieron presentes en las áreas de cría evaluadas durante el período analizado, ya sea que fueran capturadas con arrastre o enmalles. Para cada especie se incluyen los histogramas de talla correspondientes (Figura 5.43 y 5.44).

Tabla 5.20. Rango de tallas (ls cm) y estadísticos elementales (media, moda y desviación estándar) de sábalo

Sábalo ***Prochilodus lineatus***	**2012**	**2013**	**2014**
Unidad de medida		**Ls (cm)**	
Media	26,1	16,7	24,2
Moda	26,5	13,0	------
D. estándar	2,8	7,2	1,6
Mínimo	20,0	6,5	23,0
Máximo	29,5	40,0	26,0
n	15	30	3
Unidad de medida		**Peso (g)**	
Media	479,7	147,7	359,4
Moda	--------	62,2	------
D. estándar	178,2	187,9	72,0
Mínimo	21,9	7,6	292,0
Máximo	726,0	678,2	433,5
n	15	29	3

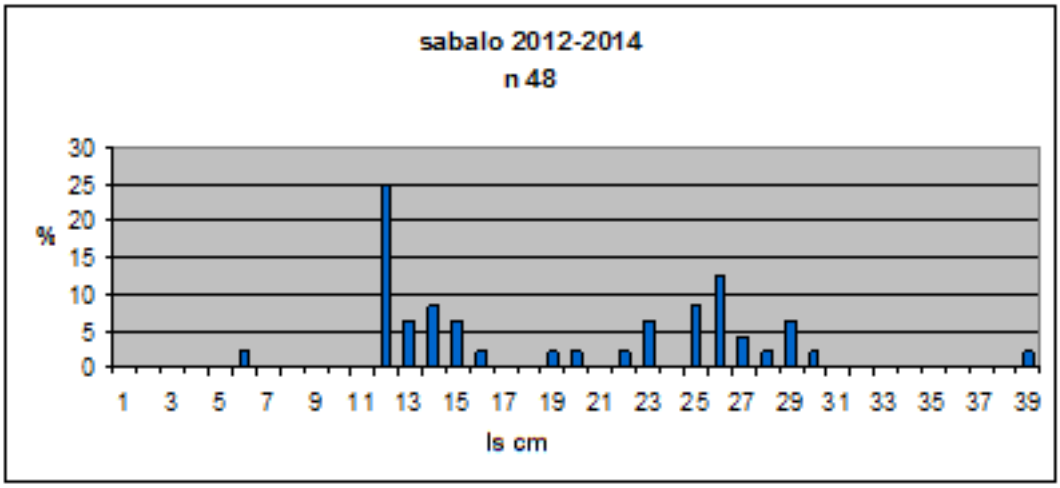


Figura 5.43. Histograma de tallas (Ls cm) de sábalos colectados en las áreas de cría durante el período 2012-2014

Los sábalos fueron capturados exclusivamente con redes de enmalle en las campañas de otoño 2012 y verano de 2014. En verano de 2013 se capturaron ejemplares tanto en el arrastre como en el enmalle de tallas superiores a 10 (ls cm), excepto un ejemplar de 6,5 (Ls cm) en Mocoretá –SG, que corresponderían a individuos de 1 año o más de edad de desoves anteriores a la primavera 2012. La mayor parte de los ejemplares en estos muestreos provinieron del tramo medio.

Tabla 5.21. Rango de tallas (ls cm) y estadísticos elementales (media, moda y desviación estándar) de boga

Boga *Leporinus obtusidens*	**2012**	**2013**	**2014**
Unidad de medida		***Ls (cm)***	
Media	22,5	7,2	5,2
Moda	24,5	3,5	4,5
D. estándar	6,2	6,0	2,9
Mínimo	13,5	2,5	3,0
Máximo	30,0	24,2	30,0
n	5	33	82
Unidad de medida		***Peso (g)***	
Media	301,5	29,9	11,1
Moda	------- -	1,7	2,2
D. estándar	200,5	72,7	73,7
Mínimo	36,8	0,3	0,6
Máximo	578,0	337,0	670,0
n	5	33	82

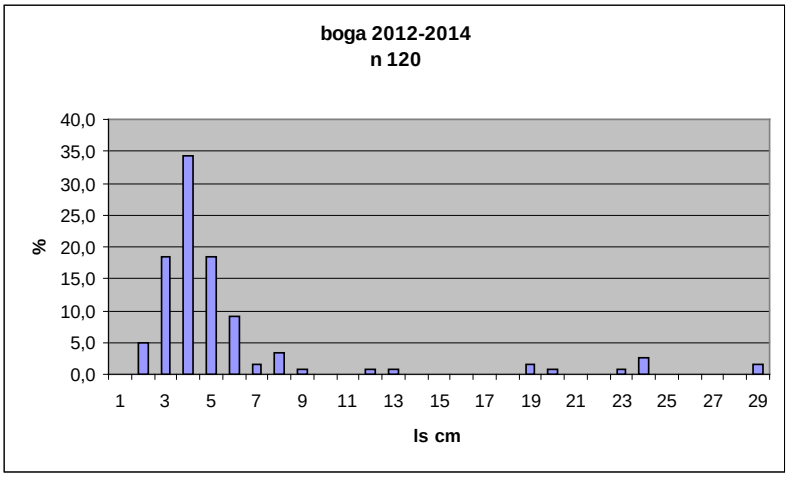


Figura 5.44. Histograma de tallas (Ls cm) de boga colectadas en las áreas de cría durante el período 2012-2014

En verano de 2013 y 2014 se observó la presencia de bogas de tallas y pesos medios que corresponden a individuos de desoves recientes (0+) tanto en el tramo medio como bajo de río.

Las especies de mediano y pequeño porte suelen estar representadas en las áreas relevadas en gran parte de su espectro de tallas. En la tablas 5.22 y 5.23 se muestran los rangos de tallas (ls cm) y estadísticos elementales (media, moda y desviación estándar) de las diferentes especies

capturadas entre 2012-2014 con arrastre y enmalle. Las especies que estuvieron representadas por ejemplares individuales o muy escasos se presentan en la tabla 5.24.

Tabla 5.22. Rangos de tallas (ls cm) y estadísticos elementales (media, moda y desviación estándar) las diferentes especies capturadas entre 2012-2014 con arrastre y enmalle

	Ls (cm)					
Especies	Media	Moda	D. estandar	Min	Max	n
Acestrorhynchus pantaneiro	15,6	14,5	5,55	4,5	28	28
Ageneiosus militaris	20,5	------	6,71	16,5	30,5	4
Apareiodon affinis	7,8	10	2,32	2,8	13	171
Aphyocharax anisitsi	2,6	2,5	0,06	2,5	2,6	4
Apistogramma commbrae	2,7	2,5	1,08	1,6	4,5	5
Astyanax abramis	5,3	5	1,71	2	10,5	128
Astyanax sp. aff. fasciatus	6	4,5	2,12	2,4	19	513
Astyanax stenohalinus	5,7	5,5	0,6	4,7	6,5	6
Auchenipterus sp	14,1	#N/A	3,81	10,5	20	5
Bryconamericus cf. iheringii	5,1	4,7	0,62	4	5,9	11
Bryconamericus exodon	3,8	3,5	1,04	1,5	5,7	149
Bunocephalus sp (juvenil)	3,6	3,5	0,26	3,3	4	5
Catathyridium jenynsii	4,4	3,5	2,38	2	14,5	28
Characidium rachovii	2,6	#N/A	0,49	2	3,2	5
Characidium tenue	3,8	4,5	0,8	2,4	4,8	11
Charax stenopterus	4,3	5,4	1,29	2	6	19
Corydoras paleatus	3,6	4	0,67	2	4,5	12
Crenicichla lepidota	5,9	3,5	3,33	3	13	13
Crenicichla vittata	8,7	3,5	5,39	2,3	18,5	12
Cynopotamus argenteus	17,6	#N/A	8,43	6	26	8
Cyphocharax platanus	8,2	2,5	5,34	1,5	51	196
Cyphocharax spilotus	5,7	6	1,37	2,9	9	50
Eigenmannia virescens	14,5	#N/A	4,82	8,2	18,5	5
Galeocharax humeralis	14,3	13	1,89	10,5	17	22
Gymnogeophagus australis	7,1	5	2,15	4,1	11	20
Gymnogeophagus balzanii	7,5	8	1,68	4,5	8,5	5
Gymnogeophagus meridionalis	3,2	#N/A	1,21	2,3	4,6	3
Hoplias malabaricus	18,6	13	10,78	5	36	13
Hypostomus aspilogaster	4,5	#N/A	1,45	3	6	4
Iheringichthys labrosus	12,5	10	4,36	5,5	23	68
Leporinus obtusidens	6,5	4,5	5,38	2,5	30	120
Leporinus striatus	5,9	3	2,43	2	9,8	36
Loricarichthys melanocheilus	11,1	5	8,02	2,2	35	106
Lycengraulis grossidens	10,3	12,5	4,37	2,4	25	253
Odontesthes sp.	9,8	10,5	2,43	3,2	12	11
Odontostilbe pequira	3,1	3,5	0,66	2	4	25

Tabla 5.23 (Cont.). Rangos de tallas (ls cm) y estadísticos elementales (media, moda y desviación estándar) las diferentes especies capturadas entre 2012-2014

	Ls (cm)					
Especies	Media	Moda	D. est.	Min	Max	n
Oligosarcus oligolepis	8,4	-----	1,49	5,4	9,8	9
Oligosarcus jenynsii	16,1	11	6,01	6,5	24,5	9
Pachyurus bonariensis	10,5	10	3,71	4	25,5	105
Parapimelodus valenciennis	10,7	11	2,63	4,8	22,6	101
Pellona flavipinnis	12,2	9	5,28	9	20	4
Pimelodella gracilis	7,5	8	1,66	4,1	11	58
Pimelodus maculatus	12	4,5	8,48	4,5	28	12
Prochilodus lineatus	20,1	13	7,35	6,5	40	48
Ramnogaster melanostoma	8,6	------	0,57	8,2	9,6	5
Rhaphiodon vulpinus	17	------	7,07	9,3	23,2	3
Schizodon borelli	13,8	8,3	9,78	4,9	27,5	11
Serrapinnus calliurus	2,8	3	0,6	1,7	3,3	6
Serrasalmus maculatus	15,6	15	3,76	10	24	25
Steindachnerina brevipinna	5,9	3	2,71	2	12	116
Trachelyopterus galeatus	12	------	5,63	8,5	18,5	3

Tabla 5.24. Rangos de tallas (ls cm) de las diferentes especies representadas por ejemplares individuales o muy escasos entre 2012-2014

2012-2104	**n**	**Lt (cm)**	**Ls Min (cm)**	**Ls Max (cm)**
Brachyhypopomus sp	1	11,3		
Brachyhypopomus sp	1	17,0		
Otocinclus sp.	1			2,9
Paraloricaria vetula	1			32,0
Odontesthes perugiae	1			11,7
Characidium zebra	2		4,9	3,5
Rineloricaria (Hemiloricaria) parva	2		5,1	6,6
Hisonotus sp.	1			2,4
Pimelodella australis	1			20,0
Pseudopimelodus mangurus	2		2,2	2,8
Pygocentrus nattereri	2		6	6,4
Cheirodon ibicuhiensis	1			3,0
Cheirodon interruptus	3		2,9	3,0
Cichlasoma dimerus	1			3,0
Crenicichla missioneira	1	22,0		
Cyphocharax voga	2		8,5	14,5
Hyphessobrycon luetkenii	1		3,6	

Aun cuando las especies de mediano y pequeño porte están representadas en las áreas relevadas en gran parte de su espectro de tallas, en algunos ambientes muy someros a los que

se accede casi exclusivamente con arrastre en sus diferentes variantes (arrastrando hacia la costa o en torno a la vegetación flotante), en numerosas especies se encuentran repetidamente y con alta presencia ejemplares de los rangos más bajos de talla de las fases juveniles. Del listado presentado se destacan por ejemplo a *Catathyridium jenynsii* en algunos ambientes, dientudos, viejas de agua y corvinas de río.

5.4.2 Variables ambientales

Variables ambientales registradas durante las salidas de campo

Tabla 5.25. Variables ambientales registradas en cada sitio durante las salidas de campo del programa de áreas de cría

Ambiente	Lugar	Fecha	Hora	Latitud S	Longitud W	pH	Temp °C	Oxígeno mg/l	Oxígeno %	Cond µS	STD g/l	Secchi m
SG	Villa Constitución	1-may-12	19:00	31º04´19,8	57º51´40,9	7,90	17,8	6,47	66,9	78,4	0,0556	0,1
SG	Arapey	1-may-12	16:30	30º57.387'	57º44.708'	8,18	21,9	7,20	80,0	88,8	0.0554	0,4
SG	Mocoretá Grande	1-may-12		30º40.025'	57º52.680'	7,78	19,7	8,94	97,4	115,1	0,0797	0,3
SG	Belén	1-may-12	14:00	30º47.031'	57º46.981'	8,23	21,1	9,43	103,3	56,7	0,0358	1,0
EF	Isla Cambacuá-Laguna	1-may-12	14:18	32º36.686'	58º10.323´	7,70	18,7	9,33	100,0	64,4	0,0425	0,5
EF	Ensenada Farrapos	1-may-12		32º43.512'	58º08.138'	6,91	16,9	5,94	60,5	69,7	0,0479	0,4
EF	Riacho San Román Chico (Saladero)	1-may-12	12:00	32º50.681'	58º05.154'	7,07	17,0	6,57	68,2	88,7	0,0605	0,3
RN	Frente Villa Soriano	1-may-12	13:45	33º22.431'	58º19.044'	7,82	18,1	8,90	91,8	122,6	0,0814	0,4
RN	Rincón de la Higuera	1-may-12	10:00	33º24.529'	58º23.363'	6,69	16,7	3,13	32,0	98,4	0,0676	0,7
RN	Isla Santiago Grande-Ensenada	1-may-12	9:30	33º24.980'	58º22.229'	7,15	17,3	3,05	32,0	106,3	0,0724	0,8
SG	Villa Constitución	1-feb-13	20:32	31º04.312´	57º51.654´	8,29	30,2	6,04		62,1	0,0336	0,6
SG	Mocoretá Grande	1-feb-13	16:05	30º40.242´	57º52.749´	7,84	29,2	6,18	79,3	96,5	0,0533	0,2
SG	Belén	1-feb-13	15:30	30º47.116'	57º47.096'	8,03	29,3	5,98	80.5	62,6	0.0345	0,4
EF	Isla Cambacuá-Laguna	1-feb-13	15:40	32º36.666'	58º10.276'	7,96	29,0	6,02	73,0	68,1	0,0377	0,6
EF	Isla Montaña (Arenal frente a Puerto Viejo)	1-feb-13	16:10	32º28.207'	58º09.420'	7,77	29,0	6,80	66.7	63,2	0,0348	0,4
EF	Ensenada Farrapos	1-feb-13	17:10	32º43.505'	58º08.120´	7,06	27,3	4,95	60,0	87,3	0,0493	0,5
EF	Riacho San Román Chico (Saladero)(Montañez)	1-feb-13	18:20	32º50.414´	58º05.370'	7,38	27,4	6,70	84,1	62,6	0,0352	0,8
RN	Islote Filete (Villa Soriano)	1-feb-13	19:00	33º22.478'	58º19,044'	8,60	28,2	7,71	94,0	122,3	0.0687	0,7
RN	Frente a Villa Soriano (Saco Islote Filete)	1-feb-13	19:10	33º22.288'	58º19.101'	8,55	29,2	7,80	101,5	126,7	0.069	0,6
RN	Frente a Villa Soriano (Laguna la Tararira)	1-feb-13	19:20	33º22.480'	58º19,506'	7,90	29,0	5,90	79,8	123,7	0,0681	0,6
RN	Rincón de la Higuera	1-feb-13	10:10	33º24.683'	58º23.415'	7,41	24,2	5,91	62,8	111,5	0,0664	0,6
RN	Isla Santiago Grande(Bolson de la Higuera)	1-feb-13	10:35	33º26.409'	58º23.102'	7,57	23,5	5,09	60,0	110,5	0,0670	0,5
SG	Villa Constitución	1-ene-14	20:00	31º04.312´	57º51.654´	8,26	29,4	5,40	69,5	101,9	0,0588	0,5
SG	Belén	1-ene-14	20:00	30º47.116'	57º47.096'	8,50	28,6	7,96	102,9	79,5	0,0426	0,5
EF	Isla Cambacuá-Laguna	1-ene-14	17:00	32º36.666'	58º10.276'	7,24	31,4	7,36	91,6	71,9	0,0382	0,2
EF	Isla Montaña (Arenal frente a Puerto Viejo)	1-ene-14	17:00	32º28.207'	58º09.420'	7,70	25,5	7,67	96,8	71,5	0,0421	0,4

pH

Predominancia de sitios con ambientes básicos. El Embalse de Salto Grande en conjunto presenta los valores mas elevados de la escala (superiores a 8). Solamente en la campaña de

Otoño de 2012, aparecen valores cercanos a la neutralidad en estaciones del ambiente de río Negro.

Temperatura del Agua

Las variaciones en la temperatura siguen las pautas de las variaciones estacionales. Para los ambientes estudiados la temperatura del agua, tiene un comportamiento homogéneo. El embalse de Salto Grande es donde en verano se registran las temperaturas más elevadas.

Conductividad

El ambiente de bocas del río Negro, parece ser un ambiente homogéneo en sus valores de conductividad para el conjunto de campañas, siempre más altos que en los Esteros e Islas y los registrados en el Embalse de Salto Grande. Ambiente éste, que presenta la mayor variabilidad en la estación de Belén en todas las campañas y Villa Constitución durante la campaña de verano del 12-13.

Oxígeno disuelto

La campaña de Otoño de 2012, muestra concentraciones elevadas, especialmente en SG y EF y algunos lugares de las bocas del río Negro. Esta situación no se ha observado en las campañas de verano, con la excepción de Villa Constitución en el verano de 2013-14.

Sólidos totales disueltos

Las estaciones correspondientes a las bocas de río Negro son las mas homogéneas y con concentraciones de sólidos disueltos más elevadas que el resto de ambientes. El embalse de Salto Grande por el contrario es el ambiente donde se han registrado los valores máximos y mínimos más extremos, de forma notable en la campaña de Otoño de 2012 y en menor medida en el verano de 2012-13.

Visibilidad del disco de Secchi

Los registros de visibilidad del disco de Secchi, siguen una pauta similar a la registrada en las mediciones de Sólidos Disueltos, con el mismo comportamiento de SG anotado previamente, y donde Belén presenta visibilidades de 1 m frente a los 0,2 m del brazo Mocoretá. Lugar este que tiene valores bajos durante Otoño de 2012 y el verano de 2012-13.

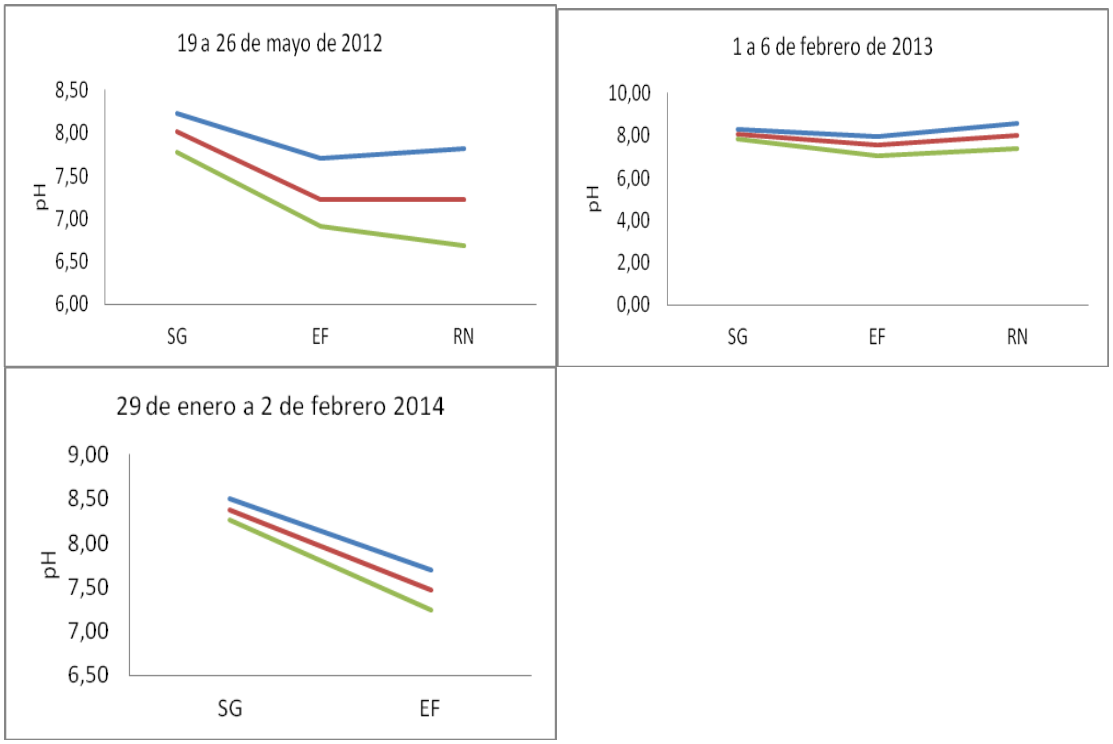


Figura 5.45 Valores medios (rojo), mínimos (verde) y máximos (azul) de pH, (en unidades de pH), agrupados por ambientes.El número de observaciones es distinto para cada período, dependiendo de los ambientes estudiados en cada caso.

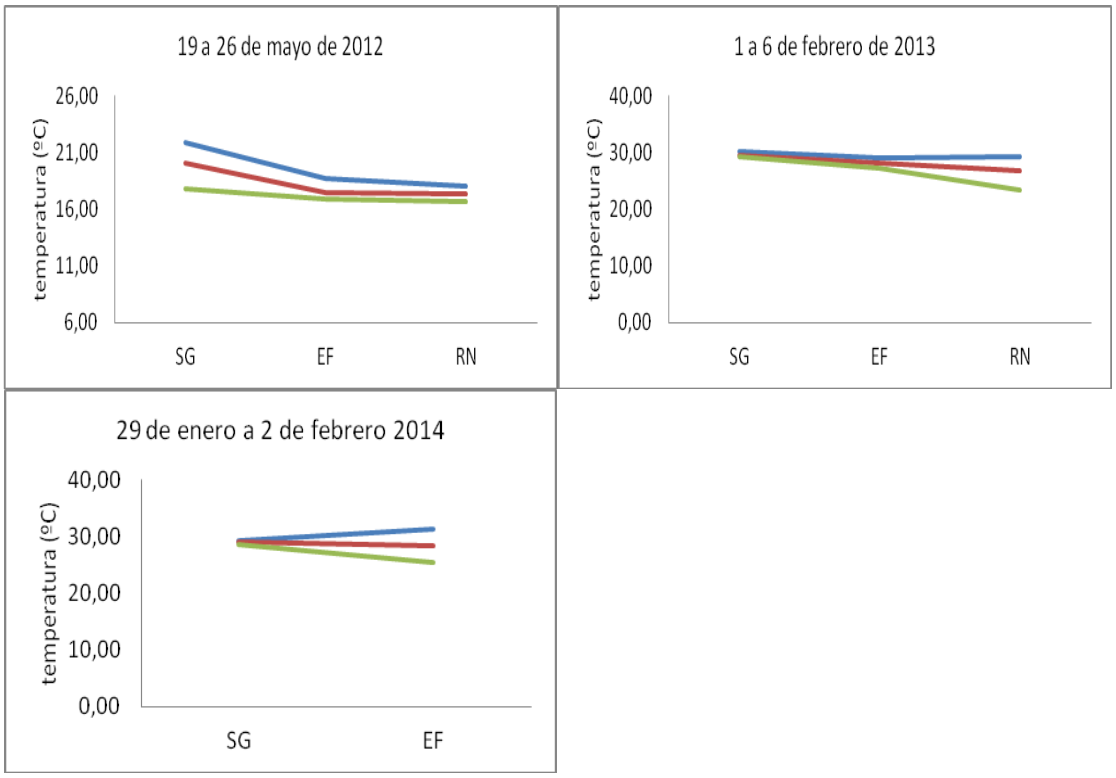


Figura 5.46. Valores medios (rojo), mínimos (verde) y máximos (azul) de temperatura del agua (ºC), agrupados por ambientes. El número de observaciones es distinto para cada período, dependiendo de los ambientes estudiados en cada caso.

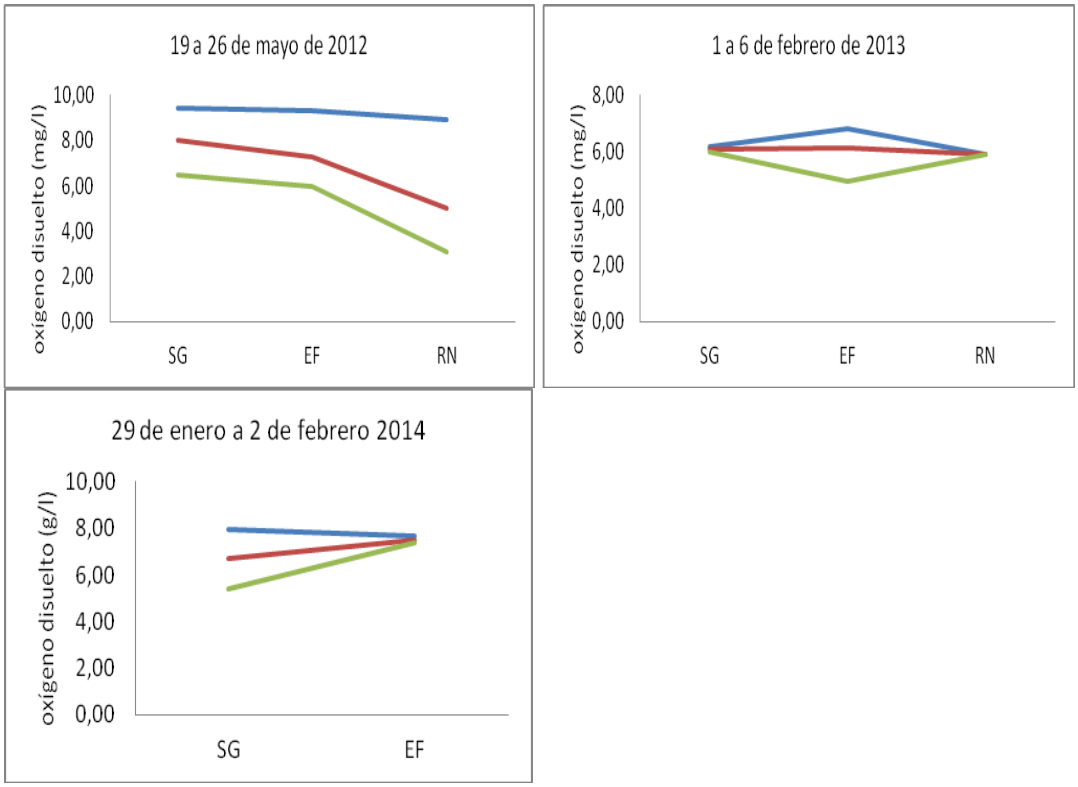


Figura 5.47. Valores medios (rojo), mínimos (verde) y máximos (azul) de oxigeno disuelto (g.l), agrupados por ambientes. El número de observaciones es distinto para cada período, dependiendo de los ambientes estudiados en cada caso.

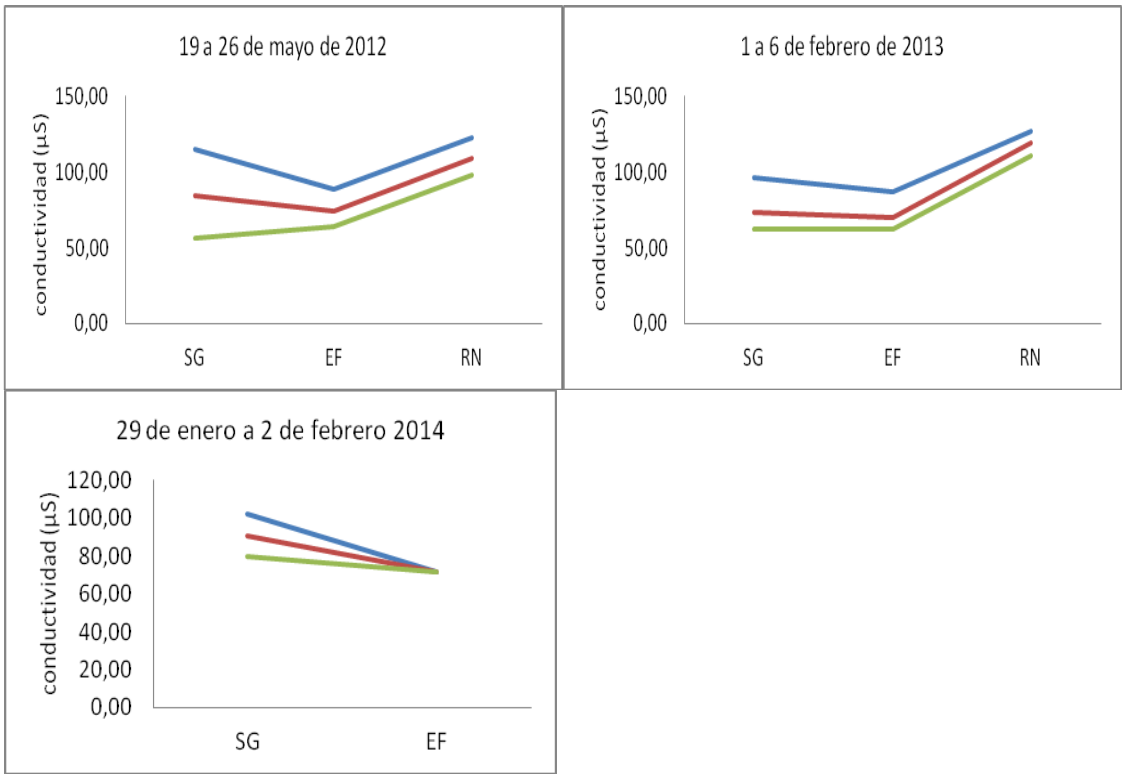


Figura 5.48. Valores medios (rojo), mínimos (verde) y máximos (azul) de conductividad del agua (µS), agrupados por ambientes. El número de observaciones es distinto para cada período, dependiendo de los ambientes estudiados en cada caso.

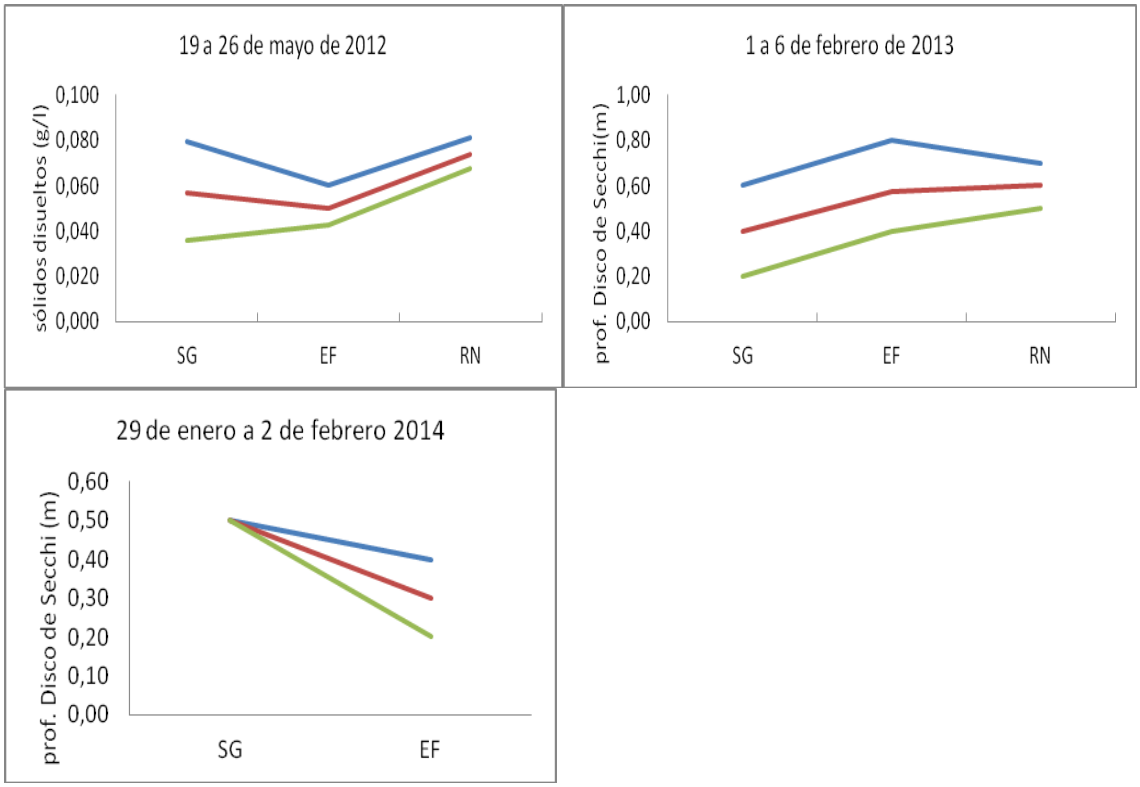


Figura 5.49. Valores medios (rojo), mínimos (verde) y máximos (azul) de visibilidad del disco de Secchi (m), agrupados por ambientes. El número de observaciones es distinto para cada período, dependiendo de los ambientes estudiados en cada caso.

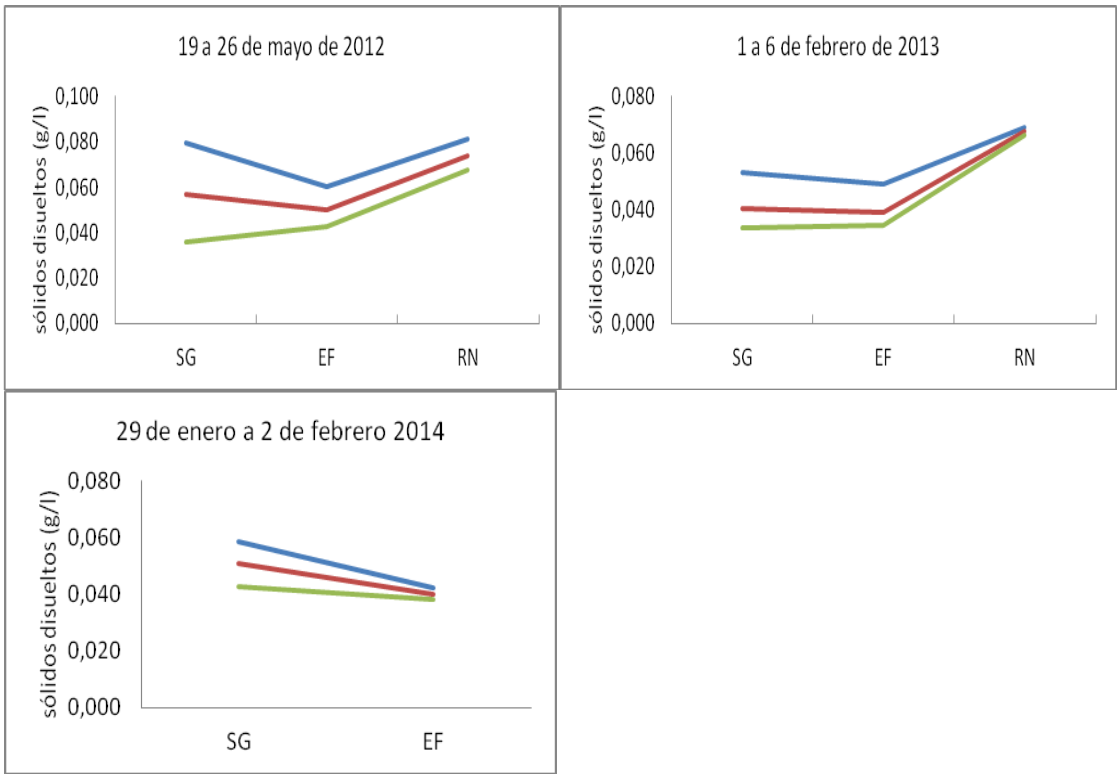


Figura 5.50. Valores medios (rojo), mínimos (verde) y máximos (azul) de concentración de sólidos disueltos en suspensión (g/l), agrupados por ambientes. El número de observaciones es distinto para cada período, dependiendo de los ambientes estudiados

en cada caso.

5.4.3 Condiciones meteorológicas durante el relevamiento de las áreas de cría

Mayo 2012 Durante el transcurso de la campaña no se registraron variantes atmosféricas de relevancia y los vientos fueron de moderados a suaves generalmente del NE. La temperatura ambiente y superficial del agua fue relativamente elevada con relación a lo esperado para la época del año. La nubosidad fue en general alta y solo un día se registraron precipitaciones intensas. Con respecto a las condiciones hidrométricas, el nivel del agua era bajo aunque no en extremo como era esperable dada la sequía prolongada. El acceso a los sitios de muestreo fue siempre posible sin dificultades. La precipitaciones, aunque no muy importantes, de los días previos a la campaña determinaron el arrastre de materia orgánica y compuestos húmicos que se reflejaron en el color (aguas negras) de casi todos los cursos de agua afluyentes al río Uruguay. La baja circulación de agua y las relativamente altas temperaturas explican la presencia muy importante de algas verdes del género *Microcystis* en gran parte de los ambientes relevados y en el curso principal del río

Febrero 2013. Durante el transcurso de la campaña no se registraron variantes atmosféricas de relevancia: los vientos fueron moderados a suaves, la temperatura ambiente acorde a lo esperado para la estación anual, y la nubosidad fue muy baja o nula. El nivel del agua del embalse era alto, hecho que puede adjudicarse a las lluvias copiosas en el mes de noviembre y diciembre en el área, así como en sus afluentes. Este fenómeno se repitió en los Esteros de Farrapos, donde el nivel de agua también era elevado.

Febrero 2014 Durante la campaña se registraron precipitaciones intensas y sostenidas y tormentas de eléctricas y vientos fuertes pero las condiciones hidrométricas no correspondían a un evento de inundación. En el Embalse de Salto Grande el nivel del lago era extremadamente bajo (récord histórico para las campañas de este programa) y se evidenciaban grandes áreas emergidas y el color y turbidez del agua en los sitios de colecta de Villa Constitución y Belén no eran habituales para los sitios. Esto no se identifica claramente en los parámetros ambientales registrados en los sitios y no es posible atribuir causalidad al fenómeno y efectos en la biota acuática. En cambio aguas debajo de la presa las condiciones

hidrológicas estaban dentro de parámetros medios, no habiendo ya situación de inundación y desbordes como los que se habían reportado para meses anteriores

Hidrometría

Para todo el tramo del río Uruguay comprendido entre Bella Unión y Nueva Palmira (Figs. 5.51 a Figura 5.56), los registros del altura del cauce, en los meses previos a la campaña de Otoño de 2012, muestran una predominancia de valores por debajo del valor medio, en tanto que para el verano 2012- 2013, se aprecian al menos dos períodos de valores por encima de la media a partir de enero de 2012, que son de mayor intensidad y duración que los observados en setiembre a octubre de 2013, previos a la campaña de Verano de 2013-2014.

Estos eventos muestran una amplitud diferente en los registros de cada estación hidrométrica seleccionada, debida posiblemente al efecto combinado de las distintas conformaciones del cauce del río en cada lugar, los aportes de los tributarios y especialmente en la regulación que se introduce en el manejo de vertidos desde el Embalse de Salto Grande

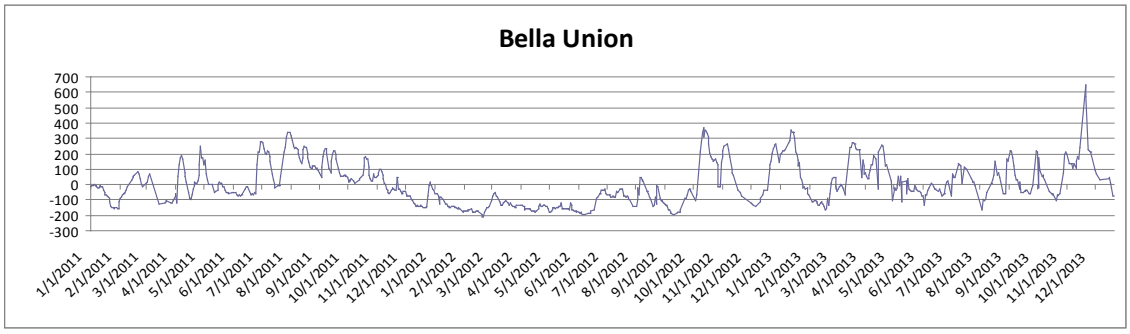


Figura 5.51. Registros de altura del cauce del Río Uruguay en Bella Unión.

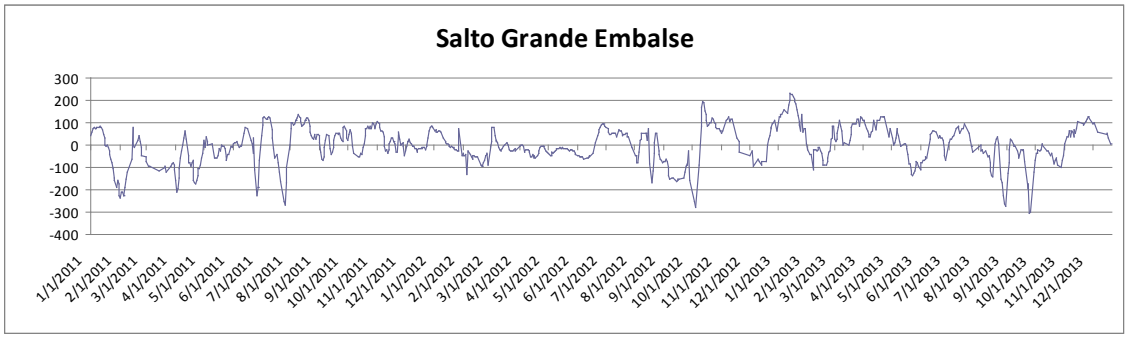


Figura 5.52. Registros de altura del cauce del Río Uruguay en Salto Grande Embalse.

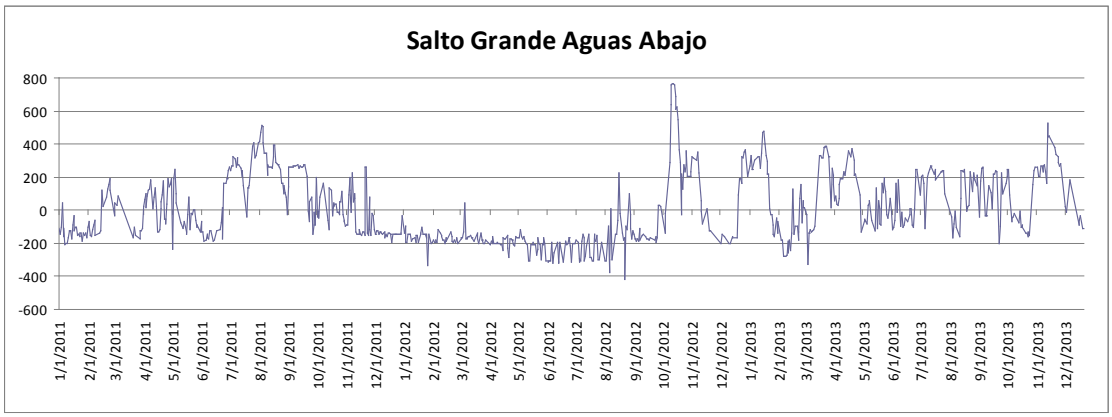


Figura 5.53. Registros de altura del cauce del Río Uruguay en Salto Grande Aguas Abajo.

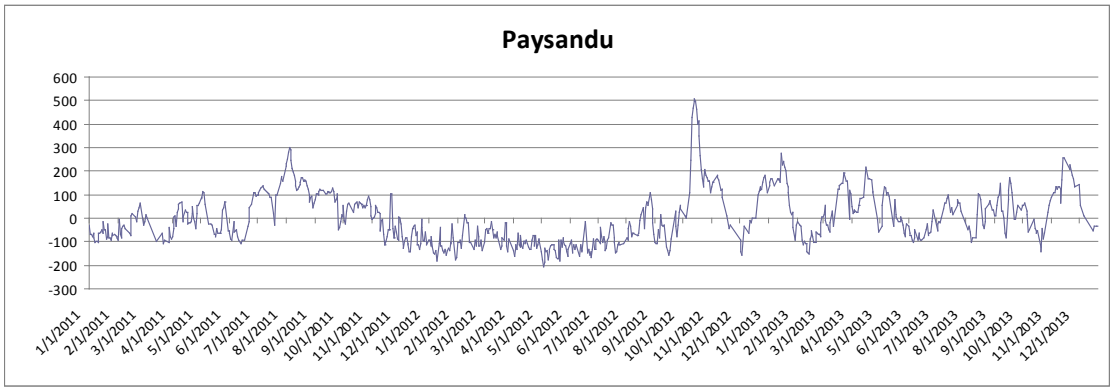


Figura 5.54. Registros de altura del cauce del Río Uruguay en Paysandú.

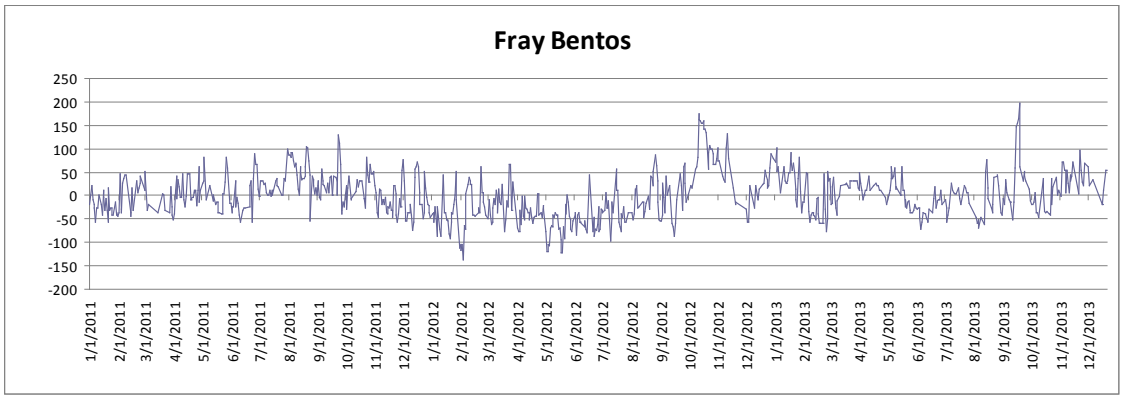


Figura 5.55. Registros de altura del cauce del Río Uruguay en Fray Bentos.

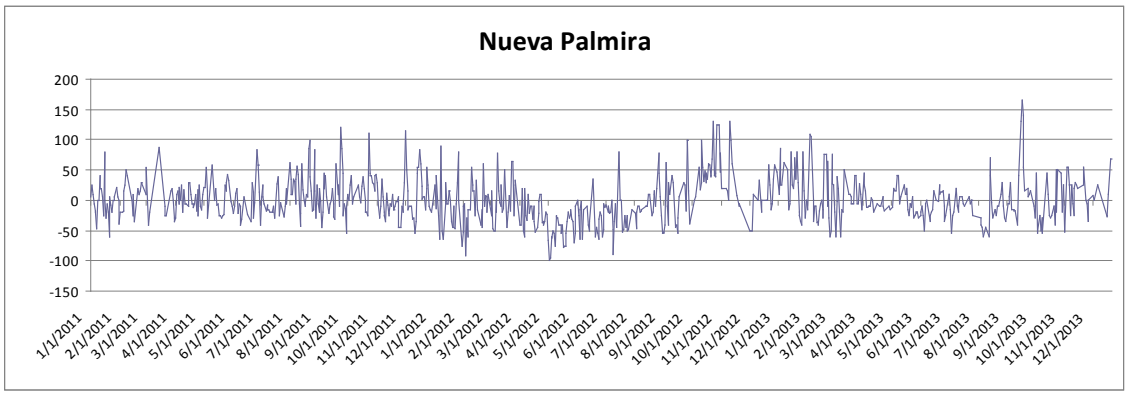


Figura 5.56. Registros de altura del cauce del Río Uruguay en Nueva Palmira.

Registros de temperaturas en el río Uruguay

La incorporación de los registros de temperatura del agua y de los niveles del agua, proporcionados por la CARU e incorporados en el presente informe son muy valiosos, en tanto que permiten prestar atención a las variaciones de temperatura del agua en distintos puntos de la columna de agua, al menos para el Embalse de Salto Grande, de series de datos con continuidad mayor que las obtenibles puntualmente durante la realización de las campañas de evaluación.

La evolución temporal de las temperaturas del agua, presenta regularidades anuales, las que se preservan en todas las profundidades disponibles. Aun cuando es necesario un estudio más detallado, a los efectos de este informe se muestran en las tablas 5.26 y 5.27, de manera preliminar y sumaria los valores mínimos, medios y máximos promediados para los años 2012 y 2013. Estos valores permiten ponderar tentativamente los valores límites que definen las condiciones de vida de las poblaciones de peces en el período en estudio.

Tabla 5.26. Temperaturas máximas, mínimas y promedio para el año 2012.

Localidad/Sitio	temperatura media ºC	temperatura máxima ºC	temperatura mínima ºC
Salto Grande -1 m	21,61	33,05	10,96
Salto Grande -4 m	20,83	30,12	10,96
Salto Grande -6 m	21,53	29,95	11,82
C. del Uruguay -1 m	19,58	29,12	12,88

Tabla 5.27. *Temperaturas máximas, mínimas y promedio para el año 2013*

Localidad/Sitio	temperatura media ºC	temperatura máxima ºC	temperatura mínima ºC
Salto Grande -1 m	20,4	31,26	12,1
Salto Grande -4 m	19,85	28,82	12,15
Salto Grande -6 m	20,69	29,05	12,98
C. del Uruguay -1 m	20,86	32,81	12,88

.

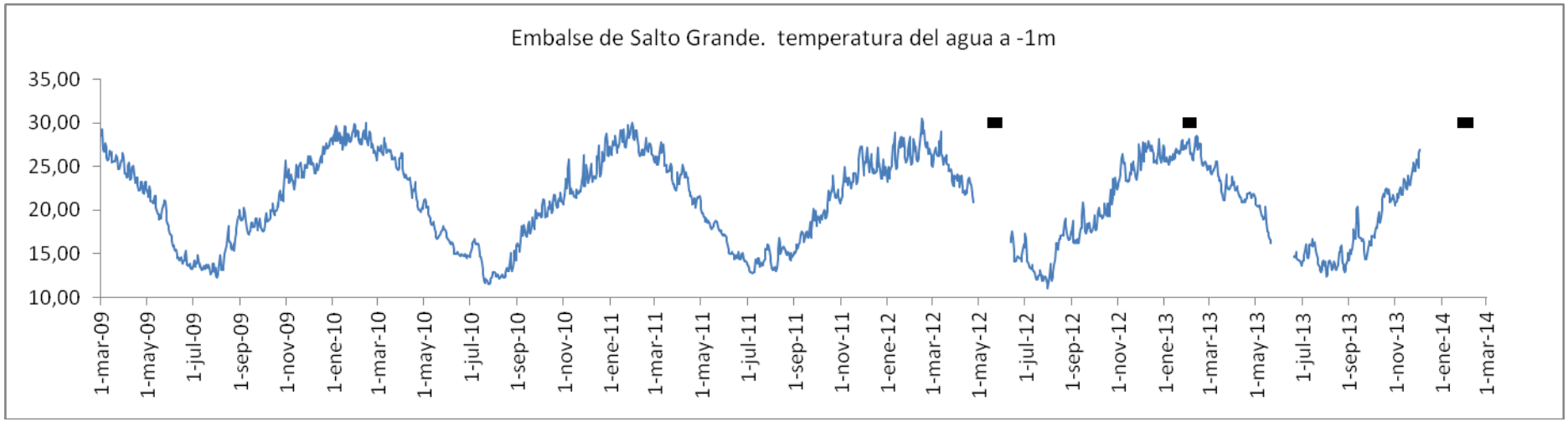


Figura 5.57. Embalse de Salto Grande. Promedios diarios de temperatura del agua tomados a -1 m de profundidad.

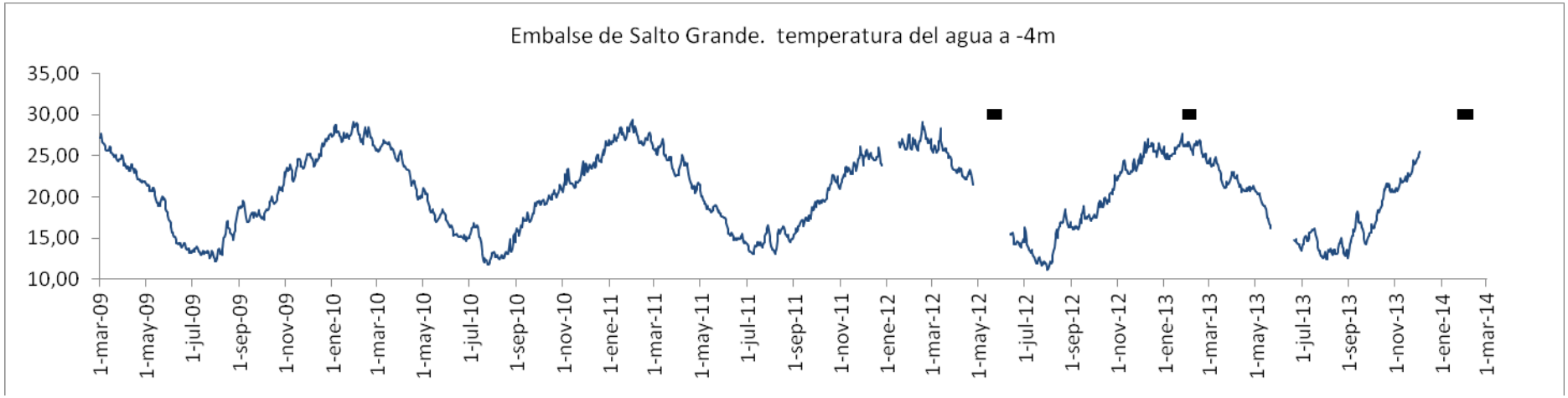


Figura 5.58. Embalse de Salto Grande. Promedios diarios de temperatura del agua tomados a -4 m de profundidad.

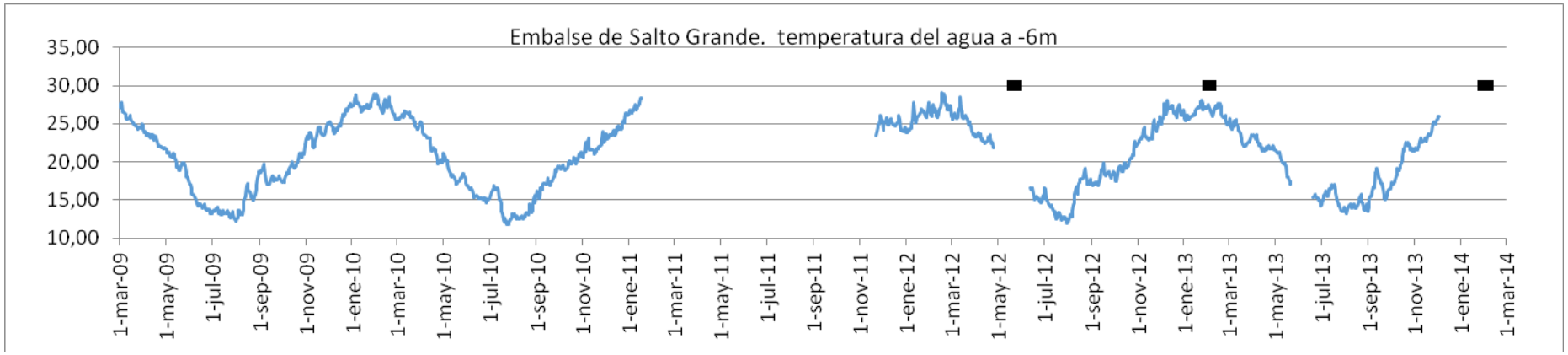


Figura 5.59 Embalse de Salto Grande. Promedios diarios de temperatura del agua tomados a -6 m de profundidad.

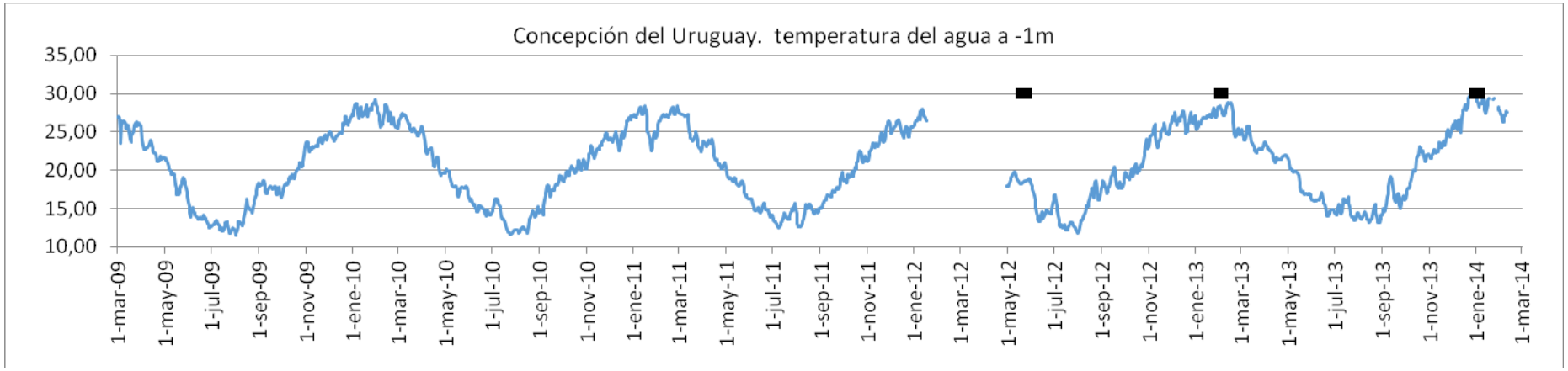


Figura 5.60 Estación de Concepción del Uruguay. Promedios diarios de temperatura del agua tomados a -6 m de profundidad.

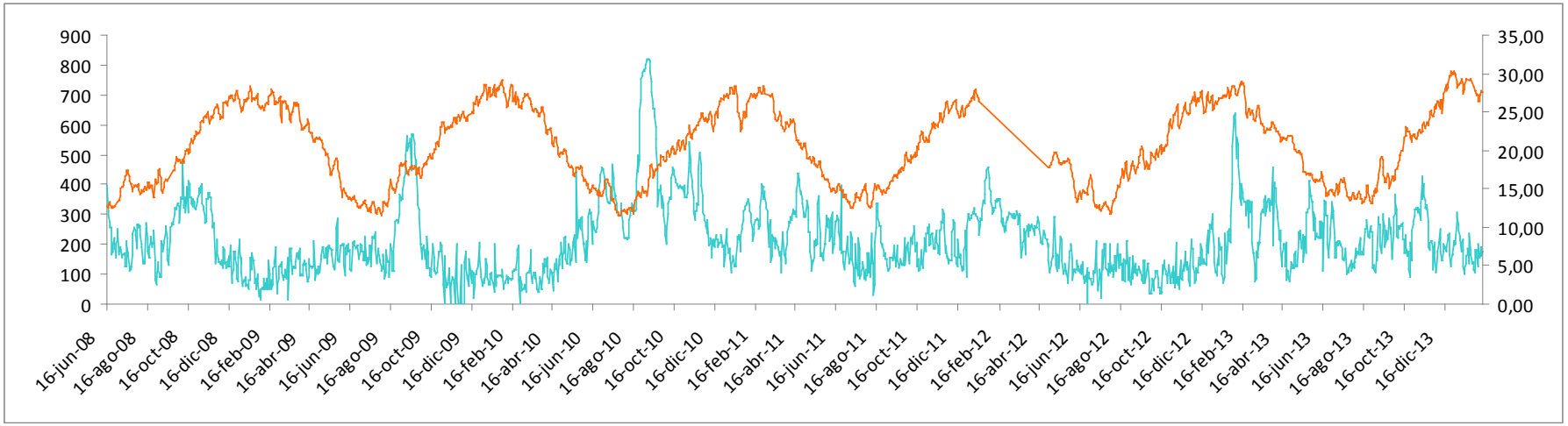


Figura 5.61. Registros promedio de altura del cauce y temperatura del agua del Río Uruguay.

5.5 Conclusiones generales

5.5.1 Especies e índices de diversidad

Especies

Se recolectaron, con los dos artes de pesca utilizados (arrastre y enmalle), 48 especies de peces en otoño y 64 y 51 en verano de 2013 y 2014 respectivamente. Estos valores representan una proporción menor de las aproximadamente 120 especies colectadas en el marco de este programa. La desagregación por ambientes muestra una predominancia del número de taxones presentes en SG sobre los ambientes ubicados aguas abajo.

Characiformes y Siluriformes contuvieron la mayor proporción de familias y especies.

Los Characiformes se distribuyeron en 9 familias (Acestrorhynchidae, Anostoidae, Characidae, Crenuchidae, Curimatidae, Cynodontidae, Erythrinidae, Parodontidae y Prochilodontidae) y un total de 56 especies. Corresponde a la Familia Characidae el mayor número de ellas (34). Se contabilizaron para los Siluriformes 9 familias (Aspredinidae, Auchenipteridae, Callichthydae, Doradidae, Heptapteridae, Loricaridae, Pimelodidae, Pseudopimelodidae y Stegophilinae) y 34 especies, correspondiendo el mayor número de especies a las familias Loricaridae (14) y Pimelodidae (6) respectivamente.

Diversidad específica H'

En la mayoría de los ecosistemas naturales el valor de este índice varía entre 0,5 y 5, aunque su valor normal está entre 2 y 3; valores inferiores a 2 se consideran bajos y superiores a 3 son altos. En el **arrastre** los tramos o ambientes muestreados (EF y SG) dan valores de H' entre 2,5 y 2,3 para las campañas de Verano 2013 y 2014 y de 1,15 para la de Otoño. En el **enmalle**, donde se muestrean 3 ambientes (EF, RN y SG) los valores de H' varían entre 2,1 y 2,2 para otoño y verano de 2012 y más bajos en el verano de 2013 (1,7), no habiéndose muestreado RN en 2014.

Índice de Margalef

Valores de este índice inferiores a dos son considerados como propios de zonas de baja biodiversidad y valores superiores a cinco son indicativos de alta biodiversidad. En la mayoría de situaciones, tanto para arrastres como para enmalles, el índice acumulado por ambientes arroja

valores mayores que los obtenidos en cada estación de muestreo. Los valores obtenidos del índice acumulado en el arrastre fueron 2,52; 4,22 y 3,49 y en el enmalle 4,07; 5,06 y 2,2; en las campañas de otoño 2012, verano 2012-2013 y verano 2013-2014 respectivamente. No obstante durante la campaña de otoño de 2012, Villa Constitución, Cambacuá 2 e Isla Soriano, así como en Villa Constitución para el Verano de 2013, dan valores más elevados que el conjunto de estaciones de cada ambiente.

5.5.2 Densidad (CPUA y CPUE) de todas las especies y de las especies migratorias de importancia comercial

Las densidades medias en el arrastre (CPUA g/m2) calculadas para todas las especies en el período en estudio fueron 18,9 en otoño, 24,93 en verano 2013 y 48,19 en verano 2014. Las densidades medias en el enmalle (CPUE g/m^2) calculadas para todas las especies en el período en estudio fueron 11,85 en otoño 2012, 25,58 en verano 2013 y 37, 28 en verano 2014.

Sábalo.

En el arrastre solamente se capturaron sábalos en verano de 2013 en el ESG y la densidad varió entre 3,1 en Mocoretá y 23,26 en Villa Constitución. En el enmalle los sábalos se capturaron en Otoño 2012 en los 3 tramos estudiados y las densidades variaron entre 0,23 en Mocoretá y 14,7 en Farrapos, con sitios con valores altos también en el río Negro. En verano de 2013 igualmente se encontraron sábalos en los 3 tramos siendo las CPUE 1,72 en Villa Constitución, 6,6 en Mocoretá y variaron entre 0,8 y 30,2 en Río Negro. Por último en verano 2014 se capturaron sábalos en los dos tramos relevado correspondiendo las capturas en ESG a Villa Constitución (3,2) y Belén (6,5) y en EF a la estación Frente a San Javier (9,6).

No se registró en las campañas de verano 2013 y 2014 la presencia de ejemplares juveniles de sábalo (< 10 cm = 0+) en el Embalse de Salto Grande, excepto en 2013 en el Embalse de SG. No se encontraron tampoco en el tramo bajo del Río Uruguay. Estos juveniles se habían observado en años anteriores, aunque en abundancia es variables, y correspondían a desoves recientes (en torno a 1 mes de anterioridad con relación a la fecha de muestreo), desencadenados por los picos de inundación de noviembre-diciembre. En las campañas analizadas los sábalos fueron capturados casi

exclusivamente con redes de enmalle en las campañas de otoño 2012 y verano de 2014. En verano de 2013 se capturaron ejemplares tanto en el arrastre como en el enmalle de tallas superiores a 10 (ls cm), que corresponderían a individuos de 1 o 2 años de edad de desoves anteriores a la primavera 2012. La mayor parte de los ejemplares en estos muestreos provinieron del tramo medio.

La metodología o las fechas de muestreo no permitieron identificar ejemplares de tallas 0+ tempranas. La ocurrencia de sábalo de tallas inferiores a la talla de primera madurez (0+ 1+ y 2+) es detectable y relevante en el tramo medio y bajo en los años de crecientes extraordinarias como las observadas en 2009-2010. En años de niveles medios y bajos del río, con picos de inundación en primavera-verano de magnitud moderada, la metodología y las fechas de muestreos solo permitieron identificar áreas de cría primarias (0+) en el tramo medio, y áreas de cría secundarias (1+ y 2+) en el tramo bajo. Esto puede ser atribuible a la baja intensidad de muestreo, a la escasa representatividad de los sitios elegidos para la talla correspondiente a los 0+ y a una muy baja intensidad de desoves especialmente en el tramo bajo del río. Los ejemplares capturados de sábalo corresponden igualmente a desoves en el tramo medio o bajo del río Uruguay y que siguiendo la hipótesis de Fuentes et al. 2014, pueden incluso haber sido transferidos desde el tramo medio al bajo. Es posible afirmar igualmente que son independientes de los desoves del río Paraná, dado que se descarta un eventual desplazamiento aguas arriba de ejemplares de las tallas encontradas.

El sábalo es una especie altamente migratoria y es probable que el éxito de la reproducción y la ocupación masiva subsecuente en las áreas de cría disponibles en el tramo medio y bajo del río Uruguay y en sus tributarios, se corresponda con años de inundación excepcional y otros años aporten al sistema números menores de individuos.
La densidad máxima (CPUA g/m2) en los diferentes años de este período 2012-2013 y en los veranos 2013 y 2014, fue menor a la observada en 2009.

Boga.
En el arrastre las bogas solo se capturaron en el ESG (Arapey) en densidades bajas (0,82) en otoño 2012 y en cambio estuvieron presentes tanto aguas arriba como abajo del embalse en las campañas de verano en densidades proporcionalmente altas que variaron entre 0,15 en Mocoretá y 1,52 en Farrapos en Verano 2013 y entre 26,44 en Belén y 0,13 frente a San Javier, encontrándose

igualmente densidades altas en el tramo Estero de Farrapos e islas. En los enmalles de Otoño 2012 las bogas de presentaron valores de CPUE = 8,7 en EF (Cambacuá) y variaron entre 2,9 y 4,6 en sitios del Río Negro. En verano de 2013 se encontraron bogas en los 3 tramos con valores de CPUE bajos, que fueron 0,002 en Villa Constitución, 0,8 en Cambacuá y variaron en el río Negro entre 0,6 frente a Villa Soriano y 2,4 en la Ensenada de Farrapos. En verano de 2014 solamente se capturaron bogas con enmalle en el ESG (Belén) y la CPUE fue 14,9.

En verano de 2013 y 2014 se observó la presencia de bogas de tallas (rango) correspondientes a individuos de desoves recientes (0+ tempranos) tanto en el tramo medio como bajo de río. A pesar del carácter altamente migratorio de la boga es posible suponer que tiene la capacidad de reproducirse con éxito en eventos de inundación (o de la sucesión de eventos) primaverales de moderada magnitud y no depende de la misma manera que el sábalo y otros grandes migradores, como dorados y surubíes, de los eventos extraordinarios de inundación. En ambas especies las tallas encontradas corresponden a las de ejemplares juveniles.

Otras especies altamente migratorias

La ausencia, en las áreas de cría relevadas en este período, de dorado y surubí así como de otras especies migratorias, puede ser atribuible a defectos de muestreo (insuficientes áreas relevadas y al desfasaje con relación al período óptimo de muestreo con respecto a la ocupación de esas áreas por esas especies, aun cuando también se explica por la proporción siempre menor de los predadores tope con respecto a especies de niveles tróficos más bajos.

5.5.3 Aporte de ictiomasa de las áreas de cría

La estimación del aporte de biomasa de las áreas de cría, incluyendo a ejemplares juveniles y ejemplares de tallas adultas de las especies de porte pequeño, en escenarios de anegación media como el que correspondería al período analizado, tuvieron en el Embalse de Salto Grande valores de 639 t, 55 t y 450 t en otoño 2012, verano 2013 y verano 2014 respectivamente. En el tramo bajo comprendido entre Salto Grande y Fray Bentos-Gualeguaychú los valores en esos años fueron respectivamente 7.841 t, 1.530 y 13.395 t.

5.5.4 Variables ambientales

En mayo 2012 la temperatura ambiente y superficial del agua fue relativamente elevada (17 a 21 ºC). El nivel del agua era bajo aunque no en extremo como era esperable dada la sequía prolongada. La precipitaciones de los días previos a la campaña determinaron el arrastre de materia orgánica y compuestos húmicos que se reflejaron en el color (aguas negras) de casi todos los cursos de agua afluyentes al río Uruguay. En febrero de 2013 la temperatura del agua varió entre 27,3 y 30,2 ºC y fue acorde a lo esperado para la estación anual. El nivel del agua en el embalse así como aguas abajo era alto, hecho que puede adjudicarse a las lluvias copiosas en el mes de noviembre y diciembre en el área, así como en sus afluentes. En enero de 2014 la temperatura en los sitios de muestreo varió entre 25,5 y 31,4 ºC. En el Embalse de Salto Grande el nivel del lago era extremadamente bajo (récord histórico para las campañas de este programa) y se evidenciaban grandes áreas emergidas y el color y turbidez del agua en los sitios de colecta de Villa Constitución y Belén no eran habituales para los sitios. Esto no se identifica claramente en los parámetros ambientales registrados en los sitios. En cambio aguas debajo de la presa las condiciones hidrológicas estaban dentro de parámetros medios, no habiendo ya situación de inundación y desbordes como los que se habían reportado para meses anteriores

La incorporación de los registros de temperatura del agua y de los niveles del agua, proporcionados por la CARU e incorporados en el presente informe son muy valiosos, en tanto que permiten prestar atención a las variaciones de temperatura del agua en distintos puntos de la columna de agua, al menos para el Embalse de Salto Grande, de series de datos con continuidad mayor que las obtenibles puntualmente durante la realización de las campañas de evaluación.

La evolución temporal de las temperaturas del agua (º C), presenta regularidades anuales, las que se preservan en todas las profundidades disponibles. Los valores mínimos, medios y máximos promediados para el año 2012 (-1 m de profundidad) fueron en SG 10,96; 21,61 y 33,05 respectivamente. En igual orden en Concepción del Uruguay estos valores fueron 12,88; 19,58 y 29,12. En 2013 a igual profundidad (-1 m) estos valores fueron en SG 12,1; 20,4 y 31,26 y 33,05. En el mismo orden en Concepción del Uruguay estos valores fueron 12,88; 20,86 y 32,81. Estos valores permiten ponderar tentativamente los valores límites que definen las condiciones de vida de las poblaciones de peces en el período en estudio.

Para todo el tramo del río Uruguay comprendido entre Bella Unión y Nueva Palmira los registros del altura del cauce, en los meses previos a la campaña de Otoño de 2012, muestran una predominancia de valores por debajo del valor medio, en tanto que para el verano 2012- 2013, se aprecian al menos dos períodos de valores por encima de la media a partir de enero de 2012, que son de mayor intensidad y duración que los observados en setiembre a octubre de 2013, previos a la campaña de Verano de 2013-2014.

5.6 Bibliografía

Able KW & Hagan SM, 2003. The impact of common reed *Phragmites australis*, on Essential Fish Habitat: influence on reproduction, embryological development and larval abundance of mummichog (*Fundulus heteroclitus*). Estuaries 26 (1), pp. 40-50.

Able KW, 1999. Measures of juvenile fish habitat quality: examples from a National Estuarine Research Reserve. In: Benaka L.R. (Ed.), Fish Habitat: Essential Fish Habitat and Rehabilitation. American Fisheries Society Symposium 22, Bethesda, Maryland, pp. 134-147.

Able KW, 2005. A re-examination of fish estuarine dependence: Evidence for connectivity between estuarine and ocean habitats. Estuarine, Coastal and Shelf Science 64, pp. 5-17.

Agostinho AA, Gomes LC, Susuki HI & Júlio Jr. HF, 2003. Migratory fishes of de Upper Paraná River basin, Brasil. *In*: Carolsfeld, J., Harvey, B., Baer, A. & Ross, C. (eds.), Migratory fishes of South América: Biology, social importance and conservation status. 372 pp.

Ahlstrom EH & Moser HG, 1976. Eggs and larvae of fishes and tehir role in systematic investigations and in fisheries. Revue des travaux de L'Institut des peches Maritimes, Nantes, v.40, n ¾, pp. 379-398.

Baird RC, 1999. Part one: essential fish habitat perspective. In: Benaka L.R. (Ed.), Fish Habitat: Essential Fish Habitat and Rehabilitation. American Fisheries Society Symposium 22, Bethesda, Maryland, pp. 1-2.

Beck MW, Heck Jr. KL, Able KW, Childers D, Eggleston D, Gillanders BM, Halpern B, Hays C, Hoshino K, Minello T, Orth R, Sheridan P & Weinstein M, 2001. The identification, conservation and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. Bioscience 51 (8), pp. 633—641.

Beck MW, Heck Jr. KL, Able KW, Childers DL, Eggleston DB, Gillanders BM, Halpern BS, Hays CG, Hoshino K, Minello TJ, Orth T., Sheridan PF & Weinstein MP, 2003. The role of near shore ecosystems as fish and shellfish nurseries. Issues in Ecology, Ecological Society of America 11, pp. 1-12.

Benaka LR, 1999. Fish Habitat: Essential Fish Habitat and Rehabilitation. American Fisheries Society Symposium 22, Bethesda, Maryland.

Bonetto AA, & Castello HP, 1985. Pesca y piscicultura en aguas continentales de América Latina. OEA. Serie Biología. Monografía nº 31. 118 pp.

Carolsfeld J, Harvey B, Ross C & Baer A, 2003. Migratory fishes of South America: Biology, fisheries and conservation status. Co-published by IDRC and The World Bank. 372 pp.

CARU. Programa de conservación de la fauna íctica y los recursos pesqueros del Río Uruguay. Informe bianual 2010-2011. Referenciada: 28 mayo 2015:

http://www.caru.org.uy/web/institucional/subcomisiones/subcomision-tecnica-pesca-y-otros-recursos-vivos/

Comisión Administradora del Río de la Plata (CARP) - Comisión Administradora del Río Uruguay (CARU), Dirección de Pesca Continental (DPC-MAGyP, RA) y Dirección Nacional de Recursos Acuáticos (DINARA-MGAP, ROU). 2012. Proyecto de evaluación de los recursos ícticos del bajo Río Uruguay y el Río de la Plata interior. pp.117

(http://64.76.123.202/site/pesca/pesca_continental/04=informes/01-baja%20cuenca%20parana-plata/_archivos/_archivos1/010000_Informe%20del%20primer%20ciclo%20invierno%202011%20y%20verano%202012.pdf

Chebataroff J, 1969. Relieve y Costas. Colección Nuestra Tierra Nº3. Editorial Nuestra Tierra, Montevideo. 68 pp.

Clements, W. & Newman M.C., 2002, Community ecotoxicology, Reino Unido. 336 pp. Referenciada: 15 de abril de 2009: http://biolambiental.posgrado.unam.mx/pdf/Ejercicios.pdf

Delfino R y Baigún C, 1985. Marcaciones de peces en el embalse de Salto Grande. Río Uruguay. (Argentina-Uruguay). Rev.Assoc.Nat. Litor., St Tomé 16(1):85-93.

Dománico A, Colautti D, Baigún C, Firpo Lacaste F % De Simona S, 2014. Primer Informe Técnico de la Campaña de Relevamiento de Peces en el Bañado La Estrella. Dirección de Pesca Continental, Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, MAGyP. Bs. As., Informe Técnico nº 11: 1-21 http://www.minagri.gob.ar/site/pesca/pesca_continental/index.php

Ellis JR, Milligan SP, Readdy L, Taylor N & Brown MJ, 2012. Spawning and nursery grounds of selected fish species in UK waters. Sci. Ser. Tech. Rep., Cefas. Lowestoft, 147: 56 pp.

Errea A, Loureiro M & Teixeira de Mello F, 2008. Distribución de juveniles de peces en el Río Uruguay (Uruguay). IX jornadas de Zoología del Uruguay. Uruguay. p.107.

Errea A, Loureiro M & Teixeira de Mello F,2008. Distribución de juveniles de peces e el río Uruguay (Uruguay). IX jornadas de Zoología del Uruguay. Uruguay. p. 107.

Espinach Ros A, 2014 en CARU. Programa de conservación de la fauna íctica y los recursos pesqueros del Río Uruguay. Informe bianual 2010-2011. Referenciada: 28 mayo 2015: http://www.caru.org.uy/web/institucional/subcomisiones/subcomision-tecnica-pesca-y-otros-recursos-vivos/

Espinach Ros A & Sánchez RP (eds.), 2007. Proyecto Evaluación del Recurso Sábalo en el Paraná – Informe de los resultados de la primera etapa 2005-2006 y medidas de manejo recomendadas

Espinach Ros A & Fuentes C M, 2001. Recursos Pesqueros y Pesquerías de la Cuenca del Plata. En Bezzi S, Akselman R & Boschi E. Síntesis del Estado de las Pesquerías Marítimas Argentinas y de

la Cuenca del Plata. Años 1997-1998, con una actualización de 1999. Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Mar del Plata. Argentina.

Espinach Ros A, Sverlij S, Mestre JP, Fabiano G & Amestoy F, 1990. Desplazamientos migratorios de peces marcados en el tramo inferior del río Uruguay. En: Resúmenes de Comunicaciones, 2do Seminario "El río Uruguay. Sus Recursos Pesqueros", Comisión Administradora del Río Uruguay (CARU), Concepción del Uruguay, Entre Ríos, Argentina.

Fuentes CM & Espinach Ros A, 1998. Determinación de las áreas de desove en el río Uruguay aguas arriba y abajo del embalse de Salto Grande. Trabajo presentado en Reunión del la Comisión del Frente Marítimo, Mar del Plata. Diciembre de 1998.

Fuentes CM & Espinach Ros A, 1999. Áreas y épocas de desove de peces migratorios en el Río Uruguay, aguas arriba y abajo del embalse de Salto Grande. Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), 12 pp.

Fuentes CM, 1998. Deriva de larvas de sábalo, *Prochilodus lineatus*, y otras especies de peces de interés comercial en el río Paraná Inferior". Tesis Doctoral. Universidad de Buenos Aires. Diciembre de 1998, 136pp.

Fuentes CM, Gómez MI, Salva J, Brown DR& Espinach Ros A, 2014, en CARU. Programa de conservación de la fauna íctica y los recursos pesqueros del Río Uruguay. Informe bianual 2010-2011. Referenciada: 28 mayo 2015: http://www.caru.org.uy/web/institucional/subcomisiones/subcomision-tecnica-pesca-y-otros-recursos-vivos/

Gillanders BM, 2002. Connectivity between juvenile and adult fish populations: do adults remain near their recruitment estuaries? Marine Ecology Progress Series 240, pp. 215-223.

Gillanders BM, Able KW, Brown JA, Eggleston DB & Sheridan PF, 2003. Evidence of connectivity between juvenile and adult habitats for mobile marine fauna: an important component of nurseries. Marine Ecology Progress Series 247, pp. 281-295.

Graça W J. & Pavanelli C S, 2007. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes. Maringá: EDUEM, v. 1. 241 p.

Graça, W.J.D. and C.S. Pavanelli, 2007. Peixes da planíce de inundação do alto do rio Paraná e áreas adjacentes. EDUEM, Maringá, 241 pp.

Graff L & Middleton J, 2001. Wetlands and fish: Catch the link. National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service, Office of Habitat Conservation. http://www.habitat.noaa.gov/pdf/fishandwetlands.pdf

Günter G, 1945. Studies on Marine Fishes of Texas. Publications of the Institute of Marine Science, University of Texas 1, 1-190 p.

Hammer, Ø., Harper, D.A.T., Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. Palaeontologia Electronica 4(1): 9pp. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm.

Heck Jr. KL, Hays LG & Orth RJ, 2003. Critical evaluation of the nursery role hypothesis for seagrass meadows. Marine Ecology Progress Series 253, pp. 123-136.

Henderson, F. y Welcome, R., 1974. The relationship of yield to morfho-edafic index and number of fishermen in Africa Inland fisheries. FAO. CIFA Ocas. Pap. Roma.

Heupel MR, Carlson JK & Simpfendorfer CA, 2007. Shark nursery areas: concepts, definition, characterization and assumptions. Marine Ecology Progress Series, 337: 287–297.

Kendall AW Jr., Ahlstrom EH Moser HG, 1984. Early life history of fishes and their characters. *In* American Society of Ichthyologists and Herpetologists. Ontogeny and systematics of fishes, based on an international symposium dedicated to the memory of E.H. Ahlstrom, 15-18 August 1983, La Jolla, California. Spec. Publ. Am. Soc. Ichthyol. Herpetol.(1):1-760 pp. 11-22. http://archive.org/stream/ontogenysystemat00unit/ontogenysystemat00unit_djvu.txt

López H, Menni R, Cuello M & Ponte Gómez J, 2005. Bibliografía de los peces de agua dulce de la Argentina.Suplemento 2003-2004. ProBiota, FCNyM, UNLP, Serie Técnica-Didáctica nº 7 ISSN 1515-9329

del Río M, Montes F, Cañellas I & Montero G, 2003. Revisión: Índices de diversidad estructural en masas forestales. Invest. Agrar. Sist. Recur. For. 12 (1), 159-176.

Magurran, AE, 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, New Jersey, 179 pp.

Mantero G & Errea A, 1999. Delimitación de áreas de veda para la protección de juveniles de merluza durante los años 1997-1998. En: Miguel Rey Guillermo Arena (eds.) Estudios realizados dentro de la zona común de pesca argentino – uruguaya en el marco del plan de investigación pesquera PROYECTO URU/92/003. pp. 144-153.

Margalef R, 1956. Información y diversidad específica en las comunidades de organismos. Inv. Pesq. 3: 99-106.

Martínez G & Retta S, 2001. Caracterización de las áreas de cría de corvina (Micropogonias furnieri) en la zona costera uruguaya. In: Vizziano D., Puig P., Mesones C., Nagy G. (eds) El Río de La Plata. Investigación para la gestión de su ambiente, los recursos pesqueros y la pesquería en el frente salino. ECOPLATA, Montevideo, pp. 141-148.

Martínez G, Retta S & Errea A, 1999. La comunidad de juveniles de peces en la costa uruguaya del Río de la Plata. Boletín de la Sociedad Zoológica del Uruguay (V Jornadas de Zoología del Uruguay) 11 (2da época): 28 p.

Minello TJ, Able KW, Weinstein MP & Hays CG, 2003. Salt marshes as nurseries for nekton: testing hypotheses on density, growth, and survival through meta-analysis. Marine Ecology Progress Series 236, pp. 39-59.

Moreno CE, 2001. M&T-MANUALES & TESIS SEA, vol. 1, 2001. CYTED, OR.CYT-UNESCO & SEA (Eds.).

Nakatani K, Agostinho AA, Baumgartner G, Bialettki A, Sanchez PV, Caviccholi M & Simona C, 2001. Ovos e larvas de peixes de água doce. Maringá: EDUEM, 2001. xviii, 378 p.: il.

Newman MC & Unger MA, 2003. Fundamentals of Ecotoxicology. Lewis Publishers, Estados Unidos. 458 pp. Referenciada 10/5/2009. Disponible: http://foros.monografias.com/archive/index.php/t-38141.html

NOAA (National Oceanic, and Atmospheric Administration), 1996. Magnuson-Stevens Fishery Conservation and Management Act amended through 11 October 1996. National Marine Fisheries Service, National Oceanic and Atmospheric Administration Technical Memorandum NMFS-F/SPO-23, U.S. Department of Commerce, Washington, DC.

Paolucci EM, 2002. Actividad reproductiva del sábalo *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1847) y otras especies de interés comercial y deportivo en el río Uruguay Inferior, estimada por la abundancia de estadios larvales en la deriva. Tesis de licenciatura. Universidad de Buenos Aires (Facultad de Ciencias Exactas y Naturales-Departamento de Ciencias Biológicas)

Paruelo JM, Guerschman JP, Piñeiro G., Jobbagy EG., Verón SR, Balde G. & Baeza S, 2006. Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: marcos conceptuales para su análisis. Agrociencia, 10(2), 47-61

PAST Version 2.17b (Noviembre 2012).http://folk.uio.no/ohammer/past/

Pearse AS & Günter G, 1957. Salinity. In: Hedgepeth JW (Ed.), Ecology. Treatise on Marine Ecology and Paleoecology, vol. 1. Memoir Geological Society of America, New York, pp. 129-157.

Potts GW & Wootton RJ, 1984. Fish reproduction: Strategies and tactics. Academic Press. 410 pp.

Ríos M, Zaldúa N & Cupeiro S, 2010. Evaluación participativa de plaguicidas en el sitio RAMSAR, Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay. Vida Silvestre Uruguay, Montevideo

Ryder RA, 1965. A method for estimating the potential fish production of north-temperate lakes. Trans. Am. Fish. Soc. 111: 154– 164.

Schmitten RA, 1999. Essential fish habitat: Opportunities and challenges for the next millennium. In: Benaka, L.R. (Ed.), Fish Habitat: Essential Fish Habitat and Rehabilitation. American Fisheries Society Symposium 22, Bethesda, Maryland, pp. 3-10.

Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, 2013. Proyecto GEF 4206 PNUD ARG 10/003. Inventario de los humedales de Argentina: sistemas de paisajes de humedales del corredor fluvial Paraná Paraguay / edición literaria a cargo de Laura Benzaquén, Daniel E. Blanco, Roberto F. Bó, Patricia Kandus, Guillermo F. Lingua, Priscilla Minotti, Rubén D. Quintana, Sara Sverlij y Laura Vidal- 1a ed. – Buenos Aires: Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, 2013. 376 p (ISBN 978-987-29340-0-2). 1. Recursos Naturales. I. Benzaquén, Laura, ed. lit. CDD 333.7

Serra S, Bessonart J, Teixeira de Mello F, Malabarba L & Loureiro M, 2014. Peces del Río Negro. Montevideo, MGAP-DINARA, 208 pp.

Shannon CE & Weaver W, 1949. The mathematical theory of communications. University of Illinois, Urbana, Illinois. 117 pp.

Simpsons EH, 1949. Measurement of diversity. Nature,163:688

Smolders AJ, van der Velde G, Roelofs JG & Guerrero Hiza MA. 2000. El Niño caused collapse of the sábalo fishery (*Prochilodus lineatus*, Pisces: Prochilodontidae) in a South American river. Naturwissenschaften. 2000 Jan; 87(1):30-2.

Sverlij SB, Espinach Ros A & Orti G, 1993. Sinopsis de los datos biológicos y pesqueros del sábalo *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1847). FAO Sinopsis sobre la Pesca, No. 154. Roma, FAO. 1993. 64pp.

Teixeira de Melo F, Gonzalez-Bergonzoni I & Loureiro M, 2011. Peces de agua dulce del Uruguay. PPR. MGAP. 188 pp

Thomaz SM, Agostinho AA y Hahn NS, 2004. The Upper Paraná River and its Floodplain. Backhuys Publishiers, Leiden. 393 pp.

Vazzoler A, Agostinho A & Hahn NS, 1997 A planicie de inundación do Alto Río Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconómicos. Maringá : EDUEM: Nupelia 1997. 460 p.:il.

Welcomme RL, 1992. Pesca fluvial. FAO Documento Técnico de Pesca. Nº 262. Roma, FAO. 1992. 303 pp.

Whittaker RH, 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21(2/3): 213-251.

Whittaker RH, 1975. Communities and ecosystems . 2nd.Edition. New York, MacMilla

Zdenka VALOVÁ1,2, Pavel JURAJDA1 and Michal JANÁČ1,2 Spatial distribution of 0+ juvenile fish in differently modified lowland rivers *Folia Zool.* – 55(3): 293–308 (2006)

Zaniboni E & Schultz UH, 2003. Migratory Fishes of the Uruguay River; en Migratory Fishes of South America, Carolsfeld J, Harvey B, Ross C y Baer A. (eds.). World Fisheries Trust, World Bank, Victoria.

5.7 Anexo 5.I

Categorización de las especies, en función de sus hábitat, características migratorias y otras características, que se utiliza como insumo para agrupamientos para el análisis de amenazas (de acuerdo a Salafsky et al. (2008), en Clavijo et al. (2013)), donde: 1) peces de cursos intermedios, 2) peces de pequeños arroyos, 3) peces anuales (Rivulidae), 4) peces de humedales, 5) peces con valor ornamental, 6) peces bentónicos, 7) peces de arroyos con alta pendiente, 8) peces migradores y 9) peces no migradores de grandes ríos.

Orden	Familia	Nombre científico	Nombre vulgar	may-12	feb-13	feb-14	2009-2014	migratoria	Prioridad SNAP	AAA *
Myliobatiformes	Potamotrygonidae	*Potamotrygon brachyura*	raya	0	0	0	1	no	si	6,9
Clupeiformes	Pristigasteridae	*Pellona flavipinnis*	lacha	1	1	0	1	no	no	
	Clupeidae	*Platanichthys platana*	lachita	0	0	0	1	no	si	8
	Clupeidae	*Ramnogaster melanostoma*	sardina	1	0	0	1	no	si	8
	Engraulidae	*Lycengraulis grossidens*	anchoa	1	1	1	1	no	no	
Characiformes	Parodontidae	*Apareiodon affinis*	virolo	1	1	1	1	no	no	
	Curimatidae	*Curimatinos sin determinar*	sabalito	0	0	0	1			
	Curimatidae	*Cyphocharax platanus*	sabalito	1	1	1	1	no	no	
	Curimatidae	*Cyphocharax spilotus*	sabalito	1	1	1	1	no	no	
	Curimatidae	*Cyphocharax voga*	sabalito	1	1	1	1	no	no	
	Curimatidae	*Steindachnerina biornata*	sabalito	0	0	0	1	no	no	
	Curimatidae	*Steindachnerina brevipinna*	sabalito	1	1	1	1	no	no	
	Curimatidae	*Steindachnerina sp*	sabalito	0	0	0	1	no	no	
	Prochilodontidae	*Prochilodus lineatus*	sábalo	1	1	1	1	si	si	8
	Anostomidae	*Leporinus lacustris*	boga bocona	0	0	0º		no	si	9
	Anostomidae	*Leporinus obtusidens*	boga	1	1	1	1	si	si	8
	Anostomidae	*Leporinus striatus*	boga trompa roja	0	1	1	1	no	si	5,9
	Anostomidae	*Schizodon borelli*	boga lisa	1	1	1	1	no	si	9
	Anostomidae	*Schizodon nasutus*	boga	0	0	0	1	no	si	9
	Anostomidae	*Schizodon platae*	boga lisa	0	1	0	1	no	no	
	Characidae	*Aphyocharax anisitsi*	mojarra de aletas rojas	1	1	0	1	no	no	
	Characidae	*Astyanax abramis*	mojarra pacusa	1	1	1	1	no	no	
	Characidae	*Astyanax sp (juvenil)*	mojarra	1	0	0	1	no	no	
	Characidae	*Astyanax sp 1*	mojarra	0	0	0	1	no	no	
	Characidae	*Astyanax sp. 1 (cola roja) (A. rutilus)*	mojarra aleta roja, lambarí	0	1	1	1	no	no	
	Characidae	*Astyanax sp. aff. fasciatus (A.rutilus)*	mojarra	1	1	1	1	no	no	
	Characidae	*Astyanax sp 2 (cola amarilla)*	mojarra	0	1	0	1	no	no	
	Characidae	*Astyanax stenohalinus*	mojarra, tetra	0	1	0	1	no	no	
	Characidae	*Brycon orbignyanus*	pirapitá, salmón criollo	0	0	0	1	si	si	8
	Characidae	*Bryconamericus cf. iheringii*	mojarra	0	1	0	1	no	no	
	Characidae	*Bryconamericus exodon (Bryconamericus aff. stramineus*	mojarra	1	1	1	1	no	no	
	Characidae	*Characidae*	dientudo	0	0	0	1		no	
	Characidae	*Characidium rachovii*	mariposita, mojarrita, tritolo	1	1	1	1	no	no	
	Characidae	*Characidium sp.*	mariposita	0	1	0	1	no	no	
	Characidae	*Characidium tenue*	mojarrita, tritolo	1	0	0	1	no	no	
	Characidae	*Characidium zebra*	mariposita, lambarí	0	0	1	1	no	no	
	Characidae	*Charax stenopterus*	dientudo transparente	1	1	1	1	no	no	
	Characidae	*Cheirodon ibicuhiensis*	mojarrita	1	0	0	1	no	no	
	Characidae	*Cheirodon interruptus*	mojarrita, tetra uruguayo	0	1	1	1	no	no	
	Characidae	*Cynopotamus argenteus*	dientudo jorobado	1	1	0	1	no	si	9
	Characidae	*Galeocharax humeralis*	dientudo	1	1	1	1	no	si	9
	Characidae	*Heterocheirodon yatai*	piava, tetra	0	0	0	1	no	no	
	Characidae	*Hyphessobrycon cf. anisitsi*	mojarra	0	1	0	1	no	no	
	Characidae	*Hyphessobrycon luetkenii*	mojarra, tetra	0	0	1	1	no	no	
	Characidae	*Hyphessobrycon sp*	mojarra	0	0	0	1	no	no	
	Characidae	*Odontostilbe pequira*	piava, tetra	1	1	1	1	no	no	
	Characidae	*Oligosarcus oligolepis*	dientudo	0	1	1	1	no	no	
	Characidae	*Oligosarcus jenynsii*	dientudo	1	1	0	1	no	no	
	Characidae	*Oligosarcus sp.*	dientudo	0	0	1	1	no	no	
	Characidae	*Pseudocorynopoma doriae*	mojarra de velo	0	0	0	1	no	no	
	Characidae	*Pygocentrus nattereri*	piraña mora	0	0	1	1	no	si	1,9
	Characidae	*Roeboides microlepis*	dientudo	0	1	0	1	no	si	9
	Characidae	*Salminus brasiliensis*	dorado	1	1	1	1	si	si	8
	Characidae	*Serrapinnus calliurus*	lambarí, mojarra curvada	1	0	0	1	no	si	1,2
	Characidae	*Serrapinnus sp. L. R.*	lambari	0	0	0	1	no	no	
	Characidae	*Serrasalmus maculatus*	piraña amarilla	1	1	1	1	no	no	
	Characidae	*Serrasalmus spilopleura*	piraña amarilla	0	0	0	1	no	no	
	Characidae	*Serrasalums sp juvenil*	piraña amarilla	0	1	1	1	no	no	
	Acestrorhynchidae	*Acestrorhynchus pantaneiro*	dientudo paraguayo	1	1	1	1	no	si	8
	Cynodontidae	*Rhaphiodon vulpinus*	chafalote	0	1	0	1	no	no	
	Erythrinidae	*Hoplias lacerdae*	tararira	0	0	0	1	no	si	1,9
	Erythrinidae	*Hoplias malabaricus*	tararira	1	1	1	1	no	si	1,9
	Erythrinidae	*Hoplias sp. (juvenil)*	tararira	0	0	0	1	no	no	

6 ANALISIS DE CONTAMINANTES EN TEJIDOS DE PECES DEL RÍO URUGUAY

P. Carriquiriborde[1] y M. Spinetti[2]

1 -Instituto Centro de Investigaciones del Medio Ambiente (CIMA), Universidad Nacional de La Plata y CONICET, R.A.
2 -Dirección Nacional de Recursos Acuáticos (DINARA) MGAP, R.O.U.

6.1 Introducción

El Digesto de la CARU en el Tema E4, Capítulo 2, Sección 1, establece que es propósito de este organismo "Conservar y preservar los recursos vivos del Río a fin de asegurar el uso sustentable de los mismos"

En este sentido desde el año 2006 se viene realizando un relevamiento de los niveles de contaminantes en tejidos de especies de peces de interés comercial o de subsistencia en la zona con el fin de conocer su aptitud para el consumo. Así mismo se intentan detectar potenciales efectos adversos inducidos por los contaminantes sobre los peces, que pudieran poner en riesgo la viabilidad de las poblaciones y por consiguiente de las pesquerías.

6.2 Objetivos

El objetivo del presente documento es informar sobre los niveles de residuos de PCBs, plaguicidas y metales pesados en tejidos de peces del Río Uruguay con de interés comercial que han sido capturados durante las campañas de la CARU, 2012-2013.

6.3 Materiales y Métodos

Las muestras de tejidos fueron colectadas durante las campañas del Programa de Relevamiento de Ictiofauna de la CARU. Se analizaron muestras de tejidos de una campaña realizada entre marzo y abril de 2012, una segunda realizada entre noviembre y diciembre de 2012 y una tercera llevada a cabo entre septiembre y octubre de 2013.

Figura 6.1. Sitios de muestreo.

Las especies consideradas para el estudio de aptitud de consumo han sido: sábalo, boga, dorados, tararira y patí. Estas dos últimas incluidas sólo en la campaña de 2013. Se seleccionaron ejemplares cuya talla estándar es considerada dentro del rango comercial. De cada ejemplar se extrajo, de cada flanco, una muestra de músculo sin piel de aproximadamente 100 g. Las muestras del flanco derecho fueron analizadas en Argentina y las del izquierdo en el Uruguay.

Según el tramo del Río bajo jurisdicción de la CARU en el que se hallan, los sitios de muestreo se han agrupado en tres estratos (Figura 6.1), estos estratos son: i) inferior, incluye las localidades de Nueva Palmira (Punta Gorda), Villa Paranacito, San Salvador, Gualeguaychú y Nuevo Berlín; ii) medio, comprendido por las localidades de, Concepción del Uruguay, Paysandú (Arroyos Sacra, San Félix) y Puerto Yeruá y iii) superior, que comprende las localidades de Itapebí (Arapey), Villa Constitución, Bella Unión y Mocoretá.

Las muestras fueron conservadas en frío y llevadas a laboratorio de la CARU en Paysandú donde fueron almacenadas a -20 °C hasta el momento de ser remitidas a los respectivos laboratorios para los análisis químicos.

Para los diferentes análisis, los músculo de las mismas especies colectadas en igual sitio durante una misma campaña fueron agrupadas conformando muestras compuestas. En aquellas correspondientes a las campañas de 2012 se analizaron PCBs y plaguicidas. Mientras que en las muestras compuestas de la campaña 2013 se sumaron a estos los metales Cd, Cr, Pb y Hg. De esta última campaña sólo se informan en el presente documento las contracciones de metales dado que las determinaciones de los contaminantes orgánicos se encuentran aún en proceso de análisis.

Las muestras fueron remitidas a los siguientes laboratorios: i) Cenatoxa de la Facultad de Farmacia y Bioquímica de la Universidad de Buenos Aires (UBA) de Argentina, ii) Oficina de Asesoramientos de la Facultad de Química, Universidad de la República Oriental del Uruguay (UDELAR) y iii) Instituto Superior de Investigación Desarrollo y Servicios en Alimentos (ISIDSA) Secretaria de Ciencia y Técnica de la Universidad Nacional de Córdoba (UNCOR) de Argentina.

En el laboratorio de la UBA los analitos determinados fueron:

Plaguicidas órganoclorados: HCB, α-HCH, β-HCH, γ-HCH, δ-HCH, heptacloro, epóxido de heptacloro, aldrín, dieldrín, α-clordano, γ-clordano, α-endosulfán, β-endosulfán, op'DDT, pp'DDT, op'DDD, pp'DDD, op'DDE, pp'DDE y mirex. Plaguicidas organofosforados: metilclorpirifós, etilclorpirifós. Luego se adicionaron a estos los piretroides bifentrina y terflutina así como el organofosforado diazinon. PCB's: 18, 28, 31, 44, 49, 52, 70, 74, 77, 81, 87, 95, 99, 101, 105, 114, 118, 123, 126, 138, 149, 151, 153, 156, 157, 158, 167, 169, 170, 180, 183, 187, 189.

En este laboratorio las muestras fueron procesadas y analizadas según el procedimiento utilizado en propuesto por Erney (1974). Éste es un micro-método que tiene ventajas sobre la metodología anteriormente empleada, porque permite mejor resolución de los extractos de las muestras, menor tiempo en su procesamiento, y mayor exactitud en la interpretación de los resultados. Las muestras fueron homogenizadas en acero inoxidable y el "clean-up" realizado ene columnas de vidrio de 22 mm de diámetro interno y 300 mm de largo y robinete de teflón. Las muestras se llevaron a seco bajo corriente de nitrógeno.

Los extractos fueron analizados por cromatografía gaseosa con detector de captura electronica (GC-ECD) y de masas (GC-MS). Uno de los equipos utilizados fue un GC Hewlett Packard - 5890 serie 11 con inyector automático dual (HP-5890) y con un detector de micro captura electrónica (CG-ECD) utilizando dos columnas capilares, HP-PAS 5 (Agilent) y PAS 1701 (Agilent) de 0,25mm de diámetro interno y 30m de longitud. El otro un GC Agilent Technologies HP 6890 equipado con detector de masa 5973, inyector automático HP- 5890 y con columna HP-5MS de 0,25 mm de diámetro, 30 m de longitud y 0,25 µm de espesor. Ambos equipos fueron operados en modo "splitless". Los espectros de masa de los picos hallados fueron comparados con las bibliotecas Wiley, Nis y Fleger.

Los límite de detección y cuantificación reportados estuvieron entre 0,2-10 y 0,5-30 µg/Kg, respectivamente según los compuestos.

Los analitos determinados por UDELAR fueron:

Plaguicidas organoclorados: HCB, α-HCH, β-HCH, γ-HCH, δ-HCH, dieldrín, endrín, pp'DDE, pp'DDD, pp'DDT, endosulfán sulfato, mirex. Piretroides: λ-cihalotrina, permetrina, cipermetrina, deltametrina. Luego se incorporaron el organoclorado metoxicloro, los piretroides β-ciflutrina y fenvalerato, los organofosforados acefato, metil-azinfos y etil-clorpirifos, clorfenvinfos, diazinón, fenitrotión, malation, malaoxón,

metamidofos, metidatión, ometoato y metil-pirimifos, los carbamatos aldicarb, carbaryl, carbofuran, propoxur, los insecticidas neonicotinoide imidacloprid y thiametoxam, las bencilureas flufenoxuron y triflumuron, la diacilhidrazina methoxyfenozide, y el caricida hexythiazox. Simultáneamente se analizaron los herbicidas ametrina, atrazina, clomazone, cyanazina, butil-cyhalofop, metil-metsulfuron, penoxsulam, pendimethalin y propanil, como también los fungicidas boscalid (anilidas), ciproconazol, epoxiconazol, propiconazol tebuconazol, tetraconazol (azoles), metil-kresoxim y trifloxystrobin (estrobilurinas).

Los métodos de pretratamiento de muestra incluyeron la extracción con acetonitrilo y "clean-up" dispersivo. Los extractos fueron analizados empleando técnicas de GC-ECD (organoclorados, organofosforados y piretroides) y HPLC-MS/MS (otros insecticidas, herbicidas y fungicidas). Los límites de detección y cuantificación reportados estuvieron entre 0,1-8 y 0,1-50 µg/Kg, respectivamente.

Los analitos determinados en la UNCOR fueron: cadmio (Cd), cromo (Cr), plomo (Pb) y mercurio total (Hg). Las muestras fueron procesadas por digestión ácida en microondas y luego analizadas por espectrometría de masas con fuente de plasma de acoplamiento inductivo (ICP-MS). Los límites de detección y cuantificación reportados fueron respectivamente 0,004 – 0,007 mg/Kg para Cd, 0,0003-0,003 mg/Kg para Cr, 0,078 – 0,236 mg/Kg para Pb y 0,142- 0,368 mg/Kg para Hg.

6.4 Resultados y Discusión

Durante el período 2012/2013 se colectaron para análisis de residuos un total de 146 ejemplares en los tres sectores del Río bajo jurisdicción de la CARU, 100 obtenidos durante los muestreos de 2012 y 46 durante los muestreos de 2013. Discriminados por especie estos fueron 49 sábalos, 44 bogas, 41 dorados, 9 tarariras y 3 patíes, estas últimas dos especies incluidas en los muestreos de 2013. Por tramo, se colectaron 64 muestras en el tramo inferior (17 bogas, 21 dorados, 23 sábalos, 3 tarariras), 35 en el tramo medio (12 bogas, 8 dorados, 2 patíes, 12 sábalos, 1 tararira) y 47 en el superior (15 bogas, 12 dorados, 1 patí, 14 sábalos y 5 tarariras). En total se obtuvieron 56 muestras compuestas (15 de boga, 15 de dorados, 2 de patí, 19 de sábalos, 5 de tararira), 22 durante la campaña de marzo-abril de 2012, 9 durante la campaña noviembre-diciembre 2012 y 25 durante la campaña septiembre-octubre 2013 (Tabla 6.1).

Tabla 6.1. Resumen de muestras compuestas y análisis realizados.

Campaña	Tramo	Especie	Nro. Muestras Compuestas	Análisis
Marzo-abril 2012	Bajo	Boga	4	PCBS y plaguicidas
		Dorado	4	
		Sábalo	5	
	Medio	Boga	1	
		Dorado	1	
		Sábalo	1	
	Alto	Boga	1	
		Dorado	1	
		Sábalo	2	
Noviembre-diciembre 2012	Bajo	Boga	1	PCBS y plaguicidas
		Dorado	1	
		Sábalo	1	
	Medio	Boga	2	
		Dorado	2	
		Sábalo	1	
	Alto	Boga	1	
		Dorado	2	
		Sábalo	1	
Septiembre-octubre 2013	Bajo	Boga	1	Metales[1]
		Dorado	2	
		Sábalo	2	
		Tararira	2	
	Medio	Boga	2	
		Dorado	2	
		Sábalo	2	
		Tararira	1	
		Patí	1	
	Alto	Boga	2	
		Dorado	2	
		Sábalo	2	
		Tararira	2	
		Patí	1	
[1] PCBs y Plaguicidas aún en análisis				

6.4.1 Bifenilos policlorados (PCBs)

Pese a la prohibición de su fabricación en USA desde 1979 y a nivel mundial desde el año 2001 luego de la Convención de Estocolmo, los bifenilos policlorados (PCBs) siguen siendo materia de estudio y seguimiento debido a su alta persistencia en el ambiente y potencial biomagificación debido a su elevada lipofilicidad. Por tal motivo, esta familia de contaminantes orgánicos sintéticos ha sido materia de seguimiento en los programas de relevamiento realizado por la CARU desde 2006.

Los resultados obtenidos de los análisis realizados por el laboratorio Cenatoxa de la Facultad de Farmacia y Bioquímica de la Universidad de Buenos Aires (UBA) sobre las muestras de músculo de los peces colectados durante las campañas realizadas en 2012 muestran, para los 33 congéneres analizados, niveles por sobre del límite de detección en el 71% de las 31 muestras compuestas. Sin embargo, el 13% presentó niveles cuantificables sólo para alguno de los congéneres PCB-81 (10%) y PCB-87 (3%). El número máximo de congéneres detectados en una muestra compuesta fue de 4 en un sábalo y en una boga (Figura 6.1). Los niveles máximos para estos congéneres fueron 1,34 y 0,67 µg/Kg, respectivamente. Considerando para los congéneres que presentaron valores entre el límite de detección y cuantificación un valor promedio entre estos dos valores, las suma total de PCBs alcanzó un valor máximo de 3,7 con un promedio de 1,1 ± 0,2 µg/Kg (Figura 6.2). La distribución de frecuencia de los congéneres detectados indica que los más frecuentes son los PCB-81 y PCB-87 en un 33 y 16% de las muestras que presentaron niveles detectables (Figura 6.3). Este perfil difiere marcadamente del obtenido en años anteriores en los que los congéneres más abundantes fueron el 138, 52 y 28.

Figura 6.1. Congéneres detectados por muestra compuesta

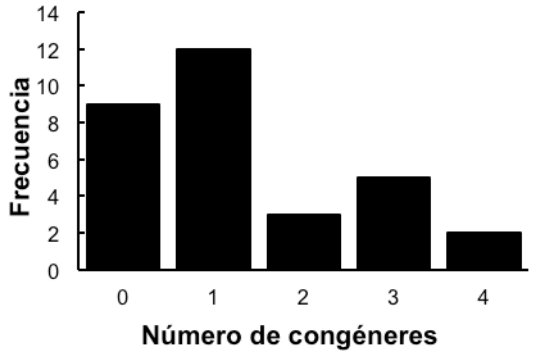


Figura 6.2. Distribución de las concentraciones de PCBs en las muestras

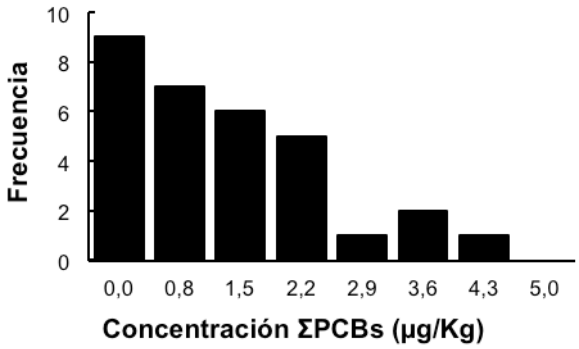
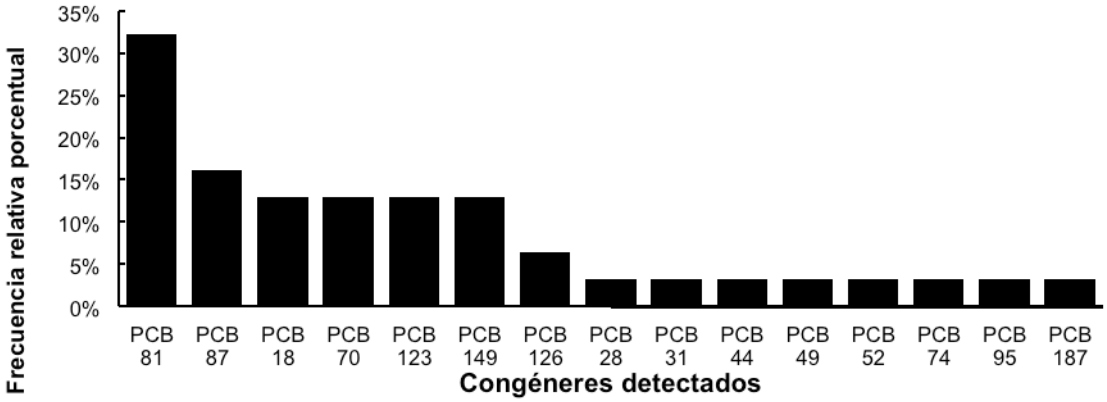
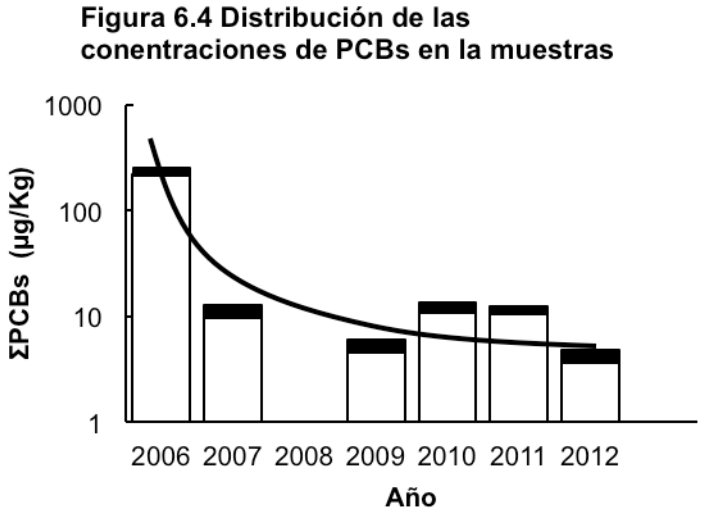


Figura 6.3. Congéneres de PCBs detectados



En comparación con las concentraciones de PCBs obtenidas en años anteriores los valores máximos y promedio hallados para las muestras de 2012 fueron de los más bajos. Ello confirmaría la tendencia de reducción de los niveles de residuos de estos contaminantes que se ha venido observando en los relevamiento previos.



Cuando se analiza la concentración de PCBs totales en función de la especie se observa que, contrariamente a lo esperado, no hay diferencias en la acumulación entre especies y por tanto entre niveles tróficos (Figura 6.5).

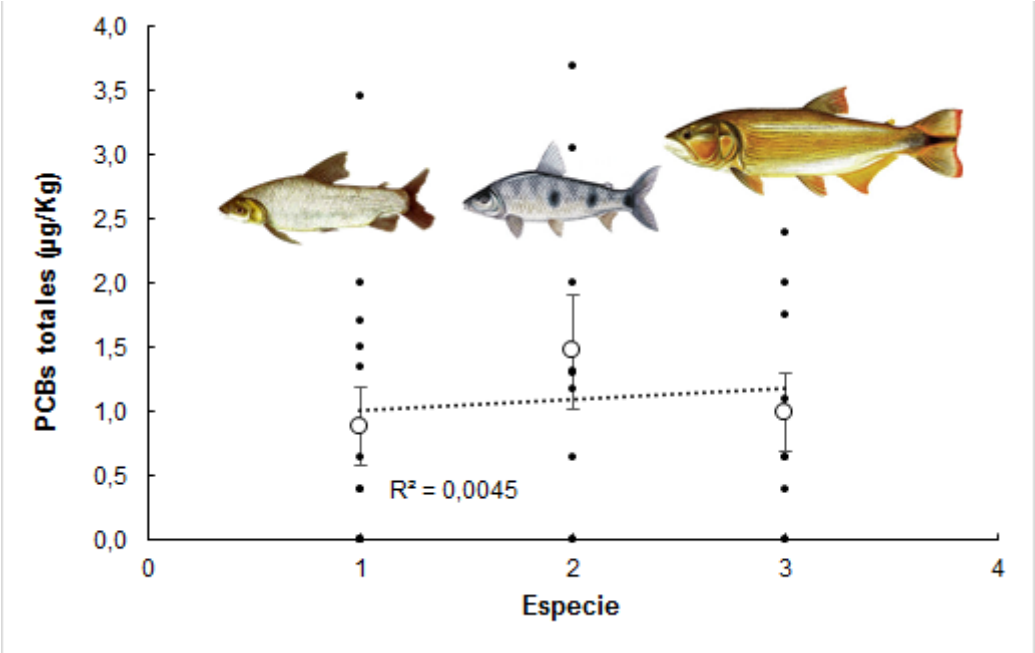


Figura 6.5. Relación entre el nivel trófico y la concentración total de PCBs

Así mismo cuando se analiza la concentración total de los PCBs en relación a los diferentes tramos del Río (Figura 6.6.), tampoco se observaron diferencias. Ello indica una relativa homogeneidad en los valores a lo largo de todo el Río bajo jurisdicción de la CARU.

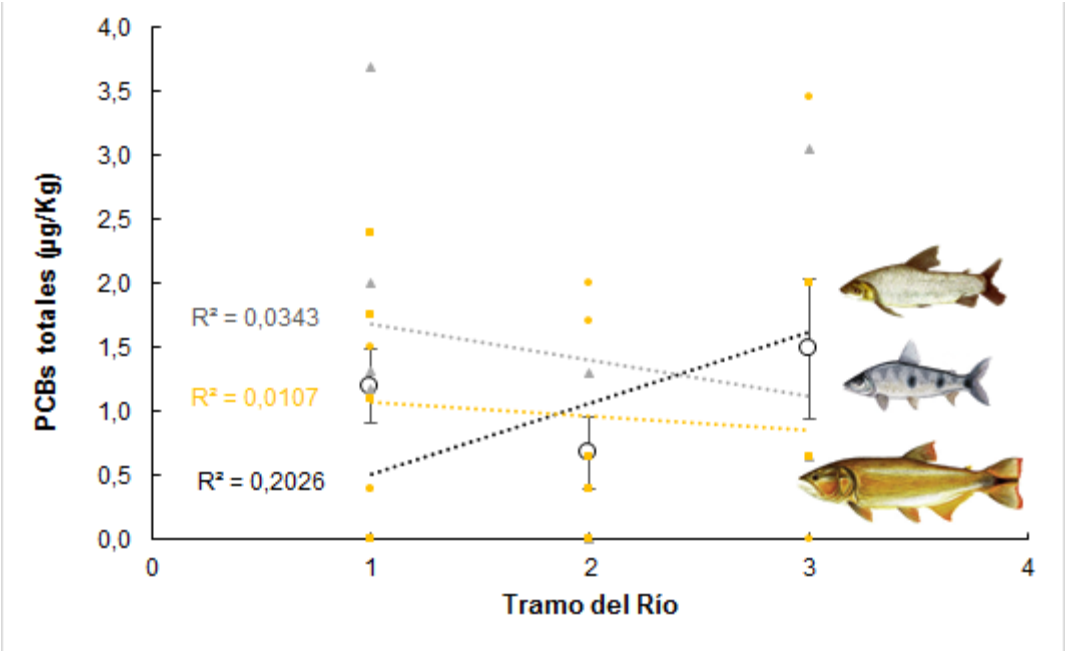


Figura 6.6. Relación entre el nivel trófico y la concentracón total de PCBs.

En cuanto a la aptitud para el consumo, los niveles recomendados por la Agencia de protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA 2000) para el consumo, obtenidos a partir de la evaluación de riesgo para la salud en base a puntos finales no cancerígenos y cancerígenos, se muestran en la tabla siguiente:

Tabla 6.2. Límites de consumo de pescado basado en efectos carcinogénicos y no-cancerígenos USEPA 2000.

Límite para el consumo basado en el riesgo [a]	Puntos finales no-carcinogénicos [b]	Puntos finales carcinogénicos [c]
Número de comidas por mes	Concentraciones en músculo de pescado (ppm, peso húmedo)	Concentraciones en músculo de pescado (ppm, peso húmedo)
Sin restricción (>16)	0 - 0.0059	0 - 0.0015
16	>0.0059 - 0.012	>0.0015 - 0.0029
12	>0.012 - 0.016	>0.0029 - 0.0039
8	>0.016 - 0.023	>0.0039 - 0.0059
4	>0.023 - 0.047	>0.0059 - 0.012
3	>0.047 - 0.063	>0.012 - 0.016
2	>0.063 - 0.094	>0.016 - 0.023
1	>0.094 - 0.19	>0.023 - 0.047
0.5	>0.19 - 0.38	>0.047 - 0.094
Ninguna (<0.5)	>0.38	>0.094

[a] El tamaño de la porción asumido es de 0.227 kg. Los intervalos de concentraciones presentados son conservativos (por ejemplo, por ejemplo, los niveles de 12-comidas por mes, representan las concentraciones asociadas a 12-15,9 comidas)
[b] efectos sistémicos crónicos
[c] Los valores par cáncer representan concentraciones en los tejidos a un nivel de riesgo de 1 en 100.000

De acuerdo a estos niveles guía y las concentraciones medidas en las muestras de músculo colectadas durante las campaña 2012, el valor máximo hallado para PCBs totales entraría en la categoría de 12 comidas al año, mientras que el valor promedio no tendría restricción para el consumo para ninguna de las tres especies estudiadas, las cuales cumplirían con la aptitud para el consumo sin restricción.

6.4.2 Plaguicidas

Los plaguicidas representan un conjunto de compuestos de diversas familias químicas que poseen la propiedad común de ser utilizados para combatir diferentes tipos de plagas. En particular, en el tramo del Río Uruguay bajo jurisdicción de la CARU, existen importantes extensiones de tierras destinadas a uso agrícola, agrícola-pastoril, pastoril arrozable (OPP-OEA-BID 1992). Actividades que conllevan la utilización de fitosanitarios. Otra fuente importante de contaminación por plaguicidas pueden ser las descargas cloacales y pluviales

de las numerosas localidades asentadas a lo largo del Río dado el habitual uso doméstico de los plaguicidas.

Organoclorados

En líneas generales los niveles de plaguicidas organoclorados estuvieron por debajo de los niveles de detección reportados por ambos laboratorios.

Para las muestras de la primer campaña de 2012, el laboratorio de UDELAR detectó niveles no cuantificables sólo para HCB en un muestra compuesta de sábalo de Nueva Palmira, δ-HCH en boga de Villa Constitución y p,p'-DDE en dorado de Gualeguaychú. Sólo se hallaron valores cuantificables de endosulfán sulfato (12 µg/Kg) en una muestra compuesta de boga proveniente de Villa Paranacito.

En el caso de los resultados obtenidos por la UBA, para la primer campaña de 2012, se reportaron niveles detectables de mirex en una muestra compuesta de dorado de Villa Constitución, α-endosulfán en boga de Concepción del Uruguay y sábalo de Nuevo Berlín además de β-endosulfán en boga de Nuevo Berlín. Sólo se cuantificaron valores de α-endosulfán (6,2 µg/Kg) en una muestra compuestas de boga de Nueva Palmira.

Para la segunda campaña de 2012, UDELAR reportó valores detectables no cuantificables de mirex en una muestra compuesta de sábalo de Villa Constitución, otra de boga de Paysandú y una de dorado de Nueva Palmira. En cambio, el laboratorio de la UBA reportó valores no detectables para todas las muestras.

Insecticidas organofosforados, carbamatos, piretroides y otros

Para la primera campaña de 2012, los plaguicidas organofosforados (metil y etil-clorpirifós) fueron analizados sólo por el laboratorio de la UBA. Éste no detectó ninguno de los dos organofosforados analizados.

En las muestras de la segunda campaña de 2012 el laboratorio de la UDELAR detectó niveles no cuantificables de pirimifós-metil en una muestra compuesta de boga y otra de dorado de Nueva Palmira. Este laboratorio sólo reportó niveles cuantificables de clorpirifós (13,9 µg/Kg) en una muestra compuesta de sábalo de Paysandú. Por otra parte, el laboratorio de la UBA detectó niveles cuantificables de diazinon en muestras de sábalo y

boga de Paysandú en concentraciones de 2,90 y 4,76 µg/Kg, respectivamente, y en una muestra de dorado de Nueva Palmira a una concentración de 0,76 µg/Kg.

El laboratorio de la UDELAR, no reportó niveles detectables de carbamatos, neonicotinoides ni otros insecticidas en ninguna de las muestras analizadas en la segunda campaña de 2012.

Fungicidas y herbicidas

De los herbicidas analizados por UDELAR en los músculos de peces de la campaña 2013, atrazina fue detectada en todas las muestras compuestas analizadas. Las concentraciones fueron desde detectables no cuantificables, en dorado Concepción del Uruguay y sábalo Nueva Palmira a cuantificables, en muestras compuestas de sábalo de Paysandú (0,4 µg/Kg), boga y dorado de Villa Constitución y boga de Nueva Palmira (0,5 µg/Kg) y muestras compuestas de sábalo de Villa Constitución, boga de Paysandú y dorado de Nueva Palmira donde alcanzó valores de 0,6 µg/Kg.

El herbicida clomazone fue detectado a niveles cuantificables en 6 de las 9 muestras compuestas con valore de 0,2 µg/Kg en sábalo de Paysandú y dorado de Concepción del Uruguay, 0,3 µg/Kg en boga y dorado de Villa Constitución y 0,4 µg/Kg en sábalo de Villa Constitución y boga de Paysandú.

El fungicida trifloxystrobin fue detectado a niveles cuantificables en 3 de las 9 muestras compuestas a concentraciones de 0,1 µg/Kg dorado de Concepción del Uruguay, 0,2 y 0,8 µg/Kg en boga y sábalo de Paysandú, respectivamente.

Resumen plaguicidas

Los resultados reportados por el laboratorio de la UBA y de la UDELAR concuerdan en que la mayoría de los analitos determinados muestran valores por debajo de los límites de detección. Sin embargo, los analitos detectados y cuantificados en las diferentes muestras difieren entre laboratorios. Por ejemplo, el laboratorio de la UBA reporta niveles cuantificables de diazinón en 3 delas 9 muestras mientras que el de la UDELAR reporta niveles no detectables en todas ellas. E manera opuesta, el laboratorio de la UDELAR reporta niveles detectables de mirex para 3 de las 9 muestras y el de la UBA reporta niveles no detectables para todas ellas. Ello probablemente se deba a que en general las

concentraciones halladas han sido muy bajas pero indica la necesidad de algún ejercicio de intercalibración y el uso de estándares internos en futuros estudios.

Las muestras que mostraron valores de plaguicidas por encima de los niveles de detección se resumen en la Tabla 6.3. De los 73 plaguicidas evaluados, sólo se detectaron 13 de ellos (18%). Se observa que el mayor porcentaje de ocurrencia fue para el herbicida atrazina en un 100% de las muestras compuestas, seguido del herbicida clomazone con un 66%, luego los organoclorados con 39% (los más frecuentes: mirex, 13% y endosulfán 10%), el fungicida trifloxystrobin con 33% y finalmente los organofosforados con 33% (principalmente clorpirifós y diazinón). Con excepción del mirex, los valores de ocurrencia concuerdan con el uso difundido de estos compuestos en las prácticas agrícolas actuales en cultivos de soja y arroz. El mirex ha sido prohibido hace ya varios años pero ocurrencia concuerda con la alta persistencia que este compuesto tiene en el ambiente.

Las máximas concentraciones estuvieron dadas para los organofosforados (hasta 13,9 y 4,8 µg/Kg para clorpirifós y diazinon) y organoclorados (hasta 6 y 12 µg/Kg para endosulfán y su metabolito el endosulfán sulfato). Si se considera la directiva 396/2005 del Consejo Europeo las ECC, el límite máximo recomendado para residuos de plaguicidas en alimentos (MRL) es de = 0,01 mg/Kg (EEC 2005). Para la Argentina, los MRL están regulados por la resolución 934/2010 del SENASA. Este organismo adopta los valores establecidos en el Codex *Alimentarius* (FAO-WHO). Si no existieran los MRLs el SENASA adopta el mismo criterio que la ECC considerando el valor de 0,01 mg/Kg. En particular para peces y productos derivados de estos no se dispone de MRLs en ninguno de los organismos mecionados. Por consiguiente, considerando el valor de 0,01 mg/Kg, sólo dos muestras compuestas excederían el MRL, una de boga de Villa Paranacito con endosulfán sulfato y otra de sábalo de Paysandú. El resto de las demás muestras estarían por debajo de los MRLs.

Tabla 6.3. Plaguicidas detectados en músculos de peces de Río Uruguay en las campañas 2012-2013

	Plaguicida	Grupo	Concentración	Especie	Sitio	Tramo	Año	Laboratorio
1	clorpirifós	OP	13,9 µg/Kg	sábalo	Paysandú	Medio	2013	UDELAR
2	endosulfán sulfato	OC	12,0 µg/Kg	boga	Villa Paranacito	Bajo	2012	UDELAR
3	α-endosulfán	OC	6,2 µg/Kg	boga	Nueva Palmira	Bajo	2012	UBA
4	diazinon	OP	4,8 µg/Kg	boga	Paysandú	Medio	2013	UBA
5	diazinon	OP	2,9 µg/Kg	sábalo	Paysandú	Medio	2013	UBA
6	diazinon	OP	0,8 µg/Kg	dorado	Nueva Palmira	Bajo	2013	UBA
7	atrazina	HB	0,6 µg/Kg	sábalo	Villa Constitución	Superior	2013	UDELAR
8	atrazina	HB	0,5 µg/Kg	boga y dorado	Villa Constitución	Superior	2013	UDELAR
9	atrazina	HB	0,5 µg/Kg	boga	Nueva Palmira	Bajo	2013	UDELAR
10	atrazina	HB	0,4 µg/Kg	sábalo	Paysandú	Medio	2013	UDELAR
11	clomazone	HB	0,4 µg/Kg	sábalo	Villa Constitución	Superior	2013	UDELAR
12	clomazone	HB	0,4 µg/Kg	boga	Paysandú	Medio	2013	UDELAR
13	clomazone	HB	0,3 µg/Kg	boga y dorado	Villa Constitución	Superior	2013	UDELAR
14	clomazone	HB	0,2 µg/Kg	sábalo	Paysandú	Medio	2013	UDELAR
15	clomazone	HB	0,2 µg/Kg	dorado	Concepción del Uruguay	Medio	2013	UDELAR
16	trifloxystrobin	FG	0,2 µg/Kg	boga	Paysandú	Medio	2013	UDELAR
17	trifloxystrobin	FG	0,2 µg/Kg	sábalo	Paysandú	Medio	2013	UDELAR
18	trifloxystrobin	FG	0,1 µg/Kg	dorado	Concepción del Uruguay	Medio	2013	UDELAR
19	HCB	OC	DNC	sábalo	Nueva Palmira	Bajo	2012	UDELAR
2	δ-HCH	OC	DNC	sábalo	Villa Constitución	Superior	2012	UDELAR

0								
2	p,p’-DDE	OC	DNC	dorado	Gualeguaychú	Medio	2012	UDELAR
1								
2	mirex	OC	DNC	sábalo	Villa Constitución	Superior	2013	UDELAR
2								
2	mirex	OC	DNC	boga	Paysandú	Medio	2013	UDELAR
3								
2	mirex	OC	DNC	dorado	Nueva Palmira	Bajo	2013	UDELAR
4								
2	mirex	OC	DNC	dorado	Villa Constitución	Superior	2012	UBA
5								
2	α-endosulfán	OC	DNC	boga	Concepción del Uruguay	Medio	2012	UBA
6								
2	α-endosulfán	OC	DNC	sábalo	Nuevo Berlín	Bajo	2012	UBA
7								
2	β-endosulfán	OC	DNC	boga	Nuevo Berlín	Bajo	2012	UBA
8								
2	pirimifós-metil	OP	DNC	boga	Nueva Palmira	Bajo	2013	UDELAR
9								
3	pirimifós-metil	OP	DNC	dorado	Nueva Palmira	Bajo	2013	UDELAR
0								
3	atrazina	HB	DNC	dorado	Villa Constitución	Superior	2013	UDELAR
1								
3	atrazina	HB	DNC	boga	Nueva Palmira	Superior	2013	UDELAR
2								

OP: organofosforado, OC: organoclorado, HB: herbicida, FG: fungicida

Las concentraciones de plaguicidas observadas en los músculos de los peces del Río Uruguay, no presentaron relaciones evidentes en función de la especie y/o de los sectores del Río

6.4.3 Metales

Cadmio, cromo y plomo

De los cuatro metales analizados por el ISIDSA en las 24 muestras compuestas de 2013, plomo no fue detectado en ninguna y cadmio sólo en dos, una a nivel no cuantificable en una muestra compuesta de sábalo de Nuevo Berlín y la otra a niveles de 0,017 mg/Kg en boga de Puerto Yeruá. Estos valores estuvieron por debajo de los niveles máximos incluidos en la directiva ECC1881/2006 de la Comunidad Económica Europea que va de 0,05 a 0,3 mg/Kg dependiendo de la especie (EEC 2006).

Por otra parte, el cromo fue detectado en todas las muestras. En el 71% de las muestras los valores fueron inferiores a 0,1 mg/Kg. Cinco muestras estuvieron entre 0,1 y 0,2 mg/Kg y sólo dos tuvieron valores de 0,37 y 0,49 mg/Kg correspondientes un sábalo y una boga de Mocoretá. Los niveles de cromo no se encuentran incluidos ni en la norma Europea ni Canadiense.

Mercurio

En el caso del mercurio, el 63% de las muestras presentaron valores detectables no cuantificables y el 42% sobre el límite de cuantificación. En la Tabla 6.4 se resumen aquellas muestras compuestas con niveles detectables.

El nivel promedio obtenido de las muestras con niveles detectables fue de 0,325 ± 0,086 mg/Kg y el máximo valor fue de 1,02 mg/Kg en una muestra de dorado de Arapey. Los valores medios (± error estándar) para sábalo y boga fueron 0,070 ± 0,036 mg/Kg, para tararira y patí 0,397 ± 0,095 mg/Kg y para dorado 0,710 ± 0,083 mg/Kg. Estos valores son semejantes a los valores promedio reportados para truchas, atún y la caballa (meckerel), respectivamente (FDA 2014).

El límite impuesto por la Administración de Alimentos y Drogas (FDA) de los Estados Unidos para residuos de mercurio en peces de consumo es de 1,0 mg/Kg (FDA, 2011) en tanto que el Codex *Alimentarius* (FAO-WHO 1987), la Comunidad Económica Europea (EEC 2006) y el Departamento de Salud de Canadá (HC 2007) establecen un límite de 0,5 o 1,0 mg/Kg dependiendo que la especies sea o no predadoras,

respectivamente. Si se considera el MRL establecido por la FDA, En el caso de la normativa de la EEC, el valor fue superado sólo por la muestra de dorado del Arapey. Por otra parte, el valor de 0,5 mg/Kg, ha sido superado por 8 de las 24 muestras compuestas analizadas, pero siempre tratándose de especies piscívoras.

Tabla 6.4. Residuos de Mercurio total en músculos de peces del Río Uruguay

Tramo	*Sitio*	*Especies*	*Conc. (mg/Kg)*
Superior	Arapey	Dorado	1,020
Medio	Boca de Gualeguaychú	Tararira	0,790
Superior	Mocoreta	Dorado	0,777
Medio	Puerto Yeruá	Dorado	0,724
Medio	Boca de Gualeguaychú	Dorado	0,700
Inferior	Nuevo Berlin	Dorado	0,653
Medio	Puerto Yeruá	Patí	0,520
Superior	Mocoreta	Tararira	0,509
Superior	Mocoreta	Pati	0,450
Inferior	Villa Paranacito	Dorado	0,388
Medio	Puerto Yeruá	Boga	0,255
Medio	Boca de Gualeguaychú	Sabalo	0,255
Superior	Arapey	Sábalo	0,255
Inferior	Villa Paranacito	Tararira	0,255
Inferior	San Salvador	Tararira	0,255

Al compararse los valores de concentración de mercurio total en los músculos de las especies estudiadas, se observa una clara relación entre los niveles obtenidos y el nivel trófico de la especie (Figura 6.7). Si bien tanto el dorado como la tararira y el patí son piscívoros, los niveles de mercurio indicarían una posición trófica más elevada para el dorado que para las otras dos especies.

En cuanto a los niveles de mercurio en músculo de los peces respecto al sector del Río donde fueron capturados, sólo el dorado mostró un incremento de las concentraciones desde el sector inferior al superior del Río (Figura 6.8). Un patrón diferente se observó en el patí y la tararira, no presentando ninguna relación clara entre los niveles de mercurio en los músculos y el sector del río donde fueron capturados. Para poder brindar una explicación a este fenómeno requerirá de estudios más detallados.

Figura 6.7. Relación entre nivel trófico y concentración de mercurio total en músculo en peces del Río Uruguay

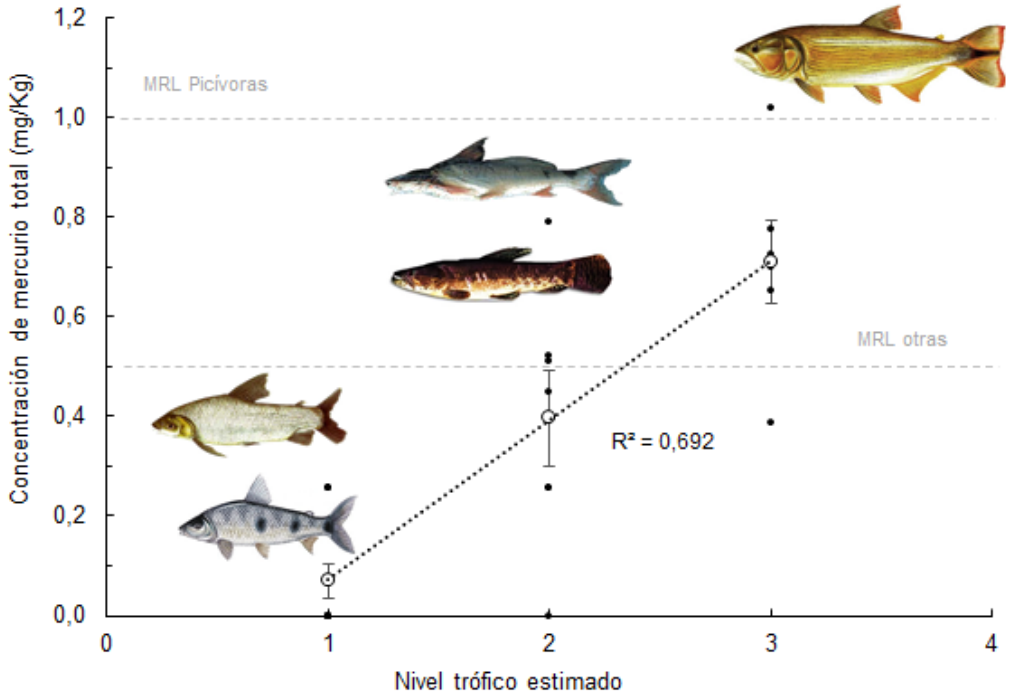
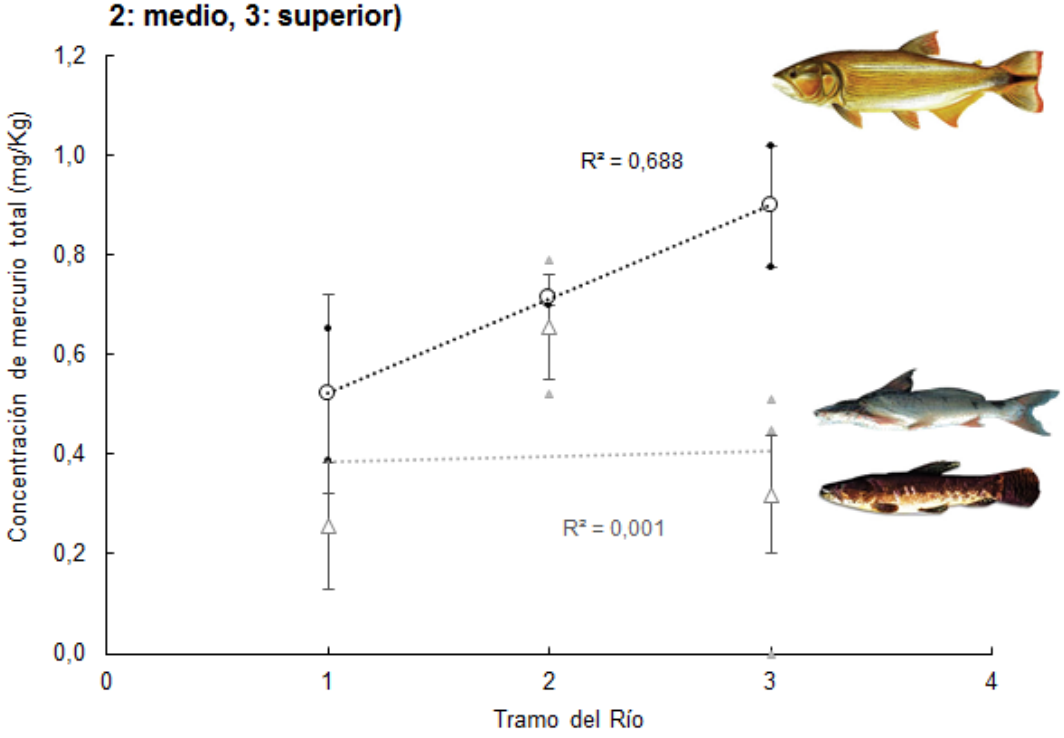


Figura 6.8. Relación entre el sector del río y la concentración de mercurio total en músculo en peces del Río Uruguay (1: inferior, 2: medio, 3: superior)



6.5 Conclusiones y Recomendaciones

Los resultados reportados por el laboratorio de la UBA y de la UDELAR concuerdan en que la mayoría de los analitos determinados muestran valores por debajo de los límites de detección. Sin embargo, los aquellos detectados y cuantificados en las diferentes muestras difieren entre laboratorios. Por ejemplo, el laboratorio de la UBA reporta niveles cuantificables de diazinón en 3 delas 9 muestras mientras que el de la UDELAR reporta niveles no detectables en todas ellas. De manera opuesta, el laboratorio de la UDELAR reporta niveles detectables de mirex para 3 de las 9 muestras y el de la UBA reporta niveles no detectables para todas ellas. Ello probablemente se deba a que en general las concentraciones halladas han sido muy bajas (próximas a los límites de cuantificación) pero indica la necesidad de algún ejercicio de intercalibración y el uso de estándares internos en futuros estudios. De esto se resumen los siguientes comentarios y recomendaciones:

i) Protocolizar el registro de datos para evitar errores en la identificación posterior de las muestras.
ii) Consensuar las unidades en la que se solicita se expresen los resultados y si son normalizados por peso húmedo, peso seco, o contenido lipídico.
iii) Implementar controles de calidad para asegurar los resultados (solicitar porcentajes de recuperación, incluir muestras sobre agregadas y materiales de referencia, intercalibrar laboratorios).
iv) Discutir la necesidad de realizar duplicación de análisis con el fin de optimizar el uso de los recursos (ello no va en contra de usar unas pocas muestras para intercalibración de laboratorios).
v) Solicitar, para compuestos hidrofóbicos, además valores de concentración normalizados por contenido de lípidos.

En cuanto a los niveles de residuos de contaminantes obtenidos en los tejidos de las especies de peces analizadas, se puede arribar a las siguientes conclusiones:

i) En función de los MRLs, los niveles de residuos de PCBs, plaguicidas organoclorados y otros plaguicidas determinados no representarían un riesgo significativo para el consumo humano.

ii) Los niveles hallados de PCBs confirman la tendencia decreciente de las concentraciones en los tejidos que se viene observando desde 2006.

iii) Los niveles de atrazina (y otros herbicidas y fungicidas) han sido menores a los límites de referencia, sin embargo, su presencia conspicua en todas las muestras y los efectos nocivos que este compuesto puede causar sobre la salud, amerita seguir este compuesto con atención.

iv) Para el caso de los metales, puede considerarse que el Cd, Cr y Pb no representarían un riesgo para el consumo, mientras que el Hg ha encontrado a concentraciones que ameritan la realización de estudios más detallados en especies ictiófagas dado que los valores hallados fueron muy próximos a los residuos máximos permitidos. En este sentido la CARU debiera establecer criterios para establecer niveles de consumo sobre la base de evaluaciones de riesgo, de un modo similar al que existe en otros países.

Finalmente es conveniente aclarar que los compuestos estudiados pueden cumplir con la normativa que establecen criterios para consumo humano pero igualmente resultar nocivos para la salud de los peces y la viabilidad del recurso. Este aspecto no debieran soslayarse y de acuerdo al propósito establecido en el Digesto de la CARU debieran ampliarse los estudios para salvaguardar también la viabilidad de los recursos acuáticos.

6.6 Bibliografía

EEC (2005) On Maximum Residue Levels of Pesticides in or on Food and Feed of Plant and Animal Origin and Amending Council Directive 91/414/EEC. The European Parliament and of the Council, Regulation (Ec) No 396/2005,

EEC (2006) Setting Maximum Levels for Certain Contaminants in Foodstuffs. Official Journal of the European Union. Commission Regulation (EC) No 1881/2006,

Erney DR (1974) Rapid screening method for analysis of chlorinated pesticide and polychlorinated biphenyl residues in fish. Journal of the Association of Official Analytical Chemists 57:576-579

FAO-WHO (1987) Report of the Nineteenth Session of the Codex Committee on Food Additives. Joint FAO/WHO Food Standards Programme Codex Alimentarius Commission. ALINORM 87/12A, The Hague

FDA (2014) Mercury Levels in Commercial Fish and Shellfish (1990-2010). U.S. Food and Drug Administration.
http://www.fda.gov/food/foodborneillnesscontaminants/metals/ucm115644.htm.

HC (2007) Human Health Risk Assessment of Mercury in Fish and Health Benefits of Fish Consumption. Bureau of Chemical Safety, Food Directorate, Health Products and Food Branch, Health Canada, , Ottawa

OPP-OEA-BID (1992) Uruguay - Estudio Ambiental Nacional. Oficina de Planeamiento y Presupuesto (OPP), Organización de los Estados Americanos (OEA), Banco Interamericano de Desarrollo (BID), Washington D.C.

USEPA (2000) Guidance for Assessing Chemical Contaminant Data for Use in Fish Advisories. Volume 2, Third edition. Risk Assessment and Fish Consumption Limits. Office of Water. EPA 823-B-99-008, Washington, DC

6.7 Anexo 6.I

Listado de muestras colectadas durante los años 2012 y 2013 enviadas para análisis de residuos de contaminantes.

Tabla 1. Listado de muestras para análisis de residuos de PCBs, pesticidas organoclorados, organofosforados y piretroides en tejidos de peces realizados por las Universidades de Buenos Aires (ARG) y de la República (URU) en las campañas 2012.

Fac. Química.	**CENATOXA**	**Muestras compuestas**	
UDELAR.	**UBA**	**Especie**	**Lugar de origen**
CARU C1	Protocolo 979	Sábalo	Villa Constitución
CARU C2	Protocolo 980	Sábalo	Villa Constitución
CARU C3	Protocolo 981	Boga	Villa Constitución
CARU C4	Protocolo 982	Dorado	Villa Constitución
CARU C5	Protocolo 983	Sábalo	Concepción del Uruguay
CARU C6	Protocolo 984	Boga	Concepción del Uruguay
CARU C7	Protocolo 985	Dorado	Concepción del Uruguay
CARU C8	Protocolo 986	Sábalo	Nuevo Berlín
CARU C9	Protocolo 987	Sábalo	Nuevo Berlín
CARU C10	Protocolo 988	Boga	Nuevo Berlín
CARU C11	Protocolo 989	Dorado	Nuevo Berlín
CARU C12	Protocolo 990	Sábalo	Gualeguaychú
CARU C13	Protocolo 991	Boga	Gualeguaychú
CARU C14	Protocolo 992	Dorado	Gualeguaychú
CARU C15	Protocolo 993	Sábalo	Nueva Palmira
CARU C16	Protocolo 994	Sábalo	Nueva Palmira
CARU C17	Protocolo 995	Boga	Nueva Palmira
CARU C18	Protocolo 996	Dorado	Nueva Palmira
---	Protocolo 997	Sábalo	Villa Paranacito
---	Protocolo 998	Sábalo	Villa Paranacito
CARU C21	Protocolo 999	Boga	Villa Paranacito
CARU C22	Protocolo 1000	Dorado	Villa Paranacito

7 MORTANDADES DE PECES

Spinetti, M.[1]; C. Mesones[1] y P. Carriquiriborde[2]

1 - Dirección Nacional de Recursos Acuáticos (DINARA) MGAP
2 - Instituto Centro de Investigaciones del Medio Ambiente (CIMA), Universidad Nacional de La Plata y CONICET

7.1 Introducción

Llamamos "mortandad de peces" a todo episodio de muerte masiva e inesperada en el medio natural. La investigación de las causas y el diagnóstico temprano de los eventos permiten, por un lado su control e incluso evitar alarmas injustificadas. Y por otro, alertar posibles riesgos para la salud pública, particularmente si ha ocurrido contaminación con alguna sustancia tóxica o la detección de alguna enfermedad potencialmente peligrosa para el hombre. La comprensión de los factores que originan la mortandad puede ayudar a prevenir su recurrencia mediante la aplicación de medidas correctivas.

El DIGESTO del Río Uruguay de la CARU, en el Tema E4 "Conservación y Preservación de los Recursos Vivos", señala en el Título2 "Recursos Pesqueros", Capítulo 2. "Medidas de Protección Ambiental", Art.5: "Cuando se verifiquen mortandades masivas de peces en el Río, la CARU coordinará las actividades tendientes a establecer la magnitud y las causas del episodio y comunicará los resultados a los Organismos competentes de las Partes, a efectos de la adopción de las medidas que correspondieren".

Es así que en diciembre de 1997 se firmó un Convenio Marco entre la CARU y las Prefecturas Nacionales de Argentina y Uruguay para implementar normas de Procedimientos a aplicar en situaciones de mortandad de peces u otros organismos acuáticos. En agosto de 2001 se extendió el Convenio de Cooperación entre la CARU y los Gobiernos Locales en el Programa de Diagnóstico Temprano de Mortandades de Peces y su difusión, a fin de implementar y promover la participación de la comunidad en la detección de episodios de mortandad.

Al presente la CARU ha realizado cuatro cursos de Capacitación en Procedimientos de Documentación e Investigación de Campo para el Diagnóstico de Mortandades de Peces en los años 1997, 2007, 2012 y 2014. Los mismos estuvieron dirigidos fundamentalmente a la preparación del personal de la Prefectura Naval Argentina (R.A.) y Prefectura Nacional Naval (R.O.U.) así como a técnicos de los gobiernos locales, personal técnico de la CARU y de los Puentes Internacionales, Libertador General José de San Martín y General José Artigas y de ONGs. Para cumplir con esta misión la Comisión tiene instrumentada la entrega y reposición, al personal de las Prefecturas y Puentes, de implementos para recabar y registrar toda la información básica, necesaria para atender cada episodio, a fin de apoyar las conclusiones y diagnósticos. El equipamiento portátil está integrado por una valija que contiene reactivos químicos para la medición de oxígeno disuelto en el agua, amonio, tirillas para valoración del pH; termómetro, cinta métrica, frascos plásticos y botellas de vidrio de diferente capacidad, instrumental de disección, etiquetas, planillas de campo, libro de peces del Río Uruguay, Cartilla Instructiva y cámara fotográfica, entre otros. Para la conservación y traslado de las muestras extraídas, la CARU también entrega una conservadora plástica de aproximadamente 30 litros.

Por otra parte la Secretaría Técnica de la CARU, conjuntamente con los Asesores de la Subcomisión de Pesca y otros Recursos Vivos, elabora informes técnicos sobre los episodios de mortandad de peces reportados y a través de su dirección electrónica y los cursos de capacitación realiza la difusión de los procedimientos seguidos, resultados y conclusiones.

En el presente trabajo se informa sobre los episodios reportados y el alcance de sus diagnósticos durante el período 2012-2013, así como las actividades realizadas en torno a al tema.

7.2 Objetivo

El objetivo general es dar cumplimiento a la norma que dispone que: “Cuando se verifiquen mortandades masivas de peces en el Río, la CARU coordinará las actividades tendientes a establecer la magnitud y las causas del episodio y comunicará los resultados a los Organismos competentes de las Partes, a efectos de la adopción de las medidas que correspondieren”, del Digesto sobre el Uso y Aprovechamiento de “Río Uruguay”.

Bajo dicho estamento, para el período que analiza el presente informe los objetivos son:

1) Identificar las posibles causas de mortandad de peces en los tres episodios comunicados a la CARU durante el periodo 2012-2013 a fin de brindar los elementos necesarios para la adopción de las medidas que entienda pertinentes.

2) Capacitar a personal de las Prefecturas Navales destacadas sobre el tramo compartido del Río Uruguay y Puentes Internacionales y difundir a otros actores sociales de la zona la información pertinente a las conclusiones arribadas sobre el fenómeno de mortandad de peces.

7.3 Materiales y Métodos

Para cumplir con el primer objetivo establecido se utilizó la información recopilada por las Prefecturas involucradas en los episodios de mortandad y se complementó en uno de los casos con la aportada por un técnico de la CARU que inspeccionó el lugar.

El relevamiento de cada sitio se realizó a través de la medición de parámetros físico-químicos y biológicos, determinación del área, número de ejemplares afectados, registro fotográfico y descripción de las condiciones climatológicas e hidrográficas. Los parámetros físico-químicos (temperatura, pH, oxígeno disuelto en el agua y amonio) fueron tomados en cuatro puntos de la zona afectada, según lo indica la planilla de campo: a) zona de mortandad – orilla; b) zona mortandad- aguas profundas; c) aguas arriba – orilla y d) aguas arriba – aguas profundas. Excepto para la medición de la temperatura del agua, realizada con termómetro, las variables restantes fueron medidas mediante el uso de kits de reactivos químicos por test colorimétrico. La coloración del agua se realizó mediante observación directa.

Cuando el estado de conservación de los especímenes lo permitió, se remitieron piezas enteras al Área de Acuicultura y Patología de Organismos Acuáticos del Instituto de Investigaciones Pesqueras (AAPOA- IIP) de la Facultad de Veterinaria de la UdelaR (ROU) y muestras de agua al Laboratorio de Residuos de Plaguicidas de la Dirección General de Servicios Agrícolas (LRP -DGSA) de Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca de Uruguay.

En función de la experiencia recogida durante 17 años (1997 – 2013), donde se registraron mortandades comprendidas entre 20 y 12.000 individuos, se estableció una categorización de las mortandades en base al número de ejemplares afectados.
Las categorías establecidas fueron:

1) *baja*, cuando el número de peces muertos es menor o igual a 1.000;
2) *moderada*: cuando los valores van de 1.000 a 10.000, y
3) *alta*: cuando superan los 10.000 individuos.

Como las cantidades de peces observados pueden subestimar fuertemente el número de individuos efectivamente involucrados (debido a una observación tardía del episodio; velocidad de corriente que aleje de la vista del operador cierta cantidad de ejemplares afectados; episodios que comienzan en un tributario y alcanzan al río Uruguay más tardíamente, etc.) se refiere a estas categorías como "Magnitudes aparentes".

7.4 Resultados y Discusión

7.4.1 Descripción de episodios de mortandad de peces en el período 2012-2013

Durante el año 2012 la Prefectura Nacional Argentina (Prefectura Represa de Salto Grande) remitió a la CARU dos notas reportando el hallazgo de peces muertos. En la nota (Nº 23/12) daba cuenta del primer episodio (E1) del día 16 de febrero, sobre la margen derecha del río, a la altura del Aº. Gualeguaycito (km 354,6 del Río Uruguay) en el embalse de Salto Grande (Figura 7.1.). La patrulla observó peces muertos de la especie sábalo (*Prochilodus lineatus*) en avanzado estado de descomposición. Los mismos se encontraban diseminados en un área aproximada de 5 km, contabilizándose en total 32 ejemplares. Se observó una coloración del agua verde intenso y con fuerte olor, característico de las floraciones de cianofíceas.
En la comunicación (Nº 99/12) informó sobre el segundo episodio (E2), observado el día 31 de julio, en la misma zona del embalse y a 300 m de la Cañada del Águila (Figura 7.1.), donde se hallaron peces muertos de la especie dientudo común (*Oligosarcus oligolepis*) en avanzado estado de descomposición y diseminados en un área de 20 km, pudiéndose contabilizar un total de 72 piezas.

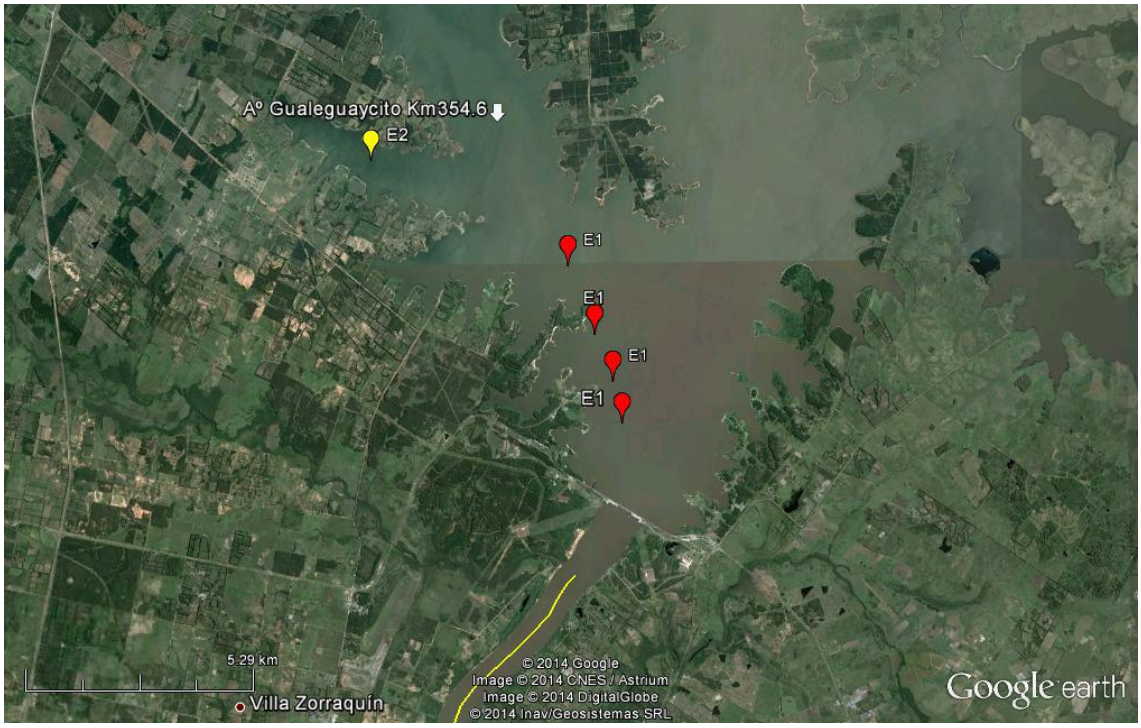


Figura 7.1. Episodios de mortandad del año 2012 ubicados en el Embalse de Salto Grande en la zona de influencia del Arroyo Gualeguaycito. En rojo se señala la distribución de peces muertos correspondiente al episodio (E1) ocurrido el 16 de febrero y en amarillo (E2) el 31 de julio.

En ambos casos debido al avanzado estado de descomposición de los ejemplares no se extrajeron muestras de peces y tampoco se remitieron muestras de agua.

En el año 2013 sólo se reportó un episodio (E3) en la playa Mayea (km 205,8 del Río Uruguay), ubicada entre el Puerto de Paysandú y la desembocadura del Arroyo Sacra, sobre la margen izquierda del río (Figura 7.2.). La comunicación fue realizada por personal del Departamento de Desarrollo Rural de la Intendencia Departamental de Paysandú el día 5 de marzo. Alertada la PNN del Puerto de Paysandú, al día siguiente implementó el protocolo de registro de información, toma de muestras de ejemplares y de agua correspondiente a la zona puntual y aledaña. Según informó la PNN, contabilizó unos 400 ejemplares de sábalo (*Prochilodus lineatus*) en un área de 0,3 km, recientemente muertos. El día 7 de marzo, la Lic. Mariel Bazzalo, ayudante técnica de la Secretaría Técnica de la CARU, concurrió al lugar y registró alrededor de 800 ejemplares de sábalo y la presencia de 11 ejemplares de vieja del agua (*Hypostomus* spp.), estos últimos situados sobre la costa y en el agua al sur de la Playa Mayea, en el Aº Sacra.

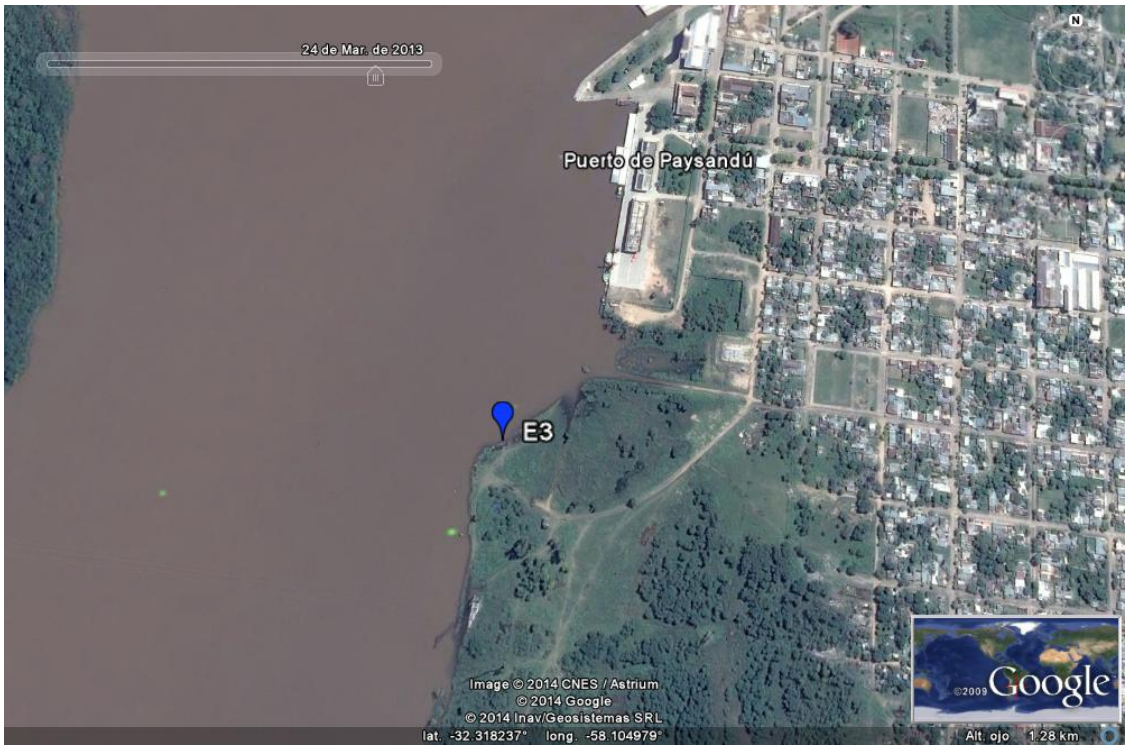


Figura 7.2. Ubicación del episodio de mortandad del 6 de marzo de 2013 (E3) en playa Mayea, al sur del Puerto de Paysandú.

Los ejemplares de sábalo colectados por la PNN fueron remitidos para su estudio al AAPOA- IIP. Asimismo las muestras de agua pertenecientes a 4 zonas del lugar del episodio (playa Mayea a 300 m aguas abajo del colector pluvial; playa Mayea a la salida del colector; colector y a 300 m aguas por fuera de éste) fueron remitidas para análisis al LRP-DGSA. Los agroquímicos analizados en las muestras de agua fueron: Glifosato y AMPA por el método de derivatización cloruro de 9-fluoroenylmethoxicarbonyl (FMOCI) (límite de cuantificación 0.20 µg/l). Además, se analizó la presencia de residuos de Endosulfan I y II, Endosulfan sulfato y Cipermetrina por el método EPA 600/8-80-038 (límite de detección 0.20 µg/l). Las muestras de sábalos como de agua fueron etiquetadas y acondicionadas en hielo preservando su conservación para el posterior procesamiento.

7.4.2 Análisis de la información biológica de los episodios.

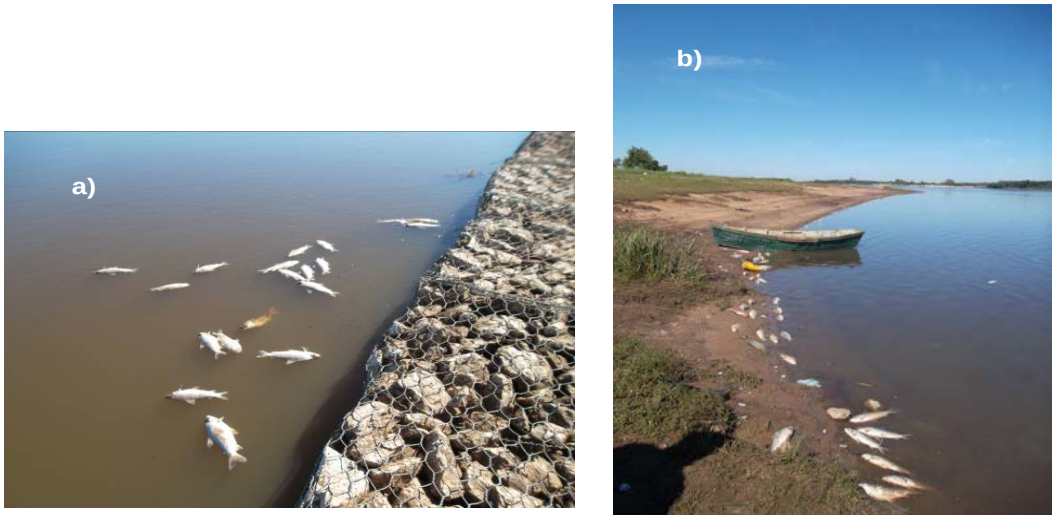
El episodio E1, fue constatado el 16 de febrero de 2012 en el área próxima a la desembocadura del Aº Gualegueycito (sector perilago) en el Embalse de Salto Grande.

Según lo informado, fue de carácter monoespecífico, afectando sólo a sábalos adultos (entre 45 y 55 cm de talla). El evento pudo catalogarse de baja magnitud aparente, en virtud que sólo se contabilizaron 32 individuos en una distancia de 5 km (Tabla 7.1.). Cabe señalar que en el informe de Prefectura se indicó como fecha probable del evento el día 12 del mencionado mes, presumiblemente por el avanzado estado de descomposición de los ejemplares.

El 31 de julio de 2012, en el Aº Gualeguaycito, aproximadamente a 300 m de la Cañada del Águila (Colonia Ayuí) en el Embalse de Salto Grande, fueron observados peces muertos de la especie dientudo común *Oligosarcus oligolepis*, episodio E2. Nuevamente la mortandad fue monoespecífica, de ejemplares adultos (entre 25 y 35 cm de longitud total) y de baja magnitud aparente ya que se contabilizaron 72 individuos en un recorrido de 20 km (Tabla 7.1.). Al igual que el anterior episodio (E1), se estableció como fecha teórica del evento el día 27 o 28 del mismo mes.

El 6 de marzo de 2013 personal de la PNN del Puerto de Paysandú concurrió a la Playa Mayea a registrar el episodio de mortandad (E3) encontrando alrededor de 400 ejemplares de sábalo recién muertos en 300 m de costa. Complementando dicha información, personal de la CARU que concurrió el día 7 de marzo, estimó un total de 800 ejemplares de sábalo distribuidos en las siguientes zonas: en el puerto, 150 sábalos en avanzado estado de deterioro (transecta A, de 230 m, Figura 7.3.); frente al propio puerto, se estimaron 350 (área B, de 250 m de radio, Figura 7.3. y 7.4. a)) y en la Playa Mayea (transecta C, de 150 m, Figura 7.3. y 7.4. b)) se registraron 300 individuos. Las tallas estuvieron comprendidas entre los 25 cm y 38 cm de longitud total, lo cual indicaba la presencia de animales jóvenes y adultos. También fueron reportadas 11 viejas de agua, halladas en la costa del Aº Sacra, próximo a la desembocadura. Probablemente esta última especie correspondió al descarte de pescadores artesanales que operan habitualmente en la zona del arroyo, ya que la misma no está sujeta a explotación pesquera.

La cantidad de ejemplares estimados muertos por ambas fuentes de información presentaron diferencias respecto al número total de individuos informado; sin embargo, si se establece una relación con los kilómetros inspeccionados, los resultados son comparables (1,3 ind./m PNN y 1 ind./m CARU). A los efectos de clasificar la mortandad, ambos correspondieron al rango de baja magnitud aparente.



Figs. 7.3. a) sábalos encontrados en el área del Puerto de Paysandú; b) sábalos ubicados sobre la costa de la playa Mayea (al sur del Puerto). Fotografías tomadas en el lugar por la Lic. Mariel Bazzalo (SET- CARU) el día 6 de marzo de 2014.

Tabla 7.1. Información biológica recabada por la PNA (Represa Salto Grande) en los episodios de mortandad ocurridos durante 2012 (E1 y E2) y la PNN (Puerto de Paysandú) y personal de la CARU en 2013 (E3).

	E1 **16 Febrero 2012**	**E2** **31 Julio 2012**	**E3** **6 de Marzo 2013**
Lugar	Km 354,6 Aº Gualeguaycito	Km 354,6 Aº Gualeguaycito	Km 205.8 Playa Mayea
Especie	Sábalo	Dientudo común	Sábalo
Talla mínima y máxima ejemplares (cm)	45-55	25-35	25-38
Magnitud (ind./área)	Baja 32 ind./5km	Baja 72ind./20km	Baja 800 ind./0.8km
Estado de los peces	Descomposición	Descomposición	Recién muertos
Análisis a los peces	Ninguno	Ninguno	AAPOA-IIP

Figura 7.4. Ubicación de las transectas y la zona del río donde se hallaron sábalos muertos. Imagen cedida por la Lic. M. Bazzalo (CARU).

La muestra de sábalos remitida para el análisis de anatomía patológica estuvo compuesta por tres ejemplares adultos cuyos datos biológicos se aportan en la Tabla 7.2. Exteriormente no se observaron grandes lesiones ni marcas de enmalle por red de pesca. En el frotis de piel se observó abundante mucus, células descamadas y presencia de microalgas. A nivel branquial, solamente 1 ejemplar presentó parásitos del Género *Henneguya*, (Perreta y colaboradores, 2010, realizaron el primer registro de este género de mixosporidio para peces del Uruguay). En la cavidad abdominal, los órganos en general no presentaron particularidades. Se señaló la presencia de microalgas en el contenido estomacal acompañando materia orgánica y arena (estos últimos habituales en la ingesta de la especie por tratarse de un detritívoro), la repleción estomacal correspondió a estómago repleto.

Tabla 7.2. Muestras de peces colectados en el área de estudio.

Ejemplar	*Largo Total (cm)*	*Peso (g)*	*Sexo*	*Grado madurez*
1	38	855	Hembra	Desovada
2	33,5	498	Hembra	En maduración
3	35,5	713	Hembra	Desovada

La necropsia no fue definitiva en establecer la causa de la muerte, al no encontrar sintomatología ni lesiones infectocontagiosas o parasitarias, sin embargo señala la hipótesis de la existencia de la presencia de alguna sustancia tóxica que, asociada a la alimentación de la especie, pudo producir un evento agudo.

7.4.3 Análisis de la información ambiental.

Los resultados de las variables ambientales registradas "in situ" en el E1, se encontraron dentro de los rangos aceptables, excepto en el caso del amonio que estuvo en el orden de los 0,5 mg/l (el valor máximo establecido en el DIGESTO del Río Uruguay en los estándares para *aguas destinadas a la conservación y desarrollo de la vida acuática,* es de 0,02 mg/l) (Tabla 7.3.). Este elevado valor podría haber estado relacionado con la descomposición de materia orgánica tanto de origen animal como vegetal. En el informe se indicó que en gran parte del perilago se observaba la presencia de "cianobacterias" (verdín) dando la típica coloración verde al agua. Los datos de monitoreo de floraciones algales, correspondientes a muestreos realizados la tercera semana de enero en la zona, mostraron valores excesivamente altos. En algunos casos evidenciaron 2 órdenes de magnitud por encima de los permitidos para bañistas, destacándose valores de 5 millones del cel/ml en la zona "Las Perdices" (próxima a uno de los puntos donde se detectaron peces muertos). En la primera semana de febrero la concentración hallada para la estación de Gualeguaycito fue de 1,5 millones de cel/ml. La situación descripta, podría vincular la mortandad con las floraciones algales, que en determinadas circunstancias podría provocar la muerte de los peces por depleción de oxígeno, exposición a altas concentraciones de toxina o bien por interferencia con el intercambio gaseoso por obstrucción de las agallas. Las condiciones hidrométricas del lago se

encontraban algo por debajo (33,5 m) de la cota nominal que es de 35 m, no existiendo una variación significativa que pudiera haber contribuido al origen del evento.

En relación al episodio E2, los datos de temperatura, pH y oxígeno disuelto en el agua registraron cierta variación según los puntos de muestreo. En la Tabla 7.3 se señalan los valores mínimo y máximo encontrados para la zona.

Llama la atención los altos valores de pH (12,2) registrados en la planilla de campo en el punto de muestreo "aguas arriba" tanto en la orilla como en profundidad, mientras que en la "zona de mortandad", en los lugares anteriormente mencionados, los valores fueron de 6,62. El mismo día del hallazgo coincidió con uno de los monitoreos de floraciones algales que realiza la CARU, y en el propio Aº Gualeguaycito se registró un promedio de pH de 7,8 medido en superficie, entre 1 y 3 m y en el propio fondo. En relación a lo considerado fueron tomados como válidos solamente el valor promedio de pH provisto por la CARU. Al igual que en el episodio E1, los valores de amonio fueron de 0,5 mg/l aunque no se denuncia la presencia de floraciones. Podría estar marcando solamente la degradación de materia orgánica. El oxigeno no presentó cifras limitantes para la vida acuática en ningún punto de muestreo.

Sin embargo, las temperaturas registradas en las zonas de muestreo se encontraron en el límite inferior del rango definido para la supervivencia de especies de aguas cálidas (12 ºC a 14 ºC, Bly y Clem, 1992), como se puede catalogar a los characínidos, de origen brasílico, entre los cuales los dientudos son de los grupos más sensibles (Espinach, A. com. per) y podría ser la causa que aparezca como la única especie afectada. Las mortandades se podrían producir, en estos casos, porque la respuesta inmunológica estaría severamente comprometida, y facilitaría la aparición de infecciones bacterianas, virales y/o fúngicas (Ellis, 1981). En la Figura 7.5 se observa el monitoreo de la temperatura mínima media por región, para todo el territorio argentino, realizado por el Servicio Meteorológico Nacional, donde se registran las anomalías térmicas. En general se observan valores por debajo del 0 ºC para el mes de julio y en el caso específico de la zona litoral, éstos alcanzaron valores de -3,5 ºC.

La altura del embalse de 33,87 m se encontró algo por debajo de la cota nominal, establecida en 35 m y, al igual que en el episodio E1, no se observó como factor determinante de la mortandad.

Tabla 7.3.- Información ambiental y variables físico-químicas, aportadas por las Prefecturas involucradas en los tres episodios de mortandad durante los años 2012-2013.

	Episodio 1 **16 Febrero 2012**	**Episodio 2** **31 Julio 2012**	**Episodio 3** **6 de Marzo 2013**
Temperatura (ºC)	28,5	11,5-12,2	22
pH	7,0	6,6-12,0	6,0
Oxigeno (mg/l)	7,5	9,8 -11,6	8,0
Amonio (mg/l)	0,5	0,5	0,5
Análisis agua	No	No	DGSA - MGAP
Floración	Sí	No	No
Aspecto del agua	Color verde (verdín), con olor	Color claro, sin olor	Color marrón normal
Condiciones climáticas	Cielo parcialmente nublado, viento N 11 km/h	Cielo parcialmente nublado, viento E leve	Cielo despejado, viento suave
Nivel hidrométrico*	Cota 33,50m	Cota 33,87m	1,32m

* Valores referidos a Represa Salto Grande (E1 y E2) y Pto. de Paysandú (E3)

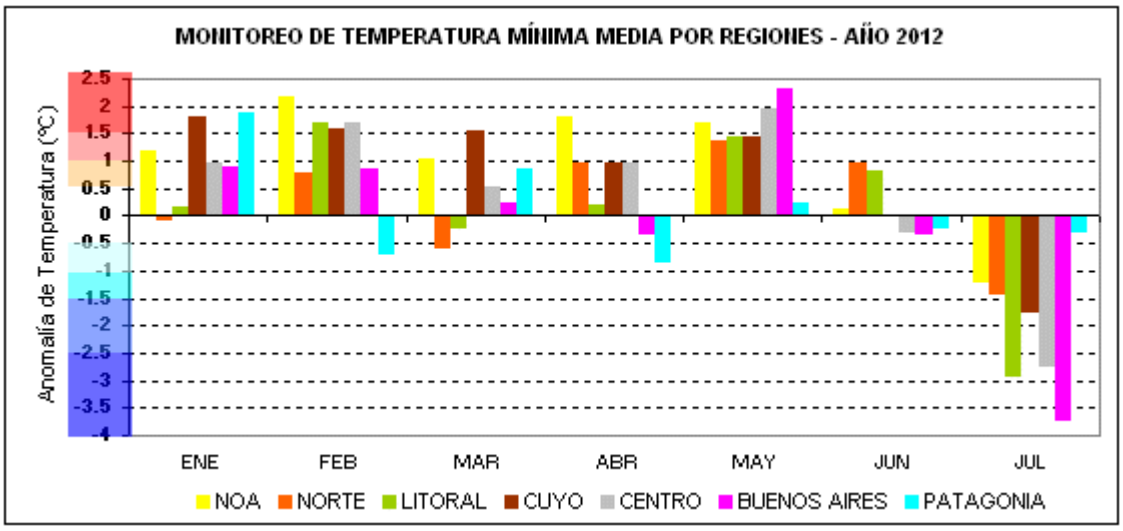


Figura 7.5. Anomalías térmicas atmosféricas en el período enero-julio de 2012 en todo el territorio argentino.

En general las variables físico-químicas registradas en el episodio E3 estuvieron dentro de los rangos normales y esperados para la época del año. Salvo el valor de pH que fue menor (6) (Tabla 7.3.) al establecido por el DIGESTO de la CARU *para aguas destinadas a la conservación y desarrollo de la vida acuática* (entre 6,5 a 9,0), habría que tener en cuenta que el método colorimétrico utilizado pudo inducir a cierto error en la lectura. Asimismo se observó un valor de Amonio (NH_4^+) de 0,5 mg/l que, a las condiciones de temperatura y pH observados, correspondería a un valor de NH_3 de 0.001µg/l. En el capítulo mencionado del Digesto, el valor máximo de Amoníaco (NH_3) permitido es de 19 µg/l, por lo cual el valor de este parámetro se encontró por debajo de los valores aceptados.

Los análisis de las muestras de agua revelaron la presencia de glifosato (herbicida aminofonato) en todas ellas, pero principalmente en la playa Mayea (Muestras 1, 2 y 3) (Figura 7.6.) (Tabla 7.4) tomadas a 300 m aguas abajo del desagüe del colector pluvial y en la propia Playa. Sin embargo, ninguno de los valores detectados se encontró por encima de lo establecido por la Dirección Nacional de Medio Ambiente (DINAMA-MVOTMA, ROU), que considera como límite máximo, para la protección de la biota acuática, un valor de 65 µg/l. Carriquiriborde y colaboradores (2003) encontraron que de acuerdo a los niveles de toxicidad aguda del glifosato obtenidos para *C. decemmaculatus* en condiciones de laboratorio (CL_{50}[3] > 100 mg/l, 96hs), y la clasificación de la USEPA, este herbicida puede considerarse "prácticamente no tóxico" para los peces bajo exposiciones agudas (USEPA 2014).

Diferentes autores señalan que es poco móvil en los suelos; no tiene una gran persistencia biológica y tampoco es bioacumulable ni se biomagnifica a lo largo de la cadena alimenticia (CWQG, 1999; Giesy y colaboradores, 2000; USEPA, 1993ª; Williams y colaboradores, 2000; WHO, 1994). En el agua, las dos vías principales de disipación son la degradación microbiológica y la unión a los sedimentos (Giesy y colaboradores, 2000; WHO, 1994). El glifosato ante la presencia de microflora (bacterias y hongos) en el agua, se descompone en AMPA y, eventualmente, a dióxido de carbono (CONICET, 2009).

Otra de las sustancias detectadas fue la cipermetrina en tres de las muestras analizadas (Muestras 1,2 y 3), observándose valores entre 0,38 µg/l y 0,55 µg/l. La cipermetrina es

[3] CL (concentración letal) = Concentración a la cual cierta proporción de los organismos (50%) ensayados produce una respuesta en un período definido de tiempo (96 horas)

un insecticida piretroide de baja toxicidad en mamíferos y aves pero de alta toxicidad en peces y artrópodos acuáticos. Tanto en vertebrados como en invertebrados actúa principalmente sobre el sistema nervioso central. Adicionalmente se ha descrito que este compuesto inhibe la actividad de ciertas enzimas (ATPasas) que favorecen el transporte activo e intercambio de oxígeno, por lo cual las superficies respiratorias son perturbadas (Marino, D., 2009). El efecto resulta notorio si comparamos los valores de dosis letales que afectan al 50% de la población en mamíferos, aves o peces. La toxicidad letal aguda (CL_{50} -96 hs) para *Cnesterodon decemmaculatus* es de 0,43 µg/l (Carriquiriborde y col. 2007) y para el pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) de 0,2 µg/l presentando niveles de sensibilidad muy similares a la trucha arco iris (Carriquiriborde y Ronco, 2006). Otro estudio realizado por Domitrovic (2000), investigador de la Universidad Nacional del Nordeste (Corrientes, Argentina), da cuenta de experiencias llevadas a cabo en la especie *Cichlasoma dimerus*, obteniéndose como resultado que la CL_{50}-96 hs fue de 18,87 µg/l, valor que se encuentra dentro de los rangos hallados en otras especies de peces, ubicando la presente con un rango de sensibilidad media. La cipermetrina tiene una alta afinidad hacia la materia orgánica y tiene muy bajo potencial de bioacumulación.

En ninguna de las muestras analizadas, fueron detectados plaguicidas organoclorados.

Figura 7.6. Ubicación de las muestras de agua extraídas para análisis, luego de observado el episodio de mortandad.

Tabla 7.4. Plaguicidas analizados en muestras de agua colectadas en el área de estudio.

Muestra	Plaguicida y/o metabolito	Grupo Químico	Concentración (µg/l)	Digesto CARU (ng/l)
1	Glifosato	fosfonoglicina	15,07	-
	AMPA	Metabolito glifosato	0,66	-
	Endosulfan I y II	organoclorado	ND	20
	Endosulfan sulfato	organoclorado	ND	20
	Cipermetrina	piretroide	0,38	-
2	Glifosato	fosfonoglicina	9,24	-
	AMPA	Metabolito glifosato	0,26	-
	Endosulfan I y II	organoclorado	ND	20
	Endosulfan sulfato	organoclorado	ND	20
	Cipermetrina	piretroide	0,55	-
3	Glifosato	fosfonoglicina	12,89	-
	AMPA	Metabolito glifosato	0,25	-
	Endosulfan I y II	organoclorado	ND	20
	Endosulfan sulfato	organoclorado	ND	20
	Cipermetrina	piretroide	0,44	-
4	Glifosato	fosfonoglicina	0,88	-
	AMPA	Metabolito glifosato	0,21	-
	Endosulfan I y II	organoclorado	ND	20
	Endosulfan sulfato	organoclorado	ND	20

Es importante destacar que días previos (2 y 3 de marzo) a este episodio, se desarrolló un poderoso centro de baja presión atmosférica en la provincia de Buenos Aires con dirección oeste-este hacia territorio uruguayo. Dicho frente frío provocó lluvias con un acumulado máximo de 55 mm y vientos fuertes con rachas entre 45 y 75 km/h según el reporte meteorológico. (http:// meteorologiauruguay.blogspot.com/)

7.5 Observaciones finales

1. Los 3 episodios registrados en el período de estudio fueron categorizados de baja magnitud aparente. Cabe destacar que de los 53 casos de mortandad reportados a la CARU en 16 años la amplia mayoría (92,45%) correspondió a baja magnitud.
2. De los tres eventos, dos correspondieron a mortandades de verano y una de invierno. La primera coincidió con altas temperaturas, niveles elevados de amonio y de cianobacterias. La tercera por el contrario con periodos de temperaturas relativamente bajas.
3. La mortandad registrada en el área adyacente a la desembocadura del Aº Gualeguaycito en febrero de 2012 (E1) podría tener explicación por la presencia de sucesivos y masivos eventos de floración de cianobacterias y por el tipo de alimentación del sábalo, única especie afectada. En determinadas circunstancias las floraciones provocan la muerte de los peces por depleción de oxígeno, exposición a altas concentraciones de toxina o bien por interferencia con el intercambio gaseoso por obstrucción de las agallas.
4. En julio de 2012 se produjo el segundo episodio (E2), en la cercanía del Aº Gualeguaycito, afectando a una única especie, el dientudo común. Este evento podría explicarse por las bajas temperaturas del aire registradas durante todo el mes, las que estuvieron por debajo de 0ºC. La temperatura del agua registrada en la zona de muestreo correspondió al límite inferior del rango definido para la supervivencia de los characínidos, entre los cuales los dientudos son de los grupos más sensibles.
5. Durante 2013 se registró un solo episodio (E3) informado en marzo en la playa Mayea, Paysandú. Si bien se describe el hallazgo de dos especies, sábalo y vieja del agua, se sospecha que esta última pudiera ser descarte de pescadores artesanales del Aº Sacra ya que carece de valor comercial. Con respecto al sábalo, no se encontraron anomalías en lo resultados de las necropsias, las condiciones climáticas días previos al suceso no fueron favorables para el desarrollo de blooms algales, y por otra parte el resultado de las concentraciones de los agroquímicos analizados estuvieron por debajo de los límites de toxicidad, no se puede arribar a establecer la causa de la misma. No obstante, se podría plantear la hipótesis que frente a la evidencia de la presencia de glifosato, AMPA y cipermetrina en las

muestras de agua, estas sustancias alcanzaron el río Uruguay por escorrentía debido a las copiosas precipitaciones los días previos, y que las concentraciones de los agroquímicos pudieron ser mayores en el momento de la mortandad. Esto sería coincidente con lo mencionado en el informe de la necropsia, donde se establece que la mortandad correspondió a un fenómeno agudo, producto de la presencia de algún agente tóxico asociado a la materia orgánica y ésta a su vez relacionada con el tipo de alimentación de la especie afectada.

7.6 Capacitación y Difusión

Con el fin de cumplimentar el objetivo 2 del presente Informe relativo a la "Capacitación y Difusión en Procedimientos de Documentación e Investigación de Campo para el Diagnóstico de Mortandades de Peces", la Subcomisión de Pesca y otros Recursos Vivos convocó en marzo de 2012 a especialistas: Dr. David Hernández del Instituto de Ictiología del Nordeste (FCV- UNNE- R.A.) y al Dr. Daniel Carnevia del Instituto de Investigaciones Pesqueras (Fac. Vet.- R.O.U.), para que conjuntamente con los Asesores de las Subcomisiones de Pesca y Medio Ambiente de la CARU, Lic. Alberto Espinach, Lic. Mónica Spinetti y el Q.F. Horacio Giudice y el Secretario Técnico de la CARU, Ing. Alejandro Arcelus y Ayudante Técnico, Lic. Mariel Bazzalo, diseñaran la 3er Jornada de Capacitación en Mortandades de Peces. Las Jornadas tuvieron lugar los días 8 y 9 de mayo de 2012.

Luego de revisar todos los aspectos que involucran el tratamiento de los episodios de mortandad de peces y organización de la Jornada, se planteó abordar los siguientes temas:

1. *Normas de procedimientos para aplicar en situaciones en que se verifiquen mortandades de peces y otros organismos acuáticos en el río.*

   En relación a este punto y a fin de facilitar la interpretación de la tarea del operador se propuso, la confección de una "Cartilla Instructiva" que sirviera de apoyo a la labor de campo, complementaria a la Planilla de registro vigente. Con este nuevo elemento se incorporó la utilización de un vocabulario más sencillo

con el fin de describir los procedimientos de observación y toma de muestras, aportando esquemas explicativos (*Anexo 7*.I).

2. *Planilla de registro de campo y material de apoyo (Kits) a la labor de campo*

   Se sugirió incorporar a la Planilla de campo un ítem con opciones que consideraran la observación de lesiones externas en los individuos afectados y añadir una silueta de pez, a efectos de señalar la localización de las lesiones (*Anexo 8*.II).

   En cuanto al material de apoyo (Kits) se revisó y actualizó el listado del equipo de campo.

3. *Contenido del curso*

   La jornada de capacitación se dividió en una parte expositiva y otra práctica.

   Los temas abordados en la parte teórica fueron:

- Presentación de la Jornada e Introducción General
- Análisis histórico de los episodios de mortandad de peces en el río Uruguay reportados a la CARU (antecedentes temporales y espaciales, especies involucradas)
- Principales causas que producen la mortandad en peces y otros organismos acuáticos (interacción ambiente- peces y patógenos; sintomatología)
- Contaminación química y eutrofización (origen y clasificación de los contaminantes)
- Introducción al trabajo de campo (registro en planilla de campo; reseña anatómica de los peces y toma de muestras de agua y peces)

La parte práctica comprendió:

- Presentación del Kit de materiales de campo
- Análisis de muestras de agua
- Observación y reconocimiento de estructuras anatómicas externas e internas de peces
- Necropsia y toma de muestras para análisis

4. Destinatarios

Se realizaron dos Jornadas de Capacitación a la que concurrieron alrededor de 50 personas por día. El primer día estuvo destinado al personal de las Prefecturas de ambas márgenes, dictándose un módulo teórico y uno práctico, ya que se trata de actores con competencia directa en esta actividad. La segunda jornada consistió en un curso teórico – práctico, dirigido a ONG´s y personal de las Intendencias y Municipios, relacionados directamente con temas ambientales.

7.7 Bibliografía

Bly, J.E. y L.W. Clem (1992). Temperature and teleost immune functions. Fish Shellfish Immunol., 2:159-171

Carriquiriborde, P.; Streitenberger, J.; Arnal, M. y A. Ronco, 2003. Efecto de plaguicidas asociados al cultivo de soja sobre peces: estrategia para su evaluación integrando información de diferentes niveles de análisis. VI Congreso SETAC

Carriquiriborde P, Ronco A (2006) Ecotoxicological studies on the pejerrey (*Odontesthes bonariensis*, Pisces Atherinopsidae). Biocell 30:97-109

Carriquiriborde P, Díaz J, Mugni H, Bonetto C, Ronco AE (2007) Impact of cypermethrin on stream fish populations under field-use in biotech-soybean production. Chemosphere 68:613-621

CONICET, 2009. Evaluación de la Información de la Información Científica Vinculada al Glifosato en su Incidencia sobre la Salud Humana y el Ambiente. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, 133 p. www.msal.gov.ar/ agroquimicos/pdf/informe-glifosato-2009-CONICET.pdf).

CWQG. 1999. Canadian Water Quality Guidelines (and updates). Task Force on Water Quality Guidelines of the Canadian Council of Resource and Environment Ministres, Ottawa, Canada.

Domitrovic, Hugo Alberto, 2000 Toxicidad y respuesta histopatológica en *Cichlasoma dimerus* (Pisces, Cichlidae) expuestos a cipermetrina en ensayos de toxicidad aguda.

Ellis, A.E. 1981b. Non-specific defense mechanisms in fish and their role in disease processes. Dev. Biol. Stand. 49:337-352

Giesy JP, Dobson S and Solomon KR., 2000 “Ecotoxicological Risk Assessment for Roundup Herbicide”. *Rev. Environm. Contam. Toxicol.*; 167: 35-120.

Latinoamérica; 2003. Sociedad de Toxicología y Química Ambiental, Buenos Aires, Argentina.

Marino, Damián, 2009. Estudio teórico experimental sobre respuestas biológicas a compuestos orgánicos de relevancia ambiental. Tesis Doctoral. Facultad Ciencias Exactas, UNLP (INIFTA - CIMA), La Plata, Argentina.

Perretta, A.; Carnevia, D. y M. Letamendia, 2010.Myxozoarios del genero *Henneguya* Thélohan, 1892 parasitando *P. lineatus* (Characiformes, Curimatidae en el Río Uruguay. Primera Cita. Actas Primer Congreso Uruguayo de Zoología. Montevideo, Uruguay, 116 p.

USEPA, 1993. Pesticides tolerances for glyphosate, Federal Register 58(85):26726.

USEPA, 2014. Technical Overview of Ecological Risk Assessment http://www.epa.gov/oppefed1/ecorisk_ders/toera_analysis_eco.htm

WHO; 1994 *Glyphosate*. World Health Organization International Program on Chemical Safety. Geneva.

Williams GM, Kroes R, Munro IC., 2000 “Safety evaluation and risk assessment of the herbicide Roundup and its active ingredient, glyphosate, for humans”. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*; 31: 117-165

7.8 Anexo 7.I

Cartilla Instructiva para uso de los operadores en los episodios de mortandad de peces.

CARTILLA INSTRUCTIVA

EL PRESENTE INSTRUCTIVO TIENE COMO OBJETIVO BRINDAR AYUDA DETALLADA PARA COMPLETAR LA "PLANILLA DE REGISTRO DE CAMPO MORTANDAD DE PECES (C.A.R.U.)"

PROCEDIMIENTOS GENERALES PARA APLICAR EN SITUACIONES EN QUE SE VERIFIQUEN MORTANDADES DE PECES

1. Información general

Fecha, Hora y Código. Éste último se confecciona colocando las iniciales de la localidad del episodio y la fecha (ej. PAY-08/05/12).

2. Información del operador

Institución, Dirección, Tel.

3. Áreas afectadas (localización y extensión de la mortandad)

a. Localización.

Mencionar de manera precisa el río o curso de agua afectado (ej. represa, sobre el río Uruguay aguas debajo de la represa, tributarios, etc.).

b. Extensión de la mortandad.

Mencionar, de manera aproximada, la extensión de peces muertos (ej. 1,5 km).

4. Fecha de inicio mortandad

Colocar la fecha exacta en que aparecen los peces muertos o moribundos (si es necesario, consultar a lugareños).

5. Condiciones climáticas durante el episodio.

Son diferentes aspectos ambientales que proporcionan valiosa información para la aproximación al diagnóstico.

*Temperatura del agua y ambiente.

*Procedencia de los vientos (sector geográfico) e Intensidad (ausente, brisa, suave, leve, moderado, regulares, fuerte, ventarrón y temporal).

*Cobertura nubosa (despejado, parcialmente nublado, nublado, lluvioso o tempestuoso).

6. Descripción del episodio. (Resumen de la información observada considerando los siguientes aspectos).

*Presentación: la mortandad ocurrió de manera paulatina o brusca (si es necesario, consultar a lugareños).

*Peces: si se trata de una única especie o es una mortandad multiespecífica. Aquí se puede consignar si hay otros individuos muertos (aves, etc.)

*Ambiente: en lo posible describir si el curso de agua presenta manchas de diferentes tonalidades, una o varias y si los peces afectados se encuentran en proximidad a estas zonas. Sobre el medio terrestre localizar e identificar posibles áreas de descargas de industrias cercanas incluyendo planta de tratamiento de efluentes, vertido de ciudades, etc. Además, considerar el uso agrícola de las tierras de la cuenca ya que los fertilizantes y otros productos son arrastrados al agua luego de lluvias intensas.

*Antrópica: puntualmente identificar posibles eventos de pesca u otros, previos a la presentación de mortandades.

7. Medición de parámetros de calidad de agua. (Considerar las características físico-químicas del agua mediante Kits de diagnóstico o cintas reactivas)

-temperatura -conductividad -oxígeno disuelto (OD) -pH -amonio (mg/l) -otros

8. Muestras de agua (Además, considerar algunas características organolépticas y físico-químicas del agua)

En el lugar en que se haya verificado la mortandad se tomarán muestras de agua superficiales, tratando que sean representativas del área afectada. En caso de tener conocimiento o sospechar de alguna descarga de contaminante en proximidades del área en cuestión, se tomarán muestras sobre la zona inmediata de dicha descarga. La toma de muestras de agua destinadas al análisis de contaminantes orgánicos deberá hacerse en forma aséptica y utilizando recipientes limpios de vidrio ámbar y correctamente etiquetados con el código de referencia. Las muestras se conservarán a baja temperatura y enviarán inmediatamente al laboratorio.

*Comentarios: -aspecto (limpia, sucia, desagradable, etc.). -color (transparente, verde claro, verde intenso, negra, roja, gris).
-turbidez (es la interferencia al paso de la luz, producida por materia muy fina en suspensión). -olor

9. PECES MUERTOS Y/O MORIBUNDOS:

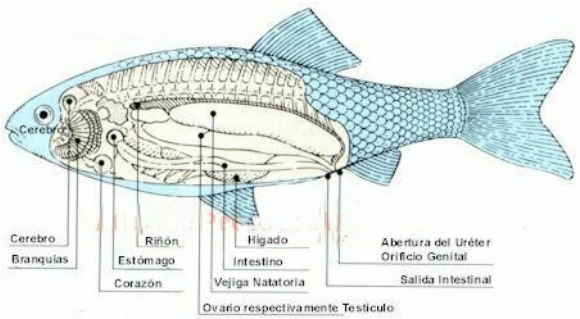
Registrar especies afectadas, rango de longitud, cantidad relativa de individuos afectados (colocar signos + en el cuadro que corresponda), recuento total de individuos en un tramo determinado y extensión de costa con peces muertos.

Especies comúnmente observadas en episodios de mortandad:

10. <u>ESTADO DE LOS PECES</u>

Identificar en los ejemplares afectados la distribución de las lesiones. Marque con una X si la presentación de las lesiones se halla sobre la superficie del cuerpo, aletas o branquias.

11. <u>SI ES POSIBLE SEÑALAR CON UN CÍRCULO LA REGIÓN U ÓRGANO MÁS AFECTADO</u>



12. <u>COMPORTAMIENTO DE PECES VIVOS AFECTADOS</u>:

Especificar con una X en el casillero que corresponda teniendo en cuenta el “Tipo de Natación” adoptada por los peces afectados.

13. <u>MUETRAS DE PECES</u>:

En lo posible capturar ejemplares moribundos de todas las especies afectadas. Los peces muertos no son aconsejables dada la alteración que se produce por descomposición.

<u>Peces vivos</u>:

Envío en agua: juveniles o del tamaño de 5 ó 6 cm, pueden transportarse durante varias horas en bolsa de polietileno parcialmente llena con agua fría. Colocar 10-12 juveniles y 4-5 peces de 5 ó 6 cm de longitud, cada 4 litros de agua, hacer burbujear oxigeno y cerrar, dejando que el volumen de gas sea 3-5 veces el del agua. Colocar dentro de otra bolsa y ésta en una conservadora con hielo. Rotular.

<u>Muestras de distintos órganos para toxicología</u>:

Colocar el pescado sobre superficie limpia (una vez pesado y tomada la longitud); efectuar dos incisiones (una dorsal y otra ventral) con cuchillo de acero inoxidable (de buena calidad) limpio, evitando cortar el aparato digestivo. Separar la piel de la carne con una

pinza o cuchillo limpio, teniendo cuidado de no contaminar la carne con el exterior de la piel. Con otro cuchillo de acero inoxidable y/o bisturí sacar una tajada de carne (aproximadamente 200 g) y/o tejido adiposo (aproximadamente 10 g). Esta muestra no debe entrar en contacto con el resto del pescado y/o fuente. Colocar la muestra sobre papel de aluminio previamente lavado con acetona o acetonitrilo calidad plaguicidas. Envolver la muestra en este papel y luego hacer una segunda envoltura con otro trozo del mismo tipo de papel. Rotular y colocar en bolsa de polietileno. Esta muestra es para el análisis de plaguicidas.

Además, tomar muestras de músculo, hígado, riñón y gónadas, colocar en bolsas de polietileno de alta densidad, rotular. Estas muestras son para el análisis de metales pesados.

Fijación en formol:

*Ejemplares pequeños (hasta 6 cm): antes de fijarlos se debe realizar un corte a lo largo del abdomen para luego colocarlos en recipientes de vidrio o plástico con formalina al 10% en un volumen de 10-20 veces el tamaño del ejemplar. Rotular.

*Ejemplares de mayor tamaño: se deben disecar y fijar solamente trozos de diferentes órganos (músculo, hígado, bazo, branquias, etc.). El tamaño de cada trozo no debe ser superior a 2 cm^3, colocarlos en formalina al 10% en un volumen de 10 veces la cantidad de material. Rotular.

Ejemplares congelados:

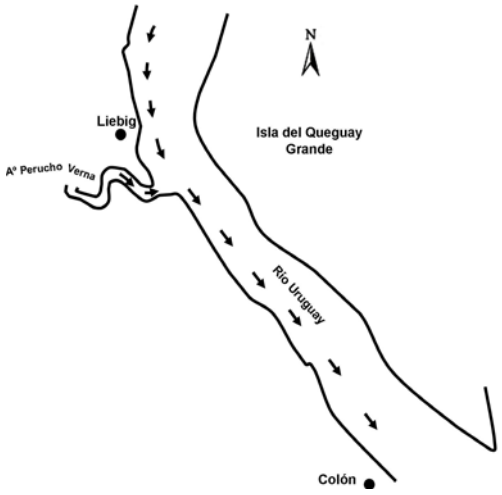
Se colocan individualmente envueltos en papel de aluminio enjuagado con acetona y en bolsas de polietileno, se cierran y colocan en cajas de telgopor con hielo seco (de ser posible). Rotular.

14. FOTOGRAFÍA DEL ÁREA Y PECES:

Todas las imágenes capturadas deben ser renombradas con el código de la planilla de registro correspondiente.

15. OTRAS:

Si es posible diagramar la región donde ocurrió la mortandad.



7.9 Anexo 7.II

Modelo de Planilla de campo rediseñada para el uso de los operadores que intervienen en los episodios de mortandad de peces.

PLANILLA DE REGISTRO DE CAMPO MORTANDAD DE PECES (C.A.R.U.)

1. FECHA: ……/……/…… HORA:…….. CÓDIGO: ……..……

2. RESPONSABLE DEL MUESTREO: …… Tel:.....

3. LOCALIZACIÓN Y EXTENSIÓN DE LA MORTANDAD:

.....……

……

……..…

4. FECHA DE INICIO MORTANDAD: ……/……/……

5. CONDICIÓN CLIMÁTICA DURANTE EL EPISODIO

……...……

……...……

……

……...

6. DESCRIPCIÓN DEL EPISODIO

….....…….....……

……...……

……...……

……

7. MEDICIÓN DE PARÁMETROS:

PUNTO DE MUESTREO	Temp. del agua (ºC)	pH	Oxígeno (mg/l)	Amonio (mg/l)
ZONA DE MORTANDAD Aguas				

Profundas				
Aguas arriba ORILLA				
Aguas arriba **AGUAS PROFUNDAS**				
Posible fuente de contaminación:				

8. <u>TOMA DE MUESTRAS DE AGUA</u>:

ALTURA DEL RÍO (en metros, indicar hidrómetro)**:** _____

COMENTARIOS (aspecto del agua, olor, color): _____

_____

9. <u>PECES MUERTOS Y/O MORIBUNDOS</u>:

ESPECIE	Rango de Longitud (cm)	Muy Abundante	Abundante	Escasa	Rara

RECUENTO TOTAL: EN METROS.

NÚMERO DE PECES MUERTOS EN COSTA: _____

LONGITUD DEL TRAMO DE COSTA CON PECES MUERTOS (M): _____

10. <u>ESTADO GENERAL DE LOS PECES</u>

MUERTOS desde hace varios días ☐

RECIÉNTEMENTE MUERTOS ☐

MORIBUNDOS ☐

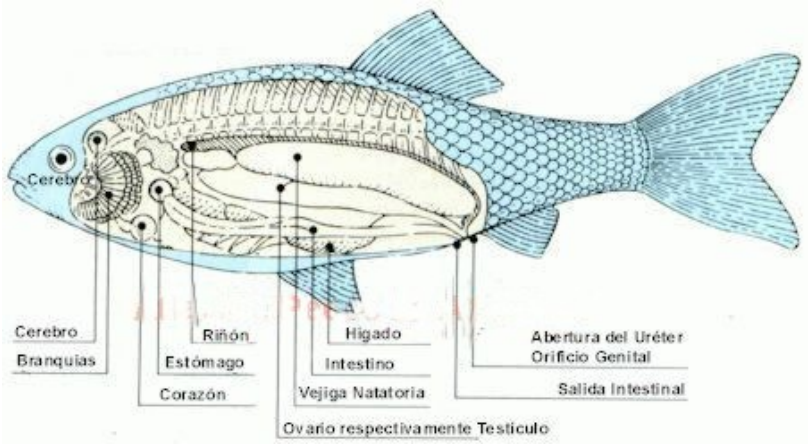
<u>DISTRIBUCIÓN DE LESIONES</u> ***(Marcar con una X lo que corresponde)***

CUERPO ☐

BRANQUIAS ☐

ALETAS ☐

11. <u>SI ES POSIBLE SEÑALAR CON UN CÍRCULO LA REGIÓN U ÓRGANO MÁS AFECTADO</u>



12. <u>COMPORTAMIENTO DE PECES VIVOS AFECTADOS</u>: (TIPO DE NATACIÓN)

LENTA	☐	**EN ESPIRAL**	☐
DE LADO	☐	**RASPÁNDOSE EN EL FONDO**	☐
VENTRAL	☐	**BOQUEO EN SUPERFICIE**	☐

13. <u>MUESTRAS DE PECES</u>:

	SI	**NO**
PECES CHICOS U ÓRGANOS DE PECES MORIBUNDOS EN FORMOL	☐	☐
PECES CHICOS MORIBUNDOS EN HIELO	☐	☐
MUESTRAS DE MÚSCULO EN PAPEL ALUMINIO	☐	☐
MUESTRAS DE MÚSCULO EN BOLSA DE POLIETILENO	☐	☐
MUESTRAS DE HÍGADO EN BOLSA DE POLIETILENO	☐	☐

14. <u>DOCUMENTACIÓN FOTOGRÁFICA</u>:

☐ **VISTA PANORÁMICA (Imagen general del área afectada)**

☐ **PECES EN ____ (metros) (Grupo de peces en determinado tramo, sin elegir)**

☐ **ESPECIES PRESENTES (Seleccionar especies presentes)**

- [ ] **ASPECTO DEL AGUA (Fotografiar al cuerpo de agua)**
- [ ] **POSIBLES FUENTES DE CONTAMINACIÓN**
- [ ] **PUNTOS DE DESCARGA**

15. OTRAS (especificar):

_____

_____

_____

Tabla 2. Listado de muestras para análisis de residuos de PCBs, insecticidas organoclorados, organofosforados, piretroides, carbamatos y otros, así como herbicidas y fungicidas en tejidos de peces realizados por las Universidades de Buenos Aires (ARG) y de la República (URU) en la campaña 2013.

Fac. Química.	**CENATOXA**	**Muestras compuestas**	
UDELAR	**UBA**	**Especie**	**Lugar**
CARUC23	Protocolo 1304	Sábalo	Itapebí
CARUC24	Protocolo 1305	Boga	Itapebí
CARUC25	Protocolo 1306	Dorado	Itapebí
CARUC26	Protocolo 1307	Sábalo	Arroyo Sacra
CARUC27	Protocolo 1308	Boga	Arroyo Sacra
CARUC28	Protocolo 1309	Dorado	Arroyo Sacra
CARUC29	Protocolo 1310	Dorado	Pta. Gorda
CARUC30	Protocolo 1311	Boga	Pta. Gorda
CARUC31	Protocolo 1312	Sábalo	Pta. Gorda

Tabla 3. Listado de muestras para análisis de residuos de metales en tejidos de paces realizados por la Universidad Nacional de Córdoba (ARG)

Muestras compuestas	Especie	Localidad
POOL2013_01	Boga	Mocoreta
POOL2013_02	Dorado	Mocoreta
POOL2013_03	Pati	Mocoreta
POOL2013_04	Tararira	Mocoreta
POOL2013_05	Boga	Puerto Yeruá
POOL2013_06	Dorado	Puerto Yeruá
POOL2013_07	Patí	Puerto Yeruá
POOL2013_08	Sabalo	Puerto Yeruá
POOL2013_09	Boga	Boca de Gualeguaychú
POOL2013_10	Dorado	Boca de Gualeguaychú
POOL2013_11	Sabalo	Boca de Gualeguaychú
POOL2013_12	Tararira	Boca de Gualeguaychú
POOL2013_13	Dorado	Villa Paranacito
POOL2013_14	Sábalo	Villa Paranacito
POOL2013_15	Tararira	Villa Paranacito
POOL2013_16	Sábalo	Bella Union
POOL2013_17	Boga	Arapey
POOL2013_18	Dorado	Arapey
POOL2013_19	Sábalo	Arapey
POOL2013_20	Tararira	Arapey
POOL2013_21	Boga	Nuevo Berlin
POOL2013_22	Dorado	Nuevo Berlin
POOL2013_23	Sábalo	Nuevo Berlin
POOL2013_24	Sábalo	San Salvador
POOL2013_25	Tararira	San Salvador

Orden	Familia	Nombre científico	Nombre vulgar	may-12	feb-13	feb-14	2009-2014	migratoria	Prioridad SNAP	AAA *
Siluriformes	Pseudopimelodida	*Microglanis sp.*	manguruyú de las piedras	0	0	0	1	no	no	
	Pimelodidae	*Pseudopimelodus mangurus*	manguruyú	0	0	1	1		si	6
	Heptapteridae	*Pimelodella australis*	bagrecito	0	1	1	1	no	no	
	Heptapteridae	*Pimelodella gracilis*	bagrecito	1	1	1	1	no	no	
	Heptapteridae	*Rhamdia quelen*	bagre negro, bagre sapo	0	0	0	1	no	si	1,6,9
	Pimelodidae	*Iheringichthys labrosus*	bagre trompudo	1	1	1	1	no	si	6,9
	Pimelodidae	*Parapimelodus valenciennis*	porteñito	1	1	1	1	no	si	1,6,8
	Pimelodidae	*Pimelodus maculatus*	bagre amarillo	1	1	1	1	no	si	1,6,9
	Pimelodidae	*Pimelodus sp. (juvenil)*	bagre amarillo	0	1	0	1	no	si	
	Pimelodidae	*Pseudoplatystoma corruscans*	surubí	0	0	0	1	si	si	6,8
	Doradidade	*Rhinodoras dorbignyi*	marieta	0	0	0	1	no	si	1,6,9
	Auchenipteridae	*Ageneiosus militaris*	manduví	0	1	0	1		si	9
	Auchenipteridae	*Auchenipterus nigripinnis*	buzo	1	0	0	1	no	si	1,9
	Auchenipteridae	*Auchenipterus sp. 0*	buzo	0	1	0	1	no		
	Auchenipteridae	*Trachelyopterus galeatus*	torito	0	1	0	1	no	si	1,9
	Aspredinidae	*Bunocephalus sp.*	guitarrita	0	1	1	1	no	si	1,2,4,6
	Stegophilinae	*Homodiaetus anisitsi*	chupa-chupa	0	0	0	1	no	no	
	Callichthydae	*Corydoras paleatus*	doradillo	1	1	0	1	no	si	1,2,5,6
	Callichthydae	*Corydoras aeneus*	tachuela	0	0	0	1	no	si	4,5,6
	Callichthydae	*Callichthys callichthys*	cascarudo	0	0	0	1	no	no	
	Loricariidae	*Hisonotus sp.*	limpiavidrio	1	0	0	1	no	si	2,4,5,6
	Loricariidae	*Otocinclus arnoldi*	limpiavidrio	0	0	0	1	no	si	2,4,5,6
	Loricariidae	*Otocinclus sp.*	limpiavidrio	0	1	0	1	no	no	
	Loricariidae	*Hypostomus commersoni*	vieja de agua, vieja negra	1	0	0	1	no	si	1,6,9
	Loricariidae	*Hypostomus aspilogaster*	vieja de agua	0	1	1	1	no	si	6,9
	Loricariidae	*Hypostomus sp.*	vieja de agua	0	0	0	1	no	no	
	Loricariidae	*Loricariichthys anus*	vieja de agua sin cola	1	0	0	1	no	si	6,9
	Loricariidae	*Loricariichthys melanocheilus*	vieja de agua	1	1	0	1	no	si	6,9
	Loricariidae	*Loricariichthys platymetopon*	vieja de agua	0	0	1	1	no	si	6,9
	Loricariidae	*Loricariichthys sp.*	vieja de agua	1	1	1	1	no	no	
	Loricariidae	*Rhinelepis sp.*	vieja negra	0	0	0	1	no	no	
	Loricariidae	*Paraloricaria sp.*	vieja de cola larga, látigo larg	0	0	0	1	no	si	6,9
	Loricariidae	*Rineloricaria parva*	vieja de agua	0	0	1	1	no	si	1,6
Gymnotiformes	Sternopygidae	*Eigenmannia virescens*	banderita, señorita	0	1	1	1	no	si	1,6,9
	Hypopomidae	*Brachyhypopomus gauderio*	bombilla	0	0	1	1	no	si	1,6
	Hypopomidae	*Brachyhypopomus bombilla*	bombilla, morenita	0	0	1	1	no	si	1,6
Cyprinodontiforme	Poeciliidae	*Phalloceros caudimaculatus*	madrecita	0	0	0	1	no	no	
	Poeciliidae	*Cnesterodon decemmaculatus*	madrecita	0	0	0	1	no	no	
	Anablepidae	*Jenynsia multidentata*	madrecita	0	0	0	1	no	no	
Synbranchiformes	Synbranchidae	*Synbranchus marmoratus*	anguila criolla	0	0	0	1	no	si	1,2,4,6
Perciformes	Sciaenidae	*Pachyurus bonariensis*	corvina de río	1	1	1	1	no	no	
	Cichlidae	*Apistogramma commbrae*	corumbá	0	1	1	1	no	si	2,4,5
	Cichlidae	*Australoheros facetus*	castañeta	0	1	0	1	no	no	
	Cichlidae	*Australoheros scitulus*	castañeta	0	0	0	1	no	no	
	Cichlidae	*Cichlasoma dimerus*	castañeta	0	1	1	1	no	no	
	Cichlidae	*Crenichla missioneira*	cabeza amarga	1	0	0	1	no	si	1,5,9
	Cichlidae	*Crenicichla lepidota*	cabeza amarga	0	1	1	1	no	no	
	Cichlidae	*Crenicichla scottii*	cabeza amarga	0	0	0	1	no	no	
	Cichlidae	*Crenicichla sp.*	cabeza amarga	0	1	0	1	no	no	
	Cichlidae	*Crenicichla vittata*	cabeza amarga	1	1	1	1	no	si	1,5,9
	Cichlidae	*Gymnogeophagus australis*	castañeta	1	1	0	1	no	si	5,9
	Cichlidae	*Gymnogeophagus balzanii*	castañeta	1	1	0	1	no	si	5,9
	Cichlidae	*Gymnogeophagus meridionalis*	castañeta	0	0	1	1	no	si	1,2,5
	Cichlidae	*Gymnogeophagus sp.*	castañeta	0	1	0	1	no	no	
Pleuronetctiforme	Achiridae	*Catathyridium jenynsii*	lenguado	1	1	1	1	no	si	1,6,9
Atheriniformes	Atherinidade	*Odontesthes perugiae*	pejerrey picudo	0	0	1	1	no	si	1,9
	Atherinidade	*Odontesthes sp.*	pejerrey	1	0	0	1	no		