

Universidad Nacional de La Plata



Patrones de distribución y abundancia de peces en ambientes intervenidos y naturales en el bajo delta del río Paraná

Lic. Florencia Brancolini



Directores: Dr. Claudio Mariano Rafael Baigún
Dr. Darío César Colautti

Buenos Aires Argentina
-2019-

A MIS PADRES

PATRONES DE DISTRIBUCIÓN Y ABUNDANCIA DE PECES EN AMBIENTES
INTERVENIDOS Y NATURALES EN EL BAJO DELTA DEL RÍO PARANÁ.

Tabla de Contenidos

1	CAPÍTULO I: INTRODUCCION.....	6
1.1.	EL DELTA DEL RÍO PARANÁ	6
1.2.	ICTIOFAUNA Y ENSAMBLES DE PECES DEL DELTA.....	7
1.3.	CAMBIOS EN LOS USOS DEL SUELO DEL DELTA	9
1.4.	SISTEMAS PRODUCTIVOS	12
1.4.1	Sistemas No regulados (NR) versus Regulados (R)	13
1.4.2	Tipos de usos del suelo.....	14
1.5.	HIPÓTESIS Y OBJETIVOS.....	22
1.6.	ESTRUCTURA DE LA TESIS.....	24
2	CAPÍTULO II: MATERIALES Y MÉTODOS.....	27
2.1	ÁREA DE ESTUDIO	27
2.2	DESCRIPCIÓN DE LOS FACTORES DE INTERVENCIÓN ANTRÓPICA	34
2.3	CLASIFICACIÓN DE LA ICTIOFAUNA.....	36
2.4	DISEÑO DEL MUESTREO	37
2.4.1	Definición de los sitios de muestreo	37
2.4.2	Muestreos limnológicos	49
2.4.3	Muestreos de peces	50
2.5	ORGANIZACIÓN DE LOS DATOS	54
3	CAPÍTULO III: CARACTERIZACIÓN DEL ENSAMBLE DE PECES.	57
3.1	INTRODUCCIÓN	57
3.2	OBJETIVO	61
3.3	MATERIALES Y MÉTODOS.....	62
3.3.1	Fuentes de datos.....	62

3.3.2	Análisis del ensamble regional	62
3.3.3	Análisis de los ensambles locales	64
3.4	RESULTADOS	69
3.4.1	Ensamble regional.....	69
3.4.2	Ensambls locales	74
3.5	DISCUSIÓN	88
4	CAPÍTULO IV: RELACIÓN ENTRE LOS FACTORES AMBIENTALES Y EL ENSAMBLE DE PECES	95
4.1	INTRODUCCIÓN	95
4.2	OBJETIVO	97
4.3	MATERIALES Y MÉTODOS.....	98
4.3.1	Fuentes de datos.....	98
4.3.2	Análisis de datos	104
4.4	RESULTADOS	105
4.4.1	Caracterización limnológica multivariada de los canales	105
4.4.2	Análisis limnológico univariado	113
<i>Temperatura</i>	113
<i>Conductividad</i>	114
<i>pH</i>	115
<i>Oxígeno</i>	116
<i>Profundidad</i>	117
<i>Transparencia</i>	118
4.4.3	Ordenamiento de los canales en base a especies y sus características limnológicas	120
4.5	DISCUSIÓN	122
5	CAPÍTULO V: EVALUACIÓN DE LA INTEGRIDAD BIÓTICA DE LOS CANALES DEL BAJO DELTA	128
5.1	INTRODUCCIÓN	128
5.2	OBJETIVOS	131

5.3	MATERIALES Y MÉTODOS.....	132
5.3.1	Gradiente de perturbación ambiental y sitio de referencia.....	132
5.3.1.1	Disturbios presentes en los canales.....	132
5.3.1.2	Grado de perturbación ambiental y de integridad.....	137
5.3.2	Índice de Integridad Biótica IIB (Karr, 1991).....	138
5.3.3	Índice Multimétrico basado en familias (IMF).....	140
5.3.3.1	Cálculo del IMF.....	140
5.4	RESULTADOS.....	142
5.4.1	Gradiente de perturbación ambiental y selección del sitio de referencia.....	142
5.4.2	Índice de Integridad Biótica IIB (Karr, 1991).....	144
5.4.3	Índice Multimétrico basado en familias (IMF).....	152
5.5	DISCUSIÓN.....	157
6	CAPÍTULO VI: CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS.....	166
7	CAPÍTULO VII: BIBLIOGRAFIA.....	172
	AGRADECIMIENTOS.....	195
	ANEXOS.....	197

LISTADO DE TABLAS

Tabla 1. Descripción de los niveles de análisis considerados.....	35
Tabla 2. Clasificación de los 10 canales muestreados de acuerdo a factores de intervención antrópica.....	67
Tabla 3. Listado taxonómico de especies. Abun. %: abundancia porcentual; FOE: frecuencia de ocurrencia espacial; FOT: frecuencia de ocurrencia temporal.	70
Tabla 4. Clasificación de las especies de acuerdo al gráfico de la Figura 40.....	73
Tabla 5. Valor de la riqueza específica, estimador CHAO-1 y abundancia para cada canal. ..	74
Tabla 6. Índices de diversidad. H: Índice de Shannon; $1D$: Diversidad verdadera J: Índice de Jaccard; E: Equitatividad. D: Dominancia.....	76
Tabla 7. Valores del estadístico R con sus niveles de significación (%) correspondientes a la comparación de a pares del ensamble para cada factor utilizando ANOSIM.	78
Tabla 8. Contribución porcentual de las especies que aportan a la similitud entre canales No regulados y Regulados, obtenido con la prueba SIMPER.....	79
Tabla 9. Contribución porcentual de las especies que aportan a la disimilitud entre los canales No regulados versus Regulados, obtenido con la prueba SIMPER.	79
Tabla 10. Especies presentes en canales No regulados (A), Regulados (B), ambos sistemas (C).	81
Tabla 11. Contribución porcentual de las especies que aportan a la similitud entre canales con uso forestal y ganadero, obtenido con la prueba SIMPER.	82
Tabla 12. Contribución porcentual de las especies que aportan a la disimilitud entre los canales con uso forestal (FO), silvopastoril (SILVO) y ganadero (GANA).....	84
Tabla 13. Contribución porcentual de las especies que aportan a la similitud entre canales con distintos niveles de disturbio; Nulo, Bajo y Alto, obtenido con la prueba SIMPER.	85
Tabla 14. Contribución porcentual de las especies que aportan a la disimilitud entre los canales con disturbio Nulo, Bajo y Alto.	86
Tabla 15. Descripción de los tipos de conectividad y duración del agua en los canales.....	99
Tabla 16. Clasificación de los canales de acuerdo al tipo de conexión (Uni: unidireccional, Bidi: bidireccional, Desb: desborde) y duración del agua (Perma: permanente, Tempo: temporal).	100
Tabla 17. Clasificación de los 10 canales muestreados según sistema y uso productivo.....	100
Tabla 18. Variables ambientales medidas y su importancia para los peces.	101
Tabla 19. Valores medios de las variables temperatura del agua y del aire para los canales del Bajo Delta.	103
Tabla 20. Valores medios de las variables físico-químicas del agua (n=311). Temp: temperatura del agua; CE: conductividad eléctrica; pH; OD: oxígeno disuelto; Prof: profundidad; Transp.: transparencia. Grupo 1: No Regulados V. Paranacito; Grupo 2: No regulados y Regulados Campana.	105
Tabla 21. Autovalores para los primeros tres componentes (PC 1, 2 y3).	107
Tabla 22. Valores de los autovectores para las 6 variables físico-químicas medidas en los canales.....	107
Tabla 23. Autovalores para los primeros dos componentes (PC 1 y 2).	109
Tabla 24. Valores de los autovectores para las 6 variables físico-químicas medidas en los canales No regulados.	109
Tabla 25. Autovalores para los primeros tres componentes (PC 1, 2 y 3).	110
Tabla 26. Valores de los autovectores para las 6 variables físico-químicas medidas en los canales.....	111
Tabla 27. Autovalores para los primeros dos componentes principales (PC 1 y 2).....	112
Tabla 28. Valores de los autovectores para las 6 variables físico-químicas medidas en los	

canales regulados.....	112
Tabla 29. Métricas usadas para la construcción del índice de integridad biótica adaptado de Karr (1991) y su respuesta esperada al gradiente de alteración.....	139
Tabla 30. Valoración de los canales por factor de alteración y su ordenamiento. Los acrónimos de los canales se presentan en Tabla 5.....	142
Tabla 31. Puntuaciones determinadas para las métricas del IIB (Karr, 1991), donde la puntuación de 5 corresponde a la mejor situación, 3, intermedio y 1 peor situación.....	144
Tabla 32. Métricas finales y puntaje obtenido para los canales con distintos usos productivos, donde la puntuación de 5 corresponde a la mejor situación, 3, intermedio y 1 peor situación. Los acrónimos de los canales se presentan en Tabla 5.....	145
Tabla 33. Score total del IIB, integridad de la clase, uso productivo, y atributos presentes.....	151
Tabla 34. Canales versus índices.....	162

LISTADO DE FIGURAS.

Figura 1. Clasificación de los sistemas productivos del Bajo Delta.....	13
Figura 2. Esquema del ciclo forestal correspondiente a plantaciones de sauce.....	15
Figura 3. Actividad forestal en el Delta. a- la madera sale de las islas por canales y arroyos (10-12 años crecimiento). b- acopio en islas. c- el movimiento de la madera desde las islas al puerto se hace por vía fluvial. d. a partir de estos puertos (en la foto Puerto Otamendi) comienza el movimiento terrestre hacia la industria aserradera.....	16
Figura 4. a-Movimiento de tierra para hacer el endicamiento, b. fotografía de un dique y c- Ganado ovino arriba de un polder cerca de Sagastume, ruta Nacional N° 14 durante el Niño del 2016.....	17
Figura 5. Perfil insular del Delta modificado para la instalación de plantaciones de álamos, es decir con suelos drenados, oxidados y endicados. Modificado de Ceballos (2011).....	18
Figura 6. a-Ganado bovino en islas, b-búfalos de agua. c-barco para el transporte ganadero y d-senderos realizados por el paso del ganado en su desplazamiento por las islas (pisoteo).....	19
Figura 7. Impactos del pisoteo del ganado bovino sobre las orillas y los bancos costeros.....	21
Figura 8. Ganadería mixta, ganado bovino y álamo en islas.....	21
Figura 9. Mapa de ubicación general del Delta del Paraná.....	27
Figura 10. Islas en formación del frente de avance, Bajo Delta (Bajos del Temor).....	29
Figura 11. Principales puertos cercanos al área de estudio con sus variables hidrológicas durante un año (julio 2017-julio 2018). Bajado de altura de los ríos de la web de PNA, accedida el 26/07/2018.....	31
Figura 12. Sistemas, tipos de canales, y usos productivos que definen los sitios estudiados.....	34
Figura 13. Mapa de ubicación general del Delta donde se observa en sombreado el Bajo Delta. Áreas de muestreo: 1-Villa Paranacito, Entre Ríos, 2- Campana, Buenos Aires.....	37
Figura 14. Ciclo forestal en el canal Chozas, sector boca. a- inicio (agosto 2013). b- a los 6 meses (febrero 2014).c- al año (agosto 2014).d- a los dos años (septiembre 2015).....	39
Figura 15. Forestación de álamos de 10 años en zanja Quinta Arcos Iris sector medio a- Plantación en pie en agosto de 2013. b. desmonte de la misma en septiembre de 2015.....	39
Figura 16. Localización de los canales de Villa Paranacito. Referente externo: A° Brasilerio y Referente interno: canal sin uso Monte Blanco. La flecha amarilla indica el sentido del flujo de agua al río Uruguay.....	40
Figura 17. Fotografías de los canales de Villa Paranacito sin uso: a- Monte Blanco y con uso forestal No regulado; b- Casa Vieja, c- Chozas y d- Arco Iris.....	41
Figura 18. Endicamientos en la zona de estudio del Río Carabelas.....	42
Figura 19. Bombas para sacar agua y esclusas; a- Bomba 1y b- Bomba 2 en el establecimiento Jáuregui Alzo. Sistema de esclusas para control del agua del río; a- abierta, b-cerrada.....	43

Figura 20. a. Canal vacío vs b. canal lleno.	44
Figura 21. Mapa de principales zonas ganaderas (ZG) cercanas a los sitios de estudio, en el Bajo Delta. Fuente: modificado de Quintana et al., (2014).	44
Figura 22. a. Forestación de 10 años en sistema silvopastoril, sitio bomba 1 Est. Jáuregui Alzo (Diciembre 2013). b. desmonte de la misma en abril 2015.	45
Figura 23. Localización de los canales de Campana en el establecimiento Jáuregui Alzo. Referente externo: canal 6 y Referente interno: canal sin uso Campamento. La flecha amarilla indica el sentido del flujo de agua al Río de la Plata.	46
Figura 24. Localización de canales de Campana en el establecimiento Papel Prensa La Nación. La flecha amarilla indica el sentido del flujo de agua al Río de la Plata.	46
Figura 25. Fotografías de los canales muestreados en Campana con uso forestal Regulado. a- Forestal Jáuregui-1. b- Forestal Jáuregui2, c- Forestal P.P (puente) y d- Forestal P.P (fondo).	47
Figura 26. Fotografías de los canales muestreados en Campana, sin uso y no regulado; b- Campamento y con diversos usos; a-Bomba 1 (boca), c-Bomba 1, d- Bomba 2 (boca).	48
Figura 27. Fotos de las sondas limnológicas digitales utilizadas para las mediciones de oxígeno disuelto, conductividad, temperatura del agua, pH. a- calibración; b- medición in situ.	49
Figura 28. Detalle de la trampa para peces. a- embudo, b- manga, c.- marcos perimetrales, d- esquema de la trampa cerrada para un fácil transporte.	50
Figura 29. Embarcación utilizada en los muestreos.	51
Figura 30. Maniobra de la colocación de la trampa; a- colocación de hierro para fijar la misma. b- despliegue de la trampa, c- estiramiento y tensado de la soga y d- fijación del otro hierro.	52
Figura 31. a- Trampa plegada, b- trampa desplegada. c- maniobra de la colocación de la trampa y d- trampa sumergida.	53
Figura 32. Ejemplar de <i>H. argentinensis</i> medido en campo.	54
Figura 33. Tablas de la base de datos general.	55
Figura 34. Ejemplos de tablas de consultas.	55
Figura 35. Interpretación del diagrama de Olmstead-Tukey.	63
Figura 36. a- Proporción de especies presentes por orden; b- abundancia de individuos por orden; c- proporción de especies presentes por familia; d- abundancia de individuos por familia.	72
Figura 37. Gráfico de Olmstead-Tukey para las 58 especies colectadas en el área de estudio. Las líneas punteadas indican el valor de la mediana en cada eje. El número que identifica a cada especie se detalla en la Tabla 4.	73
Figura 38. Curva de rarefacción por canal.	75
Figura 39. Agrupamiento de los canales en función de las especies presentes de acuerdo al Índice de Jaccard.	77
Figura 40. NMDS comparando los canales de acuerdo a la estructura del ensamble de peces.	78
Figura 41. NMDS con bubble plot.	80
Figura 42. Esquema conceptual de los flujos de agua.	98
Figura 43. Efecto de cambios en la conectividad hidrológica debido al corte en el flujo de agua. a- verano ; b- invierno.	99
Figura 44. Mapa del área de Villa Paranacito, mostrando el canal distributivo más cercano; A ° Brasilerero, considerado Referente externo y, canal MB, sin uso productivo, considerado el Referente interno.	102
Figura 45. Mapa del área de Campana, mostrando el canal distributivo más cercano, Canal 6, considerado Referente externo y canal CAMP, sin uso productivo, considerado el Referente interno.	102
Figura 46. Análisis de componentes principales del conjunto de canales, en el espacio de las variables físico-químicas medidas. A ° Brasilerero y canal 6 fueron los referentes de estos canales.	

.....	107
Figura 47. Análisis de componentes principales de las muestras de los canales del grupo No Regulado de Villa Paranacito, en el espacio de las variables físico-químicas medidas. A° Brasilerero y MB fueron los referentes de estos canales.....	108
Figura 48. Análisis de componentes principales por fecha de los canales del grupo No Regulado en el espacio de las variables físico-químicas medidas.....	109
Figura 49. Análisis de componentes principales de las muestras en el espacio de las variables físico-químicas medidas. Sin considerar la sudestada.....	110
Figura 50. Análisis de componentes principales de las muestras de los canales del grupo Regulado en el espacio de las variables físico-químicas medidas.	112
Figura 51. Temperatura del agua por estación del año y discriminada por sistemas y usos productivos del Bajo Delta. a y b) rango de variación; c) valor medio para cada uso.....	114
Figura 52. Conductividad del agua por estación del año y discriminada por sistemas y usos productivos del Bajo Delta. a y b) rango de variación; c) valor medio para cada uso.....	115
Figura 53. pH del agua por estación del año y discriminado por sistemas y usos productivos del Bajo Delta. a y b) rango de variación; c) valor medio para cada uso.....	116
Figura 54. Oxígeno del agua por estación del año y discriminado por sistemas y usos productivos del Bajo Delta. a y b) rango de variación; c) valor medio para cada uso.....	117
Figura 55. Profundidad agua por estación del año y discriminada por sistemas y usos productivos del Bajo Delta. a y b) rango de variación; c) valor medio para cada uso.....	118
Figura 56. Transparencia del agua por estación del año y discriminada por sistemas y usos productivos del Bajo Delta. a y b) rango de variación; c) valor medio para cada uso.	119
Figura 57. Biplot del Análisis de Correspondencia Canónica (CCA), mostrando el ordenamiento de las especies (abundancia) en relación con las 6 variables físico-químicas.	120
Figura 58. Biplot del Análisis de Correspondencia Canónica (CCA), mostrando el ordenamiento de las especies (ocurrencias) en relación con las 6 variables físico-químicas.	121
Figura 59. a- Canal Monte Blanco, presentando vegetación ribereña bien desarrollada. b- Canal rectificado con uso ganadero y riberas degradadas por pisoteo.....	133
Figura 60. Bomba y polder reguladora del caudal en la entrada del río al canal bomba 2.....	135
Figura 61. a- Comparación de un canal silvopastoril en verano, con presencia de macrófitas flotantes y semisumergidas. b- Fines del invierno, sin agua. En ambos casos se aprecia una fuerte degradación de los bancos por pisoteo del ganado.....	135
Figura 62. Ejemplo de canal ganadero (JB2) donde se observa el aporte directo de eutroficantes por defecación del ganado en las orillas o dentro del curso de agua.....	136
Figura 63. Resumen de los factores de alteración antrópica y respuesta esperada de las comunidades de peces a la perturbación antrópica.	137
Figura 64. Vista de un sector medio del canal Monte Blanco, pudiéndose apreciar la densa cobertura riparia y la presencia de macrófitas flotantes.	143
Figura 65. Vista de la boca del canal Campamento con presencia de vegetación flotante y semisumergida en su cauce. En su ribera presenta abundante vegetación riparia.	143
Figura 66. Vista del fondo de un canal ganadero (JB2) con la presencia de bancos pisoteados en las márgenes.	144
Figura 67. Relación entre las métricas de riqueza y composición y el gradiente de integridad. La línea punteada representa la línea de tendencia.	146
Figura 68. Relación entre las métricas de uso del hábitat y el gradiente de integridad. La línea punteada representa la línea de tendencia.....	147
Figura 69. Relación entre las métricas de uso del hábitat (Intolerantes versus tolerantes) y el gradiente de integridad. La línea punteada representa la línea de tendencia.	148
Figura 70. Relación entre las métricas de composición trófica y el gradiente de integridad. La	

línea punteada representa la línea de tendencia.	149
Figura 71. Relacion entre la abundancia y el gradiente de integridad. La línea punteada representa la línea de tendencia.....	150
Figura 72. IIB de los canales ordenados por sistemas y usos productivos.....	151
Figura 73. Correlación de Spearman con las métricas candidatas.	152
Figura 74. Valor de las métricas del IMF que crecen con el gradiente de integridad.a- $\rho=0.85$ $p<0.001$;b- $\rho=0.8$ $p<0.05$; c- $\rho=0.89$ $p<0.001$; d- $\rho=0.88$ $p<0.001$. La línea punteada representa la línea de tendencia.....	154
Figura 75. Valor de las métricas del IMF que decrecen con el gradiente de integridad. $\rho=-0.07$ $p>0.4$. La línea punteada representa la línea de tendencia.....	155
Figura 76. IMF de los canales ordenados por sistema y usos productivos.....	156

LISTADO DE ANEXOS.

Anexo I. Ubicación geográfica de los sitios de muestreo de los canales ubicados en el Bajo Delta.	197
Anexo II. Matriz de ocurrencia de especies por canal.....	198
Anexo III. Matriz de abundancia de especies por canal.	200
Anexo IV. Fotografías de los Peces del Bajo Delta.	202
Anexo V. Variables físico químicas por canal por fecha.	208
Anexo VI. Variables físico químicas por especie (Máximo, mínimo y media). 1-Temperatura del agua; 2- Conductividad; 3- pH; 4-Oxígeno disuelto; 5-Profundidad; 6- Transparencia. .	216
Anexo VII. Clasificación de las especies en las métricas. Habitat: COL (columna de agua) versus BE (bentónicas), migración (MIGRA versus NO MIGRA), Tolerancia: TOL (tolerante) versus NO TOL (no tolerante).	220

RESUMEN

Desde las últimas décadas, la región del Delta del Paraná está sometida a crecientes impactos antrópicos, producto de obras hidrotécnicas y actividades productivas como la ganadería y la forestación con salicáceas, sin que haya sido evaluado aún su impacto sobre las comunidades de peces. El objetivo general de esta tesis es evaluar el efecto que estas intervenciones productivas del Bajo Delta generan sobre la estructura y composición de los ensambles de peces. Para conseguir ese objetivo se realizaron muestreos bimensuales estandarizados con trampas para peces en canales con diferentes grados de intervención ubicados en dos sitios del Bajo Delta del río Paraná (Villa Paranacito y Campana), entre los meses de agosto de 2013 y noviembre de 2015. En total se colectaron 4705 individuos, pertenecientes a 58 especies. Los resultados fueron desarrollados en 3 secciones. En la primera sección se estudiaron los ensambles de peces a partir del pool de especies total (regional), y a nivel de canal individual (local). A nivel regional el ensamble fue estudiado utilizando la biodiversidad taxonómica y, para determinar la variación temporal de especies, se usó la ocurrencia espacial y temporal. A nivel local el ensamble se estudió mediante análisis descriptivos (riqueza, rarefacción, abundancia, representatividad, diversidad, equitatividad y dominancia) y análisis de similitud entre los canales mediante agrupamientos jerárquicos (jaccard y cluster). Adicionalmente, se exploraron 4 factores de intervención antrópica mediante métodos multivariados: sistemas de manejo del agua (No regulado o Regulado); tipo de canal (natural, artificial); uso productivo (forestal, ganadero o silvopastoril) y nivel de disturbio (nulo, bajo, alto). Los resultados mostraron diferencias significativas en la composición y estructura del ensamble, observándose la presencia de un gradiente que combina el sistema y el uso productivo, ubicándose en un extremo los canales sin manejo y los de las forestaciones no reguladas, y en el otro los de producciones bajo dique y de mayor intensidad. Este resultado indica que las alteraciones y el tipo de intervención antrópica determinan composiciones particulares de ensambles de peces para distintas modalidades productivas. En la segunda sección se analizó la relación entre los factores ambientales (físico-químico-hidrológicos) y los ensambles de peces en canales con distintas modalidades productivas. En una primera instancia se caracterizaron los canales de acuerdo a sus parámetros ambientales, concluyéndose que el principal factor discriminante fue la conductividad, seguido de la profundidad. En relación a las modalidades productivas agrupadas, se encontraron diferencias significativas presentando los sistemas No regulados una mayor variabilidad que los Regulados. Los resultados indican que los ensambles de peces están influenciados por la conectividad de los canales, ya que separan claramente dos grupos;

sistemas No regulados y Regulados. Los sistemas No regulados incluyen canales cuya conexión es directa, totalmente integrados al paisaje, manteniéndose una dinámica hidrológica natural y que presentaron un mínimo de agua en todas las campañas. Los sistemas Regulados incluyen canales bajo dique que se caracterizan por recibir agua solo de una entrada principal. Éstos pueden presentar, eventualmente, pérdida de conexión con el curso principal, o incluso secarse. Posteriormente, se analizó la relación entre los factores físico-químicos y la riqueza/abundancia de especies, buscando detectar grupos de especies más o menos tolerantes a las condiciones ambientales. De acuerdo a los resultados obtenidos, los ensambles de peces varían entre los diferentes ambientes de cada modalidad productiva, en función de su plasticidad fisiológica para adaptarse a ciertos parámetros extremos y del grado de la conectividad entre los canales. En la tercera sección se evaluó la integridad biótica de los canales en función del impacto de las diferentes modalidades productivas presentes. Se aplicaron y compararon dos índices: el índice de integridad biótica (Karr, 1991) y un índice basado en la presencia de familias como indicadoras de la calidad del sitio (adaptado USEPA, 2000). Los resultados, en concordancia con los registrados en los capítulos anteriores, demostraron que los cambios en el ensamble de peces fueron correctamente interpretados por ambos índices, siendo capaces de distinguir los canales más disturbados respecto a los sitios de referencia, permitiendo a su vez distinguir situaciones intermedias del gradiente. La implementación de estos índices constituye la primera experiencia en la aplicación de índices multimétricos para la evaluación de impactos antrópicos en los ensambles de peces en el Bajo Delta.

Como conclusión, se demostró que el manejo de los sistemas productivos representa un factor crítico para conservar o mejorar las condiciones de la biodiversidad de peces y, que la sustentabilidad de los agroecosistemas debe ser estudiada integralmente. En ese sentido, los resultados alcanzados contribuyen a formar criterios en buenas prácticas de manejo del predio productivo en el Bajo Delta, entendiendo como tales a un conjunto de principios, normas y recomendaciones que se aplican a las diversas etapas de la actividad productiva, de forma de garantizar la protección ambiental y la sustentabilidad de los bienes y servicios ecosistémicos.

ABSTRACT

In the last decades, the Delta region has been subject to increasing anthropogenic impacts, product of hydrotechnical works and productive activities such as livestock and forest plantation. The impact of this activities on fish communities has not been studied and effects on diversity and fish species distribution are unknown. The general objective of this thesis is to evaluate the effect of productive interventions on the structure and composition of fish assemblages. Bimonthly standardized limnological and ichthyological samplings were conducted on channels with different degrees of intervention on two sites of the Paraná River Delta (Villa Paranacito and Campana), between the months of August 2013 and November 2015. A total of 4705 fishes of 58 species were collected. The results were organized in three sections. In the first section, fish assemblages were studied within the total species pool (regional level), and individual channel (local level). At the regional level, taxonomic biodiversity was analyzed and, spatial and temporal occurrence was used to determine the temporal variation of species. At a local level, the composition and structure of the assemblages was studied by the use of descriptive analysis (richness, rarefaction, abundance, representativeness, diversity, fairness and dominance) and similarity analysis was conducted between channels through hierarchical clusters (Jaccard and cluster). Additionally, four factors of anthropic intervention were explored using multivariate methods: water management modality (open-closed); type of channel (natural, artificial); productive use (forestry, livestock or mixed) and level of disturbance (null, low, high). The results showed significant differences in the composition and structure of the assemblages, where a gradient of disturbance that combines the type of modality, use and intensity of the disturbance was observed, placing the channels without management and those of open forestry at one end, and in the other those of productions under dike and of greater intensity. This indicates that the degree of alteration produced by anthropic intervention determines particular compositions of fish assemblages for different productive modalities. In the second section, the analysis of the relationship between environmental factors (physical-chemical-hydrological) and fish assemblages in channels with different productive modalities was conducted. At first, the channels were characterized according to their environmental parameters, concluding that conductivity was the main discriminating factor, followed by depth. Concerning to the productive modalities, significant differences were found, showing the open systems greater variability than the closed ones. The results indicate that fish assemblages are influenced by the connectivity of the channels, since they clearly separate two groups; open and closed systems. Open systems include channels fully

integrated to the landscape, preserving a natural hydrological dynamic and presenting a minimum of water in all campaigns. Closed systems include channels under a dike, characterized by receiving water only from a main entrance, and/or eventually lost of connection to the main course, or even dry out. Subsequently, the relationship between physical-chemical factors and species richness / abundance was analyzed, seeking to detect groups of species more or less tolerant of environmental conditions. According to the obtained results, fish assemblages vary between the different environments of each productive modality according to their physiological plasticity to adapt to certain extreme parameters and depending on the degree of connectivity between the channels. In the third section, the biotic integrity of the channels was assessed according to the impact of the different productive modalities. Two indices were applied and compared: the Biotic Integrity Index (Karr, 1991) and an index based on the presence of families as indicators of site quality (adapted USEPA, 2000). The results, in agreement with those recorded in the previous chapters, showed that the changes in the fish assemblage were correctly interpreted by both indices, being able to distinguish the most disturbed channels from the reference sites, including the ones located in an intermediate position of the gradient. The implementation of these indices constitutes the first experience in the application of multimetric indices for assessing the anthropic impacts on fish assemblages of the Bajo Delta.

In conclusion, the management of productive systems represents a critical factor in conserving or improving the conditions of fish biodiversity. In this sense, the results achieved contribute to develop criteria to promote good practices of management in the productive settlements of the Bajo Delta, which include a set of principles, norms and recommendations that apply to the various stages of the productive activity, in a way to guarantee the environmental protection and sustainability of ecosystem goods and services.

CAPÍTULO I: INTRODUCCION



1 CAPÍTULO I: INTRODUCCION

1.1. EL DELTA DEL RÍO PARANÁ

La cuenca del río Paraná es la tercera en importancia en América del Sur en cuanto a caudal y área drenada (Latrubesse, 2008; Pereira, 2016), y se destaca por la extensión y el bajo grado de alteración de los humedales de su planicie de inundación (Neiff y Malvárez, 2004). La cuenca se caracteriza por presentar un delta en su porción inferior que abarca 17.000 km² a lo largo de los últimos 300 kilómetros del recorrido del río Paraná, conectando latitudes subtropicales con zonas templadas y confluyendo junto al río Uruguay para formar el Río de La Plata y su estuario. La carga de sedimentos en suspensión es de más de 100 millones de toneladas por año, en su mayor parte aportadas por el río Bermejo, vía el río Paraguay, determinando el permanente “avance” del Delta sobre el estuario del Río de la Plata (Sarubbi et al., 2006). En este contexto, el Delta del Paraná es el último de una cadena de macrosistemas de humedales que se emplazan a lo largo del eje fluvial Paraguay-Paraná y que comienzan en Brasil con el Gran Pantanal, continuando en la planicie de inundación del Paraná Medio (Neiff et al., 1994; Neiff, 1996). Los humedales se encuentran entre los ecosistemas más productivos del planeta. Como hábitat de numerosas especies de fauna y flora, los humedales son reservorios de importantes recursos naturales. De estos recursos o bienes naturales dependen los medios de vida de muchas personas que habitan la región. Además, brindan importantes beneficios económicos y sociales. Los servicios que brindan los humedales pueden definirse como los “beneficios que la gente obtiene de los ecosistemas” (Kandus et al., 2011; Quintana et al., 2014). Estos pueden clasificarse en servicios de aprovisionamiento (provisión de alimento, agua, etc.), servicios de regulación (como la regulación de inundaciones, sequías y enfermedades), servicios de apoyo (formación de suelo, ciclado de nutrientes, etc.) y servicios culturales (recreacional, espiritual, etc.). Los bienes y servicios que brindan los ecosistemas provienen de las funciones ecológicas que éstos desarrollan. Es decir, de las actividades o acciones naturales de los ecosistemas, resultantes de la estructura y procesos (físicos, químicos y/o biológicos) que en ellos ocurren. De todos estos servicios, la provisión de agua quizás sea el más importante para la gente, dado que los humedales almacenan gran parte del agua que utilizan las comunidades (Ansink et al., 2008; Kandus et al., 2010; Kandus et al., 2011). Del agua también dependen todos los demás bienes y servicios que estos ecosistemas brindan. Entre los servicios

ecosistémicos que ofrecen estos humedales se encuentran aquellos de importancia local como lo es la provisión de madera y de pastizales para su uso ganadero, hasta aquellos de importancia global como lo es la regulación climática a partir del secuestro de carbono. En muchos casos los beneficios que brindan los humedales no son reconocidos por la sociedad, lo cual puede resultar en la pérdida de los mismos como consecuencia de la sobre-explotación, contaminación, manejo irresponsable, etc. (Blanco 2010; Galperin et al., 2013; Quintana et al., 2014).

1.2. ICTIOFAUNA Y ENSAMBLES DE PECES DEL DELTA

El conocimiento de la fauna de peces del Delta reviste un interés especial ya que está conformada por cerca de 300 especies de distinto linaje, asociada a los ambientes fluviales de los ríos Paraná y Uruguay, al estuario del Río de la Plata y a las aguas residuales de la plataforma continental (Minotti et al., 1988). Una revisión biogeográfica de los peces argentinos (López et al., 2008) clasifica la ictiofauna del río Paraná y de los principales ríos del Delta (Paraná de las Palmas y Paraná Guazú) como perteneciente a la provincia de los Grandes Ríos. Con respecto a los peces, se puede considerar a la región del Delta como una “isla entre dos continentes”: por un lado el “continente” fluvial de los ríos Paraná y Uruguay y por otro el “continente” del estuario del Río de la Plata y de las aguas de la plataforma continental (Brancolini et al., 2015). La mayor parte de las especies presentes son de origen subtropical, llegando al área por las cuencas de los ríos principales. Además, en particular el Delta inferior, es el área fluvial con mayor riqueza de especies ícticas de abolengo marino en Argentina, tanto en forma estacional como permanente. Desde este punto de vista, constituye una vía de penetración de elementos de origen marino templado en una región de aguas dulces con especies de stirpe brasílicotropical. Las familias de peces mejor representadas son los Pimelodidae (bagres, surubíes y patíes); los Characidae (mojarras y dientudos); los Loricariidae (viejas de agua) y los Curimatidae (sabalitos). Todas ellas representan en conjunto el 46,26% de las especies presentes. Las dos primeras familias, juntamente con el sábalo (*Prochilodus lineatus*) constituyen la mayor biomasa íctica de toda la Cuenca del Plata (Sverlij et al., 2013).

El gradiente natural de los ríos genera patrones comunitarios diferenciales de la ictiofauna desde su origen hasta la desembocadura, así como ensamblajes característicos de la zona ribereña, diferentes a los del centro del cauce (Quist et al., 2005; Habit et al., 2006; Lampert y Sommer, 2007; Colin et al., 2012). Dentro de un curso el gradiente de condiciones a lo largo del mismo constituye un filtro que segrega efectivamente diversas comunidades de peces, por lo tanto, los

diferentes tramos del mismo pueden ser caracterizados de acuerdo a los peces presentes en él (Angermeier y Karr, 1983; Lazzarini Wolff et al., 2013; Walrath et al., 2016).

La mayoría de los numerosos estudios ictiológicos sobre el río Paraná se han concentrado fundamentalmente en su tramo medio (Ejemplo: Bonetto et al., 1969; Fuentes 1998; Cordiviola et al., 2009; Espinach Ros et al., 2011; Abrial et al., 2014; Rabuffetti 2017), mientras que los relevamientos pesqueros se han extendido también al borde oriental del delta en la zona del río Uruguay inferior y el Río de la Plata interior (CARP y CARU 2016; 2017). Estos trabajos se han caracterizado por analizar aspectos de biodiversidad y biología pesquera, sin abarcar estudios ecológicos que evalúen el efecto de los impactos antrópicos sobre la ictiofauna. En los últimos años algunos estudios han ampliado los conocimientos sobre los ensambles de peces del Paraná. Por ejemplo, en las lagunas del valle aluvial del Paraná Medio, se ha encontrado que los ensambles de peces presentan variaciones espaciales y temporales, además de variar en relación al uso del hábitat (Junk et al., 1989; Neiff, 1990; Llamazares Vegh, 2016). Estudios similares se han realizado en arroyos de la franja costera del Río de La Plata, donde se ha observado que existe una fuerte relación entre los usos de la cuenca y la diversidad de peces (Paracampo, 2013).

Para la zona del Delta, los estudios sobre peces son aún escasos y se centran principalmente en listas de especies (Ejemplo: Minotti, 1988; Boivin y Delfino, 1991; Quintana et al., 1992; Liotta et al., 1995; Liotta 2005; Brancolini, 2009; Almirón et al., 2015; Ciotek, et al., 2017). Los antecedentes disponibles sobre el conocimiento de la ictiofauna en el Bajo Delta se han relacionado básicamente con registros de ocurrencia, pero rara vez han vinculado la presencia/abundancia de las especies con aspectos hidrológicos y geomorfológicos y tipologías de ambientes definidos por características de actividades productivas en la región. Los distintos hábitats que conforman los humedales del Delta presentan ensambles y riquezas de especies características. En el área del Bajo Delta del Paraná, el único antecedente es un estudio sobre estructura y composición de los ensambles de peces en arroyos de la zona Deltaica de Bajos del Temor, que es un área sin intervención antrópica significativa (Brancolini, 2009). En dicho trabajo se evaluaron 4 tipos de ambientes hidrogeomorfológicos y se analizaron las comunidades ícticas por ambiente y por tipo de gremio al que pertenecían para conocer su rol en el ecosistema. Los canales de marea fueron los ambientes de mayor diversidad y riqueza de especies, mientras que las horquetas* tuvieron la mayor abundancia de individuos. Los Characiformes dominaron en los arroyos y canales de marea. Por su parte, las horquetas* se caracterizaron por la mayor abundancia de individuos y por la presencia exclusiva de

Cyprinodontiformes. En los arroyos y canales el grupo funcional estuvo compuesto por especies no cuidadoras de la cría-omnívoras/invertívoras y en su mayoría de tipo migratorias, mientras que en las horquetas las especies se caracterizaron por ser de tipo cuidadoras de la cría, omnívoras/algívoras y no migratorias (Brancolini, 2009).

El Delta inferior representa un área donde se observan diferentes usos del suelo y un incremento de las actividades productivas a través del tiempo, y es de esperar que ello se traduzca en importantes modificaciones en la estructura y funcionamiento del ecosistema de humedales y sus componentes biológicos asociados. En el caso de la ictiofauna, surge la necesidad de nuevos estudios que analicen la influencia de los distintos usos del suelo sobre la composición de los ensambles de peces.

*Curso de agua que puede secarse o desconectarse formando una laguna pequeña en su interior. La profundidad media es de 50 cm y el ancho de 1-2 metros. La longitud del cauce varía desde pocos metros hasta 20 metros en horquetas viejas (Brancolini, 2009).

1.3. CAMBIOS EN LOS USOS DEL SUELO DEL DELTA

El Delta está ocupado por grupos humanos desde hace más de 2000 años, dado que diferentes etnias de los pueblos originarios se asentaron en la zona haciendo uso de los recursos que proveía el humedal (Loponte y Acosta, 2011; Bonomo, 2012). Las tribus indígenas guaraníes y no guaraníes (chanás, chaná-timbúes y chaná-mbenguáes) habitaban el área desde el siglo XVI con una población estimada entre 6.000 y 10.000 habitantes (CEAL, 1976; Bó y Quintana, 2010). La abundancia de alimentos y de materiales para la construcción de viviendas y medios de transporte (balsas y canoas) posibilitó estos importantes asentamientos. Alrededor del año 1800 arriban los europeos y criollos, quienes emprenden el cultivo de frutales (Kandus et al., 2006). También ingresaban muchos “carboneros” a la zona de islas para obtener leña del monte blanco (Quintana, 2011). En el área del Delta entrerriano, los “carboneros” cruzaban desde la actual República Oriental del Uruguay, talaban amplios sectores de monte blanco que luego quemaban para obtener carbón. Para mediados del siglo XVII el impacto en el ambiente ya era importante, ya que se talaba el monte blanco y en su lugar se instalaban viviendas y se cultivaban diferentes especies vegetales para consumo y ornamentales (Bó y Quintana, 1999).

La fruticultura fue la principal actividad productiva de la zona de islas hasta mediados del siglo XX y el cultivo de frutales tenía lugar principalmente en los albardones. Diferentes factores, entre ellos la inundación extraordinaria de 1959 y las heladas extremas de 1967, provocaron una drástica reducción de esta actividad (Quintana, 2011). A partir de ese momento,

se expandiría rápidamente la producción forestal de salicáceas (*Salix* spp. y *Populus* spp.). Los sauces cultivados corresponden a diferentes especies exóticas y variedades híbridas que soportan bien el ambiente del Delta y son de rápido crecimiento. El cultivo de salicáceas para abastecer la industria papelera comienza a desarrollarse en la región a mediados del siglo XX (Oszlak, 1984). En el año 1979 se registran 110.000 ha forestadas, pero la inundación extraordinaria que tuvo lugar entre 1982 y 1983 provocó grandes pérdidas para los pequeños productores, quienes migraron y abandonaron las plantaciones (Quintana, 2011). Actualmente se calcula que existen una 58.000 ha con plantaciones de salicáceas, cuyo mayor porcentaje está concentrado en unas pocas empresas, las cuales, a diferencia de los pequeños productores, realizan endicamientos para convertir los bajos en suelos más secos que les permitan plantar álamos (Galafassi, 2011). Por último, resulta conveniente mencionar que otras actividades particularmente importantes en la región son la pesca (de sábalo y otras especies) y la caza de la nutria o coipo con fines comerciales. Las mismas, en muchos casos, son realizadas en forma artesanal (y también industrial) por pobladores isleños y ribereños, sobre todo en el Delta Medio y Superior (Malvárez et al., 1999; Donadille et al., 2007). Además, muchos pobladores locales dedican gran parte de su tiempo a realizar actividades de subsistencia como la caza de carpinchos, vizcachas y ñandúes (*Rhea americana*) en las zonas más altas y la pesca de varias especies como las bogas (géneros: *Schizodon*, *Leporinus*, *Megaleporinus*), bagres (géneros: *Pimelodus* y *Parapimelodus*) y armados (*Pterodoras* y *Oxydoras*, entre otros). Todos ellos constituyen una importante fuente de ingresos familiares por la venta de su carne y/o cueros, o bien como fuente alternativa de proteínas (Donadille et al., 2007; Balbi et al., 2008; Bó y Quintana 2010). Asimismo, la pesca deportiva es una actividad que se incluye en una variada gama de ofertas turísticas que hay en la zona de islas del Delta, principalmente en el sector bonaerense (Kandus et al., 2011). La caza comercial también es artesanal y se concentra en el coipo o nutria (Bó y Malvárez, 1999; Bó et al., 2010). En el Delta también se desarrolló la ganadería extensiva, principalmente en pastizales poco inundables del sur entrerriano (Kandus et al., 2006). En algunos sitios se cultiva el formio (*Phormium tenax*) y el mimbre (*Salix viminalis*), actividades que en otros momentos fueron más importantes entre la población isleña.

La alta diversidad biológica característica de estos humedales se encuentra afectada también por la introducción de especies exóticas, algunas de las cuales actúan como invasoras. De las especies exóticas que se pueden encontrar en el área, las especies vegetales conforman el mayor porcentaje. En los ambientes de albardón, además de desarrollarse forestaciones y cultivos frutícolas, se suele formar un bosque secundario dominado por especies exóticas invasoras

como el ligustro (*Ligustrum lucidum*), la ligustrina (*Ligustrum sinense*), la acacia negra (*Gleditsia triacanthos*), el fresno (*Fraxinus pennsylvanica*); que es cubierto por madresevas y zarzamoras (*Rubus* spp.). Estos bosques se desarrollan principalmente en el sector medio y frontal del Bajo Delta, mientras que en el sector de islas disminuye el número de especies que se comportan como invasoras. Por otro lado, en los ambientes bajos que son drenados para su forestación se han registrado algunas especies exóticas como el lirio amarillo (*Iris pseudacorus*), la madreseva (*Lonicera japonica*) y la ligustrina (*Ligustrum sinense*) (Kandus et al., 2011). Si bien la cantidad de especies exóticas de peces presentes en el sector inferior de la Cuenca del Plata ha sido considerada baja en contraste con lo observado en los tramos superiores, la mayoría es considerada altamente invasora. Los escapes o liberaciones de ejemplares provenientes de establecimientos de experimentación y producción piscícola representan una amenaza continua para las especies autóctonas y los ecosistemas (Quintana et al., 2011).

La región del Delta ha sido sometida en los últimos años a crecientes impactos antrópicos, que incluyen obras hidrotécnicas principalmente hidrovías y construcción de diques y terraplenes para fines productivos y urbanísticos (Blanco y Mendéz, 2010; Baigún et al., 2011). No obstante, las mayores alteraciones en el Delta provienen de cambios pronunciados en el uso del suelo y el manejo del agua. Desde el año 2000 se viene dando en el Delta una nueva transformación que tiene su expresión en el territorio de forma muy rápida. El desarrollo de técnicas constructivas y la cercanía con puertos de abastecimiento propiciaron la rápida construcción de los “nuevos barrios náuticos” (barrios cerrados, Spa, countrys) los cuales modifican el paisaje al realizar grandes movimientos de tierra y manejo del agua (canalizaciones, polderizaciones, lagunas cerradas, desarrollo de marinas, etc.) (Ríos, 2009; Ríos y Pérez 2008). La sustitución de ambientes naturales ahora para ser transformados en ambientes aptos para el desarrollo de actividades urbanísticas y recreativas trae aparejada importantes modificaciones, como el reemplazo de vegetación nativa, modificación de los patrones de drenaje y contaminación. La construcción de endicamientos y otras obras de infraestructura por medianas y grandes empresas, está dañando los modelos tradicionales de producción de la región, afectando a las comunidades locales y a las pequeñas unidades productivas, disminuyendo los bienes y servicios que ofrecen los humedales, aumentando el impacto de las inundaciones y reduciendo la capacidad de adaptación al cambio climático (Blanco, 2010). Modifican por otra parte la dinámica hídrica en los humedales al afectar la conectividad fluvial y reducir el alcance de los pulsos de inundación (Baigún, et al., 2008).

La agricultura en las islas del Delta es otra actividad creciente, se estima que la soja ya cubre casi unas 50.000 hectáreas de esas tierras, con un 25 % de canales artificiales, alterando el manejo del agua con endicamientos, albardones y canales artificiales (INTA 2011). Este avance de la agricultura de pequeña y mediana escala ayuda a iniciar el proceso de pampeanización de los humedales del Paraná Inferior (Pengue 2004; Paruelo 2006; Quintana et al., 2014). En resumen, los cambios económicos y culturales están llevando a un aumento del desarrollo de grandes urbanizaciones y actividades productivas en esta región que conducen a la conversión del humedal a un sistema terrestre, mediante grandes movimientos de suelos y el refulado hidráulico, secando el humedal, modificando arroyos existentes y alterando la libre circulación de los ríos. El uso del suelo y el agua son asimismo elementos clave que inciden sobre la conservación de hábitats con alto valor ecológico. Estos cambios llevan a la degradación del humedal haciéndolos no sostenibles en la provisión de bienes y servicios eco sistémicos (Quintana et al., 2014).

1.4. SISTEMAS PRODUCTIVOS

En la actualidad, la alta diversidad biológica de la región del Delta se encuentra afectada por la intervención humana, hecho que se expresa particularmente a través de la degradación de las comunidades naturales y/o la sustitución de ambientes, principalmente con fines productivos. En el Delta Medio y Superior, el hombre influye sobre la biota a través del pastoreo del ganado doméstico (que eventualmente compite con los herbívoros silvestres e impacta sobre la vegetación nativa), la caza, la recolección de leña, la tala de árboles y la extracción de arena (Quintana et al., 2014). En el Bajo Delta, en cambio, la transformación del paisaje se produce, principalmente, por el reemplazo de ambientes naturales por forestaciones de sauce (*Salix* spp.) y álamo (*Populus* spp.), plantaciones frutales, cultivos como el mimbre (*Salix viminalis*) y el formio (*Phormium tenax*) y por el desarrollo turístico y recreativo, actualmente también se le sumo el urbanístico, la ganadería, las actividades silvopastoriles y una agricultura (soja) incipiente (Quintana et al., 2014).

En el contexto de las actividades mencionadas anteriormente, los sistemas productivos presentes en el Delta pueden requerir modificaciones tanto en el flujo del agua de los arroyos como en el uso del suelo circundante a ellos. En general, el manejo del agua consiste en la aplicación de un sistema de sequía-llenado alternado, donde el productor regula el paso del flujo del agua de acuerdo a las necesidades del tipo de producción y la época del año. Otra característica importante es el uso del suelo que circunda al curso de agua, el cual depende de la actividad productiva que se realiza en el campo (Figura 1).



Figura 1. Clasificación de los sistemas productivos del Bajo Delta.

1.4.1 Sistemas No regulados (NR) versus Regulados (R)

Dado que la frecuencia natural de inundaciones en el Delta del Paraná torna insustentable la producción agropecuaria, los productores han desarrollado técnicas de manejo del agua y de sistematización de las tierras. El sistema tradicional, que data de fines del XIX y que aún se mantiene vigente, es el sistema de zanja abierta (sistemas productivos con flujo de agua no regulado). El mismo consiste en la apertura de canales o zanjas conectadas con algún curso de agua, que facilitan el escurrimiento de los excedentes hídricos provocados por desbordes de los ríos y repuntes de las mareas. Pueden ser simples zanjas que atraviesan las plantaciones (de ancho menor que 3 m), o canales que rodean a las mismas y las atraviesan (con anchos entre 5 y 20 m). Ambos son eficientes en tanto se realicen continuas tareas de mantenimiento para facilitar la circulación. Posteriormente, la expansión de la actividad frutícola y forestal, con la implantación de híbridos de mayor rendimiento, pero con menor tolerancia a las inundaciones, incentivaron al desarrollo de obras de defensa que regulasen o impidiesen el ingreso de las aguas a las plantaciones. Así, este método se combina hoy en día con técnicas conocidas como atajarepunes, endicamientos o “pólderes”, que son diques o terraplenes construidos en torno a superficies que se desean preservar con fines productivos (sistemas productivos con flujo de agua regulado). Tienen como función primaria proteger de las inundaciones, evitando el ingreso del agua. Muchos de ellos son transitables con vehículos

motorizados, constituyendo parte de la red de alteos transitables. Estos sistemas suelen ser cerrados o semi-cerrados, que se diferencian de los anteriores en que sólo protegen las partes frontal y lateral al frente de ataque de la creciente. En este caso, el dique es generalmente un alteo transitable (Kandus y Minotti, 2010).

1.4.2 Tipos de usos del suelo

a) Forestal no regulado

Las forestaciones no reguladas son características del Bajo Delta entrerriano y corresponden a una economía de tipo familiar o de quintas, con parcelas pequeñas de salicáceas que presentan zanjas o canales artificiales que drenan a los cursos principales a través de conexiones abiertas. Estos canales reciben aguas por lluvias, crecientes fluviales, mareas lunares y eólicas, estando sujetos a distinto grado de disturbio por cultivo y transporte de madera. En el caso del sistema de tipo familiar, con un diseño de zanjas y canales (que aceleran la salida de los excedentes hídricos de las islas), se observa una importante pérdida de materia orgánica y de nutrientes. En estas quintas se hace un manejo tradicional “a zanja abierta” lo que evita el drenado excesivo del predio, utilizando los cursos naturales de agua que son mantenidos con agua permanente favoreciendo la biodiversidad y un bajo impacto ambiental. El ciclo forestal en este sector dura de 10 a 16 años para el álamo y de 8 a 12 años para el sauce, siendo el destino principal de la producción la industria celulósica papelera. El manejo forestal consiste en 3 etapas; desmonte, rebrote y forestación madura (Figura 2).



Figura 2. Esquema del ciclo forestal correspondiente a plantaciones de sauce.

Las labores de preparación de campo se inician con el desmorte de los albardones y/o el aplastado del pajonal. Posteriormente, se plantan estacas (de 0,6 - 0,7 m) o guías (de uno o dos años) con la ayuda de una barreta. En la siguiente etapa, pasado el año ya se observa el rebrote, a los dos años empieza la forestación madura hasta los 10 años aproximadamente que se levanta la madera (Borodowski, 2006; Bó y Quintana, 2010). Las forestaciones de este tipo no presentan manejo del agua solo presentan cambios en la geomorfología del cauce y sombreado. Los posibles impactos sobre la fauna podrían tener que ver con alteraciones de la vegetación ribereña o cambios en los parámetros físico químicos al aumentar el sombreado sobre el cauce. Los canales de drenaje son construidos en los límites de las quintas siguiendo la pendiente hacia un canal o arroyo principal. La dinámica de circulación y extracción del producto en cada propiedad continua con su lógica tradicional (INTA, 2012), practicándose principalmente por vía acuática llegando la madera desde las islas a los Puertos de Tigre, San Fernando, Escobar, Otamendi, Campana, Zárate y San Pedro (Bó y Quintana, 2010) (Figura 3).



Figura 3. Actividad forestal en el Delta. a- la madera sale de las islas por canales y arroyos (10-12 años crecimiento). b- acopio en islas. c- el movimiento de la madera desde las islas al puerto se hace por vía fluvial. d. a partir de estos puertos (en la foto Puerto Otamendi) comienza el movimiento terrestre hacia la industria aserradera.

b) Forestal Regulado

Los sistemas forestales regulados o endicados son aquellos donde las zanjas y canales de drenaje se complementan con terraplenes (1,5-4,5 m de elevación con respecto al cero mareógrafo del Riachuelo) que impiden el ingreso de agua de crecientes e inundaciones (Figura 4- a y b). En los casos de crecientes extraordinarias o fenómenos ENSO fuertes, los terraplenes son utilizados como sitios para refugio del ganado ante el aumento del nivel de las aguas (Figura 4-c). En estos casos, los endicamientos impiden el drenaje del agua por sus cauces naturales provocando que las inundaciones duren más de lo normal. El manejo del agua en estos sistemas se realiza mediante la utilización de bombas para regular el ingreso y el egreso de agua a los establecimientos.



Figura 4. a-Movimiento de tierra para hacer el endicamiento, b. fotografía de un dique y c- Ganado ovino arriba de un polder cerca de Sagastume, ruta Nacional N° 14 durante el Niño del 2016.

Los endicamientos conllevan además una reducción en la interacción río-humedal, la que dependiendo de una diversidad de factores, tales como grado de cerramiento de los endicamientos, cota de altura de los atajarepuntos o diques y los criterios de manejo de agua por parte del productor.

También existe un nivel de manejo intermedio en los sistemas con atajarepuntos donde se construyen terraplenes de pequeña envergadura (1 m sobre el cero del Riachuelo) que impiden el ingreso de agua de mareas y sudestadas pero no el de crecientes del río. Tanto en este último sistema como en los sistemas no regulados se instalan forestaciones de sauce para la producción de madera. En el caso de las plantaciones de álamos, estas se establecen principalmente en sistemas endicados debido a su menor tolerancia a sitios saturados con agua respecto al sauce. Este sistema produce un cambio mucho más drástico en la estructura y el

funcionamiento del humedal dado que impide la entrada del agua al interior de las islas con la consiguiente “terrestrialización” del área. En estos casos, no sólo desaparecen muchas de las especies típicas del humedal sino que, también, disminuye la capacidad de amortiguación de las inundaciones que originalmente poseen los pajonales del interior de las islas (Figura 5).

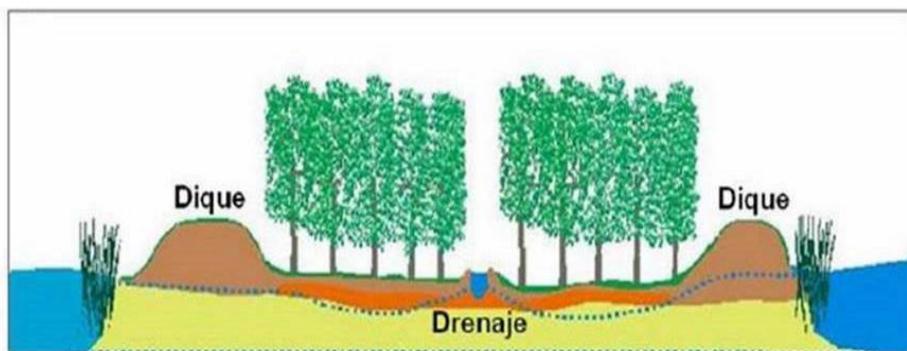


Figura 5. Perfil insular del Delta modificado para la instalación de plantaciones de álamos, es decir con suelos drenados, oxidados y endicados. Modificado de Ceballos (2011).

El terraplenado y drenaje se construyen con el fin de bajar el nivel de la capa freática, transformando un sistema anaeróbico en aeróbico y habilitando tierras para el crecimiento de especies con baja tolerancia a la presencia de agua; adicionalmente el soporte físico del suelo es mejorado permitiendo el ingreso de maquinarias y la instalación de infraestructura. Estas acciones, sumadas al reemplazo de pajonales y juncales por plantaciones forestales, desencadenan diversos cambios asociados a procesos puramente físicos, como la consolidación, subsidencia y compactación (Gebhardt et al., 2009); cambios biogeoquímicos, como la oxidación y movilización de nutrientes (Lal, 2007); y cambios biológicos a partir de la modificación del tipo de vegetación (Nosetto et al., 2008; Murphy et al., 2009; Ceballos, 2011). En las forestaciones reguladas, la vegetación de los albardones ha sido reemplazada por plantaciones de salicáceas. Vicari et al. (2005) identificaron una reducción en la acumulación de materia orgánica en el suelo, así como en la reposición de nutrientes en el mismo. Esta situación fue evidenciada a partir del estudio en los establecimientos forestales existentes en la zona del Bajo Delta, durante los primeros doce o catorce años de establecida las plantaciones de sauces que suelen reemplazar a los pajonales naturales.

b) Ganadero

La ganadería bovina constituye una de las actividades tradicionales de la región del Delta desde la época colonial. Ésta se ha llevado a cabo en el Delta Medio, Superior y en la porción no insular del Delta interior. Su desarrollo en el Delta inferior insular es más reciente y en general se realiza conjuntamente con forestaciones, aunque en los últimos años también han comenzado a establecerse predios dedicados exclusivamente a la actividad pecuaria. La región del Delta del río Paraná se caracteriza por presentar dos componentes fundamentales para el desarrollo de esta actividad: la presencia de un buen suministro de agua apta para el consumo animal y la existencia de extensas áreas con alta abundancia de especies forrajeras nativas de excelente calidad. Recientemente, ha comenzado la cría de búfalos de la India (*Bubalus bubalis*) que, si bien es aún una actividad incipiente, la misma parece ser más compatible con las condiciones del humedal que para el ganado tradicional (Quintana et. al; 2014) (Figura 6).



Figura 6. a-Ganado bovino en islas, b-búfalos de agua. c-barco para el transporte ganadero y d- senderos realizados por el paso del ganado en su desplazamiento por las islas (pisoteo).

La “ganadería a cielo abierto” consiste en destinar el territorio exclusivamente a ganado en pastoreo extensivo. El pastizal natural constituye la principal fuente de forraje para el ganado. Pocos productores complementan el pastoreo del pastizal con pasturas implantadas y eventualmente verdes (avena en invierno y en menor medida sorgo forrajero). Excepcionalmente utilizan henos, granos o silaje. La modalidad de pastoreo predominante es continua o alternativa con rotaciones temporales largas (pastoreo alternando potreros). No existe una planificación técnica y sistemática del uso forrajero del pastizal. Respecto a la infraestructura ganadera, la mayoría de los potreros poseen alambrados perimetrales permanentes de cinco y siete hilos. Algunos productores usan alambrados eléctricos móviles (boyeros). El agua de bebida para los animales está disponible en las zanjas, sangrías, canales y cuerpos de agua que abundan en los potreros endicados en esta región. El ganado registra un promedio de tres movimientos al año a través de barcos, arreos o camiones y suelen hacerlo tanto a destinos como distancias diversas, aunque predominan los viajes cortos. Es poco frecuente la quema, dada la cercanía de forestaciones. El uso de herbicidas es muy bajo o casi nulo. El manejo sanitario es por lo general básico e incluye vacunas obligatorias (aftosa, brucelosis), además del uso de antiparasitarios internos y externos, control de venéreas y suplementación con minerales (Quintana et al., 2014).

Los principales impactos ambientales negativos surgen a partir del manejo del agua por alteración del régimen hidrológico y la calidad del agua. En relación al manejo del agua, estos van desde obstrucciones de cursos de agua, caminos y terraplenes hasta la construcción de pequeños y medianos diques. Con respecto a la calidad del agua se observan problemas de magnitud variable de acuerdo con la zona, entre otros por contaminación debida a excesiva cantidad de materia fecal y orina del ganado y/o por manejo inadecuado de productos veterinarios, presencia de herbicidas (utilizados para eliminar la vegetación en los canales), o de agroquímicos. Los cambios en el manejo del suelo producen compactación (sobrepisoteo), erosión/remoción del sustrato, cambios en la cobertura vegetal por remoción mecánica de la biomasa, desmonte de bosques y sobrepastoreo, que a corto plazo afecta la ocurrencia de otros componentes del sistema como la flora y fauna (Figura 7).



Figura 7. Impactos del pisoteo del ganado bovino sobre las orillas y los bancos costeros.

c) Silvopastoril

Este sistema se caracteriza por incluir conjuntamente la actividad ganadera con las forestaciones de álamos y sauces (**Figura 8**). En este caso, la producción ganadera se realiza sobre lotes forestales de salicáceas (*Populus* spp. y *Salix* spp.) donde se incorpora ganado vacuno como una forma de disminuir la biomasa forrajera combustible del sotobosque a través del pastoreo y así reducir los riesgos de los incendios accidentales. Una característica distintiva de este sistema es que los animales se crían en un ambiente de bienestar animal muy bueno ya que las plantaciones ofrecen reparo y sombra (Borodowski y Suárez, 2005; Quintana et al., 2014).



Figura 8. Ganadería mixta, ganado bovino y álamo en islas.

Los principales impactos ambientales negativos surgen a partir del manejo del agua por alteración del régimen hidrológico y la calidad del agua. En estos sistemas combinados se puede magnificar el efecto de la contaminación acuática por excesivas cantidades de materia fecal y orina provenientes del ganado en cursos y cuerpos de agua y/o contaminación química, ya sea por manejo inadecuado de productos veterinarios, herbicidas utilizados en la eliminación de la vegetación en las zanjas o canales, o por la aplicación de otros agroquímicos. La remoción de la vegetación por el desmonte, sumado al impacto ganadero puede generar profundas transformaciones en el paisaje (Quintana et al., 2014).

1.5.HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

Hipótesis general:

- Los sistemas productivos y usos del suelo determinan una variación en la estructura y la composición del ensamble de peces de los canales del Bajo Delta.

Hipótesis particulares:

Hipótesis 1:

Para el capítulo III;

- Los usos del suelo, origen del canal y nivel de disturbio asociado a sistemas regulados reducen la composición, diversidad y estructura del ensamble de peces.

Hipótesis 2:

Para el capítulo IV;

- Los canales con flujo del agua regulado presentan una menor variación en las condiciones físico-químicas en relación a los sistemas no regulados que mantienen conectividad permanente con el curso principal.
- Los canales con flujo del agua regulado presentaran restricciones para la dispersión local de las especies, provocando condiciones de aislamiento que determinan la estructura y composición del ensamble. Se predice una mayor proporción de especies con adaptaciones fisiológicas a las condiciones ambientales extremas en canales con flujo de agua regulado.

Hipótesis 3:

Para el capítulo V;

- La integridad biológica disminuye a medida que aumenta el gradiente de disturbio provocado por las actividades productivas.

Objetivo general:

- Evaluar el cambio en la estructura y composición de los ensambles de peces en canales naturales y artificiales del Bajo Delta localizados en diferentes sistemas, tipos y usos productivos.

Objetivos particulares:

1- Caracterizar el ensamble de peces regional y, comparar la estructura y composición de los ensambles de peces en canales naturales y artificiales (escala local y temporal) localizados en distintos sistemas, tipos y usos productivos en el Bajo Delta (Capítulo III).

2- Realizar una caracterización limnológica, a partir de factores ambientales (físico-químico-hidrológicos), de los canales bajo distintos usos productivos del Bajo Delta y, comparar los cambios de acuerdo a su conectividad hidrológica y permanencia del agua. Analizar diferencias estacionales y analizar cómo responden los ensambles de peces a éstos cambios (Capítulo IV).

3- Evaluar el grado de alteración de los ensambles de peces en canales con distintos usos productivos del Bajo Delta mediante el Índice de Integridad Biótica (Capítulo V).

1.6. ESTRUCTURA DE LA TESIS

La tesis se encuentra estructurada en 6 capítulos.

En el capítulo I se realizó una caracterización general del Delta del río Paraná. Se detallan los antecedentes sobre los usos del suelo en la región. Se introduce al conocimiento sobre los peces y ensambles en la cuenca y en el Delta, así como también se describen los distintos sistemas productivos presentes en la región de estudio.

En el capítulo II se detallaron los materiales y métodos generales, describiendo el área de estudio, la metodología para la clasificación los sitios en sistemas y usos productivos y la metodología para clasificar las especies de peces. Se presenta el diseño de muestreo a partir de la ubicación de los sitios de muestreo, la metodología para la toma de datos físico-químicos y el procesamiento de los peces.

En el capítulo III, se analizaron los ensambles de peces en los canales correspondientes a diferentes usos productivos a partir de considerar el pool de especies total (regional), y a nivel de canal individual (local). A nivel regional se utilizó la biodiversidad taxonómica y para determinar la variación temporal de especies se usó la ocurrencia espacial y temporal. A nivel local, la composición y estructura de los ensambles se evaluó analizó mediante atributos descriptivos (riqueza, abundancia, representatividad, diversidad, equitatividad y dominancia) y análisis de similitud entre los canales mediante agrupamientos jerárquicos. Además, mediante métodos multivariados, se exploraron 4 factores de intervención antrópica; sistema de manejo del agua (No regulado versus Regulado), origen del canal (natural, artificial), uso productivo (forestal no regulado, forestal regulado, ganadero o silvopastoril) y nivel de disturbio (nulo, bajo, alto).

En el capítulo IV se evaluó la relación entre los factores ambientales (físico-químico-hidrológicos) y los ensambles de peces en canales que atraviesan suelos con distintos sistemas productivos. A partir de las variables físico-químicas se realizaron análisis multivariados y se interpretaron de acuerdo a factores de conectividad, discriminando las variables que aportaron a las diferencias entre distintos usos productivos de canales. Se realizó un análisis de componentes principales por separado para sistemas No regulados versus Regulados, explorando fechas en los primeros y usos productivas en los segundos. Las variables a lo largo

de las estaciones del año se estudiaron separadamente en detalle y se realizó un ordenamiento de los canales en base a las especies y sus características limnológicas.

En el capítulo V se evaluó el grado de integridad ecológica de los ambientes acuáticos en la región del Delta del Paraná, aplicaron dos índices multimétricos adaptados a las características de la ictiofauna del Delta ante el impacto de actividades forestales, silvopastoriles y ganaderas. Se consideraron las fortalezas y debilidades de cada uno y se evaluó su aplicabilidad para regiones del Delta.

El capítulo VI, finalmente, intentó aportar una mirada integradora de los diferentes resultados obtenidos, con sugerencias sobre futuros estudios a incluir y profundizar, generándose recomendaciones sobre buenas prácticas para el manejo de agua y uso del suelo asociado a las perspectivas productivas futuras para la región.

CAPÍTULO II: MATERIALES Y MÉTODOS



2 CAPÍTULO II: MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDIO

El Delta del Paraná es una macroregión ecológica compuesta por sistemas de humedales, donde predominan los arroyos y los pajonales inundables (Kandus et al., 2006). El Bajo Delta es un sistema fluvial compuesto por islas y distributarios del Río Paraná que desembocan mayoritariamente en el Río de la Plata, y los ubicados más al norte en el río Uruguay. Las islas se caracterizan por presentar un sistema de albardón perimetral, un sector bajo interno ocupado por lagunas someras o pajonales y un conjunto de cursos de agua (canales de marea, horquetas, y canales artificiales) que conectan el interior de las islas con los ríos y arroyos distributarios.

El área de estudio se ubica en el sistema de paisaje denominado “*Humedales del Delta del Río Paraná*” (Benzaquén et al., 2013), que incluye a todas las islas que tienen una morfogénesis estrictamente deltaica (Figura 9). Esto es, aquellas que se formaron por el depósito de sedimentos traídos por el río Paraná al entrar en contacto con el estuario del Río de la Plata (Kandus, 1997; Borodowski y Suárez 2005).

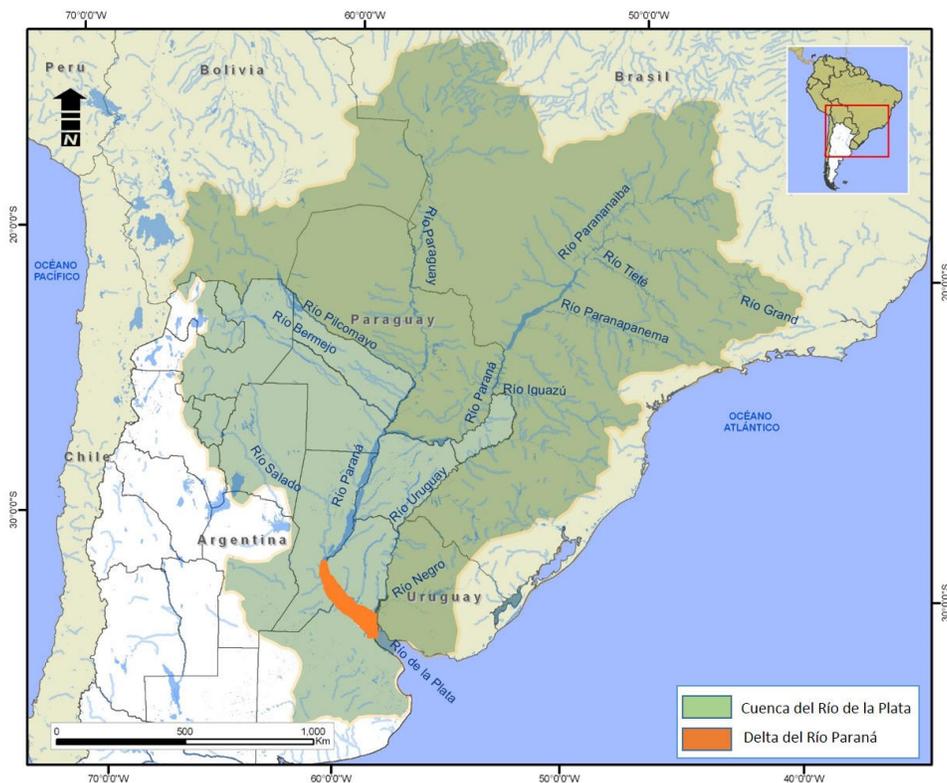


Figura 9. Mapa de ubicación general del Delta del Paraná.

El Delta inferior abarca una superficie de aproximadamente 320.000 ha y, a pesar de ser el sector más joven de la región del Delta del Paraná, es también el más transformado por una larga historia de intervención desde mediados del siglo XIX. Se encuentra localizado entre las provincias de Buenos Aires (aproximadamente 280.000 ha repartidas entre los partidos de San Fernando, Tigre, Campana, Zárate y Baradero) y Entre Ríos (aproximadamente 40.000 ha en el departamento Islas del Ibicuy), siendo el río Paraná Guazú el límite entre ambas. El sistema tiene una forma aproximadamente triangular cuya base limita con el estuario del Río de la Plata y su vértice con la separación de los ríos Paraná Guazú y Paraná de las Palmas. Hacia el sur limita con la porción continental septentrional de la provincia de Buenos Aires, mientras que, hacia el norte, los ríos Paraná Bravo y Gutiérrez constituyen sus límites en territorio entrerriano. El Bajo Delta del río Paraná es la porción terminal del Delta y su sector más distal, es el denominado Frente de Avance propiamente dicho, cuyo desarrollo ha tenido lugar en los últimos 110 años (Sarubbi et al., 2006).

El paisaje se corresponde con una llanura Deltaica en activo crecimiento por la formación de nuevas islas sobre el estuario del Río de la Plata (**Figura 10**). La plataforma Deltaica está conformada por una llanura subaérea, representada por islas que emergen a partir del depósito de los abundantes sedimentos que transportan el Paraná Guazú y el Paraná de las Palmas. Además, forma parte de ella una plataforma subaérea formada también por depósitos sedimentarios, que se extiende por el fondo del Río de la Plata hasta la “Barra del Indio”, en el frente marítimo (Kandus et al., 2006).



Figura 10. Islas en formación del frente de avance, Bajo Delta (Bajos del Temor).

La región se caracteriza por un tipo climático Cfa (según la clasificación climática de Köppen-Geiger), o sea templado con lluvias todo el año y temperatura media del mes más cálido superior a 22 °C. La temperatura media anual es de 17,4 °C y la precipitación total de 1.016 mm anuales. La estación fría se extiende desde mediados de otoño hasta fines del invierno y la cálida incluye la primavera, el verano y principios de otoño. En invierno normalmente no hay temperaturas extremas (pero sí heladas recurrentes) y los veranos son templado cálidos (con temperaturas medias de 24,5 °C). Las precipitaciones son máximas en la estación cálida y mínimas en la estación fría (Malvárez, 1997; Caffera y Berbery, 2006).

La dinámica hídrica del río Paraná está determinada principalmente por las precipitaciones tropicales y subtropicales en su alta cuenca. El régimen hidrológico del Delta, está determinado por la influencia de los ríos Paraná, Uruguay y Río de la Plata, que generan inundaciones periódicas de cuatro orígenes: i) crecientes del río Paraná; ii) del río Uruguay; iii) mareas lunares y, iv) vientos que soplan del sudeste, en sentido contrario al flujo de las aguas hacia el estuario (son las denominadas “sudestadas” del Río de la Plata). Estas inundaciones, en ocasiones y en forma individual o combinada, pueden provocar graves problemas por la altura y, o permanencia de las aguas (Malvárez y Otero, 2000). También influyen sucesos climáticos como las crecientes extraordinarias,

ocasionadas durante los eventos de El Niño Oscilación del Sur (Re y Menéndez, 2003). Las mareas lunares constituyen un fenómeno periódico y tienen una amplitud normal de aproximadamente 1 metro dos veces al día. Las mareas eólicas o sudestadas, en cambio, se producen por vientos del cuadrante sud-sudeste y pueden elevar el nivel de las aguas hasta 2,5 y 3 metros por sobre el nivel medio. La duración de estas últimas abarca desde el término de horas hasta el de un par de días (Malvárez y Otero, 2000).

El régimen hidrológico presenta variaciones en función de los procesos que lo determinan. En ese sentido y dependiendo del lugar de medición puede tener distintos orígenes. Por ejemplo el Delta en la zona de Rosario presenta un régimen hidrológico influenciado por las crecidas del río Paraná, en tanto que en la zona de Salto Grande, aguas arriba de las represa, su régimen es influenciado por el comportamiento del río Uruguay, más irregular con dos picos de creciente (Kalesnik y Kandel, 2004). Este régimen se mantiene a lo largo de todo el curso en ambos ríos pero, a medida que se acercan a su desembocadura la influencia mareal se hace más evidente. En la Figura 11 se puede observar este fenómeno, donde a partir de las localidades de San Pedro para el río Paraná y Villa Paranacito para el río Uruguay el efecto se hace más notorio. Finalmente en localidades ubicadas en cercanías de la desembocadura (Escobar y Martín García) se aprecia que el efecto es predominantemente mareal.

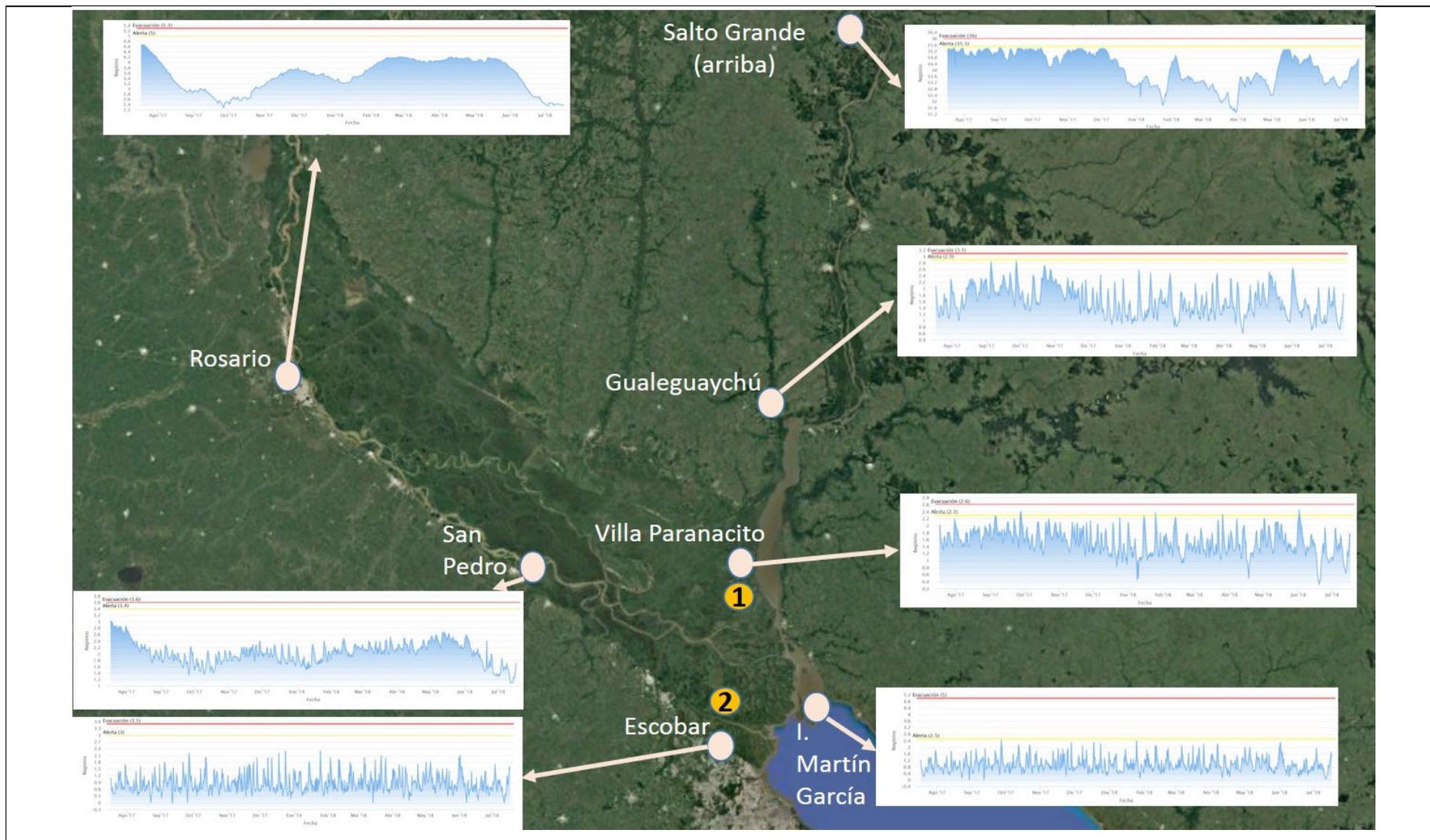


Figura 11. Principales puertos cercanos al área de estudio con sus variables hidrológicas durante un año (julio 2017-julio 2018). Bajado de altura de los ríos de la web de PNA, accedida el 26/07/2018.

El drenaje natural en el área del Bajo Delta se presenta conformado por distributarios interconectados por una red de canales naturales. Las características hidráulicas de los mismos determinan la acción diferencial de las mareas, pudiendo provocar reversión de la corriente y distinta dinámica de colmatación de los cauces (Malvárez y Otero, 2000). Los cursos naturales pueden clasificarse en las siguientes categorías:

- Ríos grandes: superan los 500 m de ancho, con profundidades mayores a 15 m.
- Ríos pequeños: comprendidos entre los 100 y 500 m de ancho y cuya profundidad oscila entre 3 y 12 m.
- Arroyos grandes: oscilan entre 20 y 50 m de ancho, con profundidades entre 1 y 3 m.
- Arroyos pequeños: anchos menores de 20 m y profundidades menores a 1 m.

El drenaje principal de área está conformado por los denominados ríos grandes y pequeños y presenta un patrón de distributarios dendrítico, con sentido NO-SE, de los cuales los ríos Paraná Guazú y Paraná de las Palmas constituyen las principales vías acuáticas. Superpuesto al patrón natural, se presenta el de drenaje artificial. Dentro de este se distinguen:

- Canales de navegación: construidos para facilitar la comunicación entre los cursos principales permitiendo acortar los tiempos de viaje para la entrada de insumos y la salida de productos, reduciendo por lo tanto los costos de producción. Atraviesan las grandes superficies isleñas de manera casi perpendicular a los principales cursos de agua.
- Canalizaciones agropecuarias: construidos para facilitar la evacuación de los excedentes hídricos (por repuntes, crecientes o lluvias) en las plantaciones frutícolas o forestales. El tipo de canalización, la disposición espacial y las combinaciones de los mismos son indicadores del nivel de intervención antrópica del área (Malvárez y Otero, 2000).

Los suelos presentan características muy heterogéneas por su topografía y los materiales que han contribuido a su formación (Malvárez, 1999; PROSAP, 2011). Los estudios realizados para esta zona (Bonfils, 1962; INTA, 1989) indican la presencia en los albardones de Hapludoles ácuicos, con bajo contenido de materia orgánica (entre 4 y 8%), relación carbono/nitrógeno inferior a 14 y pH que oscila entre 5 y 6. Por su parte, las porciones deprimidas presentan suelos de los tipos Haplacuent aérico y Haplacuol hístico. Estos se caracterizan por altos contenidos de materia orgánica (hasta 40%), relaciones carbono/nitrógeno altas (mayores a 16) y bajos valores de pH (entre 4 y 5). Kandus y Malvárez (2004) encontraron que los sitios con bajos valores de pH estuvieron

previamente dominados por limos y arcillas. Los materiales originales corresponden a texturas medias, principalmente franco-arenosas y franco-areno-limosas.

El suelo más apto para la agricultura y forestación se encuentra en los albardones, con capas arables más profundas. Sin embargo, una de las características más salientes que presentan es la escasa profundidad, con afloramiento de agua a no más de 50 cm de la superficie (PROSAP, 2011).

Los humedales constituyentes de este subsistema pueden considerarse como “humedales mareales dulceacuícolas” (Odum, 1988; Mitch y Gosselink, 1993). El Bajo Delta Insular se ajusta a un modelo complejo de Delta de estuario. En él se reconocen bañados anegados permanente o temporariamente dominados por plantas equisetoides y graminiformes altas. También se encuentran presentes bañados de praderas de herbáceas mixtas anegados permanentemente y áreas de anegamiento temporario con bosques o herbáceas de alto porte.

2.2 DESCRIPCIÓN DE LOS FACTORES DE INTERVENCIÓN ANTRÓPICA

En el área de estudio se identificaron distintos canales agrupados de acuerdo a sus características, tanto como por sistema, tipo o uso productivo (Figura 12; Tabla 1). Se utilizó un arroyo o canal natural cercano, sin intervención y externo al establecimiento, para contrastar los factores ambientales con las condiciones de los canales bajo uso productivo (éste fue denominado “referente externo para los canales Regulados y No regulados”); adicionalmente se utilizó un canal sin intervención al interior del establecimiento para comparar los factores ambientales y los ensambles de peces contra las diferentes usos productivos (a este canal se lo denominó “referente interno para los canales Regulados y No regulados”).

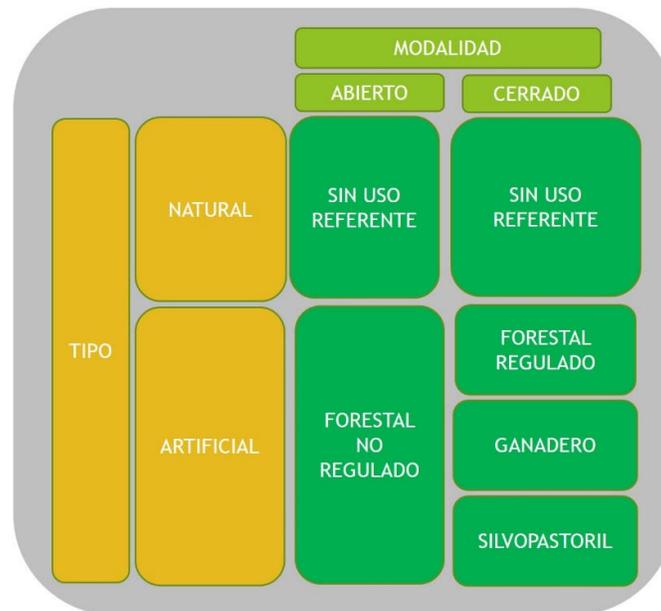


Figura 12. Sistemas, tipos de canales, y usos productivos que definen los sitios estudiados.

Tabla 1. Descripción de los niveles de análisis considerados.

Sistema	No regulado	Se caracteriza por no presentar ninguna barrera física. Libre circulación del agua y de los peces. Sujeto a variaciones hidrológicas naturales (mareas de RLP, lunar, sudestada). Incluye los canales naturales y algunas forestaciones.
	Regulado	Presentan una barrera física en ellos o en su cercanía, puede ser dique (desnivel), caño de paso de agua o sistema de esclusas (compuertas y bombeo). La circulación del agua depende del productor, sea por época del año, por la necesidad de sacar agua del campo o de asegurar la permanencia del agua para forestación y ganado. Incluye los canales naturales dentro de dique (que se ven afectados por el manejo de sus alrededores), algunas forestaciones, los silvopastoriles y los ganaderos.
Tipo	Natural	Se caracteriza porque tiene una morfogénesis natural, es un arroyo de la zona que no ha sufrido ninguna intervención antropogénica ni rectificación a lo largo de su cauce o sus orillas. Incluye a los canales naturales en zonas que no hay diques y a los canales que están en zonas rodeados por diques.
	Artificial	Son canales realizados por el hombre tanto de forma manual (Villa Paranacito) o hidráulica (Campana) para poder producir en las islas y no depender de las variaciones del nivel hidrométrico ni sufrir las inundaciones.
Uso del suelo	Referente externo para canales Regulados y No regulados	Son arroyos o canales naturales cercanos a los canales estudiados, pero por fuera del establecimiento productivo, que no presentan intervención antrópica. Se seleccionó uno para cada área de estudio.
	Referente interno para canales No regulados	Son arroyos o canales naturales ubicados dentro del establecimiento productivo que conservan sus orillas sin intervención antrópica y mantienen las variaciones hidrológicas naturales.
	Referente interno para canales Regulados	Son arroyos o canales naturales ubicados dentro del establecimiento productivo en zonas que están rodeadas por dique, con lo cual suelen tener algún efecto secundario de acuerdo al manejo del agua.
	Forestal No regulado	Comprende canales naturales que drenan el predio. Están rectificadas y se les realiza mantenimiento para mantener el ancho y la profundidad de los mismos. No hay manejo del agua.
	Forestal Regulado	Incluye canales artificiales y se complementa con terraplenes o atajarepunte. El manejo del agua se realiza mediante la utilización de bombas y esclusas que facilitan el egreso e ingreso de agua posterior al momento del drenaje inicial. Esto evita inundaciones y mantiene el nivel del agua casi constante.
	Silvopastoril	En estos canales artificiales se combinan en sus orillas actividades de forestación y ganadería. En una época del año incluso puede suceder que se tala la forestación y puede convertirse en ganadero o a la inversa, extrayendo el ganado y pasando a ser forestal. Hay manejo del agua permanente con bombas y esclusas.
	Ganadero	Son canales artificiales que sirven de agua de bebida para los animales que abundan en los potreros endicados. Hay manejo del agua permanente con bombas y esclusas.

Disturbio	Nulo	Canales que presentan su ribera natural, sin modificaciones, ni actividades antrópicas que modifiquen su geomorfología típica. Corresponde a los canales de referencia.
	Bajo	Canales que presentan su ribera casi en estado natural, con bajas modificaciones y un bajo nivel de perturbación de sus orillas. Corresponde a canales forestales.
	Alto	Canales que presentan grandes alteraciones en sus márgenes por deforestación, endicamientos, dragados, erosión por oleaje o pisoteo. Corresponde a canales silvopastoriles y los ganaderos.

2.3 CLASIFICACIÓN DE LA ICTIOFAUNA

Se confeccionaron listas de la ictiofauna para cada área de estudio, siguiendo la macrosistemática propuesta por Nelson (2016) y Reis et al. (2003). Se consultaron además listados de especies disponibles para Sudamérica (Reis et al., 2003), países limítrofes (Uruguay: Litz y Koerber 2014; Paraguay: Koerber, Vera-Alcaraz y Reis 2017), y Argentina (Mirande y Koerber, 2015).

Para la determinación de las especies se utilizó como bibliografía de base a Ringuelet et al. (1967) y se realizó un examen exhaustivo de la bibliografía correspondiente actualizada a cada grupo sistemático (Vari, 1991, 1992; Azpelicueta y Braga, 1991; López y Miquelarena, 1991; Braga, 1993, 1994, 2001; Aquino, 1997; Casciotta, 1998; et al., 1992; 2012; Albert y Crampton 2003; Malabarba 2004; Lucena C. 2003, 2007, 2016; et al., 2013; Protogino, 1992; et al., 2006; Protogino y Miquelarena, 2012; Costa, 2006; Loureiro, M y A. Silva. 2006; Kullander et al., 2006; Ferraris 2007; Covain y Muller 2007; Ciotek et al., 2008; Mantinian et al., 2008; Říčan y Kullander 2008; Richer-de-Forges, et al., 2009; Aquino y Schaefer 2010; Almirón et al., 2010; Mirande, M 2010; Cardoso et al., 2011; Fuchs 2014., Ramírez et al., 2016; Cardoso et al., 2016; 2018 ; Silva et al., 2017; Rosso et al., 2018).

2.4 DISEÑO DEL MUESTREO

2.4.1 Definición de los sitios de muestreo

El presente trabajo se realizó sobre dos zonas del Bajo Delta del río Paraná (Figura 13). Una zona estuvo situada en el Bajo Delta entrerriano, localidad de Villa Paranacito, departamento de Islas del Ibicuy, Entre Ríos. Se realizaron campañas preliminares durante agosto y diciembre de 2013 para identificar y caracterizar los distintos ambientes presentes. Los sitios seleccionados fueron la quinta “Arco Iris”, quinta “Chozas”, quinta “Casa Vieja” y quinta “Monte Blanco”. La otra zona se ubicó en el Bajo Delta bonaerense, partido de Campana, Buenos Aires. En este caso, los sitios de estudio fueron el establecimiento productivo “Papel Prensa La Nación” y el establecimiento “Jáuregui Alzo”.

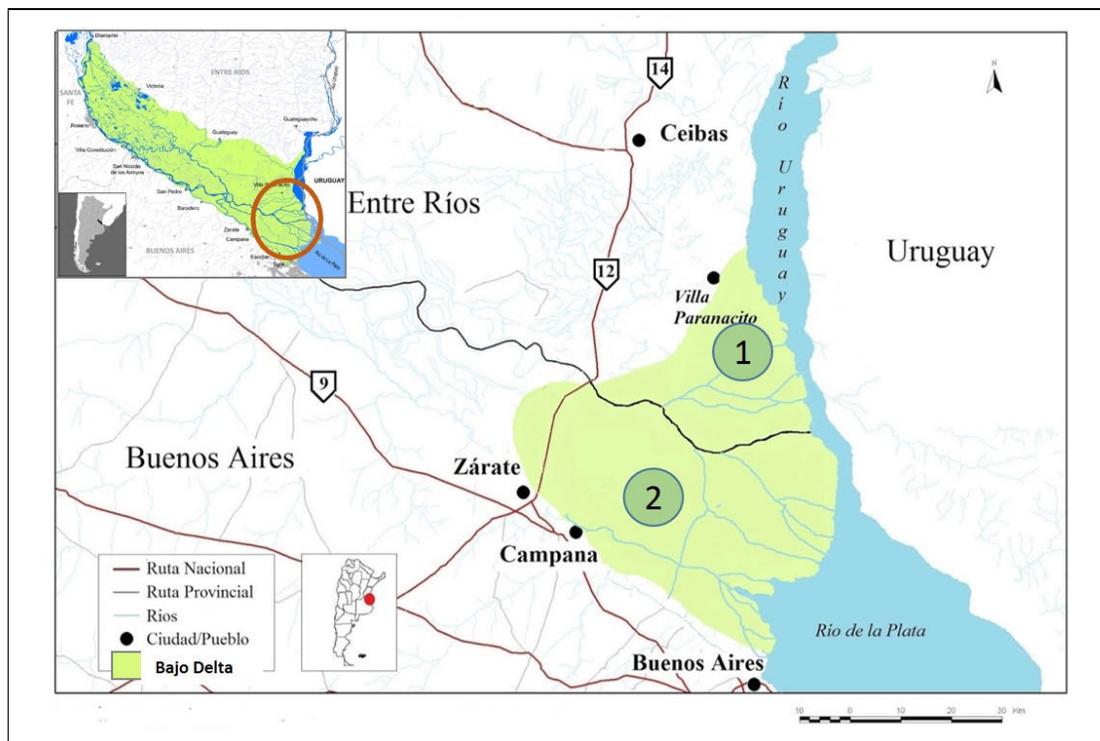


Figura 13. Mapa de ubicación general del Delta donde se observa en sombreado el Bajo Delta. Áreas de muestreo: 1-Villa Paranacito, Entre Ríos, 2- Campana, Buenos Aires.

La selección de los sitios se realizó complementando esta información con la que surgió a partir de la interpretación de imágenes satelitales de alta y media resolución (Quickbird en Google Earth y Landsat) teniendo en cuenta modelo de drenaje, tipología de ambientes acuáticos, sombreado, indicadores de estabilidad de costa, grado de pastoreo, impedimentos al drenaje libre, tipos y frecuencias de disturbios (oleajes, endicamientos, canalizaciones, incendios, uso de herbicidas, dragado, fertilizantes o nutrientes). La ubicación de los sitios de muestreo fue determinada a campo mediante un GPS Garmin Etrex Legend. La ubicación geográfica de los canales se encuentra en el Anexo I. En cada sitio se seleccionaron por lo menos tres estaciones de muestreo para cada uso productivo y un ambiente con baja intervención tomado como referencia para poder evaluar el impacto. En dichos ambientes se examinaron la composición y abundancia de especies presentes. Se realizaron muestreos bimensuales estandarizados entre agosto de 2013 y noviembre de 2015 en el área de Villa Paranacito (canales forestales no regulados) y entre diciembre de 2013 y diciembre de 2015 en el área de Campana (canales forestales regulados, silvopastoriles y ganaderos).

2.3.1.1 Área 1: Villa Paranacito

Los canales de Villa Paranacito se caracterizan por tener entre 500 y 800 metros de largo y un ancho de 1,5 metros en promedio. Están comunicados por una entrada bidireccional con cursos de agua de tipo río, su profundidad varía por influencia de la sudestada y por la creciente del Paraná. El arroyo Brasileiro se utilizó como sitio de referencia externa y el canal Monte Blanco como canal de referencia intern, ya que conservan la vegetación original y la geomorfología de un cauce natural. El sistema productivo de los 3 canales restantes es No regulado y su uso es forestal a pequeña escala (quintas). Las forestaciones de este tipo no presentan manejo del agua solo presentan cambios en la ribera y sombreado respecto a canales sin uso (Figura 14 y Figura 15).

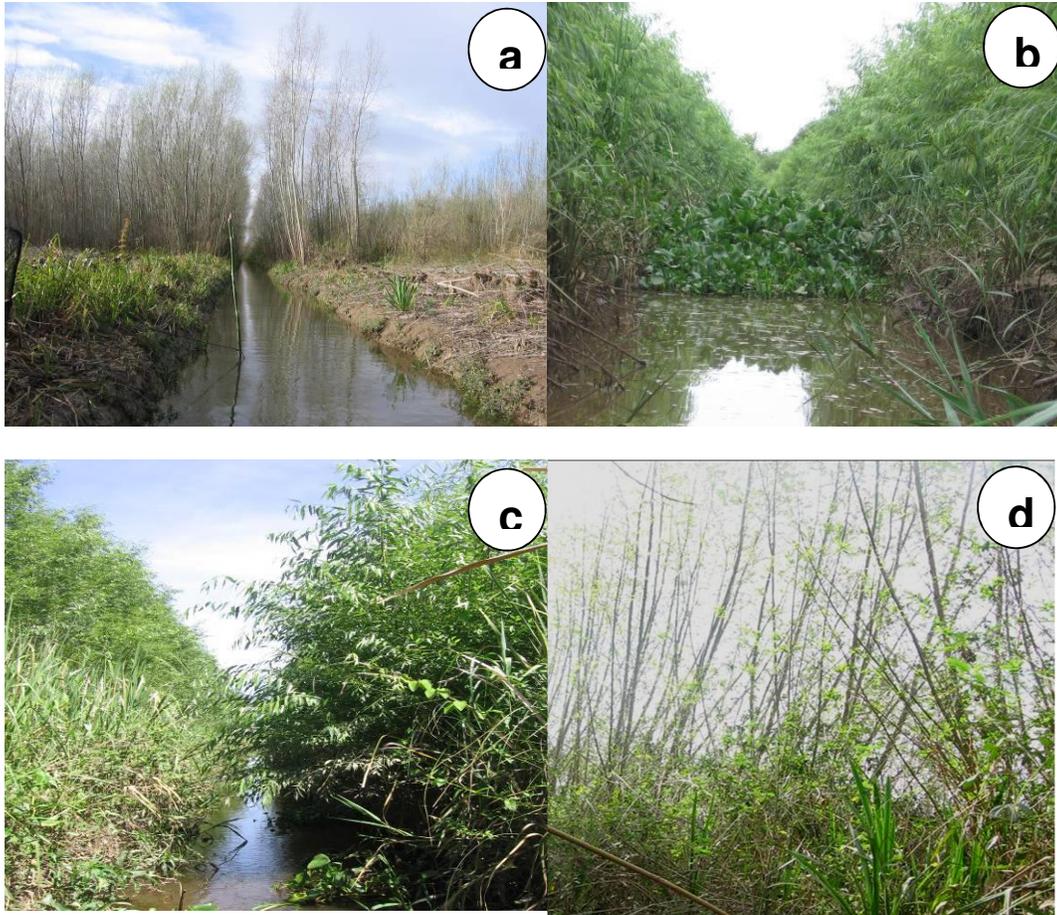


Figura 14. Ciclo forestal en el canal Chozas, sector boca. a- inicio (agosto 2013). b- a los 6 meses (febrero 2014).c- al año (agosto 2014).d- a los dos años (septiembre 2015).



Figura 15. Forestación de álamos de 10 años en zanja Quinta Arcos Iris sector medio a- Plantación en pie en agosto de 2013. b. desmonte de la misma en septiembre de 2015.

Estos canales son clasificados en cuanto a su tipo en artificial y el grado de disturbio varía para cada canal. Los canales Casa Vieja y Chozas tiene un grado de disturbio bajo, mientras que el de la Quinta Arco Iris tiene un grado de disturbio alto. En la **Figura 16** se presenta el mapa con la localización de los canales y en la

Figura 17 se observan fotografías de los mismos.



Figura 16. Localización de los canales de Villa Paranacito. Referente externo: A° Brasilerero y Referente interno: canal sin uso Monte Blanco. La flecha amarilla indica el sentido del flujo de agua al río Uruguay.

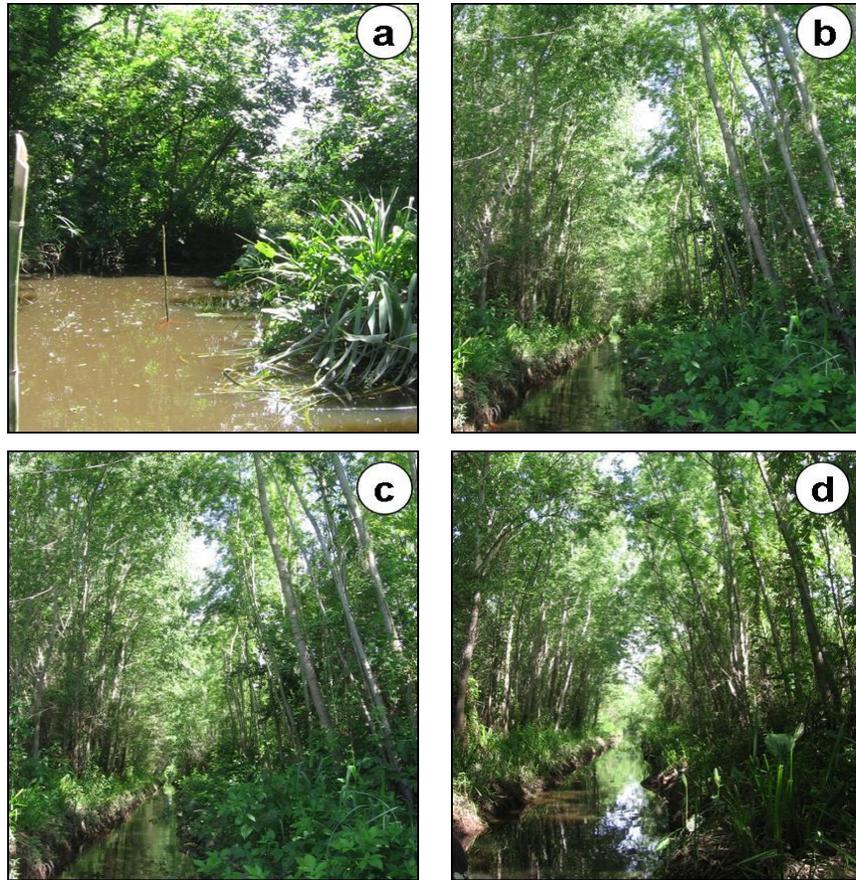


Figura 17. Fotografías de los canales de Villa Paranacito sin uso: a- Monte Blanco y con uso forestal No regulado; b- Casa Vieja, c- Chozas y d- Arco Iris.

2.3.1.2 Área 2: Campana.

Los canales de Campana se caracterizan por tener entre 900 y 1000 metros de largo y un ancho de un metro en promedio. Están comunicados por una entrada unidireccional con cursos de agua de tipo río y su profundidad varía por apertura de compuertas o por el funcionamiento de bombas que sacan el exceso hídrico del campo, manejado por el productor. En la Figura 18 se observan los endicamientos en la zona de estudio del río Carabelas.



Figura 18. Endicamientos en la zona de estudio del Río Carabelas.

El manejo del agua en estos sistemas se realiza mediante la utilización de bombas que facilitan el egreso e ingreso de agua posterior al momento del drenaje inicial (**Figura 19**).

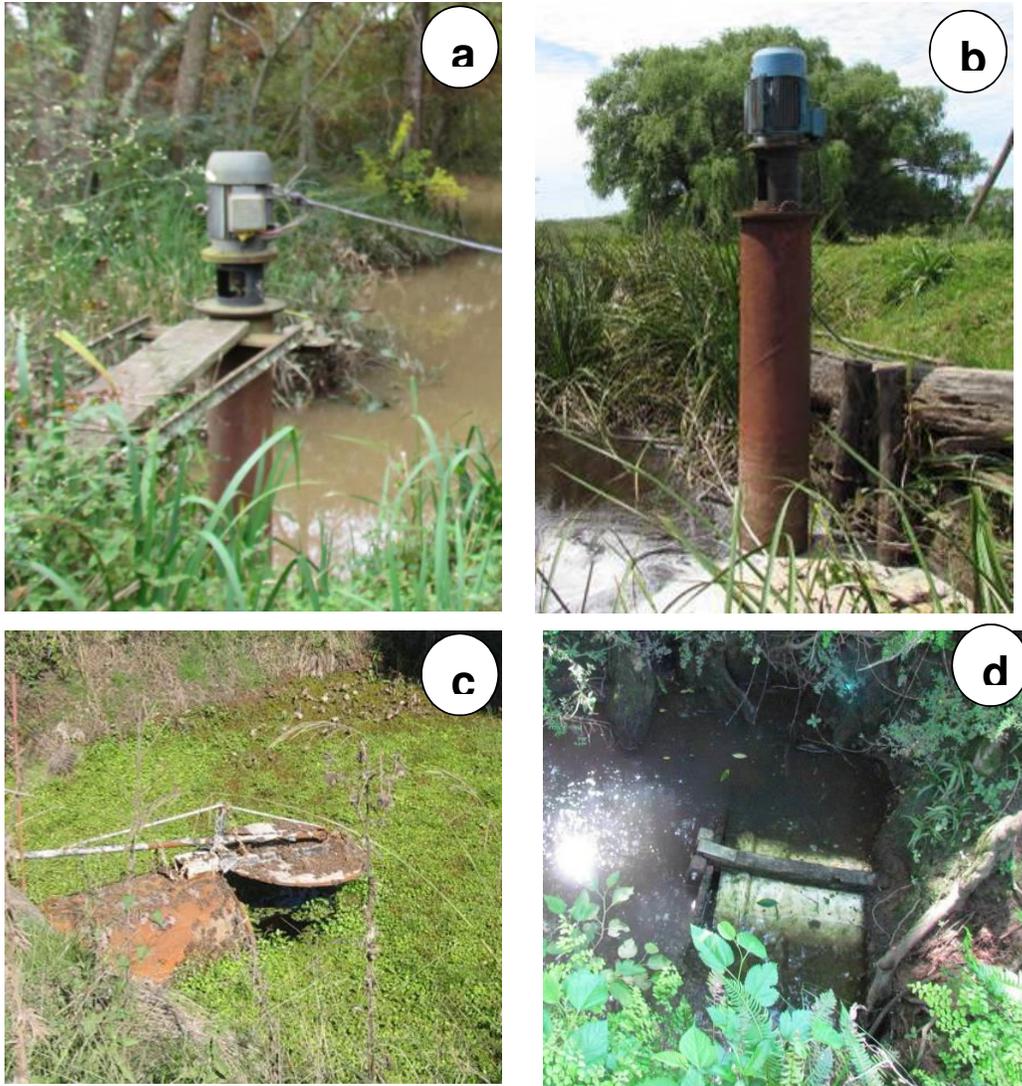


Figura 19. Bombas para sacar agua y esclusas; a- Bomba 1y b- Bomba 2 en el establecimiento Jáuregui Alzo. Sistema de esclusas para control del agua del río; a- abierta, b-cerrada.

Estos canales tienen un manejo de sequía-llenado alternado, donde el productor regula el paso del agua de acuerdo a las necesidades del tipo de producción y la época del año (Figura 20).



Figura 20. a. Canal vacío vs b. canal lleno.

El área de estudio se encuentra incluida en la ZG-9 según el mapa de zonas ganaderas para la región del Delta del Paraná. ZG-9 o Zona Núcleo Ganadero-Forestal de las Islas de Escobar, Campana y San Fernando. En la **Figura 21** se observa el mapa de las principales zonas ganaderas (ZG) para la región del Bajo Delta del Paraná (Quintana et al., 2014).



Figura 21. Mapa de principales zonas ganaderas (ZG) cercanas a los sitios de estudio, en el Bajo Delta. Fuente: modificado de Quintana et al., (2014).

En la Figura 22 se observa los cambios en el uso del suelo en el canal Bomba 1 de Campana, con uso silvopastoril. La remoción de la vegetación por el desmonte sumado al impacto ganadero puede generar profundas transformaciones en el paisaje.

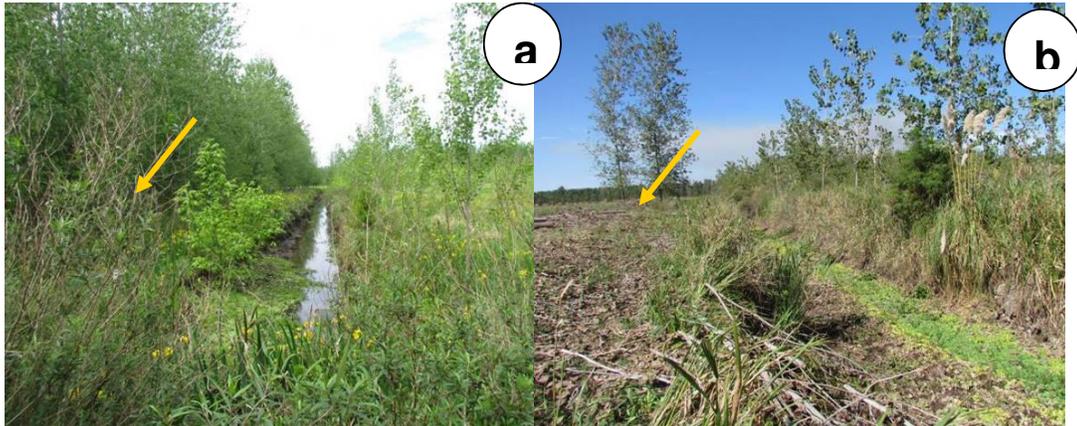


Figura 22. a. Forestación de 10 años en sistema silvopastoril, sitio bomba 1 Est. Jáuregui Alzo (Diciembre 2013). b. desmonte de la misma en abril 2015.

El canal 6 se consideró como sitio de referencia externa, mientras que el canal Campamento se escogió como sitio de referencia interna. En este último, a pesar de estar en un ambiente rodeado por un dique, el productor no realiza en éste un manejo del agua, la vegetación de las orillas es un bosque secundario mixto, bastante conservado y además su geomorfología y génesis (tipo) es natural. El sistema productivo de los 3 canales restantes es de tipo Regulado y los usos son silvopastoril, forestal y ganadero. En cuanto a su clasificación de acuerdo al tipo de origen es artificial y el grado de disturbio varía para cada canal. En los canales forestales como JFO y PPFO el disturbio es bajo, mientras que para CHA, JB1 y JB2 (silvopastoriles y ganaderos) presenta un mayor grado. En la **Figura 23** y **Figura 24** se presenta el mapa con la localización de los canales. En la

Figura 25 y Figura 26 se observan fotografías de estos ambientes.

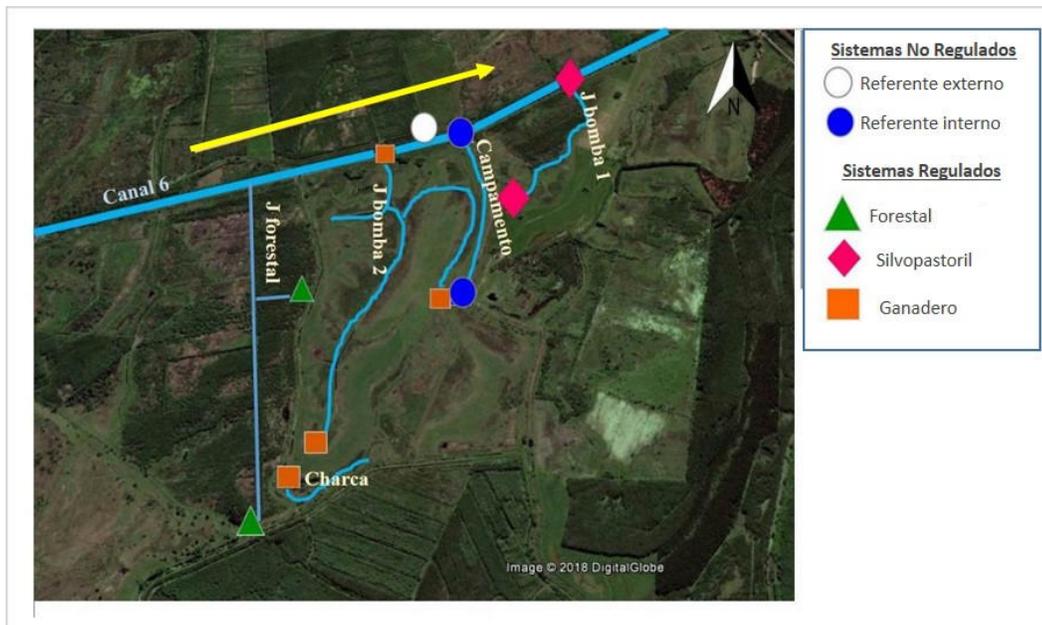


Figura 23. Localización de los canales de Campana en el establecimiento Jáuregui Alzo. Referente externo: canal 6 y Referente interno: canal sin uso Campamento. La flecha amarilla indica el sentido del flujo de agua al Río de la Plata.

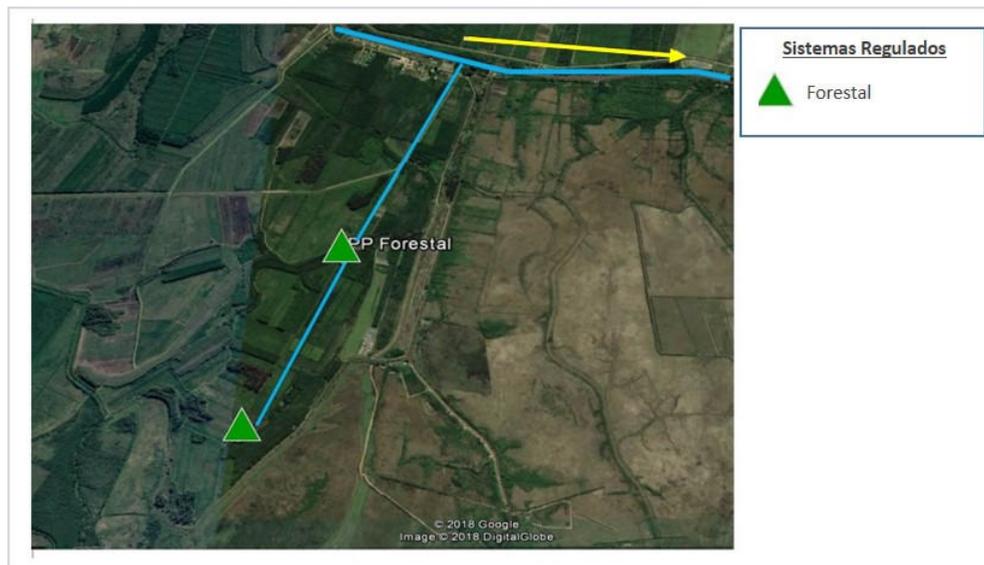


Figura 24. Localización de canales de Campana en el establecimiento Papel Prensa La Nación. La flecha amarilla indica el sentido del flujo de agua al Río de la Plata.

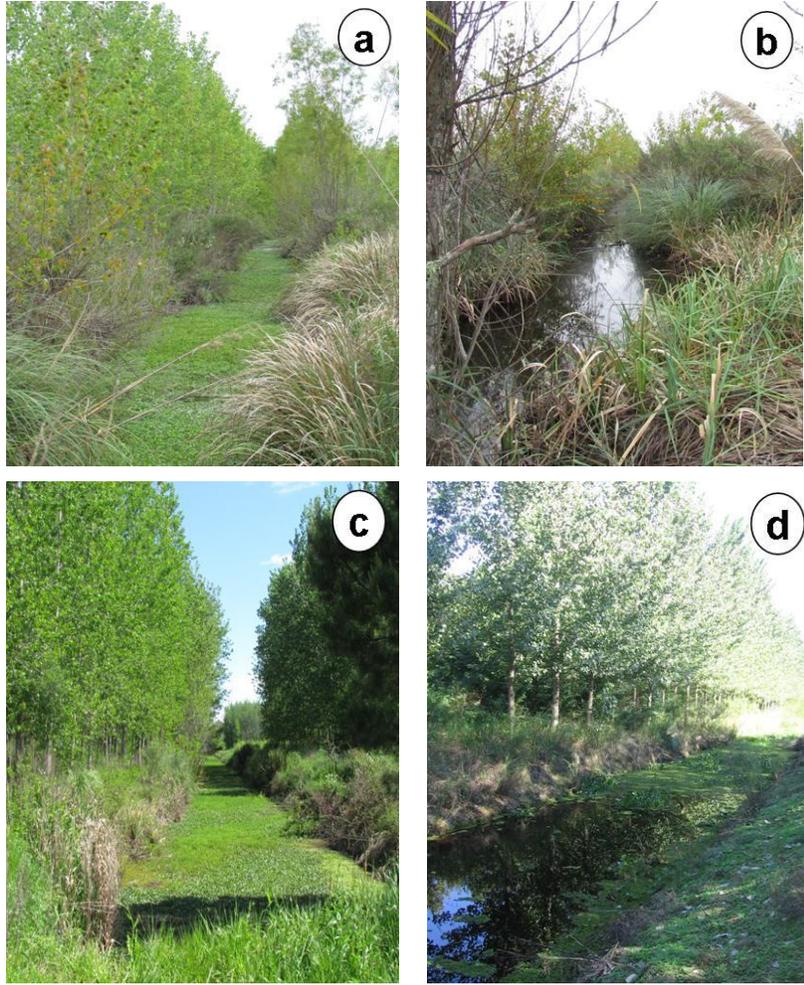


Figura 25. Fotografías de los canales muestreados en Campana con uso forestal Regulado. a- Forestal Jauregui-1.b- Forestal Jauregui2, c- Forestal P.P (puente) y d- Forestal P.P (fondo).

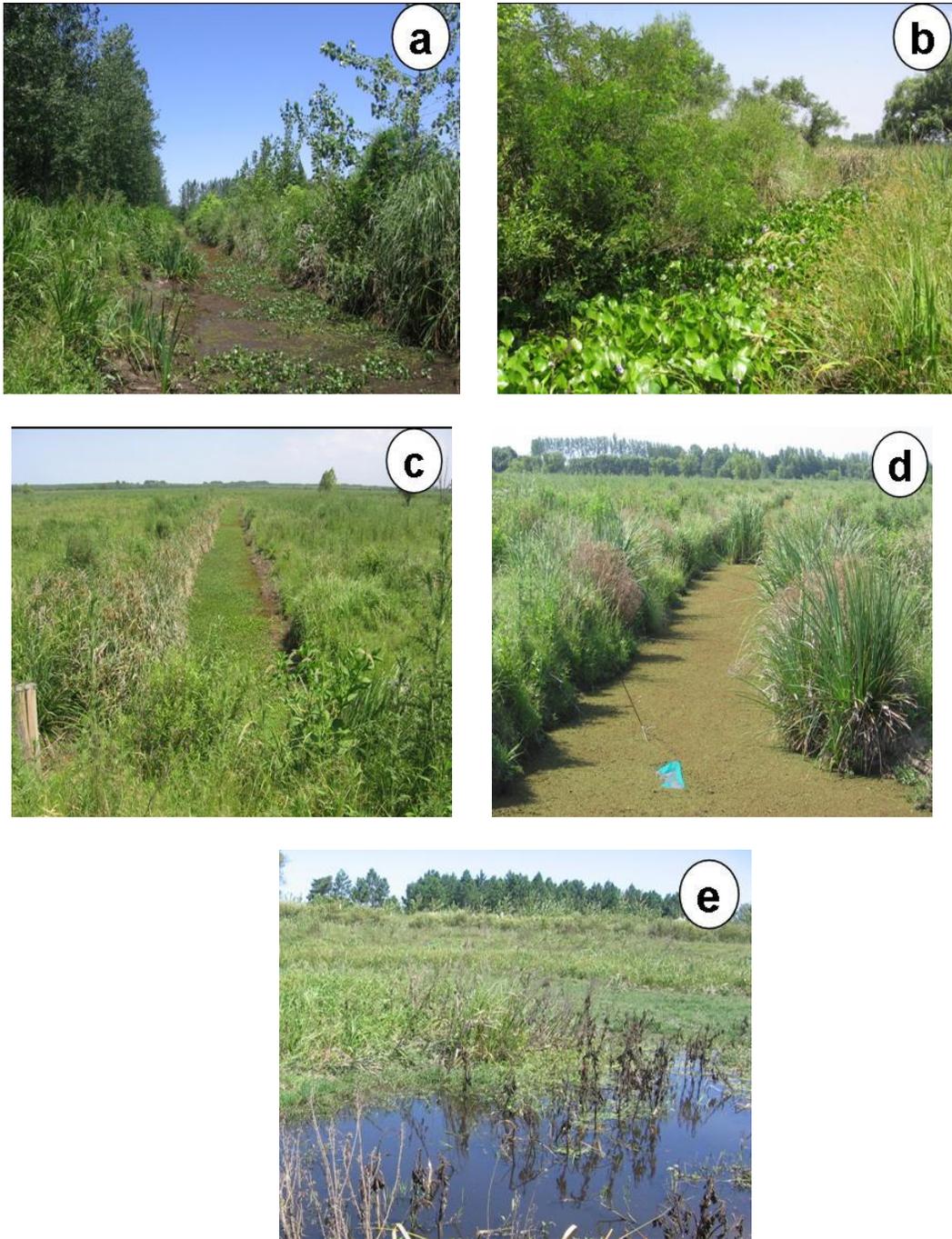


Figura 26. Fotografías de los canales muestreados en Campana, sin uso y no regulado; b-Campamento y con diversos usos; a-Bomba 1 (boca), c-Bomba 1, d- Bomba 2 (boca) y d- Charca (fondo).

2.4.2 Muestreos limnológicos

Se realizaron muestreos de las variables físico-químicas bimensuales coincidentes con las capturas de los peces, entre agosto de 2013 y noviembre de 2015 en el área de Villa Paranacito (canales forestales no regulados) y entre diciembre de 2013 y diciembre de 2015 en el área de Campana (canales forestales regulados, silvopastoriles y ganaderos). Se registraron 7 variables físico-químicas del agua y aire in situ, tanto de los canales bajo diferentes usos productivos como también de los canales o arroyo de referencia externa para poder realizar las comparaciones. Las mediciones se realizaron antes de calar las trampas y antes de ser retiradas. El arroyo de referencia externo se registró una sola vez por campaña. El equipo utilizado para medir las variables limnológicas fue LUTRON modelo YK 2001 pH y se observa en la Figura 27 . La transparencia se midió con disco de Secchi y la profundidad con vara métrica. Las variables medidas fueron:

- a) temperatura del aire.
- b) temperatura del agua
- c) pH.
- d) conductividad
- f) oxígeno disuelto
- g) profundidad
- h) transparencia



Figura 27. Fotos de las sondas limnológicas digitales utilizadas para las mediciones de oxígeno disuelto, conductividad, temperatura del agua, pH. a- calibración; b- medición in situ.

2.4.3 Muestreos de peces

Dadas las características hidrológicas y geomorfológicas de los canales se consideró como más apropiado utilizar diferentes tipos de trampas que se adaptaran a cada ambiente particular. Para los canales de Villa Paranacito fueron colocadas 3 trampas por canal dado que se esperaba más variabilidad que en los canales de Campana, donde se colocaron solo 2 trampas por canal. A continuación se describen las características y modalidades de uso de estas artes;

Canales forestales: Se utilizó una trampa garlito modificada (Colautti, 1998) o una nasa doble entrada modificada (Welcomme, 1985), caracterizadas ambas por su baja selectividad (Figura 28). La trampa presenta una estructura principal de 1.40 m. de largo que constituye un tubo de tela “antigranizo” de polietileno trenzado con una abertura de malla de 10 x 5 mm. Esta estructura presenta una luz interna rectangular definida por dos marcos de metal perimetral de 70 x 70 cm. Internamente, estos marcos sostienen dos embudos enfrentados cada uno con la abertura menor orientada hacia la porción central de la trampa. Estos conos son tensionados por cuatro bandas elásticas que van desde los vértices de los conos hacia los vértices del marco posterior. Tanto en el primer marco como en el segundo se disponen cuatro bandas elásticas a modo de tirantes que se juntan en un punto central desde el cual sale una soga náutica de 6 mm hacia una estaca de hierro de 6 mm que se fija al lecho del río y se utiliza para mantener armada la trampa. En la zona anterior se realizó una pequeña manga para la extracción de la captura, durante el tiempo de calado se encuentra cerrada con un lazo de soga náutica. Las trampas fueron numeradas y se les colocó una boya amarilla para su señalización.

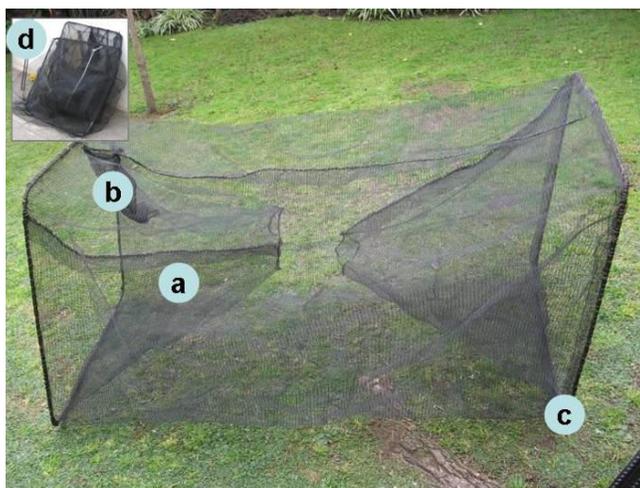


Figura 28. Detalle de la trampa para peces. a-embudo, b- manga, c.- marcos perimetrales, d- esquema de la trampa cerrada para un fácil transporte.

La trampa se caló de diferente manera dependiendo de la profundidad de los canales. Durante aguas altas la maniobra se realizó completamente desde una embarcación (Figura 29), pero cuando la profundidad no era suficiente se realizó de forma manual.



Figura 29. Embarcación utilizada en los muestreos.

Para el calado, primero se colocó la estaca de hierro o caña en el medio del cauce, desplegando la estructura de la trampa en sentido de la corriente. Luego se procedió al estiramiento y tensado de la misma, fijando el extremo distal con otra estaca de hierro en el medio del cauce. Por una cuestión de no remover demasiado a los peces y poder asimismo pasar con la embarcación sin riesgo de correr la trampa, en la mayoría de las veces se caló primero las trampas del fondo, luego las del medio y al final la de la boca del canal. Cabe aclarar que en los sitios del Río Carabelas se colocaron siempre de forma manual dado que no se contaba con embarcación (Figura 30).



Figura 30. Maniobra de la colocación de la trampa; a- colocación de hierro para fijar la misma. b- despliegue de la trampa, c- estiramiento y tensado de la soga y d- fijación del otro hierro.

La maniobra para recuperar la trampa fue la extracción del hierro o caña y se fue recogiendo hasta llegar al otro hierro. Posteriormente se pliega y se sacan los peces por la manga anterior.

Canales silvopastoriles y ganaderos: Se modificaron las proporciones de la trampa para adaptarla a sitios de menos de un metro de profundidad (igual diseño pero con marcos perimetrales de 40 cm de alto x 60 largo) y la maniobra de calado se realizó a pie sin embarcación (Figura 31).

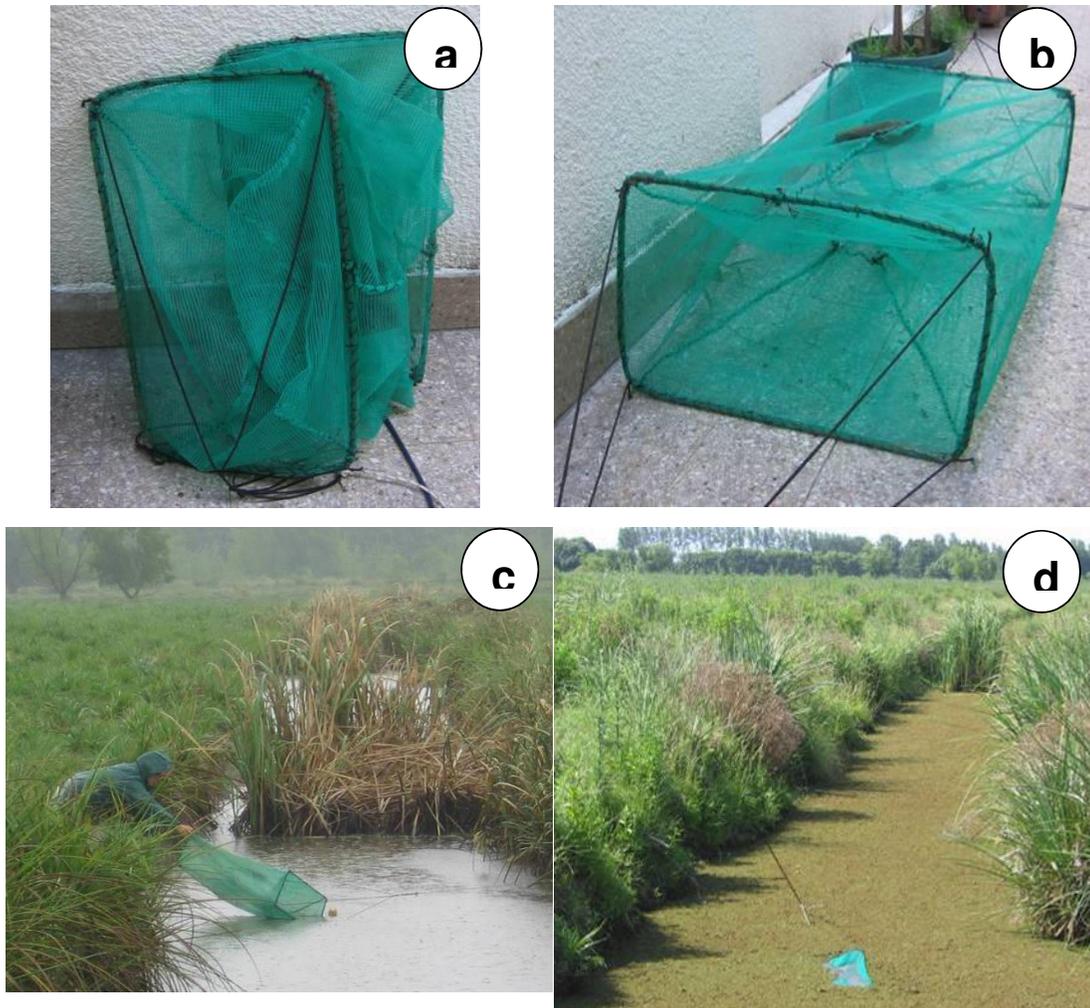


Figura 31. a- Trampa plegada, b-trampa desplegada. c- maniobra de la colocación de la trampa y d- trampa sumergida.

Los peces que fueron fácilmente identificados se procesaron en campo, siendo medidos, pesados y devueltos a su medio. Los demás se fijaron con formaldehído al 10 % y se guardaron en frascos plásticos de 500 ml por trampa para ser procesados en laboratorio. Luego, en laboratorio se clasificaron hasta la mínima categoría taxonómica posible, siguiendo la bibliografía correspondiente. También se registró la longitud total y peso de cada ejemplar.



Figura 32. Ejemplar de *H. argentinensis* medido en campo.

2.5 ORGANIZACIÓN DE LOS DATOS

Se realizó una base de datos general que refleja el diseño de muestreo realizado y su organización por niveles. En la Figura 33 se representan las tablas que componen la base de datos y sus principales atributos (campos). En cada capítulo se seleccionaron y procesaron los datos correspondientes, según las hipótesis planteadas. Para cada canal se estandarizaron los datos por Captura por Unidades de Esfuerzo (CPUE) por fecha de muestreo. En la Figura 34 se detallan las tablas de consulta generadas para los capítulos de resultados.

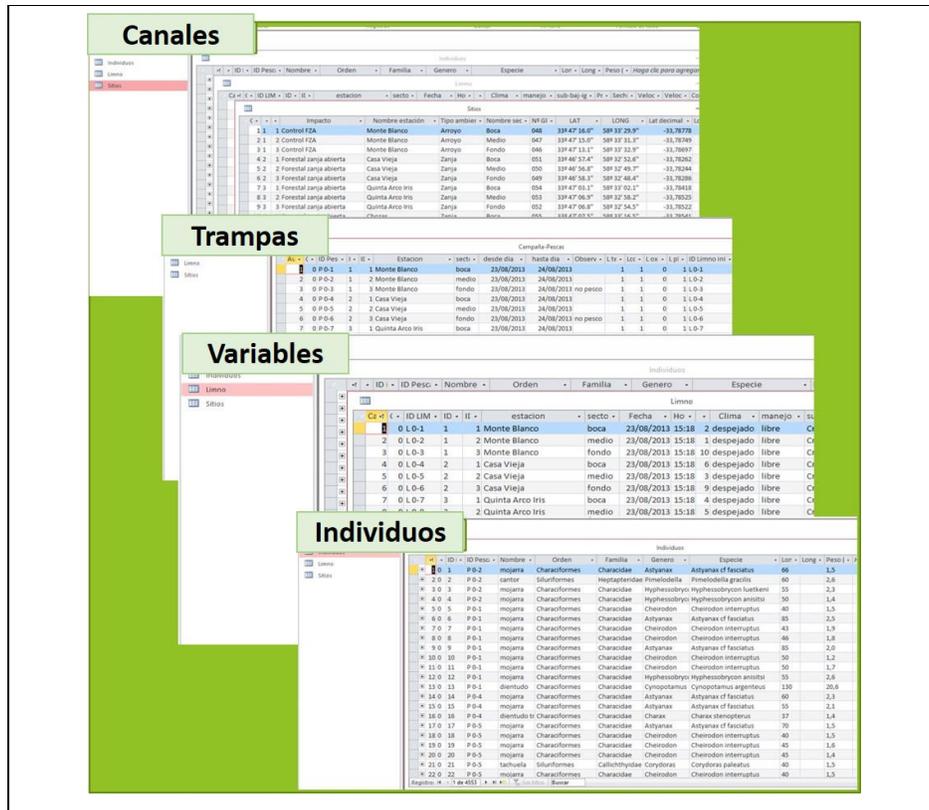


Figura 33. Tablas de la base de datos general.

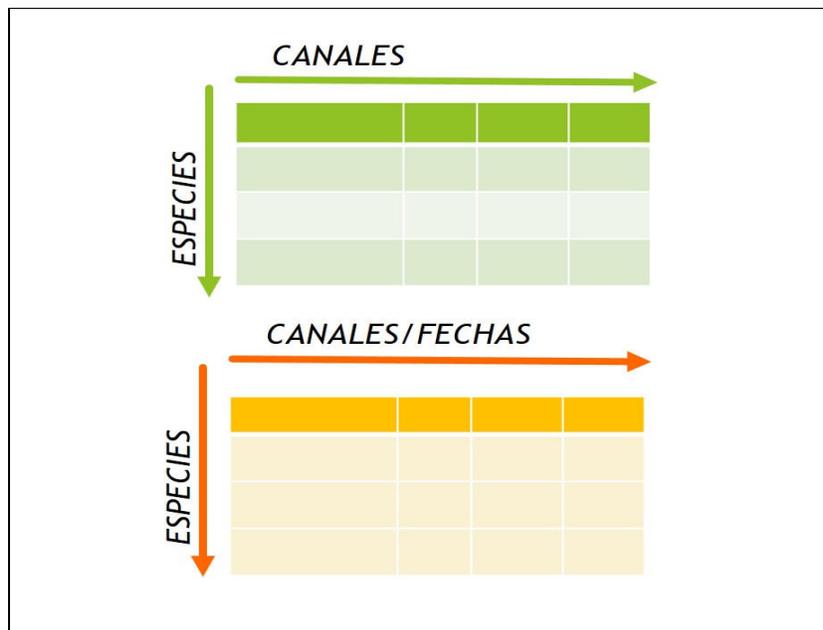


Figura 34. Ejemplos de tablas de consultas.

CAPÍTULO III: CARACTERIZACIÓN DEL ENSAMBLE DE PECES



3 CAPÍTULO III: CARACTERIZACIÓN DEL ENSAMBLE DE PECES.

3.1 INTRODUCCIÓN

Los ensambles de peces son grupos de especies que ocurren simultáneamente en una misma área (Simon, 1999). Este concepto busca brindar información acerca de cómo están estructurados los miembros del conjunto, desde su composición taxonómica hasta funcional (Monge-Nájera, 2015). Éstos conjuntos particulares de especies están estructurados por procesos locales, regionales e históricos que operan a diferentes escalas temporales y espaciales (Tonn et al., 1990) y son influenciados directamente por las características físicas y químicas locales del curso de agua que habitan (Matthews y Matthews, 2000). Numerosos estudios se han concentrado en analizar la estructura de los ensambles de peces con factores morfométricos e hidrológicos (Mendonça et al., 2005). En el caso de los procesos históricos o temporales, los ensambles de peces analizados a nivel de grandes cuencas pueden fluctuar entre períodos secos y húmedos (Hurd et al., 2016; Carvalho Freitas et al., 2018). Ejemplo de esto se observa en la región pampeana donde los ambientes de agua dulce son mayormente poco profundos y se encuentran comúnmente eutrofizados (Quirós y Drago, 1999) y caracterizados por una alta variabilidad limnológica (Quiros et al., 2002a, b; Allende et al., 2009; Izaguirre et al., 2012). A su vez, las características morfológicas del curso de agua y del entorno, los usos del suelo circundante y la presencia o no de modificaciones antrópicas influyen también en la composición de los ensambles de peces. Ejemplo de ello ha sido hallado en 4 lagunas pampeanas (Colautti et al., 2003; Berasain et al., 2005), donde cambios significativos fueron observados durante la última década asociándoselos a variaciones en las factores ambientales e impactos antropogénicos. Estos autores demostraron que la conductividad, la permanencia del agua y el uso del suelo constituyen factores claves en los patrones temporales y espaciales de distribución y abundancia de peces. Los cambios en las condiciones ambientales generan asimismo modificaciones en los procesos biológicos, los que a su vez también pueden influir en la composición de los ensambles. Un caso típico ocurre en cuerpos de agua con alta variabilidad hidrológica, ya que cuando el nivel del agua disminuye drásticamente durante el período seco, los cuerpos de agua y canales se aíslan y se generan fuertes interacciones bióticas (Rodríguez y Lewis 1994) y de estrés

fisiológico (Winemiller et al., 2000) que estructuran los ensambles de peces. Entre las principales interacciones bióticas que se observan durante del aislamiento de los cuerpos de agua, los mencionados autores sugieren que la mortalidad por depredación parece ser el principal factor que conduce los cambios en la estructura del ensamble de peces. Esto ocurre porque la transparencia del agua es la principal determinante de la relación predador-presa ya que el depredador y la presa tienen habilidades diferenciadas para orientarse en ambientes turbios. Al final del período seco, los cuerpos de agua turbio sostienen ensambles dominados por depredadores no visuales (Gymnotiformes y Siluriformes) mientras que en los cuerpos de aguas claras dominan los depredadores visuales (Characiformes, Clupeiformes y Cíclidos) (Rodríguez y Lewis 1997). Lo mencionado anteriormente tiende a establecer que la comparación de ensambles de peces entre localidades con similares características climáticas, geológicas, de vegetación y de otros rasgos de la cuenca circundante, permiten mejorar el entendimiento acerca de la importancia de ciertos factores ambientales que pueden influenciar la distribución de las especies de peces. En ese sentido, el estudio de los ensambles puede proveer información acerca de qué cambios espaciales y/o temporales en los patrones de distribución pueden ser el resultado de actividades humanas o procesos naturales (Simon, 1999). Existen diversos antecedentes regionales en el estudio de ensambles de peces que han sido realizados en ríos y arroyos tropicales y subtropicales, ya sea a nivel de comparaciones entre ambientes naturales (Angermeier y Karr, 1983; Vila-Gispert et al., 2002; Anjos y Zuanon, 2007), como entre ambientes con distintos grados de modificación antrópica (Fausch et al., 1991; Tejerina-Garro et al., 2005; Teixeira, 2007; Araujo y Tejerina-Garro, 2009). Estos últimos sugieren que la modificación de las características morfológicas, ambientales, ecológicas y físico-químicas de los cursos de agua pueden actuar como modeladores en la estructuración de los ensambles de peces a escala local. En los últimos años varios estudios han ampliado los conocimientos sobre los ensambles de peces en la cuenca del Paraná. Por ejemplo, en las lagunas del valle aluvial del Paraná medio se ha demostrado que, además de presentar modificaciones espaciales y temporales, los ensambles de peces varían a nivel de uso del hábitat (Junk et al., 1989; Neiff, 1990; Llamazares Vegh, 2016). En ese sentido, se pudo observar que los ensambles de peces pueden diferenciarse espacialmente a través del paisaje de la llanura de inundación en respuesta a los patrones de conectividad (Pouilly y Rodríguez, 2004; Scarabotti et al., 2017). Adicionalmente se ha observado que la dinámica del ensamble de peces se modifica en cada estación hidrológica, donde se registran variaciones ambientales que

afectan a los peces, como la cobertura de macrófitas y la transparencia del agua (Scarabotti et al., 2011; Rabuffetti, 2017). Durante el aislamiento temporal de los cuerpos de agua, factores internos que operan a escala local conducirían procesos abióticos e interacciones de especies que llevan a una diferenciación de los ensamblajes de peces (Scarabotti et al., 2011). Este efecto de desconexión ha demostrado que la abundancia de peces disminuye, indicando el rol clave de la conectividad sobre los diferentes grupos tróficos, el éxito reproductivo y supervivencia de las especies (Rabuffetti, 2017). A su vez, se ha establecido que la vegetación acuática también influye sobre la estructuración del ensamblaje al tener una función determinante en la configuración del hábitat para el desarrollo de peces juveniles migratorios, actuando como área de refugio y de alimentación (Agostinho et al., 2000; Petry et al., 2003, Canón Verón, 2005; Neiff et al., 2009). Otros factores que promueven modificaciones en los ensamblajes de ambientes de ríos de llanura son la complejidad del hábitat (Arrington y Winemiller 2006), el oxígeno disuelto (Junk et al., 1983; Winemiller, 1996) y la transparencia (Rodríguez y Lewis 1997). En resumen, los resultados de estos trabajos han permitido entender aspectos acerca de la dinámica hidrológica natural del río, la influencia que esta tiene sobre los procesos de conectividad y la relación existente entre estos últimos y la composición de la comunidad de peces, restando conocer el alcance que pueden tener alteraciones inducidas por la actividad humana y su impacto en los ensamblajes de peces.

En ese contexto, sin embargo, uno de los aspectos aun poco explorados en la cuenca del Paraná es la evaluación del uso del suelo sobre la composición de los ensamblajes, existiendo varios antecedentes en otras regiones para relacionar el efecto de la agricultura o el uso urbano sobre los peces (Meehan, 1991; Frenzel y Swanson, 1996; Maret et al., 1997; Zimmerman et al., 2003; Sullivan et al., 2004). Por otro lado, la relación entre el uso de la tierra y la alteración sobre las características físicas de los ambientes lóticos puede ser compleja al estar influenciada por diferentes factores que actúan a diferentes escalas (Goldstein et al., 2007). Estos efectos pueden tener incluso gradientes a escala de paisajes enmascarando los impactos derivados de otros factores ambientales que actúan a una escala más local (Waite y Carpenter, 2000).

En relación con el impacto antrópico, se ha observado que los ensamblajes de peces se ven afectados por la reducción o modificación de la zona ribereña debido entre otras causas a las actividades de laboreo del terreno hasta los márgenes de los cursos de agua, el uso de maquinarias agrícolas, el ingreso de ganado, la construcción de caminos, rutas, casas en área ribereña, y la introducción de especies vegetales exóticas. Todas estas

alteraciones implican una reducción o pérdida de la capacidad que posee la zona de ribera para amortiguar los diversos impactos ambientales sobre los cuerpos de agua aledaños (Naiman y Decamps, 1997). Resultados recientes muestran una fuerte asociación entre el estado de la ribera y las comunidades de peces en arroyos pampeanos (Feijó et al., 2007; Granitto et al., 2016; Bertora et al., 2018) donde la alteración de estas zonas puede estar asociada a una reducción de la riqueza y la diversidad de la ictiofauna (Feijó et al., 2012). Lo mismo fue notado por Paracampo (2013) para trece sitios distribuidos en 5 cuencas con diferentes usos del suelo pertenecientes a la franja costera del Río de la Plata. En los arroyos de cuencas con predominio de ganadería extensiva y, en menor medida, agrícola, se registró un mayor número de especies. En dicho estudio se concluye que el efecto del uso del suelo circundante al curso de agua resultó particularmente determinante en arroyos con usos múltiples, donde no hubo capturas de peces. En el caso particular de la región del Delta, las intervenciones consisten en obras para el manejo del agua tales como endicamientos, canalizaciones y zanjeos, así como excavaciones y refulados para rellenar terrenos bajos y elevar el nivel topográfico, todo lo cual modifica drásticamente las condiciones originales del humedal (Quintana et al., 2014; Sica, 2016).

La evaluación de cambios a nivel de los ensambles de peces ha sido abordada desde diferentes perspectivas. Uno de los enfoques más difundidos es la utilización de indicadores descriptivos de la composición basados riqueza de especies, equitatividad, dominancia, que permiten describir la abundancia, distribución e identificación de ensambles, aportando a la vez información importante acerca de la estructura, función y estabilidad del pool de especies que los conforman (Agosthino et al., 2016; Dias et al., 2017; Cilleros et al., 2017). Este tipo de análisis presenta la ventaja de poder ser planteado a diferentes escalas espaciales y puede ser complementado con análisis multimétricos que incorporan aspectos funcionales de los ensambles para poder establecer su integridad ecológica (ver capítulo V). Diversos estudios han utilizado la diversidad como una herramienta para distinguir áreas con diferente calidad ambiental (Bistoni et al., 1999; Lemes y Garutti, 2002). Así, la diversidad alfa refleja la diversidad a una escala local dentro del ensamble, la diversidad beta permite establecer el cambio espacial de especies a lo largo de gradientes ambientales, mientras la diversidad gama se concentra en reconocer las diferencias en la diversidad de ensambles comparada a nivel de paisajes o regiones (Magurran 2004). Estas evaluaciones suelen ser complementadas con análisis de riqueza de especies como un primer indicador de la estructura que posee el ensamble (Gaston, 1996). La cuantificación de la riqueza representa sin duda el método más simple

de medir la diversidad y es la base para elaborar modelos sobre la estructura de la comunidad (Gottelli y Colwell 2001). En el caso del Delta del Paraná, si bien existen estudios previos sobre la riqueza de especies a una escala regional (Almirón et al., 2015), este tipo de evaluaciones no se ha aplicado aun a la escala de canales o pequeños ríos así como tampoco para medir las características de los ensambles en cuerpos de agua que podrían estar afectados por el uso del suelo.

En este contexto, el presente capítulo evalúa la composición y estructura de los ensambles de peces en canales asociados a diferentes actividades productivas típicas de la región del Bajo Delta. Se realizan comparaciones entre canales con diferentes sistemas de manejo del agua (No Regulados versus Regulados), tipo de canalización, usos productivos, y distinta intensidad del disturbio, frente a las condiciones que presentan los canales naturales escasamente alterados.

3.2 OBJETIVO

- Caracterizar el ensamble de peces regional y, comparar la estructura y composición de los ensambles de peces en canales naturales y artificiales (escala local y temporal) localizados en distintos sistemas, tipos y usos productivos en el Bajo Delta.

Hipótesis 1:

- Los usos del suelo, origen del canal y nivel de disturbio asociado a sistemas Regulados reducen la composición, diversidad y estructura del ensamble de peces.

3.3 MATERIALES Y MÉTODOS

3.3.1 Fuentes de datos

A partir de los datos de los muestreos se confeccionaron matrices de ocurrencia y abundancia total de especies, por canal y por fecha. Los métodos de muestreo, determinación taxonómica de los peces y cálculo de la CPUE por especie se han descrito en el Capítulo 2.

Para los canales se confeccionó una matriz con su caracterización en función de los principales factores de intervención antrópica: sistema, uso, tipo y disturbio, a fin de usar cada característica como factor explicativo de similitudes y diferencias en los ensambles de peces.

3.3.2 Análisis del ensamble regional

Para el análisis del ensamble regional de peces se consideró la composición de todo el conjunto de especies muestreadas, tomando en cuenta el orden, familia y especie. Se estimó la frecuencia de ocurrencia espacial (FOE) de acuerdo al número de canales en los que apareció una cierta especie, expresado como porcentaje del total de canales muestreados. Se calculó además la frecuencia de ocurrencia temporal (FOT), teniendo en cuenta el número de campañas en las que apareció una dada especie, expresado como porcentaje del total de campañas. Las campañas fueron agrupadas de acuerdo a las fechas por época-mes próximo para cada canal.

Las especies se clasificaron en función de la abundancia y frecuencia de ocurrencia utilizando el diagrama de Olmstead-Tukey (Sokal y Rohlf, 1979). Este método gráfico consiste en un diagrama bidimensional en dos ejes donde las especies se ubican según su frecuencia relativa de ocurrencia (FO) y la abundancia relativa. La variable de las abscisas x corresponde a la abundancia expresada en porcentaje (Abun %). mientras que en la variable de las ordenadas y se representa la frecuencia relativa de ocurrencia (presente = 1, ausente = 0), que es calculada como:

$$FO = (\sum N_x 100) / \sum N_t$$

$\sum N_x$ = número de veces en que se capturó la especie x

$\sum N_t$ = número total de campañas (FO temporal) o total de canales (FO espacial).

Además, se grafican dos líneas perpendiculares entre sí que representan la mediana de ambas variables. De esta manera quedan representados cuatro cuadrantes que diferencian las características de las especies según el siguiente esquema (Figura 35):

a) Dominantes: especies que presentan valores superiores para ambas variables (abundancia; frecuencia de ocurrencia) y se ubican en el cuadrante I.

b) Frecuentes: especies con valores de frecuencia de ocurrencia superior a la mediana pero inferior a la misma para el caso de la abundancia y se ubican en el cuadrante II.

c) Raras: especies que presentan valores inferiores para las medianas de ambas variables. Aparecen en el cuadrante III.

d) Ocasionales: especies con valores de abundancia superior a la mediana pero inferior para el caso de la frecuencia de ocurrencia y se ubican en el cuadrante IV.

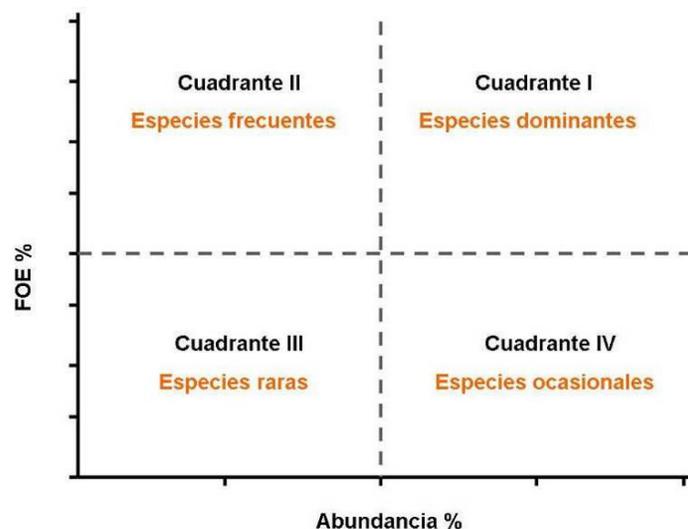


Figura 35. Interpretación del diagrama de Olmstead-Tukey.

3.3.3 Análisis de los ensamblajes locales

Análisis descriptivos de los ensamblajes de peces de los canales

Los ensamblajes locales corresponden al conjunto de especies presentes en cada canal. Para caracterizar la composición de los ensamblajes se utilizaron los siguientes indicadores:

Riqueza específica (S): corresponde al número de especies presentes en cada canal (Magurran, 2004).

Rarefacción (R): permite estimar la riqueza de especies esperada para un mismo nivel de abundancia, a través del cálculo de la riqueza promedio de muestras aleatorias de abundancias crecientes de individuos, con 1000 repeticiones para cada nivel de abundancia (Gotelli y Colwell, 2001).

$$E(S) = \sum 1 - \frac{(N - N_i) / n}{N/n}$$

E (S): número esperado de especies.

N: número total de individuos en la muestra.

N_i: número de individuos de la iésima especie.

n: tamaño de la muestra estandarizado.

Abundancia total (N): corresponde al número total de individuos de todas las especies por canal.

Chao 1: estima el número de especies esperadas para un ensamble, de acuerdo al número de especies raras (especies con uno y dos individuos) observadas en la muestra (Chao, 1984; Moreno, 2001). Permite evaluar la representatividad del muestreo al comparar la riqueza esperada contra la obtenida para el conjunto de muestras de cada canal.

Para caracterizar la estructura del ensamble de peces se seleccionaron los siguientes índices:

Índice de diversidad de Shannon-Wiener (H): Expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra, adquiere valores entre cero cuando hay una sola especie, y el logaritmo de S, cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (Magurran, 2004).

$$H' = -\sum_i P_i \ln (P_i)$$

H': Índice de Shannon- Wiener.

Pi: Abundancia relativa.

Ln: Logaritmo natural de Pi.

Índice Diversidad verdadera: este índice calcula el número de especies que tendría una comunidad en la que todas las especies fueran igualmente comunes, conservando la abundancia relativa promedio de la comunidad estudiada (Hill, 1973; Jost, 2006; Moreno et al., 2011). Es calculado como el exponencial del índice de entropía de Shannon (Jost, 2006).

$$D^1 = \exp (H')$$

Índice de Equitatividad (E): Se utilizó para evaluar la uniformidad en la distribución de los individuos entre las especies, variando entre 0 y 1. Cuando el valor de E es cercano a cero, los individuos colectados se encuentran desigualmente agrupados en una o más especies, siendo estas claramente dominantes sobre el resto, y cuando E es 1, los individuos se encuentran homogéneamente distribuidos entre las especies. Cuando la equitatividad es alta (ensamble homogéneo), la dominancia es baja (Magurran, 2004).

$$E' = H' / \ln S$$

E': Índice de Equitatividad.

H': Índice de Shannon-Wiener

S: Número de especies.

Índice de Dominancia (D): se utilizó para representar la estructura de los ensamblajes en cada nivel de análisis. Este índice varía entre 0 (todos los taxones están representados de igual manera) y 1 (un único taxón domina en el ensamblaje) (Magurran, 2004; Moreno, 2001).

$$D = \sum_i \left(\frac{n_i}{n} \right)^2$$

n_i : número de individuos del taxón i .

Todos los análisis mencionados anteriormente fueron realizados con el programa estadístico P.A.S.T. (Hammer et al., 2013).

Análisis de similitud entre canales y tipos de intervención antrópica

Para analizar las similitudes en la composición de especies entre los canales se utilizó el índice de Jaccard (J) y se realizó un agrupamiento jerárquico a partir de este índice de similitud a partir de datos de ocurrencia de las especies, se utilizó la distancia euclidiana y ligamiento promedio como criterio de formación de los grupos.

Índice de similitud de Jaccard (J); El coeficiente de Jaccard puede variar entre 0 y 1, donde 0 indica ausencia de especies en común y 1 composición de especies idéntica (Magurran, 2004).

$$J' = (C/A+B-C) * 100$$

J' : Índice de Jaccard.

A: Número de especies en la comunidad A.

B: Número de especies en la comunidad B.

C: Número de especies comunes en ambas comunidades.

Por su parte, los canales fueron caracterizados en función de los siguientes factores de intervención antrópica: sistema, uso, origen y disturbio (Tabla 2).

Tabla 2. Clasificación de los 10 canales muestreados de acuerdo a factores de intervención antrópica.

ID	Nombre del Canal	Fotografía	Sistema	Uso	Tipo	Disturbio
MB	Monte Blanco		No regulados	sin uso	Natural	Nulo
CV	Casa Vieja			Forestal	Artificial	Bajo
CZ	Chozas					Alto
QAI	Quinta Arco Iris					Nulo
CAMP	Campamento			sin uso	Natural	Nulo
PPFO	Puente álamos		Regulados	Forestal	Artificial	Bajo
JFO	Jauregui Forestal					Alto
JB1	Jauregui Bomba1			Silvopastoril	Ganadero	Alto
JB2	Jauregui Bomba2			Ganadero		
CHA	Charca					

Para comparar los ensambles de peces entre canales con distintos grados de intervención se realizaron análisis multivariados. Se utilizó el Ordenamiento Multidimensional No Paramétrico (NMDS), con datos de abundancias de peces, a partir de matrices de similitud de Bray Curtis para evaluar si los canales se ordenan de manera diferencial de acuerdo a los ensambles de peces. Los valores de stress indican si el ajuste de los datos es; excelente (stress menor a 0,05), bueno (0.05-0.1), útil (0.1-0.2) o arbitrario (mayor de 0,2).

Para evaluar si los factores de intervención antrópica determinan diferencias en los ensambles de peces se aplicó ANOSIM (Análisis de Similitud no Paramétrico) de una vía, basado en permutaciones (Clarke y Gorley, 2006). La importancia de estas diferencias usualmente no se analiza tanto a través del nivel de significancia (que a menudo puede ser bajo debido a pocas réplicas en cada grupo), sino a través del valor de R, ya que eso da una medida absoluta de cómo están separados los grupos, en una escala de 0 (indistinguibles) a 1 (todas las similitudes dentro de los grupos son mayores que cualquier similitud entre los grupos). A través del SIMPER (Porcentajes de Similitud), se identificaron y ordenaron las especies que, en promedio, contribuyeron más fuertemente a explicar las diferencias, comparando cada muestra de un grupo con cada una de otro, e identifica las “especies discriminantes” es decir, aquellas que aportan con más del 10 % a la disimilitud entre cada tratamiento de cada ensamble (Clarke y Gorley, 2006). En todos los casos las comparaciones se llevaron a cabo mediante el empleo del test no paramétrico (Kruskal Wallis), que es similar a un ANOVA y es una extensión de la prueba de la U de Mann-Whitney cuando se comparan más de dos grupos.

Para efectuar los análisis multivariados se utilizó el programa estadístico PRIMER-E versión 6.1.6 (Clarke y Gorley, 2006).

3.4 RESULTADOS

3.4.1 Ensamble regional

El ensamble de peces regional estuvo compuesto por 8 órdenes, 20 familias, 42 géneros y 58 especies, identificados a partir de la captura de 4705 peces. Las fotografías de las especies identificadas se presentan en el Anexo IV. *Cheirodon interruptus* fue la única especie detectada en todos los canales y en todas las campañas realizadas. *Phalloceros caudimaculatus* se destacó por su ocurrencia en todos los canales, y la especie *Hyphessobrycon anisitsi* estuvo presente durante todas las campañas (Tabla 3).

Tabla 3. Listado taxonómico de especies. Abun. %: abundancia porcentual; FOE: frecuencia de ocurrencia espacial; FOT: frecuencia de ocurrencia temporal.

Orden	Familia	Especie	Abun %	FOE %	FOT %
Clupeiformes	Engraulidae	<i>Lycengraulis grossidens</i>	0,04	10	18,18
Characiformes	Curimatidae	<i>Cyphocharax platanus</i>	1,76	70	54,55
		<i>Cyphocharax spilotos</i>	0,15	30	45,45
		<i>Cyphocharax voga</i>	0,83	50	63,64
		<i>Psectrogaster curviventris</i>	0,02	10	9,09
	Prochilodontidae	<i>Prochilodus lineatus</i>	0,26	50	45,45
	Crenuchidae	<i>Characidium rachovii</i>	1,3	70	81,82
	Characidae	<i>Astyanax asuncionensis</i>	0,26	50	36,36
		<i>Astyanax erythropterus</i>	0,04	10	18,18
		<i>Astyanax rutilus</i>	20,09	70	90,91
		<i>Astyanax stenohalinus</i>	0,21	20	9,09
		<i>Bryconamericus stramineus</i>	0,04	10	9,09
		<i>Hyphessobrycon anisitsi</i>	8,5	80	100
		<i>Hyphessobrycon boulengeri</i>	4,27	80	90,91
		<i>Hyphessobrycon luetkeni</i>	1,68	50	72,73
		<i>Hyphessobrycon meridionalis</i>	0,02	10	9,09
		<i>Oligosarcus jenynsii</i>	0,57	50	45,45
		<i>Oligosarcus oligolepis</i>	0,13	40	36,36
		<i>Serrasalmus maculatus</i>	0,02	10	9,09
		<i>Charax stenopterus</i>	2,76	50	81,82
		<i>Roeboides microlepis</i>	0,04	10	9,09
		<i>Cynopotamus argenteus</i>	0,09	40	27,27
		<i>Cynopotamus kincaidi</i>	0,04	20	18,18
		<i>Cheirodon interruptus</i>	27,12	100	100
		<i>Odontostilbe pequirá</i>	3,57	70	72,73
		<i>Mimagoniates inaequalis</i>	0,04	20	9,09
	<i>Rhapiodon vulpinus</i>	0,11	40	18,18	
	Erythrinidae	<i>Hoplias argentinensis</i>	0,89	90	72,73
Siluriformes	Aspredinidae	<i>Bunocephalus doriae</i>	0,15	30	27,27
	Callichthyidae	<i>Callichthys callichthys</i>	2,08	80	90,91
		<i>Corydoras paleatus</i>	0,13	30	36,36
		<i>Corydoras undulatus</i>	0,21	20	18,18
		<i>Lepthoplosternum pectorale</i>	0,13	30	45,45
	Loricariidae	<i>Otocinclus arnoldi</i>	0,06	30	18,18
		<i>Loricariichthys melanocheilus</i>	0,15	40	9,09
		<i>Hypostomus commersoni</i>	0,02	10	18,18
Heptapteridae	<i>Heptapterus mustelinus</i>	0,04	20	9,09	

		<i>Pimelodella gracilis</i>	1,55	40	54,55
		<i>Pimelodella laticeps</i>	0,57	40	36,36
		<i>Rhamdia quelen</i>	0,02	10	18,18
	Pimelodidae	<i>Pimelodus maculatus</i>	0,91	60	36,36
		<i>Iheringichthys labrosus</i>	0,11	30	36,36
	Auchenipteridae	<i>Trachelyopterus sp.</i>	0,02	10	9,09
Gymnotiformes	Gymnotidae	<i>Gymnotus inaequilabiatus</i>	0,04	10	27,27
		<i>Gymnotus omarorum</i>	0,02	10	18,18
	Sternopygidae	<i>Eigenmania trilineata</i>	2,49	40	36,36
		<i>Eigenmania virescens</i>	0,96	40	18,18
	Hypopomidae	<i>Brachyhypopomus bombilla</i>	0,06	30	18,18
		<i>Brachyhypopomus draco</i>	0,26	60	72,73
Cyprinodontiformes	Rivulidae	<i>Austrolebias bellottii</i>	3,23	50	72,73
		<i>Austrolebias nigripinnis</i>	1,98	40	72,73
	Poeciliidae	<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	3,76	40	72,73
		<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	5,21	100	81,82
Synbranchiformes	Synbranchidae	<i>Synbranchus marmoratus</i>	0,49	60	54,55
Acanthuriformes	Sciaenidae	<i>Pachyurus bonaerensis</i>	0,02	10	9,09
Cichliformes	Cichlidae	<i>Cichlasoma dimerus</i>	0,34	20	45,45
		<i>Crenicichla lepidota</i>	0,11	30	45,45
		<i>Gymnogeophagus meridionalis</i>	0,02	10	9,09

Characiformes y Siluriformes representaron en conjunto el 70 % del número total de especies (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** a), mientras que Characiformes fue el que presentó el mayor número de especies y de individuos (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** a y b). Dentro de las familias, Characidae fue la que exhibió el mayor número de especies y de individuos, seguido por Curimatidae, Callichthyidae y Heptapteridae (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** c). Con relación a las abundancias totales, Characiformes y Cyprinodontiformes fueron los órdenes que se destacaron, mientras que, a nivel de familias, Characidae y Poeciliidae fueron las más abundantes (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** b y d).

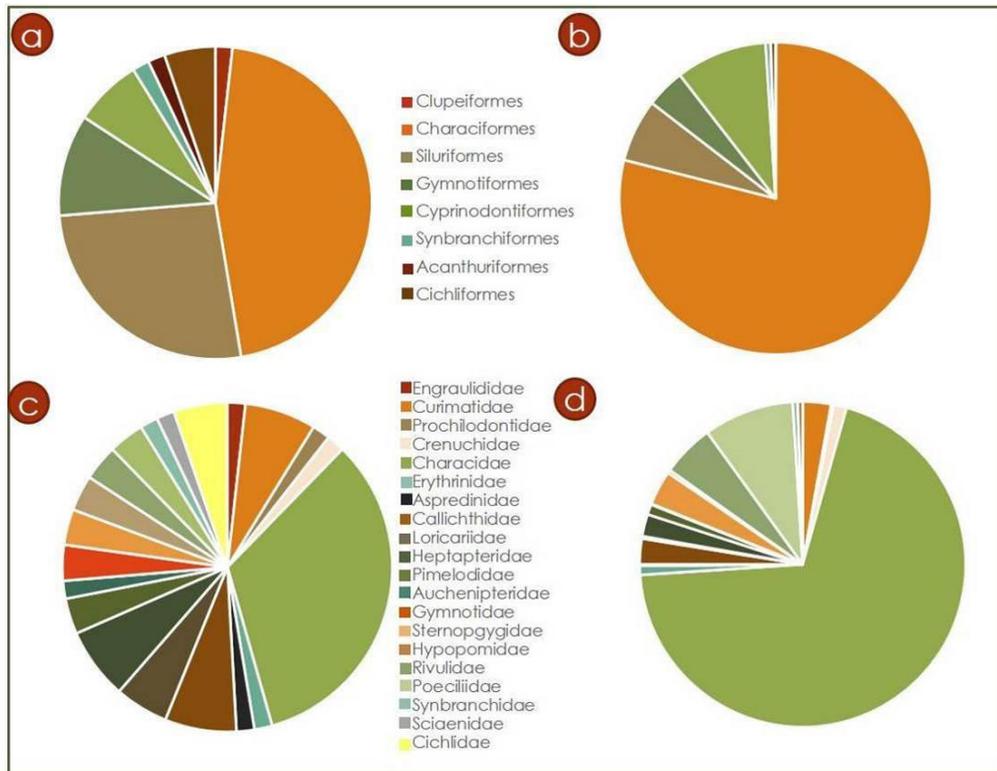


Figura 36. a-Proporción de especies presentes por orden; b- abundancia de individuos por orden; c-proporción de especies presentes por familia; d- abundancia de individuos por familia.

El gráfico de Olmstead-Tukey (Figura 37:Tabla 4) muestra que en el ensamble regional hay 2 especies dominantes, 18 frecuentes, 38 consideradas raras y ninguna ocasional. Las especies dominantes fueron *C. interruptus* y *A. rutilus*, mientras que *P. caudimaculatus*, *H. anisitsi* y *H. argentinensis* fueron las que más se destacaron de las 18 frecuentes.

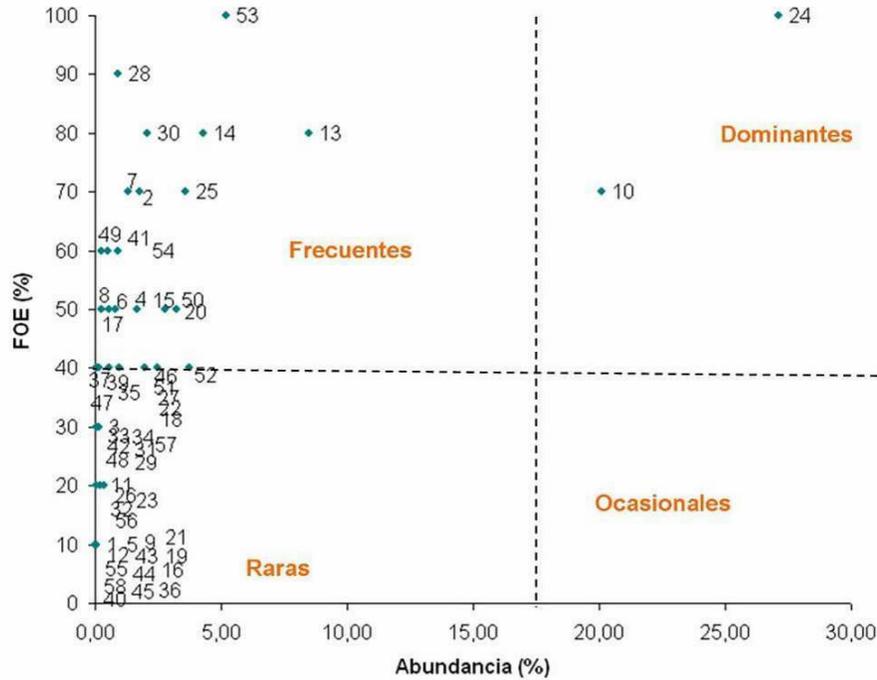


Figura 37. Gráfico de Olmstead-Tukey para las 58 especies colectadas en el área de estudio. Las líneas punteadas indican el valor de la mediana en cada eje. El número que identifica a cada especie se detalla en la Tabla 4.

Tabla 4. Clasificación de las especies de acuerdo al gráfico de la Figura 37.

ID	Especie	Categoría	ID	Especie	Categoría
1	<i>Lycengraulis grossidens</i>	Rara	30	<i>Callichthys callichthys</i>	Frecuente
2	<i>Cyphocharax platanus</i>	Frecuente	31	<i>Corydoras paleatus</i>	Rara
3	<i>Cyphocharax spilotos</i>	Rara	32	<i>Corydoras undulatus</i>	Rara
4	<i>Cyphocharax voga</i>	Frecuente	33	<i>Lepthoplosternum pectorale</i>	Rara
5	<i>Psectrogaster curviventris</i>	Rara	34	<i>Otocinclus arnoldi</i>	Rara
6	<i>Prochilodus lineatus</i>	Frecuente	35	<i>Loricariichthys melanocheilus</i>	Rara
7	<i>Characidium rachovii</i>	Frecuente	36	<i>Hypostomus commersoni</i>	Rara
8	<i>Astyanax asuncionensis</i>	Frecuente	37	<i>Heptapterus mustelinus</i>	Rara
9	<i>Astyanax erythropterus</i>	Rara	38	<i>Pimelodella gracilis</i>	Rara
10	<i>Astyanax rutilus</i>	Dominante	39	<i>Pimelodella laticeps</i>	Rara
11	<i>Astyanax stenohalinus</i>	Rara	40	<i>Rhamdia quelen</i>	Rara
12	<i>Bryconamericus stramineus</i>	Rara	41	<i>Pimelodus maculatus</i>	Frecuente
13	<i>Hyphessobrycon anisitsi</i>	Frecuente	42	<i>Iheringichthys labrosus</i>	Rara
14	<i>Hyphessobrycon boulengeri</i>	Frecuente	43	<i>Trachelyopterus sp.</i>	Rara
15	<i>Hyphessobrycon luetkeni</i>	Frecuente	44	<i>Gymnotus inaequilabiatus</i>	Rara
16	<i>Hyphessobrycon meridionalis</i>	Rara	45	<i>Gymnotus omarorum</i>	Rara
17	<i>Oligosarcus jenynsii</i>	Frecuente	46	<i>Eigenmania trilineata</i>	Rara
18	<i>Oligosarcus oligolepis</i>	Rara	47	<i>Eigenmania virescens</i>	Rara
19	<i>Serrasalmus maculatus</i>	Rara	48	<i>Brachyhyppopomus bombilla</i>	Rara
20	<i>Charax stenopterus</i>	Frecuente	49	<i>Brachyhyppopomus draco</i>	Frecuente
21	<i>Roeboides microlepis</i>	Rara	50	<i>Austolebias bellottii</i>	Frecuente
22	<i>Cynopotamus argenteus</i>	Rara	51	<i>Austrolebias nigripinnis</i>	Rara
23	<i>Cynopotamus kincaidi</i>	Rara	52	<i>Cnesterodon decenmaculatus</i>	Rara
24	<i>Cheirodon interruptus</i>	Dominante	53	<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	Frecuente
25	<i>Odontostilbe pequirá</i>	Frecuente	54	<i>Synbranchus marmoratus</i>	Frecuente
26	<i>Mimagoniates inaequalis</i>	Rara	55	<i>Pachyurus bonaeriensis</i>	Rara
27	<i>Rhapiodon vulpinus</i>	Rara	56	<i>Cichlasoma dimerus</i>	Rara
28	<i>Hoplias argentinensis</i>	Frecuente	57	<i>Crenicichla lepidota</i>	Rara
29	<i>Bunocephalus doriae</i>	Rara	58	<i>Gymnogeophagus meridionalis</i>	Rara

3.4.2 Ensamblajes locales

Análisis descriptivos de los ensamblajes de peces de los canales

El detalle de todas las especies capturadas por canal se puede consultar en el Anexo I. En la Tabla 5 se presenta la riqueza de especies observada por canal y las estimadas por el estadístico CHAO-1. La riqueza de especies presentó un rango entre 4 y 38. El mayor valor se obtuvo en MB, seguido en número por CV, QAI, CZ y CAMP. Estos canales además fueron los que exhibieron las mayores diferencias respecto a las esperadas por el estimador, entre 8 y 11 especies submuestreadas. Los canales JB1 y JB2 registraron una riqueza intermedia. Los canales PPFO, CHA y JFO registraron los menores valores de riqueza, y las menores diferencias en relación a lo esperado.

En relación al número de especies, se observa que los canales que presentaron la mayor riqueza coincidieron también con las mayores abundancias totales. JB1 y JB2 presentaron abundancias similares (alrededor de 500 individuos por canal), mientras que JFO fue el que presentó el menor número de por canal.

Tabla 5. Valor de la riqueza específica, estimador CHAO-1 y abundancia para cada canal.

Canal	ID	Riqueza de spp.	CHAO-1	Abundancia
Monte Blanco	MB	38	45	1123
Casa Vieja	CV	37	48	596
Quinta Arco Iris	QAI	37	48	598
Chozas	CZ	35	42	557
Campamento	CAMP	22	29	566
Jáuregui Bomba 1	JB1	16	16	529
Jáuregui Bomba 2	JB2	15	15	501
Papel Prensa Forestal	PPFO	10	16	101
Charca	CHA	8	9	110
Jáuregui Forestal	JFO	4	5	24

En base al comportamiento de las curvas de rarefacción para los canales se observó que en sólo 4 canales se alcanzó el número de especies estimado (PPFO, CHA, JB1, JB2), ya que la curva se aproxima a la asíntota al llegarse a los 400 individuos aproximadamente. El resto de los canales (JFO, CAMP, MB, CV, CZ, QAI) requerirían un mayor esfuerzo de muestreo para alcanzar una situación de estabilidad (Figura 38).

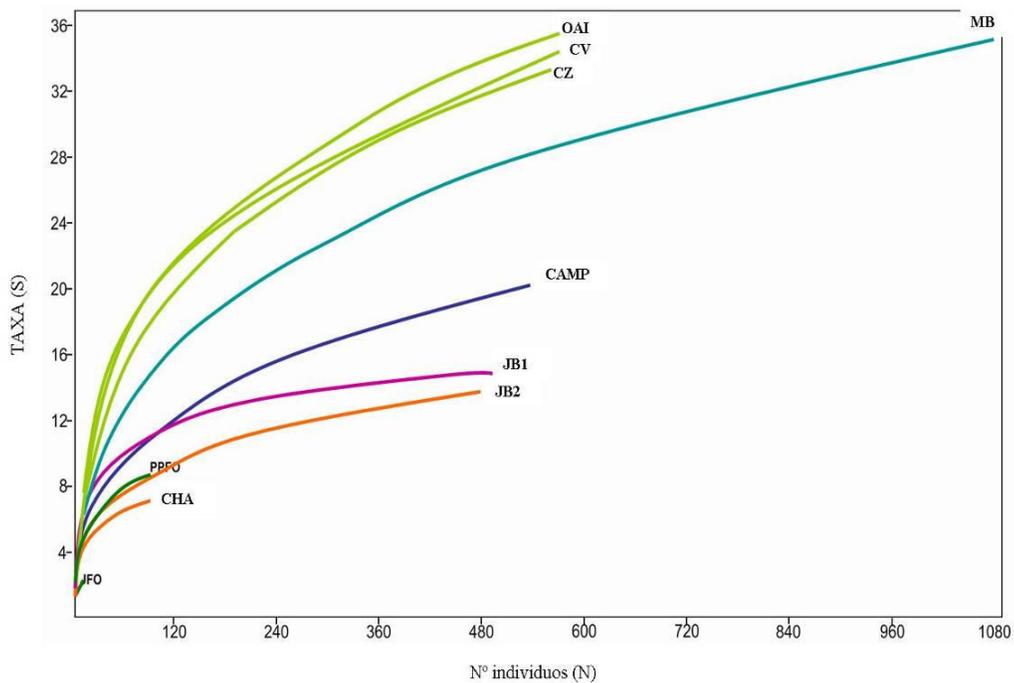


Figura 38. Curva de rarefacción por canal.

En la Tabla 6 se observan los resultados de los índices de diversidad para los canales muestreados. El índice de diversidad de Shannon y Wiener (H') arrojó como resultado que el canal CZ fue el más diverso, seguido por CV y QAI, los cuales presentaron el mismo valor de diversidad. En orden decreciente siguieron: MB, JB1, CAMP, CHA, JFO, PPFO, y por último JB2. En cuanto al cálculo de la diversidad verdadera (1D), los resultados obtenidos siguieron la misma tendencia que H' , pero al permitir comparaciones directas entre sitios, arrojó una mejor estimación de la relación entre los distintos canales. En los valores obtenidos se puede observar que en relación a CZ los canales PPFO, JFO, CHA y JB2 presentaron diferencias, observándose para el caso de H' una subestimación del orden del 25% de la diversidad del ensamble con respecto a la obtenida al aplicar 1D . El índice de similitud (J) mostró una elevada similitud

entre los canales ya que presentó en todos los casos valores superiores a 0,5 (0,87 coeficiente de correlación). La equitatividad (E) fue alta para los canales CHA, PPFO, JFO y JB1, y baja para CAMP, JB2, CV, CZ, QAI, MB en los cuales las especies tuvieron una distribución más homogénea. El análisis de dominancia (D) indicó que en JB2 y JFO pocas especies dominaron la muestra.

Tabla 6. Índices de diversidad. H: Índice de Shannon; ${}_1D$: Diversidad verdadera J: Índice de Jaccard; E: Equitatividad. D: Dominancia.

Canal	H	${}_1D$	J	E	D
CZ	2.56	12.94	0.72	0.37	0.12
CV	2.38	10.8	0.66	0.29	0.16
QAI	2.38	10.8	0.66	0.29	0.16
MB	2.11	8.25	0.58	0.21	0.21
JB1	2.05	7.77	0.74	0.48	0.18
CAMP	1.94	6.96	0.63	0.31	0.19
PPFO	1.71	5.53	0.74	0.55	0.22
JFO	1.7	5.47	0.51	0.5	0.65
CHA	1.58	4.85	0.76	0.61	0.25
JB2	1.56	4.76	0.57	0.32	0.32

Análisis de similitud entre canales y tipos de intervención antrópica

En la Figura 39 se observa el dendrograma basado en el coeficiente de similitud de Jaccard, donde la biodiversidad taxonómica señala un conjunto formado por 4 canales que presenta una ictiofauna similar (CZ, CV, QAI y MB) y otro conjunto que nuclea todos los demás canales (PPFO, CHA, JFO, CAMP, JB2 y JB1).

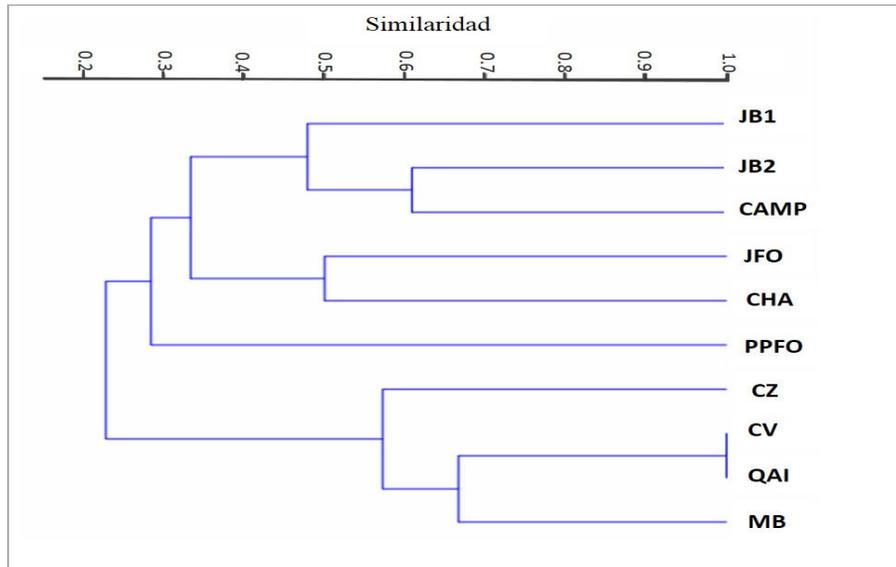


Figura 39. Agrupamiento de los canales en función de las especies presentes de acuerdo al Índice de Jaccard.

Los resultados del NMDS y del ANOSIM que comparan los ensambles de peces entre canales indicaron diferencias significativas de acuerdo al sistema, tipo y uso productivo (ver clasificación de los canales). La representación gráfica del NMDS puede ser considerada buena (Stress: 0,04), observándose dos grandes grupos, uno formado por canales con una mayor similitud interna y otro grupo de canales que exhibieron una mayor dispersión (Figura 40). No se encontraron diferencias significativas en cuanto al tipo de canal o al grado de disturbio establecido (Tabla 7). El manejo del agua fue el principal factor que separa la muestra, dando como resultado el agrupamiento de los canales No regulados de Paranacito (QAI, CV, CZ y MB). Por otro lado, a pesar de ser No regulado, el canal CAMP no siguió este patrón. El uso productivo fue el segundo factor en importancia que permitió separar la muestra.

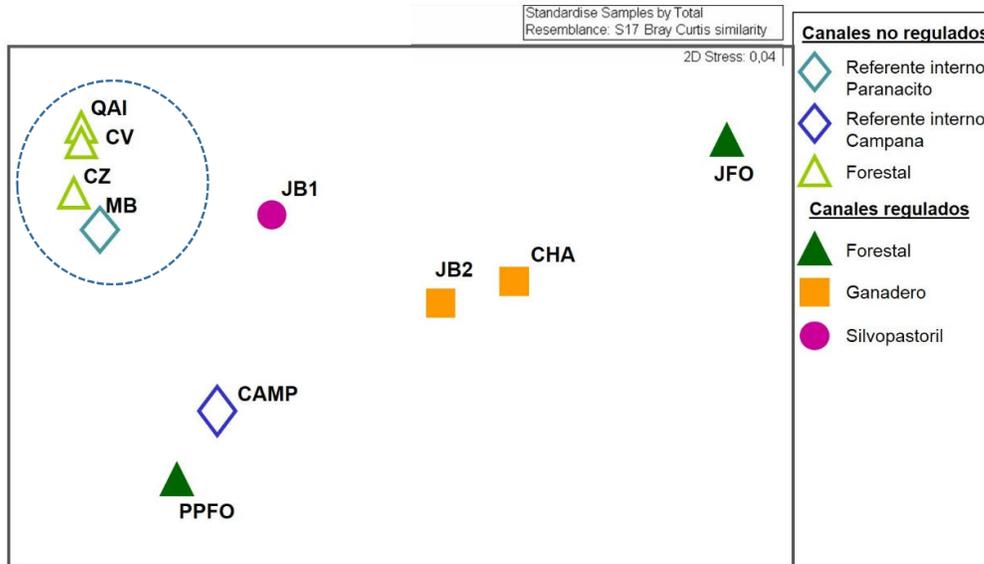


Figura 40. NMDS comparando los canales de acuerdo a la estructura del ensamble de peces.

Tabla 7. Valores del estadístico R con sus niveles de significación (%) correspondientes a la comparación de a pares del ensamble para cada factor utilizando ANOSIM.

Factores	Grupos	R	Nivel significancia (%)
Sistemas	No Regulados, Regulados	0,48	97,5
Uso	Forestal, Silvopastoril	(-) 0,08	42,9
	Forestal, Ganadero	0,20	15,5
	Silvopastoril, Ganadero	(-) 0,11	75
Tipo	Natural, artificial	(-) 0,25	97,8
Disturbio	nulo, bajo	(-) 0,35	100
	nulo, alto	0	40
	bajo, alto	(-) 0,07	51,4

Al analizar la estructura de los ensambles en canales con sistema de manejo del agua no regulado y regulado se obtuvo una similitud intragrupo del 72 y 35 % respectivamente (SIMPER), presentando una composición de especies consistente (Tabla 8). Los canales No regulados fueron los más homogéneos y presentaron 12 especies, siendo *A. rutilus*, *C. interruptus* y *H. anisitsi* las especies que más contribuyeron a la similitud. El grupo de canales Regulados presentó 6 especies, destacándose *C. interruptus* con la contribución más alta, que alcanzó al 54 % (Tabla 8).

Tabla 8. Contribución porcentual de las especies que aportan a la similitud entre canales No regulados y Regulados, obtenido con la prueba SIMPER.

Grupo CANALES NO REGULADOS		Grupo CANALES REGULADOS	
Similitud promedio: 72,12		Similitud promedio: 35,08	
Componente (especies)	%	Componente (especies)	%
<i>Astyanax_rutilus</i>	34,55	<i>Cheirodon_interruptus</i>	54,5
<i>Cheirodon_interruptus</i>	24,15	<i>Austrolebias_bellottii</i>	9,64
<i>Hyphessobrycon_anisitsi</i>	10,42	<i>Callichthys_callichthys</i>	8,86
<i>Eigenmania_trilineata</i>	4,41	<i>Austrolebias_nigripinnis</i>	8,28
<i>Charax_stenopterus</i>	3,1	<i>Phalloceros_caudimaculatus</i>	6,98
<i>Hyphessobrycon_luetkeni</i>	2,88	<i>Astyanax_rutilus</i>	3,84
<i>Pimelodella_gracilis</i>	2,81		
<i>Cyphocharax_platanus</i>	1,77		
<i>Cyphocharax_voga</i>	1,75		
<i>Phalloceros_caudimaculatus</i>	1,73		
<i>Pimelodus_maculatus</i>	1,66		
<i>Eigenmania_virescens</i>	1,59		

Al comparar el ensamble entre los canales No regulados versus los Regulados se obtuvo un valor de disimilitud muy alto, alcanzando al 80% (Tabla 9).

Tabla 9. Contribución porcentual de las especies que aportan a la disimilitud entre los canales No regulados versus Regulados, obtenido con la prueba SIMPER.

Grupo CANALES NO REGULADOS VS. REGULADOS			
Disimilitud promedio: 80,08			
Componente (especies)	No Regulado		%
	Av.Ab.	Regulados	
<i>Austrolebias_bellottii</i>	0	22,54	24,72
<i>Astyanax_rutilus</i>	28,13	3,21	17,57
<i>Hyphessobrycon_boulengeri</i>	1,31	9,38	10,51
<i>Cheirodon_interruptus</i>	20,81	27,38	7,17
<i>Hyphessobrycon_anisitsi</i>	11,96	3,55	5,81
<i>Cichlasoma_dimerus</i>	0,02	2,48	4,64
<i>Callichthys_callichthys</i>	0,38	7,38	3,9
<i>Phalloceros_caudimaculatus</i>	2,6	8,33	3,81
<i>Eigenmania_trilineata</i>	4,53	0	2,83
<i>Odontostilbe_pequira</i>	4,25	2,05	2,66
<i>Charax_stenopterus</i>	3,74	0,24	2,34
<i>Pimelodella_gracilis</i>	2,93	0	1,83
<i>Hyphessobrycon_luetkeni</i>	2,64	0,15	1,65
<i>Eigenmania_virescens</i>	1,81	0	1,13

En la Figura 41 se observa el análisis de NMDS, donde se indica con diferentes tamaños de burbujas de color la dominancia de la especie discriminante para cada sistema (Figura 41 a y b), y las especies que contribuyen a la mayor diferencia para cada una (Figura 41 c y d). *A. rutilus* y *H. boulengeri* dominaron en los canales No regulados mientras que *C. interruptus* y *A. bellottii* en los canales Regulados.

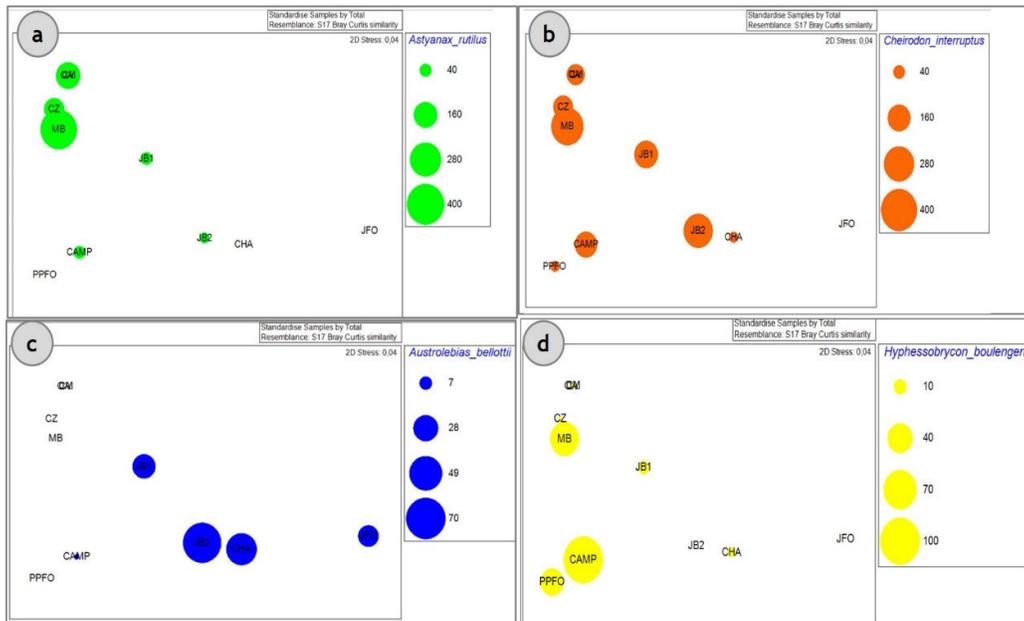


Figura 41. NMDS con bubble plot.

Al comparar las especies presentes entre canales Regulados y No regulados se observó que del total de 58 especies registradas, 54 se encuentran presentes en los sistemas No regulados, y 30 en los Regulados. De estas últimas, 25 son compartidas por ambos sistemas. En tanto en los sistemas Regulados se hallaron 4 especies exclusivas de este manejo: *A. erythropterus*; *A. bellotti*; *A. nigripinnis* y *C. decenmaculatus* (Tabla 10).

Tabla 10. Especies presentes en canales No regulados (A), Regulados (B), ambos sistemas (C).

Especies	Sistema		
	A	B	C
<i>Astyanax_asuncionensis</i>	X	X	X
<i>Astyanax_erythropterus</i>		X	
<i>Astyanax_rutilus</i>	X	X	X
<i>Astyanax_stenohalinus</i>	X		
<i>Austrolebias_bellottii</i>		X	
<i>Austrolebias_nigripinnis</i>		X	
<i>Brachyhypopomus_bombilla</i>	X		
<i>Brachyhypopomus_draco</i>	X	X	X
<i>Bryconamericus_stramineus</i>	X	X	X
<i>Bunocephalus_doriae</i>	X		
<i>Callichthys_callichthys</i>	X	X	X
<i>Characidium_rachovii</i>	X	X	X
<i>Charax_stenopterus</i>	X	X	X
<i>Cheirodon_interruptus</i>	X	X	X
<i>Cichlasoma_dimerus</i>	X	X	X
<i>Cnesterodon_decenmaculatus</i>		X	
<i>Corydoras_paleatus</i>	X		
<i>Corydoras_undulatus</i>	X		
<i>Crenicichla_lepidota</i>	X	X	X
<i>Cynopotamus_argenteus</i>	X		
<i>Cynopotamus_kincaidi</i>	X		
<i>Cyphocharax_platanus</i>	X	X	X
<i>Cyphocharax_spilotus</i>	X	X	X
<i>Cyphocharax_voga</i>	X	X	X
<i>Eigenmania_trilineata</i>	X		
<i>Eigenmania_virescens</i>	X		
<i>Gymnogeophagus_meridionalis</i>	X		
<i>Gymnotus_inaequilabiatus</i>	X		
<i>Gymnotus_omarorum</i>	X		
<i>Heptapterus_mustelinus</i>	X		
<i>Hoplias_argentinensis</i>	X	X	X
<i>Hyphessobrycon_anisitsi</i>	X	X	X
<i>Hyphessobrycon_boulengeri</i>	X	X	X
<i>Hyphessobrycon_luetkeni</i>	X	X	X
<i>Hyphessobrycon_meridionalis</i>	X		
<i>Hypostomus_commerioni</i>	X		
<i>Iheringichthys_labrosus</i>	X		
<i>Leptohoplosternum_pectorale</i>	X	X	X
<i>Loricariichthys_melanocheilus</i>	X		
<i>Lycengraulis_grossidens</i>	X		
<i>Mimagoniates_inequalis</i>	X		
<i>Odontostilbe_pequira</i>	X	X	X

<i>Oligosarcus_jenynsii</i>	X	X	X
<i>Oligosarcus_oligolepis</i>	X		
<i>Otocinclus_arnoldi</i>	X		
<i>Pachyurus_bonaeriensis</i>	X		
<i>Phalloceros_caudimaculatus</i>	X	X	X
<i>Pimelodella_gracilis</i>	X		
<i>Pimelodella_laticeps</i>	X		
<i>Pimelodus_maculatus</i>	X	X	X
<i>Prochilodus_lineatus</i>	X	X	X
<i>Psectrogaster_curviventris</i>	X		
<i>Rhamdia_quelen</i>	X		
<i>Rhapiodon_vulpinus</i>	X	X	X
<i>Roeboides_microlepis</i>	X		
<i>Serrasalmus_maculatus</i>	X		
<i>Synbranchus_marmoratus</i>	X	X	X
<i>Trachelyopterus_sp</i>	X		
Total:	54	30	25

Al analizar la estructura de los ensambles en canales con diferentes usos productivos se obtuvo una similitud intragrupo entre 63 y 44 % (SIMPER). El grupo silvopastoril estuvo representado por un solo canal, no teniendo por lo tanto variabilidad intragrupo. En el caso del grupo de canales con uso forestal, la similitud fue del 63 %, y las especies que lo componen fueron 12, destacándose *A. rutilus*, *C. interruptus* y *H. anisitsi*. En los canales con uso ganadero la similitud fue del 44 %, donde *C. interruptus*, *A. bellottii* y *C. callichthys* fueron las principales especies; este grupo aportó 6 especies a las diferencias. Los rangos de similitud entre usos estuvieron entre 49 % y 26 % (SIMPER) y exhibieron una composición consistente de especies (Tabla 11).

Tabla 11. Contribución porcentual de las especies que aportan a la similitud entre canales con uso forestal y ganadero, obtenido con la prueba SIMPER.

Grupo FORESTAL		Grupo GANADERO	
Similitud promedio: 63,01		Similitud promedio: 44	
Componente (especies)	%	Componente (especies)	%
<i>Astyanax_rutilus</i>	33,9	<i>Cheirodon_interruptus</i>	54,79
<i>Cheirodon_interruptus</i>	24,64	<i>Austrolebias_bellottii</i>	10,25
<i>Hyphessobrycon_anisitsi</i>	10,22	<i>Callichthys_callichthys</i>	9,42
<i>Eigenmania_trilineata</i>	4,32	<i>Austrolebias_nigripinnis</i>	8,8
<i>Charax_stenopterus</i>	3,04	<i>Phalloceros_caudimaculatus</i>	4,27
<i>Hyphessobrycon_luetkeni</i>	2,83	<i>Astyanax_rutilus</i>	4,08
<i>Pimelodella_gracilis</i>	2,76		
<i>Phalloceros_caudimaculatus</i>	2,64		
<i>Cyphocharax_platanus</i>	1,74		

<i>Cyphocharax voga</i>	1,72
<i>Pimelodus maculatus</i>	1,63
<i>Eigenmania virescens</i>	1,56

Se obtuvieron valores de disimilitud altos, al contrastarse el ensamble entre canales con diferentes usos productivos alcanzándose valores entre 51 y 75 %. Las mayores diferencias fueron registradas entre los canales con uso forestal versus silvopastoril (Tabla 12).

Tabla 12. Contribución porcentual de las especies que aportan a la disimilitud entre los canales con uso forestal (FO), silvopastoril (SILVO) y ganadero (GANA).

Grupo FORESTAL vs. SILVOPASTORIL			
Disimilitud promedio: 74,87			
	Grupo FO	Grupo SILVO	
Componente (especies)	Av.Ab.	Av.Ab.	%
<i>Austrolebias bellottii</i>	13,19	4,54	26,43
<i>Cnesterodon decenmaculatus</i>	0	17,96	11,99
<i>Cheirodon interruptus</i>	18,86	32,51	11,73
<i>Hyphessobrycon boulengeri</i>	6,48	1,51	11,24
<i>Odontostilbe pequirá</i>	2,84	10,96	7,32
<i>Hyphessobrycon anisitsi</i>	8,97	13,04	6,73
<i>Cichlasoma dimerus</i>	2,49	0	4,96
<i>Astyanax rutilus</i>	18,76	7,18	4,8
<i>Callichthys callichthys</i>	2,34	0,76	4,17
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	4,57	3,02	3,67

Grupo FORESTAL vs. GANADERO			
Disimilitud promedio: 63,69			
	Grupo FO	Grupo GANA	
Componente (especies)	Av.Ab.	Av.Ab.	%
<i>Austrolebias bellottii</i>	13,19	17,18	31,07
<i>Cheirodon interruptus</i>	18,86	33,96	15,71
<i>Hyphessobrycon boulengeri</i>	6,48	7,04	13,21
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	4,57	9,97	7,63
<i>Callichthys callichthys</i>	2,34	10,33	6,63
<i>Austrolebias nigripinnis</i>	0	7,48	5,87
<i>Cichlasoma dimerus</i>	2,49	0	5,83
<i>Cnesterodon decenmaculatus</i>	0	5,12	4,02
<i>Astyanax rutilus</i>	18,76	4,03	3,17

Grupo SILVOPASTORIL vs. GANADERO			
Disimilitud promedio: 51,55			
	Grupo SILVO	Grupo GANA	
Componente (especies)	Av.Ab.	Av.Ab.	%
<i>Austrolebias bellottii</i>	4,54	17,18	15,08
<i>Cnesterodon decenmaculatus</i>	17,96	5,12	12,45
<i>Hyphessobrycon anisitsi</i>	13,04	0,78	11,89
<i>Cheirodon interruptus</i>	32,51	33,96	11,39
<i>Odontostilbe pequirá</i>	10,96	0,44	10,2
<i>Callichthys callichthys</i>	0,76	10,33	9,43
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	3,02	9,97	8,04
<i>Hyphessobrycon boulengeri</i>	1,51	7,04	6,34
<i>Austrolebias nigripinnis</i>	4,35	7,48	5,62

Al analizar la estructura de los ensambles en canales con diferentes niveles de disturbio se obtuvo una similitud intragrupo entre 26 y 47 % (SIMPER). En el caso del grupo de canales con disturbio nulo, la similitud fue del 47%, y las especies que lo componen fueron 6. En los canales con disturbio bajo la similitud fue del 26 % y el grupo estuvo compuesto por 7 especies. Tanto en los canales con disturbio nulo como bajo *C. interruptus* y *A. rutilus* fueron las especies discriminantes. En canales con disturbio alto *C. interruptus* fue la especie discriminante, seguida en importancia por *A. bellottii* (Tabla 13).

Tabla 13. Contribución porcentual de las especies que aportan a la similitud entre canales con distintos niveles de disturbio; Nulo, Bajo y Alto, obtenido con la prueba SIMPER.

Grupo NULO	
Similitud promedio: 46,60	
Componente (especies)	%
<i>Cheirodon interruptus</i>	57,63
<i>Astyanax rutilus</i>	14,41
<i>Hyphessobrycon boulengeri</i>	10,13
<i>Hyphessobrycon anisitsi</i>	4,17
<i>Charax stenopterus</i>	3,03
<i>Characidium rachovii</i>	2,65

Grupo BAJO	
Similitud promedio: 25,03	
Componente (especies)	%
<i>Cheirodon interruptus</i>	44,8
<i>Astyanax rutilus</i>	14,11
<i>Hyphessobrycon anisitsi</i>	10,89
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	10,72
<i>Eigenmania trilineata</i>	2,27
<i>Cyphocharax platanus</i>	2,1
<i>Characidium rachovii</i>	1,99
<i>Pimelodella gracilis</i>	1,91
<i>Hoplias malabaricus</i>	1,78

Grupo ALTO	
Similitud promedio: 40,40	
Componente (especies)	%
<i>Cheirodon interruptus</i>	52,69
<i>Austrolebias bellottii</i>	9,18
<i>Austrolebias nigripinnis</i>	8,09
<i>Astyanax rutilus</i>	7,41
<i>Callichthys callichthys</i>	6,15
<i>Hyphessobrycon anisitsi</i>	5,71
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	5,23

La comparación del ensamble entre los canales con diferentes niveles de disturbio mostró valores de disimilitud altos (60 y 63 %), observándose las mayores diferencias entre los canales con nivel de disturbio bajo versus alto.

Tabla 14. Contribución porcentual de las especies que aportan a la disimilitud entre los canales con disturbio Nulo, Bajo y Alto.

Grupo NULO vs. BAJO			
Disimilitud promedio: 59,72			
	Grupo NULO	Grupo BAJO	
Componente (especies)	Av.Ab.	Av.Ab.	%
<i>Austrolebias_bellottii</i>	0,09	19,79	16,61
<i>Astyanax_rutilus</i>	20,36	12,47	14,24
<i>Hyphessobrycon_boulengeri</i>	11,11	8,5	11,62
<i>Phalloceros_caudimaculatus</i>	12,77	5,66	10,47
<i>Cheirodon_interruptus</i>	27,68	17,02	8,92
<i>Cnesterodon_decenmaculatus</i>	6,63	0	5,55
<i>Hyphessobrycon_anisitsi</i>	3,69	7,44	4,74
<i>Odontostilbe_pequira</i>	0,93	3,71	3,21
<i>Cichlasoma_dimerus</i>	0,04	3,71	3,13
<i>Charax_stenopterus</i>	4	1,68	2,76
<i>Callichthys_callichthys</i>	0,35	3,29	2,76
<i>Eigenmania_trilineata</i>	0,98	2,45	2,05
<i>Cyphocharax_platanus</i>	2,27	0,99	1,9
<i>Pimelodella_gracilis</i>	0,4	1,72	1,44
<i>Hyphessobrycon_luetkeni</i>	1,64	1,54	1,37
Grupo NULO vs. ALTO			
Disimilitud promedio: 57,47			
	Grupo NULO	Grupo ALTO	
Componente (especies)	Av.Ab.	Av.Ab.	%
<i>Astyanax_rutilus</i>	20,36	10,3	13,63
<i>Austrolebias_bellottii</i>	0,09	13,97	12,12
<i>Phalloceros_caudimaculatus</i>	12,77	3,05	10,87
<i>Cheirodon_interruptus</i>	27,68	31,03	9,9
<i>Hyphessobrycon_boulengeri</i>	11,11	1,33	8,51
<i>Hyphessobrycon_anisitsi</i>	3,69	8,01	6,79
<i>Cnesterodon_decenmaculatus</i>	6,63	5,02	6,79
<i>Callichthys_callichthys</i>	0,35	7,97	6,63
<i>Austrolebias_nigripinnis</i>	0,18	6,61	5,67
<i>Charax_stenopterus</i>	4	0,42	3,17
<i>Odontostilbe_pequira</i>	0,93	3,15	2,56
<i>Cyphocharax_platanus</i>	2,27	0,63	1,98
<i>Eigenmania_trilineata</i>	0,98	1,59	1,81

Grupo BAJO vs. ALTO			
Disimilitud promedio: 62,60			
	Grupo BAJO	Grupo ALTO	
Componente (especies)	Av.Ab.	Av.Ab.	%
<i>Austrolebias bellottii</i>	19,79	13,97	21,39
<i>Cheirodon interruptus</i>	17,02	31,03	12,91
<i>Astyanax rutilus</i>	12,47	10,3	10,7
<i>Hyphessobrycon boulengeri</i>	8,5	1,33	7,22
<i>Hyphessobrycon anisitsi</i>	7,44	8,01	6,84
<i>Callichthys callichthys</i>	3,29	7,97	6,2
<i>Austrolebias nigripinnis</i>	0	6,61	5,28
<i>Cnesterodon decenmaculatus</i>	0	5,02	4,01
<i>Odontostilbe pequira</i>	3,71	3,15	3,97
<i>Cichlasoma dimerus</i>	3,71	0	2,97
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	5,66	3,05	2,92
<i>Eigenmania trilineata</i>	2,45	1,59	2,25
<i>Pimelodella gracilis</i>	1,72	1,01	1,49
<i>Charax stenopterus</i>	1,68	0,42	1,34
<i>Hyphessobrycon luetkeni</i>	1,54	0,5	1,23

3.5 DISCUSIÓN

Este estudio representa el primer esfuerzo por comparar la ictiofauna en canales del Delta sometidos a diferentes actividades productivas y evaluar su relación con las mismas. Los muestreos realizados permitieron registrar 58 especies, pertenecientes a 20 familias y 8 órdenes. Esto representa el 12 % de las especies, 42 % de las familias y 47 % de los órdenes de los peces de agua dulce de Argentina (Mirande et al., 2015 y Nelson, 2016). Asimismo, este valor corresponde al 32 % de las especies registradas para el corredor fluvial Paraná-Paraguay (Sverlij et al., 2013), 31 % de las del Parque Nacional PreDelta (Almirón et al., 2015) y al 57 % del Parque Nacional Otamendi (Ciotek et al., 2017). Si bien no hay trabajos publicados específicamente para el Bajo Delta, el número de especies es similar al observado para arroyos de otras zonas del Delta (50 spp.) (Minotti, 1988; Brancolini, 2009). No obstante, este estudio permitió obtener algunos registros nuevos. Para *Mimaegoniates inequalis* se amplían los registros para el Delta bonaerense, mientras que *Astyanax stenohalinus* se cita por primera vez para el Delta entrerriano. El número total de especies registradas (58) fue similar a lo hallado en arroyos de la franja costera del Río de La Plata (Paracampo, 2013) y con los de comunidades ícticas ricas de arroyos brasileños (Sabino y Zuanon 1998; Araújo-Lima et al., 1999; Buhnheim y Cox-Fernandes 2001; Mendonça et al., 2005; Anjos y Zuanon 2007; Oliveira et al., 2009). Pocos arroyos de zonas templadas superan las 30 especies (Matthews, 1998). A su vez, la riqueza de especies fue mayor que la registrada en arroyos de otras zonas de Buenos Aires, como por ejemplo, 15 especies en el arroyo del Azul en la cuenca del Azul (Bertora et al., 2018), 20 especies en el arroyo Manantiales en la cuenca del Río Samborombón (Fernández et al., 2008), 27 especies en el arroyo Las Flores, afluente del Río Lujan (Di Marzio et al., 2003) y 23 especies en el arroyo la Choza, cuenca del río Reconquista (Colautti et al., 2009). En cuanto a las abundancias de individuos presentes en los canales presentaron valores similares a los arroyos pampeanos y arroyos del Bajo Delta (Paracampo, 2013; Brancolini, 2009).

En los canales estudiados se encontraron representantes de la mayoría de los grandes grupos que componen la ictiofauna neotropical. Characiformes y Siluriformes suman el 70 % de las especies registradas, proporción característica de ambientes dulceacuícolas neotropicales (Vari y Malabarba, 1998; Lowe McConnell 1999; Mendonça et al., 2005; Oliveira et al., 2009). Algunos órdenes no fueron encontrados, tal es el caso

de Pleuronectiformes y Myliobatiformes. Esta situación también fue observada para arroyos del frente de avance del Bajo Delta (Brancolini, 2009) y para arroyos de otras secciones del Delta (Minotti, 1988), por lo cual podría inferirse que los arroyos y canales no presentan características apropiadas para las especies de estos ordenes, sin descartar también que estas especies podrían no ser vulnerables a las artes de muestreo usadas.

En los canales estudiados las especies dominantes fueron *C. interruptus* y *A. rutilus*. *C. interruptus* además fue un componente común y permanente en los ensambles de todos los canales. Esto difiere notablemente de lo observado en otros cursos de agua (Teixeira, 2007; Hued y Bistoni 2005), donde únicamente se la halló en sitios prístinos y estuvo ausente en los sitios más disturbados.

En un estudio sobre los ensambles de peces de arroyos de la franja costera del Río de la Plata (Paracampo, 2013) se registraron 18 especies codominantes, incluyendo *C. interruptus* y *A. rutilus*, en coincidencia con lo registrado en esta tesis. Este autor registró además 14 especies raras, mientras que en los canales estudiados en este tesis se encontraron 38 en esa categoría. Matthews (1988) observó que en arroyos de Oklahoma y Arkansas sólo las especies más comunes o abundantes son típicamente persistentes mientras que las raras no lo son. Oliveira y Garavello (2003) estudiaron 3 sitios en el arroyo Mogi Guaçu perteneciente a la cuenca del alto Paraná en los estados de Minas Gerais y San Pablo y establecieron que el rango de especies ocasionales entre los tres sitios varió entre el 19 % y el 26,3 % del total. Ibarra y Stewart (1989) determinaron la presencia de 208 especies en la cuenca del río Napo, tributario del alto Amazonas en Ecuador y observaron que 46 especies (el 22% del total) estuvieron representadas por un solo individuo. La limitada proporción de especies abundantes halladas en los ensambles de peces de ríos de bajo orden parece coincidir así con un patrón extendido y general descrito para grupos taxonómicos muy diversos, incluidos los peces en los que unas pocas especies son dominantes, y el resto son infrecuentes o raras (Magurran et al., 2011). Por otro lado, Paracampo (2013) comparó el ensamble de peces de uno de sus arroyos muestreados con un estudio del mismo sitio de la década de los '90 (Almirón, 2000) y observó que solo 11 especies conservaron su estatus, mientras que el resto registró cambios en el mismo. Ello resalta la importancia del aporte de este estudio sobre la estructura temporal del ensamble, al no contarse con información previa de los canales del Delta para poder realizar comparaciones de los patrones de distribución y abundancia de los peces que puedan ser asociadas a cambios producidos en el uso del suelo bajo diferentes usos productivos en la región. En este contexto, los resultados encontrados

representan la primera línea de base disponible para estos ambientes en el Bajo Delta.

Los mayores valores de riqueza y abundancias se encontraron en los canales No regulados, con uso forestal y disturbio bajo, mientras que los canales con usos más intensos presentaron menos especies. En los canales con bajo número de especies se advirtió que el número de especies encontradas se aproximó al esperado por rarefacción, lo que implica que la representatividad de muestreo fue adecuada. Por el contrario, en los restantes canales el número total de especies no llegó a estabilizarse. Esto se debería a que estos últimos presentan una mayor proporción de especies raras con baja frecuencia de ocurrencia. En los canales No regulados el submuestreo puede explicarse porque están conectados permanentemente con la fuente de especies y pueden ingresar además especies de tipo migratorias. Así, en los canales Regulados se obtuvieron un menor número de especies mientras que, en los no regulados la riqueza y abundancia fue más alta. Por su parte, los canales con bajo nivel de intervención antrópica presentaron mayor riqueza y diversidad, lo que concuerda con otros estudios de la región (Hued y Bistoni 2005) así como en otras regiones y zonas climáticas (Karr, 1981; Angermeier y Karr, 1983; Fausch et al., 1991; Gido y Brown 1999; Oberdoff et al., 2002; Villa Gispert et al., 2002; Tejerina Garro et al., 2005, Teixeira, 2007; Araujo y Tejerina Garro 2009). Los canales con usos forestales tuvieron un rango mayor de variación, ya que este uso del suelo se practica bajo ambas modalidades (No regulado y Regulado) teniendo los forestales no regulados los menores valores de riqueza. Esto concuerda con lo observado para arroyos en cuencas forestales de Uruguay (Suárez Pírez et al., 2010), donde la abundancia, biomasa y riqueza mostraron los mayores valores en microcuencas forestales, en este caso bajo sistema No regulado del agua. Bertora et al. (2018) también hallaron diferencias al estudiar tramos de un arroyo pampeano con usos del suelo contrastantes (agrícola, urbano y ganadero) siendo el tramo agrícola notablemente diferente al resto. Sin embargo, la composición de especies fue semejante entre los sitios estudiados. Otros estudios registraron que por ejemplo, en Carolina del Norte, la riqueza específica en las cuencas agrícolas y forestadas fue la misma (19 especies) pero la abundancia y la biomasa fue mayor en las primeras (Lenat y Crawford 1994). Harding et al. (1998) estudiaron 24 sitios en la cuenca de los arroyos Little Tennessee y French Broad en el oeste de Carolina del Norte y registraron que la riqueza específica y la abundancia de peces fueron mayores en arroyos de cuencas con agricultura (23 y 17 especies respectivamente) que en arroyos de cuencas forestadas (14 y 12 especies). Estas diferencias estarían relacionadas con mejores condiciones de productividad primaria y

secundaria en ambientes más expuestos que en aquellos sombreados por la forestación. En ambientes pampásicos, Giorgi et al. (2005) observaron el rol de la estructuración de los productores primarios en arroyos de bajo orden.

Al analizar la estructura de los ensambles, las mayores diferencias se observaron entre los canales No regulados versus los Regulados. Los primeros presentaron los índices de diversidad de Shannon y Wiener (H') más altos, agrupándose entre sí (similitud de Jaccard), en tanto la equitatividad y dominancia fueron en general más bajas que las obtenidas para los canales regulados. El indicador de diversidad verdadera no presentó diferencias en cuanto a la relación entre los canales (respecto a la utilización del Índice de Shannon y Wiener), pero permitió una mejor estimación para el grupo de canales Regulados.

Al comparar los usos productivos en los canales se apreció que en los sistemas forestales no regulados y silvopastoril se obtuvo una diversidad alta y su equitatividad y dominancia presentaron valores medios. En el caso del uso ganadero, donde el disturbio es alto, la diversidad fue la más baja, la equitatividad fue alta y el ensamble estuvo dominando por pocas especies. Esto contrasta con lo hallado por Bertora et al. (2018) en un arroyo pampeano donde el tramo ganadero presentó la mayor riqueza de peces y el tramo agrícola la máxima diversidad. Por su parte, en canales forestales sin manejo del agua en Uruguay (Suárez Pírez et al., 2010) se observaron resultados similares con lo registrado para los canales forestales no regulados del Bajo Delta, siendo mucho menor la diversidad para los canales forestales regulados. Los canales silvopastoriles, por su parte, presentaron un índice H de 1.96, valor medio al comparar las diferentes usos productivos y en el caso de los canales ganaderos la diversidad fue la más baja para este estudio ($H=1,71$) y aún menor que la registrada en las áreas ganaderas de las microcuencas de Uruguay ($H=2,97$), El índice de similitud (J) mostró un elevado valor entre los canales ya que presenta en todos los casos índices superiores a 0,5. La equitatividad (E) para los canales forestales regulados, silvopastoriles y ganaderos fue alta, mientras que en los canales de referencia y forestales no regulados las especies tuvieron una distribución más homogénea, con una equitatividad baja. Asimismo, se observó la dominancia de pocas especies en los canales más intervenidos. Por ejemplo, la especie *C. interruptus* presente en los canales de referencia con pocos individuos se vio significativamente favorecida en términos de abundancia en los canales más intervenidos.

El dendrograma identificó dos grupos con conjunto de especies similares: un grupo formado por 4 canales, y otro grupo con 6 canales. Se puede interpretar esta

diferencia coincidente con la clasificación en sistemas de canales No Regulados vs Regulados, donde se observa que el número de especies es alto (35-38) en los sistemas forestales no regulados, donde hay libre circulación de agua, seguido por el canal sin manejo pero insertos en un paisaje endicado (22) y cae a 4 a 16 especies en los sistemas productivos más intensos como los canales con uso silvopastoril, ganadero y forestaciones reguladas. Los canales No regulados presentaron más del doble de especies que los Regulados, lo que podría adjudicarse a las condiciones hidrológicas, que interrumpen el curso de agua y secan los canales. El efecto combinado de ambas acciones podría generar la reducción de especies, tal como se vio en el Delta con algunos mamíferos acuáticos y especies de patos muy dependientes de la presencia permanente del agua para cazar sus presas (Bó et al., 2010).

Respecto al análisis por sistemas, *C. interruptus* fue dominante tanto en los No regulados como Regulados. Además, en los No regulados se registraron altas contribuciones de *A. rutilus*, mientras que *A. bellottii* se destacó en los sistemas Regulados. En los canales de uso forestal (regulados o no regulados), *Austrolebias* spp. estuvo ausente, mientras que en los canales ganadero/silvopastoril se destaca la ausencia de *Eigenmannia trilineata*, *E. virescen*, *Pimelodella gracilis*, *A. bellottii* y *A. nigripinis*, todas ellas con ciclos reproductivos adaptados a la desecación y con preferencia por aguas de poca profundidad o madrejones (Ringuelet 1975), ambientes que fueron frecuentes en establecimientos ganaderos.

Los ensambles de peces analizados con métodos multivariados indican que el sistema y uso productivo fueron los factores de intervención antrópica más importantes para generar diferencias en los ensambles. El factor sistema (no regulado vs regulado) es el más fuerte para separar la muestra, seguido en importancia por los diferentes usos productivos de los canales. El canal referente interno de Paranacito (MB) no presentó diferencias respecto a los canales forestales no regulados. Por otro lado, el referente interno de Campana (CAMP) presentó pocas diferencias con el uso silvopastoril si bien no presenta manejo del agua por el productor. El ensamble de peces del canal CAMP podría verse afectado al encontrarse inmerso en un paisaje endicado. Respecto al canal JB1, con uso silvopastoril, podría verse favorecido al recibir un recambio de agua más frecuente con su distributario, ya que se trata de un emprendimiento mixto.

Las mayores diferencias en cuanto a las abundancias de peces se encuentran al comparar los ensambles por usos productivos, donde se destaca la separación espacial en forma de gradiente que va desde una situación sin manejo del agua y con disturbio bajo

hasta el uso ganadero, que es el más pobre en especies. El uso productivo silvopastoril atraviesa el gradiente. En este último caso, se ve que cuando hay un cambio en el uso del suelo, como ocurre cuando el uso silvopastoril se deviene a ganadero una vez que levantan la madera de la forestación, rápidamente el sistema cambia su funcionamiento. Ello se traduce en un aumento de la evapotranspiración y disminución de la sombra, desapareciendo los sábalos juveniles que eran exclusivos de estos canales, y quedando sólo characidos de pequeño porte hasta la desaparición del canal. En el caso de ganadería, la formación de nuevos ambientes por desborde o recarga por lluvia al generarse charcas por pisoteo de las vacas favorecería al desarrollo del ciclo de vida de los peces anuales (*Austrolebias* spp.), que al contrario de otras especies necesitan un estrés hídrico para su reproducción y hábitat poco profundos. Estos peces además presentan un mimetismo les ayuda a evitar la predación.

Los resultados hallados señalan que las alteraciones y el tipo de intervención antrópica asociados al uso del suelo y del agua tiene un efecto importante sobre los ensambles de peces, afectando su composición y estructura. Se observa que los canales se ordenan en un gradiente que combina sistema, tipo y uso del canal, donde en un extremo del gradiente se ubican los canales sin manejo y los forestales (con manejo del agua no regulados), mientras que en el otro extremo se ubican las producciones bajo dique de mayor intensidad (sistemas con manejo del agua regulado).

CAPÍTULO IV: RELACIÓN ENTRE LOS FACTORES AMBIENTALES Y EL ENSAMBLE DE PECES



4 CAPÍTULO IV: RELACIÓN ENTRE LOS FACTORES AMBIENTALES Y EL ENSAMBLE DE PECES

4.1 INTRODUCCIÓN

Los peces que viven en ámbitos fluviales se deben enfrentar a una gran variedad de condiciones ambientales, que requieren adaptaciones fisiológicas y comportamentales como también gran flexibilidad individual. Para la mayoría de las especies de agua dulce uno de los rasgos claves para hacer frente a la variabilidad ambiental es el comportamiento de desplazamiento, de importancia vital para la supervivencia ya que permite migrar entre hábitats esenciales para la reproducción, alimentación, para evitar depredadores, o condiciones fisiológicas desfavorables. Este comportamiento de desplazamiento puede ser analizado a distintas escalas espaciales y temporales (Balon et al., 1986; Rahel y Hubert, 1991; Oberdorff et al., 1993; Belliard et al., 1997). Los movimientos pueden ser de tipo local como la búsqueda de alimento diario (Snedden et al., 1999; Koed et al., 2000; Koehn y Nicol, 2016) o migraciones verticales (Lampert, 1989; Watanabe et al., 2001; Mehner, 2012; Picapedra et al., 2015), cambios entre hábitats a lo largo del ciclo de vida (Northcote, 1978; Binder 2011) o la estación del año (Lucas y Batley, 1996; Sempeski et al., 1998; Ricklefs, 2008). Los requerimientos de los organismos pueden definir moverse a hábitats más favorables, como en el caso de migraciones reproductivas o de alimentación de larga distancia (Lucas, 2000; Geeraerts et al., 2007). Los movimientos de los peces también pueden estar influenciados por factores antropogénicos como contaminantes en el agua, sólidos en suspensión, eutrofización o barreras artificiales (Vila Gisbert et al., 2002).

La distribución de individuos de una población de peces refleja por lo tanto una respuesta a distintos factores tanto ambientales como bióticos y geográficos (Grossman y Freman 1987; Grossman et al., 1998; Tejerina Garro et al., 2005; Banish 2008; Walrath et al., 2016). Dentro de los principales factores ambientales (abióticos) que determinan la movilidad de los peces en los cursos de agua están la duración del día y la estación del año (Geeraerts et al., 2007), distancia al curso principal (Angermeier y Winston, 1998; Matthews y Matthews, 2000; Tejerina Garro, 2001), el flujo de agua (Schlosser, 1985; 1987; Matthews y Matthews, 2000; Oberdorff et al., 2001), la temperatura (Lucas y Batley, 1996; Waite y Carpenter, 2000), la conductividad (Menni et al., 2004; Tejerina

Garro, 2001), como también características de la estructura física del hábitat tales como la heterogeneidad en la profundidad (Matthews y Matthews, 2000; Oberdorff et al., 2001), el sustrato o la distribución de refugios (Tockner et al., 2000; Jhonsson et al., 2014). Los factores bióticos claves son la interacción depredador-presa, la disponibilidad de presas, la competencia inter e intraespecífica y la presencia de otros individuos de la misma especie para reproducción (Schiemer, 2000; Wootton et al., 2000; Grift et al., 2001).

Para muchos autores la importancia de las variables ambientales depende de la escala de análisis (Jackson y Harvey 1989). Las variables ambientales pueden generar cambios en los ensambles de peces (Walling y Webb, 1992; Matthews, 1998; Shuter y Ros, 1990; Ferreira, 2007; Tejerina Garro et al., 2005; Cassati, 2004; Fiahlo et al., 2008; Minotti 2011). En general, se considera que a escala local los factores bióticos influyen en la organización de las comunidades de peces (Schlosser, 1987). Sin embargo, en ambientes acuáticos de alta variabilidad, serían los factores abióticos los determinantes más importantes de las comunidades de peces (Oberdorff et al., 2001; Dekar y Magoulick, 2013). A escala local del Bajo Delta, tal como se describe en el capítulo III se observa que el sistema y uso productivo de los canales es el factor clave que conduce los cambios en los ensambles de peces.

Los peces aprovechan la oferta de ambientes disponibles en el Bajo Delta mediante desplazamientos diarios o estacionales de acuerdo con sus necesidades de alimentación, refugio, reproducción, tal como se explicó anteriormente. Estos desplazamientos ocurren entre ambientes acuáticos como lagunas someras o pajonales y un conjunto de cursos de agua (canales de marea, horquetas, y canales artificiales) que conectan el interior de las islas con los ríos y arroyos distributivos. Estos ambientes se vinculan entre si diariamente durante la marea alta, o de manera más permanente durante la crecida de los ríos principales (Paraná o Uruguay), y también por sucesos climáticos como las sudestadas y eventos del ENSO. Actualmente, las conexiones entre ambientes acuáticos están modificadas por intervenciones antrópicas. La conectividad hidrológica determina los patrones de biodiversidad a través de un gran río con llanura, cambiando los ensambles de peces presentes (Amoros et al., 2002; Lasne et al., 2007; Fullerton 2010; Gutierrez y Pinilla, 2016; Hurd et al., 2016).

En este capítulo, se evalúa la relación entre los factores ambientales (físico-químico-hidrológicos) y los ensambles de peces en canales con distintos usos productivos. Se analizan variables espaciales y temporales que describen los ensambles encontrados, y su relación con la conectividad hidrológica. Además, se caracterizan los

rangos de tolerancia óptima de la especie a través de su análisis con los factores ambientales, que a futuro servirán como predictores de la presencia de la ictiofauna en otras regiones del Delta con usos productivos similares.

4.2 OBJETIVO

- Realizar una caracterización limnológica, a partir de factores ambientales (físico-químico-hidrológicos), de los canales bajo distintos usos productivos del Bajo Delta y, comparar los cambios temporales de acuerdo a su conectividad hidrológica y permanencia del agua.
- Analizar diferencias estacionales y analizar cómo responden los ensambles de peces a éstos cambios.

Hipótesis 2

- Los canales con flujo del agua regulado presentan una menor variación en las condiciones físico-químicas en relación a los sistemas No regulados que mantienen conectividad permanente con el curso principal.
- Los canales con flujo del agua regulado presentaran restricciones para la dispersión local de las especies, provocando condiciones de aislamiento que determinan la estructura y composición del ensamble.
- Se predice una mayor proporción de especies con adaptaciones fisiológicas a las condiciones ambientales extremas en canales con flujo de agua regulado.

4.3 MATERIALES Y MÉTODOS

4.3.1 Fuentes de datos

Para analizar las diferencias en las características ambientales se consideró la conectividad hidrológica, sistema/uso, y las características limnológicas de los distintos canales estudiados.

Conectividad hidrológica: Los canales se caracterizaron en función de factores de intervención que alteran el régimen hídrico: tipo de conexión (unidireccional, bidireccional, desborde y duración del agua (permanente, temporal) (Figura 42). En la Figura 43 se aprecia el contraste entre los canales llenos versus vacíos cuando el productor cierra la compuerta de entrada de agua.

En la Tabla 15 se presenta las características hidrológicas consideradas para reconocer los diferentes canales de las zonas de estudio y en la Tabla 16 se presenta la clasificación de los canales.

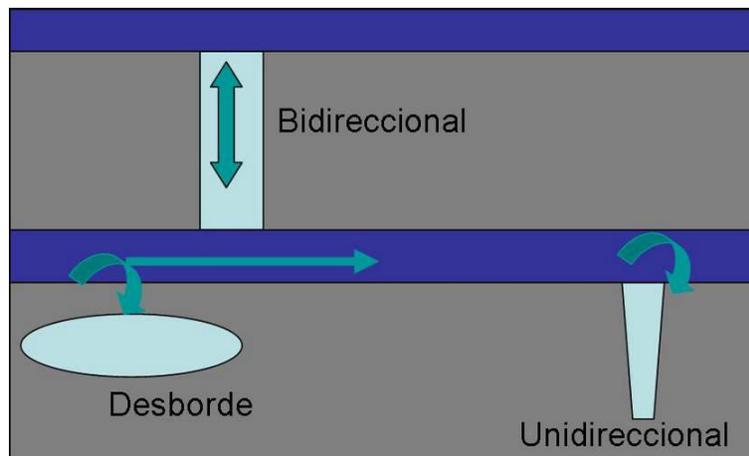


Figura 42. Esquema conceptual de los flujos de agua.



Figura 43. Efecto de cambios en la conectividad hidrológica debido al corte en el flujo de agua. a- verano ; b- invierno.

Tabla 15. Descripción de los tipos de conectividad y duración del agua en los canales.

Conectividad	Unidireccional	El flujo de agua va en una sola dirección. Tiene una entrada de agua desde un canal de mayor orden (distributivo) y finaliza en un bajo que no se comunica con otro sistema acuático. Es típico de los canales naturales regulados o de los artificiales regulados, donde la entrada de agua se maneja con una bomba.
	Bidireccional	El flujo de agua presenta entrada/salida del agua por dos direcciones. La dirección del agua dependerá de la velocidad de la corriente, pendiente, y está sujeto a las mareas del Río de la Plata, vientos, drenaje del agua de lluvia. Son los canales cuyo manejo del agua es no regulado.
	Desborde	Comprende a los ambientes acuáticos que son paleocauces, desbordes de otros ambientes o canales que han cambiado de curso por algún cambio en el paisaje circundante y generan este tipo de ambiente.
Duración	Permanente	Son aquellos canales que presentan agua todo el año. Incluye a los canales no regulados y a la mayoría de los canales productivos que necesitan agua para el desarrollo de su actividad.
	Temporal	Corresponde a los canales que en general son de desborde o de los bajos de las islas, donde en una determinada época del año se secan. No presentan bombeo y son seminaturales.

Tabla 16. Clasificación de los canales de acuerdo al tipo de conexión (Uni: unidireccional, Bidi: bidireccional, Desb: desborde) y duración del agua (Perma: permanente, Tempo: temporal).

Canales/conexión		Conexión			Duración del agua	
Nombre	Abrv.	Uni	Bidi	Desb	Perma	Tempo
Brasileiro	BRA					
Monte Blanco	MB					
Casa Vieja	CV					
Chozas	CZ					
Quinta Arco Iris	QAI					
Canal 6	CA6					
Campamento	CAMP					
Charca	CHA					
Jauregui bomba1	JB1					
Jauregui bomba2	JB2					
Jauregui Foresta1	JFO					
Papel PreForestal	PPFO					

Sistemas y Usos productivos: En la Tabla 17 se resume la clasificación de los canales según sistemas y usos productivos. Los usos productivos se describen con detalle en el capítulo 2.

Tabla 17. Clasificación de los 10 canales muestreados según sistema y uso productivo.

ID	Nombre del Canal	Sistemas	Uso
MB	Monte Blanco	No Regulado	Sin uso
CV	Casa Vieja		Forestal
CZ	Chozas		
QAI	Quinta Arco Iris		
CAMP	Campamento		Sin uso
PPFO	Puente álamos	Regulado	Forestal
JFO	Jáuregui Forestal		Silvopastoril
JB1	Jáuregui Bomba1		
JB2	Jáuregui Bomba2		Ganadero
CHA	Charca		

Caracterización limnológica: Para cada canal se registraron seis variables físico-químicas del agua (conductividad, temperatura, pH, oxígeno, profundidad y transparencia) y una variable del aire (temperatura) por fecha de muestreo. En la Tabla 18 se describen las variables medidas y su importancia para los peces

Tabla 18. Variables ambientales medidas y su importancia para los peces.

Variable	Método	Unidad	Implicancia para los peces
Temperatura del agua	Lutron YK 2001PH	°C	Los peces de zonas subtropicales son particularmente sensibles a las temperaturas elevadas (mayor a 30°C,) por lo que requieren refugios térmicos (zonas de agua más frescas). Asociada a temporalidad (aguas bajas) puede causar estrés y alteraciones en conducta alimentación y reproducción. Bajas temperaturas hibernación no mortalidad.
pH	Lutron YK 2001PH	1 a 14	Valores ácidos (bajos) son asociados a aguas estancadas y materia en descomposición. Valores elevados son asociados a altos contenido de sales disueltas o sobresaturación de oxígeno por fotosíntesis en aguas con baja capacidad buffer. Valores fuera de rango son perjudiciales para epitelios branquiales y mucosas del sistema digestivo/respiratorio. Se relaciona con disturbio en osmoregulación y determina preferencias de hábitat para reproducción en algunas spp.
Conductividad	Lutron YK 2001PH	μs/cm ²	Indicador de cantidad de solidos disueltos y de restricciones fisiológicas para el uso del agua. El aumento de materia orgánica puede favorecer a organismo heterotróficos
Oxígeno	Lutron YK 2001PH	mg/l	Oxígeno disponible para respiración. La mayoría de las especies presentan adaptaciones a niveles bajos de oxígeno, especialmente los juveniles. En adultos asociado a alta temperatura y aguas bajas causa stress (osmoregulación.)
Transparencia	Disco de Secchi	cm	Indicador indirecto de sedimentos en suspensión y de restricciones fisiológicas para el uso del agua
Profundidad	Regla graduada	cm	Mayores valores implican mayor volumen potencialmente habitable, mayor amortiguación de las variaciones de temperatura, mayor oferta de lugares frescos durante el verano y cálidos en invierno.

Adicionalmente, para cada área de estudio se tomaron datos de un arroyo cercano de referencia (Referentes externos. Ver Tabla 1). En el caso de Villa Paranacito se utilizó el Arroyo Brasilerio (Figura 44) y en la zona de Campana, el canal 6 (Figura 45). Los detalles referentes a la metodología de la toma de datos limnológicos y caracterización de los cursos de agua pueden consultarse en el Capítulo II.



Figura 44. Mapa del área de Villa Paranacito, mostrando el canal distributivo más cercano; A ° Brasifero, considerado Referente externo y, canal MB, sin uso productivo, considerado el Referente interno.

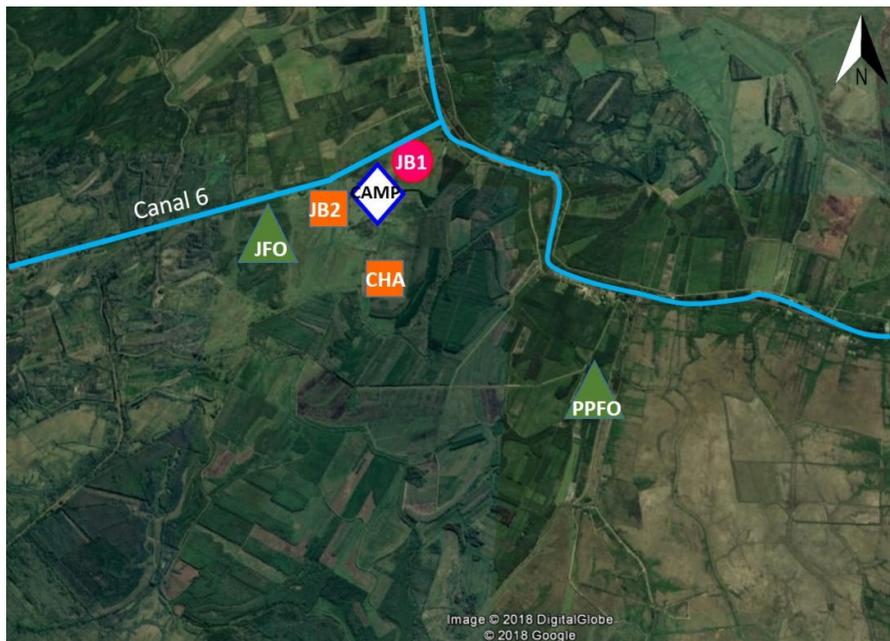


Figura 45. Mapa del área de Campana, mostrando el canal distributivo más cercano, Canal 6, considerado Referente externo y canal CAMP, sin uso productivo, considerado el Referente interno.

Para poder integrar temporalmente las campañas, que se realizaban algunos meses para la zona de Paranacito y otros meses para Campana, se las agrupó por estación del año (invierno, otoño, primavera y verano), teniendo en cuenta los valores de temperatura del aire y la del agua. Para comparar la variabilidad limnológica de los canales se utilizó el promedio de las variables del agua (temperatura agua, conductividad, oxígeno, pH) correspondientes a cada estación. En la Tabla 19 se presentan los valores medios de las variables temperatura del agua y temperatura de aire que se utilizaron como criterio para clasificar las campañas en estación del año.

Tabla 19. Valores medios de las variables temperatura del agua y del aire para los canales del Bajo Delta.

	Meses							
	1-2-3 (Verano)		4-5-6 (Otoño)		7-8-9 (Invierno)		10-11-12 (Primavera)	
	T° aire	T° agua	T° aire	T° agua	T° aire	T° agua	T° aire	T° agua
A ° Brasilerero	28	26	18	17	14,6	14	25	23
MB	28	25	17,9	16	13,9	14	24,9	22
CV	28	25	17,7	16	16,2	13	24,9	24
CZ	28,5	27	21,5	17	14,6	13	25,7	23
QAI	28	25	17,1	17	16,2	13	24,8	23
Canal 6	26,7	20	18,1	13	16,5	14	26,6	22
CAMP	26,7	20	18	14	17,3	12	27,7	22
CHA	26,7	27	18	14	19	15	30	25
JB1	26,7	19	18	14	16,5	10	27,7	21
JB2	26,7	27	18	14	16,5	12	28,5	24
JFO	26,7	27	18	14	16,5	10	27,7	21
PPFO	26,7	22	18	15	17	13	31,5	24

4.3.2 Análisis de datos

Para el análisis físico-químico-hidrológico de los canales se utilizó un Análisis de Componentes Principales (PCA) para lograr la simplificación y reducción de las dimensiones de las variables limnológicas medidas asociados a diferentes tipos de conectividad y permanencia del agua. Para ello se utilizaron los valores medios de las variables ambientales, considerando todas las muestras tomadas en cada canal. El primer eje representa la mayor variación existente en los datos y los siguientes la variación residual restante (Clarke y Warwick 2006). Los datos fueron normalizados mediante una estandarización restando la media y dividiendo por el desvío estándar. Para procesar los datos se utilizó el programa estadístico PRIMER 6.

Para comparar los sistemas productivos se agruparon los canales en: No regulados versus Regulados y, se tomaron como referentes a los canales con menor o ningún grado de modificación antrópica (Capítulo II y III). En los canales No regulados se utilizó el A° Brasilerio como referente externo mientras que en los regulados el seleccionado fue el canal 6.

Para el análisis limnológico temporal se consideraron las diferencias entre estaciones del año mediante el uso del PCA y luego por variable se realizó una comparación detallada (análisis univariados).

Para el análisis de las especies se realizó un Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) para estudiar la relación entre las variables (conductividad, transparencia, pH y temperatura del agua, profundidad, oxígeno disuelto), y la composición y estructura del ensamble de peces. Para procesar los datos se utilizó el programa estadístico P.A.S.T (Hammer et al., 2013).

4.4 RESULTADOS

4.4.1 Caracterización limnológica multivariada de los canales

En la Tabla 20 se presentan los valores medios de las 6 variables físico-químico e hidrológicas (temperatura del agua, conductividad, pH, oxígeno disuelto, profundidad y transparencia) para cada canal y sus referentes durante el periodo de muestreo. En la comparación de los canales Regulados versus los No regulados se observan que las mayores diferencias se registran en las variables conductividad, oxígeno disuelto, profundidad y transparencia. En el Anexo V se presentan los valores obtenidos para estas variables por canal y por fecha.

Tabla 20. Valores medios de las variables físico-químicas del agua (n=311). Temp: temperatura del agua; CE: conductividad eléctrica; pH; OD: oxígeno disuelto; Prof: profundidad; Transp.: transparencia. Grupo 1: No Regulados V. Paranacito; Grupo 2: No regulados y Regulados Campana.

	Variables del agua					
	Temp. (°C)	CE (µS/cm)	pH	OD (mg/l)	Prof. (cm)	Transp. (cm)
Grupo 1	19.69 ± 0,33	123.97 ± 4,54	6.88 ± 0,07	4.9 ± 0,55	129.9 ± 29.44	48.17 ± 2.13
A° Brasilerero	19.81 ± 5.28	127.19 ± 11.11	6.92 ± 0.27	5.8 ± 0.55	146.5 ± 20.7	51.75 ± 21.3
MB	19.32 ± 5.28	127.19 ± 18.78	6.88 ± 0.48	4.9 ± 0.76	135.3 ± 74.6	46.9 ± 25.2
CV	19.58 ± 6.02	117.19 ± 16.48	6.86 ± 0.43	4.3 ± 1.26	117.9 ± 76.1	47.1 ± 22.1
CZ	20.19 ± 6.08	120.19 ± 20.79	6.78 ± 0.40	5.0 ± 0.39	110.9 ± 69.4	48.5 ± 23.6
QAI	19.57 ± 5.39	126.19 ± 13.76	6.98 ± 0.31	4.8 ± 0.90	139.1 ± 77.5	46.6 ± 23.6
Grupo 2	18.01 ± 1,48	217.31 ± 74,41	6.91 ± 0,15	3.4 ± 1,3	79.2 ± 32.58	23.24 ± 3,71
Canal 6	17.04 ± 4.48	152.19 ± 8.653	7.03 ± 0.23	5.9 ± 0.57	123.3 ± 5.4	17 ± 2.5
CAMP	17.19 ± 4.99	138.19 ± 25.67	7.08 ± 0.20	4.2 ± 0.73	76.8 ± 22.6	21.9 ± 5.3
CHA	20.29 ± 6.70	147.19 ± 80.69	7.02 ± 0.41	3.2 ± 1.05	79.3 ± 22.1	25.1 ± 7.5
JB1	15.87 ± 4.75	262.19 ± 12.68	6.79 ± 0.24	2.5 ± 0.76	71.0 ± 12.2	22.5 ± 2.6
JB2	19.33 ± 7.63	220.19 ± 26.13	6.96 ± 0.34	3.3 ± 0.77	64.8 ± 21	27.7 ± 18.1
JFO	18.01 ± 7.49	269.19 ± 58.09	6.83 ± 0.54	2.1 ± 0.66	67.1 ± 22	21.4 ± 8.6
PPFO	18.34 ± 5.49	331.19 ± 57.59	6.66 ± 0.11	2.6 ± 0.42	72 ± 24.8	27.1 ± 8.4

Al analizar las variables físico-químicas-hidrológicas del conjunto de los canales mediante PCA, se observó que los tres primeros ejes explicaron el 86.6 % de la variación, donde la mayor contribución estuvo dada por la conductividad, mientras que en el segundo eje la variable con mayor peso fue la profundidad. La variable transparencia del agua fue la que contribuyó en el tercer eje (Figura 46; Tabla 21 y Tabla 22). El primer eje explicó el 55.3 % de la varianza estando positivamente asociado a la conductividad y negativamente correlacionado con el oxígeno disuelto, profundidad y transparencia. Por su parte el segundo eje (18.7 %) estuvo definido por su relación positiva con la temperatura. En el plano factorial formado por los dos primeros componentes se observó que los canales se ordenan en dos grupos; los canales No regulados (MB, CV, CZ, A°Brasil., C6) versus los canales Regulados (CHA, JB1, JB2, PPFO, JFO) que a su vez se agruparon con CAMP (No regulado de Campana). Los primeros se caracterizan por presentar un flujo del agua bidireccional y que mantiene un mínimo de agua a lo largo del año. Estos están definidos por una menor conductividad, mayor profundidad y mayor transparencia. Por otro lado, los canales Regulados, incluyen la categorías de flujo del agua unidireccional y desborde, y pueden presentar tanto un régimen de permanencia anual del agua o estacional. Estos se relacionan con una mayor conductividad, menor profundidad y menor transparencia.

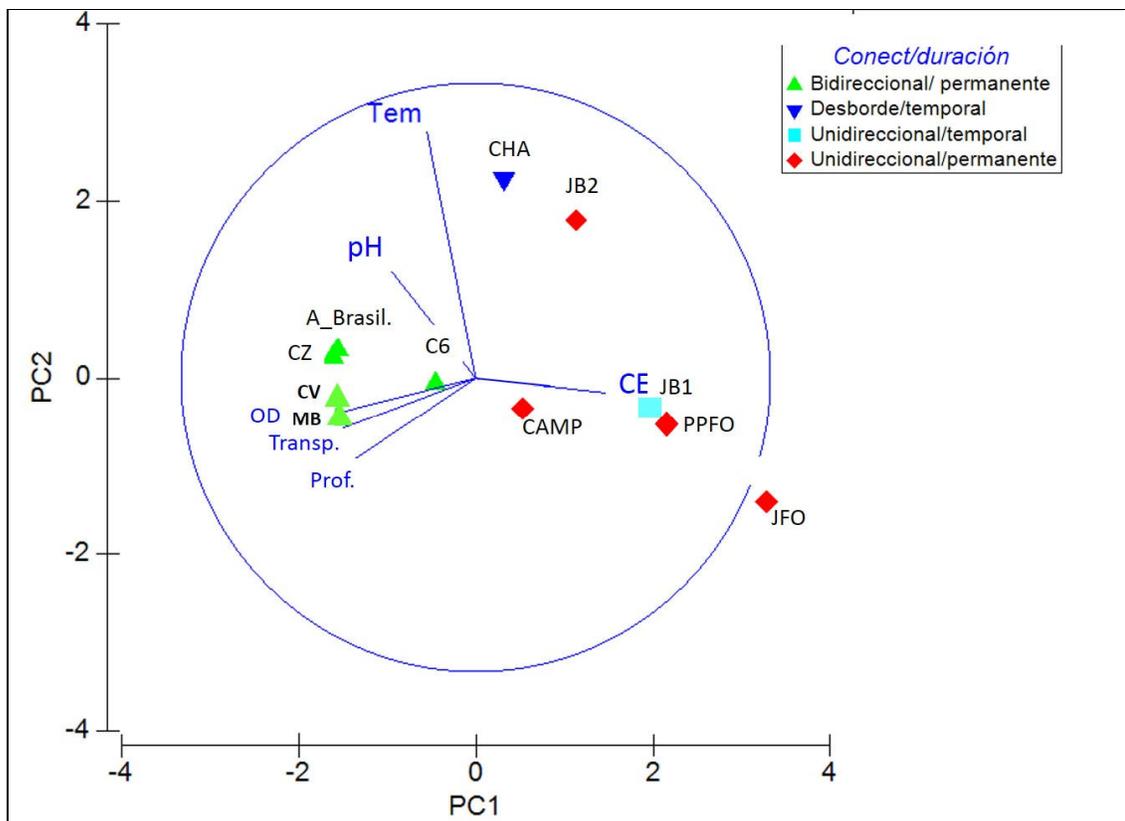


Figura 46. Análisis de componentes principales del conjunto de canales, en el espacio de las variables físico-químicas medidas. A° Brasileru y canal 6 fueron los referentes de estos canales.

Tabla 21. Autovalores para los primeros tres componentes (PC 1, 2 y3).

PC	Variable	Autovalor	% varianza
1	Conductividad	3.32	55.3
2	Profundidad	1.12	18.7
3	Transparencia	0.76	12.8

Tabla 22. Valores de los autovectores para las 6 variables físico-químicas medidas en los canales.

Variable	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5
Temperatura	-0.165	0.833	-0.380	-0.096	-0.040
Conductividad	0.471	-0.054	0.366	-0.476	0.122
ph	-0.312	0.395	0.790	-0.159	-0.124
Oxígeno disuelto	-0.477	-0.121	0.225	0.493	0.466
Profundidad	-0.474	-0.320	-0.051	-0.191	-0.715
Transparencia	-0.449	-0.171	-0.210	-0.677	0.489

Al analizar las variables físico-químicas del grupo de canales No regulados de Villa Paranacito mediante PCA, se observa que el primer componente explico el 58.2 % de la variación y estuvo negativamente correlacionado con la transparencia y positivamente con el oxígeno disuelto, pH y, oxígeno disuelto en menor medida. Por su parte, el segundo eje explico el 34.1% y estuvo definido por la transparencia (

Figura 47; Tabla 23 y Tabla 24). El Arroyo Brasileiro (referente externo) estuvo asociado a altos valores de oxígeno, y mayores valores de pH y conductividad, pero con una menor transparencia y profundidad. Los canales CV, CZ, MB y QAI presentaron alta transparencia y profundidad pero difirieron en sus características térmicas dado que los primeros poseen mayor temperatura.

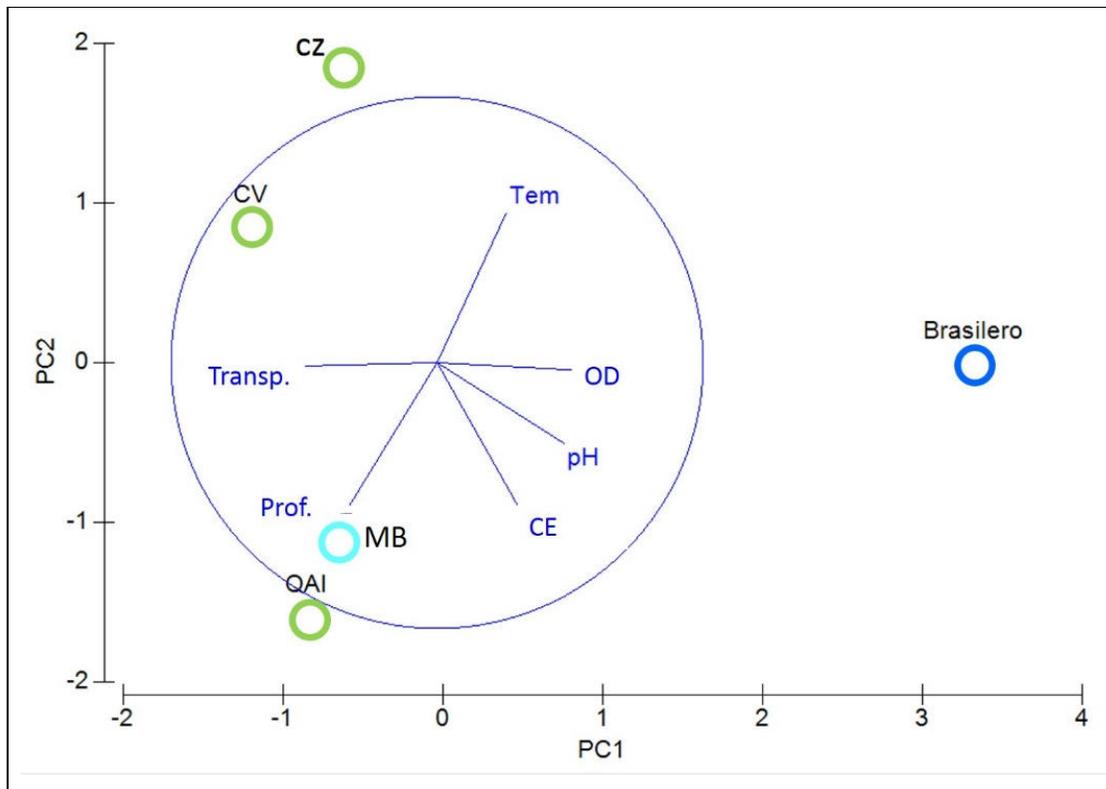


Figura 47. Análisis de componentes principales de las muestras de los canales del grupo No Regulado de Villa Paranacito, en el espacio de las variables físico-químicas medidas. A° Brasileiro y MB fueron los referentes de estos canales.

Tabla 23. Autovalores para los primeros dos componentes (PC 1 y 2).

PC	Variable	Autovalor	% varianza
1	Profundidad	3.49	58.2
2	Transparencia	2.05	34.1

Tabla 24. Valores de los autovectores para las 6 variables físico-químicas medidas en los canales No regulados.

Variable	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5
Temperatura	0.260	0.564	0.490	-0.574	0.022
Conductividad	0.310	-0.550	0.319	-0.182	-0.679
Ph	0.477	-0.303	-0.208	0.027	0.273
Oxígeno disuelto	0.506	-0.027	0.474	0.490	0.386
Profundidad	-0.328	-0.536	0.268	-0.468	0.549
Transparencia	-0.495	-0.013	0.564	0.421	-0.119

En el análisis por fechas se observó que la profundidad estuvo afectada por la presencia de una sudestada durante la campaña del 24/08/2013 (Figura 48).

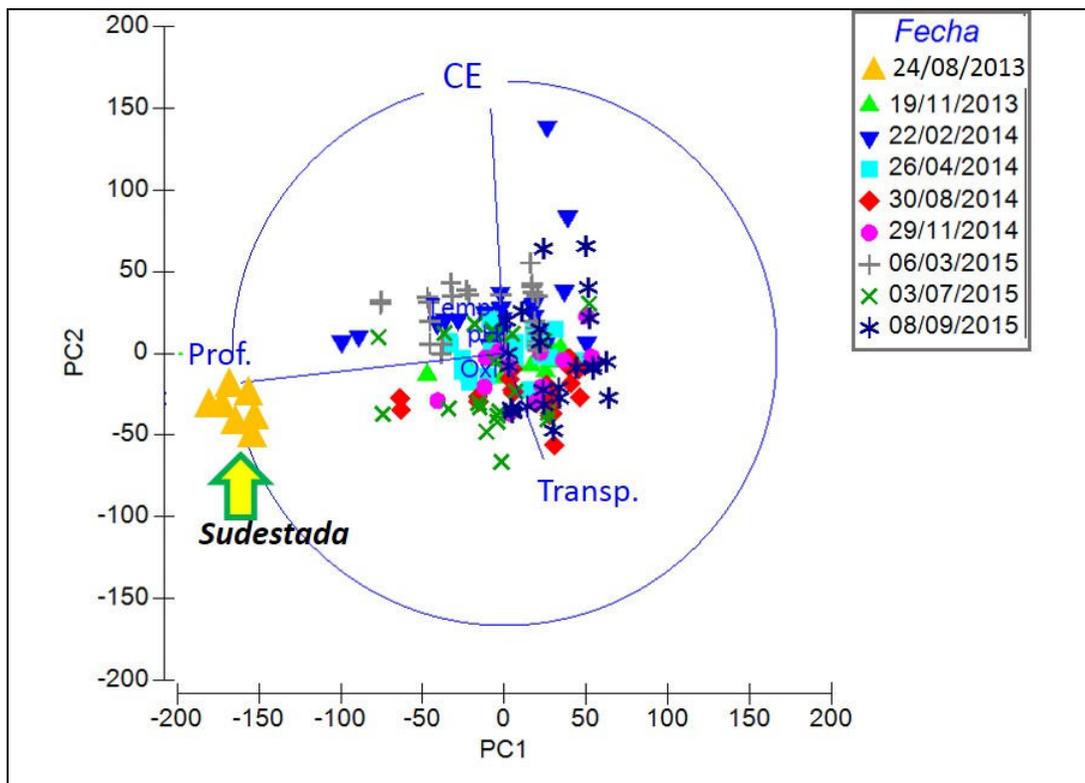


Figura 48. Análisis de componentes principales por fecha de los canales del grupo No Regulado en el espacio de las variables físico-químicas medidas.

Al realizar un PCA excluyendo esa fecha, la profundidad sigue siendo el principal factor, seguida por conductividad y transparencia. Estos tres factores explican el 99.1 % de la variación (Tabla 25 y Tabla 26). En la Figura 49 se observa la relación entre los parámetros limnológicos medidos y la estacionalidad. Durante el verano los canales se caracterizaron por presentar una menor transparencia, mayor conductividad y mayor profundidad. Durante el otoño y primavera se observó una situación intermedia, mientras que en invierno se notó una mayor turbidez, menor profundidad y baja conductividad.

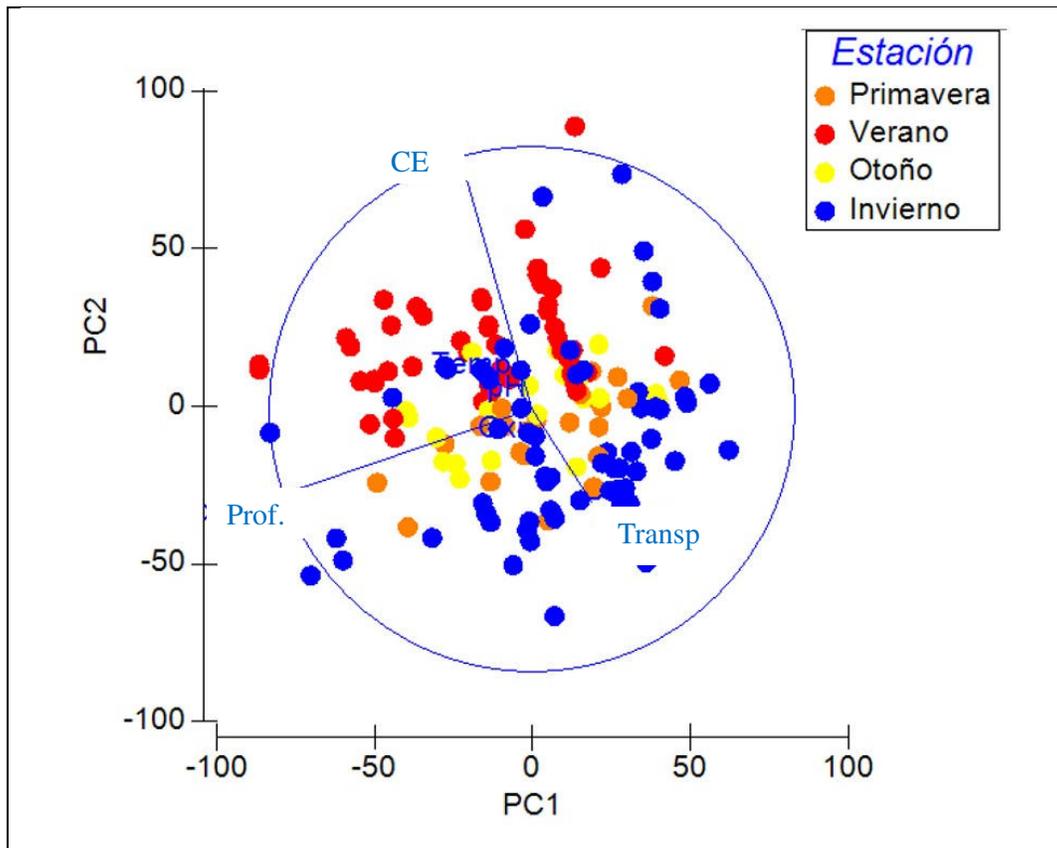


Figura 49. Análisis de componentes principales de las muestras en el espacio de las variables físico-químicas medidas. Sin considerar la sudestada.

Tabla 25. Autovalores para los primeros tres componentes (PC 1, 2 y 3).

PC	Variable	Autovalor	% varianza
1	Profundidad	19,5	41,9
2	Conductividad	748	36,4
3	Transparencia	2,16	20,6

Tabla 26. Valores de los autovectores para las 6 variables físico-químicas medidas en los canales.

Variable	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5
Temperatura	-0.056	0.090	-0.030	-0.992	0.046
Conductividad	-0.247	0.872	0.414	0.080	-0.007
pH	-0.002	0.003	-0.001	-0.043	-0.218
Oxígeno disuelto	-0.006	-0.007	0.002	-0.038	-0.975
Profundidad	-0.940	-0.322	0.113	0.021	0.007
Transparencia	0.229	-0.357	0.903	-0.072	0.006

Al analizar las variables físico-químicas en los canales No regulados y Regulados de Campana mediante PCA, se observó que los dos primeros ejes explican el 83 % de la variabilidad de los datos. El componente principal (55.9 %) estuvo negativamente correlacionado con la conductividad, oxígeno disuelto y profundidad, en tanto el segundo explico el 26.8% y se correlaciono positivamente con el pH, temperatura y transparencia. (Figura 50; Tabla 27 y Tabla 28). El canal 6 (referente externo) y el canal CAMP (referente interno), ambos regulados, presentaron valores negativos sobre el PCA1, en asociación con altos valores de profundidad y bajos valores de transparencia. Por otra parte, canales regulados como JFO, PPFO y JB1 presentaron valores positivos en el PCA 2, en asociación con bajos valores de pH, temperatura y transparencia

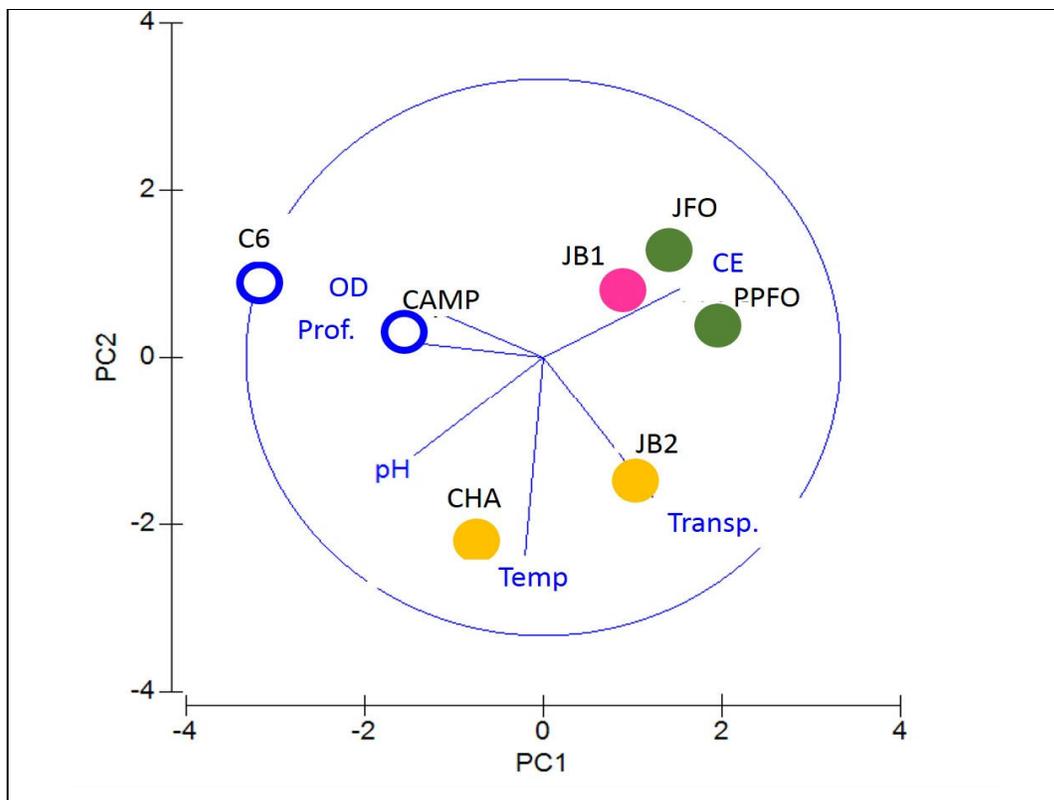


Figura 50. Análisis de componentes principales de las muestras de los canales del grupo Regulado en el espacio de las variables físico-químicas medidas.

Tabla 27. Autovalores para los primeros dos componentes principales (PC 1 y 2).

PC	Variable	Autovalor	% varianza
1	Conductividad	3.35	55.9
2	Transparencia	1.61	26.8

Tabla 28. Valores de los autovectores para las 6 variables físico-químicas medidas en los canales regulados.

Variable	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5
Temperatura	-0.062	-0.714	-0.423	0.444	-0.188
Conductividad	0.465	0.249	-0.504	-0.279	0.226
Ph	-0.434	-0.354	0.381	-0.474	0.247
Oxígeno disuelto	-0.466	0.212	-0.398	-0.386	-0.656
Profundidad	-0.488	0.059	-0.493	0.020	0.650
Transparencia	0.369	-0.505	-0.142	-0.593	0.004

4.4.2 Análisis limnológico univariado

Temperatura

El análisis de la variable temperatura del agua para los canales No regulados de Villa Paranacito indicó que tanto el canal sin uso o referente interno, los canales de uso forestal no regulado, y el referente externo (A° Brasilerero) presentaron valores similares, con una tendencia a aumentar la temperatura en primavera y verano, con poco rango de variación. En los canales No regulados de Campana la temperatura presentó poca variación con respecto a la del referente externo (alcanzando a +4 grados en verano y -2 grados en invierno) (Figura 51- a).

Para el caso de los canales Regulados de Campana tanto el canal referente interno (Sin uso) como el externo (Canal 6) presentaron valores similares (a +4 grados en verano y -2 grados en invierno), con la máxima temperatura en la estación primavera. Los canales forestales regulados y ganaderos presentaron las mayores diferencias con respecto a los referentes, registrando en invierno temperaturas entre 2 y 4 grados más frías y en verano entre 2 y 7 grados más cálidas. Respecto del rango de variación, los canales forestales regulados presentan un mayor rango en invierno, en tanto que en los ganaderos esto ocurre durante el verano (Figura 51.b).

En la Figura 51-c se observa que en los canales de uso ganadero la temperatura del agua alcanza mayores valores en primavera-verano, mientras que los silvopastoriles los menores valores en otoño-invierno-primavera. Los canales de uso forestal tanto no regulados como regulados presentaron poca variación respecto a sus canales de referencia (tanto interna como externa).

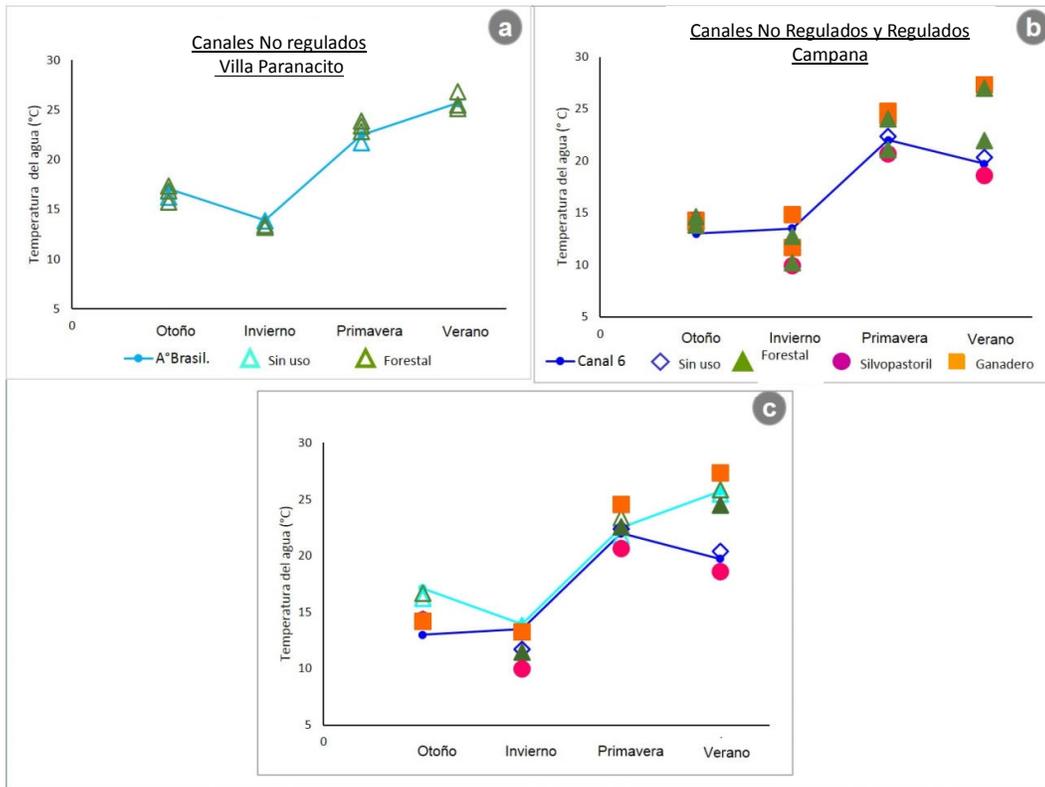


Figura 51. Temperatura del agua por estación del año y discriminada por sistemas y usos productivos del Bajo Delta. a y b) rango de variación; c) valor medio para cada uso.

Conductividad

En el caso de la variable conductividad, se observó que los canales No regulados de Villa Paranacito presentaron poca variación entre sí y con sus canales de referencia tanto interno como externo (Figura 52-a). Asimismo presentaron poca variación entre las estaciones del año.

En los canales Regulados de Campana, coincidieron los valores para el canal de referencia interna y externa, los cuales presentaron valores más bajos a lo largo del año que la mayoría de los usos productivos. Los demás canales presentaron importantes diferencias entre sí y a lo largo del año, siendo los canales forestales regulados y los silvopastoriles los que mostraron conductividades más altas a lo largo del año. Los canales ganaderos presentaron mucha variación y en invierno-primavera-verano su temperatura estuvo cercana a sus referentes (Figura 52-b).

En la Figura 52-c se observa que en los canales de tipo forestal regulado y silvopastoril fueron los usos que presentaron las mayores conductividades durante todo el año. Durante el verano, los canales ganaderos se suman a esta tendencia. Los canales

con uso forestal no regulado, y los ganaderos en las estaciones otoño-invierno-primavera presentaron poca variación en su conductividad respecto a ambos canales de referencia.

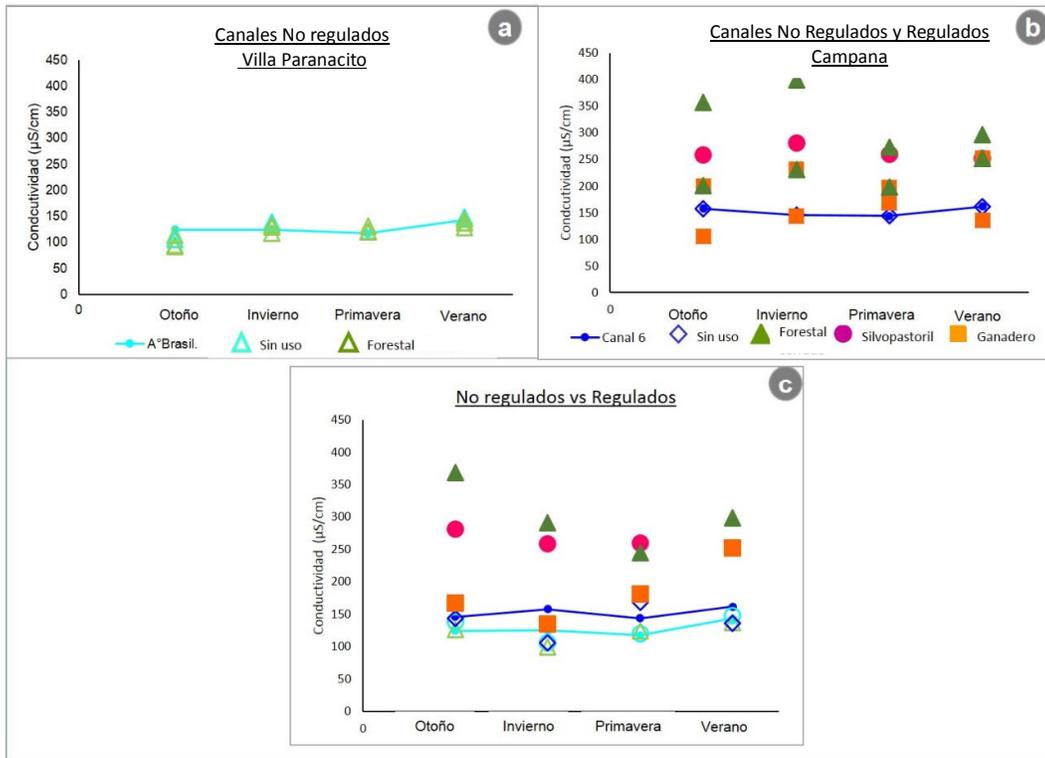


Figura 52. Conductividad del agua por estación del año y discriminada por sistemas y usos productivos del Bajo Delta. a y b) rango de variación; c) valor medio para cada uso.

pH

Al analizar las variaciones del pH, los canales No regulados de Villa Paranacito presentaron poca variación entre si y respecto a ambos referentes, con una disminución durante el invierno. Sin embargo, entre los canales de referencia se observó que el canal de referencia interna fue el que presentó el menor valor de todos durante el invierno (Figura 53-a).

En los canales Regulados de Campana coincidieron los valores para el canal de referencia interna y externa, mientras que los demás canales presentaron diferencias importantes entre si y a lo largo del año. Los canales de referencia presentaron valores más altos de pH durante otoño-primavera-verano que la mayoría de los usos productivos, siendo los canales forestales regulados los que mostraron los menores valores (Figura 53-b).

Al comparar los referentes externos entre las zonas estudiadas se observa que presentaron un comportamiento dispar. Respecto a los canales con diferentes usos productivos los mayores diferencias se observaron en otoño en las forestaciones no reguladas, las que presentaron aguas ligeramente ácidas mientras que los canales forestales regulados, silvopastoriles y ganaderos fueron ligeramente básicos para dicha estación. Ese patrón se invierte en primavera-verano (Figura 53-c).

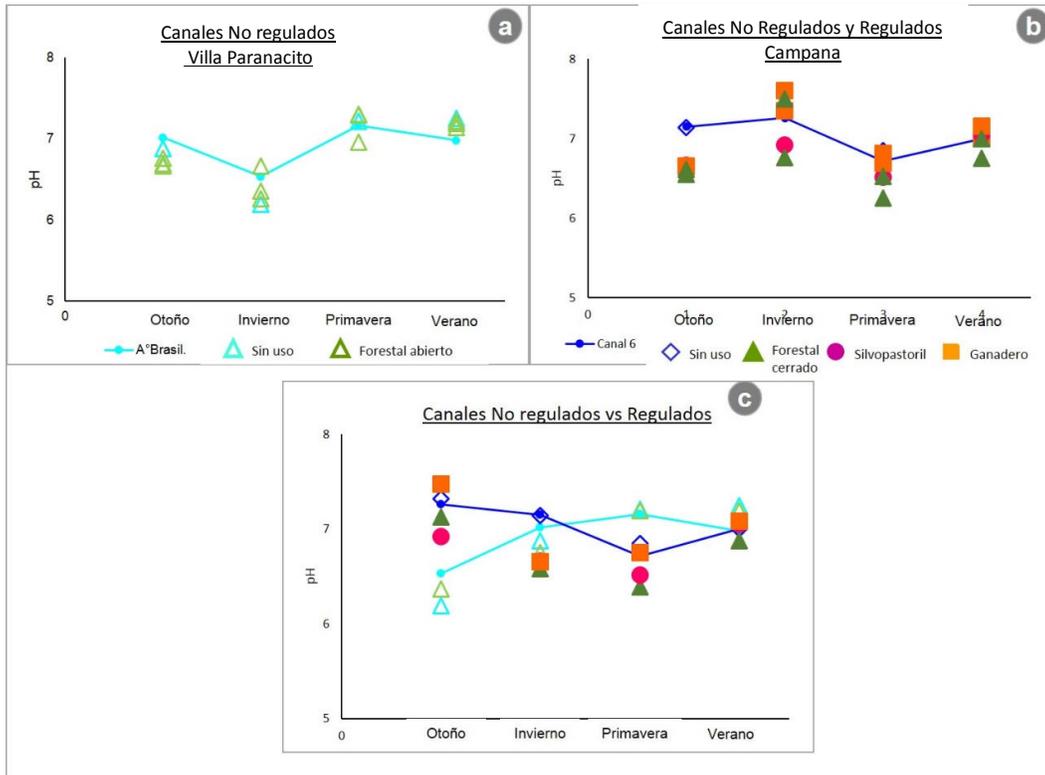


Figura 53. pH del agua por estación del año y discriminado por sistemas y usos productivos del Bajo Delta. a y b) rango de variación; c) valor medio para cada uso.

Oxígeno

Los canales No regulados de Villa Paranacito exhibieron variaciones de oxígeno marcadas por estación, presentando durante todo el año valores más bajos que su referente externo, con una tendencia a disminuir el oxígeno durante el invierno (Figura 54-a). Lo mismo fue observado en los canales Regulados de Campana, pero registrándose los menores valores durante el verano (Figura 54-b).

Al comparar los canales con diferentes usos se observa que los canales forestales regulados, silvopastoriles y ganaderos presentaron los menores valores de oxígeno,

mientras que los forestales no regulados presentaron los mayores valores de toda la serie (Figura 54-c).

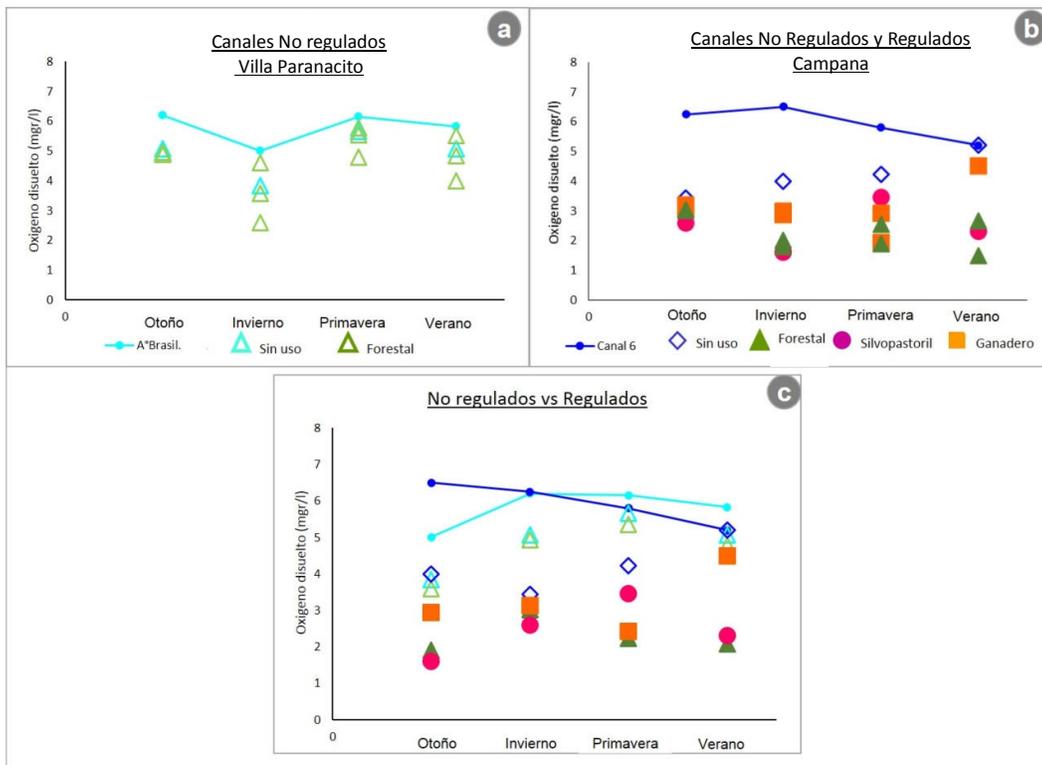


Figura 54. Oxígeno del agua por estación del año y discriminado por sistemas y usos productivos del Bajo Delta. a y b) rango de variación; c) valor medio para cada uso.

Profundidad

Los canales No regulados de Villa Paranacito presentaron variaciones en el rango de profundidad en las distintas estaciones, presentando profundidades menores que su referente externo durante todo el año, con una tendencia a presentar los menores valores durante el otoño y el verano (Figura 55-a). Lo mismo fue observado en los canales Regulados de Campana, pero registrándose los menores valores durante el verano (Figura 55-b).

Al comparar los canales con diferentes usos se observa que los canales forestales regulados, silvopastoriles y ganaderos presentaron las menores profundidades, mientras que los forestales no regulados se ubicaron con valores por encima, siendo los canales de referencia tanto internos como externos los más profundos (Figura 54-c).

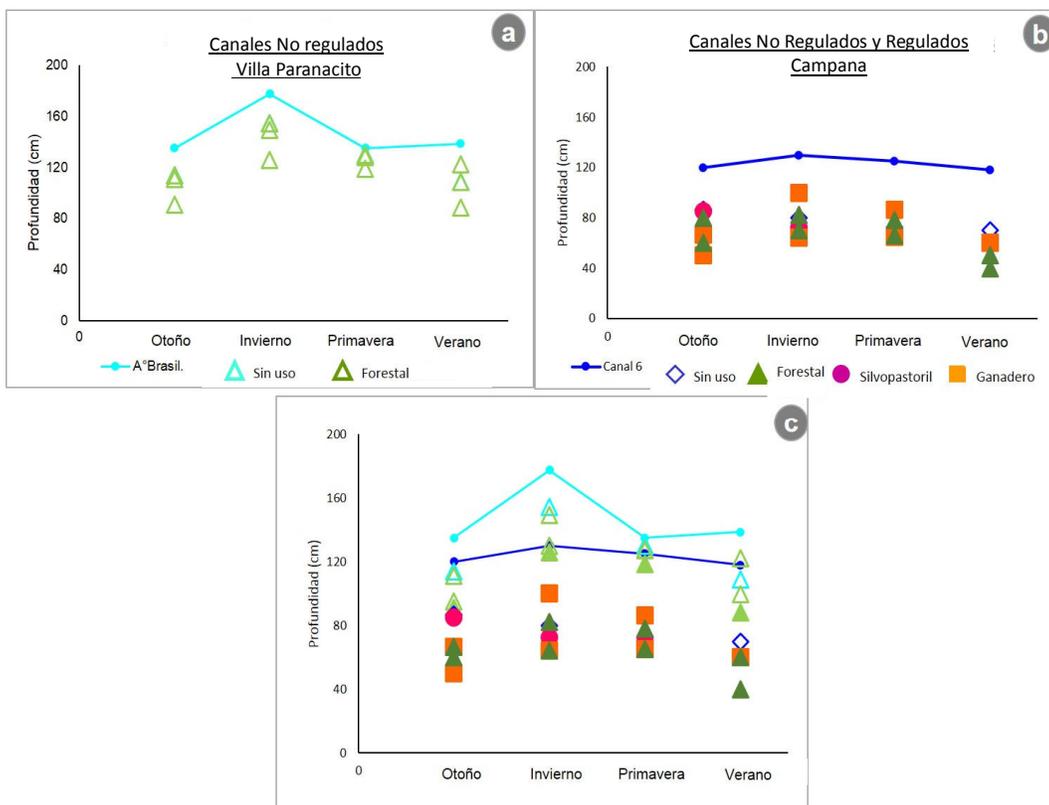


Figura 55. Profundidad agua por estación del año y discriminada por sistemas y usos productivos del Bajo Delta. a y b) rango de variación; c) valor medio para cada uso.

Transparencia

En el caso de la transparencia del agua, los canales No regulados de Villa Paranacito presentaron poca variación entre sí y con sus canales de referencia, tanto interno como externo (Figura 56-a). A su vez presentaron poca variación entre las estaciones del año.

En los canales Regulados de Campana, la transparencia del agua en los canales de referencia externo e interno presentó los menores valores y poca variación a lo largo del año, mientras que el resto de los canales con usos productivos, tuvieron diferencias importantes entre sí y a lo largo del año. En este aspecto, los canales silvopastoriles y ganaderos fueron los que mostraron mayores valores, destacándose otoño-invierno (Figura 56-b).

En la figura Figura 56-c se observa que los canales No regulados versus Regulados presentaron marcadas diferencias. Los canales forestales no regulados y sus referentes se caracterizaron por presentar una mayor turbidez a lo largo del año. Por otro lado, y en el caso de los canales Regulados, el referente externo fue el que presentó los menores valores de turbidez, en tanto los usos productivos presentaron valores intermedios.

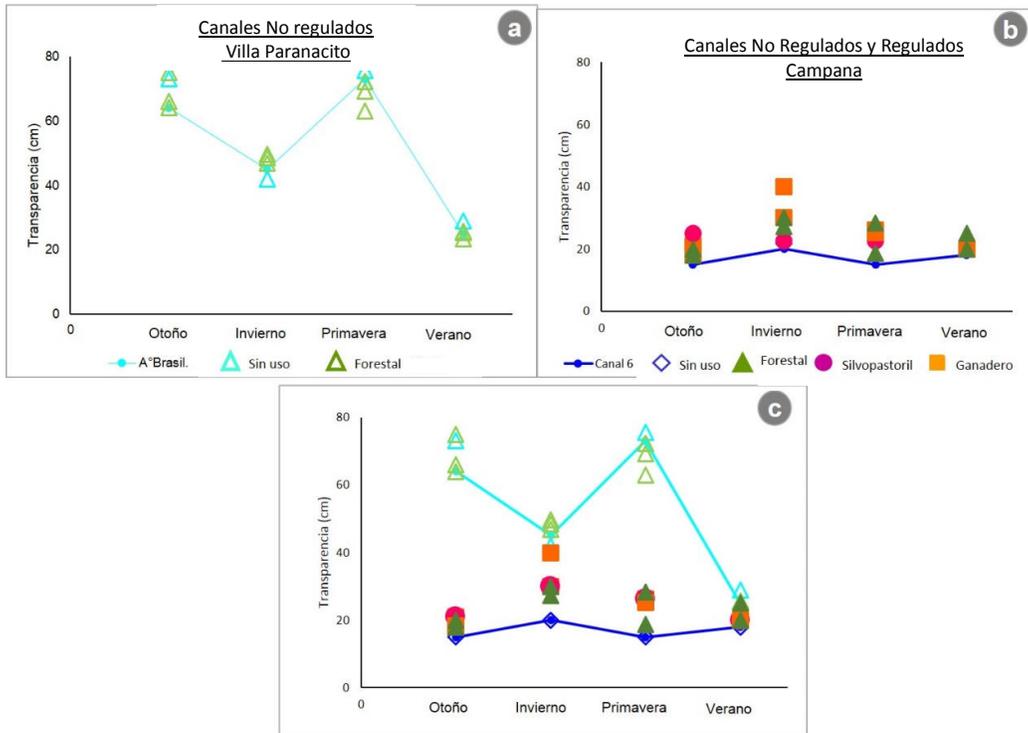


Figura 56. Transparencia del agua por estación del año y discriminada por sistemas y usos productivos del Bajo Delta. a y b) rango de variación; c) valor medio para cada uso.

el anexo VII se puede consultar el valor medio de los parámetros físico-químicos por especie.

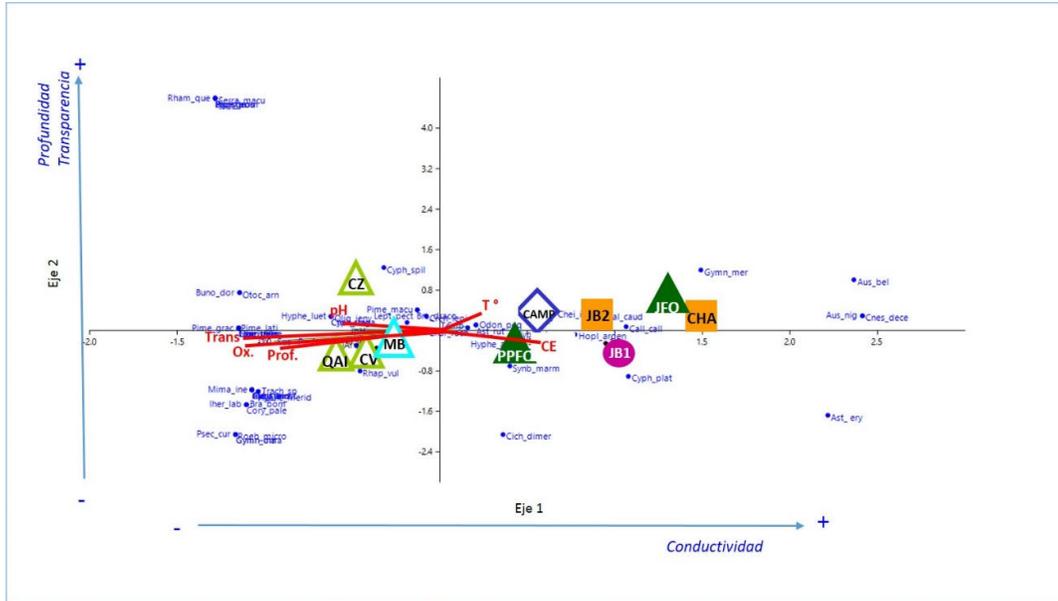


Figura 58. Biplot del Análisis de Correspondencia Canónica (CCA), mostrando el ordenamiento de las especies (ocurrencias) en relación con las 6 variables físico-químicas.

Al comparar ambos biplot con el gradiente de variables físico-químicas-hidrológicas se destacan dos grupos de canales; un grupo formado por los canales No regulados de Villa Paranacito (incluyendo su referente interno y el uso Forestal no regulado) donde la conexión es bidireccional y siempre tiene agua a lo largo del año y un segundo grupo formado por los canales No regulados y Regulados de Campana y que comprende el resto de los usos productivos: forestal regulado, silvopastoril y ganadero. Éstos incluyen canales con flujo unidireccional y desborde y de régimen del caudal de agua tanto temporal como permanente.

4.5 DISCUSIÓN

Las alteraciones y el tipo de manejo del agua asociados al uso del suelo y del agua tienen un efecto importante tanto sobre la físico-química de los canales como sobre los ensambles de peces, afectando su composición y estructura. Los canales estudiados presentaron diferencias en cuanto a sus características limnológicas, por tipo de conectividad y duración de la altura del agua. En los canales regulados la conectividad con la fuente de especies y de renovación de agua esta interrumpida, además son ambientes menos profundos que no tienen tanta capacidad de amortiguar los cambios (capacidad buffer). La conductividad, profundidad y transparencia fueron los principales factores que discriminan los canales correspondientes a diferentes tipologías. En el análisis de los canales del grupo No regulado se observa una marcada influencia de la sudestada al subir la profundidad promedio de 1,2 a 3 metros. En el caso de los canales Regulados se advierte que el uso productivo marca las diferencias tanto en los canales como por fecha. La variabilidad estacional se puede apreciar además para las variables de temperatura del agua, conductividad, y oxígeno, no habiendo diferencia en el pH. Al comparar los usos productivos se puede observar que los canales, exceptuando a los de referencia y a los menos disturbados, presentan rangos más extremos de oxígeno y temperatura del agua, donde se hace actividad forestal, silvopastoril o ganadera. Esto concuerda con Krug (2018) que estudió cursos de agua en sistemas productivos del Delta y también con Cárdenas et al. (2007) que evaluaron los efectos de las modalidades foresto-ganaderas y ganaderas sobre microcuencas en Nicaragua.

El disturbio, los estresores ambientales, y la adaptación de los peces para hacer frente a los cambios físico-químicos locales afectan a la composición y dinámica del ensamble de peces. A escala local los factores físico-químicos del agua actúan como un filtro abiótico, que también dependerá de los rangos fisiológicos óptimos de cada especie. La selectividad de las especies a los microhabitats físico-químicos con adecuadas condiciones ambientales podría influenciar su uso del espacio, y los ensambles de especies pueden habitar un parche en particular (Mattews et al., 1998). En los ambientes acuáticos del Bajo Delta las mareas y sudestadas son las que promueven los movimientos a zonas más favorables, y los movimientos entre áreas de reproducción y/o alimentación. Al verse interrumpida esta conexión en los canales bajo regulación manual con bombas

solo se encuentran especies que soportan condiciones ambientales más severas y una ictiofauna más pobre sin especies migratorias. Por su parte, los canales Regulados (forestal, silvopastoril y ganadero) generan mayores niveles de estrés físico-químico para los peces, sumado a otros factores bióticos que podrían actuar como la competencia y la depredación que operarían más fuertemente en los ambientes aislados. En esta situación, los peces quedan restringidos a pozones aislados, donde la temperatura del agua aumenta y el oxígeno disminuye a medida que se prolonga la desconexión. Un aumento en la temperatura del agua aumenta la velocidad de las reacciones químicas y biológicas y disminuye la solubilidad del oxígeno, entre otros efectos. En general, al aumentar la temperatura en 10° C, los procesos metabólicos incrementan de 2 a 3 veces la demanda de oxígeno (Margalef, 1983). Esto puede conducir, en la época estival al agotamiento del oxígeno disuelto en el agua. Para ello diversas especies, como los calíctidos, poseen adaptaciones especiales para soportar concentraciones de oxígenos muy bajas. Por otro lado, bajas temperaturas pueden disparar adaptaciones como como invernación o aletargamiento. En este estudio se observó que la temperatura del agua presentó diferencias entre usos productivos y a lo largo del año. Ésta tiende a aumentar más en primavera-verano en los canales ganaderos, mientras que en invierno, los ambientes tanto silvopastoril como forestal regulado son los que presentaron los menores valores. Los canales silvopastoriles y forestales regulados se caracterizan por presentar mayores profundidades y un mayor sombreado, lo que podría estar generando microhabitats en la orilla con menores temperaturas.

La conductividad presentó diferencias entre usos productivos, siendo el uso forestal el más alto al igual que lo observado por Krug (2018). En los canales de las plantaciones forestales del Bajo Delta los contenidos de potasio y magnesio se incrementan a partir de los 40 cm de profundidad del suelo, posiblemente debido al efecto de las forestaciones sobre la hidrología. Dicho efecto se da por la combinación de una serie de factores como un incremento del ascenso capilar del agua en épocas de déficit hídrico (que en esta región se corresponde con el verano), la disminución de la lixiviación, la absorción de agua subterránea y la exclusión de sales por parte de las raíces y, finalmente, por el aporte de una napa freática cargada de solutos y cercana a la superficie durante el otoño-invierno (Jobbágy y Jackson 2004; Ceballos, 2011). Esto puede generar aumentos en la conductividad eléctrica de los suelos en esta región tras sucesivos ciclos forestales, generando problemas de toxicidad y salinidad (Ceballos, 2011). La correlación inversa entre la conductividad y la profundidad es bien conocida y es producida por el

aumento de la proporción del agua que ingresa por escurrimiento superficial respecto de la infiltración en coincidencia con las crecientes, la lluvia diluye el contenido iónico del escurrimiento superficial. Por el contrario, durante los estiajes es mayor la contribución del aporte de la napa freática, que tiene un mayor contenido salino (Meybeck, 1998; 2005). Esta variable tiende a incrementarse levemente hacia el verano. Junk (1989) señala una fluctuación similar y la atribuye al drenaje de agua negra, pobre en nutrientes, procedente de los ríos forestales y por el agua pluvial. Esto se debe a la dilución que causa la precipitación que no aporta iones de gran conductividad específica mediante el lixiviado por las características edafológicas, geológicas y de cobertura vegetal de la cuenca. Paracampo (2013) también observó que en arroyos pampeanos esta variable aumentaba hacia la primavera y el verano.

El pH influye en la presencia de distintos organismos acuáticos (Domínguez y Fernández 2009; Morelli y Verdi 2014). El pH ácido puede afectar el éxito reproductivo, la mortalidad de embriones y de larvas de los anfibios (Molina y Péfaur 2010; Arenas Rodríguez 2014) y, en el caso de los peces, puede influir sobre la supervivencia de los alevines e incrementar la cantidad de mucus branquial impidiendo el intercambio gaseoso en los adultos (Barile et al., 2016). Si bien en cuanto al pH, los canales no presentaron grandes diferencias, se observa que en otoño las forestaciones no reguladas presentaron aguas ligeramente ácidas mientras que forestaciones reguladas y usos ganaderos para dicha estación fueron ligeramente básicos. Krug (2018) en sus análisis sobre cuerpos de agua en matrices productivas del Bajo Delta encontró que en los cursos inmersos en la matriz natural, los valores de pH fueron los más altos registrados (entre 7 y 7,5). Dichos valores se consideran un indicador de una buena aptitud de hábitat para la vida acuática (ACUMAR 2009). El análisis del índice de contaminación por pH (ICOpH) de Krug (2018) mostró que sólo el ambiente foresto-ganadero durante el verano y la primavera presentó valores por fuera de la variación considerada natural (6-8) con un valor de pH de 4,5 a 5,5. En este estudio no se registraron valores tan bajos en los canales, lo cual indica que se encuentran dentro del rango de variación natural ($6 < \text{pH} < 8$). En este sentido, los cambios en el uso del suelo en el área no implicarían modificaciones drásticas del nivel de pH en los cursos de agua analizados.

El oxígeno disuelto es uno de los principales condicionante para la diversidad y abundancia de muchos organismos, entre ellos larvas de insectos acuáticos (Pérez et al., 2015), renacuajos y peces (Gómez, 2017) y muestra el efecto negativo que tendría el reemplazo total de humedales por predios productivos endicados. Los canales bajo uso

forestal no regulado junto a los referentes presentaron los valores más elevados de oxígeno disuelto. Teniendo en cuenta que para la preservación de la vida acuática se requiere de un valor umbral de oxígeno disuelto de 5 mg/l (ACUMAR 2009). Los canales forestales no regulados serían óptimos puesto que presenta dicho valor en la mayor parte de las muestras analizadas. Sin embargo, esta situación no se observa en los canales con usos productivos más intensos, ya que estos cursos presentaron valores promedios por debajo de este umbral.

Dentro de los factores de disturbio en ambientes naturales los dos más importantes son la sequía y la inundación, siendo este último factor el menos vinculado a cambios fisiológicos en los peces. Durante la inundación de hecho no solo adaptan sus comportamientos más rápido sino que las crecidas generan más espacio, más oferta de alimento y más energía en todo el sistema (Junk et al., 1983., Winemiller, 1996; Arrington y Winemiller 2006). Por el contrario, el bajo nivel del agua o período de sequía trae mayores niveles de estrés físico-químico (Neiff et al., 1999; Neiff et al., 2009). En esta situación los peces quedan restringidos a hábitats aislados, usualmente pequeños pozones, donde la temperatura del agua aumenta y el oxígeno disminuye. Adicionalmente, hay menos espacio disponible lo cual aumenta la depredación y la competencia por los recursos (Winemiller et al., 2000; Lewis et al., 2000). De hecho, ocurre un filtrado de la fauna regional desde el uso casi ilimitado del hábitat en los grandes cauces (referido a los cambios físico o de flujo) a un ensamble mucho menos rico de especies tolerantes a la sequía en los cursos menores (Menni, 2004).

Las actividades antropogénicas, a su vez modifican la calidad del agua por aumento de partículas sólidas suspendidas en la columna de agua, causada por modificaciones de la turbidez y conductividad (Leite et al., 2000, Holomuzki y Biggs 2000, Duarte y Araujo 2001). En este estudio, la conductividad, profundidad y transparencia fueron los principales factores que discriminaron los canales y ello coincide con lo observado por Scaraboti (2011) para ensambles de peces entre lagunas conectadas o desconectadas del Paraná medio. Los Characiformes y los Perciformes (mayormente orientados por la visión) presentaron mayor abundancia relativa en ambientes claros, mientras que los Siluriformes y los Gymnotiformes (orientados mayormente por mecanismos no visuales) presentaron mayor abundancia en ambientes más turbios (Rodríguez y Lewis, 1994). Estos estudios muestran que el modo de orientación subacuática interactúa con las condiciones ópticas de los cuerpos de agua, generando cambios determinísticos en la composición de especies. Estos cambios estarían asociados

a interacciones presa-depredador que favorecerían a diferentes ensamblajes de especies en base a la transparencia de los cuerpos de agua (Pouilly et al., 2005; Scarabotti et al., 2011). El elevado poder predictivo del tipo de ambiente se asociaría a que este factor resume la variación en las condiciones físico-químicas, la conectividad, el tamaño del hábitat y la variabilidad temporal de los cuerpos de agua (Scarabotti et al., 2017). La relación entre la conductividad y la composición del ensamblaje de peces ha sido observada en arroyos de Pensylvania (Kimmel y Argent 2009) y en arroyos costeros de Guyana Francesa (Merigoux et al., 1998; Tejerina Garro y Merona, 2001) donde la conductividad resultó ser uno de los predictores más fuertes de la estructura del ensamblaje. En Argentina se documentó para varias cuencas del interior del país (Menni, 2004) y para la cuenca del Salado, Buenos Aires (Rosso y Quiros, 2010) y para el río Salado en Santa Fe (Scarabotti et al., 2011).

Al comparar los usos productivos, se observó que los canales con mayor grado de intervención como silvopastoril y ganadero presentaron los rangos más extremos de temperatura del agua y oxígeno. Además, si bien los cursos Brasileros y canal 6 estaban en rangos óptimos para ser comparados con los canales bajo uso productivo surge que, los canales forestales no regulados podrían ser utilizados como referentes para futuros estudios.

Se concluye que las alteraciones y el tipo de manejo del agua asociados al uso del suelo y del agua tienen un efecto importante tanto sobre la físico-química de los canales como sobre los ensamblajes de peces. Existe un gradiente de condiciones ambientales que combina conectividad, permanencia del agua y uso productivo, donde en un extremo se ubican los canales No regulados y con uso forestal no regulado, mientras que en el otro se ubican los canales forestales regulados, ganaderos y los silvopastoriles, donde el manejo del agua es permanente, la conectividad puede perderse en alguna estación del año y secar el ambiente.

CAPITULO V: EVALUACIÓN DE LA INTEGRIDAD BIÓTICA DE LOS CANALES DEL BAJO DELTA



5 CAPÍTULO V: EVALUACIÓN DE LA INTEGRIDAD BIÓTICA DE LOS CANALES DEL BAJO DELTA

5.1 INTRODUCCIÓN

El análisis de la salud de los ecosistemas acuáticos por medio de indicadores relacionados con las comunidades de organismos que en ellos habitan, y más particularmente los peces, ha concitado la atención desde principios del siglo pasado. Desde ese entonces, numerosos trabajos científicos han estudiado cómo las alteraciones físicas, químicas y biológicas provocadas por las actividades humanas afectan distintas características de las comunidades biológicas, dado que los organismos son sensibles a los cambios en sus hábitats (Karr 1981; Simon y Lyons 1995; Matthews, 1998; Araujo y Tejerina Garro 2009; Cassati 2012). Estos estudios han demostrado que estas alteraciones en los ecosistemas acuáticos se asocian con cambios de ciertos atributos de la comunidad de peces, como su estructura, composición y diversidad, que a su vez reflejan cambios en el comportamiento alimentario, patrones de depredación y desplazamientos periódicos incidiendo en el crecimiento y la reproducción de los peces (Gondin Ferreira, 1993; Araujo, 1996; Rodríguez y Lewis, 1994; Tejerina Garro et al., 1998; 2005; Araujo y Tejerina Garro 2009).

En los últimos treinta años se ha ido profundizado y perfeccionando la aplicación de índices multimétricos que buscan reflejar la integridad biótica medida como la salud de los ecosistemas acuáticos (Karr, 1981). La integridad biótica es la capacidad de un ecosistema (acuático) de sustentar una comunidad adaptativa de organismos con diversidad y organización funcional comparables con la de un hábitat natural no perturbado de la misma región (Karr y Dudley 1981). Los primeros índices estuvieron orientados a evaluar los efectos de una única fuente de perturbación antrópica mientras que los más actuales asumen que la complejidad de los sistemas biológicos y las diversas formas de alteración de los sistemas acuáticos, por parte las actividades humanas, requieren una aproximación multimétrica que refleje la calidad biológica del sistema y que responda de manera predecible a cada tipo de alteración (Oberdorff et al., 2001, 2002; Pont et al., 2006, 2007).

La construcción de un índice multimétrico requiere conocer el comportamiento de una serie de atributos biológicos, en un gradiente de condiciones ambientales. Este

gradiente abarca desde una condición ambiental de referencia (con baja o nula perturbación antropogénica) (Karr y Chu 1999) hasta distintos grados de perturbación antropogénica. Con posterioridad, estos atributos biológicos independientes son integrados en un índice simple. Uno de los índices multimétrico más utilizado es el Índice de Integridad Biótica (IIB) propuesto por Karr (1991), que se basa en considerar cuatro categorías de métricas (riqueza y composición, uso de hábitat y tolerancia, composición trófica y abundancia). Las métricas en cada categoría consideran diferentes atributos de los individuos, las poblaciones y las comunidades que informan sobre el estado de un cuerpo de agua. Cada atributo refleja un aspecto diferente de la estructura de la comunidad, que responde de distinta manera a los factores de estrés del ecosistema. La metodología general consiste en muestrear inicialmente sitios con distinto grado de alteración antrópica, de los cuales se extraen tanto datos de riqueza como de la composición de especies y condiciones de los individuos. Los valores de estos atributos se reorganizan en varias categorías que indican diferentes aspectos de la condición de la comunidad, medidas cuantitativas que se denominan métricas. Posteriormente, a cada métrica se le asigna una puntuación basada en el valor de una condición de referencia, el sitio menos perturbado o umbrales predeterminados. Las métricas individuales de cada categoría se suman para generar una puntuación del sitio. Las puntuaciones bajas reflejan la ausencia de especies, la ausencia de los niveles tróficos más altos, o la prevalencia de especies exóticas, que son consideradas condiciones deficientes. Los aumentos o disminuciones en las puntuaciones a lo largo del tiempo pueden indicar modificaciones positivas o negativas en la comunidad y las condiciones ambientales, respectivamente. De tal modo, el puntaje se puede traducir en una descripción narrativa que indica la condición del sitio evaluado (Karr, 1991; Simon, 1998). La combinación de las métricas aplicadas refleja diversos aspectos desde la perspectiva individual, poblacional, comunitaria, ecosistémica y zoogeográfica.

La plasticidad de la metodología del IIB ha permitido adaptarlo a diferentes sistemas ecológicos y evaluar diferentes tipos de impactos (Simon, 1998; Jaramillo Villa y Pellegrini Caramaschi, 2008). Desde su introducción para el estudio de arroyos templados vadeables del centro de Estados Unidos (Plafkin et al., 1989; Faush et al., 1990), el IIB ha sido utilizado para estudiar perturbaciones en ambientes acuáticos de otras regiones. Su aplicación se ha extendido a ríos de África (Hugueny et al., 1996; Hay et al., 1996; Kleynhans 1999; Kamden y Teugels 1999), Australia (Harris 1995), México (Lyons et al., 1995), Europa (Oberdorff y Hughes, 1992; Oberdorff y Porcher, 1994),

India (Ganasan y Hughes, 1998), Japon (Koizumi y Matsumiya, 1997), Corea (An et al., 2002), Canadá (Steedman, 1988), entre otros países. En Sud América, Tejerina Garro et al. (2005) realizaron una revisión para ríos de regiones templadas y tropicales sobre los efectos de las alteraciones antrópicas asociadas a los ensambles de peces y evaluaron índices seleccionando métricas basadas en estudios empíricos de las interacciones de la fauna de peces utilizando descriptores funcionales y taxonómicos en ríos de la región.

Las razones por las cuales el IIB se ha aplicado a una escala mundial han sido su relación costo/beneficio, la posibilidad de aplicar un análisis cuantitativo y el enfoque multimétrico que presenta (Karr y Dionne, 1991; Barbour et al., 1999). Sin embargo, dadas las diferencias en las regiones o en la composición de especies, el uso del IIB requiere adaptaciones locales, como por ejemplo la presencia de determinadas familias (Rodríguez Olarte 2007; Simon 1998; Jaramillo Villa y Pellegrini Caramaschi 2008). Granado (2000) encontró que cuando se sustituyen las métricas, éstas producen una gran variabilidad de los datos y como resultado se pierde sensibilidad en la aplicación del IIB, resultando en que sea insensible a los cambios detectados por otros métodos multivariados en el ensamble de peces. También presenta un inconveniente cuando a falta de un sitio de referencia, los análisis multivariados se utilizan para seleccionar una situación de referencia basada en el juicio profesional.

En ambientes acuáticos continentales brasileños, el IIB ha sido adaptado para evaluar segmentos de grandes ríos (Pinto y Araujo, 2007), embalses (Petesse et al., 2007), arroyos ubicados en regiones del sur (Bozzetti y Schulz, 2004) y arroyos del sudeste brasileiro (Ferreira y Casatti, 2006).

En nuestro país, el uso y validación del IIB como herramienta evaluativa es aún escaso. Los primeros usos del IIB corresponden al río Suquía, provincia de Córdoba, donde se demostró su utilidad como una herramienta rápida y de bajo costo para programas de monitoreo y conservación de recursos hídricos (Hued y Bistoni 2005). En la provincia de Buenos Aires se aplicó en el Arroyo del Azul (Azul, provincia de Buenos Aires) con el fin de evaluar su aplicabilidad para el monitoreo del estado de conservación del recurso hídrico, permitiendo distinguir tramos con distintos niveles de perturbación ambiental (Masson et al., 2017).

En el caso de la región del Delta del Paraná, no existen antecedentes específicos de la utilización de índices de integridad biótica para evaluar el impacto de las transformaciones que han impuesto las actividades humanas sobre los ambientes acuáticos. Es por ello que el objetivo general de este capítulo es evaluar la integridad

biótica de cursos de agua del Bajo Delta, sujetos a diferentes usos productivos a partir de índices basados en características de sus ensamblajes de peces y su entorno ambiental.

5.2 OBJETIVOS

Objetivo general: Evaluar el grado de alteración de los ensamblajes de peces en canales con distintos usos productivos en el Bajo Delta mediante Índices de Integridad Biótica.

Objetivos particulares

-Definir un gradiente de integridad de los canales a partir de las diferentes perturbaciones ambientales, incluyendo el reconocimiento de sitios de referencia.

-Proponer métricas que reflejen los cambios de la integridad biótica de los ensamblajes de peces.

- Evaluar la adaptación del Índice de Integridad Biótica (IIB) y de un Índice Multimétrico basado en familias (IMF), para evaluar la alteración de los ensamblajes de peces en los canales del Bajo Delta.

Hipótesis 3

- La integridad biótica disminuye a medida que aumenta el gradiente de disturbio provocado por las actividades productivas.

5.3 MATERIALES Y MÉTODOS

5.3.1 Gradiente de perturbación ambiental y sitio de referencia

La descripción de los 10 canales muestreados se ha presentado en el capítulo 3. Se realizó una valoración de los canales a partir de la concurrencia de distintas fuentes de alteración antrópica. Esta valoración considera que los canales de referencia no presentan disturbios de origen antrópico, en tanto los más disturbados poseen mayor cantidad de fuentes de disturbio.

5.3.1.1 Disturbios presentes en los canales

Se consideraron las siguientes alteraciones, agrupadas en función de su origen: geomorfológicas, hidrológicas y aportes de agroquímicos/nutrientes.

A- Geomorfológicas:

Del Cauce: En los arroyos con nula o baja intervención antrópica del Delta (“Natural”), el cauce se caracteriza por presentar una morfogénesis natural, con un fondo de sustrato limoso-arenoso original pero heterogéneo, con presencia de bancos de sedimento en una o ambas márgenes, horquetas (brazos naturales) con vegetación acuática sumergida que desembocan en el mismo, sinuosidad típica, meandros y pozones (irregularidad en la profundidad producto de la erosión). Se mantiene la dinámica natural del flujo y hay una oferta de hábitats diversa. En los canales “artificiales”, por el contrario, el cauce es homogéneo, realizado por zanjeo a pala (manual) o máquina (hidráulica) y es simétrico en su extensión (forma de cubeta o encajonado), no presenta desvíos en su profundidad ni brazos secundarios. La forma del cauce en esta circunstancia toma forma de “U”, con su orilla casi en 90 °, contrario a lo que ocurre en el cauce natural donde el ángulo de la orilla es de 45° o incluso menos.

De la Ribera: En los bordes de los arroyos naturales se observa presencia de desniveles producto de los procesos de deposición y erosión fluvial, troncos en descomposición que sirven de refugio, vegetación nativa o secundaria hasta el borde, y a su vez la vegetación presenta diversos estratos. Se trata de hábitats de alta complejidad estructural para peces

pequeños, insectos y que acumulan materia orgánica y vegetación flotante o arraigada (Figura 59-a). Por el contrario, en los canales alterados hay una simplificación de las riberas, producto de la actividad ganadera que destruye las riberas, vegetación rala o un único estrato de vegetación secundaria exótica, producto de la modificación de los suelos por la plantación circundante (Figura 59-b). También se observan socavamientos, producto de la actividad de los lanchones que sacan la madera y los trabajos de limpieza del borde. En los casos que el campo está en fase de descanso de la actividad productiva, la comunidad vegetal esta empobrecida y prevalecen las especies típicas de zonas disturbadas.



Figura 59. a- Canal Monte Blanco, presentando vegetación ribereña bien desarrollada.

b- Canal rectificado con uso ganadero y riberas degradadas por pisoteo.

Del Flujo del agua: Los canales naturales presentan conexiones abiertas (No regulados cap. 3) con cursos de agua principales o de mayor orden, que sirven de fuente de especies y aporte de especies con desplazamientos de corta (movimientos diarios en busca de alimento), media (desplazamientos locales en busca de alimento o reproducción) o larga distancia (del Río de la Plata hacia los arroyos y de estos a cauces secundarios). En cambio, si se encuentran endicados (Regulados cap. 3), los canales presentan una barrera física que puede tener forma de dique (desnivel o terraplén), caño de paso de agua, o sistema de exclusas (compuertas y/o bombeo). Las comunidades de peces de cada lado quedan mayormente desconectadas, ya que no pueden moverse libremente durante las mareas, las sudestadas o las crecidas del Río de la Plata como tampoco durante las crecientes del Paraná o del Uruguay. En ambientes regulados por endicamientos, la

circulación del agua depende del productor, que la gestiona distinto, ya sea por época del año, por la necesidad de sacar exceso de agua del campo o para asegurar la permanencia del agua para la forestación y el ganado.

B- Factores de alteración hidrológica o del manejo del agua:

Profundidad: los canales presentan variaciones en la forma y dimensión del lecho de acuerdo a las interacciones entre las condiciones del terreno (ejemplo pendiente), la capacidad de transporte del caudal hídrico y sólido, y las características del flujo (cantidad, variación, velocidad, etc.), que se manifiestan como diferencias en el nivel del agua. La dinámica hídrica natural genera condiciones de variabilidad en la profundidad, tanto espaciales como temporales. Situaciones de mayor altura o profundidad, implican mayor volumen de la columna de agua, es decir de hábitat acuático, mayor oferta de hábitats y también de refugio térmico. Los ambientes de escasa profundidad presentan menor tamaño de hábitat, menor protección contra depredadores y siguen las fluctuaciones de la temperatura del aire, sin oferta de refugios térmicos para los peces.

Conectividad: Los canales naturales o bidireccionales se caracterizan porque el flujo de agua presenta entrada/salida del agua por dos direcciones. La dirección del agua dependerá de la velocidad de la corriente, pendiente, y está sujeto a las mareas del Río de La Plata, vientos, drenaje del agua de lluvia. Los canales con su conectividad disturbada, en cambio, pueden carecer de flujo o presentan un flujo de tipo unidireccional regulado mediante una compuerta o exclusiva, ya sea con función de riego con una entrada de agua desde un canal de mayor orden (distributivo) y finalizando en un bajo que no se comunica con otro sistema acuático, o como drenaje en sentido opuesto. La conectividad, por otro lado, es un factor crítico que regula el ingreso y egreso de especies a los canales.



Figura 60. Bomba y polder reguladora del caudal en la entrada del río al canal bomba 2.

Permanencia del agua: Los canales naturales pueden presentar agua de forma permanente todo el año o estacional, como los bajos o bañados centrales de las islas que en una determinada época del año se secan (**Figura 61** a y b). Es un factor muy importante ligado al estrés fisiológico de los peces y a estrategias que requieren pasar por una sequía para completar su ciclo de vida (por ejemplo Rivulidos).

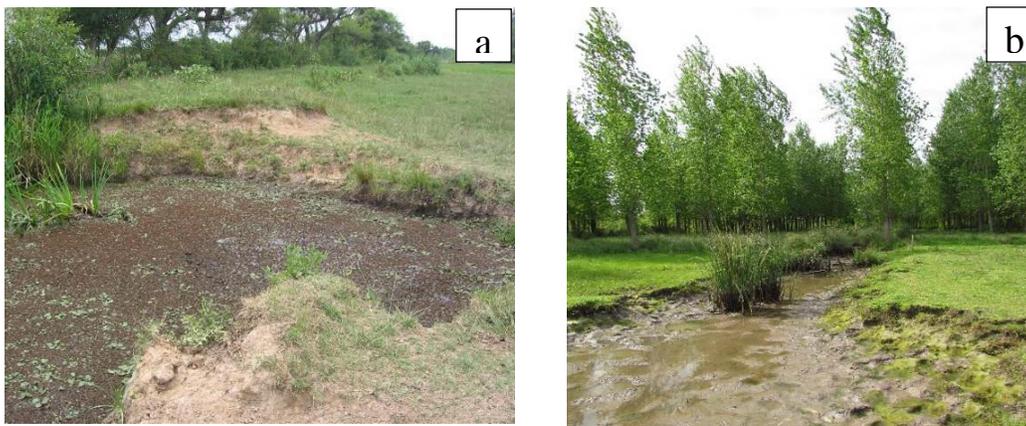


Figura 61. a- Comparación de un canal silvopastoril en verano, con presencia de macrófitas flotantes y semisumergidas. b- Fines del invierno, sin agua. En ambos casos se aprecia una fuerte degradación de los bancos por pisoteo del ganado.

C- Factores de alteración por aportes de agroquímicos y nutrientes:

Agroquímicos (herbicidas-hormiguicidas): En la plantación de salicáceas se utilizan herbicidas (ejemplo el Glifosato 48 %, Imazaquin + glifosato, Atrazina + glifosato, etc.) durante la instalación de plantines para evitar los efectos de competencia con malezas, lo que asegura el crecimiento en altura, la disponibilidad de recursos del suelo para el brote principal y la alta supervivencia de las estacas (Johnson, 1990, Borodowski 2006). Esta práctica se realiza a los 6 meses y al primer año de la plantación. En el caso de los hormiguicidas (ejemplo Fenilpirazoles como el fipronil), se realiza mediante la aplicación de productos químicos cuya formulación puede ser: polvos secos para ser aplicados en forma de espolvoreo e insuflado, líquidos con pulverizadoras, mochila manual o regadera y cebos granulados (se está trabajando en el control biológico para reemplazar a los químicos). Se comienza un mes antes de la plantación y se continúa durante ocho meses. Estas sustancias pueden llegar a los canales por escorrentía o deriva aérea y deposición en el agua, y provocar efectos tóxicos en los peces (Rosso y Fernández Cirelli, 2013).

Nutrientes: Los principales pueden provenir de aportes de fertilizantes, nitrógeno (N) y/o fósforo (P), y también por materia orgánica (MO) proveniente de la actividad ganadera o de la cosecha después del raleo (Figura 62).



Figura 62. Ejemplo de canal ganadero (JB2) donde se observa el aporte directo de eutroficantes por defecación del ganado en las orillas o dentro del curso de agua.

5.3.1.2 Grado de perturbación ambiental y de integridad

Para establecer el grado de perturbación ambiental (GP), cada factor de alteración se consideró con valor 1 cuando se registró su presencia y con valor 0 cuando se verificó la ausencia (Figura 63). Se generó un índice aditivo simple basado en la suma de todas las valoraciones de las alteraciones potencialmente presentes en cada canal. Este índice se transformó matemáticamente para expresar el grado de integridad (GI), de tal manera que los ambientes con menos disturbios (referentes) tuvieran el menor valor y los más alterados presentaran los valores mayores. Los canales fueron ordenados sobre este gradiente y se identificaron los canales que mejor representan condiciones de referencia. Posteriormente, estos valores fueron transformados a una escala 0 y 1, donde 1 representa la mayor integridad y 0 la menor.

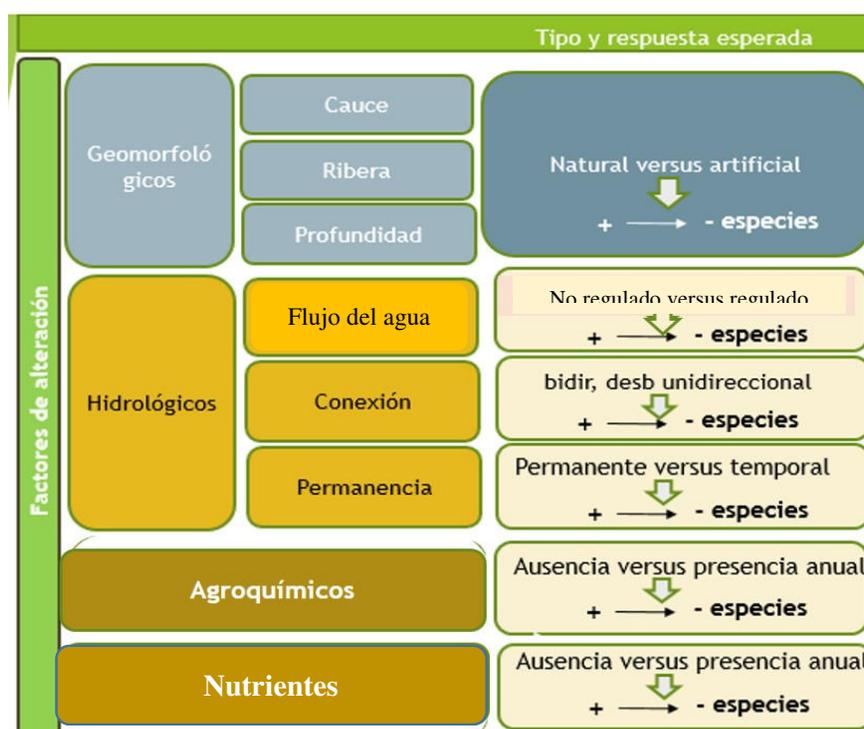


Figura 63. Resumen de los factores de alteración antrópica y respuesta esperada de las comunidades de peces a la perturbación antrópica.

El sitio de referencia fue seleccionado a partir del análisis del gradiente de disturbio. El canal asociado a condiciones de menor disturbio geomorfológico, menor alteración hidrológica y menor presencia de agroquímicos y nutrientes, será considerado como la condición de referencia.

5.3.2 Índice de Integridad Biótica IIB (Karr, 1991)

Este índice está compuesto por las siguientes métricas:

a. Métricas de riqueza taxonómica

1. **Riqueza de especies:** representa el número total de especies observadas para cada canal.
2. **Número de familias:** representa el número total de familias registradas para cada canal.

b. Métricas de uso de hábitat y tolerancia

3. **Número de especies bentónicas:** Número de especies que según la bibliografía tienen hábito bentónico o que sus características anatómicas señalan preferencias de consumo de alimento bentónico (boca terminal ínfera o subínfera). Asimismo, también se incluyen aquellas que viven enterradas en el sedimento costero (cavícolas como por ejemplo anguilas) y las que viven asociadas al bentos (ejemplo morenas y cíclidos).
4. **Número de especies de la columna de agua:** Número de especies que utilizan como hábitat la columna de agua. Se incluyeron los rivulidos y madrecitas dado que en los sitios donde fueron registradas, la poca profundidad no permitió distinguir si el uso del hábitat era estrictamente de superficie.
5. **Número de especies migratorias:** Número total de especies en cada canal que realizan migraciones de larga distancia.
6. **Número de especies intolerantes o sensibles:** Número total de especies que presentaron rango estrecho de conductividad, asumiendo que no toleran variaciones importantes en este parámetro (Capítulo IV).
7. **Número de especies tolerantes:** Número total de especies cuyo rango es amplio y toleran variaciones importantes en la conductividad, estas especies presentan una tolerancia a stress fisiológicos (Capítulo IV).

c. Métricas de composición trófica

7. **Número de especies invertívoras:** Número de especies en cuya dieta predominan los invertebrados, de origen alóctono o autóctono.
8. **Número de especies piscívoras:** Número de especies carnívoras pero que consumen preferentemente peces en su dieta.
9. **Número de especies detritívoras:** Número de especies que obtienen su alimentación de detritos o materia orgánica en descomposición así como también de los microorganismos

presentes en el sedimento asociados al reciclado de materia orgánica y nutrientes.

La clasificación de las especies en las métricas se puede consultar en el anexo VIII.

d. Métricas de abundancia

10. *Número de individuos*: Número total de individuos para cada canal.

No se desarrollaron otras métricas de condición dado que no se constató la presencia de especies exóticas ni tampoco individuos con anomalías tegumentarias o anatómicas en ninguno de los canales.

En la siguiente tabla se resume las métricas utilizadas para el cálculo del índice y su respuesta esperada.

Tabla 29. Métricas usadas para la construcción del índice de integridad biótica adaptado de Karr (1991) y su respuesta esperada al gradiente de alteración.

Categoría	Nombre de la Métrica	Respuesta esperada
a-Métricas de riqueza y composición	Riqueza de especies	Decrece
	Nº de familias	Decrece
b- Métricas de uso del hábitat y tolerancia	Nº de especies bentónicas	Decrece
	Nº de especies de columna de agua	Decrece
	Nº de especies migratorias	Decrece
	Nº de especies intolerantes	Decrece
	Nº de especies tolerantes	Incrementa
c-Métricas de composición trófica	Nº de especies invertívoras	Decrece
	Nº de especies detritívoras	Decrece
	Nº de especies piscívoras	Decrece
d-Métricas de abundancia	Nº de individuos	Decrece

5.3.2.1 Cálculo del IIB

La puntuación de cada métrica está basada en la comparación con un sitio de referencia regional con baja o nula perturbación antropogénica. Siguiendo a Karr (1991), se asignó una puntuación de 5 cuanto más parecido fuera al sitio de referencia determinado en el paso anterior, 3 cuando el desvío se consideró moderado y 1 cuando la situación se halló fuertemente desviada de la condición sin disturbio o de referencia. Por último, la sumatoria de todas las puntuaciones en un canal dado provee el valor final del IIB.

5.3.3 Índice Multimétrico basado en familias (IMF)

El Índice Multimétrico de Estado Ecológico (IMEE, USEPA 2000), se basa en el uso de familias y no de especies como respuesta de los ensambles de peces a los disturbios ambientales. Este enfoque parece apropiado para cuencas con alta riqueza de especies como es el caso de la cuenca del Plata y la zona del Bajo Delta donde se han registrado más de 60 especies en arroyos (Brancolini, 2009).

5.3.3.1 Cálculo del IMF

Para el cálculo de IMF se utilizan los mismos criterios recomendados para la selección de métricas que lleva el IMEE.

- Deben ser cuantitativas.
- Debe existir una correlación significativa con el gradiente de perturbación antrópica ($P < 0.05$).
- Deben presentar valores elevados en el sitio de referencia.
- Debe tener una correlación de Spearman con valores en el rango 0.6-0.8 entre el gradiente de perturbación y las métricas candidatas.

Como métricas candidatas se consideraron el número de individuos perteneciente a 16 familias presentes a partir de un total de 20 registradas en la zona de estudio. Las familias Engraulidae, Auchenipteridae, Sciaenidae y Gymnotidae fueron excluidas del análisis por presentar menos de 2 individuos y en un único sitio, con lo cual no se pueden correlacionar.

Los canales se ordenaron según su grado de perturbación antrópica, tomando el valor 0 y 1 para los de mayor y menor perturbación, respectivamente. Se practicó un análisis de correlación, calculando el coeficiente de Spearman entre las 16 métricas utilizadas y el ranking de los canales, para determinar las que mejor se correlacionan con el gradiente de perturbación ambiental. Este procedimiento se realizó para minimizar la redundancia y simplificar la información obtenida. Las métricas altamente correlacionadas (Spearman mayor de 0,8) fueron excluidas para los siguientes análisis, debido a que una correlación mayor indicaría que solo está presente en el canal de referencia. Posteriormente, para la obtención del valor final del índice se realizó una normalización de las métricas seleccionadas (entre 0-100). Para las métricas que decrecen frente al gradiente se usó la siguiente fórmula:

$$\text{Score} = ((X / (X_{95} - X_{\text{min}})) * 100)$$

Donde, X= valor de la métrica; X₉₅= valor del percentil 95; X_{min}= valor mínimo posible.

Por otra parte, para las métricas que se incrementan frente al gradiente se utilizó esta fórmula:

$$\text{Score} = (((X_{\text{max}} - X) / (X_{\text{max}} - X_5)) * 100)$$

Donde, X= valor de la métrica; X₅= valor del percentil 5; X_{max}= valor máximo posible

Finalmente, se realizó un promedio de los valores normalizados de las métricas de cada sitio, con el fin de obtener un valor final de calificación del índice entre 0-100, siendo 0 el valor que indica mala calidad y 100 excelente calidad. El valor final del índice se calcula mediante el promedio de los scores de cada métrica.

$$\text{Valor Índice} = ((\text{Score } 1 + \text{Score } 2 \dots \dots \text{Score } n) / N)$$

Donde, Score 1, 2,..... n= valor obtenido para cada métrica en el score de 0 a 100; N= número de métricas calculadas.

Se utilizó el Rho de Spearman como prueba no paramétrica para medir la correlación entre las variables analizadas, se calculó con el programa estadístico SPSS (SPSS, 1997).

5.4 RESULTADOS

5.4.1 Gradiente de perturbación ambiental y selección del sitio de referencia.

La Tabla 30 muestra los resultados de la valoración de los canales a partir de la concurrencia de distintas fuentes de perturbación antrópica. Se destaca el canal Monte Blanco por la ausencia de alteración de tipo geomorfológico, hidrológico y de aportes de agroquímicos y nutrientes (Figura 64). Consecuentemente este canal se consideró como sitio de referencia.

Tabla 30. Valoración de los canales por factor de alteración y su ordenamiento. Los acrónimos de los canales se presentan en **Tabla 5**.

Factor de alteración	Canales									
	MB	CAMP	QAI	CV	CZ	JB2	CHA	PPFO	JFO	JB1
Cauce	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1
Ribera	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1
Flujo del agua	0	1	0	0	0	1	1	1	1	1
Profundidad	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1
Conectividad	0	1	0	0	0	1	1	1	1	1
Permanencia	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Agroquímicos	0	0	1	1	1	0	0	1	1	1
Eutroficantes	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1
Gradiente de Alteración	0	2	4	4	4	6	7	7	7	8
	8	6	4	4	4	2	1	1	1	0
Gradiente de Integración	1	0.75	0.5	0.5	0.5	0.25	0.12	0.12	0.12	0

El sitio de referencia (Monte Blanco) se caracterizó por presentar una morfogénesis natural, con presencia de bancos de sedimento en una o ambas márgenes, con vegetación acuática sumergida y flotante, sinuosidad típica, meandros y pozones. Se mantiene el paisaje ripario característico del Delta (Figura 64).

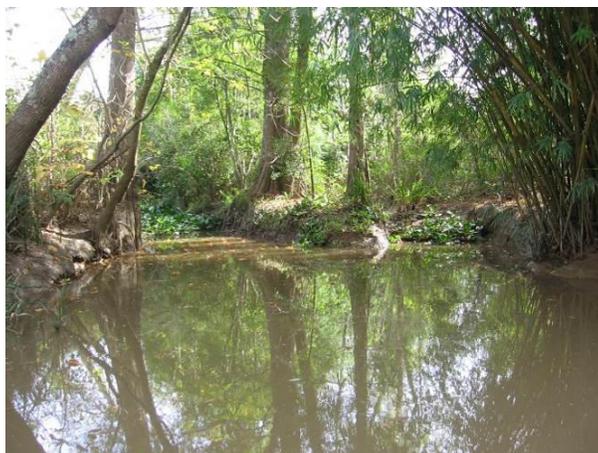


Figura 64. Vista de un sector medio del canal Monte Blanco, pudiéndose apreciar la densa cobertura riparia y la presencia de macrófitas flotantes.

El siguiente canal con baja perturbación fue el Campamento (referente forestal regulado), que está inserto en un sistema de ambientes endicados, cuya conectividad puede verse afectada por el polder (Figura 65).



Figura 65. Vista de la boca del canal Campamento con presencia de vegetación flotante y semisumergida en su cauce. En su ribera presenta abundante vegetación riparia.

Las forestaciones no reguladas presentan un grado de integridad intermedia, seguidas por los canales ganaderos (Figura 66) y las forestaciones reguladas, con baja integridad. Por último los canales silvopastoriles se destacan por presentar la menor integridad de todos los sistemas.



Figura 66. Vista del fondo de un canal ganadero (JB2) con la presencia de bancos pisoteados en las márgenes.

5.4.2 Índice de Integridad Biótica IIB (Karr, 1991)

En la Tabla 31 se observan las puntuaciones de las métricas utilizadas.

Tabla 31. Puntuaciones determinadas para las métricas del IIB (Karr, 1991), donde la puntuación de 5 corresponde a la mejor situación, 3, intermedio y 1 peor situación.

Categoría	Nombre de la Métrica	Puntuación		
		5	3	1
a- Métricas de riqueza y composición	Riqueza de especies	>20	entre 20 y 10	<10
	Nº de familias	>14	entre 14 y 10	<10
b- Métricas de uso del hábitat y tolerancia	Nº de especies bentónicas	>16	entre 16 y 12	<12
	Nº de especies de columna de agua	>22	Entre 22 y 15	<15
	Nº de especies migradoras	>3	entre 3 y 1	<1
	Nº de especies intolerantes	>29	entre 29 y 14	<14
	Nº de especies tolerantes	>9	Entre 9 y 4	<4
c-Métricas de composición trófica	Nº de especies invertívoras	>21	entre 21 y 10	<10
	Nº de especies detritívoras	>6	entre 6 y 1	<1
	Nº de especies piscívoras	>10	entre 10 y 5	<5
d-Métricas de abundancia	Nº de individuos	>100 0	entre 1000 y 500	<100

En la Tabla 32 se observan la sumatoria resultante por canal. Se advierte que QAI, CV y CZ presentaron los valores más elevados, mientras que JFO mostró el valor del índice más bajo, y por lo tanto, una situación de integridad biótica muy desfavorables.

Tabla 32. Métricas finales y puntaje obtenido para los canales con distintos usos productivas, donde la puntuación de 5 corresponde a la mejor situación, 3, intermedio y 1 peor situación. Los acrónimos de los canales se presentan en **Tabla 5**.

Métricas	Canales									
	MB	QAI	CV	CZ	CAMP	JB1	JB2	CHA	PPFO	JFO
1-Riqueza de especies	5	5	5	5	5	3	3	1	3	1
2- N° de familias	5	5	5	5	3	1	1	1	1	1
3- N° de especies bentónicas	5	5	5	5	1	1	1	1	1	1
4- N° de especies de columna	5	5	5	5	3	1	1	1	1	1
5- N° de especies migratorias	5	5	5	5	3	3	3	1	1	1
6- N° de especies intolerantes	5	5	5	5	3	1	1	1	1	1
7- N° de especies tolerantes	5	3	3	3	5	5	5	5	5	1
8- N° de especies invertívoras	5	5	5	3	3	3	1	1	1	1
9-N° de especies detritívoras	5	5	5	5	3	3	3	1	1	1
10-N° de especies piscívoras	5	3	3	3	3	1	1	1	1	1
11-N° de individuos	5	3	3	3	3	3	3	3	1	1
IBI score	55	49	49	47	35	25	23	17	17	11
IBI score %	100	90	90	85	64	44	41	30	30	20

Las métricas seleccionadas presentan una relación positiva con el gradiente tal como se muestra en la Figura 67, donde se observa que el valor de cada una de estas métricas es menor cuando la integridad biótica es mínima debido al grado de disturbio, y aumenta a medida que esta mejora, siendo máxima en el sitio de referencia. Al analizar los canales se observa que las métricas de riqueza, número de familias, número de especies de la columna de agua y especies intolerantes se encuentran positivamente con el gradiente de disturbio (Figura 67, Figura 68, Figura 69).

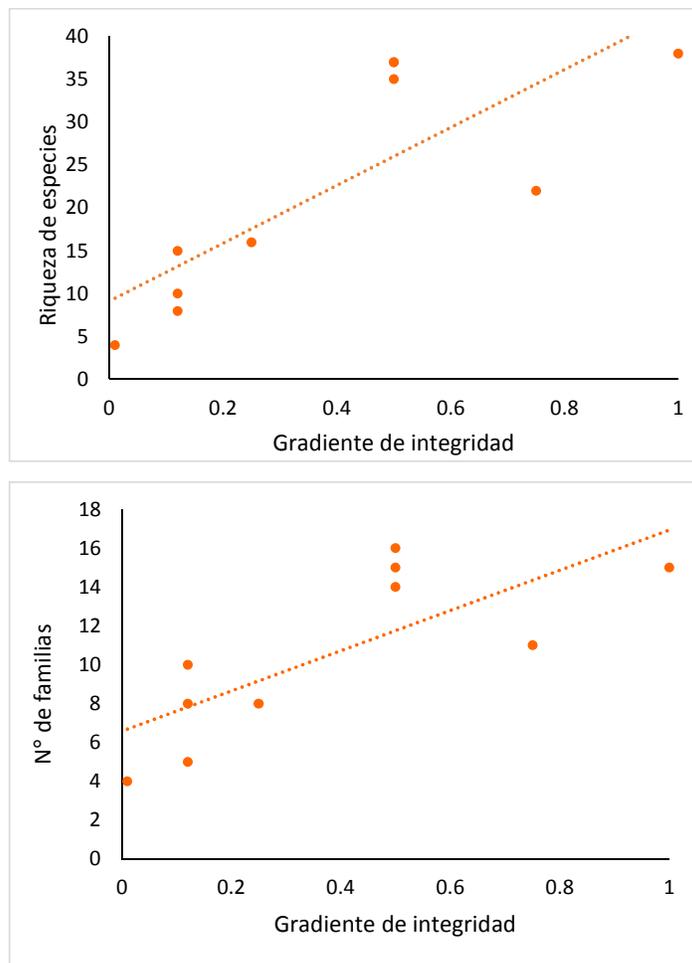


Figura 67. Relación entre las métricas de riqueza y composición y el gradiente de integridad. La línea punteada representa la línea de tendencia.

El análisis del número de especies bentónicas y migradoras indica que solo se registró su presencia en los canales menos disturbados (Figura 68).

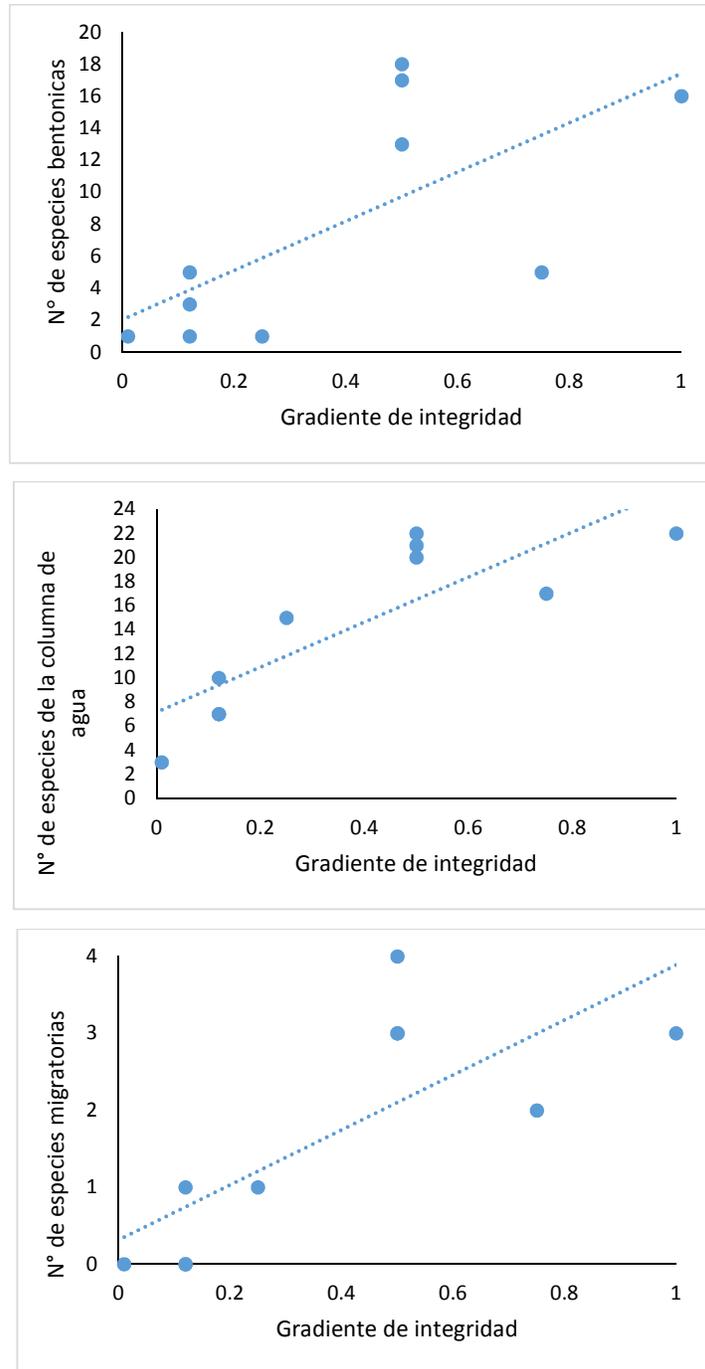


Figura 68. Relación entre las métricas de uso del hábitat y el gradiente de integridad. La línea punteada representa la línea de tendencia.

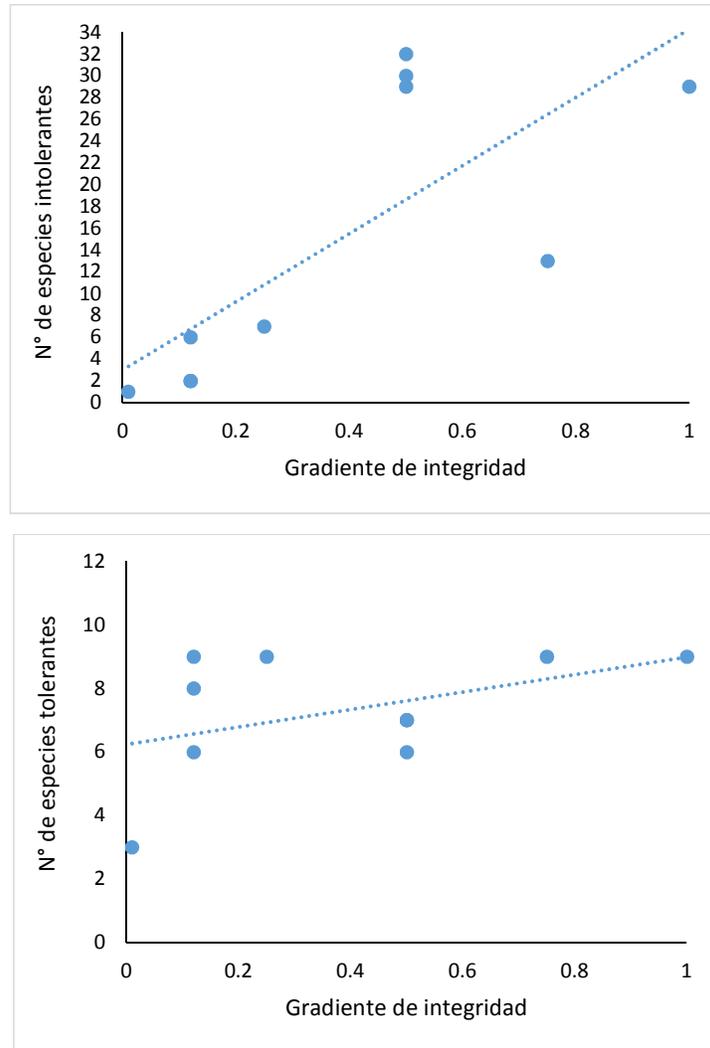


Figura 69. Relación entre las métricas de uso del hábitat (Intolerantes versus tolerantes) y el gradiente de integridad. La línea punteada representa la línea de tendencia.

Por último, se observa que las métricas de composición trófica indican que el número de especies de invertívoros, detritívoros y piscívoros se encuentran relacionados con el gradiente de integridad (Figura 70).

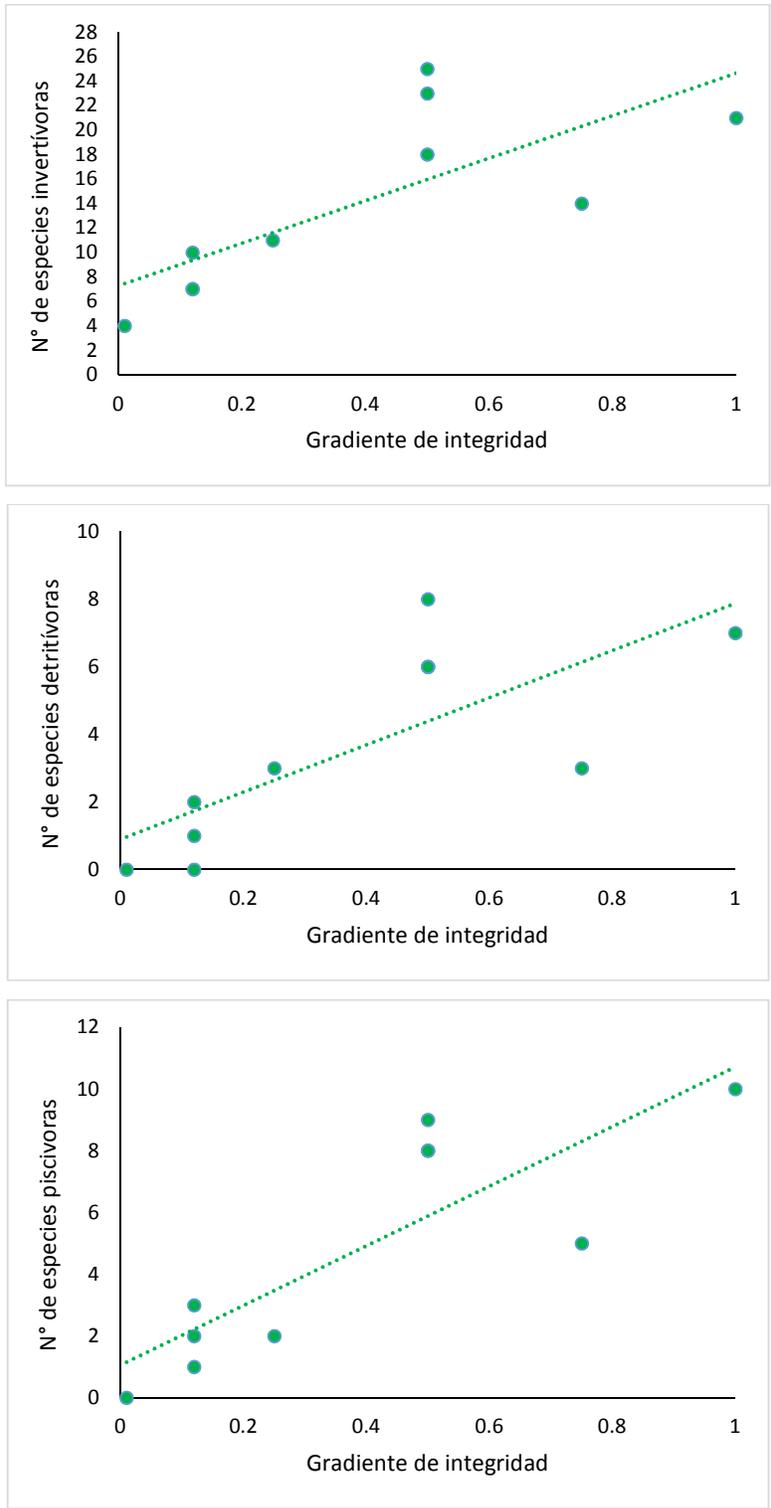


Figura 70. Relación entre las métricas de composición trófica y el gradiente de integridad. La línea punteada representa la línea de tendencia.

Para el caso de la abundancia de individuos se ve como declina a medida que los canales se corresponden con la menor integridad del sitio (Figura 71).

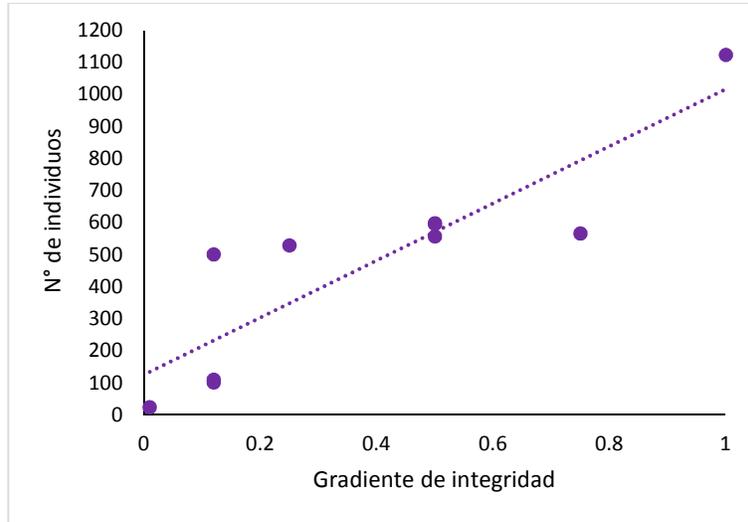


Figura 71. Relacion entre la abundancia y el gradiente de integridad. La línea punteada representa la línea de tendencia.

Los valores del IIB para cada canal se observan en la Figura 72. Se destacan tres grupos, uno conformado por los canales no regulados (QAI, CZ y CV) cercanos al referente (MB), en el extremo del gradiente menos disturbado, un grupo intermedio conformado por el canal CAMP, que presenta un valor más bajo que estos últimos y uno con muy baja integridad que incluye los canales regulados y más disturbados (JB1, JB2, CHA, PPFO y JFO). Al analizar los valores del IIB en los canales bajo diferentes usos productivos, en función del gradiente de perturbación ambiental, surge que tanto las forestaciones no reguladas como el referente regulado presentan una buena integridad en su ambiente. Los canales silvopastoriles y ganaderos presentan valores intermedios, mientras los canales bajo uso productivo forestal regulado presentan los valores más bajos, indicando que su ensamble de peces muestra un alto disturbio en su ambiente (Figura 72).

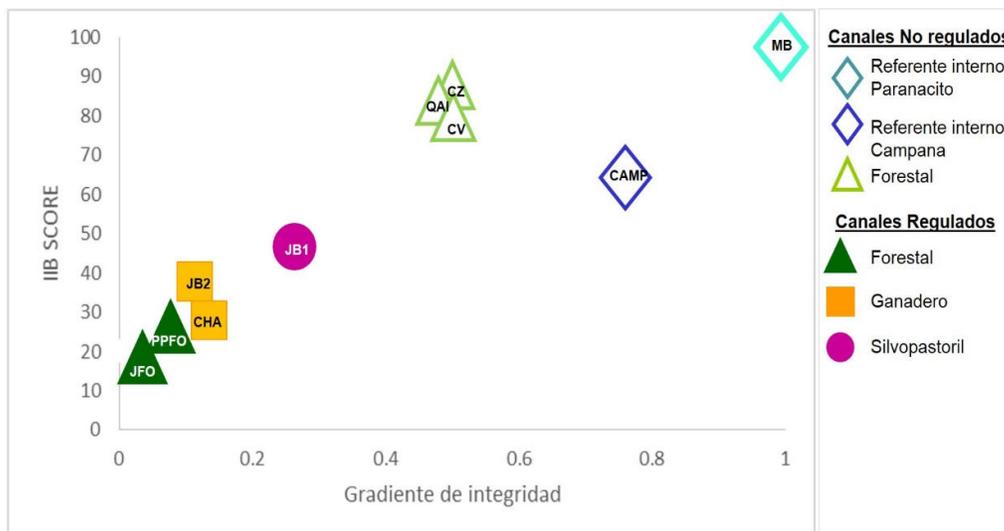


Figura 72. IIB de los canales ordenados por sistemas y usos productivos.

En la Tabla 33 se resumen los resultados de la puntuación del IIB, su integridad y los atributos de los canales con sus correspondientes usos productivos.

Tabla 33. Score total del IIB, integridad de la clase, uso productivo, y atributos presentes.

Total IBI SCORE	Integridad	Uso	Canal	Atributos
75 a 100	Muy Buena	Referente o de bajo impacto (Forestal no regulado)	MB, CZ, CV, QAI	Comparable con la mejor situación sin disturbio antropogénico. Presenta todas las especies esperadas para la región y tipo de ambiente, incluyendo la mayoría de las formas intolerantes, con presencia de especies migratorias y una estructura trófica balanceada.
50 a 75	Buena	Moderado impacto (Referente sin uso)	CAMP	La riqueza de especies se encuentra un poco más baja de lo esperado, se pierden algunas especies intolerantes, hay menos abundancia de individuos y la estructura trófica presenta algunas señales de estrés
25 a 50	Regular	Silvopastoril, Ganaderos	JB1, JB2, CHA	Hay más señales de deterioro del ambiente, con pérdida de más especies intolerantes, pocas especies, alteraciones de la estructura trófica como la disminución de las formas piscívoras
0 a 25	Mala	Forestales regulado	PPFO, JFO	el número de especies es muy bajo, no hay especies migradoras y la estructura trófica presenta pocos detritívoros y predadores tope

5.4.3 Índice Multimétrico basado en familias (IMF)

En 5 de las 16 familias registradas, la abundancia de individuos se correlacionó con el gradiente de integridad. El Rho de Spearman determinó una relación positiva y significativa para 4 familias (Characidae, Crenuchidae, Curimatidae y Erythrinidae), mientras que los Rivulidos no presentaron una correlación significativa (Figura 73, Figura 74 y Figura 75).

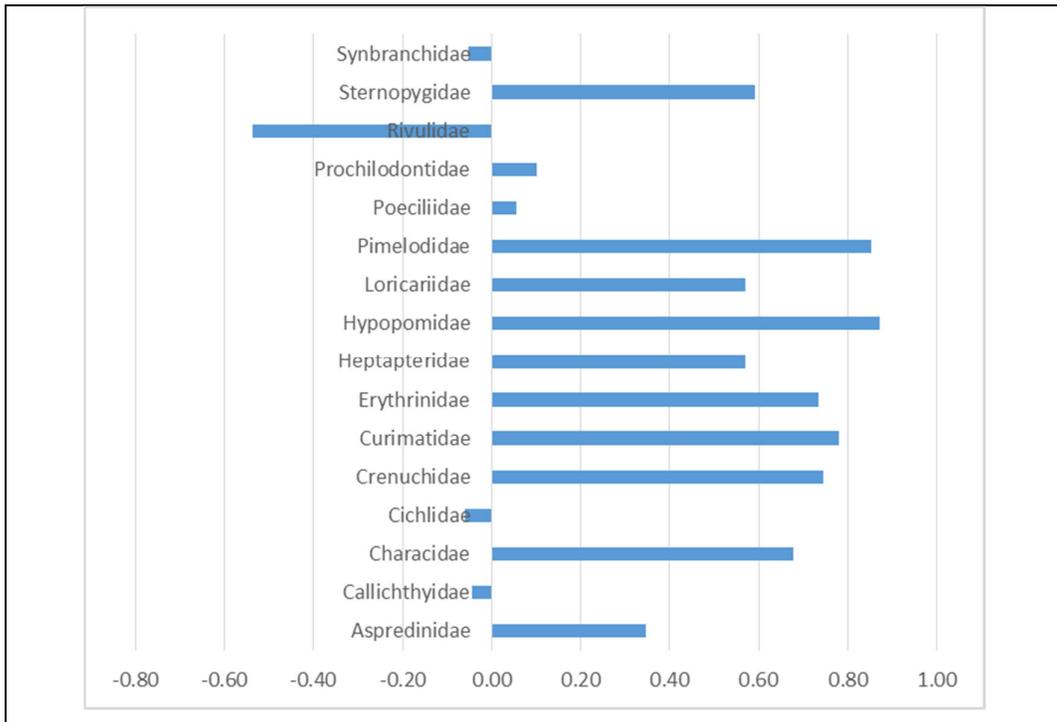
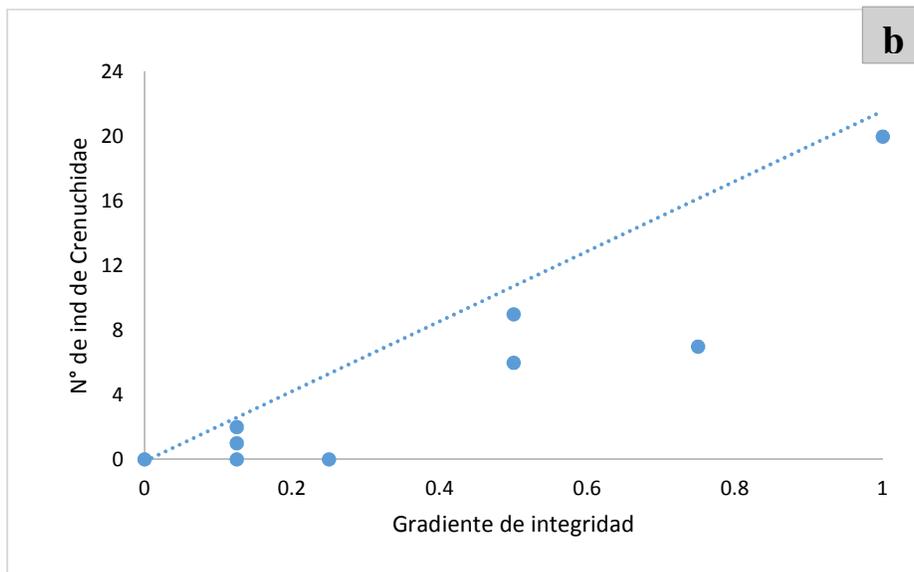
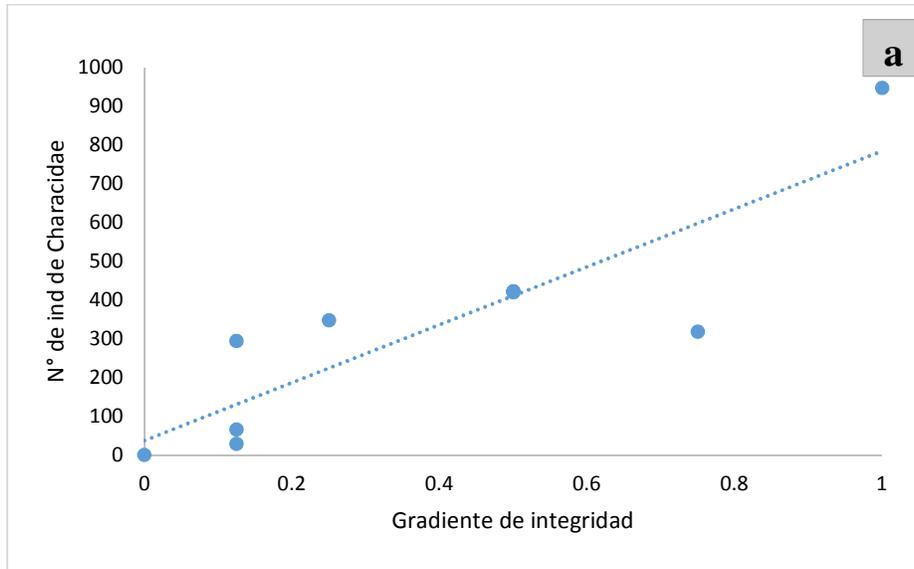


Figura 73. Correlación de Spearman con las métricas candidatas.



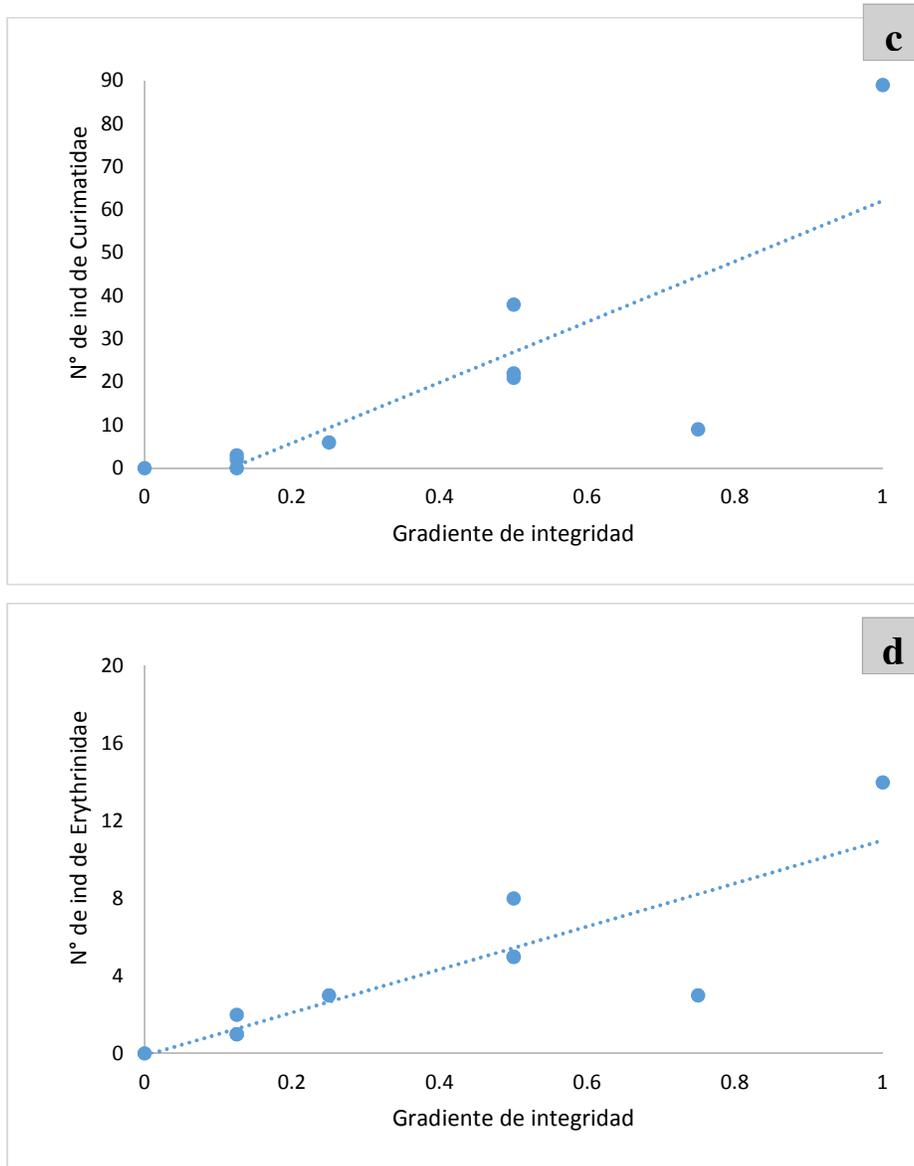


Figura 74. Valor de las métricas del IMF que crecen con el gradiente de integridad. a- $\rho=0.85$ $p<0.001$; b- $\rho=0.8$ $p<0.05$; c- $\rho=0.89$ $p<0.001$; d- $\rho=0.88$ $p<0.001$. La línea punteada representa la línea de tendencia.

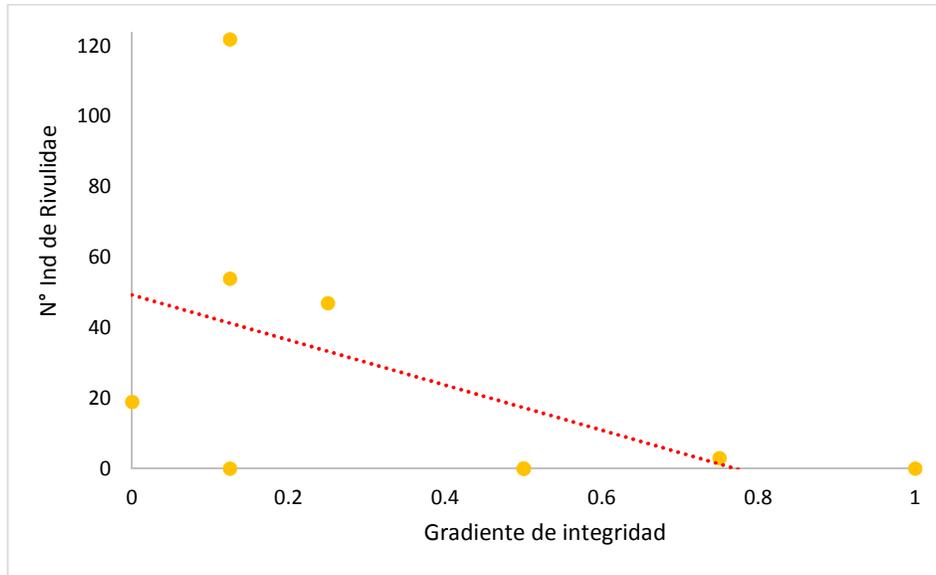


Figura 75. Valor de las métricas del IMF que decrecen con el gradiente de integridad. $\rho = -0.07$ $p > 0.4$. La línea punteada representa la línea de tendencia.

Los valores del IMF para cada canal se observan en la Figura 76 . Al analizar la composición de familias en los canales se observa principalmente que tanto el referente regulado como el canal CAMP, presentan el máximo valor del índice. Luego le siguen los canales no regulados (CZ, CV y QAI), seguidos por valores muy bajos de los canales restantes, más disturbados. Al evaluar los valores del IMF para los canales agrupados por usos productivos se puede observar que ambos referentes (regulado y no regulado) coinciden en un alto valor de integridad. Luego le sigue un grupo de canales forestales no regulados cuyo disturbio es intermedio, mientras que los restantes canales (silvopastoril, ganadero y forestal regulado) presentan un bajo valor de integridad (Figura 76).



Figura 76. IMF de los canales ordenados por sistema y usos productivos.

5.5 DISCUSIÓN

En Argentina, existen pocos antecedentes en la cuantificación del impacto de las actividades humanas sobre el estado biológico de los recursos acuáticos, siendo en especial los trabajos referidos a la afectación de la ictiofauna aún más escasos (Menni et al., 1996, 2004; Hued y Bistoni, 2005; Masson et al., 2017). En el caso del Delta se han documentado cambios significativos a nivel del paisaje debido a la pérdida de la conectividad entre los ambientes (no regulados versus regulados), la destrucción de la ribera producto de la ganadería, el incremento de la materia orgánica, y el avance de la frontera agropecuaria que lleva a secar los humedales y que representan los problemas más frecuentes en los ecosistemas acuáticos en esta región (Kandus et al., 2010, Quintana et al., 2011; Baigún, 2013; Quintana, 2014). El desarrollo de endicamientos, particularmente, ha sido considerado una de las causas más severas de modificación de los patrones de drenaje y pérdida de conectividad entre el cauce y los ambientes acuáticos interiores de las islas (Blanco y Mendez, 2010). Estas alteraciones en el uso del suelo producen cambios en los ensambles de peces en todos sus atributos, como la composición, riqueza de especies, abundancia y condición.

Estos cambios en el ensamble de peces fueron correctamente interpretados por ambos índices con las métricas seleccionadas, siendo capaces de distinguir las localidades más disturbadas respecto al sitio de referencia, así como también permitieron distinguir situaciones intermedias del gradiente. Ello sugiere que ambos índices resultan sensibles para detectar cambios en la integridad biótica de los canales del Bajo Delta. Si bien existen antecedentes de estudios sobre la integridad ecológica del recurso acuático para la región del Delta (Krug, 2018), los mismos no se han llevado a cabo tomando como indicadores a los peces, ni detectándose la respuesta de la ictiofauna a los impactos derivados de los diferentes usos productivos, que en ella se desarrollan. Es por ello que la implementación de Índices Bióticos explorados en esta tesis constituye la primera experiencia en la aplicación de índices multimétricos para la evaluación de impactos antrópicos en los ensambles de peces de la región del Bajo Delta.

Para evaluar el efecto de las modificaciones antrópicas en la composición de especies, Karr (1991) considera cuatro grupos o categorías de métricas; de riqueza -composición de especies, uso de hábitat -tolerancia, trófica y de abundancia -condición, las cuales han sufrido diferentes adaptaciones de acuerdo a las regiones geográficas donde se han

aplicado. Dentro del primer grupo de métricas se encuentran el número de especies (riqueza) y de familias y ambas disminuyen al incrementarse la degradación ambiental del sitio siendo documentado por muchos autores (Karr et al., 1986; Fausch et al., 1990; Ganasan y Huges, 1998, Rodriguez Olarte et al., 2007; Hued y Bistoni 2005; Costa, 2010; Pacheco-Díaz et al., 2017).

El segundo grupo de métricas permite reconocer las especies según el hábitat acuático, diferenciándose así especies de superficie, especies de columna de agua y del bentos. Las especies que tienen como hábitat principal la columna de agua comprende a nadadores activos, la mayoría Characiformes, que normalmente se alimentan de invertebrados que van a la deriva o de otros peces. Particularmente en el caso de las especies bentónicas litorales o de aguas someras, éstas pueden verse fuertemente afectadas por la calidad del agua y alteraciones de la estructura del hábitat (Karr, 1991, Oberdoff y Hughes 1992; Hued y Bistoni, 2005). Por su parte, el número de especies migradoras señala la buena conectividad entre ambientes, como por ejemplo el caso de *Lycengraulis* (orden Clupeiformes) que migra desde el estuario del río de La Plata. Estas especies, principalmente los Characiformes y Siluriformes de gran tamaño, pueden migrar largas distancias con fines reproductivos o alimenticios, siendo fuertemente afectadas por obras de infraestructura que bloquean estos desplazamientos.

El tercer grupo de métricas corresponde a los grupos tróficos funcionales, que permiten evaluar el flujo de energía a través de la comunidad y la calidad del sitio a partir de la estructura trófica. Karr (1991) señala que el aumento de la proporción de invertívoros es indicativo de buena calidad del cuerpo de agua. Cuando disminuye la biomasa de invertebrados, se degrada la base alimentaria y se incrementan los omnívoros, que tendrían más ventajas en cuanto a la oferta de alimentos que pueden utilizar. En ambientes degradados, las especies oportunistas aumentan en número y proporción, determinando una fuerte correlación negativa entre la abundancia de peces invertívoros y la de omnívoros. Sin embargo, en estas latitudes, los peces identificados como omnívoros, deben ser considerados como predominantemente invertívoros (Hued y Bistoni, 2005), correspondiendo el mayor volumen y la ocurrencia de presas principalmente a restos de insectos acuáticos, tanto alóctonos como autóctonos, así como también moluscos, oligoquetos y pequeños crustáceos, siendo el componente vegetal de baja importancia alimenticia. Por su parte, los piscívoros son más sensibles a las alteraciones ambientales y su presencia generalmente es signo de un ambiente menos perturbado (Karr, 1991; Karr y Chu, 1999) y, en el caso de arroyos pampeanos de riberas más saludables y menor

turbidez (Granitto et al., 2016). Es por ello que las poblaciones viables y saludables de especies de carnívoros tope, indican una comunidad saludable y diversificada. A medida que la calidad del agua declina, las poblaciones de esas especies disminuyen o desaparecen (Araujo y Tejerina Garro, 2009). En los ecosistemas acuáticos neotropicales el metabolismo trófico se basa en redes o bucles microbianos (Winemiller, 2004), muy distinto a los ambientes analizados por Karr (1991). Los detritívoros constituyen un componente importante de los ecosistemas acuáticos, porque aprovechan los microorganismos asociados a la materia orgánica en distinto estado de descomposición y contribuyen al reciclado de los nutrientes (Bowen et al., 1986; Amadeu Santana et al., 2015). La respuesta de los detritívoros varía de acuerdo al disturbio considerado (Hued y Bistoni 2005; Rosso y Quirós 2009; Cetra y Ferreira 2016; Granitto 2016). En el delta se observó que la cantidad de detritívoros disminuyó en función del grado de impacto y esto es contrastante con lo que se observó en lagunas pampeanas (Rosso y Quirós 2009). Esto seguramente ocurre debido al tipo de impacto en los ambientes referidos, ya que mientras en el caso citado se trata de lagunas encadenadas sujetas a impacto antrópico principalmente asociado al aporte de materia orgánica, en el caso del delta el impacto en los sitios donde disminuyen estas especies está asociado al manejo del agua con desconexión de los cursos de agua principales. Evidentemente la situación que se observó en este trabajo, resulta crítica para estas especies de peces más allá de la disponibilidad de recurso alimentario que puede ocurrir en los ambientes con mayor impacto. Granitto et al (2016), observaron diferencias significativas en la composición de especies entre arroyos pampeanos con usos del suelo contrastantes. Estos sitios presentaron una fuerte correlación entre la proporción de piscívoros y la integridad de la ribera, mientras que los detritívoros presentaron una tendencia a aumentar en los sitios más disturbados. Sin embargo, y concordante con lo hallado en los canales del Bajo Delta, en arroyos del estado del sur de San Pablo, Brasil se registró que los peces detritívoros decrecen en los ambientes más disturbados (Cetra y Ferreira, 2016). Hued y Bistoni (2005) para ambientes de Córdoba sugieren que las métricas tróficas podrían causar una pérdida de información cuando se agrupan en la misma métrica una amplia gama de especies de peces que habitan diferentes tipos de hábitat y tienen diferentes características morfológicas.

El cuarto grupo de métricas involucra el número total de individuos para cada sitio. Ésta métrica es un parámetro importante ya que refleja cómo las áreas disturbadas presentan una reducción de la abundancia de los peces (Karr, 1981; Fausch et al., 1984;

Leonard y Orth, 1988; Hued y Bistoni, 2005; Roset, 2007). También integra esta métrica el estado o condición de los peces dada por la incidencia de individuos insalubres debido a la mala calidad del agua (Karr, 1981; Karr et al., 1987; Fausch et al., 1990; Lyons et al., 2000).

El uso del IMF permite flexibilizar algunos de los requerimientos del IIB y considerar la abundancia y presencia de individuos de una determinada familia como indicadora. En este contexto, ciertas familias de peces pueden tomarse como indicadoras de calidad de hábitat cuando el número de individuos pertenecientes a la misma aumenta o disminuye en presencia de un gradiente de disturbio. Por ejemplo, los Characidae tienden a disminuir con el aumento de turbidez y reducción de la cobertura vegetal (Pinto y Araujo, 2007), mientras que los Loricaridos son sensibles a la calidad ambiental (Rodríguez Olarte et al., 2006 y et al., 2007). De acuerdo a Menni (2004) los Poeciliidae y Cichlidae, en general tienden a aumentar en ambientes más disturbados. Otras familias como Callichthyidae y Synbranchidae reflejan ambientes cuasi anóxicos. Ello señala que la presencia de una determinada familia de peces una adaptación morfológica y fisiológica a la calidad del hábitat.

La aplicación tanto de IIB como del IMF ha demostrado ser efectiva para evaluar de forma acertada la integridad biótica en canales bajo distintos usos productivos, permitiendo la discriminación de sistemas y usos en un gradiente de impacto creciente, que tiene su correlato en la integridad biótica de los ensambles de peces. En ese sentido, los resultados han demostrado que los canales pertenecientes a las forestaciones no reguladas presentan los niveles de mayor integridad, en contraposición a los correspondientes a las forestaciones reguladas, que presentan los niveles menores. Esto ha sido concordante con el ordenamiento por nivel de disturbio efectuado a priori para seleccionar el sitio de referencia y por los resultados obtenidos al analizar la biodiversidad, estructura y composición de los distintos ensambles registrados en cada uso productivo (Capítulo III). Allí se ha observado que los canales no regulados, es decir con conectividad permanente con los cursos de agua de orden superior, presentan la mayor riqueza y abundancia de especies. Por otro lado, dicho análisis arrojó que los sistemas regulados, donde los canales están sujetos a un manejo del agua discrecional, en función de las necesidades del uso productivo particular, son los que presentan la menor diversidad de especies. Esto tiene su explicación por el hecho que este tipo de manejo interrumpe la conectividad con la fuente de especies y de renovación de agua, lo que afecta las condiciones físico químicas e hidrológicas de esos canales (Capítulo IV).

Por su parte, los resultados muestran una alta coincidencia con el ordenamiento de los canales entre ambos índices, lo que podría deberse a que las familias seleccionadas para el IMF reflejan los atributos biológicos (métricas) escogidos para el cálculo del IIB. Por ejemplo, la familia Loricariidae se corresponde con la métrica de hábitat que representa el uso bentónico en el IIB. De igual modo, Characidae coincide con la métrica asociada al uso de la columna de agua. Sin embargo, una ventaja respecto de la aplicación del IMF por sobre el IIB es la posibilidad de reconocer las categorías rápidamente, sin necesidad de cuantificar los elementos que la integran (nivel de especie). Entre las diferencias cabe señalar, que el IIB mostró una mejor correlación con la riqueza de especies, mientras que el IMF demostró más sensibilidad al discriminar 3 canales muy impactados bajo uso forestal regulado y ganadero. Por último, es importante destacar que la riqueza de especies, hábitat y abundancia fueron las métricas más sensibles, tal como se menciona en otros trabajos de la región neotropical (Rodríguez Olarte et al., 2006 y et al 2007; Araujo y Tejerina Garro, 2009). Por su parte, el IMF considera este concepto al tener un carácter cuantitativo, al incorporar los individuos de las familias encontradas, factor que permitiría absorber el problema de definir rangos de abundancia, que incluso pueden diferir entre regiones, cuencas, biomas, etc. que exhibe el IIB. Al respecto, la diversidad (H'), tradicionalmente ha sido utilizada como un indicador de calidad ambiental. De modo que la aparición de uno o pocos individuos de una familia de baja tolerancia, en un ambiente perturbado, no necesariamente lo califica como de buena calidad y la suma de valores de tolerancia o la sola presencia de familias, no serían buenos indicadores de la salud del sistema (Tiller y Metzelling, 2002). Tal como se aprecia en la Tabla 34, mientras que el índice de diversidad (H') incluye al canal JB1 (silvopastoril), como de buena calidad similar al canal CAMP que es un referente regulado, tanto el IMF e IIB indican que ahí se produce un salto en el gradiente, ubicándolo como de integridad tipo “regular”. Este hecho demostró que la utilización de estos índices es más sensible para medir los impactos que solo utilizar la diversidad específica como indicadora de la integridad del ecosistema.

Tabla 34. Canales versus índices.

	H'	IIB	IMF
MB	2,11	100	100
CAMP	1,94	64	63
CV	2,38	90	46
CZ	2,56	85	66
QAI	2,38	90	100
JB1	2,05	44	13
JB2	1,56	41	12
CHA	1,58	30	2
PPFO	1,71	30	4
JFO	1,7	20	1

No obstante, los resultados positivos alcanzados con la aplicación del IIB e IMF, existen en la bibliografía numerosos ejemplos acerca de las dificultades en la aplicación de estos índices en regiones diferentes a las cuales fueron desarrollados originalmente (Rosset, 2007; Jaramillo Villa y Pellegrini Caramaschi, 2008; Costa y Schultz, 2010).

Su aplicación ha estado limitada por la dificultad de encontrar cursos de agua enteramente conservados que sirvan de referencia (Cassatti et al., 2009), como por el de un conocimiento deficiente de la sistemática y ecología de muchas especies de peces. En ese sentido, sobresalen tres problemáticas principales: la selección del sitio de referencia, la adaptación de las métricas a las condiciones locales y el hecho que las respuestas de los peces a cambios en las condiciones ambientales, no son necesariamente lineales y donde cierto grado de disturbio intermedio puede promover una mayor riqueza de especies (Shea et al ., 2004). Estos disturbios pueden variar en extensión, duración e intensidad, dependiendo de las diferentes actividades productivas, complejizando la interpretación de los resultados. Sin duda, uno de los mayores desafíos es sin duda la identificación de sitios de referencia, contra los cuales comparar los resultados (Ogren y Huckins 2015; Capmourteres, 2017). Para obtener conclusiones válidas entre diferentes sitios es deseable que los que se van a tomar como referencia no hayan sido objeto de modificaciones o intervenciones antrópicas, a lo largo de su historia natural. Esta condición ideal es difícilmente alcanzable en áreas con ocupación humana, y más particularmente en la región del Delta del Paraná, donde los denominados sitios “prístinos” son casi inexistentes. Ello se debe a las actividades productivas que históricamente se han desarrollado y que han requerido de la adecuación del ecosistema natural a las pautas de producción dominante (Quintana, 2014; Krug, 2018). Estas

alteraciones han consistido entre otras en la modificación de la morfología y el régimen hidrológico natural de los cursos de agua (Blanco y Mendez, 2010; Baigún, 2013). Es por ello que en el presente estudio, se ha realizado un análisis de los canales bajo diferentes factores de alteración (geomorfológicos, hidrológicos y de aporte de agrotóxicos y eutroficantes), de forma de establecer un gradiente de perturbación y poder así reconocer aquellos sitios menos impactados y que se aproximen condiciones naturales o de bajo impacto. Los resultados han permitido concluir que entre todos los sitios analizados, el canal Monte Blanco presentaba las mejores condiciones ecológicas para constituirse en el sitio de referencia. Este canal, antiguamente utilizado solo para la navegación, se considera en la actualidad sin alteraciones relevantes, ya que además nunca ha sido objeto de intervenciones de carácter productivo.

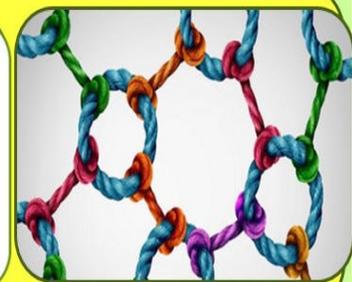
Como conclusión se puede sostener que para la selección de sitios de referencia en áreas con ecosistemas altamente intervenidos, donde la presencia de cursos de agua sin intervención es muy marginal o nula, los sitios ubicados en los niveles más bajos del gradiente de perturbación, como fue el caso de las forestaciones no reguladas, pueden constituir buenos ejemplos de una situación de bajo impacto, y por lo tanto ser tomados como sitios de referencia alternativos. Ello posee aplicabilidad para poder utilizar el índice a nivel regional utilizando más sitios referencia, lo que permitiría ajustar un rango de valores para definir con mayor precisión la situación de referencia. Más aún, los resultados observados en esta tesis sugieren que se necesitaría incluir otros ambientes acuáticos presentes en el Delta y evaluar su integridad biótica.

Una segunda dificultad en la aplicación del IIB la constituye el hecho que las familias originales propuestas para este índice están ausentes en ambientes subtropicales, y deben ser reemplazadas con otras representadas localmente, pero que cumplan un rol ecológico similar. Ejemplos de ello pueden encontrarse en Jaramillo Villa y Pellegrini Caramaschi (2008) donde los autores presentan una revisión de la aplicación de IIB en regiones tropicales y subtropicales. Algunos autores (Pinto y Araujo, 2007; Masson et al., 2017) utilizan el nivel taxonómico de orden pero ello no resulta práctico de ser aplicado en la región del Delta ya que algunos órdenes incluyen familias con hábitos ecológicos muy diferentes entre sí. Otros autores (Hued y Bistoni, 2005) en cambio utilizan el nivel de especies. Esto es bastante sensible y práctico cuando el pool de especies es pequeño y se tiene conocimiento completo de sus hábitos ecológicos, condición que no se cumple en el Delta donde se han contabilizado más de 60 especies en los arroyos (Brancolini, 2009).

Dado que un índice de integridad biótica debe poder constituirse en una herramienta útil para tomadores de decisión (gestores ambientales, técnicos, funcionarios, etc.), es condición que sea de aplicación sencilla y pueda interpretarse y aplicarse por profesionales y manejadores de recursos sin una estricta formación científica en taxonomía. En ese sentido, el IIB constituye una herramienta rápida que no requiere de la inversión en equipos costosos para el monitoreo ni en personal altamente calificado, proveyendo datos múltiples en un muestreo. Su aplicación ofrece resultados válidos para la toma de decisiones mediante un método efectivo que permite establecer una manifestación claramente indicativa del impacto de una actividad sobre un ecosistema acuático. Permite ser incluso aplicado a partir de información bibliográfica sobre la ecología de las especies presentes en los sitios de muestreo. Asimismo, el IIB en concordancia con los antecedentes que figuran en la bibliografía, es útil por su probada sensibilidad y correlación con otras variables ambientales, aunque tiene un fuerte carácter cualitativo, que lo hace muy subjetivo en sistemas pocos estudiados. Por otro lado, la aplicación del IMF permite obtener información más precisa, obtener una mejor discriminación entre ambientes con pocas diferencias y es más sensible en algunos tipos de impacto que el IIB no logra discriminar, pero requiere tener conocimientos adecuados de taxonomía para poder clasificar los peces al nivel de familia.

Finalmente, este trabajo tiene carácter de propuesta, al intentar estandarizar métodos de muestreos y análisis de los ensambles de peces en canales bajo diferentes usos productivos. Para ello, la utilización del IIB en concordancia con los antecedentes que figuran en la bibliografía (Figuroa et al., 2003), es útil por su probada sensibilidad y correlación con otras variables ambientales, aunque tiene un fuerte carácter cualitativo, que lo hace muy subjetivo en sistemas poco estudiados. Si se requiere un trabajo cuantitativo de mayor precisión, el IMF permite una mejor discriminación entre ambientes con pocas diferencias, pero demanda un conocimiento mayor de la taxonomía ya que en nuestro caso fue trabajado a nivel de familias y dio buenos resultados. Ambos índices, con distinto nivel de aplicación pueden ser una buena herramienta, permitiendo a futuro ajustar su precisión sustentada en la experiencia y diferencias biogeográficas propias de la región del Delta.

CAPÍTULO VI: CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS



6 CAPÍTULO VI: CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS

El Delta del Paraná posee una rica historia de usos productivos y que han actuado como notables motores de cambio del paisaje fluvial. Se trata de un área además con una alta variabilidad ambiental dada por una particular confluencia de factores hidrológicos y climáticos que generan una natural heterogeneidad del paisaje. En un contexto de cambios de usos del suelo y manejo del agua, el Delta ofrece una notable oportunidad de evaluar como los ensambles de peces responden y se adaptan a diferentes usos productivos que pueden detectarse o incluso generarse. De tal modo en esta tesis se ha resaltado la importancia de la utilización de los ensambles de peces como indicadores de los cambios en los usos del suelo en el Bajo Delta, donde cada vez se avanza más sobre paisajes aún poco impactados, que poseen una alta biodiversidad. Este abordaje, no posee antecedentes en la región del Delta e incluso en el Paraná medio, donde los ensambles de peces han sido bien estudiados con bastante profundidad en la planicie de inundación, pero siempre asociado a los pulsos de conectividad hidrológica, más que en relación a impactos antrópicos. En el caso del Paraná Medio el uso productivo no afecta de la misma forma al tratarse de cursos de agua muy anchos con elevada velocidad de corriente, así como tampoco hay alteraciones en su conectividad (endicamientos o polders). Una primera conclusión importante al estudiarse los cambios en los ensambles de peces es la necesidad de comprender en qué consisten los usos del suelo y cuáles son los factores físico-químicos que pueden verse afectados, además de conocer cómo es el manejo del predio, el manejo del agua, y los recursos que se utilizan en cada emprendimiento productivo. Ello marca así una diferencia fundamental con estudios ecológicos tradicionales en la cuenca, en zonas mucho menos afectadas, debido a que los usos productivos poseen la posibilidad de alterar severamente el entorno de los cuerpos de agua, como elementos disruptivos de las condiciones ecológicas y que pueden alterar la composición de especies. En los distintos usos productivos estudiados se registraron diferencias en la estructura y composición del ensamble de peces, pudiéndose reconocer un gradiente que combina sistema y uso productivo, que influye sobre la ictiofauna presente. Este hallazgo representa un punto de partida importante para modificar la visión que se posee sobre cómo pueden los impactos antrópicos afectar los cuerpos de agua, que no resultan muy visibles a los ojos de los sectores productivos. Ello toma aún mayores dimensiones si se considera la escasa información que se tiene sobre la ictiofauna de la región y como se

suman nuevos usos del suelo, como urbanizaciones y agricultura en islas (soja), que avanzan rápidamente cambiando el paisaje en pocos años y alterando las condiciones físico-químicas del agua, que pueden afectar a las poblaciones de peces. Esta tesis demuestra que en paisajes altamente heterogéneos es conveniente prestar mucha atención a la escala de análisis espacial que demanda el tipo de ambiente evaluado (paisaje, región etc), con el fin de poder establecer cuales se verán afectados de las diferentes actividades productivas. Futuras líneas de investigación en estos nuevos usos productivos ayudarán a comprender el funcionamiento de los ensambles bajo diferentes condiciones ambientales, con lo cual es indispensable seguir trabajando en la generación de información de base para esta región. Por otra parte, el hecho que varias de las especies que habitan en áreas de humedales o cauces secundarios carezcan de valor comercial ha contribuido a ignorar su valor para la conservación y a construir una percepción errónea sobre cómo deben evaluarse los impactos sobre las poblaciones de peces, particularmente en estudios de impacto ambiental.

En el contexto precedente una conclusión significativa con relación a la respuesta a las alteraciones debidas a los distintos usos productivos, es que las especies de peces varían de acuerdo a su plasticidad fisiológica para adaptarse a ciertos parámetros extremos y a cambios en la conectividad entre los canales y el curso principal. Ello implica que los ensambles pueden reflejar los cambios en la calidad del paisaje y uso del suelo y del agua, tal como se ha reconocido en esta tesis en diferentes capítulos. En general se cuenta con más información de las especies comerciales o de gran porte, lo que puede representar una limitación objetiva para entender el estado de un cierto cuerpo de agua o ambiente desde la perspectiva de relacionar la estructura de un ensamble de peces con la integridad ecológica.

Los resultados obtenidos permiten demostrar que el manejo de los sistemas productivos representa un factor crítico para conservar o mejorar las condiciones de la biodiversidad de peces y que la sustentabilidad de los agroecosistemas, deben ser estudiados integralmente. Esto incluye el diagnóstico de las causas de los problemas ambientales, la evaluación de las consecuencias y las propuestas de soluciones para conservar el ambiente y la biodiversidad. En este sentido, estos resultados pueden contribuir a formar criterios en buenas prácticas, entendiendo como tales a un conjunto de principios, normas y recomendaciones que se aplican a las diversas etapas de la producción agrícola para garantizar principalmente, el abastecimiento de alimentos sanos e inocuos, la protección ambiental y la sustentabilidad de los bienes y servicios

ecosistémicos. Los manuales de buenas prácticas incorporan la visión funcional de los agroecosistemas y de aplicación tecnológica para la conservación del suelo, la biodiversidad y los servicios ecosistémicos, pero poco exploran la influencia sobre los ensambles de peces. Las buenas prácticas pesqueras propuestas por Baigún (2015) son las únicas que rescatan el valor de practicar un manejo que preserve la comunidad de peces, como un nexo necesario para poder mantener la pesca como un servicio ecosistémico.

Si bien la presente tesis ha demostrado el potencial de uso de índices de integridad biótica y como los ensambles de peces responden al desarrollo de diferentes actividades productivas, se requiere continuar explorando la intrincada relación entre factores bióticos y abióticos y como ellos interactúan a diferentes escalas temporales. Un aspecto crítico, sin duda, asociado a esta tesis es la aplicabilidad de los índices multimétricos como herramientas para poder establecer la integridad ecológica y su posible influencia sobre la biota. Este planteo concuerda con el concepto que la integridad ecológica de los ríos es el reflejo de un impacto combinado de factores asociados a la calidad del agua, modificaciones antrópicas (canalizaciones, urbanizaciones, actividades productivas) y alteraciones del hábitat (Karr y Chu, 2000). Por otro lado, el hecho que los índices como el IIB se han ido modificando para adaptarlos a diferentes ecoregiones sin perder la racionalidad de las variables que se miden, permitiría concluir que su valor se sustenta en identificar aquellas métricas que mejor ajusten a las características particulares de cada sistema, y a qué escala de análisis estas variables son suficientemente sensibles. Los enfoques multimétricos deben estar sustentados por un mejor conocimiento de la biología y ecología de las especies. En el caso de sistemas con una ictiofauna muy diversa, como es el caso del Delta, se recomienda orientar las evaluaciones ambientales hacia un estudio integral y que abarque la estructura funcional (gremios), más que hacia un listado o estudio de las especies individuales.

En el caso de los ambientes sujetos a diferentes usos productivos del Delta se recomienda considerar con mayor profundidad la relación entre los ensambles de peces y la calidad de agua, particularmente en los sistemas Regulados. Los indicadores biológicos que tal vez puedan verse afectados en dichos usos productivos por elementos químicos como es el caso de hormiguicidas (utilizados en las forestaciones) y herbicidas (utilizados en los usos que involucran ganadería) no pueden ser medidos con facilidad a partir de una muestra de agua. El agua proveniente del drenaje de un campo agrícola, puede contener alta concentración de sales, plaguicidas, fertilizantes, metales pesados y otros

contaminantes ambientales. Esto se traduce en un exceso de sedimentos, altos niveles de conductividad eléctrica y eventos de eutrofización frecuentes que llevan por ejemplo a bajos niveles de oxígeno disuelto.

La relación entre los ensambles de peces y el nivel de nutrientes de los cursos de agua cambia bajo diferentes usos productivos. Los cursos de agua inmersos en las matrices productivas presentan los valores más altos de nutrientes (fósforo total, carbono orgánico disuelto y materia orgánica en suspensión) que el curso de agua inmerso en la matriz natural (Krug., 2018). Esto probablemente este asociado al aporte de material vegetal senescente en el caso de las forestaciones y de materia orgánica a través de las heces del ganado en el caso de los usos que implican ganadería (FG y G) (Mesa et al., 2016) así como del aporte de herbicidas como glifosato que suelen verterse directamente sobre los canales para el control de las macrófitas acuáticas (Major et al., 2003), evitando que la vegetación forme carpetas que puedan impedir el acceso del ganado al agua dado que los mismos constituyen los sitios donde los animales abrevan. Su relación con las especies de peces o incluso con la dieta de las especies presentes podría estudiarse mediante isótopos y aun es desconocida. Todos estos cambios en la calidad del agua pueden impactar negativamente sobre los peces que hacen uso de ella. Es por ello que para determinados sistemas productivos, puede ser conveniente tomar en cuenta la calidad del agua como un factor que posee influencia directa e indirecta sobre los peces y explorar como estos parámetros pueden ser incorporados en un índice de integridad biótica.

Por otro lado es conveniente analizar la relación de los ensambles de peces a través de un ciclo productivo completo. Se requiere evaluar los ensambles en escalas temporales más amplias, asociadas a la duración de los procesos productivos como por ejemplo la forestación. De tal modo, la frecuencia del muestreo debe adaptarse al disturbio o tiempos productivos o de prácticas de manejo.

En todo caso, futuros estudios mediante el abordaje considerado en esta tesis deben estar orientados también a validar los índices multimétricos, extendiendo su aplicación otras regiones productivas del Delta. En este sentido, será también necesario identificar nuevos sitios de referencia, como pueden ser los ambientes localizados en la reserva de biosfera de San Fernando (como arroyos) para conocer sus ensambles de peces y poder ajustar las métricas. De igual modo, es necesario estudiar la respuesta del IIB en otras tipologías de humedales, como ser pajonales y horquetas.

Por su parte, la biología de conservación actualmente esta focalizada en el estudio de áreas naturales protegidas, sin embargo, la mayor parte de la superficie terrestre posee

algún tipo de manejo y las áreas de conservación no son suficientes, lo que fuerza a muchas especies a habitar paisajes alterados por las actividades humanas y en la zona de estudio se puede mencionar las plantaciones forestales y los campos silvopastoriles. En este contexto, el trabajo de educación ambiental con municipios o productores podría ayudar a diseñar planes de manejo de sus cuerpos de agua para preservar las especies nativas y mantener las funciones ecosistémicas con efectos neutrales o aún positivos sobre la producción agropecuaria y el ambiente. Este nuevo paradigma de la conservación de la biodiversidad en mosaicos de paisajes naturales y productivos tiene que ser multidisciplinar, incluyendo a la sociología, la biología de la conservación y la silvicultura entre otros, y requiere de coordinación política y de apoyo estratégico y logístico de las comunidades, gestores, entidades de investigación (eg: INTA Delta), productores, y ONGs. Trabajar con los actores clave del territorio para mejorar la calidad de los predios productivos como hábitat para diversidad especies, teniendo en cuenta sus realidades socioeconómicas y culturales particulares, resulta de vital importancia tanto para la conservación, como para el mantenimiento de las funciones y servicios ecosistémicos asociadas a la biodiversidad y la sustentabilidad de los mismos sistemas productivos.

En resumen, los resultados de esta tesis proponen que el manejo del agua en estos sitios productivos debería contemplar;

1. Practicar monitoreos periódicos: No solo contar con líneas de base sobre emprendimientos productivos, recreativos o turísticos en la región del Bajo Delta, sino el seguimiento (monitoreo) de estos ambientes acuáticos durante el avance y durante el proceso o cambio del uso productivo, para ver como los mismos son afectados en el tiempo. Estos monitoreos continuos a través de los años permitirían comparar el aumento de la intensidad o la suma de actividades productivas en los humedales del Bajo Delta y sus impactos sobre los peces y otros componentes de la biota.

2. Profundizar en el estudio de los cambios en los ensambles de peces asociados a procesos de conectividad con los cauces principales, fuentes de colonización, migraciones, reproducción, alimentación etc.

3. Poner en marcha buenas prácticas de manejo hidrológico, que mantengan las condiciones físico-químicas del agua adecuadas a la época del año. El caudal del río y la integridad ecológica en general garantizaran el mantenimiento de las condiciones estructurales y funcionalidad de los hábitats y aseguraran la sostenibilidad de los bienes y servicios ecosistémicos de estos humedales intervenidos.

4. Seguir profundizando los conocimientos adquiridos y generando otros nuevos, no solo sobre distintos aspectos de la ecología de humedales del Delta, sino de los ensambles de peces y su relación con las actividades productivas.

7 CAPÍTULO VII: BIBLIOGRAFIA

Abrial, E., A. P. Rabuffetti, L. A. Espínola, M. L. Amsler, M.C.M. Blettler y A. R. Paira. 2014. Influence of hydrological changes on the fish community in two lotic environments of the Middle Paraná Floodplain, Argentina. *Aquat. Ecol.* 48: 337-349.

ACUMAR. 2009. Environmental sanitation plan for the Matanza Riachuelo watershed. En: Authority of the Matanza-Riachuelo watershed Buenos Aires, Argentina, 587 pp.

Agostinho, A. A., S. M. Thomaz., C. V. Minte Vera y K. O. Winemiller. 2000. Biodiversity in the high Paraná River floodplain. 89-118 pp. En: Gopal, B., W. J. Junk y B. Davis (Eds.). *Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation*. Leiden, Backhuys Publishers. 353 pp.

Agostinho., A.A., L.C. Gomes., N.C.L. Santosa Jean, C.G. Ortega y F.M. Pelicice. 2016. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. *Fish. Res.* 173 (1); 26-36.

Albert, J. S. y W. G. R. Crampton. 2003. Seven new species of the Neotropical electric fish *Gymnotus* (Teleostei, Gymnotiformes) with a redescription of *G. carapo* (Linnaeus). *Zootaxa.*, 287:1-54.

Allende, L., G. Tell, H. Zagarese, A. Torremorell, G. Pérez, J. Bustingorry, R. Escaray y I. Izaguirre. 2009. Phytoplankton and primary production in clear-vegetated, inorganic turbid, and algal-turbid shallow lakes from the Pampa plain (Argentina). *Hydrobiologia* 624: 45-60.

Almirón, A. E., M. L. García., R. C. Menni., L.C. Protogino y L. C. Solari. 2000. Fish ecology of a seasonal lowland stream in temperate South America. *Mar. Freshwater. Res.*, 51, 265-74.

Almirón, A., J. Casciotta., L. Ciotek., P. Giorgis., P. Soneira y F. Ruíz Díaz. 2010. Pisces, Gymnotiformes, Hypopomidae, *Brachyhypopomus* Mago-Leccia, 1994: First country record of three species of the genus, Argentina. *Checklist.*, 6 (4): 572-575.

Almirón, A. E., J. R. Casciotta., M. M. Azpelicueta y M. Loureiro. 2010. Redescription of *Astyanax stenohalinus* Messner, 1926 (Characiformes: Characidae), a poorly known species from Argentina and Uruguay. *Zootaxa.*, 2434: 60-68.

Almirón, A. E., J.R. Casciotta, L. Ciotek y P. Giorgis. 2015. Guía de los peces del Parque Nacional Pre-Delta. 2da edición - Ciudad Autónoma de Buenos Aires: Administración de Parques Nacionales. 300 pp.

Amadeu Santana, A.R., M. Werth y E. Benedito Cecilio. 2015. Use of food resources by detritivorous fish in floodplains: a synthesis. *Acta biol. Colomb.* 20 (1):5-14.

Amoros, C y G. Bornette. 2002. Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. *Freshw. Biol.*, 47,761-776.

An, K. G., Park, S. S. y J.Y. Shin. 2002. An evaluation of a river health using the index of biological integrity along with relations to chemical and habitat conditions. *Environ. Int.*, 28, 411-420.

Angermeier, P. L. y J. R. Karr. 1983. Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. *Environ. Biol. Fishes.*, 9:117-138.

- Angermeier, P. L. y M. R. Winston. 1998. Local vs Regional influences on local diversity in stream fish communities of Virginia. *Ecology*, 79, 911-927.
- Anjos, M. B. y J. Zuanon. 2007. Sampling effort and fish species richness in small *terra firme* forest streams of central Amazonia, Brazil. *Neotrop. Ichthyol.*, 5 (1): 45-52.
- Ansink, E., L. Hein y K. Per Hasund. 2008. To Value Functions or Services? An Analysis of Ecosystem Valuation Approaches. *Environ. Values.*, 17:489-503.
- Aquino, A. E. 1997. Las especies de Hypoptopomatinae (Pisces, Siluriformes, Loricariidae) en la Argentina. *Rev. Ictiol.*, 5 (1-2):5-21.
- Aquino, A.E. y S.A. Schaefer, 2010. Systematics of the genus *Hypoptopoma* Günther, 1868 (Siluriformes, Loricariidae). *Bull. Am. Mus. Nat. Hist.*, 336:1-110.
- Araújo, F. G. 1996. Composição e estrutura da comunidade de peixes do médio e baixo rio Paraíba do Sul. *Braz. J. Biol.*, 56: 111–126.
- Araújo, F.G. 1998. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o Rio Paraíba do Sul. *Rev. Bras. Zool.*, 58:547-558.
- Araújo Lima, C. A., L. F. Jiménez., R. S. Oliveira., P. C. Eterovick., U. Mendonza y A. Jerozolimki. 1999. Relação entre o número de espécies de peixes, complexidade de hábitat e orden do riacho nas cabeceiras de um tributário do rio Urubu, Amazônia Central. *Acta Limnol. Bras.*, 11(2): 127-135.
- Araújo, N. B. y L.F. Tejerina-Garro. 2009. Influence of environmental variables and anthropogenic perturbations on stream fish assemblages, Upper Paraná River, Central Brazil. *Neotrop. Ichthyol.*, 7 (1):31-38.
- Arenas Rodríguez, A. 2014. Efectos letales y subletales en embriones y renacuajos de anuros expuestos a pH ácidos y básicos. Tesis de maestria, Facultad de Ciencias, Universidad del Tolima, Ibagué, Colombia.
- Arrington, D.A. y K.O. Winemiller. 2006. Habitat affinity, the seasonal flood pulse, and community assembly in the litoral zone of a Neotropical floodplain river. *J. N. Am Benthol. Soc.*, 25: 126–141.
- Azpelicueta, M. M. y L. Braga. 1991. Los Curimátidos en Argentina. En: Fauna de Agua Dulce de la República Argentina, PROFADU (CONICET), 40 (1): 1-55.
- Baigún, C., P. Minotti., P. Kandus., R. Quintana., R. Vicari., A. Puig., N.O. Oldani y J.M. Nestler. 2008. Resource use in the Parana River Delta (Argentina): moving away from an ecohydrological approach?. *Ecohydrol. Hydrobiol.*, 8: 245-262.
- Baigún, C., N. Oldani y P.A. Van Damme. 2011. Represas hidroeléctricas en América Latina y su impacto sobre la ictio fauna. En Van Damme, P.A., F. Carvajal y J. Molina (eds): Peces de la Amazonía boliviana: potencialidades y amenazas: 395-415. Ed. INIA, Cochabamba, Bolivia.
- Baigún., C.M.R. 2013. Manual para la gestión ambiental de la pesca artesanal y las buenas prácticas pesqueras en la cuenca del río Paraná, Argentina. Fundación Humedales / Wetlands International. Buenos Aires, Argentina.
- Balbi, F., M. Boivín y A. Rosato. 2008. Calando la vida: ambiente y pesca artesanal en el Delta Entrerriano 1a ed. - Buenos Aires. Antropofagia. 272 pp.

- Balon, E. K., S. S. Crawford y A. Lelek. 1986. Fish communities of the upper Danube River (Germany, Austria) prior to the new Rhein-Main-Donau connection. *Environ. Biol. Fishes.*, 15, 243-271.
- Banish, N.P., J.T. Peterson y R.F. Thurow. 2008. Physical, Biotic and Sampling Influences on Diel Habitat Use by Stream- Dwelling Bull Trout. *North American N. Am. J. Fish. Manag.*, 28:176–187.
- Barbour M.T., Gerritsen, J., Snyder, B.D. y J.B. Stribling. 1999. Rapid bioassessment protocols for Use in streams and wadeable rivers: Periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. 2nd ed. Washington, DC: US Environmental Protection Agency, Office of Water, EPA 841-B-99-002.
- Barile, J., M. Escudero y L. Jara. 2016. Efecto del pH sobre la supervivencia embrionaria, período embrionario y de eclosión de *Galaxias maculatus*. *Rev. Biol. Mar. Oceanogr.*, 51, 181-185.
- Belliard, J., P. Boët y E. Tales. 1997. Regional and longitudinal patterns of fish community structure in the Seine River basin, France. *Environ. Biol. Fishes.*, 50, 133-147.
- Benzaquén, L., D.E. Blanco., R. F. Bó., P. Kandus., G. F. Lingua., P. Minotti., R. D. Quintana., S. Sverlij y L. Vidal. 2013. Inventario de los humedales de Argentina. Sistemas de paisajes de humedales del Corredor Fluvial Paraná-Paraguay. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. Proyecto GEF 4206 PNUD ARG 10/003. / Edición literaria a cargo de Laura Benzaquén [et.al.]. - 1a ed. - Buenos Aires: Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, 2013. 376 p. ISBN 978-987-29340-0-2.
- Berasain, G. E., D. C. Colautti, M. Remes Lenicov y C. A. Velasco, 2005. Variaciones estacionales e históricas de las especies ícticas de la Laguna Chascomús. *Biología Acuática* 22: 47–57.
- Bertora, A., Grosman F., Sanzano P y J.J. Rosso. 2018. Composición y estructura de los ensambles de peces en un arroyo pampeano con uso del suelo contrastante. *Rev. Mus. Argentino Cienc. Nat.*, n.s. 20 (1): 11-22.
- Binder, T.R., S.J. Cooke y S.G. Hinch. 2011. The Biology of Fish Migration. In: Farrell A.P., (ed.), *Encyclopedia of Fish Physiology: From Genome to Environment*, volume 3, pp. 1921–1927. San Diego: Academic Press.
- Bistoni, M. A. A. Hued., Videla, M. y L. Sagretti. 1999. Efectos de la calidad del agua sobre las comunidades ícticas de la región central de Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural* 72:325-335.
- Blanco, D. E. y F.M. Mendez. 2010. Endicamientos y terraplenes en el Delta del Paraná: Situación, efectos ambientales y marco jurídico. Fundación para la Conservación y el Uso Sustentable de los Humedales/Wetlands International. 1ª ed. Buenos Aires 104 pp.
- Bó, R. F y I. Malvarez. 1999. Las inundaciones y la biodiversidad en humedales. Un análisis del efecto de eventos extremos en faun silvestre. En Malvárez, A.I. (Ed.): *Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica*. Oficina Regional de Ciencia y Tecnología de la UNESCO para América Latina y el Caribe. Montevideo, Uruguay.
- Bó, R y R. D. Quintana. 1999. Actividades humanas y biodiversidad en humedales: el caso del Bajo Delta del Río Paraná. Pp. 291-315. En: *Biodiversidad y uso de la tierra Conceptos y ejemplos de Latinoamérica* (S. D Matteucci, O. T Solbrig, J Morello y G Halffter, eds.). EUDEBA, Buenos Aires, Argentina.

- Bó, R y R. Quintana. 2010. Impactos de los cambios en el régimen hidrológico por actividades humanas sobre la vegetación y la fauna silvestre. En informe final del proyecto: "Conservación de los humedales y modos de vida asociados en el Delta del Paraná, Argentina". Universidad de San Martín (UNSAM), Buenos Aires, Argentina. 93 pp.
- Bó, R.F., P. Fernández., P. Courtalon., G. Porini y R. D. Quintana. 2010. Caza de fauna silvestre. En Taller ecologista. Rosario/LETy E-UNSAM (Eds.): Humedales del Paraná. Biodiversidad, usos y amenazas en el Delta medio. Programa de subvenciones para ecosistemas (EGP)-UICN-The Netherlands /Taller ecologista Rosario.
- Boivin, M. y R. Delfino. 1991. Estudio integral de las pesquerías del sector de Islas de Municipio de Victoria, Entre Ríos. Informe final. Consejo Federal de Inversiones.
- Bonfils, C. 1962. Los suelos del Delta del Río Paraná. Factores generadores, clasificación y uso. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Rev. Invest. Agrícola., 16: 257-270.
- Bonetto, A. A., C. Pignalberi de Hassan., E. Cordiviola de Yuan y O. Oliveros. 1969. Ciclos hidrológicos del Río Paraná y las poblaciones de peces contenidas en las cuencas temporarias de su valle de inundación. Physis (Bs. As.) 29(78):213-223.
- Bonomo, M. 2012. Historia prehispánica de Entre Ríos. Fundación de Historia Natural Félix de Azara, Buenos Aires.
- Borodowski, E.D. 2006. Alamos y sauces en el Delta del Paraná: situación del sector y silvicultura. Actas Jornadas de Salicaceas INTA.
- Borodowski, E.D. y R.O. Suárez. 2005. Caracterización forestal de la región del Delta del Paraná. Documento NEF Delta - Proyecto Forestal de Desarrollo- Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca y Alimentos de la Nación. Buenos Aires, Argentina. 8 pp.
- Bozzetti, M y U. H. Schulz. 2004. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. Hydrobiologia, 529 (1-3): 133-144.
- Braga, L. 1993. Los Anostomidae (Pisces, Characiformes) de Argentina. En: Fauna de Agua Dulce de la República Argentina, PROFADU (CONICET), 40 (3): 1-61.
- Braga, L. 1994. Los Characidae de Argentina de las Subfamilias Cynopotaminae y Acestrorhynchinae. PROFADU (CONICET), 40 (6): 1-43. La Plata, Argentina.
- Braga, L. 2001. Primer registro para Argentina de *Characidium tenue* y *Characidium pterostictum* (Characiformes, Crenuchidae). Physis, Sec. B, 58(134-135):49-50.
- Brancolini, F. 2009. Estructura y composición de los ensambles de peces en arroyos de la zona Deltaica de Bajos del Temor (Provincia de Buenos Aires, Argentina). Tesis de Licenciatura en Ciencias Biológicas, Universidad CAECE, Buenos Aires. 70 pp.
- Brancolini, F., P. Minotti y C. Baigún. 2015. Peces y ambientes del Bajo Delta Bonaerense. En: "El Delta Bonaerense, Naturaleza, Conservación y Patrimonio Cultural". Athor, J. (Ed.). Fundación de Historia Natural Félix de Azara. Buenos Aires: 211-227. ISBN: 978-987-3781-06-3.
- Buhrnheim, C. M. y C. Cox Fernandes. 2001. Low seasonal variation of fish assemblages in Amazonian rain forest streams. Ichthyol. Explor. Freshw. 12(1): 65-78.
- Bowen, W., Jacob, P., y A. Dupas. 1986. Electro-osmosis and the determination of zeta potential:

the effect of particle concentration. *J. Colloid Interface Sci.*, 111: 223–229.

Caffera, R.M. y E.H. Berbery. 2006. Capítulo 2: Climatología de la Cuenca del Plata. En: Barros, V., R. Clarke y P. Silva Díaz (eds.): *El Cambio Climático en la Cuenca del Plata*: 19- 38. 1ra ed. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Buenos Aires.

Canón Verón, M. B. 2005. Patrones de distribución y abundancia de peces en el sistema de confluencia de los ríos Paraná y Paraguay. Ph.D.Dissertation, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, 175p.

Capmourteres., V., N Rooney y M. Anand. 2017. Assessing the causal relationships of ecological integrity: a re-evaluation of Karr's iconic Index of Biotic Integrity. *Ecosphere.*, 9 (3): 1-19.

Cárdenas A.Y., B. Reyes., N. Ríos., A.Woo., E. Ramírez y M. Ibrahim. 2007. Impacto de los sistemas silvopastoriles en la calidad del agua de dos microcuencas ganaderas de Matiguás, Nicaragua., 13 pp.

Cardoso, Y. P., F. Brancolini., L. Protogino y M. Lizarralde. 2011. Actinopterygii, Siluriformes, Loricariidae, *Hypostomus aspilogaster* (Cope, 1894). Distribution extension and first record for Argentina. *Check List.*, 7(5): 596-598.

Cardoso, Y., F. Brancolini., A. Paracampo., M. Lizarralde y J. Montoya Burgos. 2016. *Hypostomus formosae*, a new catfish species from the Paraguay River Basin with redescription of *H. boulengeri* (Siluriformes: Loricariidae). *Ichthyol. Explor. Freshw.*, 27 (1): 9-23 pp.

Cardoso, Y.P., J.J. Rosso., E. Mabrugaña., M. González Castro., M. Delpiani., E. Avigliano., S. Bogan., R. Covain., N.F. Schenone y J.M. Díaz de Astarloa. 2018. A continental-wide molecular approach unraveling mtDNA diversity and geographic distribution of the Neotropical genus *Hoplias*. *PLoS ONE* 13(8): e0202024. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0202024>.

CARP y CARU.2016. 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). 2016. Proyecto de evaluación de los recursos icticos del bajo Río Uruguay y el Río de la Plata interior. 151 pp.

CARP y CARU.2017. 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). 2017. Proyecto de evaluación de los recursos icticos del bajo Río Uruguay y el Río de la Plata interior. 117 pp.

Carvalho Freitas., C.E., L. Laurenson., K.C. Yamamoto., B.R. Forsberg., M. Petrere Jr., C. Arantes y F. K. Siquiera Souza. 2018. Fish species richness is associated with the availability of landscape components across seasons in the Amazonian floodplain. *PeerJ* 6:e5080; DOI 10.7717/peerj.5080.

Casciotta, J. R., A. M. Miquelarena y L. Protogino. 1992. A new species of *Odontostilbe* (Teleostei, Characidae) from the Uruguay Basin, with comments on the diagnostic characters of the genus. *Occas. Pap. Mus. Nat. Hist.*, 149:1-16.

Casciotta, J. R. 1998. Cichid-fishes from La Plata basin in Argentina: *Laetacara dorsigera* (Heckel), *Bujurquima vittata* (Heckel), and "*Cichlasoma*" *facetum* (Jenyns) (Perciformes: Labroidae). *Neotropica.*, 44 (111-112): 23-39.

Casciotta, J. R, A. Almirón, S. Sánchez., J. Iwaskiw y M. C. Bruno. 2012. The genus *Gymnotus* (Gymnotiformes: Gymnotidae) in Argentina. How bad taxonomy results in poor regulations and

no conservation. *J. Appl. Ichthyol.*, 1-5.

Casatti, L. 2004. Ictiofauna of two streams (silted and referent) in the upper Paraná river basin, southeastern Brazil. *Braz. J. Biol.*, 64(4): 757-765.

Cassati, L., Ferreira C.P y F. Langeani. 2009. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. *Hidrologia* 623:173-189.

Cassati, L. y F. B. Teresa. 2012 A multimetric index based on fish fauna for the evaluation of the biotic integrity of streams at a mesohabitat scale. *Acta Limnol. Bras.* 24 (4): 339-350.

CEAL. 1976. El Delta. El país de los argentinos. Fascículo 115, Buenos Aires: 194-216.

Ceballos, D. 2011. El reemplazo de pastizales anegadizos por plantaciones de álamos con suelos drenados en el Bajo Delta del río Paraná: cambios físicos y biogeoquímicos en el suelo y el ecosistema. Tesis de maestría de la Universidad de Buenos Aires, Área Recursos Naturales. 75 pp.

Cetra, M y F.C. Ferreira. 2016. Fish-based Index of Biotic Integrity for wadeable streams from Atlantic Forest of south Sao Pablo State, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 28. e-22

Chao, A. 1984. Non-parametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian. J. Stat.*, 11:265-270.

Cilleros, K., L. Allard, R. Vigouroux y S. Brosse. 2017. Disentangling spatial and environmental determinants of fish species richness and assemblage structure in Neotropical rainforest streams. *Freshwater biol.* (62): 1707-1720

Ciotek, L., P. Giorgis, J. Casciotta y A. Almirón. 2008. Presence of *Pterobunocephalus depressus* (Hasselman, 1911) (Siluriformes, Aspredinidae) in freshwater of Argentina. *Ichthyol. Contrib. Peces Críollos*, 9: 1-4.

Ciotek, L., P. Giorgis, J. Casciotta y A. Almirón. 2017. Relevamiento ictiológico de la Reserva Natural Otamendi, APN, Argentina. V Simposio Argentino de Ictiología (SAI), Corrientes, Argentina.

Clarke, K. R y R.N. Gorley. 2006. *PRIMER v6: User Manual/Tutorial*. PRIMER-E, Plymouth, 192pp.

Colautti, D. 1998. Sobre la utilización de trampas para peces en las lagunas pampásicas. *Rev. Ictiol.*, 6 (1/2):17-23.

Colautti, D. C., M. Remes Lenicov y G. Berasain, 2003. Vulnerabilidad del pejerrey *Odontesthes bonariensis* a la pesca deportiva en función de su condición. *Biología Acuática* 20: 49-55.

Colautti, D. C., M. E. Maroñas., E. D. Sendra., L. Protogino., F. Brancolini y D. Campanella. 2009. Ictiofauna del Arroyo La Choza, cuenca del Río de la Reconquista (Buenos Aires, Argentina). *Biol. Acuát.*, 26: 55-62.

Colin, N., P. Piedra y E. Habitat. 2012. Variaciones espaciales y temporales de las comunidades ribereñas de peces en un sistema fluvial no intervenido: Río San Pedro, Cuenca del Río Valdivia (Chile). *Gay. Esp.* 24-35.

Cordiviola E., Campana, M., Demonte, D., del Barco, D. y A. Trógolo. 2009. Conservation state of siluriformes fishes from the Ramsar site Jaukanigas (middle Paraná river), Argentina. *Gayana (Concepc.)* [online]. 2009, 73 (2); 222-232.

- Costa, W. J. E. M. 2006. The South American annual killifish genus *Austrolebias* (Teleostei: Cyprinodontiformes: Rivulidae): phylogenetic relationships, descriptive morphology and taxonomic revision. *Zootaxa.*, 1213: 1-162.
- Costa., P. F y U. H. Schulz 2010. The fish community as an indicator of biotic integrity of the streams in the Sinos River basin, Brazil. *Braz. J. Biol.*, 70(4); 1195-1205.
- Covain, R. y S. Fisch-Muller. 2007. The genera of the Neotropical armored catfish subfamily Loricariinae (Siluriformes: Loricariidae): a practical key and synopsis. *Zootaxa.*, 1462:1-40.
- Dekar, M.P y D.D. Magoulick. 2013. Effects of Predators on Fish and Crayfish Survival in Intermittent Streams. *Southeast Nat.*, 12(1): 197-208.
- Di Marzio, W.D., M. C. Tortorelli y L. R. Freyre. 2003. Diversidad de peces en un arroyo de llanura. *Limnética.*, 22 (3-4), 71-76.
- Dias., M.R., J.C. Barbosa da Silva., L.C. Gomes y A.A. Agostinho. 2017. Effects of macrophyte complexity and hydrometric level on fish assemblages in a Neotropical floodplain. *Environ. Biol. Fishes* 100 (6): 703-716.
- Domínguez, E. y H.R. Fernández. 2009. Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: sistemática y biología. Fundación Miguel Lillo, Tucumán. 300 pp.
- Donadille, G, L. Ferrero., L. Prol y C. Vizía. 2007. Ambiente y recursos en los humedales del Paraná. Taller ecologista. Rosario, Santa Fé. Argentina. 35 pp.
- Duarte, S., y F. G. Araújo, 2001. Abundância relativa e distribuição de *Loricariichthys spixii* (Steindachner) (Siluriformes, Loricariidae) no reservatório rio de Lajes, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Rev. Bras. Zool.*, 18: 465-477.
- Espinach Ros A., M. Spinetti, R. Foti, A. Dománico, S. Sverlij y A. Márquez. 2011. Evaluación del Comportamiento Migratorio Mediante Técnicas de Marcación y Recaptura. En: CARU-DINARA-SSPyA: Programa de Conservación de la Fauna Íctica y los Recursos Pesqueros del Río Uruguay. Informe Anual 2009: 158-171
- Fausch., K., J.R Karr y P.R. Yant. 1984. Regional Application of an Index of Biotic Integrity based on stream fish communities. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 113:39-55.
- Fausch, K. D., Lyons, J., Karr, J.R. y P. L. Angermeier. 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. *Am. Fish. Soc. Symp.*, 8, 123-144.
- Fausch, K. D y R. G. Bramblett. 1991. Disturbance and fish communities in intermittent tributaries of a western Great Plains river. *Copeia.*, 659-674.
- Feijoó, C. y R. J. Lombardo. 2007. Baseline water quality and macrophyte assemblages in Pampean streams: a regional approach. *Water Res.*, 41: 1399-1410.
- Feijoo, C., Gantes, P., Giorgi A., Rosso J.J., y E. Zunino. 2012. Valoración de la calidad de ribera en un arroyo pampeano y su relación con las comunidades de macrófitas y peces. *Biología Acuática* N°27; 113-128.
- Fernandez, E. M., R. A. Ferriz., C. A. Bentos y G. R. Lopez. 2008. Ichthyofauna of two streams in the high basin of the Samborombon River, Buenos Aires province, Argentina. *Rev. Mus. Argent. Cienc. Nat.*, 10 (1): 147-154.

- Ferraris, C. J. 2007. Checklist of catfishes, recent and fossil (Osteichthyes: Siluriformes), and catalogue of siluriform primary types. *Zootaxa.*, 1418: 1-628.
- Ferreira, K. M. 2007. Biology and ecomorphology of stream fishes from the río Mogi-Guaçu basin, Southeastern Brazil. *Neotrop. Ichthyol.*, 5(3), 311-326.
- Ferreira., P y L. Casatti. 2006. Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Río Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. *Biota Neotrop.* 6(3):1-25.
- Fialho, A. P., L. G. Oliveira, F. L. Tejerina-Garro y B. Mérona. 2008. Fish-habitat relationship in a tropical river under anthropogenic influences. *Hydrobiol.*, 598: 315-324.
- Frenzel, S. A. y R. B. Swanson. 1996. Relations of fish community composition to environmental variables in streams in Central Nebraska, USA. *Environ. Manage.* 20:689–705.
- Fuchs, D. V. 2014 Sistemática y distribución del género *Bryconamericus* (Teleostei: Characiformes: Characidae) de la Argentina. Tesis doctoral Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires, Argentina.
- 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.
- Fullerton, A. H, K. M. Burnett., E. A. Steel., R.L. Flitcroft., G. R. Press., B. E Feist., C. E. Torgersen., D. J. Miller y B. L. Sanderson. 2010. Hydrological connectivity for riverine fish: measurement challenges and opportunities. *Freshw. Biol.*, 55:2215–2237.
- Galafassi, G. P. 2011. Sistemas productivos, actores sociales y manejo del ambiente en el Bajo Delta Insular del río Paraná. Pp. 161-170, en: El patrimonio natural y cultural del Bajo Delta Insular del Río de La Plata: bases para su conservación y uso sostenible (R. Quintana., M.V. Villar., E. Astrada., P. Saccone y S. Malzof, eds.). AprenDelta, Buenos Aires.
- Galperín, G., V. Fossati y M.V. Lottici. 2013. Valoración socio-económica de los bienes y servicios del humedal del Delta del río Paraná. Fundación Humedales/Wetlands International. Buenos Aires, Argentina. 80 pp.
- Ganasan, V y R.M. Hughes. 1998. Application of an index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra (Madhya Pradesh), India. *Freshw. Biol.*, 40, 367–383.
- Gaston, N. K. 1996. Species richness: measure and measurement. In: *Biodiversity, a biology of numbers and difference*. K. J. Gaston (Ed.) Blackwell Science, Cambridge, 77-113.
- Geeraerts, C., M. Ovidio., H. Verbiest., J. Buysee., C. Coeck Belpaire y J.C. Philippart. 2007. Mobility of individual roach *Rutilus rutilus* (L.) in three weii-fragmented Belgian rivers. *Hydrobiologia* 582 (1):143-153.
- Gebhardt, S., H. Fleige y R. Horn. 2009. Shrinkage processes of a drained riparian peatland with subsidence morphology. *J. Soil Sediment.*, 10:484–493.
- Gido, K. B. y J. H. Brown. 1999. Invasion of North American drainages by alien fish species. *Freshw. Biol.*, 42, 387-399.

- Goldstein., R. M, D. M Carlisle, M. R Meador y T. M Short. 2007. Can basin land-use effects on physical characteristics of streams be determined at broad geographic scales? *Environ Monit Assess.*, 130:495–510.
- Gómez, S.E. 2017. Análisis de las mortandades masivas de peces en el siglo 20, Argentina, Sud America 28, 8.
- Giorgi, A., C. Feijoó y G. Tell. 2005. Primary producers in a Pampean stream: Temporal variation and structuring role. *Biodivers. Conserv.*, 14: 1699-1718.
- Gondin-Ferreira., E. J. 1993. Composição, distribuição e aspectos ecológicos da ictiofauna de um trecho do rio Trombetas, na área de influência da futura UHE Cachoeira Porteira, Estado do Pará, Brasil. *Acta Amaz.*, 23:1–89.
- Gotelli, N.J y R.K. Colwell. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecol. Lett.* 4: 379-391 p.
- Granitto, M., J.J. Rosso, Boveri M.B y A.M. Rennella. 2016. Impactos del uso del suelo sobre la condición de ribera en arroyos pampeanos y su relación con la estructura de la comunidad de peces. *Biología Acuática* 31: 19-27.
- Granado, L.C. 2000. *Ecología de Comunidades. El paradigma de los peces de agua dulce.* Universidad de Sevilla, España.282 pp.
- Grift, R., A. Buijse., W. Van Densen y B. Klein. 2001. Restoration of the river floodplain interaction: benefits for the fish community in the river Rhine. *Arch. Hydrobiol. Suppl. Large Rivers*, 12: 173–185.
- Grossman, G. D., y M. C. Freeman. 1987. Microhabitat use in a stream fish assemblage. *J. Zool.*, 212:151–176.
- Grossman, G. D., R. E. Ratajczak Jr., M. Crawford y M. C. Freeman. 1998. Assemblage organization in stream fishes: effects of environmental variation and interspecific interactions. *Ecol. Monog.*, 68 (3): 395-420.
- Gutiérrez, A.L y G.A. Pinilla. 2016. Efectos de la conectividad local sobre los ensambles de peces en una planicie de inundación tropical. *Caldasia.*, 38 (2) 300-313.
- Habit, E, M. Belk., R. Tuckfield y O. Parra. 2006. Response of the fish community to human-induced changes in the Biobío River in Chile. *Freshw. Biol.*, 51(1): 1-11.
- Hammer, O., D. Harper y Byan. 2013. P.A.S.T-Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis, Ver 3.2. Paleontologia Electrónica. [Http://folk.uio.no/ohammer/past/past.pdf](http://folk.uio.no/ohammer/past/past.pdf).
- Harding, J. S., E. F. Benfield., P.V. Bolstad., G. S. Helfman y E. B. D. Jones. 1998. Stream biodiversity: the ghost of land use past. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 95, 14843-14847.
- Harris, J. H., 1995. The use of fish in ecological assessments. *Aus. J. Ecol.*, 20, 65–80.
- Hay, C. J., Van Zyl, B. J. y Steyn, G. J., 1996. ‘A quantitative assessment of the biotic integrity of the Okavango River, Namibia, based on fish’. *Water SA*, 22, 263–284.
- Hill, M.O. 1973. Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences. *Ecology*, vol 54, N°2: 427-432.

- Holomuzki, J. R. y B. J. F. Biggs, 2000. Taxon-specific responses to high-flow disturbance in streams: implications for population persistence. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 19: 670–679.
- Hued, A. C. y M. A. Bistoni. 2005. Development and validation of a Biotic Index for evaluation of environmental quality in the central region of Argentina. *Hydrobiol.* 543: 279–298.
- Hugueny, B., Camara, S., Samoura, B. y M. Magassouba. 1996. Applying an index of biotic integrity based on fish assemblages in a West African river. *Hydrobiol.*, 331, 71–78.
- Hurd, L. E., Garcez R., F Siqueira-Souza., G.J. Cooper. J.R. Kahn y C. Freitas. 2016 Amazon floodplain fish communities: Habitat connectivity and conservation in a rapidly deteriorating environment. *Biological Conservation* 195:118–127. DOI 10.1016/j.biocon.2016.01.005.
- Ibarra, M y D.J. Stewart. 1989. Longitudinal zonation of sandy beach fishes in the Napo river basin, eastern Ecuador. *Copeia.*, 364-81.
- INTA. 1989. Mapa de suelos de la provincia de Buenos Aires. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca. Proyecto PNUD Arg. 85019. INTA. CIRN. Instituto de Evaluación de Tierras.
- INTA. 2011. Actualización Técnica: Soja. Estación Experimental Agropecuaria Paraná. Serie extensión N° 62. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria.
- INTA. 2012. Islas Protegidas. Unidades productivas sustentables, Ing. Agr. Alvarez, J. Proyecto Regional “Desarrollo de los territorios del Humedal del Delta del Paraná”. Ed Intituto Nacional de Tecnología Agropecuaria.
- Izaguirre, I., L. Allende, R. Escaray, P. Bustingorry, G. Pérez y G. Tell. 2012. Comparison of morpho-functional phytoplankton classifications in human impacted shallow lakes with different stable states. *Hydrobiologia* 698: 203–216.
- Jackson, D. A. y H. H. Harvey. 1989. Biogeographic associations in fish assemblages: Local vs. Regional processes. *Ecology*, 70: 1472-1484.
- Jaramillo Villa., U y E. Pellegrini Caramaschi. 2008. Índices de Integridade Biótica usando peixes de Água doce: uso nas regioes tropical e subtropical. *Oecology.*, 12 (3): 442-462.
- Johnsson J.I., S. Brockmark y J. Näslund. 2014. Environmental effects on behavioural development consequences for fitness of captive-reared fishes in the wild. *J. Fish Biol.* 85:1946 – 1971.
- Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos* 113:363-375.
- Jobbágy E.G. y R.B. Jackson. 2004. Groundwater use and salinization with grassland a forestation. *Global Change Biol.*, 10, 1299-1312.
- Junk, W.J., Soares, G.M. y F.M. Carvalho. 1983. Distribution of fish species in a lake of the Amazon River floodplain near Manaus (lago Camaleao) with special reference to extreme oxygen conditions. *Amazoniana.*, 7: 397–431.
- Junk, W.J., P.B. Bayley y R.E. Sparks. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. Pages 110-127 In Dodge, D.P. (ed.). *Proceedings of the International Large River Symposium*. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 106.

- Kalesnik, F.A. y C. Kandel. 2004. Reserva de Biosfera Delta del Paraná. Formación en educación para el ambiente y el desarrollo. Municipalidad de San Fernando, Buenos Aires. 255 pp.
- Kamdem Toham, A. y G. G. Teugels. 1999. 'First data on an Index of Biotic Integrity (IBI) based on fish assemblages for the assessment of the impact of deforestation in a tropical West African river system'. *Hydrobiol.*, 397, 29–38.
- Kandus, P. 1997. Análisis de patrones de vegetación a escala regional en las islas del sector bonaerense del Delta de Río Paraná. Tesis Doctoral, Universidad de Buenos Aires. 241 pp.
- Kandus, P. y A.I. Malvárez. 2004. Vegetation patterns and change analysis in the Lower Delta islands of the Parana River (Argentina). *Wetlands.*, 24:620-632.
- Kandus P, R. D. Quintana y R. Bó. 2006. Patrones de paisaje y biodiversidad del Bajo Delta del Río Paraná. Mapa de Ambientes. Pablo Casamajor ediciones, Buenos Aires.
- Kandus P., N. Morandeira y F. Schivo. 2010. Bienes y Servicios Ecosistémicos de los humedales del Delta del río Paraná. Fundación Humedales/Wetlands International, Buenos Aires, 28 pp.
- Kandus, P. y P. Minotti. 2010. Distribución de terraplenes y áreas endicadas en la región del Delta del Paraná. En: Blanco, D. E y F.M. Mendez(ed). Endicamientos y terraplenes en el Delta del Paraná: Situación, efectos ambientales y marco jurídico. Fundación para la Conservación y el Uso Sustentable de los Humedales/Wetlands International. 1ª ed. Buenos Aires 104 pp.
- Kandus, P., Minotti P y M. Borro. 2011. Contribuciones al conocimiento de los humedales del Delta del Río Paraná. Herramientas para la evaluación de a sustentabilidad ambiental. 1a ed. San Martín: Universidad Nacional de San Martín (UNSAM). 32 pp.
- Karr, J. R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries.*, 6: 21–27.
- Karr, J. R., 1991. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecol. App.*, 1: 66–84.
- Karr J.R. y M. Dionne. 1991. Designing surveys to assess biological integrity in lakes and reservoirs, in biological criteria. Research and regulation— proceedings of a symposium. Washington, DC, USA: US EPA Office of Waters; p. 62–72. EPA-440/5-91-005.
- Karr., J.R. y D.R. Dudley. 1981. Ecological perspectives on water quality goals. *Environ. Manage.* 5, 55–68.
- Karr., J.R. y E.W. Chu. 1999. Restoring life in running waters: better biological monitoring. Island Press, Washington DC.
- Karr, J. R., Fausch, F. D., Angermeier, P. L., Yant, P. R. y I. J., Schlosser. 1986. Assessing Biological Integrity in Running Waters: A Method and Its Rationale, Special Publication 5. Illinois Natural History Survey: Chicago, IL, USA.
- Kimmel W.G y D.G. Argent. 2009. Stream Fish Community Responses to a Gradient of Specific Conductance. *Water Air Soil Pollut* DOI 10.1007/s11270-009-0085-x.
- Kleynhans, C. J. 1999. 'The development of a fish index to assess the biological integrity of South African rivers'. *Water S. A.*, 25, 265–278.
- Koed, A., P. Mejlhede, K. Balleby y K. Arestrup. 2000. Annual movement and migration of adult pikeperch in a lowland river. *J. Fish Biol.*, 57: 1266 – 1279.

- Koehn J.D y S.J. Nicol. 2016. Comparative movements of four large fish species in a lowland river. *J. Fish Biol.*, 88:1350-1368.
- Koerber S., H.S. Vera-Alcaraz y R. Reis. 2017. Checklist of the Fishes of Paraguay (CLOFPY). *Ichthyol. Contrib. Pec. Críoll.*, 53: 1-99.
- Krug, P. 2018. Integridad ecológica de los humedales del Bajo Delta del Río Paraná bajo diferentes modalidades productivas. Tesis doctoral Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires.
- Kullander, S. O. y C. A. Lucena. 2006. A review of the species of *Crenicichla* (Teleostei: Cichlidae) from the Atlantic coastal rivers of southeastern Brazil from Bahia to Río grande do Sul States, with descriptions of three new species. *Neotrop. Ichthyol.*, 4(2): 127-146.
- Lal, R. 2007. Carbon management in agricultural soils. *Mitig. Adap. Strat. Gl.*, 12:303-322.
- Lampert, W. 1989. The Adaptive Significance of Diel Vertical Migration of Zooplankton. *Funct. Ecol.* 3(1): 21-27.
- Lambert, W. y U. Sommer. 2007. *Limnology: the ecology of lake and stream*. Second edition, Oxford University press, Oxford. 324 pp.
- Lasne, E., S. Lek y P. Laffaille. 2007. Patterns in fish assemblages in the Loire floodplain: The role of hydrological connectivity and implications for conservation. *Biol. Conserv.* 139: 258-268.
- Latrubesse, E.M. 2008. Patterns of anabranching channels: The ultimate end-member adjustment of Mega Rivers. *Geomorphology.*, 101; 130-145.
- Lazzarini Wolff, L., N. Carniatio y N. Segatti Hahn. 2013. Longitudinal use of feeding resources and distribution of fish trophic guilds in a coastal Atlantic stream, southern Brazil. *Neotrop. Ichthyol.*, 11(2): 375-386.
- Leite, M. A., E. L. G. Espínola y M. C. Calijuri, 2000. Tripton sedimentation rates in the Salto Grande reservoir (Americana, SP, Brazil): a methodological evaluation. *Acta Limnol. Bras.*, 12: 63-68.
- Lemes, E.M. y V. Garutti. 2002. Ecología da ictiofauna de um córrego de cabeceira da Bacia do Alto Rio Paraná, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 92(3):69-78
- Lenat, D.R. y J.K. Crawford. 1994. Effects of land use on water quality and aquatic biota of three North Carolina Piedmont streams. *Hydrobiol.* 294, 185-199
- Leonard, P.M y D. J. Orth. 1988. Use of Habitat Guilds of Fishes to Determine Instream Flow Requirements, North American. *N. Am. J. Fish. Manag.*, 8(4):399-409
- Lewis, W.M.J., Hamilton, S.K., Lasi, M.A., Rodríguez, M. y J.M.I. Saunders. 2000. Ecological determinism on the Orinoco floodplain. *BioScience.*, 50: 681-692.
- Liotta, J., B. Giacosa y M. Wagner. 1995. Lista comentada de la ictiofauna del Delta del Paraná. *Rev. Ictiol.*, 4 (1-2): 23-32.
- Liotta, J. 2005. Distribución geográfica de los peces de aguas continentales de la Republica Argentina. *Probiota, FCNyM. UNLP, Serie Documentos* (3):1-701.
- Litz, T.O y S. Koerbe. 2014. Check List of the Freshwater Fishes of Uruguay (CLOFF-UY).

Ichthyol. Contrib. Pec. Críoll., 28: 1 -40.

Llamazares Vegh, S. 2016. Variaciones espaciales y temporales de las comunidades de peces en lagunas del valle aluvial del río Paraná Medio (Argentina). Dirección de Pesca Continental, Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, MA. Bs. As. Informe Técnico N° 32:1-25. http://www.agroindustria.gob.ar/site/pesca/pesca_continental/index.php

López, H. L. y A. M. Miquelarena. 1991. Los Hypostominae (Pisces, Loricariidae) de Argentina. PROFADU (Conicet), 40 (2): 1-64. La Plata, Argentina.

López, H., R. Menni., M. Donato y A.M. Miquelarena. 2008. Biogeographical revision of Argentina (Andean and Neotropical Regions): an analysis using freshwater fishes. J. Biogeograp, 35 pp.

Loponte, D.M y A. Acosta. 2011. Arqueología del Bajo Delta. La recuperación del legado cultural de los pueblos aborígenes. Pp. 147-159, en: El patrimonio natural y cultural del Bajo Delta Insular del Río de La Plata: bases para su conservación y uso sostenible (R Quintana, MV Villar, E Astrada, P Saccone y S Malzof, eds.). AprenDelta, Buenos Aires.

Loureiro, M. y A. Silva. 2006. A new species of *Brachyhypopomus* (Gymnotiformes, Hypopomidae) from Northeast Uruguay. Copeia., 6:665–674.

Lowe-McConnell, R.H. 1999. Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 534 pp.

Lucas, M.C. y M.C. Batley.1996. Seasonal Movements and Behaviour of adult Barbel *Barbus barbuis*, a Riverine Cyprinid Fish: Implications for River Management. J. Appl. Ecol., 33(6):1345-1358.

Lucas, M. C. 2000. The influence of environmental factors on movements of lowland-river fish in the Yorkshire Ouse system. Sci. Total Environ. 251/252, 223–232.

Lucena, C. A. S. 2003. Revisão taxonômica e relações filogenéticas das espécies de *Roeboides* grupo-microlepis (Ostariophysii, Characiformes, Characidae). Iheringia, Sér. Zool., 93(3):283-308.

Lucena, C. A. S. 2007. Revisão taxonômica das espécies do gênero *Roeboides* grupo-affinis (Ostariophysii, Characiformes, Characidae). Iheringia, Sér. Zool., 97 (2): 117-136.

Lucena, C.A.S, J.B. Castro y V. Bertaco. 2013. Three new species of *Astyanax* from drainages of southern Brazil (Characiformes: Characidae). Neotrop. Ichthyol., 11(3):537-552.

Lucena, C.A.S. y H.G. Soares. 2016. Review of species of the *Astyanax bimaculatus* "caudal peduncle spot" subgroup sensu Garutti & Langeani (Characiformes, Characidae) from the Río de La Plata and río São Francisco drainages and coastal systems of southern Brazil and Uruguay". Zootaxa., 4072 (1): 101–125.

Lyons, J., Navarro Pérez, S., Cochran, P. A., Santana, E. y M. Guzmán Arroyo. 1995. Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in West-Central México. Conserv. Biol., 9: 569–584.

Lyons., J., A. Gutierrez Hernandez., E. Diaz Pardo., E. Soto Galera., M. Medina Nava y R. Pineda Lopez. 2000. Development of a preliminary index of biotic integrity (IBI) based on fish assemblages to assess ecosystem condition in the lakes of central Mexico. Hydrobiologia., 4 (18):57-72.

- Magurran, A.E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell, Malden.
- Magurran, A. E. y B. J. McGill. 2011. *Biological Diversity: Frontiers in measurement and assessment*. Oxford University Press, 368 p.
- Malabarba, M. C. S. L. 2004. Revision of the Neotropical genus *Triportheus* Cope, 1872 (Characiformes: Characidae). *Neotrop. Ichthyol.*, 2 (4): 167-20.
- Malvárez, A.I. 1997. Las comunidades vegetales del Delta del río Paraná. Su relación con factores ambientales y patrones de paisaje. Tesis Doctoral. Universidad de Buenos Aires. Argentina.
- Malvárez, A.I. 1999. El Delta del río Paraná como mosaico de humedales. En Malvárez, A.I. (ed): *Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica*: 32-50. Oficina Regional de Ciencia y Técnica para América Latina y el Caribe (ORCyT) Programa Hombre y Biosfera-Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura. Montevideo.
- Malvárez, I., M. Boivin y A. Rosato. 1999. Biodiversidad, uso de los recursos naturales y cambios en las islas del Delta Medio del río Paraná (Dpto Victoria, provincia de Entre Ríos, Argentina) en "Biodiversidad y usos de la tierra". Cap 13:257-290. EUDEBA. Buenos Aires, Argentina.
- Malvárez, A.I. y M. Otero. 2000. Documento base para la incorporación de las Islas de San Fernando en el marco de la red Mundial de Reservas de Biosfera-Programa Hombre y Biosfera-Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura. Buenos Aires, Argentina. 137 pp.
- Mantinián, J. E., A. M. Miquelarena y P. A. Scarabotti. 2008. Redescipción de *Cheirodon ibicuhensis* Eigenmann, 1915 (Characiformes: Cheirodontinae), con notas sobre su distribución en Argentina. *Nat. Neotrop.*, 39 (1, 2): 33-46.
- Major W., Grue C., Gardner S. y J. Grassley. 2003. Concentrations of glyphosate and AMPA in sediment following operational applications of Rodeo® to control smooth cordgrass in Willapa Bay, Washington, USA. *Bull Environ. Contam. Toxicol.*, 71: 912-918.
- Maret, T. R., C. T. Robinson y G. W. Minshall. 1997. Fish assemblages and environmental correlates in least-disturbed streams of the upper Snake River basin. *Trans. Am. Fish. Soc.* 126:200-216.
- Margalef, R. 1983. *Limnología*. Barcelona. Omega, 1.
- Masson, I., J. Gonzalez Castelain., S. Dubny., N. Othax y F. Peluso. 2017. Aplicación del Índice de Integridad Biotica basado en peces como herramienta de biomonitorio en la cuenca del arroyo del Azul.
- Matthews, W. 1998. *Patterns in freshwater fish ecology*. Ed. Chapman and Hall, London, 756 pp.
- Matthews, W. J., y H. W. Robison. 1998. Influence of drainage connectivity, drainage area and regional species richness of fishes of the interior highlands in Arkansas. *Amer. Midl. Naturalist.*, 139 (1): 1-19.
- Matthews, E. M. y W. J. Matthews. 2000. Geographic, terrestrial and aquatic factors: which most influence the structure of stream fish assemblages in the midwestern United States?. *Ecol. of Freshw. Fish*, 9: 9-21.
- Meehan, W. R. 1991 (ed). *Influences of forest and rangeland management on salmonids fishes and their habitats*. American Fisheries Society Special Publication 19, Bethesda, Maryland.

- Mehner, T. 2012. Diel vertical migration of freshwater fishes-proximate triggers, ultimate causes and research perspectives. *Fresw. Biol.*, 57(7): 1342: 1359.
- Mendonça, F. P., W. E. Magnusson y J. Zuanon. 2005. Relationships between habitat characteristics and fish assemblages in small streams of Central Amazonia. *Copeia.*, (4): 751-764.
- Menni, R., S. E. Gómez y M.F. López Armengol. 1996. Subtle relationships: freshwater fishes and water chemistry in southern South America. *Hidrobiol.* 328: 173-197.
- Menni, R. C. 2004. Peces y ambientes de la Argentina continental. *Monografías MACN* 5, 316 pp.
- Mesa L.M., Maldini C., Mayora G., Saigo M., Marchese M. y F. Giri. 2016. Decomposition of cattle manure and colonization by macroinvertebrates in sediment of a wetland of the Middle Paraná River. *J. Soil. Sediment.*, 16: 2316-2325.
- Meybeck, M. 1998. The IGBP Water Group: a response to a growing global concern, *Global Change Newsletter.*, 36, 8-13.
- Meybeck, M. 2005. Looking for water quality, *Hydrol. Process.*, 19 (1): 331-338.
- Minotti, P. 1988. Caracterización preliminar de la ictiofauna del Delta. En: Adamoli, J (Ed.). *Estudio ecológico regional del sistema Delta. Informe anual subsidio SECYT 1987-1988.*
- Minotti P. 2011. Fauna íctica que habita las arroceras del noreste de Argentina .Capítulo 4., 41-62 pp. En: Blanco, D.E (ed). *Conservación de los recursos acuáticos y la biodiversidad en arroceras del noreste de Argentina. 1era ed. Buenos Aires. Fundación para la Conservación y el uso Sustentable de los Humedales.* 108 pp.
- Mirande, J. M. 2010. Phylogeny of the family Characidae (Teleostei: Characiformes): from characters to taxonomy. *Neotrop. Ichthyol.*, 8: 385-568.
- Mirande, J. M y S. Koerber. 2015. Checklist of the Freshwater Fishes of Argentina (CLOFFAR). *Ichthyol. Contrib. Pec. Críoll.*, 36; 1-68.
- Mitch, W. y J. Gosselink.1993. *Wetlands.* Van Nostrand, New York, 722 pp.
- Molina, C. y J.E. Péfaur. 2010. Declinación de poblaciones de anfibios: Una revisión bibliográfica comentada (1960-2000). *Rev. Ecol. Latin.*, 15(3): 31-46.
- Monge-Nájera, J. 2015. ¿Existen realmente los ensambles y ensamblajes ecológicos?. *Rev. Biol. Trop.* 63 (3): 575-577.
- Morelli E. y A. Verdi. 2014. Diversidad de macroinvertebrados acuáticos en cursos de agua dulce con vegetación ribereña nativa de Uruguay. *Rev. Mex. Biodiver.* 85, 1160-1170.
- Moreno, C. E. 2001. *Métodos para Medir la Biodiversidad.* Sociedad Entomológica Aragonesa, Zaragoza. 304 pp.
- Moreno, C.E., F. Barragán., E. Pineda y N. P. Pavón. 2011. Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82: 1249-1261.

- Murphy, M., R. Laiho y T. M. Moore. 2009. Effects of water table drawdown on root production and above ground biomass in a boreal Bog. *Ecosystems.*, 12:1268-1282.
- Naiman, R.J. y Décamps. 1997. The Ecology of Interfaces: Riparian Zones. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* Vol. 28:621-658.
- Neiff, J. J. 1996. Large rivers of South America: toward the new approach. *Verh. Internat. Verein. Limnology.*, 26: 167-180. Stuttgart.
- Neiff, J.J. 1999. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciencia.*, 15: 424-441.
- Neiff, J.J., M. Iríondo y P. Carignan. 1994. Large tropical South American wetlands: a review, UNESCO Ecotones Workshop, Seattle, UNESCO, París, 15 pp.
- Neiff, J.J. y A. I. Malvarez. 2004. Grandes humedales fluviales. En Malvarez, A. I. y Bó, R. B. (compiladores), Documentos de curso-taller “Bases ecológicas para la clasificación e inventario de humedales de Argentina”, Editora Ana Ines Malvarez, Buenos Aires: 77-85.
- Neiff, J.J., A. Poi de Neiff y M.B. Canón Verón. 2009. The role of vegetated areas on fish assemblage of the Paraná River floodplain: effects of different hydrological conditions. *Neotrop. Ichthyol.*, 7 (1):39-48.
- Nelson J. S, T. Grande y M. V. H. Wilson. 2016. *Fishes of the world*. Fifth edition. John Wiley & Sons, Hoboken, 707 pp. <https://doi.org/10.1002/9781119174844>.
- Northcote, T.G. 1978. Migratory strategies in production in freshwater fishes, p. 326-359. In: S.D. Gerking (Ed.). *Ecology of freshwater fish production*. Oxford, Blakwell Scientific Publications. 520p.
- Nosetto, M. D y E. G. Jobbágy. 2008. Regional patterns and controls of ecosystem salinization with grassland afforestation along a rainfall gradient. *Global Biogeochemical Cycles*. 22:GB2015.
- Oberdorff, T. y R.M. Hughes. 1992. Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin, France. *Hydrobiologia* 228, 117–130.
- Oberdorff, T y Porcher J.P .1994. An index of biotic integrity to assess biological impacts of salmonid farm effluents on receiving waters. *Aquaculture* Vol 119, Issues 2–3.
- Oberdorff T., E. Guilbert y J. C. Luchetta. 1993. Patterns of fish species richness in the Seine River basin, France. *Hydrobiol.*, 259,: 157-167.
- Oberdorff, T., B. Hugueny y T. Vigneron. 2001. Is assemblage variability related to environmental variability? An answer for riverine fish. *Oikos.*, 93: 419-428.
- Oberdorff, T., D. Pont, B. Hugueny y D. Chessel. 2001. A Probabilistic Model Characterizing Fish Assemblages of French Rivers: A Framework for Environmental Assessment. *Freshw. Biol.*, 46 (3): 399-415.
- Oberdorff, T., D. Pont, Y. B Hugueny y J.P. Porcher. 2002. Development and validation of a fish-based index for the assessment of ‘river health’ in France. *Freshw. Biol.* 47:1720–1734.
- Odum, W.E. 1988. Comparative ecology of tidal freshwater and salt marshes. *Annual Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 19:147-176.
- Ogren, S.A y C.J. Huckins .2015. Culvert replacements: improvement of stream biotic integrity?. *Restoration Ecology* vol 23, 6: 821-828.

- Oliveira, A.K. y J.C. Garavello. 2003. Fish assemblage composition in a tributary of the Mogi Guaçu river basin, southeastern Brazil. *Iheringia, Zoology.*, 93(2):127-138.
- Oliveira R.R., M. Salles Rocha., B.M. dos Anjos, J. Zuanon., P., Rapp y L.H. Daniel 2009. Fish Fauna os small streams of the Catua- Ipixuna Extractive Reserve, state of Amazonas, Brazil. *Check List.*, 5(2): 154–172.
- Oszlak, O. 1984. El INTI y el desarrollo tecnológico en la industria argentina. INTI, Buenos Aires.
- Pacheco-Díaz, R.I., Schmitter Soto J.J., Schmook B., Islebe G.A y Weissenberger H .2017. Land use and biotic integrity in shallow streams of the Hondo River basin, Yucatán Peninsula, México. *Rev. Biol. Trop.* Vol65 (4):1448-1458.
- Paracampo, A. 2013. Toxicidad de pesticidas, ensambles de peces y su relación con las características limnológicas en arroyos pampeanos. Tesis de doctorado en Ciencias Naturales, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, La Plata, Argentina.
- Paruelo, J.M., J.P. Guerschman, G. Piñeiro., E.G. Jobbágy, S.R.Verón., G. Baldi y S. Baeza. 2006. Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: Marcos conceptuales para su análisis. *Agrociencia.*, (2):47-61.
- Pengue, W. 2004. Producción agroexportadora en seguridad alimentaria: el caso de la soja en Argentina. *Rev. Ibero. Econ. Ecol.*, 1: 46-55.
- Pereira, M.S. 2016. El río Paraná: geomorfología y morfodinámica de barras e islas en un gran río anabranching. Tesis doctoral Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata.
- Pérez, H.A., S. G. Ibañez y J. L. Rosas-Acevedo. 2015. Análisis de Componentes Principales, como herramienta para interrelaciones entre variables físicoquímicas y biológicas en un ecosistema léntico de Guerrero, México. *Rev. Ibero. Cienc.*, 2.
- Pettesse., M. L., M. Petreter junior., y R. J. Spigolon. 2007. The hydraulic management of the Barra Bonita reservoir (SP, Brasil) as a factor influencing the temporal succession of its fish community. *Braz. J. Biol.*, 2007b, 67(3): 433-445.
- Petry, A.P., Agostinho A.A. y L.C. Gomes. 2003. Fish assemblages of tropical floodplain lagoons: exploring the role of connectivity in a dry year. *Neotrop. Ichthyol.* 1(2):111-119.
- Picapedra, P.H.S., F.A. Lansac-Tôha y A. Bialetzki. 2015. Diel vertical migration and spatial overlap between fish larvae and zooplankton in two tropical lakes, Brazil. *Braz. J. Biol.* 75 (2): 352-361.
- Pinto, B.C.T y F.G.Araújo. 2007. Assessing of biotic integrity of the fish community in a heavily impacted segment of a Tropical River in Brazil. *Braz Arch Biol Technol.*, 3: 489-502.
- Plafkin, L. P., Barbour, M. T., Porter, K.D., Gross, S. K. y R. M. Hughes. 1989. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Rivers: Benthic Macroinvertebrates and Fish. US Environmental Protection Agency: Washington, DC, USA.
- Poff, N. L. 1997. Landscape Filters and Species Traits: Towards Mechanistic Understanding and Prediction in Stream Ecology. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 16 (2):391-409.

- Pont, D., B. Hugueny., U. Beier., D. Goffaux., A. Melcher., R. Noble., C. Rogers, Roset N. y S. Schmutz. 2006. Assessing river biotic condition at a continental scale: a European approach using functional metrics and fishassemblages. *J. Appl. Ecol.*, 43: 70–80.
- Pont, D., B. Hugueny y C. Rogers. 2007. Development of a fish-based index for the assessment of river health in Europe: the European Fish Index. *Fisheries Manag. Ecol.*, 14(6): 427–439
- Pouilly, M. y M.A. Rodríguez. 2004. Determinism of fish assemblage structure in neotropical floodplain lakes: influence of internal and landscape lake conditions. *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries (LARS2) II*: 243–265.
- Pouilly M, Faviany L. y Y. Takayuki. 2005. Peces de las lagunas. Cap.XII en *Diversidad y distribución de la fauna acuática*.
- PROSAP. 2011. Proyecto Desarrollo Sustentable del Delta Bonaerense. Anexo VI - Estudio de impacto ambiental y social. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación, Buenos Aires. 303 pp.
- Protogino, L. C. 1992. Presencia de *Pinirampus argetinus* (Pimelodidae, Luciopimelodinae) en un afluente del río Uruguay. *Rev. Ictiol.*, 1(2):99-102.
- Protogino, L. C., A. M. Miquelarena y H. L. López. 2006. A new species of *Astyanax* (Characiformes: Characidae) from the Paraná and Uruguay River basins, with breeding tubercles. *Zootaxa*, 1297: 1-16.
- Protogino, L. C. y A. M. Miquelarena. 2012. *Cyanocharax alburnus* (Hensel, 1870) (Characiformes: Characidae): First distribution record in Argentina. *Notes on Geographic Distribution (NGD), Check List.*, 8 (3): 581-583.
- Quintana, R., R. Bó., J. Merler., P. Minotti y A. Malvárez. 1992. Situación y uso de la fauna silvestre en la región del Bajo Delta del río Paraná, Argentina. *Iheringia Serie Zool.*, (73): 13-33.
- Quintana R, M., V. Villar., E. Astrada., P. Saccone y S. Malzof. 2011. El patrimonio natural y cultural del Bajo Delta Insular del Río de La Plata: bases para su conservación y uso sostenible (eds.). *AprenDelta*, Buenos Aires.
- Quintana, R. D. 2014. Lineamientos para una ganadería ambientalmente sustentable en el Delta del Paraná. *Fundación Humedales / Wetlands International*. 1ª ed. Buenos Aires, Argentina. 128 pp.
- Quirós, R. y E. Drago, 1999. The environmental state of Argentinean lakes: an overview. *Lakes and Reservoirs. Res. Manag.* 4: 55–64.
- Quirós, R., A. M. Rennella, M. B. Boveri, J. J. Rosso y A. Sosnovsky, 2002a. Factores que afectan la estructura y el funcionamiento de las lagunas pampeanas. *Ecología Austral.*, 12: 175–185.
- Quirós, R., J. J. Rosso, A. Rennella, A. Sosnovsky y M. Boveri. 2002b. Análisis trófico de las lagunas pampeanas (Argentina). *Intersciencia* 27: 1–9.
- Quist, M.C, F. J Rahel y W.A Hubert. 2005. Hierarchical faunal filters: an approach to assessing effects of habitat and nonnative species on native fishes. *Ecol. Freshw. Fish* 14: 24–39. DOI: 10.1111/j.1600-0633.2004.00073.x.
- Rabuffetti, M.P 2017. Influencia de la variabilidad climática sobre la composición de la

comunidad íctica en el tramo medio del río Paraná. Tesis doctoral. Universidad Nacional del Litoral, Santa Fé, Argentina. 250 pp.

Rahel, F. J. y W. A. Hubert. 1991. Fish assemblages and habitat gradients in a Rocky Mountain Great Plains stream: biotic zonation and additive patterns of community change. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 120: 319-332.

Ramírez, J.L., J.L.O. Birindelli y P.M. Galetti Jr. 2016. A new genus of Anostomidae (Ostariophysi: Characiformes): Diversity, Phylogeny and Biogeography based on Cytogenetic, Molecular and Morphological Data. *Mol Phylogenet Evol.*, 107: 308–323.

Re, M y A. N. Menéndez. 2003. Impacto del cambio climático en las costas del Río de La Plata. *Rev. Int. Desastres Naturales, Accidentes e Infraestructura Civil*. 7(1): 25-36.

Reis, R.E., S.O. Kullander y C.J. Ferraris Jr. (Eds.). 2003. Check list of the freshwater fishes of South and Central America, EDIPUCRS, Porto Alegre, Brazil, 742 pp.

Ricklefs, R. E. 2008. Disintegration of the Ecological Community American Society of Naturalists. Vol 172, N°6; 741-750.

Ringuelet, R. A., R. H. Arámburu y A. Alonso de Arámburu. 1967. Los peces argentinos de agua dulce. Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CIC). La Plata, Buenos Aires, 602 pp.

Ringuelet, R.A. 1975. Zoogeografía y ecología de los peces de aguas continentales de la Argentina y consideraciones sobre las áreas ictiológicas de América del sur. *Ecosur* 2(3):1-122.

Ríos, D. 2009. Espacio urbano y riesgos de desastres: la expansión de las urbanizaciones cerradas sobre áreas inundables de Tigre (Argentina). *Rev. Ambiente y Sociedad*, 12 (1):99-114.

Ríos, D y P. Pérez. 2008. Urbanizaciones cerradas en áreas inundables del municipio de Tigre (Argentina): producción de espacio urbano de alta calidad ambiental?. *Rev. Eure* .,34(101) 99-119.

Rodriguez, M. A. y W. M. Lewis Jr. 1994. Regulation and stability in fish assemblages of Neotropical floodplain lakes. *Oecologia.*, 99: 166–180.

Rodriguez Olarte., D., A. Amaro., J. Coronel y D.C Taphorn. 2006. Integrity of fluvial fish communities is subject to environmental gradients in mountain streams, Sierra de Aroa, north Caribbean coast, Venezuela. *Neotrop. Ichthyol.*, 4 (3):319-328.

Rodriguez Olarte., D., A. Amaro., J. Coronel y D.C Taphorn. 2007. Línea de base para la estimación de la integridad en comunidades de peces en la Cuenca del río Tocuyo, vertiente del Caribe, Venezuela. *Memorias de la fundación La Salle de Ciencias Naturales.*, 165:63-81.

Rodríguez, M.A y W.M. Lewis. 1994. Regulation and stability in fish assemblages of neotropical floodplain lakes. *Oecologia.*, 99:166-180.

Rodríguez, M.A y W.M. Lewis. 1997. Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplain lakes of the Orinoco River. *Ecological Monographs* 69: 109-128.

Roset, N. 2007. A review of existing fish assemblage indicators and methodologies. *Fisheries. Manag. Ecol.*, 14: 393-405.

- Rosso, J.J., M. González Castro., S. Bogan., Y.P.Cardoso., E. Mabragaña., M. Delpiani y J.M. Díaz de Astarloa. 2018. Integrative taxonomy reveals a new species of the *Hoplias malabaricus* species complex (Teleostei: Erythrinidae). *Ichthyol. Explor. Freshw.*, 1076: 1-18
- Rosso, J.J. y R. Quiros. 2009. Interactive effects of abiotic, hydrological and anthropogenic factors on fish abundance and distribution in natural run-of-the-river shallow lakes. *River Res. and App.* Vol 25 (6); 713-733.
- Rosso, J.J. y R. Quiros. 2010. Patterns in fish species composition and assemblage structure in the upper Salado River lakes, Pampa Plain, Argentina. *Neotrop. Ichthyol.*, 8(1):135-144.
- Rosso, J.J. y A. Fernández Cirelli. 2013. Effects of land use on environmental conditions and macrophytes in prairie lotic ecosystems. *Limnologica*, 43: 18-26.
- Sabino, J. y J. Zuanon. 1998. A stream fish assemblage in Central Amazônia: distribution, activity patterns and feeding behavior. *Ichthyol. Explor. Freshw.*, 8(3): 201-210.
- Sarubbi, A., M. Pittau y A. Menéndez. 2006. Delta del Paraná: Avance del frente e Incremento areal. Informe INA-LHA 05-235-06.
- Scarabotti, P., J.A. López y M. Pouilly. 2011. Flood pulse and the dynamics of fish assemblage structure from neotropical floodplain lakes. *Ecol. Freshw. Fish.*, 20: 605–618.
- Scarabotti, P., D. Demonte y M. Pouilly. 2017. Climatic seasonality, hydrological variability, and geomorphology shape fish assemblage structure in a subtropical floodplain. *Freshw. Sci.*, 36(3):1–17.
- Schiemer, F. 2000. Fish as indicators for the assessment of the ecological integrity of large rivers. *Hydrobiol.*, 422/423: 271–278.
- Schlösser, I. J. 1985. Flow regime, juvenile abundance, and the assemblage structure of stream fishes. *Ecology.*, 66:1484-1490.
- Schlösser, I. J. 1987. A conceptual framework for fish communities in small warm water streams. Community and evolutionary ecology of North American stream fishes. In: Matthews WJ & Heins DS (Eds.), the University of Oklahoma Press. Norman, London, 17-24 p.
- Sempeski, P., P. Gaudin y E. Herouin. 1998. Experimental study of Young grayling (*Thymallus thymallus*) physical habitat selection factors in a artificial stream. *Arch. Hydrobiol.*, 141 (3): 321-332.
- Shea, K., S. H. Roxburgh y E. S. J. Rauschert. 2004. Moving from pattern to process: coexistence mechanisms under intermediate disturbance regimes. *Ecology Letters.*, 7: 491–508.
- Shuter, B. J., y J. R. Post. 1990. Climate, population viability and the zoogeography of temperate fishes. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 119:314-336.
- Sica, Y.V. 2016. Cambios en el uso del suelo y sus efectos a diferentes escalas espaciales y temporales sobre la diversidad de aves en el Bajo Delta del río Paraná. Tesis doctoral. Facultad Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires
- Silva, N.A., E. Rueda, D.R. Aichino, A.O. González., J.P. Roux y S. Sánchez. 2017. Ocurrencia de especies simpátricas de *Megaleporinus* en el Alto Paraná. V Simposio Argentino de Ictiología (SAI), Corrientes, Argentina.

- Simon., T.P. y J. Lyons. 1995. Application of the index of biotic integrity to evaluate water resource integrity in freshwater ecosystems. En: W.S. Davis & T.P. Simon (eds) Biological Assessment and Criteria. Tools for Water Resource Planning and Decision Making. Boca Raton, Florida: Lewis Press, 245–262 pp.
- Simon, T.P. 1999. Assessing the Sustainability and Biological Integrity of Water Resources Using Fish Communities. CRC press.
- Snedden, G.A., W.E. Kelso y A. D. Rutherford. 1999. Diel and Seasonal Patterns of spotted Gar Movement and Habitat Use in the Lower Atchafalaya River Basin, Louisiana. Trans. Am. Fish. Soc., 128 (1):144-154.
- Sokal, R. R. y F. J. Rohlf. 1979. Biometría – principios y métodos estadísticos en la investigación biológica. Madrid, H. Blume Ediciones.
- Steedman, R. J., 1988. Modification and assessment of an index of biotic integrity to quantify stream quality in southern Ontario. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 45: 492–501.
- Suárez Pirez, C.A., L. Rodríguez Tricot y B. Bazzoni Blanco. 2010. Estudio comparativo de ensambles de peces nativos en cuencas de uso agrícola y forestal. Informe final, Universidad de la República-CSIC.
- Sullivan, B.E., Leah, S., Rigsby, A.B, Jones-Wuellner M., Simon, T.P., Lauer T y M. Pyron. 2004. Habitat Influence on Fish Community Assemblage in an Agricultural Landscape in Four East Central Indiana Streams. J. of Fresh Ecol, 19:1, 141-148
- Sverlij, S., J. Liotta., P. Minotti., F. Brancolini., C. Baigún y F. Firpo Lacoste. 2013. Los peces del Corredor Fluvial Paraná-Paraguay. En: Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. 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 [et.al.]. - 1a ed. - Buenos Aires: Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, 2013. 376 p. ISBN 978-987-29340-0-2
- Řičan, O y S.O. Kullander. 2008. The *Australoheros* (Teleostei: Cichlidae) species of the Uruguay and Paraná River drainages. Zootaxa., 1724: 1–51.
- Richer-de-Forges, M.M, W. G. R. Crampton y J.S. Albert. 2009. A New Species of *Gymnotus* (Gymnotiformes, Gymnotidae) from Uruguay: Description of a Model Species in Neurophysiological Research. Copeia., (3):538-544.
- Teixeira de Mello, F. 2007. Efecto del uso del suelo sobre la calidad del agua y las comunidades de peces en sistemas lóticos de la cuenca baja del río Santa Lucía (Uruguay). Tesis de Magíster en Ciencias ambientales, Facultad de Ciencias, Universidad de la Republica, Uruguay.
- Tejerina Garro, F. L. 2001. Étude des relations habitat-poissons dans les eaux courantes de Guyane Française pour l'évaluation de la qualité du milieu aquatique. PhD Thesis, University of Montpellier II, France, 243 pp.
- Tejerina Garro., F. L. T., R. Fortín y M. A. Rodríguez. 1998. Fish community structure in relation to environmental variation in floodplain lakes of the Araguaia river, Amazon Basin. Environ. Biol. Fishes., 51: 399–410.

- Tejerina Garro, F.L.T. y B. Mérona. 2001. Spatial variability of biotic and abiotic factors of the aquatic habitat in French Guiana. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.*, 17: 157-169.
- Tejerina Garro., F.L.T., M. Maldonado, C. Ibanez., D. Pont., N. Roset y T. Oberdorff .2005. Effects of natural and anthropogenic environmental changes on riverine fish assemblages: a framework for ecological assessment of rivers. *Braz. Arch Biol. Techn.*, 48: 91–108.
- Tiller, D y L. Metzelling. 2002. Australia-wide assessment of river health: Victorian AusRivas sampling and processing manual. Monitoring river health. Initiative Technical Report 15, Commonwealth of Australia and VIC Environmental Protection Authority, Canberra, Australia. 20 pp.
- Tockner, K., F. Malard y J.V. Ward. 2000. An extension of the flood pulse concept. *Hydrol. Process.*, 14: 2861–2883.
- Tonn W. M., Magnuson J.J., Martti R y J. Toivonen. 1991. Intercontinental comparison of small lake fish assemblages: the balance between local and regional processes. *American Naturalist* 136 (3): 345-375.
- Vari, R. P. 1991. Systematics of the Neotropical characiform genus *Steindachnerina* Fowler (Pisces, Ostariophysi). *Smithson. Contr. Zool.*, 507: 1-118.
- Vari, R. P. 1992. Systematics of the Neotropical characiform genus *Cyphocharax* Fowler (Pisces, Ostariophysi). *Smithson. Contr. Zool.*, 529: 1-137.
- Vari, R. P y Malabarba, L.R. 1998. Neotropical ichthyology: an overview. In: Malabarba LR, Reis RE, Vari RP et al (eds) *Phylogeny and classification of neotropical fishes*. Edipucrs, Porto Alegre
- Vicari, R., P. Kandus., P. Pratolongo y M. Burghi. 2005. Alteración en el almacenaje de carbono por la intervención humana de los sistemas naturales en el Bajo Delta del río Paraná. Su importancia en el balance emisión-sumidero de CO₂ atmosférico. En: *Ecorregion Delta e Islas de Paraná*. Fundación Vida Silvestre.
- Vila Gispert, A.R., Moreno Amich, R y E. Garcia Berthou. 2002. Gradientes of life history variation: an intercontinental comparison of fishes. *Rev. Fish Biol. Fish.*, 12: 417-427.
- Vila Gispert, A., E. Garcia-Berthou y R. Moreno Amich. 2002. Fish zonation in a Mediterranean stream: effects of human disturbances. *Aquat. Sci.*, 64: 163-170.
- Waite, I. R y K. D. Carpenter. 2000. Associations among fish assemblage structure and environmental variables in Willamette basin streams, Oregon. *Trans. Am. Fish. Soc.* 129:754–770.
- Walrath, J D., D C. Dauwalter y D. Reinke.2016. Influence of Stream Condition on Habitat Diversity and Fish Assemblages in an Impaired Upper Snake River Basin Watershed. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 145 (4): 821-834.
- Walling D.E y B.W.Webb. 1992. Water quality I. Physical characteristics. In: Calow P, Petts G.E (eds). *The Rivers Handbook*. Vol1, pp 48-72. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Watanabe, H., M. Moku., K. Kawaguchi., K. Ishimaru y A. Ohno.2001. Diel vertical migration of myctophid fishes (Family Myctophidae) in the transitional waters of the western North Pacific. *Fish. Oceanogr.*, 8 (2):115-127.
- Welcomme, R.L.1985. River fisheries. F.A.O.Tech.Pap.262 .

Winemiller, K.O. 1996. Dynamic diversity: fish communities of tropical rivers. In: Cody, M.L. & Smallwood, J.A., eds. Longterm studies of vertebrate communities. Orlando, Florida: Academic Press. 99–134.

Winemiller, K.O., T. Soner, D. Shorman y J.B. Cotner. 2000. Fish assemblage structure in relation to environmental variation among Brazos River Oxbow lakes. *Trans. Am. Fish. Soc.* 129: 451–468.

Winemiller, K.O. 2004. Floodplain river food webs: generalizations and implications for fisheries management. Pages 285-309 in: R. Welcomme, and T. Petr, editors. *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries Volume II*. Regional Office for Asia and the Pacific, Bangkok, Thailand. RAP Publication 2004/16.

Wootton, R.J., B. Elvira y J.A. Baker. 2000. Life-history evolution, biology and conservation of stream fish: introductory note. *Ecol. Freshw. Fish.*, 9: 90–91.

Zimmerman, J. K., B. Vondracek y J. Westra. 2003. Agricultural land use effects on sediment loading and fish assemblages in two Minnesota (USA) watersheds. *Environ. Manag.*, 32; 93

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar agradezco a mis directores, Claudio y Darío por acompañarme en este camino, por sus consejos y orientación, por saber guiarme enseñándome a aprender de mis errores, y en generalgracias por la paciencia!!. Esta tesis además tuvo una tercera directora , Priscila, con quien ya llevamos más de una década trabajando juntas, le agradezco por su increíble capacidad de dar y enseñar, por todo lo compartido en estos años; viajes, proyectos, provincias y el capítulo de mi vida no escrito en estas páginas.

Los primeros 3 años de esta beca trascurrieron en el Laboratorio de Ecología de peces (Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet", Universidad Nacional de La Plata). Con lo cual mi agradecimiento a mis compañeros que me hicieron el aguante; Lolo, Nacho, Ari, Vivian, Pupu y Nati. En especial, a Miriam Maroñas y Lucila Protogino que desde que entre a investigar estuvieron siempre para darme aliento, arreglarme los gráficos e intercambiar ideas. Gracias a Roberto "Palito" Jensen ...sin vos no hubiera podido realizar logísticamente gran parte de este trabajo, por las anécdotas de pesca compartidas y el aguante. La segunda etapa de la beca transcurrió en el Laboratorio de Ecología Pesquera Aplicada (Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental, Universidad Nacional de San Martín). Mi agradecimiento a la calidez con la que me recibieron los "humedologos"; Pato, Nati, Gaby, Eli, Lau, Mai y Marie.

A mis amigas Genetistas multifunción Evi y Yami ..gracias por compartir conmigo a lo largo de estos años desde intercambios sobre peces, teorías de distribución o ecología ... hasta cuestiones cotidianas. Por muchos más años estudiando e investigando juntas. A mi amigo pescador Alejandro Ferrin por los mates compartidos, y ese entusiasmo por la biología de los peces que muchas veces me hizo pensar que necesaria es la divulgación de las ciencias. Un agradecimiento especial también a Sergio Bogan, Juan Meluso y a todo el equipo de la fundación Azara que además de aportar siempre una mirada integral sobre los peces me permitieron armar la colección científica de peces del Delta, entre otras donaciones.

A mis amigas de toda la vida; Roxi, Ceci y Sabry, por llorar y reír conmigo en cada etapa que pase haciendo la tesis, por tenerme paciencia cuando tantas veces puse primero las responsabilidades laborales antes que verlas...gracias a todas por estar siempre....y bancar la segunda tesis no es fácil... ya lo sé... ya nos vamos a juntar chicas!!

Al refugio de Aves-Pájaros Caídos y a la maravillosa gente que conocí a lo largo de

estos 8 años de trabajo. A todos los rescataditos emplumados que pasaron, están o vendrán...Gracias en especial a Clara Correa, María Silvia y Mariel... me llevaron a poner muchas cosas de mi vida en perspectiva y brindo por muchos años más trabajando en cambiar los paradigmas del rescate en la Argentina.

A mis padres, por haberme apoyado y estar siempre para darme ánimos, por entender mi profesión, por contarme las anécdotas de pesca de mis abuelos que tanto me gustaban y marcaron mis pasos. A mis tíos y primos.

A Mati, por el soporte emocional y técnico en esta tesis... (a la Ranger también le agradecemos haberse desencajado durante el 100 % de las campañas!. Gracias “gauchita” por no abandonarme). Gracias mi amor por la ayuda en la edición final, por los recortes en la “verbosidad pomposa” y por sacarme de los “estancamientos mentales”. Gracias por caminar juntos, por todas las veces que me animaste a seguir y por compartir y apoyarme en todos los proyectos personales y profesionales que me propongo.

El presente trabajo se pudo realizar gracias al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Agradezco a los establecimientos de Papel Prensa La Nación S.A y Jauregui-Alzo por permitirme realizar este trabajo en sus predios productivos y estar interesados en los resultados y preocupados por el manejo ambiental.

A la memoria de Timón y Diana, están siempre conmigo...

ANEXOS

Anexo I. Ubicación geográfica de los sitios de muestreo de los canales ubicados en el Bajo Delta.

ID sitio	Nombre estación	Abrev	Sector	LAT	LONG
1	Monte Blanco	MB	Boca	33° 47' 16.0"	58° 33' 29.9"
2	Monte Blanco	MB	Medio	33° 47' 15.0"	58° 33' 31.3"
3	Monte Blanco	MB	Fondo	33° 47' 13.1"	58° 33' 32.9"
4	Casa Vieja	CV	Boca	33° 46' 57.4"	58° 32' 52.6"
5	Casa Vieja	CV	Medio	33° 46' 56.8"	58° 32' 49.7"
6	Casa Vieja	CV	Fondo	33° 46' 58.3"	58° 32' 48.4"
7	Quinta Arco Iris	QAI	Boca	33° 47' 03.1"	58° 33' 02.1"
8	Quinta Arco Iris	QAI	Medio	33° 47' 06.9"	58° 32' 58.2"
9	Quinta Arco Iris	QAI	Fondo	33° 47' 06.8"	58° 32' 54.5"
10	Chozas	CZ	Boca	33° 47' 07.5"	58° 33' 16.5"
11	Chozas	CZ	Medio	33°47' 09.32"	58°33' 15.67"
12	Chozas	CZ	Fondo	33°46' 58.03"	58°32' 48.41"
13	Campamento	CAMP	Boca	34° 09' 23.0"	58° 46' 35.4"
14	Campamento	CAMP	Fondo	34° 09' 49.6"	58° 46' 32.4"
15	Puente álamos-álamos	PPFO	Boca	34° 11' 03.4"	58° 44' 42.4"
16	Fondo sauces-álamos	PPFO	Fondo	34° 11' 49.9"	58° 45' 05.8"
17	Jauregui medio	JFO	Boca	34° 9' 50.08"	58° 46' 57.14"
18	Jauregui fondo	JFO	Fondo	34° 10' 20.70"	58° 46' 57.05"
19	Jauregui.bomba1	JB1	Boca	34° 09' 13.1"	58° 46' 17.4"
20	Jauregui.bomba1	JB1	Fondo	34° 09' 35.4"	58° 46' 25.2"
21	Jauregui.bomba2	JB2	Boca	34° 09' 27.6"	58° 46' 48.1"
22	Jauregui.bomba2-1	JB2	Fondo	34° 09' 50.5"	58° 46' 35.2"
23	Jauregui.bomba2-2	JB2	Fondo	34° 10' 10.8"	58° 46' 50.2"
24	Charca	CHA	Fondo	34° 10' 15.2"	58° 46' 53.1"

Anexo II. Matriz de ocurrencia de especies por canal.

	MB	CV	CZ	QAI	CAMP	PPFO	JFO	JB1	JB2	CHA
<i>Astyanax_asuncionensis</i>	1	1	1	1	0	0	0	1	0	0
<i>Astyanax_erythropterus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Astyanax_rutilus</i>	1	1	1	1	1	0	0	1	1	0
<i>Astyanax_stenohalinus</i>	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Austrolebias_bellottii</i>	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1
<i>Austrolebias_nigripinnis</i>	0	0	0	0	1	0	0	1	1	1
<i>Brachyhyppopomus_bombilla</i>	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Brachyhyppopomus_draco</i>	1	1	1	1	1	0	0	0	1	0
<i>Bryconamericus_stramineus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bunocephalus_doriae</i>	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Callichthys_callichthys</i>	1	1	0	1	1	0	1	1	1	1
<i>Characidium_rachovii</i>	1	1	1	1	1	1	0	0	1	0
<i>Charax_stenopterus</i>	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0
<i>Cheirodon_interruptus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Cichlasoma_dimerus</i>	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Cnesterodon_decenmaculatus</i>	0	0	0	0	1	0	0	1	1	1
<i>Corydoras_paleatus</i>	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Corydoras_undulatus</i>	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Crenicichla_lepidota</i>	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0
<i>Cynopotamus_argenteus</i>	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Cynopotamus_kincaidi</i>	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Cyphocharax_platanus</i>	1	1	1	1	0	1	0	1	1	0
<i>Cyphocharax_spilotus</i>	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Cyphocharax_voga</i>	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0
<i>Eigenmania_trilineata</i>	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Eigenmania_virescens</i>	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Gymnogeophagus_meridionalis</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Gymnotus_inaequilabiatus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gymnotus_ommarorum</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Heptapterus_mustelinus</i>	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Hoplias_argentinensis</i>	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1
<i>Hyphessobrycon_anisitsi</i>	1	1	1	1	1	1	0	1	1	0
<i>Hyphessobrycon_boulengeri</i>	1	1	1	1	1	1	0	1	0	1
<i>Hyphessobrycon_luetkeni</i>	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0
<i>Hyphessobrycon_meridionalis</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Hypostomus_commersoni</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Iheringichthys_labrosus</i>	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Leptohoplosternum_pectorale</i>	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Loricariichthys_melanocheilus</i>	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Lycengraulis_grossidens</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mimagoniates_inequalis</i>	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Odontostilbe_pequira</i>	1	1	1	1	1	0	0	1	1	0
<i>Oligosarcus_jenynsii</i>	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0
<i>Oligosarcus_oligolepis</i>	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Otocinclus_arnoldi</i>	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Pachyurus_bonaeriensis</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phalloceros_caudimaculatus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Pimelodella_gracilis</i>	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Pimelodella_laticeps</i>	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0

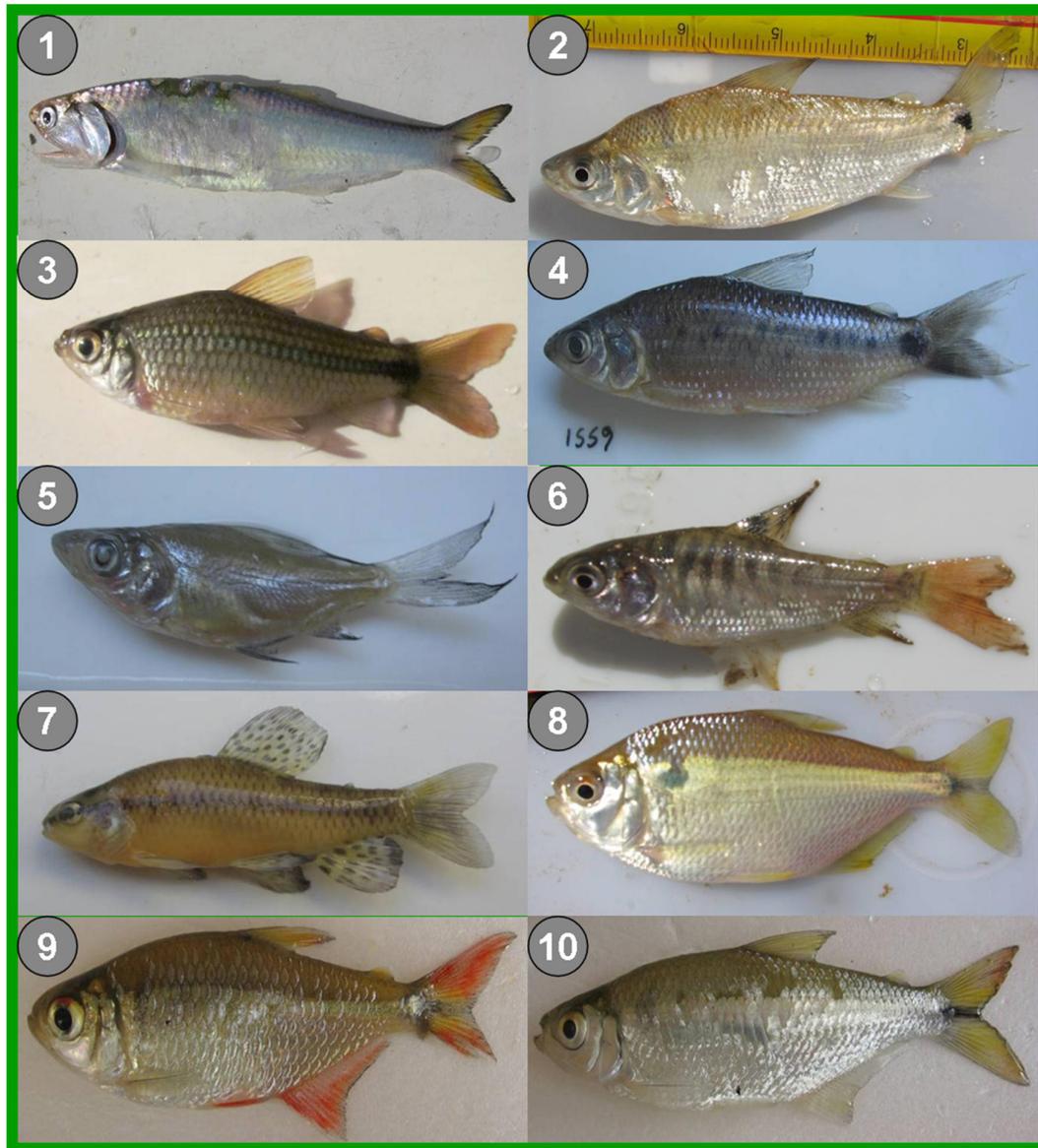
<i>Pimelodus maculatus</i>	1	1	1	1	1	0	0	0	1	0
<i>Prochilodus lineatus</i>	1	1	1	1	0	0	0	1	0	0
<i>Psectrogaster curviventris</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhamdia quelen</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhapiodon vulpinus</i>	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>Roeboides microlepis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Serrasalmus maculatus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Synbranchus marmoratus</i>	1	1	0	1	1	1	0	0	1	0
<i>Trachelyopterus sp</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0

Anexo III. Matriz de abundancia de especies por canal.

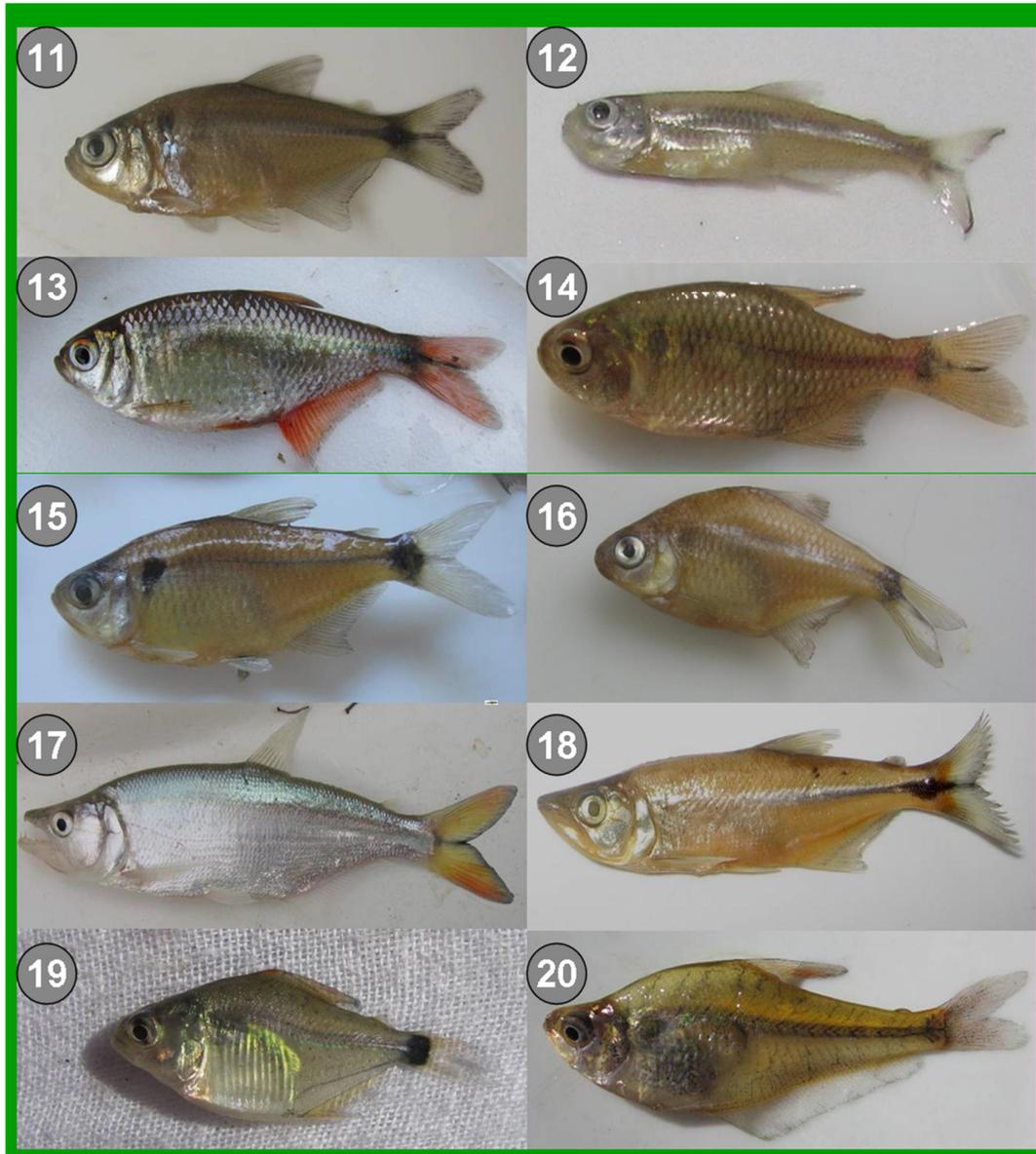
	MB	CV	CZ	QAI	CAMP	PPFO	JFO	JB1	JB2	CHA
<i>Astyanax_asuncionensis</i>	3	2	4	2	0	0	0	1	0	0
<i>Astyanax_erythropterus</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Astyanax_rutilus</i>	382	171	118	171	38	0	0	38	27	0
<i>Astyanax_stenohalinus</i>	0	5	0	5	0	0	0	0	0	0
<i>Austrolebias_bellottii</i>	0	0	0	0	1	0	19	24	66	42
<i>Austrolebias_nigripinnis</i>	0	0	0	0	2	0	0	23	56	12
<i>Brachyhypopomus_bombilla</i>	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Brachyhypopomus_draco</i>	4	1	4	1	1	0	0	0	1	0
<i>Bryconamericus_stramineus</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bunocephalus_doriae</i>	0	3	1	3	0	0	0	0	0	0
<i>Callichthys_callichthys</i>	2	4	0	4	3	0	3	4	57	21
<i>Characidium_rachovii</i>	20	6	19	6	7	1	0	0	2	0
<i>Charax_stenopterus</i>	74	10	28	10	8	0	0	0	0	0
<i>Cheirodon_interruptus</i>	320	99	120	99	152	26	1	172	262	25
<i>Cichlasoma_dimerus</i>	1	0	0	0	0	15	0	0	0	0
<i>Cnesterodon_decenmaculatus</i>	0	0	0	0	75	0	0	95	6	1
<i>Corydoras_paleatus</i>	2	2	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Corydoras_undulatus</i>	0	5	0	5	0	0	0	0	0	0
<i>Crenicichla_lepidota</i>	1	0	1	0	0	0	0	3	0	0
<i>Cynopotamus_argenteus</i>	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Cynopotamus_kincaidi</i>	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Cyphocharax_platanus</i>	51	7	10	7	0	1	0	6	1	0
<i>Cyphocharax_spilotus</i>	5	0	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Cyphocharax_voga</i>	12	9	8	9	1	0	0	0	0	0
<i>Eigenmania_trilineata</i>	22	38	19	38	0	0	0	0	0	0
<i>Eigenmania_virescens</i>	5	16	8	16	0	0	0	0	0	0
<i>Gymnogeophagus_meridionalis</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Gymnotus_inaequilabiatus</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gymnotus_omarorum</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Heptapterus_mustelinus</i>	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Hoplias_argentinensis</i>	14	5	8	5	3	1	0	3	2	1
<i>Hyphessobrycon_anisitsi</i>	61	111	29	111	11	6	0	69	2	0
<i>Hyphessobrycon_boulengeri</i>	53	1	1	1	99	34	0	8	0	4
<i>Hyphessobrycon_luetkeni</i>	27	12	23	12	5	0	0	0	0	0
<i>Hyphessobrycon_meridionalis</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Hypostomus_commerioni</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Iheringichthys_labrosus</i>	3	1	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Leptohoplosternum_pectorale</i>	1	0	2	0	0	3	0	0	0	0
<i>Loricariichthys_melanocheilus</i>	1	2	2	2	0	0	0	0	0	0
<i>Lycengraulis_grossidens</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mimagoniastes_inequalis</i>	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Odontostilbe_pequira</i>	15	5	78	5	3	0	0	58	4	0
<i>Oligosarcus_jenynsii</i>	7	2	14	2	2	0	0	0	0	0
<i>Oligosarcus_oligolepis</i>	1	1	3	1	0	0	0	0	0	0
<i>Otocinclus_arnoldi</i>	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Pachyurus_bonaeriensis</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phalloceros_caudimaculatus</i>	3	27	6	27	143	13	1	16	5	4
<i>Pimelodella_gracilis</i>	9	24	16	24	0	0	0	0	0	0
<i>Pimelodella_laticeps</i>	2	8	9	8	0	0	0	0	0	0

<i>Pimelodus maculatus</i>	10	9	13	9	1	0	0	0	1	0
<i>Prochilodus lineatus</i>	1	1	2	1	0	0	0	7	0	0
<i>Psectrogaster curviventris</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhamdia quelen</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhapiodon vulpinus</i>	2	1	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>Roeboides microlepis</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Serrasalmus maculatus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Synbranchus marmoratus</i>	1	2	0	2	8	1	0	0	9	0
<i>Trachelyopterus sp</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0

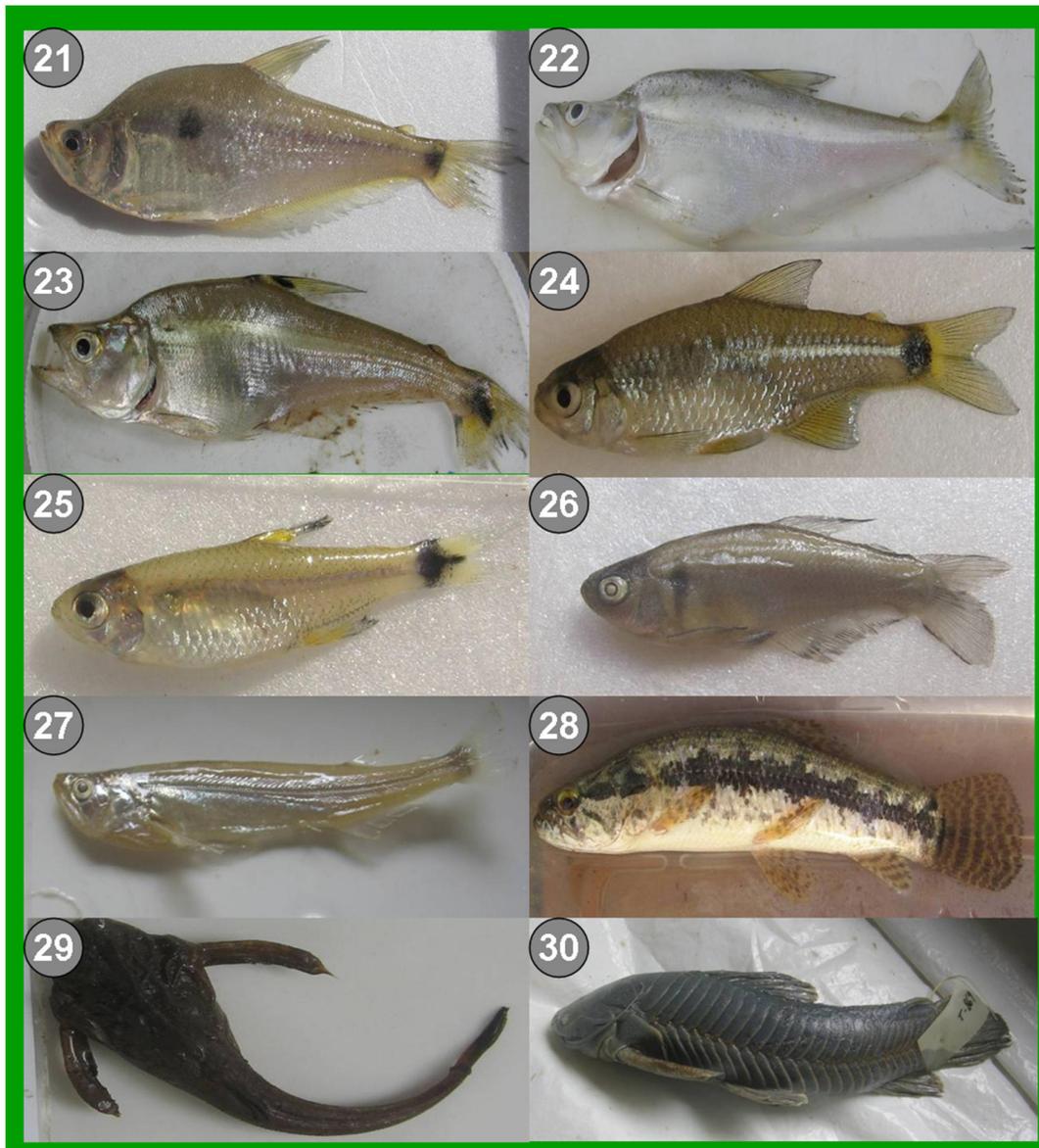
Anexo IV. Fotografías de los Peces del Bajo Delta.



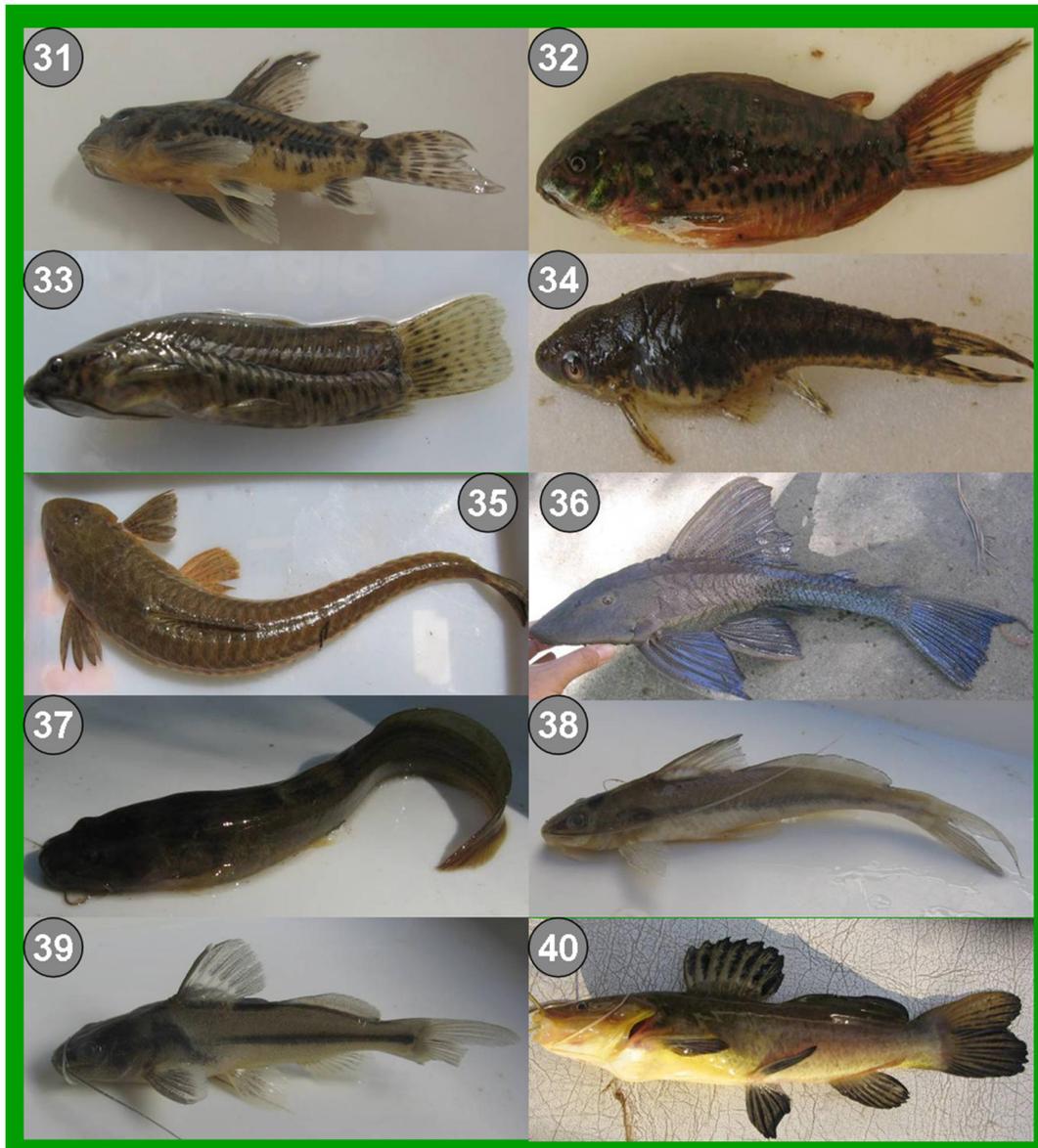
(1) *Lycengraulis grossidens*; (2) *Cyphocharax platanus*; (3) *C. spilottus*; (4) *C. voga*; (5) *Psectrogaster curviventris*; (6) *Prochilodus lineatus*; (7) *Characidium rachovii*; (8) *Astyanax asuncionensis*; (9) *A. erythropterus*; (10) *A. rutilus*.



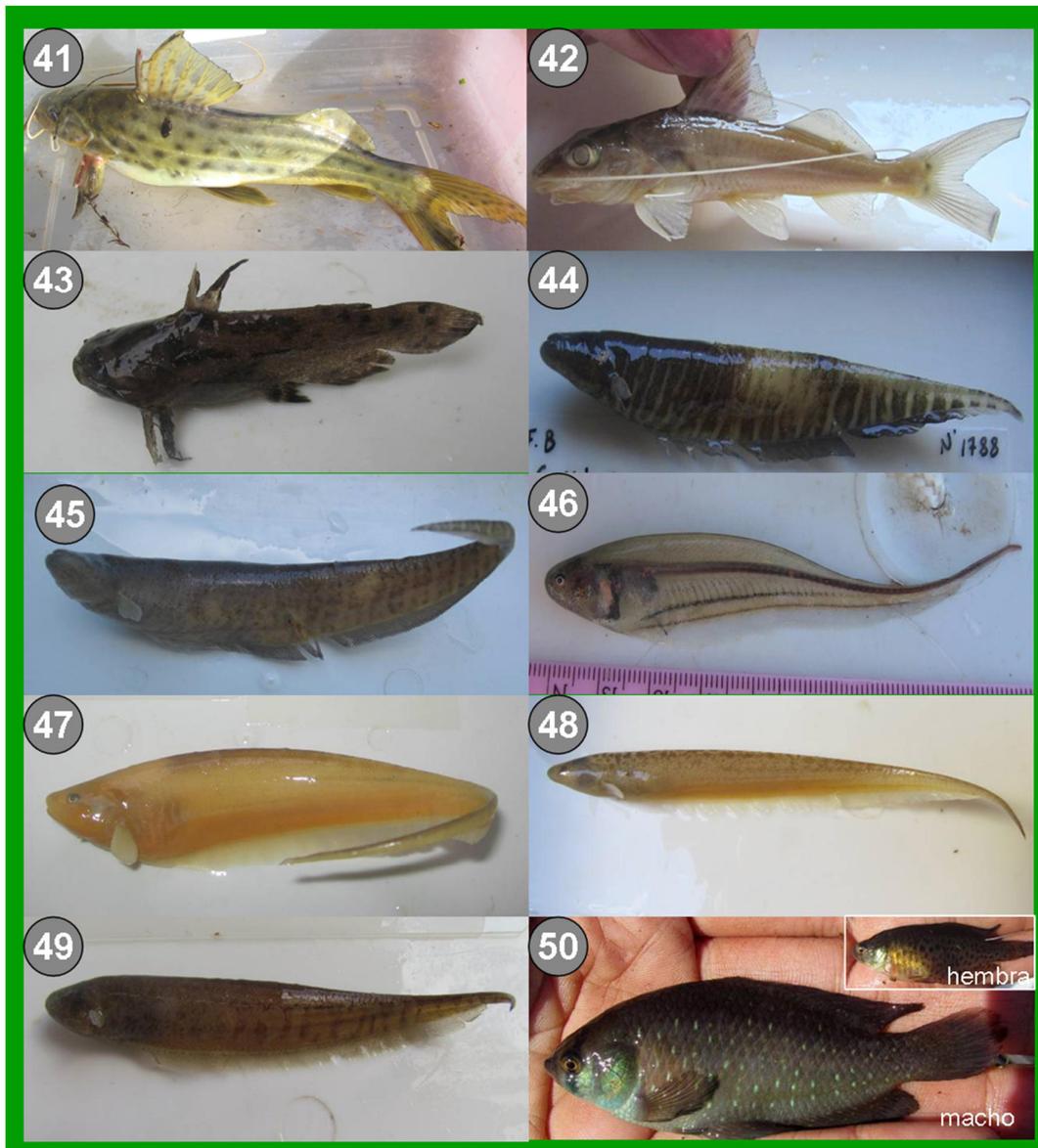
(11) *A. stenohalinus*; (12) *Bryconamericus stramineus*; (13) *Hyphessobrycon anisitsi*; (14) *H. boulengeri*; (15) *H. luetkenii*; (16) *H. meridionalis*; (17) *Oligosarcus jenynsii*; (18) *O. oligolepis*; (19) *Serrasalmus maculatus*; (20) *Charax stenopterus*.



21) *Roeboides microlepis*; (22) *Cynopotamus argenteus*; (23) *C. kincaidi*; (24) *Cheirodon interruptus*; (25) *Odontostilbe pequirá*; (26) *Mimagoniates inequalis*; (27) *Rhapsiodon vulpinus*; (28) *Hoplias argentinensis*; (29) *Bunocephalus doriae*; (30) *Callichthys callichthys*.



(31) *Corydoras paleatus*; (32) *Corydoras undulatus*; (33) *Leptoplosternum pectorale*; (34) *Otocinclus arnoldi*; (35) *Loricariichthys melanocheilus*; (36) *Hypostomus commersoni*; (37) *Heptapterus mustelinus*; (38) *Pimelodella gracilis*; (39) *P. laticeps*; (40) *Rhamdia quelen*.



(41) *Pimelodus maculatus*; (42) *Iheringichthys labrosus*; (43) *Trachelyopterus* sp.; (44) *Gymnotus inaequilabiatus*; (45) *G. omarorum*; (46) *Eigenmania trilineata*; (47) *E. virescens*; (48) *Brachyhypopomus bombilla*; (49); *B. draco* (50) *Austrolebias bellottii*.



(51) *A. nigripinnis*; (52) *Cnesterodon decenmaculatus*; (53) *Phalloceros caudimaculatus*; (54) *Synbranchus marmoratus*; (55) *Pachyurus bonaeriensis*; (56) *Cichlasoma dimerus*; (57) *Crenicichla lepidota*; (58) *Gymnogeophagus balzanni*.

Anexo V. Variables físico químicas por canal por fecha.

Canal/fecha	Temperatura agua	Conductividad	pH	Oxígeno agua	Profundidad	Transparencia
MB_24/8/13	11.6	72.2	9.3	0	300	0
CZ_24/8/13	10.5	70.5	10.5	0	300	0
CZ_24/8/13	10.5	70.6	10.7	0	300	0
CZ_24/8/13	10.5	70.6	10.7	0	300	0
MB_24/8/13	7.9	65.7	9.3	0	300	0
MB_24/8/13	8.1	65.6	9.7	0	300	0
MB_24/8/13	7.7	64.9	9.8	0	300	0
CV_24/8/13	10.3	67.6	8.6	0	300	0
CV_24/8/13	10.1	68	8.5	0	300	0
CV_24/8/13	9.9	68.3	8.3	0	300	0
QAI_24/8/13	10.1	68.9	8.35	0	300	0
MB_24/8/13	12.5	72.2	8.7	0	300	0
QAI_24/8/13	8	69.1	8.1	0	300	0
QAI_24/8/13	9.8	68.5	8.3	0	350	0
CZ_24/8/13	8.7	64.7	9.5	0	300	0
CZ_24/8/13	8.8	67.6	9.26	0	300	0
CZ_24/8/13	8.8	67.6	9.26	0	300	0
MB_24/8/13	12.4	72.4	9.4	0	300	0
CV_24/8/13	10.4	71.1	11.4	0	300	0
CV_24/8/13	10.9	71.2	10.3	0	300	0
CV_24/8/13	11.1	71.3	10.3	0	300	0
QAI_24/8/13	10.2	70.7	10.9	0	300	0
QAI_24/8/13	10.6	71.1	10.9	0	300	0
QAI_24/8/13	11	71.1	11.1	0	350	0
MB_19/11/13	20.2	124	7.4	0	110	88
CZ_19/11/13	22.1	124	8	0	100	70
CZ_19/11/13	20.7	120	8.2	0	90	70
CZ_19/11/13	21.2	121	8.4	0	83	83
MB_19/11/13	23.2	124	9.08	0	300	0
MB_19/11/13	23.2	124	9.08	0	300	0
MB_19/11/13	23.2	124	9.08	0	300	0
CV_19/11/13	23.7	127	9.68	0	300	0
CV_19/11/13	23.7	127	9.68	0	300	0
CV_19/11/13	23.7	127	9.68	0	300	0
QAI_19/11/13	23.9	126	9.52	0	300	0
MB_19/11/13	20.4	126	7.6	0	110	96
QAI_19/11/13	23.9	126	9.52	0	300	0
QAI_19/11/13	23.9	126	9.52	0	350	0
CZ_19/11/13	22.9	125	9.83	0	300	0
CZ_19/11/13	22.9	125	9.83	0	300	0
CZ_19/11/13	22.9	125	9.83	0	300	0

MB_19/11/13	20.6	139	7.3	0	80	80
CV_19/11/13	28	126	7.9	0	130	70
CV_19/11/13	20.8	126	8.2	0	110	70
CV_19/11/13	21.5	125	8.17	0	70	60
QAI_19/11/13	21.1	124	7.9	0	155	75
QAI_19/11/13	21.5	125	7.52	0	80	75
QAI_19/11/13	21.2	126	7.3	0	80	80
MB_22/2/14	26	134	7.35	7.9	80	50
CZ_22/2/14	26.6	133.8	7.41	7.7	80	15
CZ_22/2/14	26.2	136.3	7.35	6.3	110	60
CZ_22/2/14	26.9	142	26.9	6.9	60	15
MB_22/2/14	25.8	136	7.25	8.3	110	30
MB_22/2/14	26.2	133	7.3	9.8	127	20
MB_22/2/14	25.2	136	7.36	7	100	17
CV_22/2/14	25.5	134.3	7.68	8.3	135	20
CV_22/2/14	25.6	133	7.7	6.7	140	20
CV_22/2/14	25.2	130	7.75	2.6	80	20
QAI_22/2/14	25.7	134	8	8.4	190	30
MB_22/2/14	25.6	134	7.18	5.2	80	70
QAI_22/2/14	25.6	129	7.96	6.5	200	25
QAI_22/2/14	25.6	132	8.2	6.5	140	20
CZ_22/2/14	26	138	7.65	9.3	80	20
CZ_22/2/14	26.6	136	7.84	8.5	110	20
CZ_22/2/14	26.7	138	7.78	8.6	100	20
MB_22/2/14	24	208	7.5	3.1	60	50
CV_22/2/14	24.6	122.4	7.42	5.8	100	20
CV_22/2/14	23.6	119.2	7.24	3.9	110	32
CV_22/2/14	23.8	112.7	7.13	2.8	50	30
QAI_22/2/14	26.4	133	8.2	6.4	100	25
QAI_22/2/14	24.8	148	8.16	4.2	100	20
QAI_22/2/14	23.9	261	7.75	4.4	67	30
MB_25/4/14	15.4	133	6.05	6.5	133	75
CZ_26/4/14	17.5	127.6	6.09	5	85	50
CZ_26/4/14	16.5	131.4	6.32	4.8	85	80
CZ_26/4/14	16.5	129.1	6.08	4	100	75
MB_26/4/14	16.7	124	6.24	3.4	133	75
MB_26/4/14	17.2	154.7	6.44	2	114	70
MB_26/4/14	17.2	154.2	6.44	2	75	75
CV_26/4/14	16.9	124.1	6.42	3.2	130	80
CV_26/4/14	16.9	124.1	6.42	3.2	95	95
CV_26/4/14	14.7	115.8	6.82	1.8	60	60
QAI_26/4/14	18.1	126.6	7.35	4.1	135	35
MB_25/4/14	16.1	133.8	6.07	7.4	114	70
QAI_26/4/14	18.1	126.6	7.35	4.1	120	90
QAI_26/4/14	17.3	138.3	7.09	3.5	85	80

CZ_26/4/14	17.6	136.5	6.53	4	85	50
CZ_26/4/14	17.6	136.5	6.53	4	85	80
CZ_26/4/14	18.8	139.2	6.27	8.2	100	75
MB_26/4/14	15.8	145.3	6.16	8.4	75	75
CV_26/4/14	16.5	118.8	5.7	3.6	130	80
CV_26/4/14	15.2	116.4	6.43	2.7	95	95
CV_26/4/14	15.4	113.5	6.03	1.7	60	60
QAI_26/4/14	17.1	124.3	6.53	2.8	135	35
QAI_26/4/14	15.7	125.8	6.32	2	120	90
QAI_26/4/14	16.2	129.7	6.01	3	80	80
MB_30/8/14	13.3	93.8	7.26	13.7	122	55
CZ_30/8/14	13.3	98	7.81	0	100	55
CZ_30/8/14	15.5	97	7.3	0	80	80
CZ_30/8/14	11.3	91.9	7.2	0	82	82
MB_30/8/14	14.6	97	7.5	8.5	122	55
MB_30/8/14	15.2	96.4	7.62	8	100	50
MB_30/8/14	14.6	99.2	7.7	6.8	62	30
CV_30/8/14	14.4	102	7.4	8.7	80	60
CV_30/8/14	15.7	104.3	7.42	8.5	80	80
CV_30/8/14	14.6	110.2	7.39	4.8	60	60
QAI_30/8/14	16.4	101.7	7.67	7.7	170	55
MB_30/8/14	13.2	94.8	7.2	11.2	100	50
QAI_30/8/14	14.4	102.3	7.6	4.4	90	85
QAI_30/8/14	13.1	121.3	7.28	2.3	66	66
CZ_30/8/14	16.2	113	7.59	8	100	55
CZ_30/8/14	16.8	70	7.52	7.8	80	80
CZ_30/8/14	13.7	106	7.65	6.5	82	82
MB_30/8/14	11.9	104.7	7.36	9.3	62	30
CV_30/8/14	13.8	88.5	7.73	0	80	60
CV_30/8/14	13.1	91.8	7.68	0	80	80
CV_30/8/14	12.1	91.7	7.7	0	60	60
QAI_30/8/14	12.9	94	7.6	0	170	55
QAI_30/8/14	11.7	103	7.57	0	90	85
QAI_30/8/14	13.6	104.3	7.44	0	66	66
MB_28/11/14	23	107.9	6.74	0	150	80
CZ_28/11/14	24.3	135	6.4	0	86	86
CZ_28/11/14	25.9	112.1	6.5	0	86	86
CZ_28/11/14	26.7	112.1	6.7	0	86	86
MB_28/11/14	22.9	107.8	6.9	0	110	110
MB_28/11/14	21.8	112.2	7.03	0	50	50
CV_28/11/14	23.9	134.2	7.08	0	110	75
CV_28/11/14	24.1	137.2	7.3	0	120	89
CV_28/11/14	25.3	140.5	7.5	0	52	52
QAI_28/11/14	24.1	111.2	6.39	0	120	75
QAI_28/11/14	24	102.3	7.5	0	90	85

QAI_28/11/14	24	121	7.32	0	70	70
MB_6/3/15	25	148	6.94	0	174	17
CZ_6/3/15	22	147	7.06	0	100	20
CZ_6/3/15	29.3	151	7.1	0	80	20
CZ_6/3/15	29.4	164	7.25	0	80	17
MB_6/3/15	26.3	151	7.35	0	174	20
MB_6/3/15	25.1	151	7.36	0	120	25
MB_6/3/15	24.8	145	7.11	0	80	18
CV_6/3/15	29.3	158	7.35	0	130	20
CV_6/3/15	26	114	6.5	0	80	30
CV_6/3/15	25	111	6.52	0	80	30
QAI_6/3/15	25.9	150	7.36	0	145	20
MB_6/3/15	25.6	150	7.22	0	120	15
QAI_6/3/15	24.2	118	6.72	0	145	18
QAI_6/3/15	24.4	116	6.74	0	140	30
CZ_6/3/15	27.6	124	6.57	0	100	34
CZ_6/3/15	27.3	124	6.55	0	80	34
CZ_6/3/15	27	117	6.35	0	80	30
MB_6/3/15	26.3	147	7.03	0	80	15
CV_6/3/15	26	149	6.35	0	130	20
CV_6/3/15	25.2	126	8.27	0	80	20
CV_6/3/15	25.9	121.5	6.78	0	80	20
QAI_6/3/15	25.6	149	8.17	0	145	25
QAI_6/3/15	24.5	136.5	8.03	0	145	25
QAI_6/3/15	25.3	127	8.32	0	140	40
MB_3/7/15	13.9	88	6.78	5.1	180	45
CZ_3/7/15	12.2	85	6.33	10.2	120	44
CZ_3/7/15	12.5	77	6.29	5	80	55
CZ_3/7/15	12.2	83	6.37	4.8	80	58
MB_3/7/15	14.5	139.9	6.91	8.86	180	45
MB_3/7/15	0	0	0	0	120	40
MB_3/7/15	11.8	141.1	6.2	3	100	64
CV_3/7/15	13.5	138.3	6.09	7.8	110	48
CV_3/7/15	0	0	0	0	120	70
CV_3/7/15	11.4	117	5.71	5.14	110	48
QAI_3/7/15	13.7	140	6.13	7.9	140	50
MB_3/7/15	14.3	86	6.78	10.3	120	40
QAI_3/7/15	11.6	139.7	5.75	3.49	110	56
QAI_3/7/15	0	0	0	0	110	60
CZ_3/7/15	14.1	140.5	6.42	8.34	120	44
CZ_3/7/15	0	0	0	0	80	55
CZ_3/7/15	10.8	131.3	5.73	4.05	80	58
MB_3/7/15	13.8	102	6.6	4.7	100	64
CV_3/7/15	12.5	80	6.31	3.8	110	48
CV_3/7/15	12.6	80	6.43	6.9	120	70

CV_3/7/15	12.3	76	6.4	3.9	110	48
QAI_3/7/15	13.9	89	6.62	5.3	140	50
QAI_3/7/15	13.3	52	6.47	3.7	110	56
QAI_3/7/15	13.2	88	6.48	4.1	110	60
MB_7/9/15	16.7	117	6.7	4.8	100	40
CZ_8/9/15	16.6	80	6.74	5	100	45
CZ_8/9/15	13.5	90	6.35	3.5	80	40
CZ_8/9/15	14.8	104	6.3	3.4	40	40
MB_8/9/15	15.7	0	6.62	4.5	100	40
MB_8/9/15	15.2	0	6.48	4.2	90	40
MB_8/9/15	15.8	0	6.42	2.7	80	80
CV_8/9/15	17.6	0	6.68	4.5	70	40
CV_8/9/15	13.4	0	6.1	3.5	60	50
CV_8/9/15	14.7	0	5.94	3.3	50	50
QAI_8/9/15	17.6	108	6.77	4.9	100	40
MB_8/9/15	15.8	144	6.55	3.7	90	40
QAI_8/9/15	14.7	131	6.74	4.3	80	40
QAI_8/9/15	14.3	160	6.67	3.9	50	50
CZ_8/9/15	15.7	0	6.39	4.5	100	45
CZ_8/9/15	13.6	0	6.27	3.3	80	40
CZ_8/9/15	13.6	0	6.22	2.8	40	40
MB_8/9/15	15	203	6.66	1.9	80	80
CV_8/9/15	17	83	6.65	6.1	70	40
CV_8/9/15	13.5	107	6.23	3.3	60	50
CV_8/9/15	12.7	105	6.3	3.3	50	50
QAI_8/9/15	15.7	139	6.76	5	100	40
QAI_8/9/15	15.5	122	6.4	4.1	80	40
QAI_8/9/15	14.2	188	6.47	3.2	50	50
JB1_6/12/13	22.7	440	7.16	8.1	60	0
JB1_6/12/13	20.2	415	7.1	3.3	60	0
JB2_6/12/13	21.9	402	6.56	3.9	30	0
JB2_6/12/13	20.2	265	6.75	2.7	30	0
Camp_6/12/13	25.3	200	6.92	8.3	40	0
JFO_6/12/13	18.7	142	6.33	0.7	50	0
JB2_6/12/13	24.5	334	6.56	7.4	30	0
JB2_6/12/13	25.7	376	7.2	5	30	0
Camp_6/12/13	26.7	210	7.39	3.5	40	0
JFO_6/12/13	22.7	181	6.27	1.9	50	0
JB1_14/3/14	18.6	252	7.05	2.3	60	20
PPFO_14/3/14	21.6	704	0	8	50	30
PPFO_14/3/14	22.3	210	7.9	0	50	20
JB2_14/3/14	27.3	252	7.16	5.5	60	20
JB2_14/3/14	0	0	0	0	30	30
JB2_14/3/14	0	0	0	0	30	30
CHA_14/3/14	27.3	252	7	5.5	60	20

Camp_14/3/14	19.7	161.5	7	14.6	100	20
JFO_14/3/14	0	0	0	0	50	0
Camp_14/3/14	21	110.8	7	8.1	40	20
PPFO_14/3/14	23.3	383	0	8	30	30
JB1_9/5/14	14.3	281	6.92	1.6	85	25
PPFO_9/5/14	14.5	948	4.9	1.8	60	15
JFO_9/5/14	13.8	336	9.5	1.8	80	20
JFO_9/5/14	0	0	0	0	100	10
Camp_9/5/14	14.6	189	3.9	1.8	90	15
JB2_9/5/14	14.1	329	7.53	1.9	50	20
JB2_9/5/14	14	121.6	9.01	4.6	70	25
JB2_9/5/14	14.1	243	8.67	2.1	80	10
CHA_9/5/14	14.3	102.2	8.92	3	50	21
Camp_9/5/14	13.2	152.8	7.15	1.3	90	15
JFO_9/5/14	0	0	0	0	50	0
Camp_9/5/14	15.3	86.9	8.55	1.8	80	25
PPFO_9/5/14	14.8	496	8.5	2.2	60	21
JB1_18/7/14	12.1	273	6.83	35.2	85	25
PPFO_18/7/14	11.5	414	7.24	22.1	100	25
JFO_18/7/14	11.9	196	6.9	18.6	80	20
JFO_18/7/14	11.9	196	6.9	18.6	100	10
JB1_18/7/14	12.1	273	6.83	35.2	85	25
JB2_18/7/14	0	0	0	0	50	20
JB2_18/7/14	0	0	0	0	70	25
JB2_18/7/14	0	0	0	0	80	10
CHA_18/7/14	14.8	68.5	6.65	33.1	100	30
Camp_18/7/14	13	103.7	7.34	36.4	100	20
JFO_18/7/14	0	0	0	0	50	0
JB2_18/7/14	13.1	190.8	6.71	14.8	50	20
Camp_18/7/14	11.3	77.2	7.1	30.1	80	25
PPFO_18/7/14	12.5	509	6.38	29.1	60	25
PPFO_18/7/14	12.2	425	6.64	31.4	100	25
JFO_18/7/14	0	0	0	0	80	20
JFO_18/7/14	0	0	0	0	100	10
JB2_18/7/14	12.3	68.8	7.19	17.2	70	25
JB2_18/7/14	12.9	272	6.75	32.6	80	10
CHA_18/7/14	14.8	68.2	6.65	33.1	100	30
Camp_18/7/14	13.8	100.9	7.31	15.9	100	20
JFO_18/7/14	0	0	0	0	50	0
Camp_18/7/14	11.6	85.8	7.29	23.2	80	25
PPFO_18/7/14	17.5	509	6.38	29.1	60	25
JB1_3/10/14	14.9	309	6.4	4.3	85	25
PPFO_3/10/14	17.8	555	0	2.6	100	25
JFO_3/10/14	16.7	249	0	3.6	80	20

JFO_3/10/14	14.1	289	0	3.7	100	10
JB2_3/10/14	19	265	6.7	4.6	70	25
JB2_3/10/14	17.4	72.6	0	5.5	80	10
JB2_3/10/14	18.1	132.1	0	3.3	100	30
CHA_3/10/14	15.8	284	0	2.7	100	20
Camp_3/10/14	18.9	124.3	0	7.5	100	30
JFO_3/10/14	0	0	0	0	50	0
Camp_3/10/14	16	284	0	3.3	80	25
PPFO_3/10/14	17.1	504	0	4.6	60	25
JB1_11/12/14	26.8	250	6.02	0	85	25
PPFO_11/12/14	0	0	0	0	100	25
JFO_11/12/14	28	297	7.02	0	80	20
JFO_11/12/14	0	0	0	0	100	10
JB2_11/12/14	31	240	6.6	0	70	25
JB2_11/12/14	22.6	152.3	8.14	0	80	10
JB2_11/12/14	28.6	177.7	7.26	0	100	30
CHA_11/12/14	28.8	125.7	7.7	0	100	20
Camp_11/12/14	23.1	134.7	5.6	0	100	30
Camp_11/12/14	0	0	0	0	80	25
PPFO_11/12/14	0	0	0	0	60	25
JB1_22/7/15	7.8	0	0	1.5	60	20
PPFO_22/7/15	14.8	0	0	6.5	100	25
JFO_22/7/15	8.5	0	0	5.3	50	40
JFO_22/7/15	0	0	0	0	50	40
JB2_22/7/15	9.8	0	0	5.9	60	60
JB2_22/7/15	12.5	0	0	7.4	65	65
JB2_22/7/15	9.3	0	0	3.8	60	60
CHA_22/7/15	0	0	0	0	0	0
Camp_22/7/15	9.1	0	0	4.2	70	15
Camp_22/7/15	11.4	0	0	3.6	50	25
PPFO_22/7/15	12.7	0	0	7.6	50	50
JB1_28/10/15	21.3	145	6.41	4	60	20
PPFO_28/10/15	26.6	140	6.04	3.4	60	30
JFO_28/10/15	23.2	145	5.78	1.1	40	20
JFO_28/10/15	20.1	136	5.59	1	40	20
JB2_28/10/15	24.6	140	6.19	1.9	60	60
JB2_28/10/15	28.6	144	6.33	2.5	50	50
JB2_28/10/15	29	150	7.24	3.5	50	50
CHA_28/10/15	26	127	6.05	1.9	60	40
Camp_28/10/15	22.1	134	6.1	9	70	26
Camp_28/10/15	24	130	5.66	2.5	50	20
PPFO_28/10/15	24.8	150	6.09	2.6	50	40
JB1_11/12/15	23	0	6.2	1.3	0	0
PPFO_11/12/15	0	0	0	0	0	0
JFO_11/12/15	24.8	0	0	1.2	0	0
JFO_11/12/15	25	0	0	1.2	0	0

JB2_11/12/15	25.2	0	6.25	1.4	0	0
JB2_11/12/15	29.3	0	0	0.6	0	0
JB2_11/12/15	29	0	0	0.9	0	0
CHA_11/12/15	28.4	0	0	0.6	0	0
Camp_11/12/15	22.7	0	6.46	3	0	0
Camp_11/12/15	0	0	0	0	0	0
PPFO_11/12/15	0	0	0	0	0	0

Anexo VI. Variables físico químicas por especie (Máximo, mínimo y media). 1-Temperatura del agua; 2- Conductividad; 3- pH; 4-Oxígeno disuelto; 5-Profundidad; 6- Transparencia.

Especie	1	2	3	4	5	6
<i>Astyanax_asuncionensis</i> (max)	26.6	161.5	8.17	14.6	145	75
<i>Astyanax_asuncionensis</i> (min)	11.8	86	6.08	2.6	50	20
<i>Astyanax_asuncionensis</i> (med)	21.45	129.07	7.01	6.21	106.16	40.16
<i>Astyanax_erythropterus</i> (max)	15.5	281	6.92	4.3	85	40
<i>Astyanax_erythropterus</i> (min)	14.3	122	6.4	1.6	80	25
<i>Astyanax_erythropterus</i> (med)	14.83	178.00	6.69	3.33	81.67	35.00
<i>Astyanax_rutilus</i> (max)	31	440	26.9	36.4	350	110
<i>Astyanax_rutilus</i> (min)	7.9	52	3.9	1.6	40	15
<i>Astyanax_rutilus</i> (med)	18.21	127.10	7.42	6.02	126.43	50.51
<i>Astyanax_stenohalinus</i> (max)	23.7	127	9.68	0	300	70
<i>Astyanax_stenohalinus</i> (min)	20.8	126	8.2	0	110	70
<i>Astyanax_stenohalinus</i> (med)	22.25	126.5	8.94	0	205	70
<i>Austrolebias_bellottii</i> (max)	31	440	9.5	33.1	100	60
<i>Austrolebias_bellottii</i> (min)	9.3	68.5	5.78	0.6	40	20
<i>Austrolebias_bellottii</i> (med)	22.47	211.32	6.92	4.14	70.00	32.25
<i>Austrolebias_nigripinnis</i> (max)	29.3	376	8.92	5	100	60
<i>Austrolebias_nigripinnis</i> (min)	14.3	102.2	6.05	0.6	30	20
<i>Austrolebias_nigripinnis</i> (med)	22.88	204.22	6.83	2.78	57.50	35.75
<i>Brachyhypopomus_bombilla</i> (max)	28	136	9.68	8.3	300	70
<i>Brachyhypopomus_bombilla</i> (min)	23.7	126	7.25	7.9	80	30
<i>Brachyhypopomus_bombilla</i> (med)	25.88	130.75	8.05	8.1	155	50
<i>Brachyhypopomus_draco</i> (max)	24	203	10.7	7.9	350	96
<i>Brachyhypopomus_draco</i> (min)	8.8	67.6	6.03	1.7	60	50
<i>Brachyhypopomus_draco</i> (med)	18.58	123.14	7.76	4.00	162.24	72.41
<i>Bryconamericus_stramineus</i> (max)	26.6	138	7.84	9.3	110	20
<i>Bryconamericus_stramineus</i> (min)	26	133.8	7.35	6.3	80	15
<i>Bryconamericus_stramineus</i> (med)	26.35	136.03	7.56	7.95	95.00	18.33
<i>Bunocephalus_doriae</i> (max)	29.3	151	9.68	3.2	300	95
<i>Bunocephalus_doriae</i> (min)	15.2	116.4	6.42	2.7	80	20
<i>Bunocephalus_doriae</i> (med)	23.4	128.08	7.35	2.95	130.00	62.80
<i>Callichthys_callichthys</i> (max)	31	402	9.68	32.6	350	95
<i>Callichthys_callichthys</i> (min)	9.8	99.2	5.7	0.6	30	10
<i>Callichthys_callichthys</i> (med)	20.24	170.22	7.12	5.44	101.07	49.55
<i>Characidium_rachovii</i> (max)	27.3	457	10.7	36.4	300	86
<i>Characidium_rachovii</i> (min)	8.8	67.6	4.9	1.8	40	15
<i>Characidium_rachovii</i> (med)	16.91	125.61	7.53	6.50	126.02	53.31
<i>Charax_stenopterus</i> (max)	29.3	203	11.4	13.7	300	110
<i>Charax_stenopterus</i> (min)	8.8	52	5.75	1.9	40	15
<i>Charax_stenopterus</i> (med)	17.96	117.71	7.38	5.89	131.30	52.88
<i>Cheirodon_interruptus</i> (max)	31	605	11.4	36.4	350	96

Cheirodon_interruptus (min)	7.7	52	5.59	0.6	30	10
Cheirodon_interruptus (med)	16.15	144.97	7.30	7.25	107.81	44.03
Cichlasoma_dimerus (max)	26.6	670	6.91	8.86	180	45
Cichlasoma_dimerus (min)	13.9	88	6.04	3.4	30	25
Cichlasoma_dimerus (med)	19.50	326.48	6.58	6.33	93.33	34.17
Cnesterodon_decenmaculatus (max)	26	440	8.55	36.4	100	60
Cnesterodon_decenmaculatus (min)	9.1	77.2	5.6	1.3	50	15
Cnesterodon_decenmaculatus (med)	17.71	189.21	6.74	11.29	76.56	27.21
Corydoras_paleatus (max)	23.9	188	10.3	11.2	350	80
Corydoras_paleatus (min)	10.1	68	6.47	3.2	50	50
Corydoras_paleatus (med)	16.75	118.34	8.15	6.575	174	58.33
Corydoras_undulatus (max)	16.9	124.1	7.7	4.8	95	95
Corydoras_undulatus (min)	12.1	91.7	6.42	2.7	60	60
Corydoras_undulatus (med)	14.7	110.60	6.99	3.57	77.50	77.50
Crenichla_lepidota (max)	24.4	252	9.52	2.3	300	86
Crenichla_lepidota (min)	18.6	112.2	6.4	2.3	50	20
Crenichla_lepidota (med)	22.42	144.37	7.38	2.30	118.00	53.50
Cynopotamus_argenteus (max)	27.6	147	10.3	3.5	300	80
Cynopotamus_argenteus (min)	7.9	65.7	6.01	3	80	20
Cynopotamus_argenteus (med)	15.45	102.01	8.02	3.25	195.63	53.50
Cynopotamus_kincaidi (max)	25.9	148	8.16	6.5	200	30
Cynopotamus_kincaidi (min)	24.8	111	6.52	4.2	80	20
Cynopotamus_kincaidi (med)	25.33	127.38	7.36	5.35	115.00	23.75
Cyphocharax_platanus (max)	29.3	496	8.5	14.6	174	80
Cyphocharax_platanus (min)	11.6	52	5.75	1.6	30	15
Cyphocharax_platanus (med)	19.12	146.08	7.00	6.32	98.50	44.05
Cyphocharax_spilotus (max)	23.1	139.9	9.83	9.3	300	80
Cyphocharax_spilotus (min)	11.9	88	5.6	3	62	30
Cyphocharax_spilotus (med)	17.23	119.94	7.28	6.09	126.56	51.25
Cyphocharax_voga (max)	29.4	203	10.7	36.4	300	80
Cyphocharax_voga (min)	8.8	52	5.75	1.9	50	15
Cyphocharax_voga (med)	17.24	115.72	7.35	7.14	118.42	49.58
Eigenmania_trilineata (max)	29.4	164	8.27	10.3	174	75
Eigenmania_trilineata (min)	10.8	83	5.73	2	75	15
Eigenmania_trilineata (med)	22.73	134.45	6.87	6.51	105.97	33.25
Eigenmania_virescens (max)	29.4	164	8.32	3.6	140	80
Eigenmania_virescens (min)	16.5	111	5.7	3.2	80	15
Eigenmania_virescens (med)	24.98	132.13	6.94	3.40	98.89	31.00
Gymnogeophagus_meridionalis	25.3	200	6.92	8.3	40	0
Gymnotus_inaequilabiatus (max)	25.9	150	8.17	10.3	145	50
Gymnotus_inaequilabiatus (min)	14.3	86	6.78	10.3	50	20
Gymnotus_inaequilabiatus (med)	21.9	124.3	7.335	10.3	116	35
Gymnotus_omarorum (max)	25.6	148	8.16	6.5	200	80
Gymnotus_omarorum (min)	23	107.9	6.74	4.2	100	20
Gymnotus_omarorum (med)	24.47	128.30	7.62	5.35	150.00	41.67

Heptapterus_mustelinus (max)	16.9	124.1	6.43	3.2	95	95
Heptapterus_mustelinus (min)	15.2	116.4	6.42	2.7	95	95
Heptapterus_mustelinus (med)	16.05	120.25	6.425	2.95	95	95
Hoplias_argentinensis (max)	27.3	252	10.7	14.6	300	110
Hoplias_argentinensis (min)	8.8	67.6	6.04	1.9	40	15
Hoplias_argentinensis (med)	21.18	130.03	7.33	5.56	125.15	48.17
Hyphessobrycon_anisitsi (max)	31	509	10.7	36.4	350	85
Hyphessobrycon_anisitsi (min)	7.9	52	5.66	1.6	50	15
Hyphessobrycon_anisitsi (med)	15.88	134.14	7.48	8.60	129.32	49.56
Hyphessobrycon_boulengeri (max)	26.8	678.23	9.83	36.4	350	85
Hyphessobrycon_boulengeri (min)	9.1	76	3.9	1.3	50	15
Hyphessobrycon_boulengeri (med)	17.60	192.96	7.09	6.91	101.73	42.63
Hyphessobrycon_luetkeni (max)	26.7	210	10.9	11.2	350	82
Hyphessobrycon_luetkeni (min)	8.1	52	5.71	1.9	40	20
Hyphessobrycon_luetkeni (med)	15.51	111.68	7.38	5.08	128.57	55.50
Hyphessobrycon_meridionalis (max)	23.9	126	9.52	/	300	75
Hyphessobrycon_meridionalis (min)	21.5	125	7.52	/	80	75
Hyphessobrycon_meridionalis (med)	22.7	125.5	8.52	/	190	75
Hypostomus_commersoni (max)	29.3	261	8.2	6.5	140	34
Hypostomus_commersoni (min)	23.9	124	6.55	4.4	67	20
Hypostomus_commersoni (med)	26.53	167.00	7.40	5.45	91.75	26
Iheringichthys_labrosus (max)	29.3	158	7.35	8.3	130	70
Iheringichthys_labrosus (min)	16.1	133.8	6.07	2	80	20
Iheringichthys_labrosus (med)	23.40	144.25	6.80	6.40	113.00	43.33
Leptohoplosternum_pectorale (max)	23.9	678.23	9.83	4.7	350	90
Leptohoplosternum_pectorale (min)	11.8	102	6.2	2	80	25
Leptohoplosternum_pectorale (med)	18.88	167.25	7.91	3.28	160.00	63.50
Loricariichthys_melanocheilus (max)	29.3	158	7.35	/	174	34
Loricariichthys_melanocheilus (min)	22	124	6.35	/	100	17
Loricariichthys_melanocheilus (med)	26.03	146.17	6.94	/	134.67	21.83
Lycengraulis_grossidens (max)	26.6	136.3	7.84	8.5	110	60
Lycengraulis_grossidens (min)	13.3	98	7.35	6.3	100	20
Lycengraulis_grossidens (med)	20.58	120.83	7.65	7.60	105.00	47.50
Mimagoniates_inequalis (max)	14.6	110.2	7.7	4.8	60	60
Mimagoniates_inequalis (min)	12.1	91.7	7.39	4.8	60	60
Mimagoniates_inequalis (med)	13.35	100.95	7.545	4.8	60	60
Odontostilbe_pequira (max)	28	281	9.83	35.2	350	88
Odontostilbe_pequira (min)	10.8	83	5.73	1.3	40	15
Odontostilbe_pequira (med)	21.23	141.45	7.51	6.46	133.88	46.79
Oligosarcus_jenynsii (max)	25.3	200	9.83	8.3	300	110
Oligosarcus_jenynsii (min)	12.7	89	5.94	3	40	50
Oligosarcus_jenynsii (med)	20.14	128.06	7.75	4.94	160.28	70.82
Oligosarcus_oligolepis (max)	29.3	158	9.08	8.4	300	88
Oligosarcus_oligolepis (min)	13.5	90	6.27	3.3	80	20
Oligosarcus_oligolepis (med)	22.24	130.29	7.38	5.40	140.00	37.57

Otocinclus_arnoldi (max)	16.6	80	10.3	5	300	45
Otocinclus_arnoldi (min)	9.9	68.3	6.39	4.5	100	45
Otocinclus_arnoldi (med)	13.33	73.20	7.93	4.75	200.00	45.00
Pachyurus_bonaeriensis (max)	27.6	147	7.06	/	100	34
Pachyurus_bonaeriensis (min)	22	124	6.57	/	100	20
Pachyurus_bonaeriensis (med)	24.8	135.5	6.82	/	100	27
Phalloceros_caudimaculatus (max)	28.4	555	8.55	36.4	170	64
Phalloceros_caudimaculatus (min)	9.1	76	5.6	0.6	40	15
Phalloceros_caudimaculatus (med)	15.77	158.93	6.82	9.01	85.84	38.47
Pimelodella_gracilis (max)	29.3	261	10.9	9.3	350	110
Pimelodella_gracilis (min)	8	52	5.71	3.49	67	15
Pimelodella_gracilis (med)	20.95	120.69	7.73	5.92	155.47	45.02
Pimelodella_laticeps (max)	29.3	203	9.68	8.3	350	80
Pimelodella_laticeps (min)	13.5	0	6.22	1.9	40	18
Pimelodella_laticeps (med)	21.27	124.20	7.33	3.96	123.06	40.75
Pimelodus_maculatus (max)	31	240	10.9	9.8	300	88
Pimelodus_maculatus (min)	10.1	68.9	6.35	3.9	40	15
Pimelodus_maculatus (med)	23.82	133.21	8.00	7.45	162.91	40.05
Prochilodus_lineatus (max)	26.8	273	7.84	35.2	110	60
Prochilodus_lineatus (min)	11.6	52	5.75	3.49	80	15
Prochilodus_lineatus (med)	20.68	143.54	6.93	10.87	94.17	36.25
Psectrogaster_curviventris (max)	26.3	147	7.11	/	80	18
Psectrogaster_curviventris (min)	24.8	145	7.03	/	80	15
Psectrogaster_curviventris (med)	25.55	146	7.07	/	80	16.5
Rhamdia_quelen (max)	24	102.3	10.7	/	300	85
Rhamdia_quelen (min)	8.8	67.6	7.5	/	90	85
Rhamdia_quelen (med)	14.43	80.17	9.15	/	230.00	85.00
Rhapiodon_vulpinus (max)	26.7	210	9.68	8.3	300	50
Rhapiodon_vulpinus (min)	23.7	127	7.25	3.5	40	30
Rhapiodon_vulpinus (med)	25.55	151.75	7.92	6.57	132.50	40.00
Roeboides_microlepis (max)	17.2	154.7	6.44	7.4	114	70
Roeboides_microlepis (min)	16.1	133.8	6.07	2	114	70
Roeboides_microlepis (med)	16.65	144.25	6.255	4.7	114	70
Serrasalmus_maculatus (max)	26.6	136.3	7.84	8.5	110	60
Serrasalmus_maculatus (min)	26.2	136	7.35	6.3	110	20
Serrasalmus_maculatus (med)	26.4	136.15	7.595	7.4	110	40
Synbranchus_marmoratus (max)	29.3	383	9.68	8.3	300	110
Synbranchus_marmoratus (min)	18.1	107.8	5.6	0.6	30	30
Synbranchus_marmoratus (med)	24.62	166.25	7.19	4.42	108.00	54.38
Trachelyopterus_sp (max)	25.9	150	8.17	/	145	25
Trachelyopterus_sp (min)	25.6	149	7.36	/	145	20
Trachelyopterus_sp (med)	25.75	149.5	7.765	/	145	22.5

Anexo VII. Clasificación de las especies en las métricas. Habitat: COL (columna de agua) versus BE (bentónicas), migración (MIGRA versus NO MIGRA), Tolerancia: TOL (tolerante) versus NO TOL (no tolerante).

Especie	Habitat	Migración	Tolerancia	Trofica
Astyanax_asuncionensis	COL	NO MIGRA	NO TOL	INVER
Astyanax_erythropterus	COL	NO MIGRA	TOL	INVER
Astyanax_rutilus	COL	NO MIGRA	NO TOL	INVER
Astyanax_stenohalinus	COL	NO MIGRA	NO TOL	INVER
Austrolebias_bellottii	COL	NO MIGRA	TOL	INVER
Austrolebias_nigripinnis	COL	NO MIGRA	TOL	INVER
Brachyhypopomus_bombilla	BE	NO MIGRA	NO TOL	INVER
Brachyhypopomus_draco	BE	NO MIGRA	NO TOL	INVER
Bryconamericus_stramineus	COL	NO MIGRA	NO TOL	INVER
Bunocephalus_doriae	BE	NO MIGRA	NO TOL	INVER
Callichthys_callichthys	BE	NO MIGRA	TOL	INVER
Characidium_rachovii	BE	NO MIGRA	TOL	INVER
Charax_stenopterus	COL	NO MIGRA	NO TOL	INVER
Cheirodon_interruptus	COL	NO MIGRA	NO TOL	INVER
Cichlasoma_dimerus	COL	NO MIGRA	TOL	INVER
Cnesterodon_decenmaculatus	COL	NO MIGRA	TOL	INVER
Corydoras_paleatus	BE	NO MIGRA	NO TOL	INVER
Corydoras_undulatus	BE	NO MIGRA	NO TOL	INVER
Crenichhla_lepidota	COL	NO MIGRA	NO TOL	PISCI
Cynopotamus_argenteus	COL	NO MIGRA	NO TOL	PISCI
Cynopotamus_kincaidi	COL	NO MIGRA	NO TOL	PISCI
Cyphocharax_platanus	COL	NO MIGRA	TOL	DETRI
Cyphocharax_spilotus	COL	NO MIGRA	NO TOL	DETRI
Cyphocharax_voga	COL	NO MIGRA	NO TOL	DETRI
Eigenmania_trilineata	BE	NO MIGRA	NO TOL	INVER
Eigenmania_virescens	BE	NO MIGRA	NO TOL	INVER
Gymnogeophagus_meridionalis	COL	NO MIGRA	NO TOL	INVER
Gymnotus_inaequilabiatus	BE	NO MIGRA	NO TOL	PISCI
Gymnotus_omaronum	BE	NO MIGRA	NO TOL	INVER
Heptapterus_mustelinus	BE	NO MIGRA	NO TOL	INVER
Hoplias_argentinensis	COL	NO MIGRA	NO TOL	PISCI
Hyphessobrycon_anisitsi	COL	NO MIGRA	TOL	INVER
Hyphessobrycon_boulengeri	COL	NO MIGRA	TOL	INVER
Hyphessobrycon_luetkeni	COL	NO MIGRA	NO TOL	INVER
Hyphessobrycon_meridionalis	COL	NO MIGRA	NO TOL	INVER
Hypostomus_commersoni	BE	NO MIGRA	NO TOL	DETRI
Iheringichthys_labrosus	BE	NO MIGRA	NO TOL	INVER
Leptohoplosternum_pectorale	BE	NO MIGRA	TOL	INVER
Loricariichthys_melanocheilus	BE	NO MIGRA	NO TOL	DETRI
Lycengraulis_grossidens	COL	MIGRA	NO TOL	PISCI

Mimagoniates_inequalis	COL	NO MIGRA	NO TOL	INVER
Odontostilbe_pequira	COL	NO MIGRA	NO TOL	DETRI
Oligosarcus_jenynsii	COL	NO MIGRA	NO TOL	PISCI
Oligosarcus_oligolepis	COL	NO MIGRA	NO TOL	PISCI
Otocinclus_arnoldi	BE	NO MIGRA	NO TOL	DETRI
Pachyurus_bonaeriensis	COL	MIGRA	NO TOL	INVER
Phalloceros_caudimaculatus	COL	NO MIGRA	TOL	INVER
Pimelodella_gracilis	BE	NO MIGRA	NO TOL	INVER
Pimelodella_laticeps	BE	NO MIGRA	NO TOL	INVER
Pimelodus_maculatus	BE	MIGRA	NO TOL	PISCI
Prochilodus_lineatus	COL	NO MIGRA	NO TOL	DETRI
Psectrogaster_curviventris	COL	NO MIGRA	NO TOL	DETRI
Rhamdia_quelen	BE	NO MIGRA	NO TOL	PISCI
Rhapiodon_vulpinus	COL	MIGRA	NO TOL	PISCI
Roebooides_microlepis	COL	NO MIGRA	NO TOL	PISCI
Serrasalmus_maculatus	COL	NO MIGRA	NO TOL	PISCI
Synbranchus_marmoratus	BE	NO MIGRA	TOL	PISCI
Trachelyopterus_sp	BE	NO MIGRA	NO TOL	INVER