

TESIS DE DOCTORADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

**Limnología y estructura ictiofaunística de la laguna La Brava
(La Pampa), con especial referencia en la biología de
Odontesthes bonariensis.**

por

Licenciado Omar David DEL PONTI

**Director/a: Dra. Amalia Miquelarena
Co-Director/a: Dr. Miguel Mancini**

**Lugar de Trabajo: Facultad de Ciencias Exactas y Naturales – Universidad Nacional
de La Pampa**



**FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS, FÍSICAS Y NATURALES
UNIVERSIDAD NACIONAL DE CÓRDOBA**

Córdoba, Argentina

2015

COMISIÓN ASESORA

Dra. Andrea HUED, Universidad Nacional de Córdoba

Dr. Darío COLAUTTI, Universidad Nacional de La Plata (INTECH)

Dra. Amalia MIQUELARENA, Universidad Nacional de La Plata y Museo

DEFENSA ORAL Y PÚBLICA

Lugar y Fecha: Córdoba, 14 de Agosto de 2015

Calificación:

TRIBUNAL

Firma:

Aclaración: Dra. Andrea HUED

Firma:

Aclaración: Dra. Jimena CAZENAVE

Firma:

Aclaración: Dr. Darío COLAUTTI

Dedicatoria

A Felisa, Gloria, Lucila y Lautaro mi madre, mi esposa, mi hija y mi hijo, los tesoros que me regalo la vida, que aguantaron mi dilatado derrotero hacia el doctorado.

Agradecimientos

No puedo ocultar la enorme satisfacción que me produce haber concluido este trabajo de tesis, pero nobleza obliga, me corresponde sólo una partecita del mérito de este aporte. Al igual que algunos colegas, a quienes aprecio mucho, siento que esta instancia es consecuencia de una sucesión de acontecimiento que un grupo de personas e instituciones fuimos modelando hasta que por fin surgió este producto. Por ello tengo mucho que agradecer:

- En primer lugar a mi hermano Rubén que de pibe me transmitió el gusto apasionado por la pesca, desde el uso de la poca conocida sarta de lombrices para cangrejos pancoras y bagres cordilleranos a las líneas y aparejos para los codiciados pejes y truchas. También a mi vieja “Felisa” que supo ver cuánto disfrutábamos con Rubén de las excursiones pesca, fue incondicional en mi relegada formación secundaria, nunca dudó en costearme los estudios universitarios y sigilosamente siempre marcó el rumbo.
- A mí querida facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la U.N.L.Pam. en Santa Rosa-La Pampa, donde conocí a profesores que de una u otra manera impactaron decisivamente en mi: Alfredo REALE, Julio PELUFFO, Cristina MOLLY, Olga CARBALLO y mi muy querido Tordo CALMELS, la más alta referencia académica que he conocido.
- A mi directora de tesis: Dra. Amalia MIQUELARENA, porque al aceptar dirigirme me dio la oportunidad de desarrollar esta carrera de doctorado. Su apoyo, confianza, capacidad de guiar y enseñanza los considero invaluable.
- Al Dr. Miguel MANCINI, mi co-director, desde que lo conocí me brindó la posibilidad de compartir sus experiencias, se involucró con mi doctorado, me acompañó durante todo el proceso de postgrado y fundamentalmente me trató como un igual. Muchas gracias maestro.
- A los integrantes de la Comisión Asesora del Doctorado Doctores: Andrea HUED y Darío COLAUTTI, por el constante aporte durante todo el desarrollo del trabajo de tesis, en especial por la cordial paciencia y justo rigor a la hora de las correcciones y sugerencias en la redacción.

- A la Dra. Jimena CAZENAVE, tercer integrante del jurado, por todos los conceptos vertidos y sugerencias realizadas en la evaluación del manuscrito final, ya que contribuyeron para mejorar y aclarar diversos aspectos de la tesis
- A toda la gente de la siempre comprometida Secretaría de Recursos Hídricos: Juan Pablo MORISOLI (hoy diputado), Chamaco LASTIRI, Pamela PRATT, Negro GALLEGO, Hugo BONNET y Raúl HERNANDEZ entre otros, por la valiosa información brindada y la inestimable ayuda logística en la realización de las campañas y análisis de muestras de agua.
- Al propietario del campo donde se encuentra la laguna La Brava Señor Bernardo CUETO y su empleado Víctor, por todo el apoyo recibido: información, albergue y la más variada logística durante el desarrollo de las campañas.
- A la Dirección de Recursos Naturales de la provincia de La Pampa. Lic. Marisa URIOSTE, Ing. Álvaro BERGUÑO y Sr. Marcelo DOLSAN entre otros, por la valiosa colaboración en la extensión de permisos y guía de tránsito del producto de la pesca.
- A mis compañeros de cada uno de los muestreos realizados, mis compañeros del trabajo de laboratorio y gabinete y a todos los colaboradores que tuve durante el desarrollo del trabajo, todos siempre dispuesto a hacer un poco más: Mónica CASTRO, Jorge Luis MARANI, Emanuel GANORA, Facundo VAZQUEZ, Álvaro BERGUÑO, Jaime BERNARDOS, Guido TAMBORINI, Pitu GALEA y Gringo ÁDEMA.
- A los Doctores Alicia VIGNATTI y Santiago ECHANIZ, como así también a la Lic. Gabriela CABRERA, por la muy valiosa ayuda en la determinación y cuantificación del zooplancton.
- A mis compañeros del secundario en Mendoza en épocas traumáticas, porque curiosamente ellos me indicaron anticipadamente que hacer con mi vocación por los peces, especialmente a Mario LÓPEZ y Oscar ONGAY, con quienes compartimos logros, tratando de reír y disfrutar la vida que caminamos.

En honor a la ayuda recibida por todas estas personas e instituciones por siempre
MUCHAS GRACIAS!!!

Índice

Dedicatoria	i
Agradecimientos.....	ii
Índice de Tablas	vii
Índice de Figuras.....	xiii
Abreviaturas y Acrónimos.....	xxi
Resumen	xxv
1 Introducción	1
1.1 Marco teórico general	1
1.2 Problema objeto de la tesis.....	5
1.3 Área de estudio	8
1.4 Antecedentes pesqueros	16
Hipótesis	18
Objetivos	19
2 Material y Métodos.....	20
2.1 Campañas efectuadas y obtención de datos	20
2.2 Sitios de Muestreo	22
2.3 Caracterización de la calidad del Agua.....	25
2.4 Zooplancton.....	26
2.5 Captura y análisis de la ictiofauna.....	27
3.5.1. Comunidad de Peces	27
3.5.2. <i>Odontesthes bonariensis</i>	29
Captura por unidad de esfuerzo y densidad proporcional del stock	30
3 Resultados	37
3.1 Parámetros morfométricos de la laguna.....	37
3.2 Análisis del Agua	40
3.3 Estado Trófico del Ambiente	48
3.4 Análisis del Zooplancton	51
3.4.1 Cualitativo	51
3.4.2 Cuantitativo	53
3.4.2.1 Abundancia total.....	53
3.4.2.2 Abundancia por grupo taxonómico.....	56
3.4.2.3 Rendimiento Calórico Total del plancton	58

3.4.3	Análisis de los muestreos ictiológicos	58
3.4.3.1	Capturas con artes de pesca costeros	61
3.4.3.1.1	Capturas con trampas Nasa	61
3.4.3.1.2	Capturas con trampas tipo Garlito	62
3.4.3.1.3	Capturas con red de arrastre	63
3.4.3.1.4	Capturas en aguas abiertas	65
3.4.3.1.5	Capturas con espinel	65
3.4.3.1.6	Capturas con Trasmallo.....	66
3.4.3.1.7	Capturas con Tren de enmalle	68
3.4.4	Abundancia y Diversidad.....	74
3.4.5	<i>Odontesthes bonariensis</i>	85
3.4.5.1	Capturas.....	85
3.4.5.2	CPUE BPUE Y PSD.....	96
3.4.5.3	Condición Corporal.....	99
3.4.5.3.1	Peso relativo y longitud cefálica relativa	99
3.4.5.3.2	Índice cefálico y factor K.....	104
3.4.5.3.3	Relación largo-peso	108
3.4.5.3.4	Índice Kn.....	110
3.4.5.4	Crecimiento	113
3.4.5.4.1	Época de Marcación.....	116
3.4.5.4.2	Relación talla del pez- radio de la escama	116
3.4.5.4.3	Análisis de la Frecuencia de marcas de crecimiento	117
3.4.5.4.4	Retrocálculo.....	120
3.4.5.4.5	Estimación del crecimiento a partir de la ecuación de von Bertalanffy.....	126
3.4.5.5	Rendimiento máximo potencial de la laguna	127
3.4.5.6	Parásitos	128
3.4.5.6.1	Prevalencia, Abundancia media e Intensidad.....	128
3.4.5.6.2	Presencia de parásitos según la edad y riesgo de infestación asociado	130
4	Discusión	134
4.1	Un ambiente cuya inestabilidad no se asocia a ciclos hidrológicos	134
4.2	La variación ambiental define la tipología lagunar y las características biológicas ..	137
4.3	La salinidad limitó la riqueza y la abundancia del zooplancton	140
4.4	La falta de esorrentía del río Chadileuvú-produjo aislamiento de la laguna La Brava y limitó paulatinamente la presencia de las especies de peces	142

4.5 Una población no explotada de <i>O. bonariensis</i> bajo condiciones ambientales extremas	146
4.6 Muchos peces longevos, elevado rendimiento potencial.....	149
4.7 La infestación parasitaria se relaciona con la salinidad del agua, la edad y condición de los peces.....	156
5 Conclusiones	158
6 Potenciales nuevas líneas de Investigación	162
7 Bibliografía	163

Índice de Tablas

Tabla 1: Campañas efectuadas durante el período de estudio, discriminadas por fechas y tipo de datos recolectados.	16
Tabla 2: Características de las imágenes satelitales obtenidas en las fechas más cercanas a las campañas efectuadas.	19
Tabla 3: Características de las redes que conformaron el tren de enmalle.	22
Tabla 4: parámetros morfométricos estimados para distintas fechas del período de estudio.	31
Tabla 5: Resultados del Análisis Físico Químico discriminado por campaña.	34
Tabla 6: Variación de las profundidades máxima y, medias estimadas, profundidad del disco de Secchi y relación profundidad media/zona fótica.	41
Tabla 7: Estimación de la clorofila a en cada una de las campañas efectuadas período de estudio.	41
Tabla 8: Variación de las concentraciones de Fósforo, Nitrógeno, Materia Orgánica y relación N:P, durante el período de estudio.	42
Tabla 9: Variación de las principales características limnológicas de la laguna La Brava.	43
Tabla 10: Resultados cualitativo de los distintos grupos zooplanctónicos determinados durante los períodos 2008- 2009 y 2010	44
Tabla 11: Discriminación de la riqueza de los distintos grupos del zooplancton para los años 2009, 2010 y total	45

Tabla 12: Estimación de la abundancia del zooplancton a nivel de grupo taxonómico	46
Tabla 13: Cálculo de la abundancia del Microzooplancton	48
Tabla 14: Densidades medias y desvíos estándar de las especies de copépodos registradas.	49
Tabla 15: Densidades medias y desvíos estándar de las especies de Rotíferos.	50
Tabla 16: Especies colectadas en la laguna La Brava.	51
Tabla 17: Especies capturadas en las distintas campañas discriminadas por arte y aparejo de pesca	52
Tabla 18: Capturas, discriminadas por especie, efectuadas durante el período de estudio con trampas tipo nasa	54
Tabla 19: Lista de especies capturadas con trampas tipo garlito e índice de Shannon-Wiener obtenido	56
Tabla 20: Lista de especies capturadas con red de arrastre e índice de Shannon-Wiener	57
Tabla 21: Lista de especies capturadas con espinel e índice de Shannon-Wiener obtenido.	59
Tabla 22: Lista de especies capturadas con trasmallo e índice de Shannon-Wiener obtenido	60
Tabla 23: Lista de especies capturadas los trenes de enmalle e índice de Shannon-Wiener obtenido	61

Tabla 24: Detalle de las capturas efectuadas con enmalle durante la 1° campaña e índice de Shannon-Wiener	62
Tabla 25: Detalle de las capturas efectuadas con enmalle durante la 2° campaña e índice de Shannon-Wiener	63
Tabla 26: Detalle de las capturas efectuadas con enmalle durante la 3° campaña e índice de Shannon-Wiener	63
Tabla 27: Detalle de las capturas efectuadas con enmalle durante la 4° campaña e índice de Shannon-Wiener	64
Tabla 28: Detalle de las capturas efectuadas con enmalle durante la 5° campaña e índice de Shannon-Wiener.	64
Tabla 29: Detalle de las capturas efectuadas con enmalle durante la 6° campaña e índice de Shannon-Wiener	64
Tabla 30: Detalle de las capturas efectuadas con enmalle durante la 7° campaña e índice de Shannon-Wiener	65
Tabla 31: Detalle de las capturas efectuadas con enmalle durante la 8° campaña e índice de Shannon-Wiener	65
Tabla 32: Detalle de las capturas efectuadas con enmalle durante la 9° campaña e índice de Shannon-Wiener	66
Tabla 33: Lista de especies capturadas con cada arte en cada campaña	68
Tabla 34: Índices de diversidad de Shannon - Wiener (H), Simpson (S) y Equidad (E) de la ictiofauna capturada con red de arrastre y enmalle, a lo largo del período de estudio en la laguna La Brava	73

Tabla 35: Especies de peces presentes otros ambientes pertenecientes a la cuenca del río Desaguadero-Saldado, cercanos a la laguna La Brava.	74
Tabla 36: Índices de similaridad de Jaccard y Sørensen entre La laguna La Brava y 5 ambientes de la cuenca del río Colorado ubicados aguas arriba y aguas abajo	75
Tabla 37: Captura por unidad de esfuerzo pesquero en número (CPUE) y en peso (BPUE) obtenidos en la Laguna La Brava, en las distintas campañas efectuadas durante el período de estudio	91
Tabla 38: Captura por unidad de esfuerzo pesquero y datos necesarios para estimarla, obtenidas en las distintas campañas efectuadas	92
Tabla 39: Pesos relativo y Longitud cefálica relativa: valores medios con sus desvíos estándar, máximos y mínimos estimados para cada campaña.	95
Tabla 40: Test de Bonferroni efectuado a los pesos relativos estacionales	95
Tabla 41: Test de Bonferroni efectuado a los pesos relativos estacionales	96
Tabla 42: Prueba de Kruskal Wallis comparación de a pares para LCr	97
Tabla 43: Prueba de Kruskal Wallis comparación de a pares para IC considerando primavera de 2010	97
Tabla 44: Índices de Condición K y Cefálico IC medios y sus respectivos desvíos, estimados para cada campaña.	98
Tabla 45: Prueba de Kruskal Wallis comparación de a pares para K	100
Tabla 46: Prueba de Kruskal Wallis comparación de a pares para K	100

considerando primavera de 2010

Tabla 47: Prueba de Kruskal Wallis comparación de a pares para IC	100
Tabla 48: Prueba de Kruskal Wallis comparación de a pares para IC considerando primavera de 2010	101
Tabla 49: Relación Largo estándar-peso corporal encontrada en cada una de las campañas (a representa el intercepto y b la pendiente del análisis de regresión)	102
Tabla 50: Prueba de Kruskal Wallis comparación de a pares para Kn	105
Tabla 51: Prueba de Kruskal Wallis comparación de a pares para Kn considerando primavera de 2010	106
Tabla 52: Marcas de crecimiento determinadas en el total de ejemplares analizados	108
Tabla 53: Parámetros gaussianos de cada uno de los componentes unimodales de las frecuencias de marcas de crecimiento para ambos sexos	110
Tabla 54: Parámetros gaussianos de cada uno de los componentes unimodales de las frecuencias de marcas de crecimiento para hembras	110
Tabla 55: Parámetros gaussianos de cada uno de los componentes unimodales de las frecuencias de marcas de crecimiento para machos	110
Tabla 56: Edad asignada, longitud retrocalculada e incremento anual estimado para hembras	114
Tabla 57: Edad asignada, longitud retrocalculada e incremento anual estimado para machos	114

Tabla 58: Edad asignada, longitud retrocalculada e incremento anual estimado para ambos sexos	115
Tabla 59: Comparación entre las longitudes medias de hembras y machos retrocalculadas a cada edad	117
Tabla 60: Test de comparación de medias para las longitudes retrocalculadas en hembras	117
Tabla 61: Test de comparación de medias para las longitudes retrocalculadas en machos	118
Tabla 62: Test de comparación de medias para longitudes retrocalculadas en sexos agrupados	118
Tabla 63: Parámetros de la ecuación de von Bertalanffy obtenidos a partir del retrocálculo.	119
Tabla 64: Índices de performance de crecimiento estimados para sexos separados y considerados en forma agrupada	121
Tabla 65: Presencia ausencia de parásitos discriminados por la edad según fueron \leq a 2 años y $>$ a esa edad.	124
Tabla 66: Riesgo asociado a la presencia de <i>Contracaecum</i> en <i>O. bonariensis</i> de acuerdo a la edad y estación del año.	125
Tabla 67: Prueba de Kruskal Wallis comparación de a pares considerando organismos no infectados, e infectados con 1 a 3 parásitos y con 4 o más.	126

Índice de Figuras

Figura 1: Cuenca del Desaguadero o Salado y Colorado	6
Figura 2: Áreas ictiogeográficas de América del sur. Modificado de Ringuelet (1975)	8
Figura 3: Áreas ictiogeográficas de América del sur. Modificado de Arratia <i>et al.</i> (1983).	9
Figura 4: Provincias ictiogeográficas de Argentina. Modificado de López, <i>et al.</i> (2008).	10
Figura 5: Ubicación Geográfica de Laguna La Brava en el sistema encadenado del Curacó.	11
Figura 6: Regiones fitogeografías de La Pampa (Cabrera, 1976).	12
Figura 7: Monte bajo de jarillas (Larrea), vegetación típica en el área de estudio	12
Figura 8: Espesa cobertura de Tamarisco (<i>Tamarix gallica</i>) en la costa de laguna La Brava	13
Figura 9: Sitios de muestreo y artes utilizados.	17
Figura 10: Digitalización de la laguna La Brava y estimación del perímetro, superficie, longitud máxima y ancho máximo efectuada en cada fecha de captura de la imagen.	32
Figura 11: Laguna La Brava cuando registro los valores morfométricos máximos.	33

Figura 12: Variación de flúor y arsénico a lo largo del período de estudio.	36
Figura 13: Diagrama Triangular de Piper.	37
Figura 15: Diagrama de Stiff. Tipo químico más diluido Caracteriza muestras 1, 16 y 19.	38
Figura 16: Diagrama de Stiff. Tipo químico más concentrado manifestado en las muestra 23 y 24.	38
Figura 17: Diagrama de Stiff. El tipo químico más concentrado manifestado en la muestra 29.	39
Figura 18: Relación entre la profundidad registrada en y el contenido de residuo seco.	39
Figura 19: Relación entre el volumen estimado y el contenido de residuo seco.	40
Figura 20: Representación de la densidad total del zooplancton.	47
Figura 21: Representación de la fracción zooplanctónica por fecha de muestreo.	48
Figura 22: Abundancia relativa en número de las especies de rotíferos presentes en todas las muestras.	50
Figura 23: Mortandad de carpas registrada el 4 de marzo de 2009.	67
Figura 24: Disminución del nº de especies con el aumento de la salinidad.	70
Figura 25: Relación entre el logaritmo ₁₀ de la concentración de residuo y el número de especies de peces presentes en la laguna La Brava.	71

Figura 26: Abundancia relativa al número total de ejemplares colectados de cada especie capturada.	72
Figura 27: Abundancia relativa en biomasa de las especies capturadas.	72
Figura 28: Distribución de las capturas efectuadas en cada tren de enmalle durante en la 1° campaña.	76
Figura 29: Distribución de las capturas efectuadas en cada tren de enmalle durante en la 2° campaña.	77
Figura 30: Distribución de las capturas efectuadas en cada tren de enmalle durante en la 3° campaña.	77
Figura 31: Distribución de las capturas efectuadas en cada tren de enmalle durante en la 4° campaña.	77
Figura 32: Distribución de las capturas efectuadas en cada tren de enmalle durante en la 5° campaña.	78
Figura 33: Distribución de las capturas efectuadas en cada tren de enmalle durante en la 6° campaña.	78
Figura 34: Distribución de las capturas efectuadas en cada tren de enmalle durante la 7° campaña.	78
Figura 35: Distribución de las capturas efectuadas en cada tren de enmalle durante en la 8° campaña.	79
Figura 36: Distribución de las capturas efectuadas en cada tren de enmalle durante la 9° campaña.	79

- Figura 37: Distribución de frecuencias del total de capturas discriminado por tamaño de malla. 80
- Figura 38: Distribución de las capturas totales transformadas a una superficie de 50 m² cada paño y distribución obtenida para paños de 25 m² cada uno, corregidos por la selectividad respectivas para la 1° campaña. 81
- Figura 38: Distribución de las capturas totales transformadas a una superficie de 50 m² cada paño y distribución obtenida para paños de 25 m² cada uno, corregidos por la selectividad respectivas para la 1° campaña. 81
- Figura 39: Distribución de las capturas totales transformadas a una superficie de 50 m² cada paño y distribución obtenida para paños de 25 m² cada uno, corregidos por la selectividad respectivas para la 2° campaña. 81
- Figura 40: Distribución de las capturas totales transformadas a una superficie de 50 m² cada paño y distribución obtenida para paños de 25 m² cada uno, corregidos por la selectividad respectivas para la 3° campaña. 82
- Figura 41: Distribución de las capturas totales transformadas a una superficie de 50 m² cada paño y distribución obtenida para paños de 25 m² cada uno, corregidos por la selectividad respectivas para la 4° campaña. 82
- Figura 42: Distribución de las capturas totales transformadas a una superficie de 50 m² cada paño y distribución obtenida para paños de 25 m² cada uno, corregidos por la selectividad respectivas para la 5° campaña. 83
- Figura 43: Distribución de las capturas totales transformadas a una superficie de 50 m² cada paño y distribución obtenida para paños de 25 m² cada uno, corregidos por la selectividad respectivas para la 6° campaña. 83
- Figura 44: Distribución de las capturas totales transformadas a una superficie de 50 m² cada paño y distribución obtenida para paños de 25 m² 84

- cada uno, corregidos por la selectividad respectivas para la 7° campaña.
- Figura 45: Distribución de las capturas totales transformadas a una superficie de 50 m² cada paño y distribución obtenida para paños de 25 m² cada uno, corregidos por la selectividad respectivas para la 8° campaña. 84
- Figura 46: Distribución de las capturas totales transformadas a una superficie de 50 m² cada paño y distribución obtenida para paños de 25 m² cada uno, corregidos por la selectividad respectivas para la 9° campaña. 85
- Figura 47: Distribución de las tallas estimadas para el año 2008, previa estandarización a 25 metros cada paño y corregidos por la selectividad de la redes agalleras. 86
- Figura 48: Distribución de las tallas estimadas para el año 2009, previa estandarización a 25 metros cada paño y corregidos por la selectividad de la redes agalleras. 86
- Figura 49: Distribución de las tallas estimadas para el año 2010, previa estandarización a 25 metros cada paño y corregidos por la selectividad de la redes agalleras. 87
- Figura 50: Distribución de las tallas estimadas para todo el período de estudio (2008-2010), previa estandarización a 25 metros cada paño y corregidos por la selectividad de la redes agalleras. 87
- Figura 51: Máxima captura de pejerrey efectuada durante la 5° campaña (04/10/2009). 90
- Figura 52: CPUE y BPUE considerando como esfuerzo pesquero los dos trenes en 12 horas y densidad proporcional de stock (PSD) obtenidas en todas las campañas efectuadas. 91

Figura 53: Peso medio de los ejemplares capturados en las distintas campañas efectuadas.	92
Figura 54: Peso Relativo promedio estimado en función de la longitud estándar de los ejemplares de <i>O. bonariensis</i> capturados en cada una de las campañas realizadas.	94
Figura 55: Distribución de frecuencia del peso relativo.	94
Figura 56: Diagrama Q-Q plot del peso relativo.	94
Figura 57: Longitud cefálica relativa promedio, estimada en función de la longitud estándar de los ejemplares de <i>O. bonariensis</i> capturados en cada una de las campañas realizadas.	96
Figura 58: índice cefálico (IC) en relación a los estándares para <i>O. bonariensis</i> .	99
Figura 59: índice de condición (K) en relación a los estándares para <i>O. bonariensis</i> .	99
Figura 60: Relación Largo estándar-Peso corporal, para el total de los datos registrados.	102
Figura 61: Valores medios y variación de los coeficientes de regresión de la transformación \log_{10} Largo estándar-Peso corporal, para los datos registrados en cada campaña efectuada.	103
Figura 62: Relación entre el logaritmo de la Longitud estándar y el logaritmo del peso, para el conjunto de datos del período de estudios corregido.	104
Figura 63: Relación entre la Longitud estándar y el índice Kn, para el conjunto de datos del período de estudios.	104

Figura 64: Variación del Kn en las distintas campañas efectuadas.	105
Figura 65: Relación Long Estándar- Long Total en <i>Odontesthes bonariensis</i> en laguna La Brava.	106
Figura 66: Marcas de crecimiento en ejemplares de <i>Odontesthes bonariensis</i> discriminadas por sexo.	107
Figura 67: Vista horizontal y vertical de escamas de la primavera de 2009 que están marcando el tercer año.	108
Figura 68: Tallas promedio \pm desvío estándar correspondientes a las distintas marcas de crecimiento encontradas.	109
Figura 69: Índice de incremento marginal para cada una de las marcas determinadas.	109
Figura 70: Relación entre la longitud estándar y el radio total de la escama	110
Figura 71: Distribución de frecuencias de las marcas de crecimiento registradas en los anillos de ambos sexos, corregidos en proyección a los componentes unimodales.	111
Figura 72: Distribución de frecuencias de la longitud del primer annulis y polígono de frecuencia asociado.	111
Figura 73: Distribución de frecuencias de las marcas de crecimiento registradas en los anillos de hembras, corregidos en proyección a los componentes unimodales.	112
Figura 74: Distribución de frecuencias de las marcas de crecimiento registradas en los anillos de machos, corregidos en proyección a los	112

componentes unimodales.

Figura 75: Talla media retrocalculada para los diferentes annulis identificados en hembras de diferente edad.	115
Figura 76: Talla media retrocalculada para los diferentes annulis identificados en machos de diferente edad.	116
Figura 77: Talla media retrocalculada para los diferentes annulis identificados en ambos sexos agrupados de diferente edad.	116
Figura 78: Curva de crecimiento en longitud de <i>O. bonariensis</i> en La Brava.	119
Figura 79: Curva de crecimiento en peso <i>O. bonariensis</i> en laguna La Brava	120
Figura 80: Curva de biomasa poblacional estimada a partir de los datos de la campaña efectuada en octubre de 2009.	122
Figura 81: Prevalencia de <i>Contracaecum</i> sp. en <i>O. bonariensis</i> .	122
Figura 82: Abundancia media de <i>Contracaecum</i> sp. en <i>O. bonariensis</i> .	123
Figura 83: Intensidad media de <i>Contracaecum</i> sp. en <i>O. bonariensis</i> .	123
Figura 84: Box-Plot del peso relativo en función a individuos con y sin parásitos.	126
Figura 85: Laguna La Brava en septiembre de 2011.	129
Figura 86: Variación del caudal y residuo seco período febrero 2004- agosto 2009, tomado sobre río Salado estación de Aforos de la Reforma-La Pampa.	146
Figura 87: Población de pejerrey conformada especialmente por individuos de grandes dimensiones.	150

Abreviaturas y Acrónimos

A	Abundancia parasitaria
A	Sub región Brasílica
A ₉₅	Longevidad
ANCOVA	Análisis de la covarianza
As	Arsénico
B	Sub región Austral
BPUE	Biomasa por unidad de esfuerzo pesquero
<i>B_{virgen}</i>	Biomasa pesquera virgen (no explotada)
C.E.	Conductividad eléctrica
C _v	Coefficiente de variación estadística
Ca ⁺⁺	Concentración de Calcio
cal/100 L	Calorías cada 100 litros de agua
Cl	Concentración de Cloruro
<i>Com. pers.</i>	Comunicación personal
CPUE	Captura por unidad de esfuerzo pesquero
D. E.	Desvió estándar
D. Total	Concentración de la Dureza Total
E	Base de logaritmo neperiano
<i>E</i>	Diversidad de Pielou
E.E.	Error Estándar
F	Flúor
<i>F</i>	Estadístico del ANOVA
g/L	Gramos por litro
<i>H</i>	Estadístico del test de Kruskal-Wallis
H	Diversidad de Shannon Wiener
Ha	Hectáreas

hm ³	Hectómetros cúbicos
<i>I</i>	Intensidad parasitaria
IC	Índice cefálico
Ind/L	Individuos por litro
ind/m ³	Número de individuos por metro cúbico
K	Factor de Condición o índice de Fulton
<i>k</i>	Tasa de crecimiento
K ⁺	Concentración de Potasio
Kg	Kilogramos
kg/ha	Kilogramos por hectárea
Kn	Factor relativo de condición corporal
L	Litro
L_{∞}	Longitud estándar infinito
<i>LCr</i>	Longitud Cefálica Relativa
Log_{10}	Logaritmo en base diez
L St	Longitud estándar
<i>M</i>	Tasa de mortalidad natural
m	Metros
media±D.E.	Media más menos 1 desvío estándar
m ²	Metros cuadrados
Máx.	Máximo
mEq/l	Miliequivalente por litro
mg/L	Miligramos por litro
mg/m ³	Miligramos por metro cúbico
Mg ⁺⁺	Concentración de Magnesio
Min.	Mínimo
ml	Mililitro

Mm	Milímetros
N	Número de ejemplares de la muestra
N	Número de observaciones
Na^+	Concentración de Sodio
N_o	Número de individuos nacidos
N_t	Número de individuos al tiempo t
NT	Concentración total de nitrógeno
OR	Odds ratio (oportunidad o riesgo de infestación)
P	Peso
Ipc	Índice de performance de crecimiento
P_∞	Peso máximo o asintótico
PAST	Paquete estadístico paleontológico
Pe	Peso esperado
pH	Potencial de hidrogeniones
Po	Peso observado
Ppm	Partes por millón
Pr	Peso relativo
Prof.	Profundidad
Ps	Peso teórico
PSD	Densidad proporcional de stock pesquero
PT	Concentración total de fósforo
Q-Q plot	Gráfico que evalúa el ajuste a una distribución teórica normal
R	Radio de la escama
R^2	Coefficiente de determinación linear
Res. Seco	Residuo seco
r_n	Radio del último anillo observado (mm)
Rp	Coefficiente de correlación linear de Pearson

R_s	Coefficiente de correlación lineal de Spearman
S	Diversidad de Simpson
S	Símbolo del Desvío estándar muestral
S.R.H.L.Pam	Secretaría de Recursos Hídricos de la provincia de La Pampa
SO_4^{--}	Concentración de Sulfatos
T	Tiempo
T	Estadístico del test de Student
t_o	Tiempo en el cual la longitud es igual a 0
W_p	Índice de performance de crecimiento
W	Estadístico del test de Mann-Whitney
$Y_{máx}$	Rendimiento pesquero máximo sostenido
Z	Tasa de mortalidad (total)
Z_f	Profundidad zona fótica
$Z_{máx}$	Profundidad máxima
Z_p	Profundidad media
$\mu\text{-mho/cm}$	Micromhos por centímetro
Φ	Índice de performance de crecimiento
ϕ'	Índice de performance de crecimiento
\bar{x}	Símbolo de la media muestral
% mEq/l	Porcentaje de miliequivalente por litro
%N°	Porcentaje en número
%P	Porcentaje en peso

Resumen

El sistema fluvial de los ríos Atuel, Salado, Chadileuvú, Curacó y Colorado forma, en el oeste de La Pampa, lagunas de naturaleza inestable debido al uso intensivo del agua de los tributarios de la cuenca. Estas lagunas registran aprovechamientos pesqueros esporádicos. Sin embargo, sus características limnológicas, la ictiofauna y los aspectos biológicos pesqueros de *Odontesthes bonariensis*, la especie más frecuente, son poco conocidos. El objetivo de este estudio fue evaluar las características limnológicas y el potencial pesquero de la laguna La Brava. Durante el período mayo/2008–marzo/2011, se determinaron las características morfológicas y limnológicas de la laguna y se estimó la captura por unidad de esfuerzo (cpue), densidad proporcional de stock (psd), condición, crecimiento, rendimiento potencial y estado parasitario de *O. bonariensis*. La laguna tuvo una superficie máxima de 524 ha y 1,47 m de profundidad media, pero debido a la falta de aportes fluviales disminuyó el nivel del agua y se salinizó. El agua fue básica, clorurada sódica, de extremada dureza, y su salinidad varió entre 7 y 130 g/L. Las determinaciones de clorofila *a* fueron de 28,5 a 0,28 mg/m³, las de fósforo de 0,95 a 26,87 ppm, las de nitrógeno de 2,6 a 37,5 ppm y las de materia orgánica de 0,38 a 13,9 ppm. Inicialmente se identificaron 12 especies de zoopláncteres, pero al final del estudio sólo quedaron las 7 especies más resistentes a la salinidad. La abundancia varió de 30,5 a 1448 Ind/L y fue dominada ampliamente por rotíferos. Se capturaron 4 especies de peces: *Odontesthes bonariensis*, *Cyprinus carpio*, *Oligosarcus jenynsii* y *Jenynsia multidentata*, pero a medida que fue aumentando la salinidad dejaron de existir *C. carpio*, *O. jenynsii*, *O. bonariensis* y *J. multidentata* consecutivamente. La más abundante en número y biomasa fue *O. bonariensis*, cuya población presentó elevados cpue en peso y psd y una condición cercana al óptimo, excepto cuando la concentración salina superó los 40 g/L. Se identificaron hasta 7 marcas de crecimiento. Se estimó un rendimiento potencial en 51,77 kg/ha*^{año}, y sólo se determinó la presencia del parásito anisákido *Contracaecum sp.* En La Brava se reconocieron características de laguna turbia orgánica, turbia inorgánica y clara. La falta de aportes de los ríos causó el descenso en el nivel de agua de la laguna, elevó la salinidad, provocó la reducción del número de especies de zooplancton y peces, e influyó negativamente en la condición de *O. bonariensis* y positivamente en la infestación por parásitos. La salinidad definió las especies que eventualmente habitaron el ambiente, confirmando la marcada eurihalinidad de *J. multidentata* y *O. bonariensis*.

Summary

The Atuel, Salado, Chadileuvú, Curacó, and Colorado rivers are part of a fluvial system that forms lagoons in western La Pampa. These lagoons are of unstable nature as a consequence of human intensive use of the water from the tributaries to the basin. These habitats experienced sporadic fishing; however, the limnological characteristics, fish fauna and fisheries biology of *Odontesthes bonariensis*, the most common species found in the lagoons, are poorly understood. The aim of this study was to evaluate the limnological characteristics and the fishing potential of La Brava lagoon. During the period from May/2008 to March/2011 the morphological and limnological characteristics of the lagoon were determined, and cpue, psd, condition, growth, potential yield and parasites of *O. bonariensis* were estimated. The lagoon had a maximum surface area of 524 ha and a mean depth of 1.47 m, but because of the lack of regular water flow the water level descended, it became saline and finally dried out. The water was basic, sodium chlorinated and extremely hard, and salinity ranged from 7 to 130 g/L. Measurements of chlorophyll *a* ranged from 28.5 to 0.28 mg. m⁻³, phosphorous from 0.95 to 26.87 ppm, nitrogen from 2.6 to 37.5 ppm and organic matter of 0.38 to 13.9 ppm. Twelve species of zooplankton were initially identified, but at the end of the study only the seven species with the highest salt tolerance remained in the lagoon. The abundance ranged from 30.5 to 1448 Ind/L and was largely dominated by rotifers. Four fish species were caught: *O. bonariensis*, *Cyprinus carpio*, *Oligosarcus jenynsii*, and *Jenynsia multidentata*. The most abundant in number and biomass was *O. bonariensis*. When salinity reached 17, 22, 50, and 60 g/L there was a reduction in the presence of *C. carpio*, *O. jenynsii*, *O. bonariensis*, and *J. multidentata*, respectively. The population of *O. bonariensis* showed high cpue in weight and psd and the condition was close to the optimum, except when the salt concentration exceeded 40 g/L. Up to seven growth marks were identified, with significant differences between males and females. Potential yield was estimated at 51.77 kg/ha*year and only the anisakine parasite *Contracaecum* sp. was found. La Brava was identified as having characteristics of a turbid organic, turbid inorganic, and clear lagoon. The absence of water flow from the rivers lowered the water level of the lagoon, elevated its salinity, caused a reduction in the number of species of zooplankton and fish, and influenced negatively on the population status of *O. bonariensis* and positively on the parasite infestation. The salinity defined the species that in the end inhabited the environment, confirming that *J. multidentata* and *O. bonariensis* are highly euryhaline species.

1 Introducción

1.1 Marco teórico general

La región pampeana de la República Argentina presenta una importante superficie cubierta por lagunas denominadas genéricamente pampeanas (Dangavs, 2005) o pampásicas (Ringuelet, 1972). Estos ambientes son en general de escasa profundidad media, no poseen estratificación térmica ni química bien definida y su perfil geométrico sencillo permite el desarrollo de hidrófitas (Ringuelet, 1962; Dangavs, 1998 y 2005). Su ubicación y la geología propia de estos ambientes, determinan su alta productividad biológica, presentando la mayoría alto contenido de nutrientes, diverso grado de salinidad y elevado estado trófico (Fernández Cirelli & Miretzky, 2004). En la actualidad uno de los criterios más utilizados para diferenciar las lagunas pampeanas es el propuesto por Quirós *et al.* (2002 a; b), quienes sostienen básicamente la existencia de dos grandes grupos, lagunas turbias: turbias orgánicas o verdes con mayor biomasa de fitoplancton y peces planctívoros, o turbias inorgánicas de escaso desarrollo tanto de macrófitas como de fitoplancton y lagunas claras, con mayor abundancia de macrófitas y de peces piscívoros.

En términos generales este criterio de ordenamiento coincide con el denominado *Modelo de los estados alternativos de los lagos someros*, que postula la existencia dos tipos de lagos poco profundos; los turbios y los claros (Scheffer *et al.*, 1993). En estos lagos la falta de estratificación térmica, les confiere carácter polimíctico (Scheffer, 1998; Quirós *et al.*, 2002 a; b), de modo que las concentraciones de nutrientes (fósforo y nitrógeno), suelen ser muy elevadas, lo que conduce a que sean ambientes eutróficos o hipertróficos (Scheffer, 1998). En estas condiciones la presencia de peces zooplanctívoros imprime tan importante presión de depredación sobre el zooplancton de mayor talla y eficiencia de filtración, que promueve el aumento de las concentraciones de clorofila *a*, debido a la falta de control algal y con ello se reduce la transparencia del agua, produciendo el estado conocido como *turbio* (Scheffer *et al.*, 1993; Scheffer, 1998; Scheffer & Jeppesen, 2007; Jeppesen *et al.*, 2007 a; b; Muylaert *et al.*, 2006, Manca *et al.*, 2008). Por el contrario, la ausencia de peces zooplanctófagos que preden sobre especies del zooplancton que con su pastoreo mantienen bajas las concentraciones de clorofila *a* y elevada la transparencia del agua, conduce al estado denominado claro, (Scheffer *et al.*, 1993; Scheffer, 1998; Scheffer & Kalff, 2002; Muylaert *et al.*, 2006, Potthoff *et al.*, 2008; Jeppesen *et al.*, 2007 a; b). En la Argentina, en estos ambientes suele haber un importante desarrollo de macrófitas y están dominado por peces piscívoros de elevado porte (Quirós *et al.*, 2002 b).

Por su parte, la composición y abundancia del zooplancton en ambientes lacustres depende tanto de variables ambientales (Kobayashi, 1997; López-González *et al.*, 1998; Hobæk, *et al.*, 2002; Hall & Burns, 2003; Dodson *et al.*, 2007), como biológicas (Lampert & Sommer, 1997; Khan *et al.*, 2003; Chang *et al.*, 2004; Boveri & Quirós, 2007; Manca *et al.*, 2008).

Se ha descripto que la salinidad es un parámetro que sintetiza la composición química del agua (Hammer, 1986; Ivanova, 1990) y si bien en los lagos salados se producen las mayores biomásas de escasas especies de zooplancton (Evans *et al.*, 1996), su concentración se relaciona de manera inversa con la riqueza específica y abundancia del zooplancton (Green & Mengestou, 1991; Green, 1993; Greenwald & Hurlbert, 1993; Bos *et al.*, 1996; Williams, 1998; Hall & Burns, 2003; Derry *et al.*, 2003 a; b; Ivanova & Kazantseva, 2006) debido al fuerte efecto estresante que ejerce el medio sobre los organismos (Herbst, 2001).

En relación a los peces, diferentes autores postulan que tanto la hidroquímica como el grado de conexión entre los ambientes, es un aspecto de suma importancia ya que determina la composición de la ictiofauna y de manera conexas, el potencial productivo del pejerrey *Odontesthes bonariensis*, la especie de mayor importancia pesquera en la Argentina (Baigún & Anderson, 1993; Gómez & Ferriz, 1998; Menni, 2004; López *et al.*, 2001; Nicola *et al.*, 2007; Mancini & Grosman 2008). Esta característica es debida a la robustez que posee, ya que tolera una amplia gama de salinidad y temperatura del agua, pero también a la excelencia de sus carnes, motivo por el cual esta especie es apreciada en otros países (Bonetto & Castello, 1985; López *et al.*, 1991; Mancini & Grosman 2008). En este sentido, en algunos países vecinos donde fue introducido, se ha convertido en una de las especies más importantes de la pesca continental (Loubens & Osorio, 1991; Zabaleta Cabrera, 1994; Barragán, 2010).

Existe cierto consenso que actualmente es la especie más frecuente y abundante en diversos ambientes de la Argentina, incluso en aquellos explotados como pesquerías (Grosman *et al.*, 2005; Mancini *et al.*, 2009 a; b; c; d; Mancini *et al.*, 2012; Schwerdt & López Carzola, 2012), comportándose en la gran mayoría de ellos como un pez de hábitos planctívoro (Ringuelet, 1942; Boschi & Fuster de Plaza, 1959; Cabrera, 1962; Ringuelet *et al.*, 1980; Grosman, 1995; Mancini & Grosman, 1998; Boveri & Quirós, 2002 a; b; Escalante, 2001, entre otros). Este aspecto es de vital importancia en el estudio de los ecosistemas acuáticos continentales, porque al predear sobre los principales consumidores de algas en las lagunas pampeanas, especialmente cladóceros, el pejerrey es considerado

un factor estructurador de las comunidades que habitan los cuerpos de agua (Hobæk *et al.*, 2002; Khan *et al.*, 2003; Tátrai *et al.*, 2003; Hargeby *et al.*, 2004; Genkai-Kato, 2007; Potthoff *et al.*, 2008; Echaniz *et al.*, 2010). Este efecto top down, que puede cambiar las características de un lago somero haciéndolo pasar del estado claro al turbio (Hargeby *et al.*, 2004; Khan *et al.*, 2003; Echaniz *et al.*, 2010), a veces ocurre en períodos relativamente breves (Genkai-Kato, 2007).

El manejo y gestión de las pesquerías del pejerrey, como todos los recursos pesqueros de agua dulce, es muy complejo por estar relacionados con una importante variedad de aspectos ambientales, socio-económicos y bioecológicos (Grosman, 1995), por ello para abordarlos se ha propuesto la aplicación de un enfoque multidimensional (López *et al.*, 2001). Desde el punto de vista biológico pesquero existen diferentes parámetros o índices de sólida base conceptual y empírica que son excelentes herramientas tanto para conocer el status de los stocks, como para optimizar y potenciar el manejo de las pesquerías (Gulland, 1963; Baigún 2005). Entre ellos la estructura de tallas, la cual si se asume que no está severamente afectada por la selectividad de las artes de pesca, provee valiosa información de los parámetros de crecimiento tales como longitud infinito (L_{∞}) y tasa de crecimiento (k) (Taylor, 1958; Froese & Binohlan, 2000; Baigún 2005). Además de la longitud infinito, la cual es obtenida a partir de las ecuaciones de crecimiento, existen otras tallas de importante significado en el diagnóstico, manejo y gestión de las pesquerías. Entre ellas: la talla media, talla de primera madurez sexual (longitud a la cual al menos el 50 por ciento de los individuos dejan de ser inmaduros) y talla óptima; talla a la cual una cohorte perteneciente a la población desovante maximiza su biomasa (Hilborn & Walters, 1992, Sparre & Venema, 1997; Baigún *et al.*, 2005).

La densidad proporcional de stock (Wheitman & Anderson, 1978), quizás más conocida por su sigla PSD, es un índice que permite identificar en qué proporción se encuentran los peces mayores a una longitud aceptable por los pescadores. En el caso del pejerrey, a partir de los 245 mm de longitud estándar se reconocen consecutivamente las longitudes de stock, cualitativa, preferida, memorable y trofeo (Baigún & Anderson, 1994; Grosman, 1995; Grosman *et al.*, 2001 a; b).

La captura por unidad de esfuerzo (CPUE) describe la performance de la pesquería (Colby 1981; Baigún, 2005), de modo que habiendo definido la unidad de esfuerzo, suele usarse como índice de abundancia relativa haciendo posible calibrar o ajustar modelos de evaluación (Hilborn, 1979; Colby 1981; Hilborn & Walters, 1992). En el caso de *O. bonariensis* corrientemente la unidad de esfuerzo es un tren de enmalle estandarizado/noche

(Berasain *et al.*, 1997; Grosman *et al.*, 2001; 2005; Mancini & Grosman 2001; 2004; Remes Lenicov & Colautti, 2003; Mancini *et al.*, 2009).

Definir la edad es otro pilar diagnóstico fundamental ya que a partir de su conocimiento se puede estimar el crecimiento, el cual permite inferir la calidad del ambiente y posibilidades de desarrollo de una pesquería (Baigún, 2005). Este puede variar ampliamente entre poblaciones de la misma especie siendo las principales causas: mayor o menor disponibilidad de alimento, calidad de agua, presencia de enfermedades, periodo reproductivo y genética entre otros (Mancini *et al.*, inédito). La determinación de la edad en *O. bonariensis* generalmente se realiza por el método lepidológico (Vazzoler, 1981; Sverlij & Mestre Arceredillo, 1991; Cadima, 2003; Grosman, 2003) y a menudo puede conducir a importantes sobreestimaciones del crecimiento, debido a la posible existencia de más de una cohorte anual (Sendra & Colautti, 1997).

Paralelamente, diversas herramientas evalúan el estado de bienestar o condición de los peces, lo que en esencia refleja la calidad del entorno para el desarrollo de las poblaciones. En *O. bonariensis* corrientemente se obtiene la condición a partir de índices corporales, los que son comparados con valores estándares para la especie (Freyre *et al.*, 1976; Grosman, 1995; Baigún & Delfino, 2001; Colautti *et al.*, 2006; Mancini & Grosman, 2008), o con valores de condición medios obtenidos de la misma población (Le Cren, 1951; Baigún *et al.*, 2009).

Por otro lado, en los peces existen patologías de diversa gravedad que impactan negativamente sobre las poblaciones, entre las más frecuentes se destacan aquellas producidas por bacterias, parásitos y hongos, (Mancini & Grosman 2008).

Los parásitos, en general, han recibido relativamente poca atención en el estudio y manejo de poblaciones silvestres, a pesar de la importante incidencia que tienen en la estructura de los ecosistemas (Lewis *et al.*, 2002). El establecimiento y nivel de parasitosis en los peces depende fundamentalmente de las características físico y químicas del agua (Poulin 2007; Mancini *et al.*, 2014), del ciclo vital del parásito y de las condiciones de explotación (Mancini & Grosman, 2008). Muchas parasitosis inciden negativamente en la preservación, reproducción y supervivencia de los peces, comprometiendo la salud, alterando la condición corporal, reduciendo tanto la fecundidad como el crecimiento y finalmente aumentando la mortalidad ((Mancini *et al.*, 2005; Olivero-Verbel & Baldiris-Avila, 2008; García-Magaña & López-Giménez, 2008). La fauna parasitaria de *O. bonariensis* está integrada fundamentalmente por *Lernea sp.*, copépodo ectoparásito de distribución mundial (Mancini *et al.*, 2006; Mancini & Grosman 2008) y cuatro parásitos

internos, lo taxones: *Austrodiplostomum mordax*, *Tylodelphys destructor*, *Cangatiella macdonaghi* y *Contracaecum sp.* (Mac Donagh, 1928; 1932; Ringuelet, 1943; Szidat & Nani, 1951; 1952; Ostrowski de Núñez, 1982; Gilbert *et al.*, 1993; Gil de Pertierra & Viozzi, 1999; Drago, 2004). Se ha descripto que las metacercarias de *A. mordax* y *T. destructor* producen desnutrición y deformaciones de la columna vertebral de *O. bonariensis* (Szidat & Nani, 1951; Fuster de Plaza & Boschi, 1957; Szidat, 1969; Ostrowski de Nunez, 1982). Sin embargo, otros autores consideran que tales patologías no son atribuibles a la presencia de metacercarias de estas especies, en el pejerrey (Heckmann, 1992; Colautti *et al.*, 1999; Garcia Romero, 2001) u otras especies de la familia Atherinopsidae (Torres *et al.*, 1996; Siegmund *et al.*, 1997; Viozzi & Flores, 2002; Drago, 2004).

La presencia del anisákido *Contracaecum sp.*, es relativamente frecuente en pejerreyes de la Argentina en ambientes de variada salinidad (Gilbert *et al.*, 1993; Pettinato & Fusé, 1996; Mancini *et al.* 2005; 2014). Es difícil determinar el grado de lesión que produce este tipo de parásito en el pez huésped (Roberts, 1989), pero en el pejerrey se ha observado que un número relativamente bajo de larvas influyen negativamente en la condición (Mancini *et al.*, 2005; Mancini & Grosman, 2008).

1.2 Problema objeto de la tesis

Si bien la existencia de cuerpos de agua es condición necesaria para la presencia de peces, las conexiones entre cuencas facilitan la dispersión (Gómez & Menni, 2005). En este sentido, la riqueza de la ictiofauna de la provincia de La Pampa es relativamente baja y está ligada a las características temporarias de muchos cuerpos de agua y a procesos de comunicación intercuenas (Menni, 2004), incluso se han reportado lagunas con ausencia total de peces asociada con la salinidad del agua (Gilbert *et al.*, 1996). A pesar de ello, estudios más recientes confirmaron un aumento de la riqueza íctica presente a nivel provincial, reportándose 23 especies (Coller *et al.*, 2001; Del Ponti & Berguño, 2006, 2012; Del Ponti *et al.*, 2010), ocho más, que las citadas por López *et al.* (1996). Los reportes fueron efectuados para el sistema que forman los ríos Atuel, Salado, Chadileuvú, Curacó y Colorado, en el oeste y sur de la provincia, los ambientes formados a expensas de derrames del Río V, noreste provincial y para diversas lagunas, distribuidas en todo el territorio provincial, pero especialmente abundantes en el este y región central.

Al respecto debe decirse que en La Pampa existen más de 580 lagunas o cuerpos de agua, transitorios o permanentes, cuyos orígenes son generalmente por precipitación, por afloramiento de la capa freática o por una combinación de ambos (Cazenave y Hernández, 1992). De todas ellas, sólo algunas han sido y son aprovechadas con la minería a través de la explotación de sales. La gran mayoría fueron históricamente consideradas la porción de campo inutilizada y por tanto no valorados como proveedores de bienes y servicios ambientales (Groom *et al.*, 2005, Turner *et al.*, 2007) y mucho menos como reservorios de la biota acuática (Hooper *et al.*, 2005; Duffy, 2009). Sólo en la última década, tras un período de elevadas precipitaciones (Roberto *et al.*, 1994; Umazano *et al.*, 2002), se trató de incorporar al circuito deportivo y productivo regional (Del Ponti *et al.*, 2005, Tamborini *et al.*, 2007) algunas lagunas del centro y este provincial, oportunamente sembradas con pejerrey. Por otra parte, en el oeste pampeano existen lagunas originadas a partir del flujo de agua que escurre por el sistema fluvial que conforman los ríos Atuel-Salado o Chadileuvú-Curacó y Colorado. En estos ambientes, situados en la zona árida-semiárida (Cano *et al.*, 1980), constan registros de aprovechamientos esporádicos efectuados a través de pesquerías deportivas, artesanales y hasta comerciales de pejerrey (Marini & López, 1963; Kuz, 2009; Guérin 1981; Gilbert & Gómez, 1985).

De acuerdo a lo anteriormente comentado, puede apreciarse que aunque aún insuficientes, se han realizado considerables esfuerzos para efectuar relevamientos de los recursos ícticos presentes en la provincia (Gilbert & Gómez 1985; Del Ponti *et al.*, 1990, Gilbert *et al.*, 1993, 1996, Coller *et al.*, 2001; Del Ponti *et al.*, 2005, 2007, 2010). Quizás más importantes han sido los aportes referidos a las características limnológicas de los cuerpos de agua, estado trófico, composición iónica y ecología del zooplancton (Pilati, 1997, 1999; Pilati *et al.*, 2009 a; Echaniz *et al.*, 2008; Echaniz & Vignatti, 2009; Echaniz *et al.*, 2009; Echaniz *et al.*, 2010 a; b; Vignatti *et al.*, 2007; Vignatti *et al.*, 2009). También se han efectuado estudios tendientes a relacionar la influencia que tienen la biomasa del zooplancton, la concentración de nutrientes (fósforo y nitrógeno total), materia orgánica y clorofila *a*, en la riqueza de especies (Echaniz *et al.*, 2008; 2009; Echaniz & Vignatti, 2009; Vignatti *et al.*, 2009).

Una característica a resaltar de todos los reportes realizados en los distintos cuerpos de agua es que a pesar de la inconectividad superficial, una importante cantidad de ambientes está habitada por organismos de diferentes comunidades capaces de tolerar elevados valores de salinidad (Gilbert *et al.*, 1996; Echaniz *et al.*, 2006; Vignatti *et al.*, 2007; Del Ponti *et al.*, 2007; 2010; Echaniz, 2010), lo que da cierto marco de referencia al biotopo

laguna en la provincia de La Pampa. Sin embargo, son aún escasos los estudios efectuados en las lagunas encadenadas que llena el río Salado o Chadileuvú (en el oeste pampeano) y no se dispone de la información de base en cuanto a características limnológicas, ictiofauna presente y aspectos biológicos de *O. bonariensis*, como así tampoco de la presencia de parásitos que puedan afectar la condición corporal y comprometer su organolepsia (Mancini *et al.*, 2006). La pobreza de estudios puede obedecer a muy diversas causas, pero quizás la principal sea la gran inestabilidad hídrica que caracteriza esta porción pampeana de la gran cuenca del Desaguadero-Chadileuvú-Curacó-Colorado (Hernández, 2009). En este sentido, la construcción a partir 1945, de diversas presas en la provincias de Mendoza y San Juan para aprovechamientos múltiples, sobre los tributarios del río Desaguadero o Salado, unido a la retracción de los glaciares que dan origen a la cuenca (Cobos, 2002; Boninsegna & Delgado, 2002) ocasiona la disminución contante y progresiva del área y volumen de las lagunas encadenadas, que forma el río Salado o Chadileuvú en el departamento Curacó (La Pampa), llegando en reiteradas oportunidades a la seca de algunas de ellas.

Ahora bien, la inusual abundancia de flujos ocurridos durante el período 2004-2007, posibilitó el llenado del complejo lacustre del departamento Curacó, pero en especial de la laguna La Brava, una de las primeras que alimenta el río Salado o Chadileuvú, la cual según se asegura, nunca se secó (Bernardo Cueto, *Com. pers.*).

Debido a que tanto las características limnológicas, como la dinámica de las poblaciones de peces están altamente influenciadas por el balance hidrológico de la cuenca (Quirós & Cuch 1989; Reid & Puckridge, 1990; Rosso, 2008), esta situación (relativa abundancia de agua) generaría un cambio temporal con un escenario distinto al que existía previamente (Chesson, 1986; Rosso, 2008). De esta manera son esperables modificaciones importantes en la calidad del agua, composición del plancton y diversidad de la ictiofauna. En este sentido, se ha descripto que cuando las variables físico-químicas dejan de ser limitantes para algunas especies, se favorece su desarrollo (Power *et al.*, 1995) y en algunos casos, incluso, hasta con cierto grado de estabilidad (Loreau *et al.*, 2000; Rosso, 2009). Pero además, teniendo en cuenta que la abundancia de la mayoría de las especies muestra un alto grado de correlación con el nivel de agua (Petrere, 1982; Quirós, 1990, Quirós & Vidal, 2000), el importante caudal que alimentó la laguna La Brava durante el período 2004-2007, permite suponer una importante influencia sobre las poblaciones (Rosso, 2009). En estas condiciones es esperable una mayor disponibilidad de espacio y alimento,

lo que aseguraría cierta sobrevida de las especies presentes o colonizadoras y un fuerte reclutamiento de las clases anuales (Welcome, 1979).

También se ha descrito que a lo largo de su recorrido, los ríos generalmente presentan un gradiente continuo de variación en la estructura y funcionamiento de sus comunidades bióticas (Vannote *et al.*, 1980, de Sostoa, 2002; Rosso 2009). En el caso de la comunidad ictícola de la cuenca del Desaguadero-Chadileuvú-Curacó-Colorado, si bien se conocen las especies presentes en la mayor parte de los ambientes que forma el río en su recorrido (Ringuelet *et al.*, 1967; Arratia *et al.*, 1983; Protogino, 1987; Azpelicueta, 1994; Villanueva & De la Mota, 1994; Siegenthaler *et al.*, 1995; Liotta, 2006), no se disponen registros actuales de las especies presentes en las lagunas encadenadas donde se encuentra La Brava, como tampoco se conoce el grado de semejanza en la abundancia y composición de especies, que tiene la laguna con otros ambientes de la cuenca ubicados aguas arriba y aguas abajo.

Teniendo en cuenta todos estos aspectos se planificó un monitoreo biológico-pesquero para conocer más en profundidad el ambiente (laguna La Brava) y avanzar en la generación de un plan de manejo que contemple un aprovechamiento ictícola sustentable.

Si bien a priori se cuenta con muy escasa información acerca de las principales características limnológicas de los cuerpos de agua de esta zona, se conoce que poseen una relativamente elevada concentración de nutrientes, fósforo y nitrógeno (Echaniz & Vignatti, 2013). Los valores encontrados muy probablemente sean debido al uso intensivo que se hace de la tierra, a través de la agricultura intensiva bajo riego efectuada aguas arriba, en áreas aledañas a los tributarios de la cuenca de drenaje (Echaniz, 2010). Por otro lado, si además se tienen en cuenta la elevada abundancia de *O. bonariensis*, pez planctívoro por excelencia, en ocasión que estos ambientes contienen agua (Gilbert y Gómez, 1985; Quirós *et al.* 1988; Carballo *et al.*, 2005; Di Meola, 2005; Del Ponti *et al.*, 2006), se puede inferir que las lagunas de este sector serían calificadas como turbias orgánicas (Quirós *et al.*, 2002 b). Así mismo en este escenario la falta de explotación previa de *O. bonariensis* habría conducido al aumentado de su biomasa y transformado en un stock susceptible de ser explotado.

1.3 Área de estudio

La cuenca del Desaguadero constituye una de las mayores cuencas íntegramente desarrolladas dentro del territorio argentino, con una superficie aproximada al cuarto de

millón de km² (Comerci & Altolaquirre, 2009). Está integrada por los ríos Vinchina, Bermejo, Jáchal, San Juan, Mendoza, Tunuyán, Diamante, Atuel, Desaguadero, Salado o Chadileuvú y Curacó, que vuelca sus aguas al río Colorado (Figura 1).

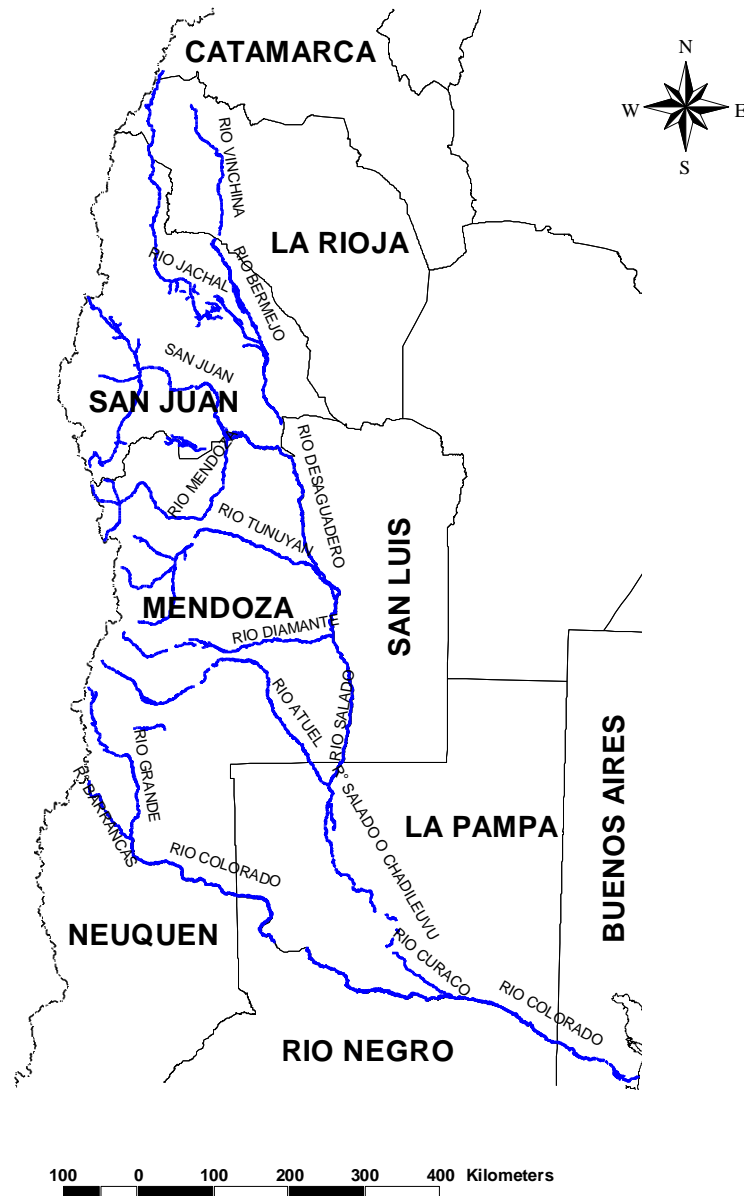


Figura 1: Cuenca del Desaguadero o Salado y Colorado

Este sistema de régimen nival forma parte de la extensa diagonal árida sudamericana que une el Pacífico, desde el golfo de Guayaquil, con la costa atlántica patagónica (Cano *et al.*, 1980; Tourn, 1998,). El Salado o Chadileuvú, es un río de poco poder erosivo que discurre lentamente con rumbo noroeste-suroeste, pero cambia al sudeste a partir de la confluencia con el río Atuel en el Paso de la Horqueta (Covas & Medus, 1987).

En su recorrido por la provincia de La Pampa, forma bañados y llena importantes depresiones que se conforman en lagunas, cuya existencia y características, depende exclusivamente de la cantidad y continuidad del flujo que circula por el río.

Desde la localidad de Algarrobo del Águila hacia el sur este río carga diversas lagunas, entre las que se destacan por su superficie y/o uso pecuario: Urre Lauquen, Dulce, Amarga, Brava, Leona, Tigra y Juliana (Figura 5). Estas operan como un subsistema de cubetas, en las cuales al llenarse y rebasar una, recién se activa la siguiente. La Amarga, de mayor dimensión, es el verdadero nivel de base del sistema (Difieri, 1983; Covas & Medus, 1987; Di Meola, 2005).

Este sistema de lagunas encadenadas está ubicado en cercanía de la localidad de Puelches, en el departamento Curacó y cuando el mismo se encuentra en sus máximos niveles hidrométricos, este conjunto ronda aproximadamente las 30.000 ha de superficie cubierta de agua (Covas & Medus, 1987; Gilbert & Gómez, 1985; Quirós *et al.*, 1988; Cazanave & Hernández, 1992).

Una vez colmado el sistema, las aguas naturalmente se encauzan en el río Curacó que fluye hasta su desembocadura en el río Colorado. Sin embargo, con posterioridad a la construcción de diversas presas sobre los tributarios de la cuenca, en especial del embalse El Nihüil, sobre el cauce del río Atuel, a partir de 1948 el sistema Atuel-Salado-Chadileuvú- Curacó experimentó el cese de escurrimientos continuos. La circulación del agua por el sistema de allí en más depende de los flujos que aporta el río Desaguadero-Salado, el cual también es intermitente y ha mostrado ser insuficiente tanto para el llenado y mantenimiento del conjunto de bañados y lagunas que atraviesa, como para mantener activo el curso del río Curacó (Hernández, 2009).

De acuerdo al esquema ictiogeográfico del Neotrópico propuesto por Ringuélet (1975), el área del sistema fluvial descrito para la provincia de La Pampa, está totalmente inmersa en la subregión austral, provincia patagónica (Figura 2). Según Arratia *et al.*, (1983), pertenece a la subregión brasílica, dominio andino, provincia andino cuyana y subregión austral, provincia patagónica (Figura 3). López *et al.*, (2002), la incluyen, dentro de su propuesta sobre las ecorregiones ictiológicas de Argentina, en las ecorregiones subandino

cuyana y patagónica. Posteriormente, López *et al.*, (2008), la ubican en la provincia andino cuyana (Figura 4).

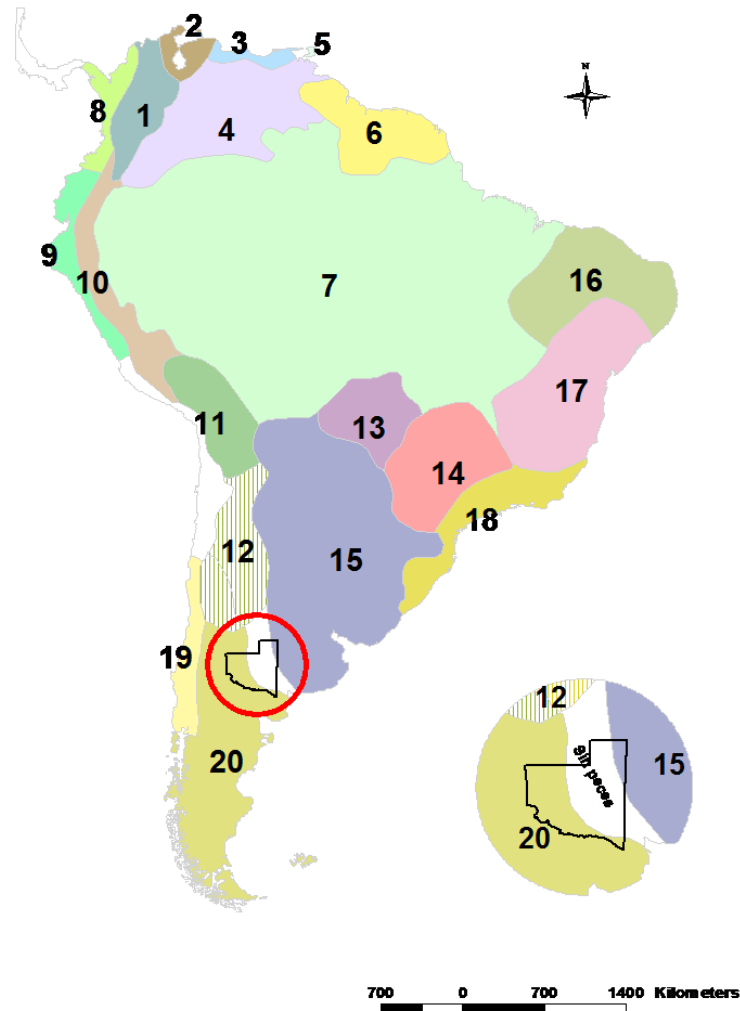


Figura 2: Áreas ictiogeográficas de América del sur. Modificado de Ringuelet (1975)
Referencias: 1: Dominio Magdalena. 2: Pcia. Maracaibo. 3: Pcia. Costa del Caribe. 4: Pcia. Orinoquía. 5: Pcia. Trinidad. (Pcias. 2-5 Dominio Orinoco-Venezuelense). 6: Pcia. Guayania. 7: Pcia. Amazonas (6 y 7 Dominio Guayano-Amazónico). 8: Pcia. Nor-Pacífica. 9: Pcia. Guayas (8 y 9 Dominio del Pacífico o Trasandino). 10: Pcia. Nor-andina. 11: Titicaca. 12: Sud-andino Cuyana (de 10 a 12 Dominio Andino). 13: Pcia. Alto Paraguay. 14: Pcia. Alto Paraná. 15: Pcia. Parano-Platense (de 13 a 15 Dominio Paranense). 16: Pcia. Nordeste de Brasil. 17: Pcia. Río San Francisco. 18: Pcia. ríos costeros S.E. de Brasil. (16 a 18 Dominio Este de Brasil). Todos los Dominios antedichos se incluyen en la Subregión Brasilica. 19: Pcia Chilena. 20: Pcia Patagónica. (Pcia 19 y 20 pertenecen a la Sub región austral)

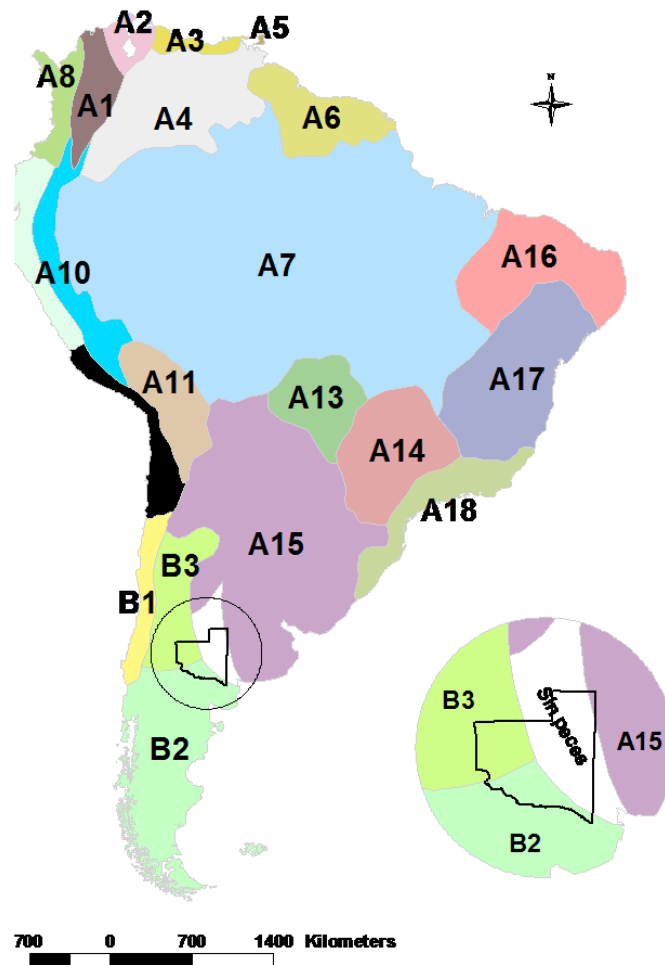


Figura 3: Áreas ictiogeográficas de América del sur. Modificado de Arratia et al. (1983)
Referencias: A: Subregión Brasileña; A 1: Dominio Magdalena; A 2 - A 5: Dominio Orinoco - Venezolense; A 2: Provincia Maracaibo; A 3: Provincia Costa del Caribe; A 4: Provincia Orinoquía; A 5: Provincia Trinidad; A 6 - A 7: Dominio Guayano - Amazónico; A 6: Provincia Guayánia; A 7: Provincia Amazona; A 8 - A 9: Dominio del Pacífico o Trasandino; A 8: Provincia Nor - Pacífica; A 9: Provincia Guayas; A 10 - A 11: Dominio Andino; A 10: Provincia Nor - Andina; A 11: Provincia del Titicaca; A 13 - A 15: Dominio Paranense; A 13: Provincia Alto Paraguay; A 14: Provincia Alto Paraná; A 15: Provincia Paran_9 - Platense; A 16 - A 18: Dominio Este de Brasil; A 16: Provincia Nordeste de Brasil; A 17: Provincia Rio San Francisco; A 18: Provincia Ríos Costeros S.E. de Brasil; B: Sub-región Austral; B 1: Provincia Chilena; B 2: Provincia Patagónica; B 3: Provincia Andino Cuyana. En blanco: área probablemente carente de peces. En negro: área con ausencia de información.

La ictiofauna existente es reducida en especies (Orrego Aravena, 1969; Siegenthaler, 2004) y su presencia y abundancia está condicionada a la ocurrencia de flujos de agua, los

cuales han sido recurrentemente cercenado (Salomone & Gout, 2006), debido al intenso uso consuntivo, principalmente riego, que se hace de los ríos de la cuenca aguas arriba.



Figura 4: Provincias ictiogeográficas de Argentina. Modificado de López, et al. (2008)

Los relevamientos llevados a cabo entre 1980 y 1990 por técnicos de Fauna Silvestre de la provincia de La Pampa (datos no publicados) dan cuenta de la presencia en las lagunas del Curacó de: *Cyprinus carpio* (carpa común), *Odontesthes bonariensis* (pejerrey bonaerense) y *Oligosarcus jenynsii* (dientudo) y la presencia ocasional de *Percichthys trucha* (perca o trucha criolla), si bien en ningún caso se especifica puntualmente, en qué ambientes fueron observadas estas especies.



Figura 5: Ubicación Geográfica de Laguna La Brava en el sistema encadenado del Curacó

La laguna La Brava ($37^{\circ}55'24''S$, $65^{\circ}55'18''W$), en la provincia de La Pampa, Argentina (Figura 5) está ubicada en la unidad geomorfológica denominada subregión de las Llanuras Aluviales del Atuel-Salado, actualmente conocida como Faja Aluvial del Sistema Salado-Atuel-Chadileuvú-Curacó (Calmels, 1996).

Si bien no se dispone de antecedentes bibliográficos del ambiente en general y de su morfometría en particular, se estima que el mismo posee una superficie máxima de 730 hectáreas (Hernández, *Com. pers.*, Sec. Recursos Hídricos de La Pampa).

El clima de la región es semiárido de estepa, con precipitaciones estivales de 380 mm de media anual e inviernos secos. La temperatura media anual es de $15,5^{\circ}C$, con máxima y mínima absolutas de $42,1$ y $-12,4^{\circ}C$ (Cano et al., 1980).

Desde el punto de vista fisiográfico el paisaje está compuesto por amplias planicies controladas por costras calcáreas, basaltos y rodados cubiertos por una delgada capa arenosa.

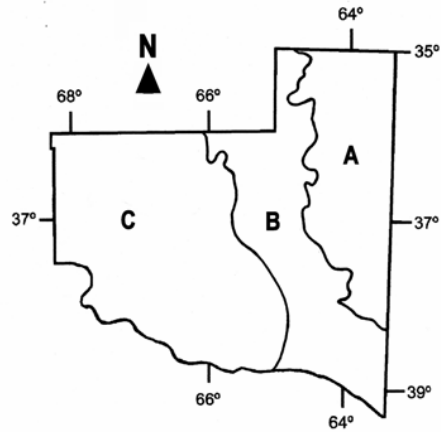


Figura 6: Regiones fitogeográficas de La Pampa (Cabrera, 1976). A: Provincia Pampeana. B: Provincia del Espinal. C: Provincia del Monte



Figura 7: Monte bajo de jarillas (*Larrea* sp), vegetación típica en el área de estudio

Los suelos predominantes son Aridisoles, muy poco profundos de gruesa textura debida principalmente a la arena. Considerando la propuesta biogeográfica de Cabrera (1976) la región pertenece a la provincia del Monte (Figuras 6) que también se extiende sobre la patagonia, con vegetación caracterizada por predominio de monte bajo y disperso de jarillas (*Larrea*) (Figuras 7). A pesar de ello la vegetación ribereña de cursos de agua y lagunas está ampliamente dominada por una relativamente espesa cobertura de *Tamarix gallica* (Figura 8), especie introducida cuya dispersión se ve favorecida por el corredor fluvial (Di Tomaso & Healy, 2003).



Figura 8: Espesa cobertura de Tamarisco (Tamarix gallica) en la costa de laguna La Brava

1.4 Antecedentes pesqueros

Durante los años 1945 y 1950, funcionó un centro pesquero comercial en las lagunas de Curacó (Marini & López, 1963; Guérin, 1981), donde se comercializaban las capturas realizadas, que entre 1947 y 1948 alcanzó las 300 toneladas (Kuz, 2009). Luego, como consecuencia del cese de escurrimientos, debido fundamentalmente al corte del río Atuel, en la provincia de Mendoza, las lagunas primero se salinizaron, para más tarde secarse (Provincia de La Pampa, datos no publicados).

A principios de la década del 80', como consecuencia de abundantes precipitaciones nivales y pluviales, se reinició el escurrimiento del río Atuel, que aportó el volumen de agua necesario para el llenado de todo el sistema fluvial en general y de las lagunas cercanas a la localidad de Puelches, en particular.

En el año 1984, la Subsecretaría de Asuntos Agrarios y la Subsecretaría de Obras y Servicios Públicos, encargó un estudio de la ictiofauna de las lagunas del Curacó, que incluían: La Dulce, Urre Lauquen y La Amarga, donde se consigna al pejerrey como especie blanco de futuras pesquerías (Gilbert & Gómez. 1985; Kuz, 2009).

Ese mismo año, el Departamento de Aguas Continentales del Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, realizó trabajos de reconocimiento y evaluación del rendimiento pesquero potencial de lagos y lagunas de la Argentina, entre ellas La Dulce y La Urre Lauquen (Quirós *et al.*, 1988).

Desde enero de 1988 y hasta junio de ese mismo año, se efectuó pesca comercial en las lagunas Urre Lauquen, Dulce y Amarga. Las guías emitidas registraron un total de 38,49 toneladas de pejerrey, extraídas en conjunto de las tres lagunas. Luego, durante el período 1990-92 se registró una disminución del nivel del agua como así también un aumento de la salinidad. Sin embargo en enero de 1992 se extendió un permiso de pesca comercial que permitió la extracción de 600 kg de pejerrey. Finalmente se interrumpió la pesca debido al descenso del nivel de agua y a dificultades operativas por presencia de arbustos sumergidos (Provincia de La Pampa, datos no publicados).

A partir de la última fecha citada, no se efectuaron oficialmente actividades de pesca comercial. Sólo durante el año 2004 se registró un incipiente aprovechamiento de tipo artesanal, por parte de personas residentes en la localidad de Puelches, en las lagunas La Dulce, Urre Lauquen y La Florida, siendo el blanco explotado siempre el pejerrey.

Hipótesis

- Dadas las características climáticas, geológicas y de uso de la cuenca, la laguna La Brava se encuadra dentro del tipo turbia, con agua de característica mesohalina y muy dura.

- Debido a la gran amplitud térmica de la zona y a la inestabilidad ambiental, producto de los aislamientos temporarios de la laguna, se producen alteraciones en la hidroquímica que determinan modificaciones en la abundancia del zooplancton y en la diversidad de la ictiofauna.

- Las alteraciones hidroquímicas y modificaciones ambientales impactan sobre la condición corporal y parámetros pesqueros de *O. bonariensis*.

Objetivos

Objetivo general

➤ Evaluar las características limnológicas y el potencial pesquero de la laguna La Brava, con el fin de conocer más en profundidad el ambiente y avanzar en la generación de un plan de manejo que contemple un aprovechamiento ictícola sustentable.

Objetivos específicos.

➤ Evaluar temporal y espacialmente diferentes características físicas y químicas del agua y el estado trófico.

➤ Determinar temporalmente la riqueza específica y densidad del zooplancton.

➤ Determinar temporalmente la riqueza específica y caracterizar la diversidad de la ictiofauna.

➤ Evaluar la similitud en abundancia y composición de especies de peces entre la laguna La Brava y otros ambientes pertenecientes a la cuenca del Desaguadero-Chadileuvú-Curacó-Colorado.

➤ Estimar la captura por unidad de esfuerzo pesquero (CPUE), la densidad proporcional de peces de calidad comercial (PSD), y el estado parasitario de *O. bonariensis* en las diferentes épocas del año.

➤ Evaluar el crecimiento de *O. bonariensis*.

➤ Estimar el rendimiento pesquero potencial que tendría la explotación de *O. bonariensis*.

2 Material y Métodos

2.1 Campañas efectuadas y obtención de datos

Durante el período 05/2008- 03/2011, se realizaron diversas campañas destinadas a la exploración pesquera y a la recolección de muestras de agua a fin de efectuar análisis físico-químico y biológico, para lo cual se solicitó el correspondiente permiso de pesca científica a la Dirección de Recursos Naturales de La Pampa.

Las tareas fueron desarrolladas, en conjunto con personal de la Secretaría de Recursos Hídricos de la provincia de La Pampa y de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, de la Universidad Nacional de La Pampa.

El estudio de los parámetros físico-químicos del agua de la laguna involucró la realización de 15 campañas para la toma de datos. Además fue aprovechada la base de datos que desde abril de 2008, la secretaría de Recursos Hídricos de la provincia de La Pampa compiló del ambiente en estudio. Esta situación permitió disponer de datos mensuales hasta marzo de 2010 (fecha en que la Secretaría dejó de tomar datos mensuales) y de datos bimensuales desde esta última fecha a marzo de 2011, por lo que finalmente fueron analizados en total los datos correspondientes a 30 fechas (ver Tabla 1).

Específicamente para la determinación de fósforo total (PT), nitrógeno total (NT) y materia orgánica (MO) también se efectuaron 15 campañas, la 1ª el 15/05/2008 y la última el 22/03/2011. Las dos primeras (15/05/2008 y 29/09/2008) se efectuaron distanciadas cuatro meses una de otra, debido a problemas logísticos y a la transitoria inaccesibilidad al campo donde se encuentra la laguna motivada por movimientos de tierra y tareas viales, las 13 restantes tuvieron una frecuencia aproximada bimensual (Tabla 1).

Igual frecuencia de campañas fue efectuada para la toma de muestras de agua necesarias para la extracción de clorofila *a* y determinación y cuantificación del zooplancton, sólo que en estos casos no se tomaron muestras durante las últimas dos campaña (28/01/2011 y 30/03/2011), debido a las muy bajas profundidades que presentó la laguna (Tabla 1).

Para la exploración pesquera se necesitó disponer de un mayor equipamiento y días en el campo, por ello para la realización de las campañas fue necesario coordinar aspectos logísticos (transporte de equipo y estadía), climáticos y disponer de personal necesario. Como resultado fue posible la realización de 10 campañas distribuidas estacionalmente en el período que fue del 16/05/2008 al 28/01/2011 (Tabla 1).

Tabla 1: Campañas efectuadas durante el período de estudio, discriminadas por fechas y tipo de datos recolectados

Campaña	Fecha	Físico- Químico	PT, NT y M.O.	Clorofila <i>a</i>	Zooplancton	Peces
1	07/04/2008	X				
2	16/05/2008	X	X	X	X	X
3	28/05/2008	X				
4	12/06/2008	X				
5	03/07/2008	X				
6	17/08/2008	X				
7	29/09/2008	X	X	X	X	X
8	10/10/2008	X				
9	12/11/2008	X				
10	03/12/2008	X				
11	13/01/2009	X	X	X	X	X
12	04/03/2009	X				
13	02/04/2009	X	X	X	X	
14	07/05/2009	X				
15	12/06/2009	X	X	X	X	X
16	30/07/2009	X				
17	20/08/2009	X	X	X	X	
18	16/09/2009	X				
19	05/10/2009	X	X	X	X	X
20	12/11/2009	X				
21	03/12/2009	X				
22	13/01/2010	X	X	X	X	
23	11/02/2010	X				
24	10/03/2010	X	X	X	X	X
25	20/05/2010	X	X	X	X	X
26	10/07/2010	X	X	X	X	
27	03/09/2010	X	X	X	X	X
28	24/11/2010	X	X	X	X	X

Tabla 1(Continuación): Campañas efectuadas durante el período de estudio, discriminadas por fechas y tipo de datos recolectados

Campaña	Fecha	Físico-Químico	PT, NT y M.O.	Clorofila <i>a</i>	Zooplancton	Peces
29	28/01/2011	X	X			X
30	30/03/2011	X	X			

2.2 Sitios de Muestreo

Para la caracterización del agua se seleccionaron 10 sitios de muestreo en puntos georeferenciados, situados a lo largo de una transecta orientada en sentido NO-SE. Esta tuvo origen en la desembocadura del río que alimenta el cuerpo de agua y atraviesa la laguna hacia el punto opuesto. Los sitios fueron numerados del 1 al 10 siguiendo el orden de dicha orientación y separados aproximadamente 250 m entre sí. Se trató, con esto, de abarcar posibles lugares de diferentes profundidades y características limnológicas de la laguna.

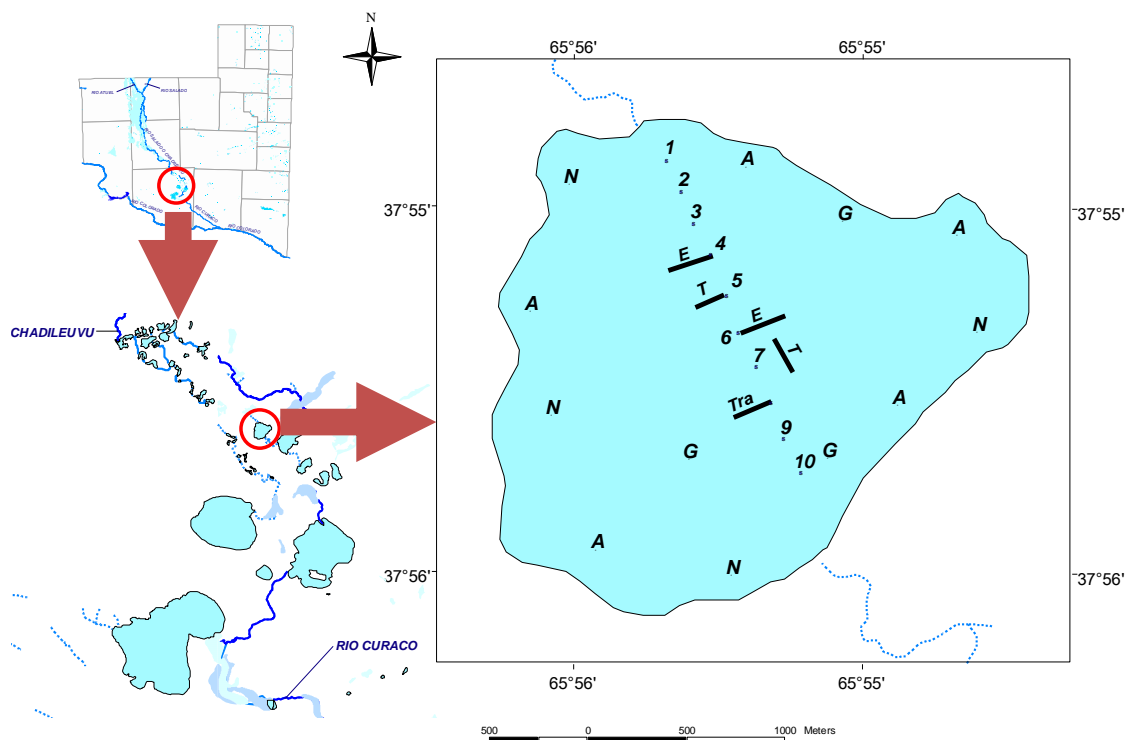


Figura 9: Sitios de muestreo y artes utilizados. A: red de arrastre; E: espinel; G: trampa tipo garlito N: trampa tipo nasa; T: Tren de enmalle y Tra: Trasmallo

En los puntos seleccionados se determinó *in situ* temperatura, pH y transparencia del agua. Se tomaron muestras para cuantificar los componentes del zooplancton y determinar la concentración de clorofila *a*. Otras muestras se remitieron a laboratorio para determinar la concentración de PT, NT, MO y las características químicas del agua que se detallan más adelante. Estas muestras se tomaron en dos puntos extremos y uno en el centro de la laguna.

Los sitios elegidos para muestrear la comunidad de peces variaron según el arte de pesca utilizada. Así, las artes de pesca de aguas abiertas se calaron muy próximas a los sitios centrales de muestreo, mientras que la red de arrastre y trampas utilizadas se accionaron desde la costa (Figura 9).

La determinación de las coordenadas geográficas se efectuó con un GPS marca Garmin Etrex y el programa MapSource 3.02 de Garmin Corp. Con este instrumento en conjunto con imágenes satelitales y el programa ArcView, se estimaron los principales parámetros morfométricos, que tuvo la laguna. Las fechas seleccionadas fueron las correspondientes a cada una de las campañas destinadas a la captura de peces y la última destinada solo a la toma de muestras de agua para análisis físico-químicos. Como no siempre se dispuso de imágenes en las fechas deseadas, se utilizaron imágenes que fueron capturadas en fechas muy cercanas a la realización de las campañas (Tabla 2). Los parámetros fueron calculados a través de los cinco pasos que se detallan a continuación:

1. Selección y obtención de imágenes satelitales correspondientes a fechas próximas a los trabajos de campo, según se detalla en la Tabla 2.
2. Georeferenciación de todas las imágenes en Sistema de proyección Gauss Krüger (faja 3), Sistema de referencia WGS84, utilizando un relevamiento de caminos vecinales en formato vectorial. Para esta tarea se utilizó el programa ArcView y la herramienta de alineación de la extensión Image Analysis.
3. Obtención del polígono correspondiente al cuerpo de agua, utilizando diferentes métodos de obtención, de acuerdo a las características de cada imagen:
 - a. Imágenes CBERS: dado que estas imágenes presentan un bandeo, se digitalizó manualmente desde la pantalla.
 - b. Imágenes Landsat 5: se realizó una categorización automática utilizando la extensión Image Analysis y luego utilizando la herramienta Seed, la generación automática del polígono correspondiente.
 - c. Imágenes Landsat 7: se utilizó la herramienta Seed de la extensión Image Analysis para la obtención automática del polígono.

4. Obtención de superficie y perímetro: se realizó en forma automática utilizando la extensión Xtools.
5. Estimación de la longitud y ancho máximo, a partir de la digitalización de dos líneas perpendiculares entre sí en las direcciones predominantes para esta determinación, se utilizó la función Clip de la extensión Geoprocessing con cada uno de los polígonos obtenidos para cada imagen y posteriormente se calcularon sus longitudes utilizando la extensión Xtools.

Debido a que no existe un mapa batimétrico de la laguna, para la estimación de la profundidad media (Z_p) se tuvo en cuenta la morfología particular de la gran mayoría de las lagunas pampeanas. Esta es producto de la deflación eólica en el mar de arenas pampeano (Iriondo, 1993; Iriondo & Kröhling, 1995), donde la profundidad máxima y media están altamente relacionadas entre sí, siendo esta relación $Z_{media}: Z_{máxima}$, cercana al 70% (Quirós, 2004). De modo que, habiendo determinado la profundidad máxima en cada campaña de muestreo biológico, se calculó la profundidad media y esta fue empleada para estimar el volumen correspondiente a cada una de las superficies estimadas con el programa ArcView.

Tabla 2: Características de las imágenes satelitales obtenidas en las fechas más cercanas a las campañas efectuadas

Campaña	Satélite/Sensor	Res. Espacial	Banda	Fecha captura	Origen
15 /05/2008	CBERS 2B/CCD	20 m.	IRc	23/05/2008	INPE
29 /09/2008	Landsat5/TM	30 m.	IRc	11/10/2008	INPE
12 /01/2009	CBERS 2B/CCD	20 m.	IRc	12/01/2009	INPE
11/06/2009	Landsat7/ETM	30 m.	IRc	16/06/2009	USGS
04 /10/2009	Landsat5/TM	30 m.	IRc	14/10/2009	INPE
09 /03/2010	Landsat5/TM	30 m.	IRc	23/03/2010	INPE
20/05/2010	Landsat7/ETM	30 m.	IRc	18/05/2010	USGS
03 /09/2010	Landsat5/TM	30 m.	IRc	15/09/2010	INPE
24/11/2010	Landsat5/TM	30 m.	IRc	20/12/2010	INPE
30/03/2011	Landsat5/TM	30 m.	IRc	26/03/2010	INPE

La estimación de la profundidad relativa se efectuó a partir de la fórmula: $Z_{rel} = 0,05 Z_{máx} \pi 0,5 / \text{Área}0,5$.

Para la determinación de la zona fótica (Z_f) se multiplicó el valor de transparencia encontrado en cada campaña por un el coeficiente de 2,5 (Kalff, 2002).

2.3 Caracterización de la calidad del Agua

En cada campaña de muestreo, en horas de la tarde y a una profundidad que fue hasta los 30 cm, se realizaron mediciones de temperatura y pH con un equipo Hanna Hi 98129. La transparencia del agua se midió mediante disco de Secchi de 20 cm de diámetro.

Se tomaron muestras de 1 litro de agua superficial que fueron enviadas a un laboratorio de referencia (La Pampa Agrícola) para analizar: sólidos disueltos totales, dureza total, alcalinidad total, cloruros, sulfatos, calcio, flúor, arsénico, sodio, magnesio, fósforo total (PT) materia orgánica (MO) y nitrógeno total (NT). Las concentraciones fueron medidas en ppm o mg por litro. Previa transformación de los datos de ppm a mili equivalente por litro y extracción de los porcentajes correspondientes (% mEq/l), se clasificó el agua de la laguna empleando el diagrama triangular de Piper, que permitió representar los aniones y cationes en forma simultánea de todas las muestras en una misma figura, sin dar origen a confusiones. Por otra parte, a partir del uso de diagramas de Stiff o Poligonales, en el que se representan la concentración de aniones (hacia la derecha) y cationes (hacia la izquierda) en semirrectas paralelas, uniendo los extremos generando un polígono, se pudo diferenciar el tipo químico de agua que presentó la laguna durante el período de estudio. La confección de este diagrama requirió que la concentración se exprese en mili equivalentes por litro (mEq/l).

También se tomaron muestras de agua superficial en botellas de 2 litros de capacidad para determinar la concentración de clorofila-*a*. Estas muestras fueron almacenadas en ambiente oscuro y refrigeradas hasta su tratamiento en laboratorio, donde fueron filtradas en filtros de fibra de vidrio tipo Gelman A/E, para posteriormente extraer la clorofila *a*, por el método de acetona fría. El extracto de clorofila fue leído en fluorómetro antes y después de una acidificación con ácido clorhídrico 0,1 N (Knoll *et al.*, 2003).

El estado trófico y la tipología de la laguna se determinó en función de la transparencia del agua, relación Z_p/Z_f , concentración de PT, NT y de clorofila-*a*, de acuerdo a lo propuesto por Quirós *et al.* (2002 a), por ser más específica para lagunas pampeanas.

A los efectos de determinar posibles limitaciones de nutrientes para el crecimiento algal, se calculó la relación NT: PT (Pilati *et al.*, 2009 b).

La relación entre los parámetros morfométricos de la laguna y físico-químicos del agua considerados para la determinación del estado trófico, fue puesta a prueba a través del

análisis de regresión de Pearson. La normalidad de estos datos fue examinada con el test de Kolmogorov-Smirnof. Los paquetes estadísticos empleados fueron InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2008) y Past (Hammer *et al.*, 2001).

2.4 Zooplancton

Para estudiar el zooplancton, en cada campaña se tomaron muestras de 20 L de agua superficial filtradas por una red de 40 micras de abertura de malla (José de Paggi & Paggi, 1995), las que fueron fijadas en formol al 7%. En laboratorio se efectuó la determinación cuali-cuantitativa de los diversos grupos que componen el zooplancton.

Teniendo en cuenta que el ingreso de agua a la laguna proveniente el río finalmente se interrumpió a partir de octubre de 2009, para el análisis cualitativo se consideró el período 2008-2009 y 2010 por separado. La identificación taxonómica y número de zooplánctones presentes en las muestras fueron analizadas bajo microscopio binocular y microscopio óptico estereoscópico. Los valores de abundancia del zooplancton fueron expresados en individuos por litro. Para determinar la abundancia de los componentes del microzooplancton el conteo se efectuó en cámaras de Sedgwick-Rafter, tomando alícuotas de 1 ml de capacidad con una micropipeta (José de Paggi & Paggi, 1995) y para los componentes del macrozooplancton en cámaras abierta tipo Bogorov (Kalff, 2002) de 5 ml, previa toma con submuestreador de Russel. Expresando los resultados en cantidad de organismos por cada 100 litros de agua, se calculó el rendimiento calórico del zooplancton en función del pejerrey según Ringuelet *et al.* (1980).

Se calculó el índice de diversidad beta de Whittaker (Magurran, 1989; Moreno, 2001) como expresión del cambio de especies a lo largo del período de estudio. Para determinar diferencias significativas de las densidades entre los años y las distintas campañas efectuadas se realizó la prueba de Kruskal-Wallis (Zar, 1999). Por otro lado, a los efectos de verificar si existieron relaciones entre alguna de las variables ambientales consideradas y las densidades totales, por grupo e individuales del zooplancton identificado en cada campaña, se utilizó el coeficiente de correlación de Spearman. Todos los análisis fueron efectuados con los paquetes estadísticos InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2008) y Past (Hammer *et al.*, 2001).

2.5 Captura y análisis de la ictiofauna

3.5.1. Comunidad de Peces

Desde la primera campaña, la captura de peces se efectuó mediante las siguientes artes de pesca:

a) Dos trenes de enmalle de 104 metros lineales cada uno, compuestos por paños de redes de distintas aberturas de malla (Tabla 3), con un coeficiente de armado de 0,5.

Los trenes fueron calados al atardecer, en sentido longitudinal y transversal respecto a la línea de costa, por medio de anclaje y boyas, abarcando toda la columna de agua, con un tiempo de tendido que osciló entre las 12 y 14 horas.

b) una red de arrastre litoral de 10 m de longitud, con luz de malla de 12 y 5 mm en las alas y en el copo respectivamente, la que fue accionada para barrer áreas de 0,10 ha. y

c) dos trampas tipo Nasa que se mantuvieron caladas por espacio de 14 horas aproximadamente.

Tabla 3: Características de las redes que conformaron el tren de enmalle

Distancia nudo a nudo (mm)	15	19	25	30	35	40	52,5
Longitud (metros)	4	5	8	15	22	25	25
Altura (metros)	1,85	1,5	1,85	2,1	2,1	2	2

Sin embargo debido a que el número de especies capturada fue relativamente escaso, a partir de la 3ª campaña se trató de abordar formas alternativas de captura por lo que se incorporó:

d) un trasmallo de 10 m de longitud y

e) dos espineles de 30 anzuelos de diferentes aberturas y tamaños, los que conteniendo carnada viva (mojarras plateadas y lombrices) se colocaron en forma perpendicular y paralela a la línea de costa. Ambos se mantuvieron calados entre 12 y 14 horas en cada campaña que fueron utilizados.

Así mismo a partir de la 6ª campaña se empleó

f) una trampa costera tipo garlito, constituida por un tubo de red de 9 m de largo que se mantiene abierto con una luz interna rectangular, de 1,20 X 0,80 m, gracias a la tensión generada por el anclaje en el sentido del eje mayor del arte y cuatro marcos, dispuesto de manera equidistante. Los peces ingresan por la boca de la trampa, que tiene forma cónica, guiados por dos alas laterales de dos metros de largo y una central de siete metros. Esta

trampa fue colocada en forma perpendicular a la costa y con la boca orientada hacia está (Colautti, 1998).

Los ejemplares capturados en cada campaña por cada arte empleado fueron identificados a nivel de especie siguiendo a Ringuelet *et al.* (1967) y a Rosso (2006). Las especies, familias y órdenes fueron ordenados de acuerdo a López *et al.* (2003). Los individuos de cada especie, capturados en cada campaña fueron contados y pesados a fin de estimar los porcentajes en número y peso que tuvo cada especie en cada arte empleado. A fin de tener una visión pormenorizada de lo capturado en cada campaña, los datos fueron presentados en tablas independientes correspondientes a cada arte de pesca. La diversidad alfa fue definida por medio de la riqueza y la estructura de la comunidad (Moreno, 2000). Para valorar la riqueza se consideró la cuantificación del número de especies capturadas con todas las artes empleadas. En cambio la estructura se estimó a partir de la sumatoria de las capturas efectuadas con la red de arrastre y el tren de enmalle (Mancini & Grosman, 2008), debido a que ambas artes capturan en ambientes distintos (costa y aguas abiertas) y se utilizaron en todas las campañas efectuadas. A partir de estos datos se estimó el índice de Shannon-Wiener: $H = - \sum (p_i) (\log_2 p_i)$, donde p_i es la proporción del total de la muestra que corresponde a la especie i . Para interpretar los resultados fue utilizada la siguiente escala: 0 a 1 bits - baja diversidad; 1-2 bits - diversidad moderada; y 2 ó más bits - alta diversidad. Además se estimó el índice de uniformidad (equidad de Pielou), $E = H / \log_2 S$, donde S es el número de especies de la muestra, considerando de 0 a 0,5 uniformidad baja, de 0,5 a 0,6 intermedia y de 0,6 a 1 alta. También fue utilizado el índice de Simpson: $S = 1 / \sum (p_i)^2$, asumiendo una baja diversidad para resultados que van de 0 a 0,5, intermedia para valores de 0,5 a 0,6 y alta para el intervalo de 0,6 a 1 (Moreno, 2001).

A fin de evaluar semejanzas en la abundancia y composición de especies entre la laguna La Brava y otros ambientes pertenecientes a la cuenca del Desaguadero-Chadileuvú-Curacó-Colorado, ubicados aguas arriba y aguas debajo de la misma, se analizó la similitud a través los índices de Jaccard y Sørensen. Los cálculos fueron efectuados a partir de datos de presencia-ausencia de especies de peces (Magurran, 1989), registrados en los ríos Atuel, Diamante, Salado y Colorado (Ringuelet *et al.*, 1967; Arratia *et al.*, 1983; Protogino, 1987; Azpelicueta, 1994; Villanueva & De la Mota, 1994; Siegenthaler *et al.*, 1995; Liotta, 2006). En el caso del género *Percichthys*, si bien las citas sumarían 4 especies; *P. colhuapiensis*, *P. trucha*, *P. altispinis* y *P. vinciguerrae*, se consideró que en la actualidad *Percichthys trucha* es la única especie presente en el país (Ruzzante *et al.*, 2006). Estos autores en base a datos moleculares plantean que sólo hay dos especies de

Percichthys. Una de amplia distribución *P. trucha* y otra *P. melanops* de distribución restringida a la república de Chile.

3.5.2. *Odontesthes bonariensis*

3.5.2.1. Capturas

Todas las capturas efectuadas en cada paño del tren fueron separadas en bolsas individuales e identificadas por el tamaño de la malla. Los ejemplares colectados fueron medidos y clasificados por intervalos de 10 mm de longitud estándar. La distribución de tamaños de las capturas efectuadas por cada malla de cada tren de enmalle fue presentada en gráficas tallas-frecuencias, donde se discriminó a través de números y colores, la distancia entre nudos (en milímetros) de cada malla.

Se procesaron todas las muestras con menos de 20 individuos por malla. Pero cuando las capturas fueron más elevadas, se aplicó un muestreo sistemático simple (Johnson, 1990), procesándose al menos el 30% de las capturas del paño. A cada individuo perteneciente a la submuestra, se les determinó: peso total con precisión de 1 g, longitud total, longitud estándar, longitud cefálica con precisión de 1 mm, sexo y estado de desarrollo gonadal. Se extrajeron escamas de la zona ubicada arriba de la línea lateral y debajo de las dos aletas dorsales (Sverlij & Mestre Arceredillo, 1991), que fueron utilizadas para la determinación de las marcas de crecimiento.

Para la corrección de las capturas por la selectividad de las redes agalleras primero se procedió a la tabulación del número de individuos capturados en cada tamaño de malla y en cada tren por separado, agrupando en intervalos de longitud estándar de 10 mm de amplitud. Una primera corrección por la superficie se efectuó llevando las capturas reales a teóricas, considerando 25 m² de cada paño de red en cada tren. Las capturas teóricas de cada paño de red de cada tren se sumaron, totalizando 50 m² de cada paño de red para el conjunto de los dos trenes empleados. Luego se efectuó la corrección por las horas de calado que tuvieron las artes, considerando una estandarización a 12 horas en cada caso. Finalmente fue necesario construir curvas de retención, cuyos parámetros frecuentemente son estimados a partir de comparaciones de capturas efectuadas en pares de redes de diferentes tamaño, pero iguales características constructivas, operando en las mismas condiciones y al mismo tiempo y además con capturas solapadas en tamaños (retención solapada) (Espinach Ros & Sánchez. 2007). En el presente estudio para el cálculo de la selectividad de las diferentes aberturas de malla del arte de pesca se utilizaron fórmulas especialmente desarrolladas en el seno de la Sub Secretaría de Actividades Pesqueras, del

Ministerio de Asuntos Agrarios de la provincia de Buenos Aires (Colautti, Com. pers.). De esta manera se esperó obtener distribuciones de las tallas estimadas “cercanas a la real de la población” (Remes Lenicov & Colautti, 2003; 2004). Las representaciones gráficas que integran la distribución de frecuencias del total de capturas discriminado por tamaño de malla, número de campañas en que el arte capturó, como así también media y desvío estándar de las longitudes correspondientes a cada una de las mallas y correspondiente línea de tendencia fue realizado por medio del software Pasgear (Kolding, 2002). Este fue desarrollado para análisis de datos experimentales y para aquellos provenientes de la pesca artesanal, ambos obtenidos por medio de artes pasivas como lo son los trenes de redes agalleras utilizados en este estudio.

Captura por unidad de esfuerzo y densidad proporcional del stock

La captura por unidad de esfuerzo del tren enmalle fue referenciada a la cantidad o número (CPUE) y a la biomasa o peso (BPUE) de los pejerreyes capturados en 12 horas de tendido. Por otro lado la CPUE también fue estimada a partir de la relación encontrada entre las capturas efectuadas por los trenes de enmalle y las horas de calado y la superficie cubierta por la redes, lo que se consideró como el esfuerzo, es decir:

$$CPUE = \frac{Total\ capturas}{horas\ muestreo * m^2\ red} .$$

Se analizaron los cambios en los valores durante todo el período de muestreo. Se efectuó un análisis de regresión (lineal y no lineal) entre la CPUE y BPUE y la salinidad a fin de establecer si existió relación funcional entre las variables.

Con el fin de evaluar la calidad del recurso pejerrey, se calculó la densidad proporcional de peces que presentan calidad deportiva y/o comercial, corrientemente denominada densidad proporcional de stock (PSD). Este índice se estimó a partir de la fórmula:

$$PSD = \frac{N^{\circ}\ peces \geq 245mm}{N^{\circ}\ peces \geq 120mm} .$$
 Los valores de CPUE y PSD obtenidos, fueron comparados con

los logrados en otros ambientes y entre sí.

3.5.2.3. Condición Corporal

La condición corporal se evaluó a través de distintos índices que expresan diferentes aspectos del estado nutritivo del pejerrey, como respuesta indirecta a la incidencia del entorno donde se desarrolla.

El peso relativo (*Pr*), fue utilizado para comparar el peso real de los peces con el peso teórico que debería tener un pejerrey de la misma talla, obtenido a partir de una base de

más de 20.000 pares de datos provenientes de pejerreyes de distintos sitios y épocas del año (Colautti *et al.*, 2003). Es expresado a través de la fórmula: $Pr = \frac{Po}{Ps} \times 100$, donde Po es el peso observado, y Ps es el peso teórico que tendría un pez de la misma talla calculado a partir de la ecuación: $\log_{10} Ps = -5,267 + 3,163 \log_{10} L St$, valores cercanos a 100 indican óptima condición, cercanos a 85 regular y menores a 75 mala condición.

De igual forma la Longitud Cefálica Relativa (Lcr) compara la longitud de la cabeza que tuvo el pez capturado, con la que debería tener un pejerrey de la misma talla, según los estándares de la especie. Su fórmula es: $Lcr = 0,1536 * L St^{1,073}$ y se obtuvo a partir del análisis de 5245 pares de datos provenientes de diversos cuerpos de agua (Berasain y Colautti 1999). Su significado se basa en que en caso de malas condiciones ambientales, el crecimiento del cuerpo se retrasa, pero no así el de la cabeza. Para recuperar los valores normales de esta relación, se requiere más tiempo que un simple cambio de alimentación que provoque un rápido engorde de los peces. Los valores que se encuentren entre el 94% y el 106% se consideran normales, siendo desfavorables los ubicados por encima del 106% y muy buenos los que se hallan por debajo del 94% (Berasain y Colautti 1999).

La relación largo-peso: $P = a * L St^b$, donde P = peso observado del pez, $L St$ = longitud estándar, a la ordenada al origen y b la pendiente del análisis de regresión, la cual varía entre 2 y 4, permite establecer si el crecimiento de ambas variables es isométrico o alométrico. Si $b = 3$ es crecimiento isométrico (en las tres dimensiones), caso contrario ($b \neq 3$) se interpreta como crecimiento alométrico positivo ($b > 3$) o negativo ($b < 3$) (Mancini & Grosman, 2008).

El factor de condición (K) o índice de Fulton indica la condición de los ejemplares en un pasado cercano o relativamente inmediato, mientras el índice cefálico (IC) señala la condición en un pasado más lejano. Se expresan respectivamente: $K = Po * 10^5 / L St^3$; $IC = (Lc / L St) * 100$, donde: Po = peso observado del pez, $L St$ = longitud estándar, Lc = longitud de la cabeza, (Freyre *et al.*, 1976, Mancini & Grosman, 2008).

Los resultados obtenidos con la aplicación de todos estos índices fueron contrastados con valores de referencia (Freyre, 1976; Berasain & Colautti, 1999; Colautti *et al.*, 2006). Debido a que los índices IC y K presentan sesgos dados por la talla (Freyre *et al.*, 1983), estos fueron agrupados por intervalos de longitud estándar (Mancini *et al.*, 2009).

Por otro lado, también fue estimado el factor relativo de condición (Kn) o índice Le Cren (1951) para analizar la variación, dentro de la población, del peso que tuvieron los pejerreyes en cada estación de muestreo en torno al peso medio obtenido con el registro de

todas las campañas. Este índice fue obtenido a través de la fórmula $Kn = Po/Pe$; donde Po = peso del pez observado y Pe = peso esperado del pez a la longitud i , el cual es previsto por la transformación logarítmica de la relación largo peso, obtenida para el ambiente pero con los datos de todo el período de estudio (Baigún *et al.*, 2009), es decir $\log Peso = \log a + b \cdot \log L$. Para observar la variación de la condición a través del tiempo, se representó gráficamente el Kn en función de cada una de las campañas efectuadas, asumiendo un valor de referencia de $Kn = 1$, se esperó que el valor encontrado en cada época varíe alrededor de este.

Teniendo en cuenta la distribución de naturaleza normal que presenta el peso relativo (Colautti *et al.*, 2006), la existencia de diferencias estadísticas entre las diferentes épocas o estaciones del año fue puesta a prueba por medio del análisis de la varianza. La existencia de diferencias significativas ($p < 0,05$) entre las estaciones para los índices de condición (K), cefálico (IC) y relativo de condición (Kn), se evaluó por medio de la prueba de Kruscal Wallis. Por otro lado, debido a las severas condiciones ambientales registradas durante la primavera del 2010, lo que elevó el tenor salino del agua a 50 g/L aproximadamente, se probó la existencia de diferencias significativas entre los índices correspondientes a esta campaña y las demás estaciones, incluidas las primaveras de 2008 y 2009.

En el caso de la relación largo-peso primero se realizó una transformación logarítmica (\log_{10}) de la ecuación original, así se obtuvo la relación $\log Pe = \log a + b \cdot \log L$. Luego mediante comparación de los intervalos de confianza de los coeficientes y de análisis de covarianza (ANCOVA), se probó la existencia de diferencias estadísticas entre los grupos de las diferentes campañas o épocas del año, previa verificación del supuesto de homogeneidad de las pendientes (García-Berthou, 2001; Pope & Kruse, 2007). Los análisis fueron efectuados con los software estadísticos InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2008) y Past (Hammer *et al.*, 2001).

3.5.2.4. Crecimiento

Se graficó la relación longitud total - longitud estándar de los peces capturados y se calculó la ecuación de ajuste: $Longitud\ total\ (mm) = a + b \cdot Longitud\ estándar\ (mm)$, a y b se obtuvieron por mínimos cuadrados. El ulterior análisis se efectuó considerando sólo la longitud estándar.

En el laboratorio las escamas fueron sumergidas en una solución de agua con detergente enzimático y luego se limpiaron con un pequeño cepillo, extrayéndoles restos de mucus y

suciedad. La lectura de las escamas (de 6 a 8 por individuo) se realizó por medio de un lectógrafo, con magnificación de 33 X al cual se le incorporó una escala en la pantalla. Se midió la distancia desde foco al borde anterior de la escama y también desde el foco a cada uno de los anillos considerados anuales. Se asumió como marca de crecimiento a la presencia de alteraciones o irregularidades en la disposición de los circuli (Grosman, 1993; Mancini & Grosman, 1998), apretada o discontinua en el campo anterior y entrecortado en los campos laterales. Las escamas de cada pez fueron leídas dos veces independientemente y cuando hubo discrepancia en ambas lecturas se desecharon. Con los datos de longitud y peso de los ejemplares de pejerreyes obtenidos y la lectura efectuada a las escamas, se estimó edad y posteriormente crecimiento.

Con el objeto de determinar la época de marcación de los annulis en las escamas se estimó el índice de incremento marginal: $\alpha = R - rn/rn-r(n-1)$ (Cotrina, 1977; Grosman *et al.*, 2001a; Sendra & Colautti, 1977), donde R = radio de la escama (mm) y r_n = radio del último anillo observado (mm).

Se determinó la relación existente entre la longitud estándar del pez y el radio de la escama a través de regresión funcional (Ricker, 1971): $L St = a + b R$; donde $L St$ = longitud estándar del pez en mm; R = radio de la escama; a y b = constantes de regresión. Esta relación fue efectuada para todos los ejemplares sin discriminar sexo y para sexos por separado. Se compararon los coeficientes (b) de las relaciones obtenidas para cada sexo por separado mediante la prueba t de Student (Zar, 1999), planteando como hipótesis nula la igualdad de las mismas.

Una vez determinado el número máximo de marcas de crecimiento en las escamas, se construyeron histogramas de frecuencias de marcas de crecimiento, con el objeto de corroborar si el número de modas fue equivalente al número de annulis. La descomposición en los respectivos componentes unimodales se efectuó a través del método de Bhattacharya (Sparre & Venema, 1997). La definición del número de cohortes anuales fue confirmada mediante el análisis de la distribución de frecuencia (Sendra & Colautti, 1997).

Para efectuar el retrocálculo, se consideró que la ordenada al origen es común a todos los ejemplares (R similar al nacimiento de los peces), calculándose una nueva pendiente individual para cada marca (Vazoler 1982, Grosman 1993). Estimándose la longitud para cada pez, a la edad i : $L St_i = a + b`R_i$, donde $L St_i$ = Longitud estándar del pez (en mm) a la cual se produjo la marca i ; $b`$ = pendiente individual ($b` = (L St - a) / R$); a = ordenada al

origen y R_i = radio de la escama a la marca i . Con los datos así obtenidos, se estimó la longitud estándar media a la edad i , para el conjunto de los peces estudiados.

Para probar si existieron diferencias en las tallas retrocalculadas a cada annulis tanto para los sexos agrupados como separados, se efectuó análisis de la varianza de un factor y test de comparación de medias. Así mismo las medias retrocalculadas a cada edad para machos y hembras fueron comparadas a través del test de Student. Todos los análisis fueron efectuados con el software estadístico InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2008).

Para describir en forma generalizada el fenómeno de crecimiento, a las longitudes medias a las edades i , estimadas a partir del retrocálculo, se les aplicó el modelo de von Bertalanffy: $L_i = L_\infty (1 - e^{-k(t_i - t_0)})$, donde L_∞ es la longitud estándar máxima o asintótica, k es la tasa de crecimiento y t_0 el tiempo en el cual la longitud teórica es igual a 0 (Ricker, 1971).

Para obtener la estimación de L_∞ se utilizó una curva L_{St} vs $L_{St} + 1$ (un año después). Este parámetro estaría dado por la extrapolación lineal de la curva para la cual los incrementos se anulan (Freyre y Sendra 1981). Por otro lado k y t_0 , fueron obtenidos a partir de la relación lineal existente entre la edad del pez y la transformación logarítmica de las diferencias entre L_∞ y L_{St_i} , es decir $LN(L_\infty - L_{St_i})$. Entendiéndose que el valor absoluto de la pendiente de la recta de regresión es igual a k y la ordenada al origen = $k * t_0$, de donde se despeja t_0 (Vazoler 1982, Grosman 1993, Freyre et al 1981). El peso a la edad i fue predicho a partir del modelo de crecimiento de von Bertalanffy por medio de la ecuación: $P_i = P_\infty [(1 - e^{-k(t_i - t_0)})]^b$, donde $W_\infty = a * L_\infty^b$ y el exponente b , fueron obtenidos de la relación largo-peso calculada precedentemente.

Por otro lado, a partir de los resultados obtenidos se estimaron los índices de performance de crecimiento: $Wp = k * L_\infty$; $\phi = \log_{10} k + 2 * \log_{10} W_\infty$ y $\phi' = \log_{10} k + 0,67 * \log_{10} W_\infty$ y $ipc = \log_{10} k + \log_{10} W_\infty$ (Gallucci & Quinn, 1979; Moreau, 1987). También se calculó la longevidad como: $A_{95} = 2,996/k + t_0$ (Taylor, 1958), donde A_{95} es la edad límite o tiempo requerido para que el pez alcance el 95% de su longitud máxima teórica (Bravo *et al.*, 2009).

3.5.2.5. Rendimiento máximo potencial de la laguna

Considerando que la población bajo estudio nunca fue explotada, para estimar la biomasa poblacional se emplearon los datos de capturas corregidos por la selectividad (Freyre & Maroñas, 1995) logrados con el enmalle correspondiente al mes de octubre de 2009, por

ser este uno de las más abundantes y poseer una de las más amplias distribuciones de tallas. Las estructuras de tallas corregidas por la longitud retrocalculada permitió estimar la numerosidad relativa a cada edad asignada, a partir de la cual se aplicó el modelo de supervivencia exponencial clásico: $N_t = N_o e^{-zt}$ (Csirke, 1990), donde N_t es el número de individuos al tiempo t ; N_o la cantidad de ejemplares nacidos en una superficie dada (1 ha) y z la tasa de mortalidad, en este caso $Z = M$, siendo M la tasa de mortalidad natural. La numerosidad estimada multiplicada por el peso medio, estimado a partir del crecimiento en peso, permitió obtener las respectivas biomásas a las edades i (Sparre & Venema, 1997).

Debido a las bajas capturas que tuvo la red de arrastre no fue posible utilizarla para referenciar una superficie dada. De esta forma el área del enmalle fue establecida por medio de datos empíricos obtenidos para otros ambientes (Mancini & Grosman, 2008). A partir de ello, la numerosidad obtenida con el tren empleado pudo referenciarse a individuos por hectáreas. (Mancini & Grosman, 2001).

Finalmente se estimó el rendimiento máximo potencial (en Kg/ha) que tendría la laguna, a partir de la ecuación $Y_{máx} = 0,5 * M * B_{virgen}$; donde $Y_{máx}$ es rendimiento máximo y B biomasa (Csirke, 1990; Gulland, 1971). El resultado fue contrastado con los estimados para la misma especie en otros ambientes, por otros autores.

3.5.3. Parásitos

Para evaluar el grado de parasitismo se procedió a la búsqueda de ecto y endoparásitos, mediante la inspección exterior y a la observación microscópica de raspados de piel, branquias y contenido digestivo (Noga, 1996), de cada uno los ejemplares que compusieron las submuestras seleccionadas previamente en cada campaña.

Los nematodos encontrados fueron fijados en una solución de alcohol al 70 % y glicerina (9:1), luego aclarados con lactofenol para la identificación taxonómica, la cual se basó en la presencia o ausencia de apéndice ventricular y ciego intestinal y en la localización del poro excretor en relación a la boca y al anillo nervioso (Álvarez Pellitero, 1988; Pereira Bueno & Ferre Pérez, 1997; Carvalho-Varela, 1999).

Se calculó prevalencia, entendida como el número de huéspedes positivos al parásito dividido por el número de huéspedes totales muestreados. También se estimó abundancia: promedio de parásitos para el total de peces, e intensidad media definida como el número promedio de parásitos en aquellos peces con al menos un parásito (Margolis *et al.*, 1982; Mancini, *et al.*, 2005).

Se probó la existencia de relaciones entre las variables parasitarias y ambientales consideradas a través del coeficiente de correlación de Spearman. Se estimó el riesgo asociado a la presencia de parásitos de acuerdo a la edad y estación del año, mediante comparación de los intervalos de confianza al 95% (Altman *et al.*, 2000).

Los efectos: estación del año, status parasitario (presencia o ausencia), edad y condición corporal del pejerrey, fueron analizados a través de las pruebas no paramétricas de Wilcoxon y Kruskal-Wallis. Todos los análisis fueron efectuados con los paquetes estadísticos InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2008) y Past (Hammer *et al.*, 2001).

3 Resultados

3.1 Parámetros morfométricos de la laguna

En la Tabla 4 se consigna la estimación de los parámetros morfométricos que tuvo la laguna, en cada una de las campañas en la que se efectuaron muestreos ictiológicos. Las imágenes capturadas y digitalizadas contienen: longitud máxima, ancho máximo, perímetro y superficie estimada y se muestran en la Figura 10.

Los datos morfométricos recabados indican que la laguna siempre tuvo escasa profundidad media, en relación a su superficie, así mismo la profundidad relativa resultó muy baja.

Tabla 4: parámetros morfométricos estimados para distintas fechas del período de estudio

Fecha	Perímetro (m)	Superf. (ha)	Longitud Máx. (m)	Ancho Máx.(m)	Prof. Máx.(m)	Prof. Media (m)	Volumen hm ³	Prof. Relativa
23/05/08	8941	465,7	2874	2247	1,7	1,19	5,54	0,00022
29/09/08	11971	511,5	3063	2323	2,05	1,435	7,34	0,00803
12/01/09	8897	469,4	2874	2247	1,75	1,225	5,75	0,00023
16/06/09	8216	433,7	2759	2181	1,3	0,91	3,95	0,00017
14/10/09	12007	524,5	3257	2495	2,1	1,47	7,71	0,00026
23/03/10	8939	446,5	2796	2242	1,15	0,805	3,59	0,00015
18/05/10	8289	424,6	2786	2179	0,9	0,63	2,67	0,00012
15/09/10	8546	398,2	2505	2035	0,7	0,49	1,95	0,00311
24/11/10	7786	332,8	2295	1947	0,66	0,46	1,54	0,00321
28/01/11	7786	332,8	2295	1947	0,31	0,22	0,72	0,00151
26/03/11	3709	50,8	843	830	0,22	0,15	0,08	0,00274

Durante el período de estudio hubo momentos en que el río ingresó a la laguna, donde se registraron los niveles más altos de agua, eventos reflejados en todos los parámetros morfométricos analizados (Figura 11). Los mayores se registraron entre los meses de septiembre y octubre de 2008 y 2009. También se registraron dos picos de menor cuantía en las campañas efectuadas en mayo de 2008 y enero de 2009. Estos picos estarían respondiendo al ingreso de agua por el río que se interrumpió en septiembre de 2008. Luego ingresó nuevamente en junio de 2009 y finalmente se suspendió en octubre de 2009.

A partir de esa fecha no se registraron ingresos fluviales que llegaran a la laguna La Brava (Secretaría de Recursos Hídricos de La Pampa, 2012).

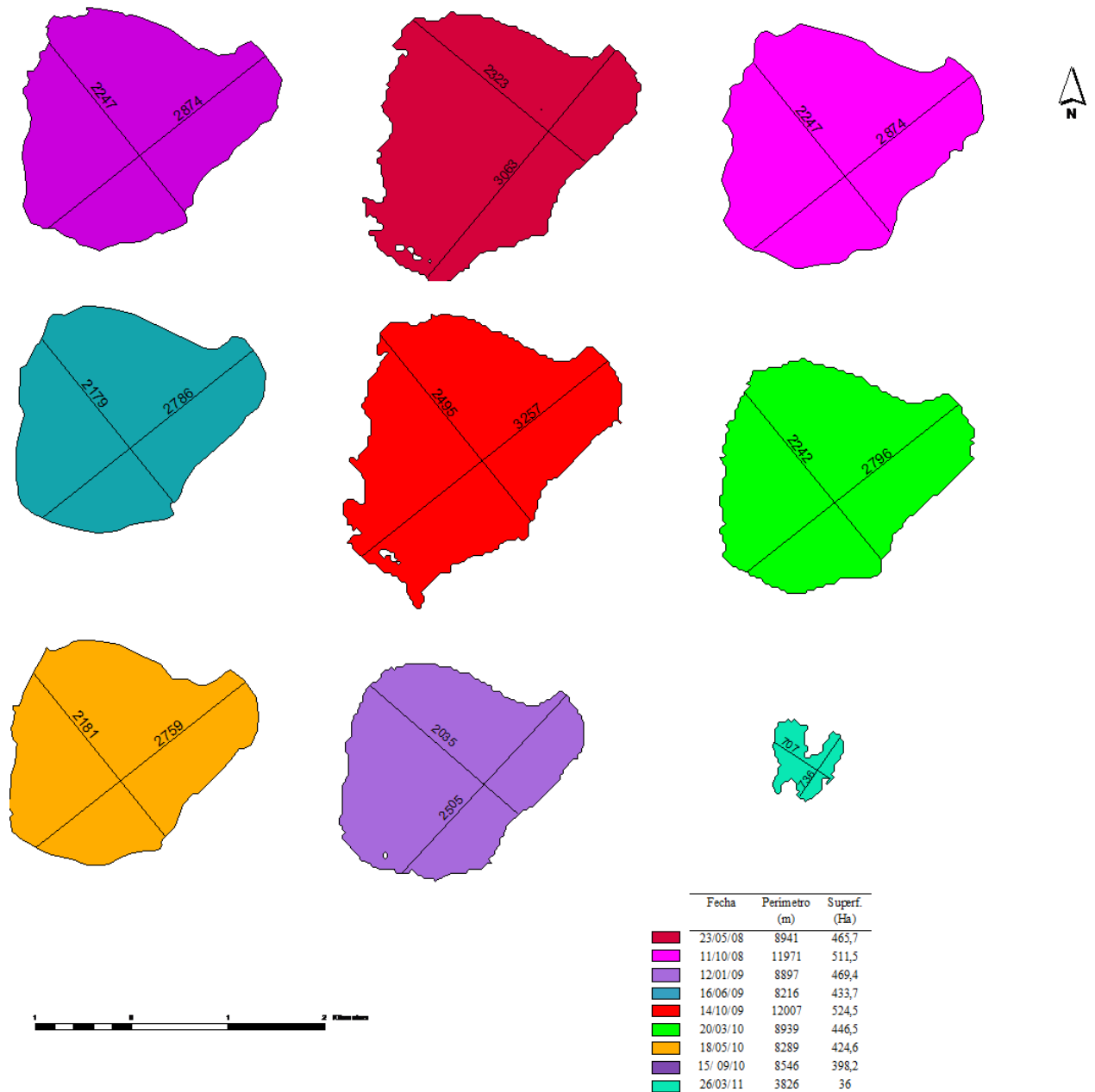


Figura 10: Digitalización de la laguna La Brava y estimación del perímetro, superficie, longitud máxima y ancho máximo efectuada en cada fecha de captura de la imagen

Cuando no se registraron ingresos de agua desde el río, el balance hídrico se hizo negativo y los estimativos de la morfometría lagunar fueron valores menores. Así en junio de 2009, último mes del período seco entre las dos situaciones de ingreso de caudales comentadas, se registró un pelo de agua comparativamente bajo en relación a los anteriores. Luego a partir del corte en la escorrentía que se produjo en octubre de 2009 y conforme avanzó el tiempo, la morfometría del cuenco arrojó resultados cada vez menores. Durante la última campaña de muestreo efectuada (30/03/2011), la laguna se conformó en un espejo de alrededor de 50 hectáreas de superficie, pero escasos centímetros de profundidad.



Figura 11: Laguna La Brava cuando registró los valores morfométricos máximos

La carencia de flujo de agua por el río Chadileuvú o Salado que se registró durante el período de estudio, no solo estuvo directamente relacionada a la falta de escorrentía por el río Atuel, sino también a la falta escurrimiento del río Salado. Este hecho fue provocado principalmente por el llenado de la presa los Caracoles, construida sobre el río San Juan (en la provincia de San Juan) que es un tributario importante del río Desaguadero o Salado.

Su corte redujo drásticamente el caudal hacia el río Chadileuvú o Salado en la provincia de La Pampa (Pablo Morisoli, *Com. pers.*).

3.2 Análisis del Agua

Los resultados de los análisis físico-químicos, conteniendo los valores promedios, máximos y mínimos registrados durante el período de estudio, se muestran en la Tabla 5. En ella puede apreciarse la enorme variación entre los registros mínimos y máximos que el ambiente presentó en la concentración de sus parámetros, llegando a ser esta diferencia cercana a 18 veces en el caso del residuo seco, conductividad y potasio, alrededor de 6 veces para calcio, magnesio, carbonato ácido y sulfatos, de 33 veces en el caso del sodio y cloruros y de hasta 59 veces para la dureza total. La tabla 5 muestra también el coeficiente de variación de los parámetros a lo largo del período de estudio, donde puede apreciarse que tanto cloruros como sodio presentaron los mayores índices. El pH fue alcalino oscilando alrededor de un promedio de 7,94 con bajo desvío estándar y muy bajo coeficiente de variación.

Estas amplitudes reflejan el carácter muy inestable del flujo de agua que alimenta la laguna, que contiene agua básica, clorurada sódica y sulfatada, muy dura y de elevada salinidad. Como complemento de los datos contenidos en la Tabla 5, la Figura 12 muestra la variación del flúor y arsénico a lo largo del período de estudio. El flúor fue detectado y cuantificado en todas las muestras analizadas, varió desde un mínimo de 1,15 a un máximo de 4,21 ppm oscilando alrededor del valor medio de 2,47 ppm. El arsénico, en cambio, sólo fue registrado cuando la laguna se presentó muy baja, a partir del 10/03/2010 y con valores que variaron entre 0,01 y 0,04 ppm, con media de 0,024 ppm.

A pesar de esta gran variación de concentraciones, el diagrama triangular de Piper mostró que las muestras de agua fueron químicamente semejantes, típicamente cloruradas sódicas (Figura 13).

La forma de las figuras o polígonos resultantes de los diagramas de Stiff, en general mostraron agua eminentemente clorurada sódica, pero basados en el grado de concentración de sus iones pudo distinguirse entre ellos tres patrones o tipos distintos. Un tipo químico dominante, representado por el 56,67 % de las muestras analizadas (Figura 14). Un tipo químico más diluido, que sólo tuvieron 3 muestras (Figura 15) y alcanzó el 13,33 % del total analizado, y un tipo químico más concentrado, que integraron el resto de las muestras y representó el 30 % (Figuras 16 y 17).

Tabla 5: Resultados del Análisis Físico Químico discriminado por campaña

Nº	Fecha	Res. Seco (ppm)	C.E. μ -mho/cm	pH	Cl ⁻ (ppm)	SO ₄ ⁼ (ppm)	CO ₃ H ⁻ (ppm)	D. Total (ppm)	Ca ⁺⁺ (ppm)	Mg ⁺⁺ (ppm)	Na ⁺ (ppm)	K ⁺ (ppm)
1	07/04/08	10834	14330	6,9	3523	1910	90	2673	697	223	1909	117
2	17/05/08	13420	19200	8,4	4960	3000	239	2875	1151	419	2632	65
3	28/05/08	12510	17890	8,1	4452	3000	219	2632	1053	383	2440	60
4	12/06/08	11090	18400	7,8	4344	3000	210	2408	964	350	2535	60
5	03/07/08	11330	17500	7,8	4486	2800	210	2740	1097	399	2270	73
6	17/08/08	9705	15100	8	3560	2800	210	2290	917	334	2026	40
7	05/09/08	7110	11170	7,8	2376	2100	180	1963	786	286	1160	30
8	10/10/08	7050	10240	8	2081	2100	184	1600	640	233	1236	32
9	12/11/08	7590	10660	8,2	2455	2500	192	1982	793	288	1395	23
10	03/12/08	9420	13450	7,8	3510	2900	86	3031	1213	441	1453	35
11	13/01/09	15825	22900	7,8	6423	3400	265	4909	1965	715	2252	63
12	04/03/09	17020	24300	8,4	7455	3500	210	4997	1752	638	3329	79
13	02/04/09	22373	31851	8,37	10653	3510	219	2734	2056	748	4850	90
14	07/05/09	23770	33770	7,8	11967	2900	190	4985	1996	726	5514	85
15	12/06/09	21900	31285	7,8	9065	4600	215	5060	2026	737	4403	80
16	30/07/09	18940	27057	7,8	8044	4100	158	3837	1536	559	4383	71
17	20/08/09	15460	22085	8	6920	3300	158	3266	1307	476	3698,5	56

Tabla 5 (Continuación): Resultados del Análisis Físico Químico discriminado por campaña

N°	Fecha	Res. Seco (ppm)	C.E. μ -mho/cm	pH	Cl ⁻ (ppm)	SO ₄ ⁼ (ppm)	CO ₃ H ⁻ (ppm)	D. Total (ppm)	Ca ⁺⁺ (ppm)	Mg ⁺⁺ (ppm)	Na ⁺ (ppm)	K ⁺ (ppm)
18	16/09/09	13350	19072	7,7	5656	2800	178	2845	1139	415	2980	50
19	06/10/09	12150	17360	8	5536	2500	164	2940	1177	428	2665	50
20	12/11/09	16470	23528	7,9	6883	3200	164	3817	1528	556	3257	53
21	03/12/09	14000	20000	8	5532	3700	130	3835	1535	558	2557	65
22	13/01/10	19710	28160	7,3	9658	2800	122	4142	1658,5	604	4568	75
23	11/02/10	23840	34057	8,2	10533	4800	165	4635	1855,9	675	5707	
24	10/03/10	22120	32900	8,3	8150	5640	64	4400	900	522,5	4600	156
25	20/05/10	28490	40600	8	11574	6100	225	4260	1705	620,9	7375	10
26	10/07/10	35560	49300	8,12	16700	3850	226,5	5333	2130	776	8884	18,8
27	24/09/10	37990	51600	8,1	19795	1100	198,5	5708	2285	831	9238	22,8
28	24/11/10	49890	72200	9	24305	6200	214,2	7940	3179	1157	12950	59
29	28/01/11	59330	84800	7	33433	4400	150	8932	3576	1302	17192	165
30	22/03/11	129480	185000	8,36	67071	3000	400	8885	3557,5	1295	38446	203
Promedio		23258	33326	7,94	10703	3384	188	3720	1606	590	5597	69
Mínimo		7050	10240	6,88	2081	1100	64	150	640	223	1160	10
Máximo		129480	185000	8,92	67071	6200	400	8885	3576	1302	38446	203

Tabla 5 (Continuación): Resultados del Análisis Físico Químico discriminado por campaña

Nº	Fecha	Res.	C.E.	pH	Cl ⁻	SO ₄ ⁼	CO ₃ H ⁻	D. Total	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	Na ⁺	K ⁺
		Seco (ppm)	μ-mho/cm		(ppm)	(ppm)	(ppm)	(ppm)	(ppm)	(ppm)	(ppm)	(ppm)
D. E.		23514	33459	0,42	12692	1182	62	1810	778	281	7167	44
Media+D.E.		46772	66785	8,35	23395	4565	249	5530	2384	871	12764	113
Media-D.E.		-257	-134	7,52	-1988	2202	126	1910	828	309	-1570	24
C _v		1,01	1,00	0,05	1,18	0,34	0,33	0,48	0,48	0,47	1,28	0,64

Los tipos más diluidos y más concentrados, coinciden con los momentos en que el espejo tuvo las mayores y menores profundidades respectivamente. De manera que es esperable, que las concentraciones iónicas aumenten o disminuyan, según la laguna contenga mayor o menor profundidad y/o mayor o menor volumen de agua.

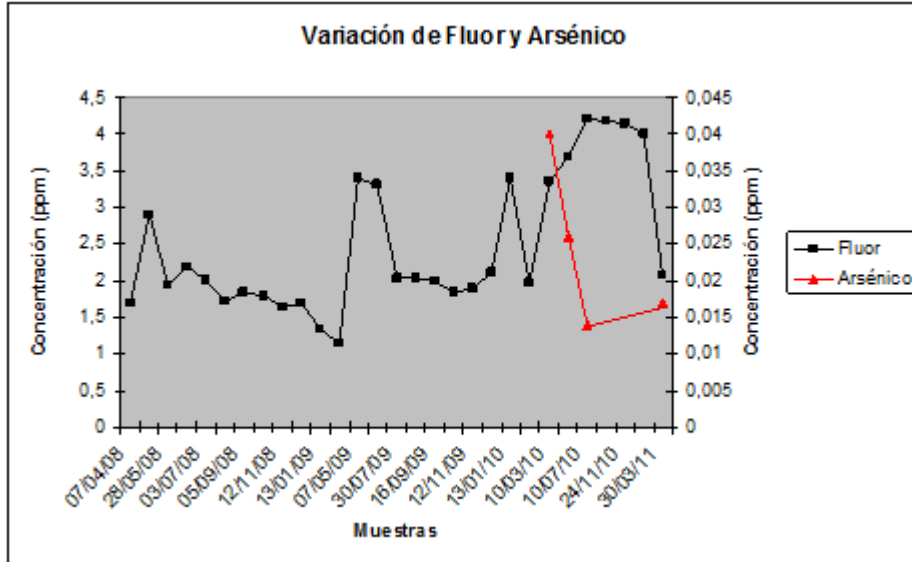


Figura 12: Variación de flúor y arsénico a lo largo del período de estudio

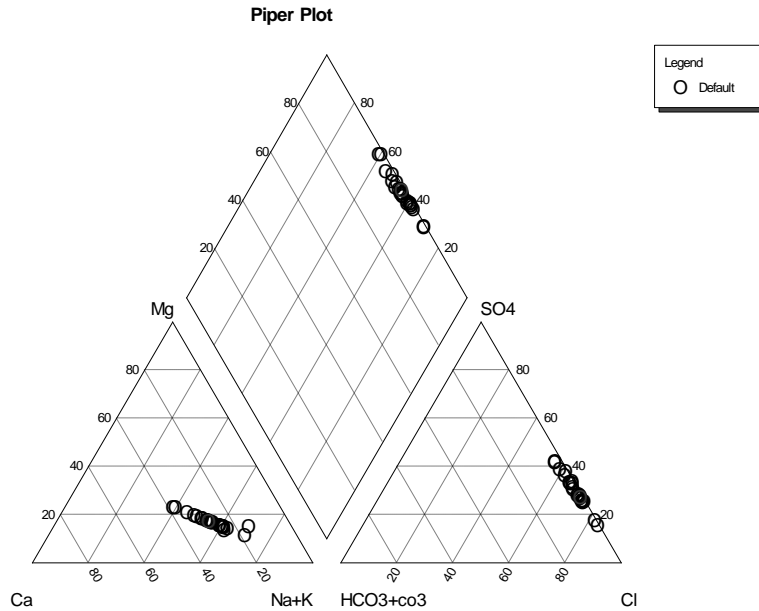


Figura 13: Diagrama Triangular de Piper

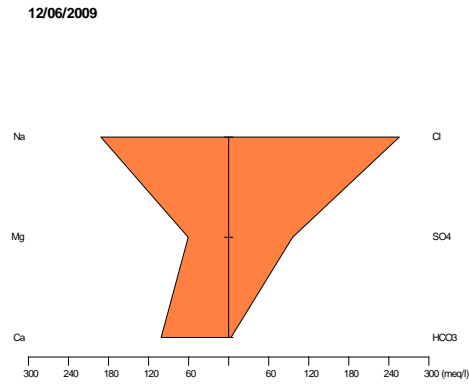


Figura 14: Diagrama de Stiff. Tipo químico predominante caracterizando 17 muestras, Ejemplo muestra 14

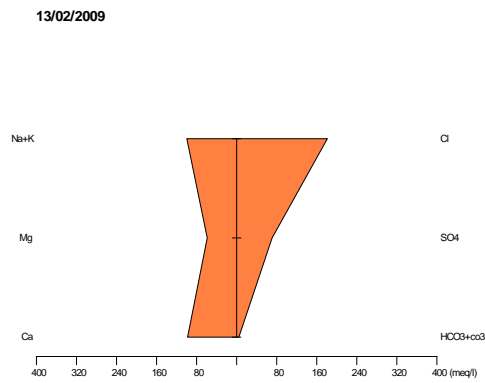


Figura 15: Diagrama de Stiff. Tipo químico más diluido que caracteriza muestras 1, 16 y

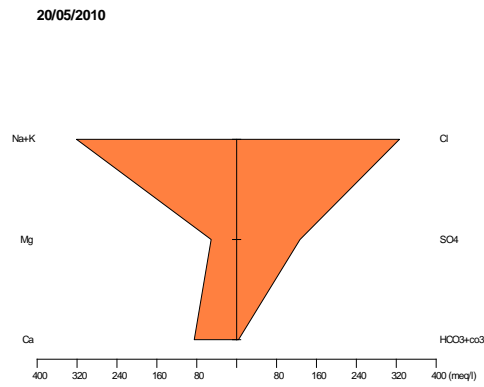


Figura 16: Diagrama de Stiff. Tipo químico más concentrado manifestado en las muestra 23 y 24

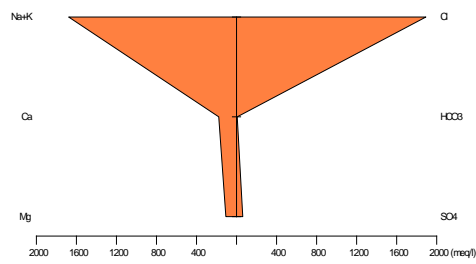


Figura 17: Diagrama de Stiff. El tipo químico más concentrado manifestado en la muestra

29

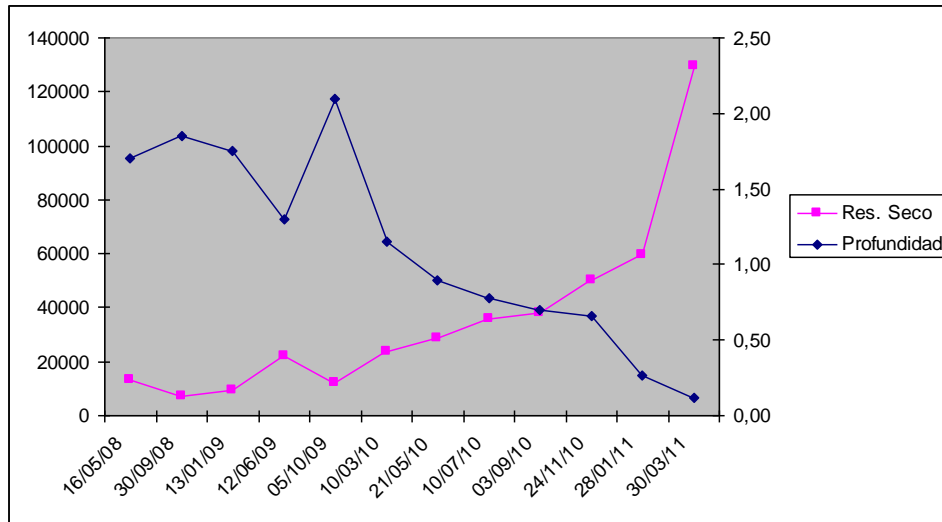


Figura 18: Variación de la profundidad y del residuo seco en la laguna La Brava durante el período mayo/2008 – marzo/2011

Una representación gráfica de lo descrito, puede verse en la Figura 18, donde se muestra la variación del contenido de residuo seco en función de la profundidad registrada en los puntos de muestreo ictiológicos. Como es de esperarse se observa que cuando la laguna disminuye su profundidad, aumenta la concentración del residuo seco. Por otro lado, en la Figura 19 se muestra la relación entre la transformación logarítmica en base 10 de la concentración de residuo seco versus el volumen estimado, con ecuación de ajuste $\text{Log}_{10} \text{Residuo seco (ppm)} = 4,905 - 0,135 \text{ Volumen (hm}^3\text{)}$ ($R^2 = 0,904$), la cual exhibe una correspondencia inversa que conlleva un importante grado de dependencia entre las variables.

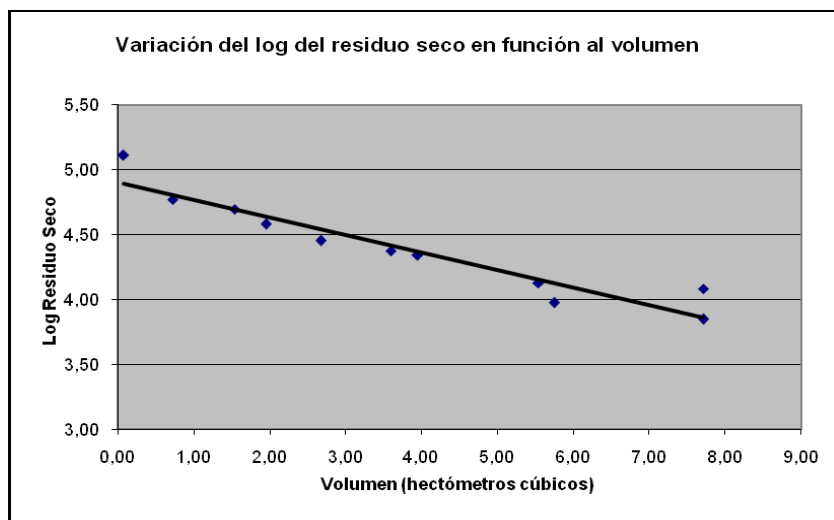


Figura 19: Relación entre el volumen estimado y el contenido de residuo seco

3.3 Estado Trófico del Ambiente

La Tabla 6 muestra las profundidades máximas registradas, las medias estimadas, la lectura del disco de Secchi y la relación profundidad media/profundidad zona fótica, correspondientes a cada campaña de toma de datos. La transparencia del agua varió en un rango relativamente amplio desde 27 a 80 centímetros y si bien presentó una relación negativa con las profundidades máxima (Pearson, $R_p = -0,391$; $n = 13$) y media (Pearson, $R_p = -0,389$; $n = 13$), esta no fue estadísticamente significativa ($p = 0,093$ y $0,094$). La correlación con la salinidad (residuos seco) fue muy débil (Pearson, $R_p = 0,182$; $n = 13$) y estadísticamente no significativa ($p = 0,276$).

Tabla 6: Variación de las profundidades máxima y, medias estimadas, profundidad del disco de Secchi y relación profundidad media/zona fótica, durante el período de estudio

Ref: Z_p = profundidad media; Z_f = profundidad zona fótica

Fecha	Prof. Máx.(m)	Prof. Media (m)	Secchi (m)	Zf	Relación Z_p/Z_f
15/05/2008	1,7	1,19	0,27	0,675	1,76
29/09/2008	2,15	1,51	0,45	1,125	1,34
12/01/2009	1,75	1,23	0,70	1,75	0,70
02/04/2009	1,2	0,84	0,70	1,75	0,48
11/06/2009	1,3	0,91	0,75	1,875	0,49
20/08/2009	1,65	1,16	0,64	1,6	0,72
04/10/2009	2,1	1,47	0,42	1,05	1,40
12/01/2010	1,36	0,95	0,74	1,85	0,51
09/03/2010	1,15	0,81	0,73	1,825	0,44
20/05/2010	0,9	0,63	0,80	2	0,32
19/07/2010	0,78	0,55	0,62	1,55	0,35
23/09/2010	0,7	0,49	0,55	1,375	0,36
24/11/2010	0,66	0,46	0,51	1,275	0,36

La zona fótica fue máxima (2 m) el 20/05/2010, cuando las profundidades máxima y media fueron de 0,9 y 0,63 respectivamente. Se hizo mínima el 15/05/2008, con profundidades máxima y media de 1,7 y 1,19 respectivamente. En tanto la relación profundidad media/zona fótica, varió de un máximo registrado el 15/05/2008, a un

mínimo 0,32 m el 20/05/2010 cuando se registró la mayor lectura del disco de Secchi. Este amplio rango indicó que la luz solar a veces llegó al fondo ($Z_p/Z_f < 1$) y otras no ($Z_p/Z_f > 1$).

La determinación de clorofila *a* en el volumen de agua analizado por campaña presentó un valor medio de 3,4 mg/m³, pero también mostró una importante variación a lo largo del período de estudio. El rango de valores determinados fue desde 28,5 a 0,28 mg/m³ para las campañas efectuadas el 15/05/08 y 10/07/10 respectivamente (Tabla 7).

Tabla 7: Estimación de la clorofila a en cada una de las campañas efectuadas período de estudio

Fecha	mg/m ³
16/05/2008	28,49
29/09/2008	1,41
12/01/2010	0,31
02/04/2009	1,40
11/06/2009	1,06
20/08/2009	0,34
05/10/2009	0,58
12/01/2010	2,30
09/03/2010	1,22
21/05/2010	0,23
10/07/2010	0,28
03/09/2010	2,70
23/11/2010	3,9
Media	3,40

Respecto a las concentraciones de fósforo total y nitrógeno total, determinadas en las muestras de agua de la laguna en las distintas campañas, si bien presentaron un valor medio de 6,58 y 13,60 ppm respectivamente, ambos parámetros tuvieron un rango de variación importante. En el caso del fósforo fue de un mínimo de 0,95 (29/09/2008) a un máximo de 26,87 ppm (28/01/2011) y en el del nitrógeno fue de un mínimo de 2,6 a un máximo de 37,5 ppm. La media de la relación N:P fue 2,06, pero varió desde un mínimo de 0,85 (02/01/2010) a un máximo de 10,18 (29/09/2008). La concentración media de

materia orgánica en agua fue 4,27 ppm, presentando un pico mínimo de 0,38 ppm (02/04/2009) y uno máximo de 13,9 ppm (24/11/2010) (tabla 8).

Tabla 8: Variación de las concentraciones de Fósforo (P), Nitrógeno (N), Materia Orgánica y relación N:P, durante el período de estudio

Fecha	Fósforo Total ppm	Nitrógeno Total ppm	Materia Orgánica Ppm	Relación N:P
15/05/2008	1,98	2,6	6,54	1,31
29/09/2008	0,95	9,67	1,32	10,18
12/01/2009	3,76	11,13	0,73	2,96
02/04/2009	3,13	8,9	0,38	2,84
11/06/2009	4,07	7,03	1,92	1,73
20/08/2009	5,8	5,75	2,3	0,99
04/10/2009	2,79	9,27	5,6	3,32
12/01/2010	4,93	4,2	2,7	0,85
09/03/2010	3,89	8,66	1,34	2,23
20/05/2010	5	16,87	7,3	3,37
10/07/2010	9,37	13,12	1,3	1,40
03/09/2010	10	11,25	9,8	1,13
24/11/2010	10,62	24,375	13,9	2,29
28/01/2011	26,87	33,75	6,6	1,26
30/03/2011	5,62	37,5	2,32	6,67
Medias	6,58	13,60	4,27	2,06

A modo de resumen en la Tabla 9 se consignan los valores medios y entre paréntesis los valores mínimos y máximos, de las características limnológicas determinadas y estimadas durante todo el período de estudio en la laguna La Brava.

Estadísticamente fue detectada una correlación negativa entre la transparencia y la concentración de clorofila (Pearson, $R_p = -0,662$; $n = 13$; $p = 0,007$), también entre la profundidad (tanto máxima como media) y la concentración de PT (Pearson, $R_p = -0,651$; $n = 13$; $p = 0,008$) y entre la profundidad y la concentración de NT (Pearson, $R_p = -0,721$; $n = 13$; $P = 0,003$). Pero no se halló correlación entre la concentración de clorofila y profundidad (Pearson, $R_p = 0,150$; $n = 13$; $p = 0,312$), clorofila y PT (Pearson, $R_p = -$

0,127; $n = 13$; $p = 0,340$), entre clorofila y NT (Pearson, $R_p = -0,248$; $n = 13$; $p = 0,207$) y entre clorofila y la relación P:N (Pearson, $R_p = -0,190$; $n = 13$; $p = 0,267$). Por otro lado se detectó una correlación positiva entre las concentraciones de PT y NT (Pearson, $R_p = 0,629$; $n = 13$; $p = 0,011$) y una baja correlación negativa entre las concentraciones de PT y la relación PT:NT (Pearson, $R_p = -0,384$; $n = 13$; $p = 0,098$). Entre NT y la relación PT:NT, no se detectó correlación (Pearson, $R_p = 0,191$; $n = 13$; $p = 0,266$).

Tabla 9: Variación de las principales características limnológicas de la laguna La Brava.

Parámetro	Registro
Profundidad máxima (m)	1,34 (0,66-2,15)
Profundidad promedio (m)	0,94 (0,46-1,51)
Lectura del disco de Secchi (m)	0,60 (0,27-0,80)
Relación Z_p/Z_f	0,71 (0,32-1,76)
Residuo seco (g/L)	31,9 (7,11-129,4)
Fósforo total (mg/L)	6,58 (0,95-26,8)
Nitrógeno Total (mg/L)	13,6 (2,6-37,5)
Relación N:P	2,06 (0,85-10,18)
Clorofila (mg/m^3)	3,4 (0,28-28,5)

3.4 Análisis del Zooplancton

3.4.1 Cualitativo

Durante el período que ingreso de agua desde el río (2008-2009) se identificaron 4 especies de copépodos, 1 de cladóceros y 7 de rotíferos, conformando una riqueza total de 12 especies, la cual es muy baja. En cambio durante el 2010, período en el que no ingresó agua, sólo se identificaron 2 especies de copépodos y 5 de rotíferos, disminuyendo la riqueza anual a solo 7 taxas, aún más baja que el año anterior (Tabla 10).

De las 12 especies inicialmente presentes en el período 2008-2009, 6 se repitieron en el 2010, 2 copépodos (*Boeckella poopensis* y *Metacyclops mendocinus*) y 4 rotíferos (*Brachionus plicatilis*, *Brachionus angulares*, *Hexarthra fennica* y *Collurella* sp.) y sólo se agregó 1 especie de rotífero no registrada durante 2008-2009 (*Keratella cochlearis*). De esta forma la riqueza total para ambos años apenas alcanzó las 13 especies (Tabla 11).

A pesar de la disminución del número de especies, la riqueza no difirió significativamente a lo largo de todo el período ($H = 7,73$; $p = 0,43$) y se encontró

correlación significativa con la salinidad (Spearman, $R_s = -0,77$; $p < 0,01$) y profundidad (Spearman, $R_s = 0,76$; $p < 0,02$).

Tabla 10: Resultados cualitativo de los distintos grupos zooplanctónicos determinados

	2008-2009	2010
Copépodos		
<i>Boeckella gracilis</i>	X	
<i>B. poopoensis</i>	X	X
<i>Metacyclops mendocinus</i>	X	X
<i>Cletocamptus deitersi</i>	X	
Riqueza	4	2
Cladóceros		
<i>Daphnia (Ctenodaphnia) sp.</i>	X	
Riqueza	1	0
Rotíferos		
<i>Brachionus plicatilis</i>	X	X
<i>B. angulares</i>	X	X
<i>B. dimidiatus</i>	X	
<i>Hexarthra fennica</i>	X	X
<i>Keratella tropica</i>	X	
<i>Keratella cochlearis</i>		X
<i>Collurella sp.</i>	X	X
<i>Synchaeta sp.</i>	X	
Riqueza	7	5

Tabla 11: Discriminación de la riqueza de los distintos grupos del zooplancton para los años 2009, 2010 y total

Riqueza específica	2008/09	2010	2008/2009/10	Especies compartidas
Copépodos	4	2	4	2
Cladóceros	1	0	1	0
Rotíferos	7	5	8	4
Riqueza total anual	12	7	13	-

El índice de diversidad beta de Whittaker indicó un reemplazo por campaña que varió de un máximo de 0,45 (de agosto a octubre de 2009) a un mínimo de 0,11 (de septiembre a noviembre de 2010).

3.4.2 Cuantitativo

3.4.2.1 Abundancia total

No se registraron diferencias significativas en la densidad del zooplancton total entre las distintas estaciones de muestreos consideradas ($H = 1,28$; $p = 0,8652$), ni siquiera cuando se consideraron por separado los rotíferos ($H = 1,79$; $p = 0,7752$), copépodos ($H = 1,36$; $p = 0,8498$) o los cladóceros (que solo se registraron en escaso número en tres campañas de muestreo). De modo que el ulterior análisis se efectuó con los valores medios estimados para cada fecha de muestreo.

Tabla 12: Estimación de la abundancia del zooplancton a nivel de grupo taxonómico

Fecha	Cladóceros Ind/L	Copépodos Ind/L	Rotíferos Ind/L	Total Ind/L
16/05/2008	Ausente	0,90	180,80	181,70
29/09/2008	2,18	23,45	130,40	156,03
13/01/2009	Ausente	0,60	385,76	386,36
02/04/2009	0,98	11,4	40,70	53,13
12/06/2009	Ausente	1,20	34,67	35,87
20/08/2009	Ausente	0,50	62,73	63,23
05/10/2009	5,73	70,84	104,16	180,73
13/01/2010	Ausente	Ausente	104,76	104,76
10/03/2010	Ausente	3,00	1444,60	1447,60
20/05/2010	Ausente	Ausente	123,00	123,00
10/07/2010	Ausente	31,75	10,60	42,35
03/09/2010	Ausente	31,00	24,00	55,00
24/11/2010	Ausente	29,00	1,50	30,50

En la tabla 12 se muestra la abundancia media estimada para cada fecha de muestreo registrada a lo largo del período de estudio. La abundancia media total fue de 220,02 individuos por litro, fluctuando entre un máximo de 1447,6 en marzo de 2010 y un mínimo de 30,5 en noviembre de 2010. Se encontraron correlaciones positivas con la profundidad

(Spearman, $R_s = 0,57$; $p < 0,05$) y negativa con la salinidad (Spearman, $R_s = -0,60$; $p < 0,05$). Sin embargo no se encontró correlación con la temperatura, oxígeno disuelto y transparencia.

Los valores promedios mensuales encontrados son comparativamente muy inferiores a los registrados en otros ambientes de las provincias de Buenos Aires y Córdoba, con los que se encontraron diferencias altamente significativas ($H = 14,29$; $p = 0,0002$). Por otro lado, no se encontraron diferencias significativas al considerar las medias correspondientes a cada año de estudio ($H = 2$; $p = 0,99$), ni tampoco al considerar las medias de la abundancia en las estaciones anuales ($H = 7,36$; $p = 0,1951$), e incluso cada campaña por separado ($H = 9$; $p = 0,4373$).

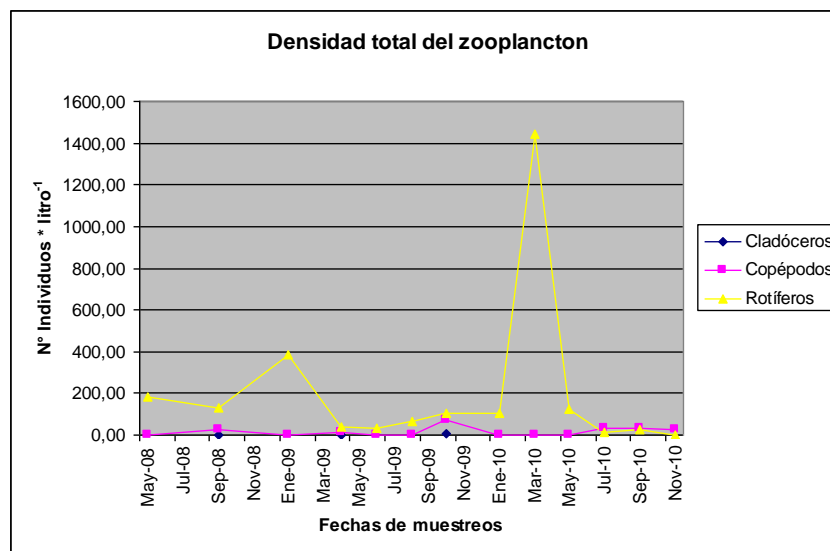


Figura 20: Representación de la densidad total del zooplancton

Los copépodos se conformaron en el grupo dominante en las últimas 3 campañas donde alcanzaron el 74, 56 y 95 % respectivamente para julio, septiembre y noviembre de 2010. En las campañas restantes, los rotíferos fueron el taxón más ampliamente mayoritario, siendo en algunos casos 500 o 600 veces superior a los otros grupos (enero de 2009 y marzo de 2010) y alcanzando el 100 por ciento en otros (enero y mayo de 2010) (Ver Figura 20). De esta forma las densidades medias totales estuvieron concluyentemente influidas por los rotíferos, situación definida por el coeficiente de correlación alcanzado (Spearman, $R_s = 0,94$; $p = 0,0001$).

El mismo patrón se repite al considerar el zooplancton según su fracción en macrozooplancton, integrado por cladóceros y copépodos, y microzooplancton donde se

incluyen rotíferos y nauplios de copépodos (Figura 21), reflejado también en el coeficiente de correlación obtenido (Spearman, $R_s = 0.96$; $p = 0.000087$).

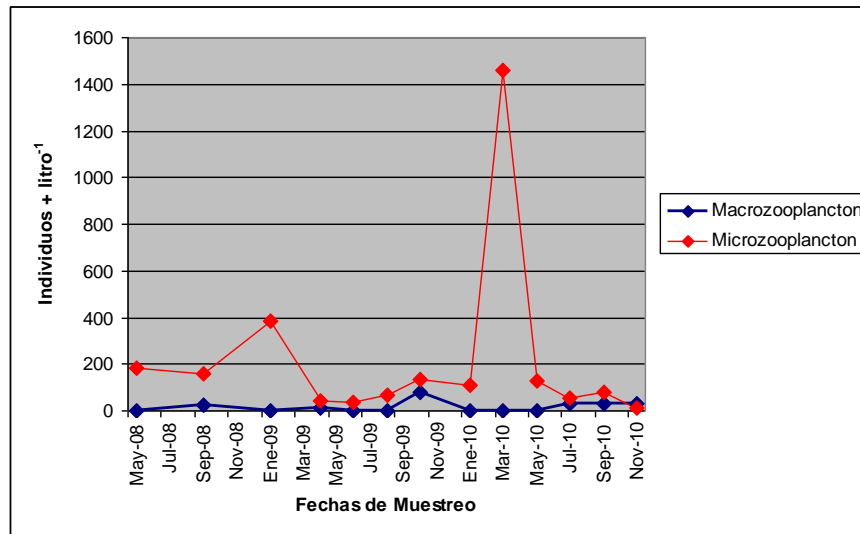


Figura 21: Representación de la fracción zooplanctónica por fecha de muestreo

En 10 de las 13 campañas efectuadas (hasta mayo de 2010), los rotíferos se constituyeron en la fracción ampliamente dominante del microzooplankton, en todos los casos superando al menos el 76% de total.

Tabla 13: Abundancia del Microzooplankton

Fecha	Nauplios ind/L	Rotíferos ind/L	suma ind/L	% de Rotíferos
16/05/2008	1,2	180,8	182,1	99,3
29/09/2008	30,2	130,4	160,6	81,2
13/01/2009	1,7	385,8	387,5	99,5
02/04/2009	2,2	40,7	42,9	94,9
12/06/2009	0,9	34,7	35,6	97,5
20/08/2009	1,6	62,7	64,3	97,5
05/10/2009	31,4	104,2	135,5	76,9
13/01/2010	2,2	104,8	107	97,9
10/03/2010	12,5	1444,6	1457,1	99,1
20/05/2010	2,33	123	125,3	98,1
10/07/2010	47,1	10,6	57,7	18,4
03/09/2010	53,2	24	77,2	31,1
24/11/2010	10,2	1,5	11,7	12,9

Sólo en las últimas tres campañas (julio, octubre y noviembre de 2010) el microzooplancton estuvo mayoritariamente constituido por nauplios de copépodos, los que variaron entre el 68 y 87% (Tabla 13).

3.4.2.2 Abundancia por grupo taxonómico

En el caso de los cladóceros solo fue identificado el género *Ctenodaphnia* y en solo 3 ocasiones septiembre, abril y octubre de 2009, alcanzando en este último una abundancia máxima de 5,73 ind/L.

Los copépodos tuvieron una abundancia media de 15,67 ind/L con un registro máximo de 70,83 ind/L en octubre de 2009, registrándose ausencia de ellos en enero y mayo de 2010 (Tabla 12).

No se encontró correlación significativa entre la abundancia de este grupo y los parámetros ambientales considerados. Por otro lado no se encontraron diferencias significativas al considerar las medias correspondientes a cada año de estudio ($H = 0,02$; $p = 0,99$), ni tampoco al considerar las medias de la abundancia en las estaciones anuales ($H = 5,44$; $p = 0,1414$), e incluso cada campaña por separado ($H = 11,97$; $p = 0,4457$).

La especie que mayor densidad media tuvo fue *Boeckella poopoensis*, registrada en 8 campañas y la que presentó menor densidad media fue *Metacyclops mendocinus* presente en 4 campañas (Tabla 14).

Tabla 14: Densidades medias y desvíos estándar de las especies de copépodos registradas.

Densidad ind/L	<i>B. gracilis</i>	<i>B. poopoensis</i>	<i>M. mendocinus</i>	<i>C. deitersi</i>
Media	0,75	31,47	0,40	4,12
Desvío	0,35	24,65	0,28	1,24

Los rotíferos con una abundancia media de 37,45 ind/L fueron los más abundantes durante todo el período de estudio. Estos plánctones variaron en el rango más amplio de registro, yendo desde un máximo de 1444,6 ind/L en marzo de 2010, a un mínimo de 1,5 ind/L en noviembre de 2010. Al igual que la densidad total del zooplancton en este grupo se encontró correlación positiva con la profundidad (Spearman, $R_s = 0,57$; $p < 0,05$) y negativa con la salinidad (Spearman, $R_s = -0,6$; $p < 0,05$). Sin embargo no se encontraron correlación con la temperatura, oxígeno disuelto y transparencia.

Por otro lado tampoco se encontraron diferencias significativas al considerar las medias correspondientes a cada año de estudio ($H = 2,02$; $p = 0,4029$), ni entre las medias de la

abundancia en las estaciones anuales ($H = 6,5$; $p = 0,09$) e incluso entre campañas ($H = 12$; $p = 0,4457$).

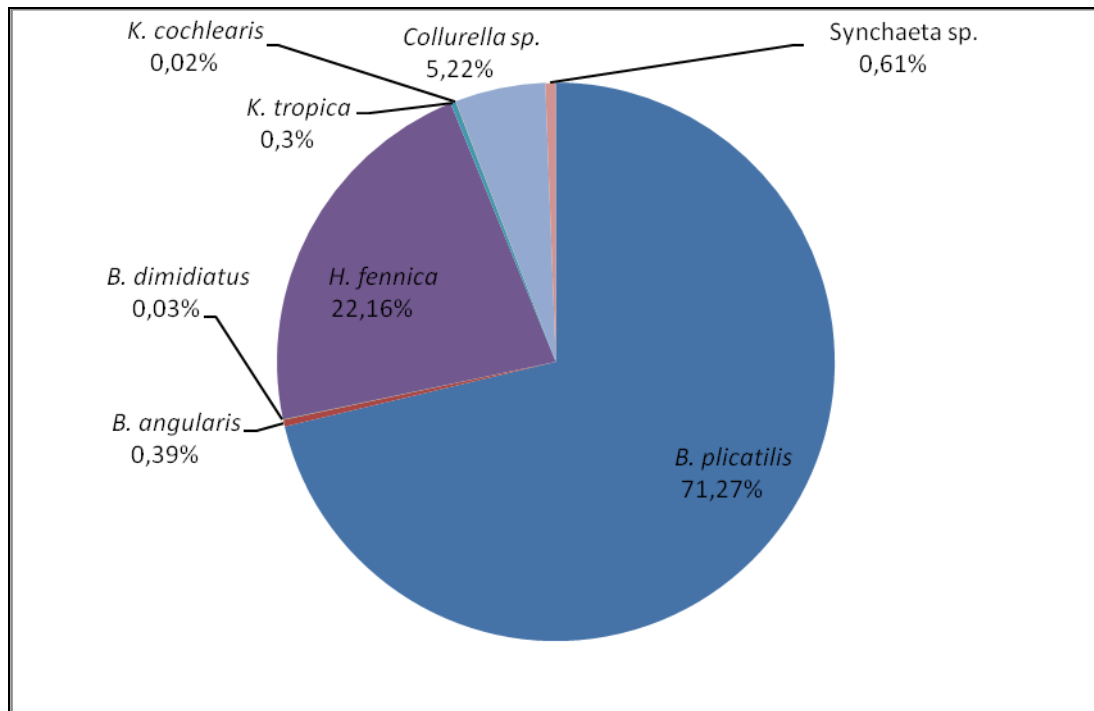


Figura 22: Abundancia relativa de las especies de rotíferos presentes en todas las muestras

En cuanto a la presencia y abundancia de las especies que conforman este grupo, *Brachionus plicatilis* se registró en todas las campañas efectuadas y fue ampliamente la especie más numerosa (71,27 %). Por su parte *Hexarthra fennica* no estuvo presente en la última campaña (noviembre 2011) y se conformó en la 2ª especie más numerosa (22,16 %). Por otro lado, *Collurella sp.*, *Synchaeta sp.* y *Brachionus angularis* se registraron en 2 campañas y *Keratella tropica*, *Brachionus dimidiatus* y *Keratella cochlearis* sólo en una y todas ellas de muy bajo valor numérico (Figura 22 y Tabla 15).

La especie *Brachionus plicatilis* tuvo correlación positiva con la salinidad (Spearman, $R_s = 0,87$; $p < 0,0001$), oxígeno disuelto (Spearman, $R_s = 0,84$; $p < 0,0001$), temperatura (Spearman, $R_s = 0,86$; $p < 0,0001$) y con la profundidad (Spearman, $R_s = 0,73$; $p < 0,0001$). En cambio *Hexarthra fennica* no presentó correlación significativa entre su abundancia y los parámetros ambientales considerados.

Tabla 15: Densidades medias y desvíos estándar de las especies de Rotíferos registradas

Especie	Densidad media ind/L	Desvío Estándar
<i>Brachionus plicatilis</i>	163,61	301,78
<i>Brachionus angularis</i>	4,47	5,47
<i>Brachionus dimidiatus</i>	0,66	
<i>Hexarthra fennica</i>	56,53	145,35
<i>Keratella tropica</i>	6,90	
<i>Keratella cochlearis</i>	0,50	
<i>Collurella</i> sp.	59,97	84,34
<i>Synchaeta</i> sp.	6,95	7,85

3.4.2.3 Rendimiento Calórico Total del plancton

El Rendimiento Calórico del zooplancton en función del pejerrey presentó un valor medio de $39,89 * 10^{-3}$ cal/100 L, con extremos de $206 * 10^{-3}$ cal/100 L en la primavera de 2009 y $1,44 * 10^{-3}$ cal/100 L en verano del mismo año. En tanto el número medio de cladóceros, ciclopoideos y calanoideos considerados en el cálculo fue de 15.717 ind/m³, con extremos de 75.575 y 500 ind/m³ en primavera e invierno del 2009. De acuerdo a la composición del zooplancton que es aprovechada por el pejerrey como principal fuente de energía, estos valores resultan comparativamente muy bajos.

3.4.3 Análisis de los muestreos ictiológicos

Considerando todas las artes y aparejos de pesca utilizados durante el período de estudio, se capturaron en total 4473 ejemplares pertenecientes a 4 especies, distribuidas en 4 órdenes y 4 familias (Tabla 16). Sólo *J. multidentata* fue colectada en todas las campañas y fue capturada con trampa tipo nasa, trampa tipo garlito y red de arrastre.

Tabla 16: Especies colectadas en la laguna La Brava.

Orden/Familia/especie	Nombre común
Cyprinodontiformes	
Familia: Anablepidae	
<i>Jenynsia multidentata</i> (Jenyns, 1842)	Madrecita de agua, Overito
Distribución: Parano-Platense	

Tabla 16 (Continuación): Especies colectadas en la laguna La Brava.

Orden/Familia/especie	Nombre común
Atheriniformes	
Familia: Atherinopsidae	
<i>Odontesthes bonariensis</i> (Valenciennes, 1835)	Pejerrey bonaerense
Distribución: Parano-Platense	
Characiformes	
Familia: Characidae	
<i>Oligosarcus jenynsii</i> (Günther, 1864)	Dientudo
Distribución: Parano-Platense	
Cypriniformes	
Familia: Cyprinidae	
<i>Cyprinus carpio</i> (Linnaeus, 1758)	Carpa común
Introducida	

Ejemplares de *Odontesthes bonariensis*, *C. carpio* y *O. jenynsii* fueron capturados con red de arrastre, red de enmalle, trasmallo y espinel. La trampa tipo garlito capturó solamente *O. bonariensis* y *J. multidentata*, pero este arte fue empleado recién a partir de la 6ª campaña, cuando ya se habían registrado severas variaciones químicas (Tabla 17).

Tabla 17: Especies capturadas en las distintas campañas discriminadas por arte y aparejo de pesca

Fecha	Arte	<i>O. bonariensis</i>	<i>C. carpio</i>	<i>O. jenynsii</i>	<i>J. multidentata</i>
16/05/2008	Arrastre	X	X		X
	Nasa				X
	Enmalle	X	X	X	
30/09/2008	Arrastre	X	X	X	X
	Nasa				X
	Enmalle	X	X	X	

Tabla 17 (Continuación): Especies capturadas en las distintas campañas discriminadas por arte y aparejo de pesca

Fecha	Arte	<i>O. bonariensis</i>	<i>C. carpio</i>	<i>O. jenynsii</i>	<i>J. multidentata</i>
13/01/2009	Espinel	X	X	X	
	Trasmallo	X	X	X	
12/06/2009	Arrastre	X			X
	Nasa				X
	Enmalle	X		X	
	Espinel	X		X	
	Trasmallo	X		X	
05/10/2009	Arrastre	X			X
	Nasa				X
	Enmalle	X		X	
	Espinel	X		X	
	Trasmallo	X		X	
10/03/2010	Arrastre	X			X
	Nasa				X
	Enmalle	X			
	Espinel	X			
	Trasmallo	X			
	Garlito	X			X
21/05/2010	Arrastre	X			X
	Nasa				X
	Enmalle	X			
	Espinel	X			
	Trasmallo	X			
	Garlito	X			X
03/09/2010	Arrastre	X			X
	Nasa				X
	Enmalle	X			
	Espinel	X			

Tabla 17 (Continuación): Especies capturadas en las distintas campañas discriminadas por arte y aparejo de pesca

Fecha	Arte	<i>O. bonariensis</i>	<i>C. carpio</i>	<i>O. jenynsii</i>	<i>J. multidentata</i>
03/09/2010	Trasmallo	X			
	Garlito	X			X
24/11/2010	Arrastre				X
	Nasa				X
	Enmalle	X			
	Espinel				
	Trasmallo				
	Garlito	X			X
28/01/2011	Arrastre				X
	Nasa				
	Enmalle				
	Espinel				
	Trasmallo				
	Garlito				

Las Tablas 18 a 23 muestran las capturas, discriminadas por especie, efectuadas con artes o aparejos de pesca, el esfuerzo en horas, los correspondientes porcentajes en número y peso de las especies capturadas y el índice de Shannon-Wiener calculado para cada campaña.

3.4.3.1 Capturas con artes de pesca costeros

En los tres artes de pesca empleados en aguas costeras (trampas nasa, garlito y red de arrastre costero) se capturaron 4 especies de peces: *J. multidentata*, *O. bonariensis*, *C. carpio* y *O. jenynsii*.

3.4.3.1.1 Capturas con trampas Nasa

En este caso se puede advertir que en todas las oportunidades que se caló este arte, sólo capturó una única especie *Jenynsia multidentata*, por lo que resultó altamente selectiva (Tabla 18).

Tabla 18: Capturas, discriminadas por especie, efectuadas durante el período de estudio con trampas tipo nasa. Ref: N° = número de ejemplares capturados; P(g)= peso total en gramo; % N° = Porcentaje en número de las captura y % P = porcentaje en peso.

Campaña	Fecha	Esfuerzo	Especie	N°	P (g)	% N°	% P
1°	16/05/08	14 horas	<i>J. multidentata</i>	5	16,5	100	100
			Total	5	16,5	100	100
2°	30/09/08	14 horas	<i>J. multidentata</i>	9	23,8	100	100
			Total	9	23,8	100	100
3°	13/01/09	14 horas	<i>J. multidentata</i>	8	22,4	100	100
			Total	8	22,4	100	100
4°	12/06/09	14 horas	<i>J. multidentata</i>	12	34,8	100	100
			Total	12	34,8	100	100
5°	05/10/09	14 horas	<i>J. multidentata</i>	6	25,2	100	100
			Total	6	25,2	100	100
6°	10/03/10	14 horas	<i>J. multidentata</i>	7	3,4	100	100
			Total	7	3,4	100	100
7°	21/05/10	14 horas	<i>J. multidentata</i>	11	40,7	100	100
			Total	11	40,7	100	100
8°	03/09/10	14 horas	<i>J. multidentata</i>	26	56,8	100	100
			Total	26	56,8	100	100
9°	24/11/10	14 horas	<i>J. multidentata</i>	19	34,6	100	100
			Total	19	34,6	100	100
10°	28/01/11	---	----	----	----	-----	-----

3.4.3.1.2 Capturas con trampas tipo Garlito

Se puede distinguir que la especie mejor representada en número y en peso, en las campañas 6ª y 7ª fue *O. bonariensis*, cuyos porcentajes superaron el 56 y 76 % respectivamente, mientras que el índice fue cercano a 0,7. En cambio, durante las campañas 8ª y 9ª la especie mejor representada en número fue *J. multidentata* (80,9 % y 97,3 % respectivamente) y en peso *O. bonariensis* (96,7 % y 57,5 % respectivamente), con un índice Shannon-Wiener de 0,49 y 0,13 respectivamente (Tabla 19).

Tabla 19: Lista de especies capturadas con trampas tipo garlito e índice de Shannon-Wiener obtenido Ref: N° = número de ejemplares capturados; P(g)= peso total en gramo; % N° = Porcentaje en número de las captura, % P = porcentaje en peso y H = índice de Shannon-Wiener.

Campaña	Fecha	Esfuerzo	Especie	N°	P (g)	% N°	% P	H
6°	10/03/10	12 horas	<i>O. bonariensis</i>	214	1647,8	59,1	79,3	
			<i>J. multidentata</i>	148	429,2	40,9	20,7	
			Total	362	2077	100	100	0,68
7°	21/05/10	14 horas	<i>O. bonariensis</i>	223	1806,3	56,6	76,8	
			<i>J. multidentata</i>	171	547,2	43,4	23,2	
			Total	394	2353,5	100	100	0,69
8°	03/09/10	12 horas	<i>O. bonariensis</i>	22	6210	19,1	96,7	
			<i>J. multidentata</i>	93	213,9	80,9	3,3	
			Total	115	6423,9	100	100	0,49
9°	24/11/10	14 horas	<i>O. bonariensis</i>	2	167	2,7	57,5	
			<i>J. multidentata</i>	71	123,4	97,3	42,5	
			Total	73	290,4	100	100	0,13
10°	28/01/11		----	----	----	----	-----	-----

3.4.3.1.3 Capturas con red de arrastre

Se puede observar que sólo *J. multidentata* fue capturada en todas las campañas efectuadas. En la campaña 2 se capturaron ejemplares de todas las especies registradas, aunque en muy baja frecuencia, especialmente de *C. carpio* y *O. jenynsii*. Por su parte *O. bonariensis*, no estuvo representada en el cuadro de capturas en las últimas dos campañas (9ª y 10ª). Sin embargo, *J. multidentata* y *O. bonariensis* fueron las más capturadas con este arte. Particularmente *J. multidentata* presentó un porcentaje en número mayor a *O. bonariensis* en las campañas 1ª, 2ª, 5ª, 6ª y 8ª pero el porcentaje en peso sólo fue mayor al de *O. bonariensis* en la campaña 5. En tanto *C. carpio* fue capturada en la 1ª, 2ª y 3ª campaña y si bien su porcentaje en número siempre fue escaso (18,2; 2,4 y 4,2 % respectivamente), su peso elevado influyó de manera importante en la biomasa final. El índice de Shannon-Wiener fue máximo en la primera campaña, cuando alcanzó un valor cercano a 1 (Tabla 20).

Tabla 20: Lista de especies capturadas con red de arrastre e índice de Shannon-Wiener.

Ref: N° = número de ejemplares capturados; P(g)= peso total en gramo; % N° = Porcentaje en número de las captura, % P = porcentaje en peso y H = índice de Shannon-Wiener.

Campaña	Fecha	Especie	N°	P (g)	% N°	% P	H
1°	16/05/08	<i>O. bonariensis</i>	12	113	27,3	2,0	
		<i>J. multidentata</i>	24	84	54,5	1,5	
		<i>C. carpio</i>	8	5440	18,2	96,5	
		Total	44	5637	100	100	
							0
2°	30/09/08	<i>O. bonariensis</i>	68	987	40,5	41,7	
		<i>J. multidentata</i>	92	301	54,7	12,7	
		<i>C. carpio</i>	4	988	2,4	41,7	
		<i>O. jenynsii</i>	4	92	2,4	3,9	
		Total	16	2368	100	100	
			8			7	
3°	13/01/09	<i>O. bonariensis</i>	48	278	50	7,3	
		<i>J. multidentata</i>	44	158	45,8	4,1	
		<i>C. carpio</i>	4	3380	4,2	88,6	
		Total	96	3816	100	100	
						4	
4°	12/06/09	<i>O. bonariensis</i>	24	2182	76,5	87,8	
			8				
		<i>J. multidentata</i>	76	303	23,5	12,2	
		Total	32	2485	100	100	0,5
			4			4	
5°	05/10/09	<i>O. bonariensis</i>	32	209	27,6	45,7	
		<i>J. multidentata</i>	84	249	72,4	54,3	
		Total	11	458	100	100	
			6			9	
6°	10/03/10	<i>O. bonariensis</i>	48	413	40	66,5	
		<i>J. multidentata</i>	72	208	60	33,5	

Tabla 20 (Continuación): Lista de especies capturadas con red de arrastre e índice de Shannon-Wiener. Ref: N° = número de ejemplares capturados; P(g)= peso total en gramo; % N° = Porcentaje en número de las captura, % P = porcentaje en peso y H = índice de Shannon-Wiener.

Campaña	Fecha	Especie	N°	P (g)	% N°	% P	H
6°	10/03/10	<i>O. bonariensis</i>	48	413	40	66,5	
		<i>J. multidentata</i>	72	208	60	33,5	
		Total	12	621	100	100	0,6
			0				7
7°	21/05/10	<i>O. bonariensis</i>	43	3968	94,8	98	
		<i>J. multidentata</i>	24	81	5,2	2	
		Total	46	4049	100	100	0,2
			0				0
8°	03/09/10	<i>O. bonariensis</i>	2	76	13,3	72,6	
		<i>J. multidentata</i>	13	28,7	86,7	27,4	
		Total	15	104,7	100	100	0,3
							9
9°	24/11/10	<i>J. multidentata</i>	18	31,7	100	100	
		Total	18	31,7	100	100	0
10°	28/01/11	<i>J. multidentata</i>	31	57,6	100	100	
		Total	31	57,6	100	100	0

3.4.3.1.4 Capturas en aguas abiertas

En aguas abiertas sólo se capturaron 3 especies de peces, *O. bonariensis*, *C. carpio* y *O. jenynsii*, en el aparejo de pesca (espindel) y las 2 artes de pesca pasivas (trasmallo y tren de redes agalleras).

3.4.3.1.5 Capturas con espindel

Este aparejo de pesca fue empleado en siete campañas de pesca, *O. bonariensis* fue capturado en seis de ellas. En tanto, *C. carpio* fue capturada con esta arte sólo en una ocasión (campaña 3) y *O. jenynsii* en 3 (campañas 3ª, 4ª y 5ª), ambas especies en escasa cantidad, por lo que la diversidad biológica estimada siempre fue muy baja (Tabla 21). Debe decirse además que esta arte no fue calada durante la 10ª campaña, efectuada el

28/01/11, debido a la muy escasa profundidad de la laguna, lo que tornó imposible el manejo apropiado.

Tabla 21: Lista de especies capturadas con espinel e índice de Shannon-Wiener obtenido.

Ref: N° = número de ejemplares capturados; P(g)= peso total en gramo; % N° = Porcentaje en número de las captura, % P = porcentaje en peso y H = índice de Shannon-Wiener.

Campaña	Fecha	Esfuerzo	Especie	N°	P (g)	% N°	% P	H
3°	13/01/09	12 horas	<i>O. bonariensis</i>	5	2615	62,5	58,4	
			<i>O. jenynsii</i>	1	130	12,5	2,9	
			<i>C. carpio</i>	2	1730	25,0	38,7	
			Total	8	4475	100	100	0,90
4°	12/06/09	12 horas	<i>O. bonariensis</i>	11	7238	78,6	94,9	
			<i>O. jenynsii</i>	3	389	21,4	5,1	
			Total	14	7627	100	100	0,52
5°	05/10/09	12 horas	<i>O. bonariensis</i>	7	3423	77,8	92,8	
			<i>O. jenynsii</i>	2	266	22,2	7,2	
			Total	9	3689	100	100	0,53
6°	10/03/10	12 horas	<i>O. bonariensis</i>	3	1203	100,0	100,0	
			Total	3	1203	100	100	0
7°	21/05/10	12 horas	<i>O. bonariensis</i>	18	10098	100,0	100,0	
			Total	18	10098	100	100	0
8°	03/09/10	12 horas	<i>O. bonariensis</i>	2	948	100,0	100,0	
			Total	2	948	100	100	0
9°	24/11/10	12 horas	Total	0	0	0	0	
10°	28/01/11		---	---	-----	-----	-----	

3.4.3.1.6 Capturas con Trasmallo

Al igual que en el caso del espinel, este arte de pesca fue empleado en siete campañas de pesca. La especie más representada fue *O. bonariensis* capturada en seis de ellas (campañas 3ª, 4ª, 5ª, 6ª, 7ª y 8ª), mientras que *C. carpio* y *O. jenynsii*, sólo fueron capturados en una (campaña 3ª) y tres ocasiones (campañas 3ª, 4ª y 5ª) respectivamente,

por lo que merece igual comentario. La diversidad H, se hizo máxima en la campaña 3ª donde alcanzó un valor de 1,04 (Tabla 22).

Tabla 22: Lista de especies capturadas con trasmallo e índice de Shannon-Wiener. Ref: N° = número de ejemplares capturados; P(g) = peso total en gramo; % N° = Porcentaje en número de las captura, % P = porcentaje en peso y H = índice de Shannon-Wiener.

Campaña	Fecha	Esfuerzo	Especie	N°	P g)	% N°	% P	H
3°	13/01/09	12 horas	<i>O. bonariensis</i>	9	4905	50,0	65,1	
			<i>O. jenynsii</i>	4	577	22,2	7,7	
			<i>C. carpio</i>	5	2047	27,8	27,2	
			Total	18	7529	100	100	1,04
4°	12/06/09	12 horas	<i>O. bonariensis</i>	12	5472	80,0	93,1	
			<i>O. jenynsii</i>	3	404	20,0	6,9	
			Total	15	5876	100	100	0,50
5°	05/10/09	12 horas	<i>O. bonariensis</i>	13	6591	92,9	97,7	
			<i>O. jenynsii</i>	1	156	7,1	2,3	
			Total	14	6747	100	100	0,26
6°	10/03/10	12 horas	<i>O. bonariensis</i>	17	1023	100,	100,0	
					4	0		
			Total	17	1023	100	100	0
7°	21/05/10	12 horas	<i>O. bonariensis</i>	19	1255	100,	100,0	
					9	0		
			Total	19	1255	100	100	0
8°	03/09/10	12 horas	<i>O. bonariensis</i>	3	1760	100,	100,0	
						0		
			Total	3	1760	100	100	0
9°	24/11/10	12 horas	Total	0	0	0	0	
10°	28/01/11		---	---	-----	----	----	---

De acuerdo a lo descripto en párrafos anteriores para espinel, tampoco el trasmallo fue calado durante la 10ª campaña, efectuada el 28/01/11.

3.4.3.1.7 Capturas con Tren de enmalle

Si bien con esta arte se colectaron 3 especies, sólo *O. bonariensis* fue capturada en todas las campañas efectuadas y en cada una de ellas siempre fue la especie más abundante tanto en número como en peso. Los menores valores correspondieron a los registrados en la 3ª campaña (73,7 % N° y 76,4 % P), donde casualmente se estimó la mayor diversidad ($H = 0,69$). Sólo se capturó *Cyprinus carpio* en la 1ª, 2ª y tercer campaña, alcanzando la máxima representación en las captura totales en la 3ª campaña con 22,0 % N° y 22,3 % P. La especie menos representada en las capturas fue *O. jenynsii*, alcanzando el mayor porcentaje en número en la 2º campaña (5,7 % N°) y en peso en la 3ª (1,3 % P) y fue capturada sólo en las primeras cinco campañas (Tabla 23).

Tabla 23: Especies capturadas en los trenes de enmalle e índice de Shannon-Wiener. Ref: N° = número de ejemplares capturados; P(g)= peso total en gramo; % N° = Porcentaje en número de las captura, % P = porcentaje en peso y H = índice de Shannon-Wiener.

Camp.	Fecha	Esfuerzo	Especie	N°	P (g)	% N°	% P	H
1º	16/05/08	14 horas	<i>O. bonariensis</i>	196	56468,6	94,2	92	
			<i>O. jenynsii</i>	5	420,6	2,4	0,7	
			<i>C. carpio</i>	7	4481,5	3,4	7,3	
			Total	208	61370,7	100	100	
2º	30/09/08	12 horas	<i>O. bonariensis</i>	189	103010	82,9	83,2	
			<i>O. jenynsii</i>	13	1014	5,7	0,8	
			<i>C. carpio</i>	26	198640	11,4	16	
			Total	228	302664	100	100	
3º	13/01/09	14 horas	<i>O. bonariensis</i>	137	44211,4	73,7	76,4	
			<i>O. jenynsii</i>	8	732,5	4,3	1,3	
			<i>C. carpio</i>	41	12915,8	22	22,3	
			Total	186	57859,7	100	100	
4º	12/06/09	14 horas	<i>O. bonariensis</i>	230	70834,3	97,5	98,9	
			<i>O. jenynsii</i>	6	727,8	2,5	1	
			Total	236	71562,1	100	100	
5º	05/10/09	12 horas	<i>O. bonariensis</i>	375	204600	99,7	99,9	

Tabla 23 (Continuación): Especies capturadas en los trenes de enmalle e índice de Shannon-Wiener. Ref: N° = número de ejemplares capturados; P(g)= peso total en gramo; % N° = Porcentaje en número de las captura, % P = porcentaje en peso y H = índice de Shannon-Wiener.

Camp.	Fecha	Esfuerzo	Especie	N°	P (g)	% N°	% P	H
5°	05/10/09	12 horas	<i>O. jenynsii</i>	1	84	0,3	0,1	
			Total	376	204684	100	100	0,02
6°	10/03/10	12 horas	<i>O. bonariensis</i>	180	87600	100	100	
			Total	180	87600	100	100	0
7°	21/05/10	14 horas	<i>O. bonariensis</i>	351	143228,6	100	100	
			Total	351	143228,6	100	100	0
8°	03/09/10	12 horas	<i>O. bonariensis</i>	70	48500	100	100	
			Total	70	48500	100	100	0
9°	24/11/10	12 horas	<i>O. bonariensis</i>	67	34500	100	100	
				67	34500	100	100	0
10°	28/01/11		---	---	-----	----	----	---

Las capturas, discriminadas por especie y por paño efectuadas con los trenes de enmalle en cada campaña se muestran a partir de la Tabla 24 a la 32. En ellas se observa el tiempo que estuvieron caladas (esfuerzo de pesca) y el índice de Shannon-Wiener estimado. Si bien, este arte capturó 3 especies de peces: *O. bonariensis*, *O. jenynsii* y *C. carpio*, se puede advertir que en las primeras campañas la inmensa mayoría de las capturas correspondieron a *O. bonariensis*. También se observa que a partir de la 4ª campaña, no se capturó *C. carpio* y a partir de la 6ª tampoco se capturó *O. jenynsii*.

Tabla 24: Detalle de las capturas efectuadas con enmalle durante la 1ª campaña e índice de Shannon-Wiener (H).

Red mm	Horas tendido	<i>O. bonariensis</i>	<i>C. carpio</i>	<i>O. jenynsii</i>	Captura por paño	H
15	14	7	0	0	7	
21	14	11	0	0	11	
25	14	57	0	3	60	

Tabla 24 (Continuación): Detalle de las capturas efectuadas con enmalle durante la 1^o campaña e índice de Shannon-Wiener (H).

Red mm	Horas tendido	<i>O. bonariensis</i>	<i>C. carpio</i>	<i>O. jenynsii</i>	Captura por paño	H
30	14	56	0	0	56	
35	14	42	4	2	48	
40	14	23	3	0	26	
52,5	14	0	0	0	0	
Total		196	7	5	208	0,26

Así mismo es necesario destacar que durante la 10^a campaña, efectuada el 28/01/11 no se calaron los trenes de enmalle, debido a que la reducida superficie y escaso pelo de agua que presentó la laguna en ese momento, hizo imposible el manejo de este arte.

Tabla 25: Detalle de las capturas efectuadas con enmalle durante la 2^o campaña e índice de Shannon-Wiener (H).

Red mm	Horas tendido	<i>O. bonariensis</i>	<i>C. carpio</i>	<i>O. jenynsii</i>	Captura por paño	H
15	12	9	0	0	9	
21	12	16	5	7	28	
25	12	32	9	3	44	
30	12	36	6	2	44	
35	12	43	4	1	48	
40	12	39	2	0	41	
52,5	12	14	0	0	14	
Total		189	26	13	228	0,57

Tabla 26: Detalle de las capturas efectuadas con enmalle durante la 3^o campaña e índice de Shannon-Wiener (H.)

Red mm	Horas tendido	<i>O. bonariensis</i>	<i>C. carpio</i>	<i>O. jenynsii</i>	Captura por paño	H
15	14	4	0	1	5	

Tabla 26 (Continuación): Detalle de las capturas efectuadas con enmalle durante la 3° campaña e índice de Shannon-Wiener (H.)

Red mm	Horas tendido	<i>O. bonariensis</i>	<i>C. carpio</i>	<i>O. jenynsii</i>	Captura por paño	H
21	14	15	4	2	21	
25	14	27	6	1	34	
30	14	44	11	2	57	
35	14	34	1	2	37	
40	14	13	13	0	26	
52,5	14	0	6	0	6	
Total		137	41	8	186	0,69

Tabla 27: Detalle de las capturas efectuadas con enmalle durante la 4° campaña e índice de Shannon-Wiener (H).

Red mm	Horas tendido	<i>O. bonariensis</i>	<i>C. carpio</i>	<i>O. jenynsii</i>	Captura por paño	H
15	14	0	0	0	0	
21	14	45	0	3	48	
25	14	52	0	2	54	
30	14	68	0	1	69	
35	14	42	0	0	42	
40	14	20	0	0	20	
52,5	14	3	0	0	3	
Total		230	0	6	236	0,12

Tabla 28: Detalle de las capturas efectuadas con enmalle durante la 5° campaña e índice de Shannon-Wiener (H).

Red mm	Horas tendido	<i>O. bonariensis</i>	<i>C. carpio</i>	<i>O. jenynsii</i>	Captura por paño	H
15	12	14	0	0	14	
21	12	39	0	0	39	
25	12	50	0	1	51	

Tabla 28 (Continuación): Detalle de las capturas efectuadas con enmalle durante la 5° campaña e índice de Shannon-Wiener (H).

Red mm	Horas tendido	<i>O. bonariensis</i>	<i>C. carpio</i>	<i>O. jenynsii</i>	Captura por paño	H
30	12	87	0	0	87	
35	12	89	0	0	89	
40	12	81	0	0	81	
52,5	12	15	0	0	15	
Total		375	0	1	376	0,02

Tabla 29: Detalle de las capturas efectuadas con enmalle durante la 6° campaña e índice de Shannon-Wiener (H).

Red mm	Horas tendido	<i>O. bonariensis</i>	<i>C. carpio</i>	<i>O. jenynsii</i>	Captura por paño	H
15	12	22	0	0	22	
21	12	21	0	0	21	
25	12	20	0	0	20	
30	12	35	0	0	35	
35	12	42	0	0	42	
40	12	39	0	0	39	
52,5	12	1	0	0	1	
Total		180	0	0	180	0

Tabla 30: Detalle de las capturas efectuadas con enmalle durante la 7° campaña e índice de Shannon-Wiener (H).

Red mm	Horas tendido	<i>O. bonariensis</i>	<i>C. carpio</i>	<i>O. jenynsii</i>	Captura por paño	H
15	14	20	0	0	20	
21	14	12	0	0	12	
25	14	25	0	0	25	
30	14	111	0	0	111	
35	14	46	0	0	46	

Tabla 30 (Continuación): Detalle de las capturas efectuadas con enmalle durante la 7° campaña e índice de Shannon-Wiener (H).

Red mm	Horas tendido	<i>O. bonariensis</i>	<i>C. carpio</i>	<i>O. jenynsii</i>	Captura por paño	H
40	14	116	0	0	116	
52,5	14	21	0	0	21	
Total	14	351	0	0	351	0

Tabla 31: Detalle de las capturas efectuadas con enmalle durante la 8° campaña e índice de Shannon-Wiener (H).

Red mm	Horas tendido	<i>O. bonariensis</i>	<i>C. carpio</i>	<i>O. jenynsii</i>	Captura por paño	H
15	12	2	0	0	2	
21	12	3	0	0	3	
25	12	3	0	0	3	
30	12	5	0	0	5	
35	12	26	0	0	26	
40	12	31	0	0	31	
52,5	12	0	0	0	0	
Total	12	70	0	0	70	0

Tabla 32: Detalle de las capturas efectuadas con enmalle durante la 9° campaña e índice de Shannon-Wiener (H).

Red mm	Horas tendido	<i>O. bonariensis</i>	<i>C. carpio</i>	<i>O. jenynsii</i>	Captura por paño	H
15	12	6	0	0	6	
21	12	1	0	0	1	
25	12	2	0	0	2	
30	12	12	0	0	12	
35	12	23	0	0	23	
40	12	23	0	0	23	
52,5	12	0	0	0	0	
Total	12	67	0	0	67	0

3.4.4 Abundancia y Diversidad

En la Tabla 33 se sintetizan las capturas de las distintas especies efectuadas por los distintos artes empleados, en cada una de las campañas realizadas durante todo el período de estudio. También muestra el índice de Shannon-Wiener estimado a partir de la sumatoria del total de las artes y aparejos de pesca empleados en cada campaña.

Considerando la totalidad de las artes de pesca utilizadas en cada una de las campañas, puede apreciarse que hasta la 3ª se registró la captura de las cuatro especies de peces que originalmente estaban presentes. A partir de la 4ª campaña, comienza a manifestarse una reducción del número de especies capturadas. La primer especie que dejó de ser capturada fue *C. carpio*, en tal sentido es oportuno comentar que el 4 de marzo de 2009 (entre la 3ª y 4ª campaña de muestreo), el personal que tomó las muestras de agua para la Secretaría de Recursos Hídricos de la provincia de La Pampa, observó una importante cantidad de carpas muertas en la orilla de la laguna (Figura 23). Esto ocurrió cuando a partir del descenso del pelo de agua, quizás demasiado brusco, motivado por el cese de ingreso de agua desde el río, la concentración de residuo seco estuvo por encima de los 17 g/L (Figura 24). Luego, a partir de la 6ª campaña, dejó de ser capturada *O. jenynsii*. En ese momento, la concentración de sales osciló entre los 22 y 23 g/L (Figura 17).

Por otro lado, durante la 2ª quincena del mes de diciembre de 2010, se registró “la mortandad total de los pejerreyes que aún presentaba la laguna” (Bernardo Cueto, *Com. pers.*). Esto ocurrió, cuando la laguna tenía muy poca profundidad y una muy elevada cantidad de sales. Si bien no se dispone del dato químico de la fecha en la que se produjo la mortandad, se cuenta con el registro de la 9ª campaña efectuada el mes anterior (24/11/10), momento en que el residuo seco fue de aproximadamente 50 g/L. Como en el intervalo de tiempo, que medió entre la 9ª campaña y la mortandad, no se registró ingreso de agua por el río y las condiciones ambientales favorecieron en demasía la evaporación del agua, es de suponer, que cuando se produjo la mortandad, el residuo seco haya sido superior a los 50 g/L (Figura 23).

Durante la 10ª campaña efectuada el 28/01/11 sólo se capturó *J. multidentata*, en ese momento el contenido de sales totales fue cercano a los 59 g/L (Figura 23). Esa fue la última fecha donde se registró la presencia de peces en la laguna La Brava, ya que durante la 11ª campaña, efectuada el 22/03/11, no se capturó ninguna especie y el agua que quedaba en la laguna tenía un concentración de sales cercana a los 130 g/L (Figura 24).



Figura 23: Mortandad de carpas registrada en la laguna La Brava en 2009.



Figura 24: Disminución del n° de especies con el aumento de la salinidad. El número 4 indica la presencia de: *O. bonariensis*, *J. multidentata*, *C. carpio* y *O. jenynsii*; el 3: *O. bonariensis*, *J. multidentata* y *O. jenynsii*; el 2: *O. bonariensis* y *J. multidentata* y el 1: *J. multidentata*.

Tabla 33: Lista de especies capturadas con cada arte en cada campaña

Fecha	Arte	<i>O. bonariensis</i>	<i>C. carpio</i>	<i>O. jenynsii</i>	Total	H	
2016/05/08	Arrastre	12	8		24	44	
	Nasa				5	5	
	Enmalle	196	7	5		208	
Total Campaña 1		208	15	5	29	257	0,66
1930/09/08	Arrastre	68	4	4	92	168	
	Nasa				9	9	
	Enmalle	189	26	13		228	
Total Campaña 2		257	30	17	101	405	0,96
2013/01/09	Arrastre	48	4		44	96	
	Nasa				8	8	
	Enmalle	137	41	8		186	
	Espinel	5	2	1		8	
	Trasmallo	9	5	4		18	
Total Campaña 3		199	52	13	52	316	1,02
2012/06/09	Arrastre	248			76	324	
	Nasa				12	12	
	Enmalle	230		6		236	
	Espinel	11		3		14	
	Trasmallo	12		5		17	
Total Campaña 4		501		14	88	603	0,52
2005/10/09	Arrastre	32			84	116	
	Nasa				6	6	
	Enmalle	375		1		376	
	Espinel	7		2		9	
	Trasmallo	13		1		14	

Tabla 33 (Continuación): Lista de especies capturadas con cada arte en cada campaña

Fecha	Arte	<i>O. bonariensis</i>	<i>C. carpio</i>	<i>O. jenynsii</i>	Total	H	
Total Campaña 5		427		4	90	521	0,50
2010/03/10	Arrastre	48			72	120	
	Nasa				7	7	
	Enmalle	180				180	
	Trasmallo	17				17	
	Garlito	214			148	362	
Total Campaña 6		459	0	0	227	686	0,63
2021/05/10	Arrastre	436			24	460	
	Nasa				11	11	
	Enmalle	351				351	
	Espinel	21				21	
	Trasmallo	19				19	
	Garlito	23			171	394	
Total Campaña 7		1050	0	0	206	1256	0,45
2003/09/10	Arrastre	2			13	15	
	Nasa				26	26	
	Enmalle	70				70	
	Espinel	2				2	
	Trasmallo	3				3	
	Garlito	22			93	115	
Total Campaña 8		99	0	0	132	231	0,68
2024/11/10	Arrastre				18	18	
	Nasa				9	9	
	Enmalle	67				67	

Tabla 33 (Continuación): Lista de especies capturadas con cada arte en cada campaña

Fecha	Arte	<i>O. bonariensis</i>	<i>C. carpio</i>	<i>O. jenynsii</i>	Total	H
	Espinel				0	
	Trasmallo				0	
	Garlito	2		71	73	
Total Campaña 9		69	0	0	98	167
2028/01/11	Arrastre			31	31	
	Nasa				0	
	Enmalle				0	
	Espinel				0	
	Trasmallo				0	
	Garlito				0	
Total Campaña 10		0	0	0	31	31
Total Período		3269	97	53	1054	4473

En la figura 25 se muestra gráficamente el modelo lineal que representa la relación entre la transformación logarítmica en base 10 de la concentración de residuo seco y el número de especies de peces capturados en la laguna en cada campaña efectuada. La ecuación resultante: $\text{Número de especies} = 17,252 - 3,3493 * \text{Log}_{10} \text{Residuo seco (g/L)}$ y el $R^2 = 0,862$, estarían indicando un elevado grado de relación inversa entre las variables consideradas, indicando en cierta medida un modelo predictivo simple y básico para el ambiente.

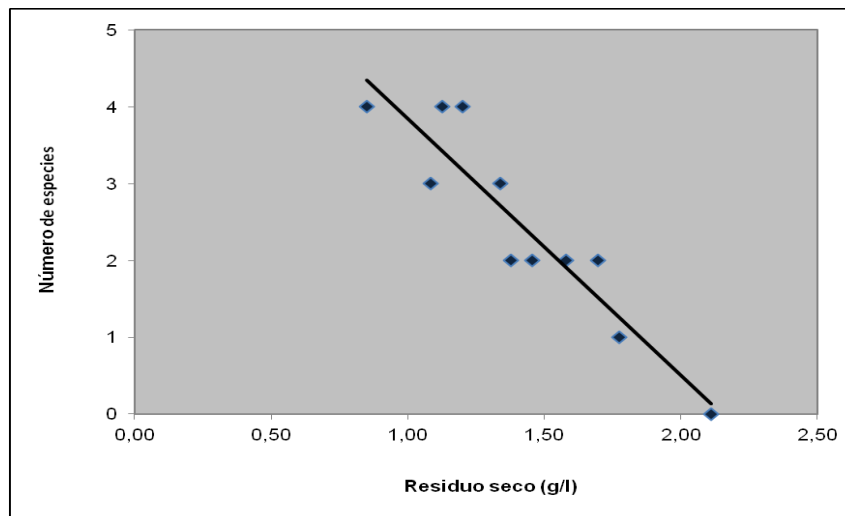


Figura 25: Relación entre el \log_{10} de la concentración de residuo y el número de especies de peces presentes en la laguna La Brava, para cada una de las once campañas efectuadas.

Al discriminar las capturas efectuadas por arte encontramos que solo la red de arrastre fue utilizada en las 10 campañas efectuadas, con capturas en cada una de ellas, representando un 31,03 % de las capturas totales. Mientras que el tren de enmalle, y la trampa tipo nasa, que fueron utilizadas en 9 campañas de muestreo, registraron el 42,4%, y 2,3% del total respectivamente. El espinel y trasmallo que fueron utilizados en 7 de las 10 campañas efectuadas, sólo permitieron realizar capturas en seis oportunidades, alcanzando el 1,27% y 1,96% del total del período. Por otro lado, en la trampa tipo Garlito se registró el 21,04% de las capturas totales a pesar que sólo fue utilizada en 4 ocasiones.

La mayor cantidad de ejemplares se registró en la campaña 7 donde se contabilizaron 1256 individuos pertenecientes sólo a dos especies, *O. bonariensis* y *J. multidentata*, mientras que la menor cantidad fue registrada en la 10ª campaña, correspondiente tan sólo 31 ejemplares de *J. multidentata* colectados con la red de arrastre.

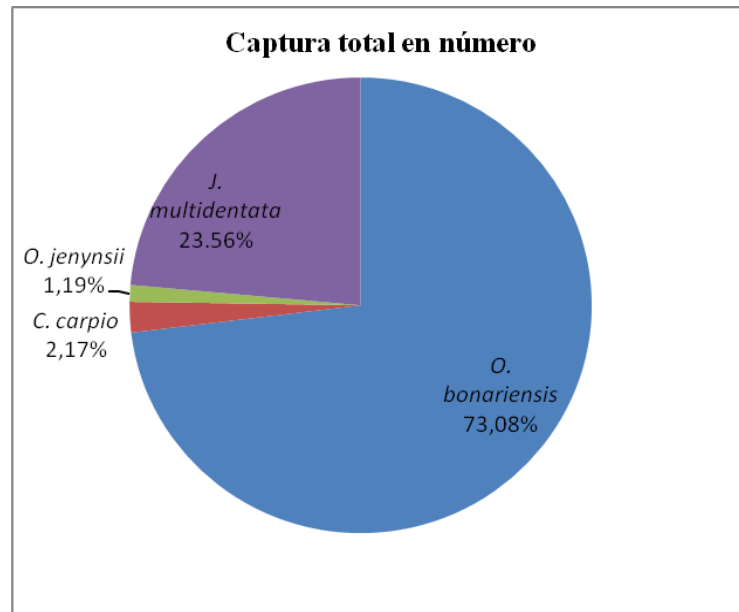


Figura 26: Abundancia relativa de cada especie capturada con respecto al número total de ejemplares colectados.

Por otro lado, como ya se comentó precedentemente la captura simultánea de las cuatro especies de peces presentes en el ambiente solo se produjo en las 3 primeras campañas, donde se capturaron 257, 405 y 316 ejemplares totales respectivamente.

La especie más abundante durante todo el período de estudio se fue *O. bonariensis*, le siguieron en importancia numérica decreciente: *J. multidentata*, *C. carpio* y *O. jenynsii* (Figura 26).

En términos de biomasa las diferencias en las capturas fueron aún mayores, las capturas de *O. bonariensis* registraron el mayor peso, luego muy alejado las de *C. carpio*, *O. jenynsii* y *J. multidentata* (Figura 27).

La diversidad estimada a partir de las capturas efectuadas en conjunto entre la red de arrastre y tren de enmalle se muestran en la tabla 34. El índice de Shannon-Wiener alcanzó valores calificables como bajos, se acercó a moderado en la 2ª y 3ª campaña pero fueron muy bajos en las restantes, alcanzando 0 en la última campaña (10ª) cuando sólo estuvo presente *J. multidentata*.

De igual modo, el índice de Simpson fue intermedio sólo en 2 campañas (2ª y 3ª), bajo en 7 (1ª, 4ª, 5ª, 6ª, 7ª, 8ª y 9ª campaña) y 0 en la 10ª campaña.

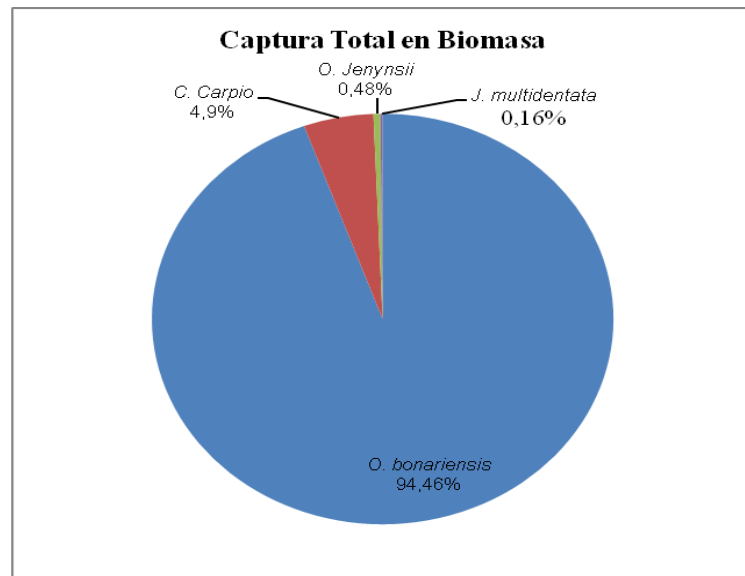


Figura 27: Biomasa relativa total de las especies capturadas.

La equidad de Pielou en las campañas 1^a, 4^a, 5^a y 7^a manifestó más baja uniformidad con respecto a las demás, donde hubo una marcada diferencia numérica a favor de solo 2 especies, *O. bonariensis* en las campañas 2^a, 3^a y 6^a, y *J. multidentata* en las campañas 8^a y 9^a. En la 10^a campaña fue 0 debido a la captura *J. multidentata* únicamente.

Tabla 34: Índices de diversidad de Shannon - Wiener (*H*), Simpson (*S*) y Equidad (*E*) de la ictiofauna capturada con red de arrastre y enmalle

Nº Muestreo	Fecha	Riqueza Específica	n	Biomasa (kg)	<i>H</i>	<i>S</i>	<i>E</i>
1	16/05/08	4	252	82,49	0,91	0,30	0,45
2	30/09/08	4	396	119,01	1,37	0,52	0,69
3	13/01/09	4	282	63,99	1,38	0,52	0,69
4	12/06/09	3	560	98,89	0,66	0,25	0,41
5	05/10/09	3	492	205,05	0,68	0,29	0,43
6	10/03/10	2	300	88,23	0,79	0,36	0,80
7	21/05/10	2	811	199,05	0,19	0,06	0,19
8	03/09/10	2	85	48,63	0,62	0,26	0,62
9	24/11/10	2	85	34,57	0,74	0,19	0,79
10	28/01/11	1	31	0,06	0	0	0

El relevamiento bibliográfico sobre presencia-ausencia de peces, efectuado en ambientes de la cuenca relativamente cercanos a la laguna La Brava, muestra en general la existencia de una mayor abundancia de especies, tanto aguas arriba como aguas debajo del ambiente de estudio. En la laguna La Brava estuvieron ausentes los elementos autóctonos endémicos y los salmónidos introducidos (Tabla 35).

El análisis de los índices Jaccard y Sørensen entre la laguna La Brava y los distintos ambientes seleccionados indicó una mayor similitud con el río Salado, con el que compartió las 4 especies que tuvo la laguna al inicio del estudio, sin embargo este número significó apenas poco más del 50 % de las especies registradas en el río Salado (Tabla 36).

Tabla 36: Índices de similaridad de Jaccard y Sørensen entre La laguna La Brava y 5 ambientes de la cuenca del río Colorado ubicados aguas arriba y aguas abajo

Ambiente	Provincia	Riqueza específica	Especies Común	Índice Jaccard	Índice Sorensen
Río Diamante	Mendoza	7	2	0,22	0,36
Río Atuel	Mendoza	16	4	0,25	0,40
Río Salado	Mendoza-San Luis-La Pampa	7	4	0,57	0,73
Río Colorado	Mendoza-Neuquén-La Pampa-Río Negro	17	3	0,17	0,29
Embalse Casa de Piedra	La Pampa-Río Negro	10	3	0,27	0,43

Tabla 35: Especies de peces presentes otros ambientes pertenecientes a la cuenca del río Desaguadero-Saldado, relativamente cercanos a la laguna La Brava. Referencias: Ringuelet et al., 1967 (1); Arratia et al., 1983 (2); Protogino, 1987 (3); Azpelicueta, 1994 (4); Villanueva & De la Mota, 1994 (5); Siegenthaler et al., 1995 (6); Liotta, 2006 (7); Altolaguirre et al., 2004 (8); Bello, 2002 (9); Gilbert et al., 1996 (10); Arámburu, 1969 (11); Del Ponti & Berguño, 2012 (12). * Consideradas *P. trucha* (Ruzzante et al., 2006)

Espece	Río Diamante	Río Atuel	Río Salado	Casa de Piedra	Río Colorado
<i>Hatcheria macraei</i>	1, 2 y 5	1 y 5	2 y 5		2 y 5
<i>Trichomycterus Borelli</i>					2
<i>Trichomycterus areolatus</i>	7 y 9	5	7 y 9		7 y 9
<i>Olivaichthys cuyanus</i>		8 y 9			4 y 6
<i>Olivaichthys viedmensis</i>					2
<i>Odontesthes hatcheri</i>	2	5, 1 y 9	5	10	7, 8 y 9
<i>Odontesthes bonariensis</i>	5	5	5	10	10
<i>Cichlasoma facetum</i>		8			
<i>Cyprinus carpio</i>	5	8	5	10	5 y 10
<i>Oligosarcus jenynsii</i>		8	12		
<i>Astyanax fasciatus</i>		3			
<i>Astyanax abramis</i>		3			
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>		8		10	10
<i>Jenynsia multidentata</i>		8	5	10	2,5 y 10
<i>Cheirodon interruptus</i>		8		10	6, 10

Tabla 35(Continuación): Especies de peces presentes otros ambientes pertenecientes a la cuenca del río Desaguadero-Saldado, relativamente cercanos a la laguna La Brava. Referencias: Ringuelet et al., 1967 (1); Arratia et al., 1983 (2); Protogino, 1987 (3); Azpelicueta, 1994 (4); Villanueva & De la Mota, 1994 (5); Siegenthaler et al., 1995 (6); Liotta, 2006 (7); Altolaguirre et al., 2004 (8); Bello, 2002 (9); Gilbert et al, 1996 (10); Arámburu, 1969 (11); Del Ponti & Berguño, 2012 (12). * Consideradas *P. trucha* (Ruzzante et al.,

		2006)		
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	5	5	10	5 y 10
<i>Salmo trutta</i>			10	10
<i>Salvelinus fontinalis</i>	5	5		
<i>Percichthys trucha</i>		1 y 5		1 y 2
<i>Percichthys altispinis</i> *			10	2, 6, 7 y 9
<i>Percichthys vinciguerrae</i> *				2

3.4.5 *Odontesthes bonariensis*

3.4.5.1 Capturas

Las capturas totales de *O. bonariensis* efectuadas con los trenes de enmalle, en cada una de las nueve campañas efectuadas, discriminadas por intervalo de talla de 10 mm, se representan en las figuras 28-36. El marcado descenso del nivel de agua de la laguna y la ya comentada mortandad masiva que tuvo esta población durante diciembre de 2010, frustró el calado de los trenes de enmalle, en la décima campaña de captura.

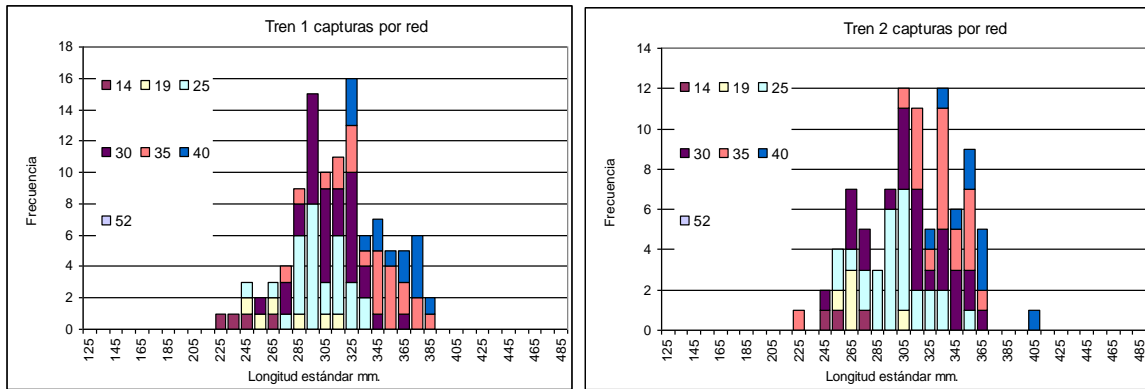


Figura 28: Distribución de las capturas efectuadas en cada tren de enmalle durante en la 1ª campaña.

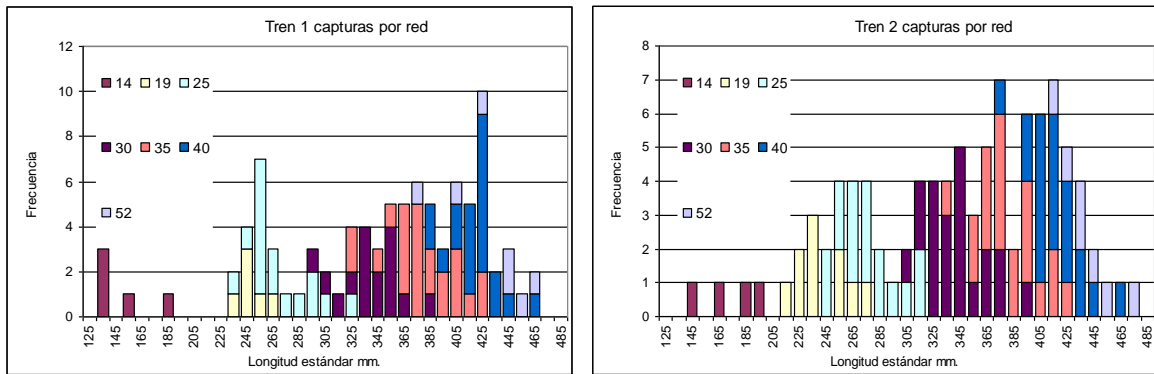


Figura 29: Distribución de las capturas efectuadas en cada tren de enmalle durante en la 2ª campaña.

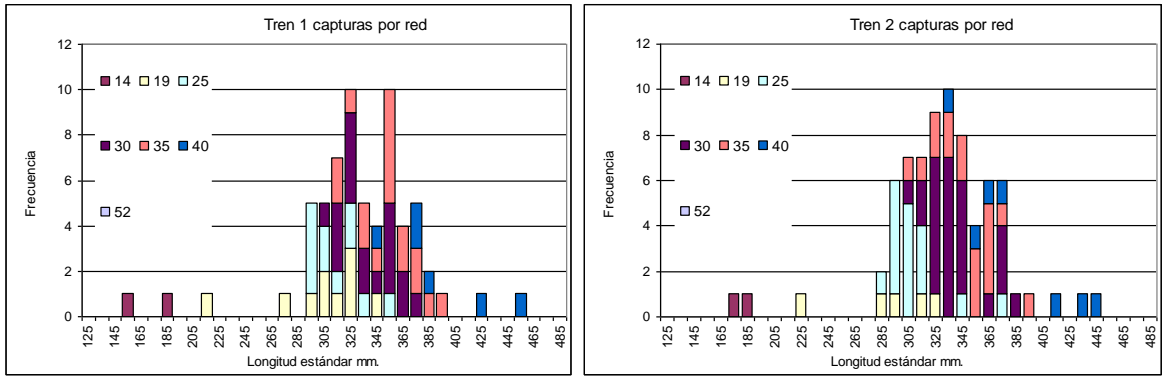


Figura 30: Distribución de las capturas efectuadas en cada tren de enmalle durante en la 3° campaña.

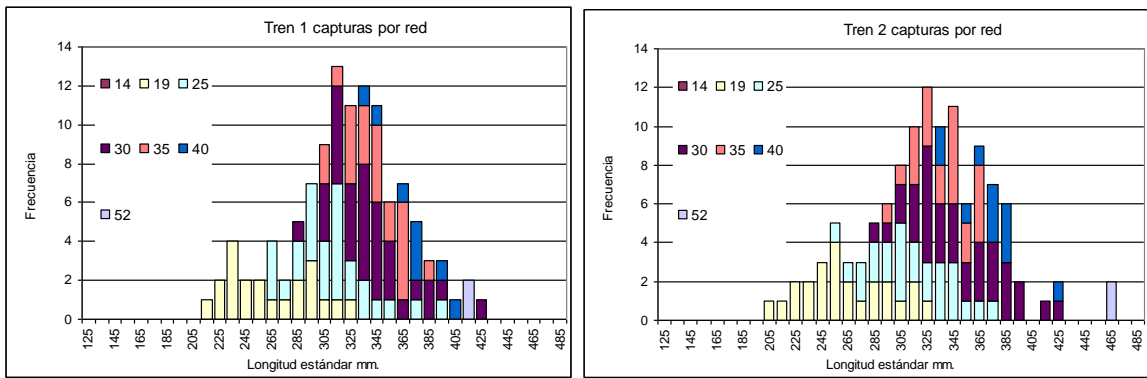


Figura 31: Distribución de las capturas efectuadas en cada tren de enmalle durante en la 4° campaña.

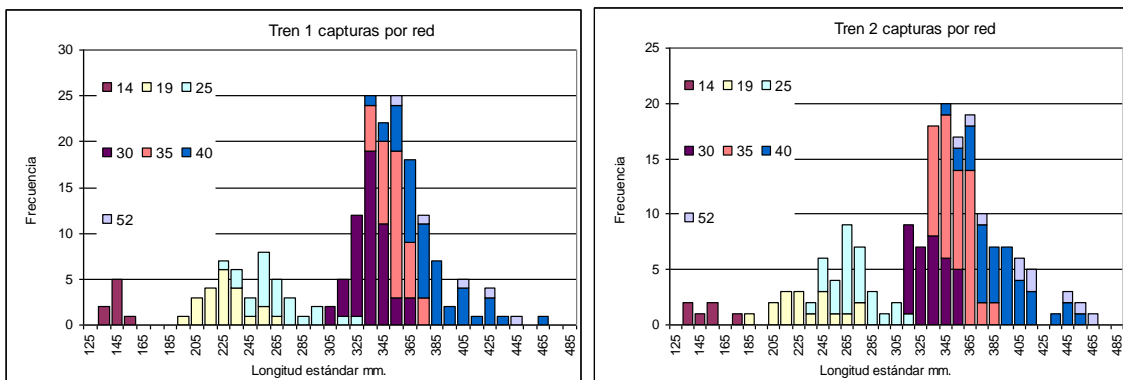


Figura 32: Distribución de las capturas efectuadas en cada tren de enmalle durante en la 5° campaña.

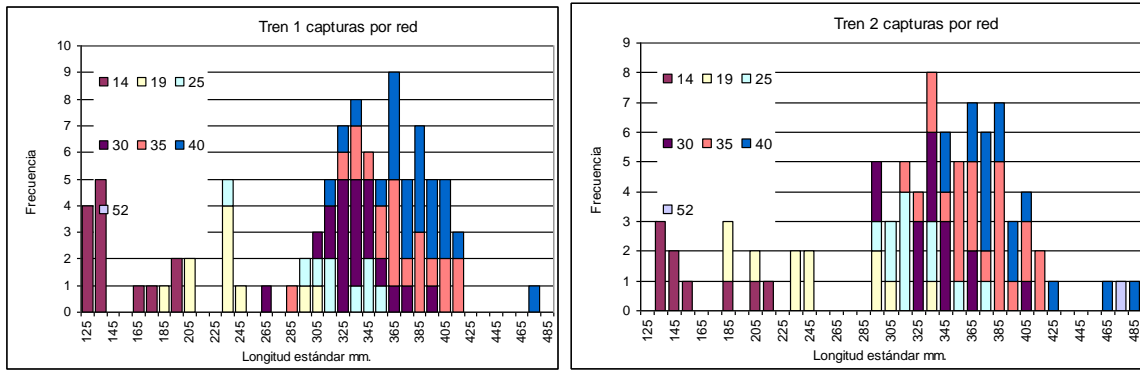


Figura 33: Distribución de las capturas efectuadas en cada tren de enmalle durante en la 6° campaña.

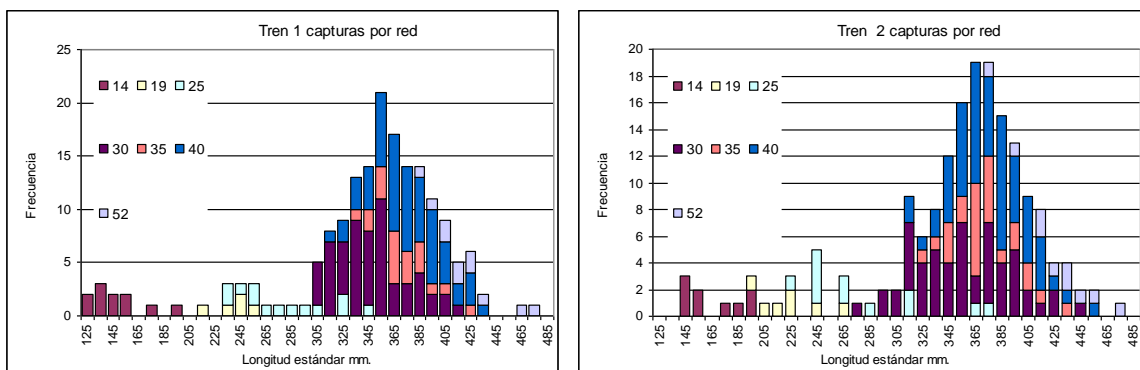


Figura 34: Distribución de las capturas efectuadas en cada tren de enmalle durante la 7° campaña.

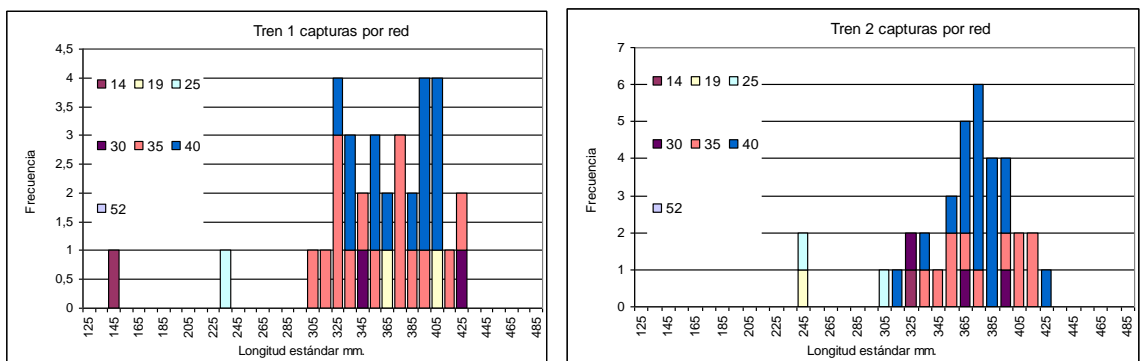


Figura 35: Distribución de las capturas efectuadas en cada tren de enmalle durante en la 8° campaña.

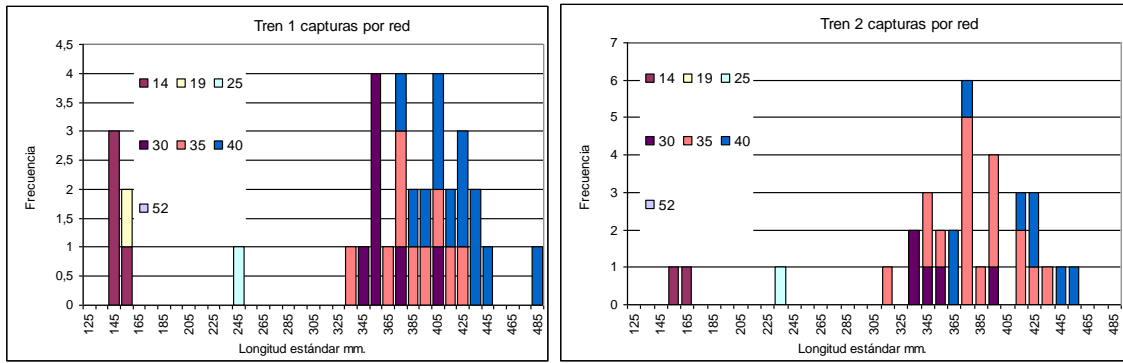


Figura 36: Distribución de las capturas efectuadas en cada tren de enmalle durante la 9ª campaña.

En tanto, la figura 37 resume la distribución de frecuencias del total de capturas efectuadas a lo largo del período de estudio discriminado por tamaño de malla, el número de campañas en que el arte capturó al menos un ejemplar, la media y desvío estándar de las longitudes correspondientes a cada una de las mallas y la línea de tendencia.

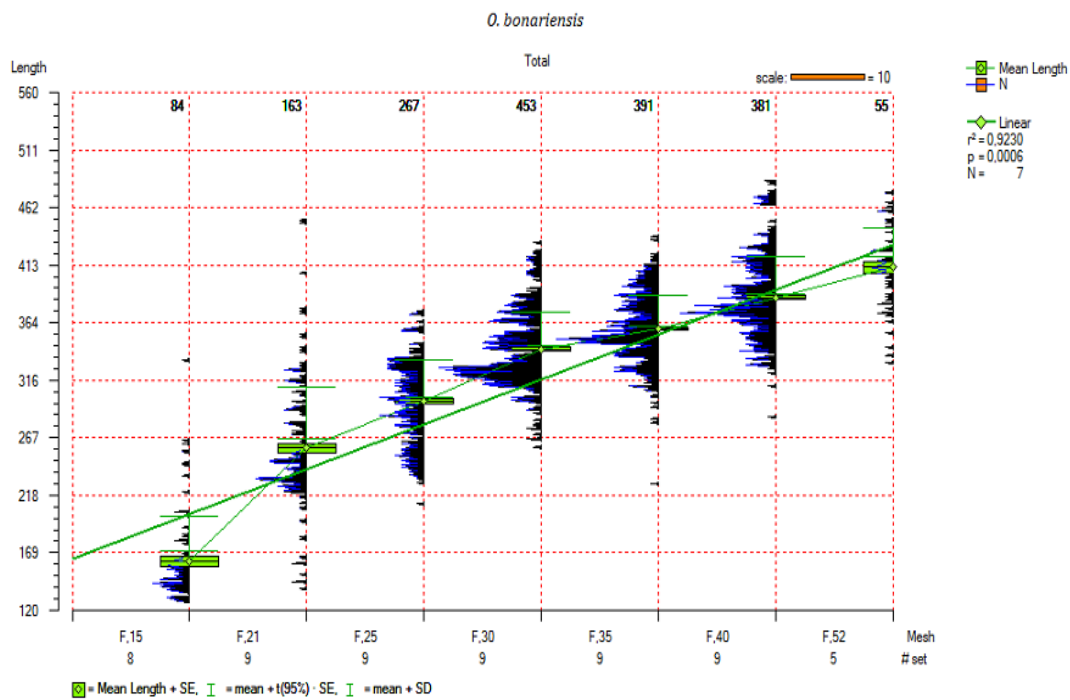


Figura 37: Distribución de frecuencias del total de capturas discriminado por tamaño de malla

En ella puede apreciarse que las mallas de 21, 25, 30, 35 y 40 mm de nudo a nudo registraron capturas en las nueve campañas en que se utilizó el tren, superando el 92 % del

total, la de 15 mm en ocho oportunidades alcanzó el 4,7% y la de 52 sólo en 5 ocasiones registró la menor cantidad, 3% del total. De todas ellas, la malla de 30 mm nudo a nudo fue la de mayor registro de captura, concentrando poco más del 25% del total, le siguen las de 35 y 40 mm con un 22 y 21% respectivamente, la de 25 un 15% y la de 21 mm, que con un 9% sólo fue superior a las capturas efectuadas con las mallas de 15 y 52 mm.

La mayor variación de tamaños se registró en la mallas de 15 y 21 mm de nudo a nudo donde además del capturar ejemplares de pequeñas tallas fueron enredados, no agallados, individuos de grandes dimensiones. Las de 25, 30, 35 y 40 mm tuvieron menor variación.

Las tallas medias que capturó cada tamaño fueron consecutivamente mayores, siendo cercanas a 161, 262, 297, 342, 359, 386 y 411 mm para las mallas de 15, 21, 25, 30, 35, 40 y 52 mm de nudo a nudo respectivamente, lo que presentó un muy alto grado de asociación ($R^2 = 0,93$; $p = 0,0006$; $N = 7$) entre las variables consideradas (longitud media y tamaño de malla).

Por otro lado las figuras 38-46 muestran la distribución de las frecuencias de capturas de la sumatoria de ambos trenes y la sumatoria de las capturas esperadas previa estandarización de los paños a una superficie a 50 metros cuadrados cada uno. En general puede apreciarse que las capturas presentaron un amplio rango de tallas, sin embargo estuvieron mayoritariamente integradas por individuos de medianas a grandes dimensiones. Fueron especialmente abundantes los comprendidos entre los 280 y 400 mm de longitud estándar.

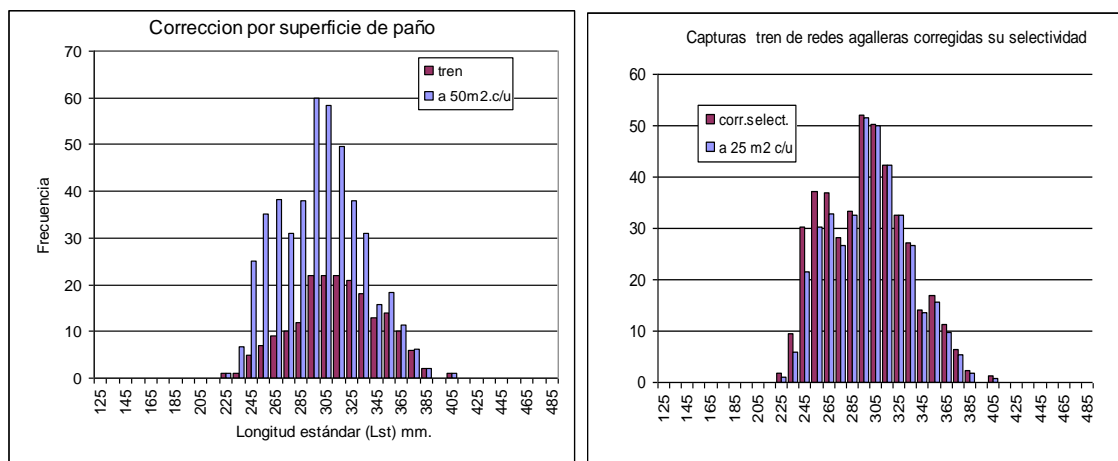


Figura 38: Distribución de las capturas totales transformadas a una superficie de 50 m² cada paño y distribución obtenida para paños de 25 m² cada uno, corregidos por la selectividad respectiva para la 1^o campaña.

En cambio si tomamos como referencia a 245 mm de longitud estándar, tamaño a partir del cual se manifiesta interés deportivo y comercial del pejerrey (Baigún & Anderson), 1994, puede apreciarse que la captura de individuos menores a ese límite registró una tendencia numérica comparativamente baja.

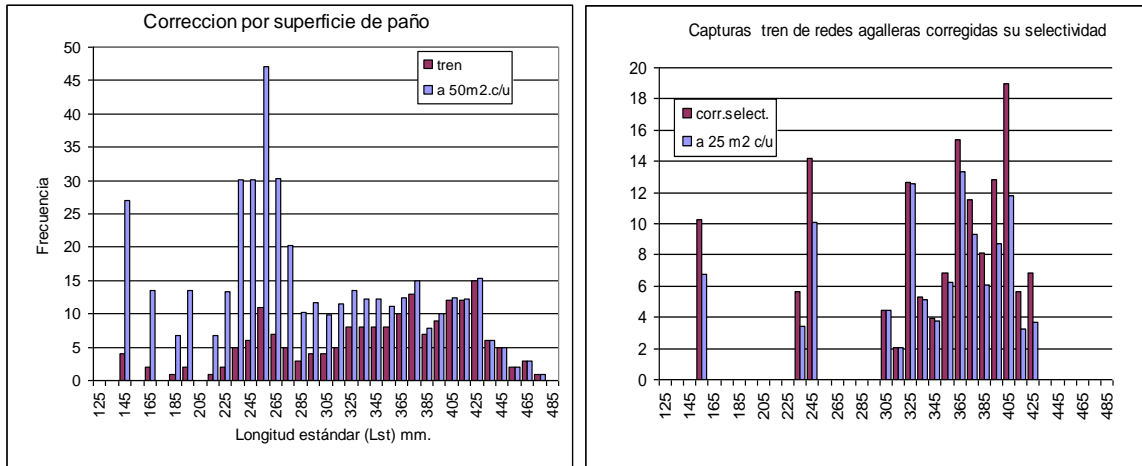


Figura 39: Distribución de las capturas totales transformadas a una superficie de 50 m² cada paño y distribución obtenida para paños de 25 m² cada uno, corregidos por la selectividad respectiva para la 2^o campaña.

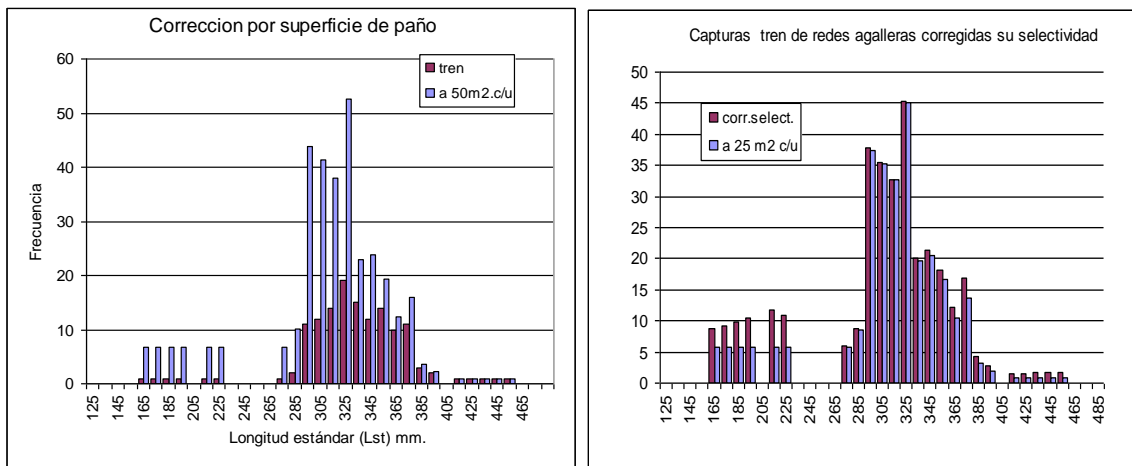


Figura 40: Distribución de las capturas totales transformadas a una superficie de 50 m² cada paño y distribución obtenida para paños de 25 m² cada uno, corregidos por la selectividad respectiva para la 3^o campaña

Así mismo, las figuras 38-46, muestran la corrección efectuada por la selectividad de las redes agalleras, previa estandarización a 12 horas de esfuerzo de las capturas totales de pejerrey en cada campaña. En ellas puede apreciarse una desigual distribución de tallas, así

por ejemplo las gráficas correspondientes a las campañas 5^a y 7^a (Figuras 42 y 44) muestran el mayor rango de tallas encontrado en los muestreos, de 125 a 485 mm de longitud estándar. En ellas se registraron las mayores capturas que fueron de 375 y 351 individuos, para las campañas 5^a y 7^a respectivamente. Además se pueden visualizar tres grupos de tamaños, con sus mayores frecuencias en 145, 225 y 335 mm para la campaña 5^a (Figura 42) y en 145, 245 y 345 mm para la campaña 7^a (Figura 44), aunque puede interpretarse un cuarto grupo en alrededor de los 195 mm.

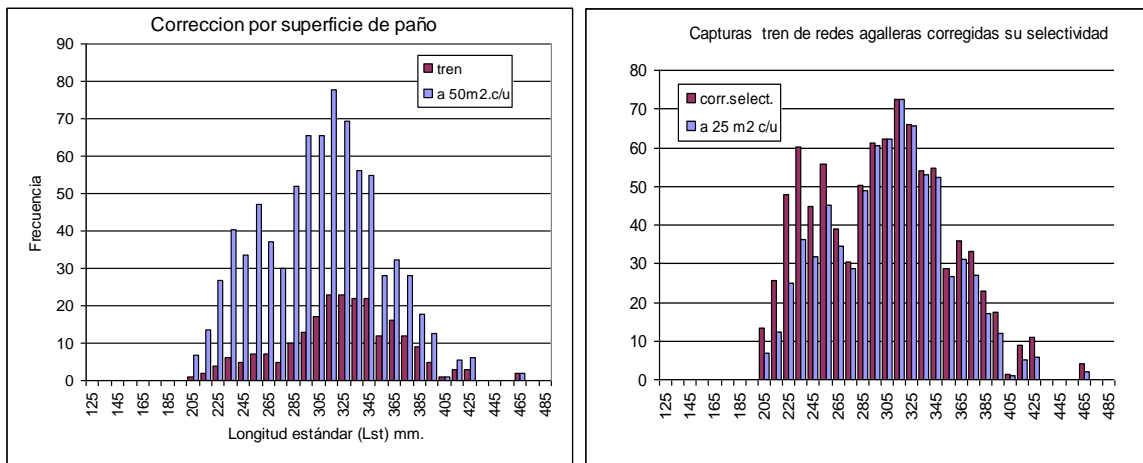


Figura 41: Distribución de las capturas totales transformadas a una superficie de 50 m² cada paño y distribución obtenida para paños de 25 m² cada uno, corregidos por la selectividad respectiva para la 4^o campaña.

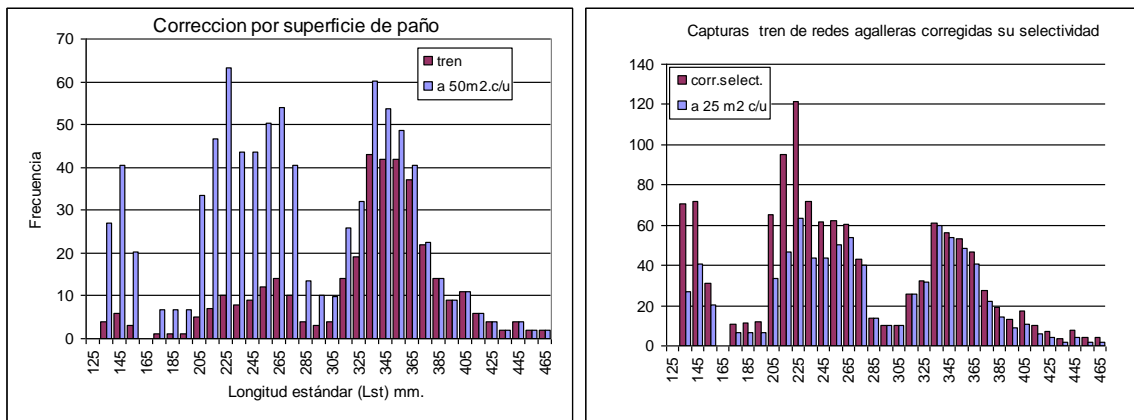


Figura 42: Distribución de las capturas totales transformadas a una superficie de 50 m² cada paño y distribución obtenida para paños de 25 m² cada uno, corregidos por la selectividad respectiva para la 5^o campaña.

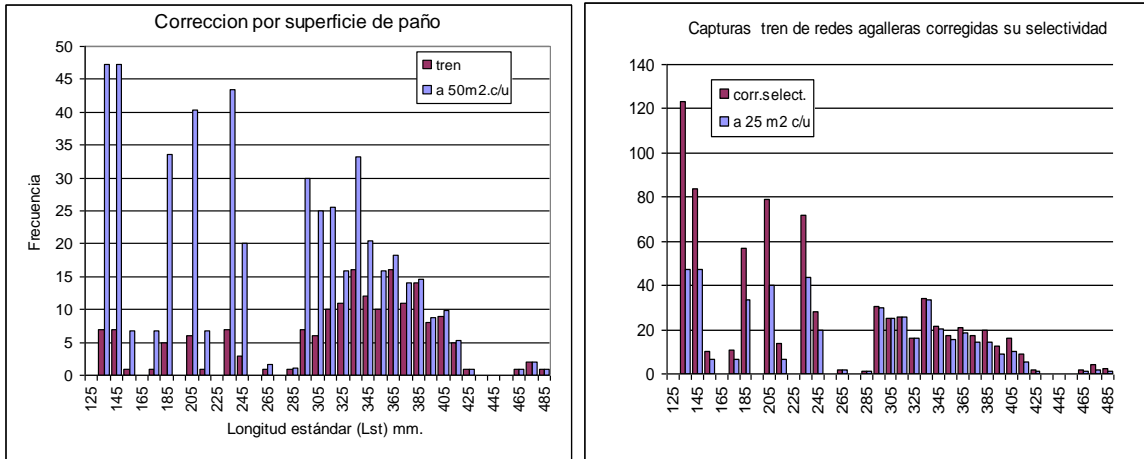


Figura 43: Distribución de las capturas totales transformadas a una superficie de 50 m² cada paño y distribución obtenida para paños de 25 m² cada uno, corregidos por la selectividad respectiva para la 6^o campaña.

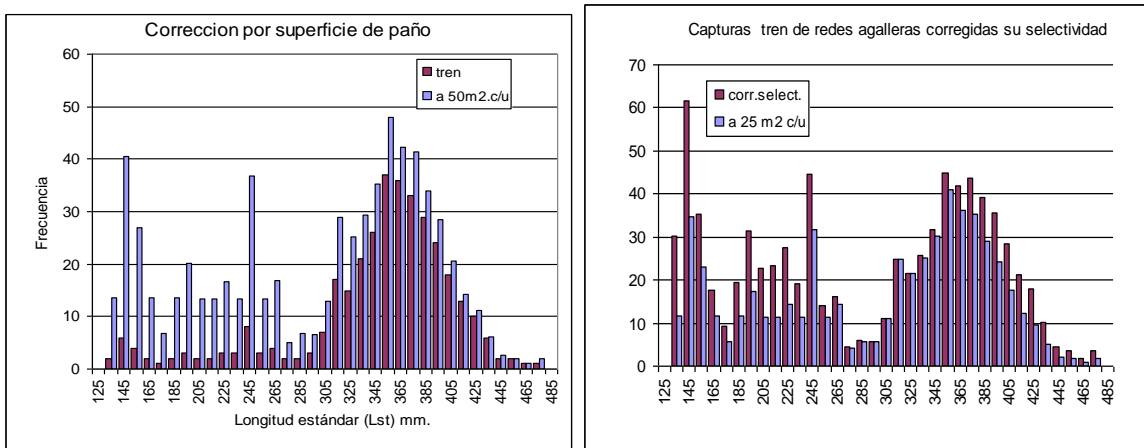


Figura 44: Distribución de las capturas totales transformadas a una superficie de 50 m² cada paño y distribución obtenida para paños de 25 m² cada uno, corregidos por la selectividad respectiva para la 7^o campaña.

Una situación muy distinta presentan las campañas 1^a y 4^a (figuras 38 y 41), donde a pesar de registrar capturas relativamente importantes (196 y 230 individuos respectivamente) tuvieron el menor rango de tallas que se encontró durante todo el período de estudio, que fue desde los 225 a los 415 mm para la 1^o campaña (figura 38) y de los 205 a los 475 mm para la campaña 4^a (figura 41). A grandes rasgos podrían visualizarse dos grupos de tallas (aunque un poco apiñados) una con su mayor frecuencia en los 245 y otra en los 295 para la 1^o campaña (figura 38) y en 235 y 305 mm para la 4^a campaña (figura 41).

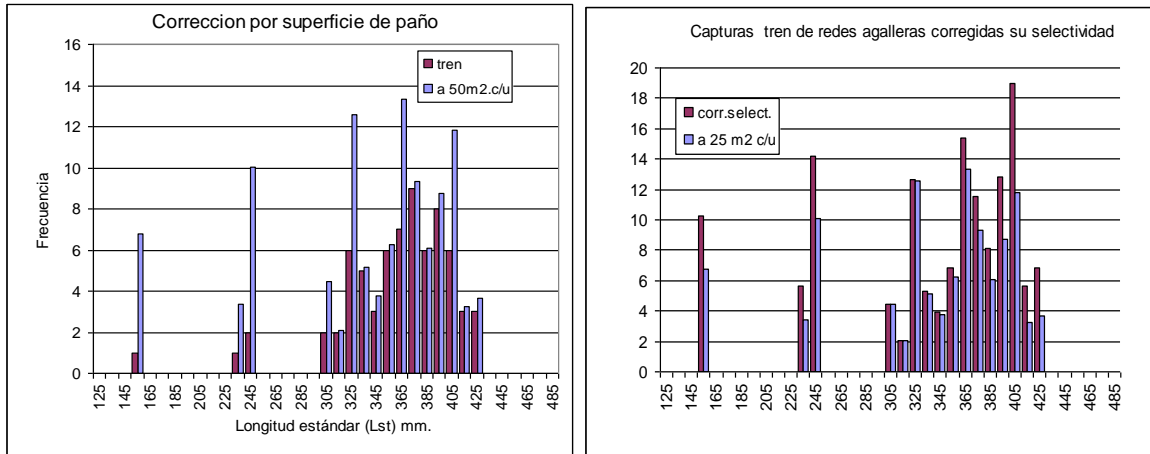


Figura 45: Distribución de las capturas totales transformadas a una superficie de 50 m² cada paño y distribución obtenida para paños de 25 m² cada uno, corregidos por la selectividad respectiva para la 8^o campaña.

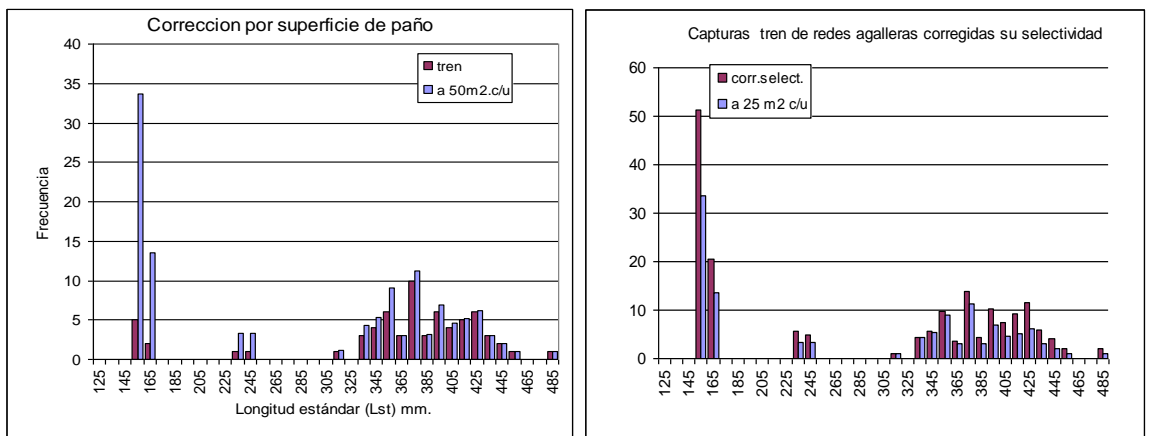


Figura 46: Distribución de las capturas totales transformadas a una superficie de 50 m² cada paño y distribución obtenida para paños de 25 m² cada uno, corregidos por la selectividad respectiva para la 9^o campaña.

Las gráficas 39, 40, 43, 45 y 46 correspondientes a las campañas 2^a, 3^a, 6^a, 8^a y 9^a, presentaron también un amplio rango de longitudes aunque mostraron algunos claros, que denotaron la ausencia de capturas de diversas marcas de clase. Esta discontinuidad varió puntualmente en las distintas campañas, pero siempre se debió a la ausencia de ejemplares pequeños y medianos, pero en las campañas 2^a y 8^a (figuras 39 y 45) se agregó la falta de capturas en las tallas de 265 a 295 mm y en la 9^a de 265 a 315 mm. (Figura 46).

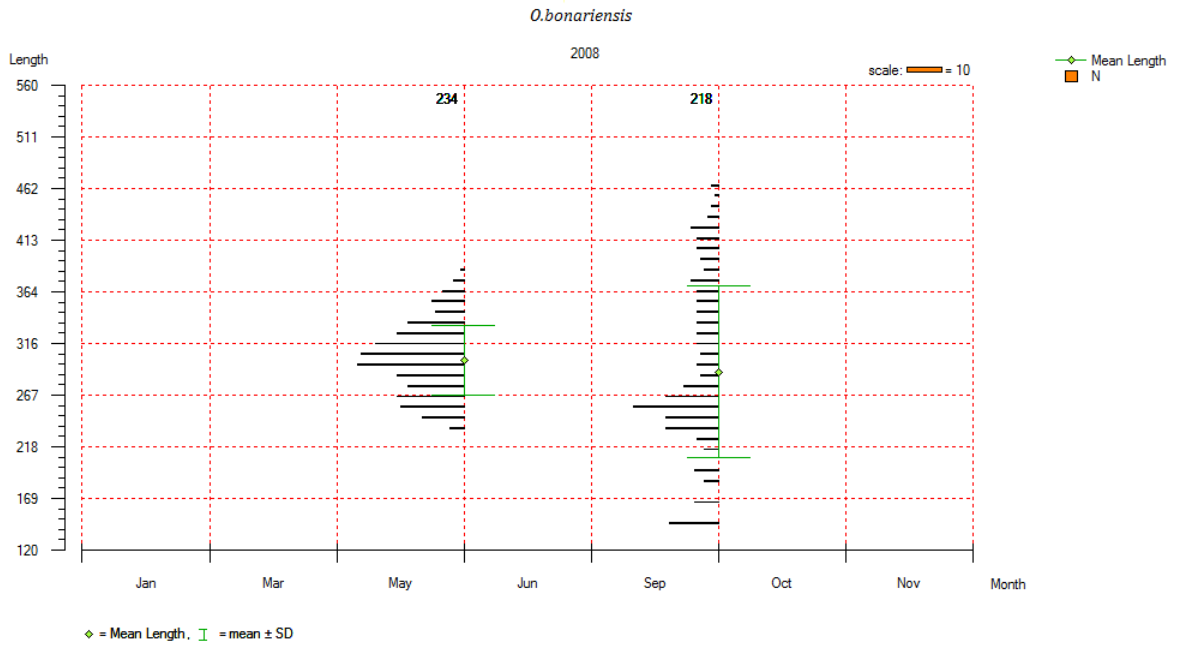


Figura 47: Distribución de las tallas estimadas para el año 2008, previa estandarización a 25 metros cada paño y corregidos por la selectividad de la redes agalleras

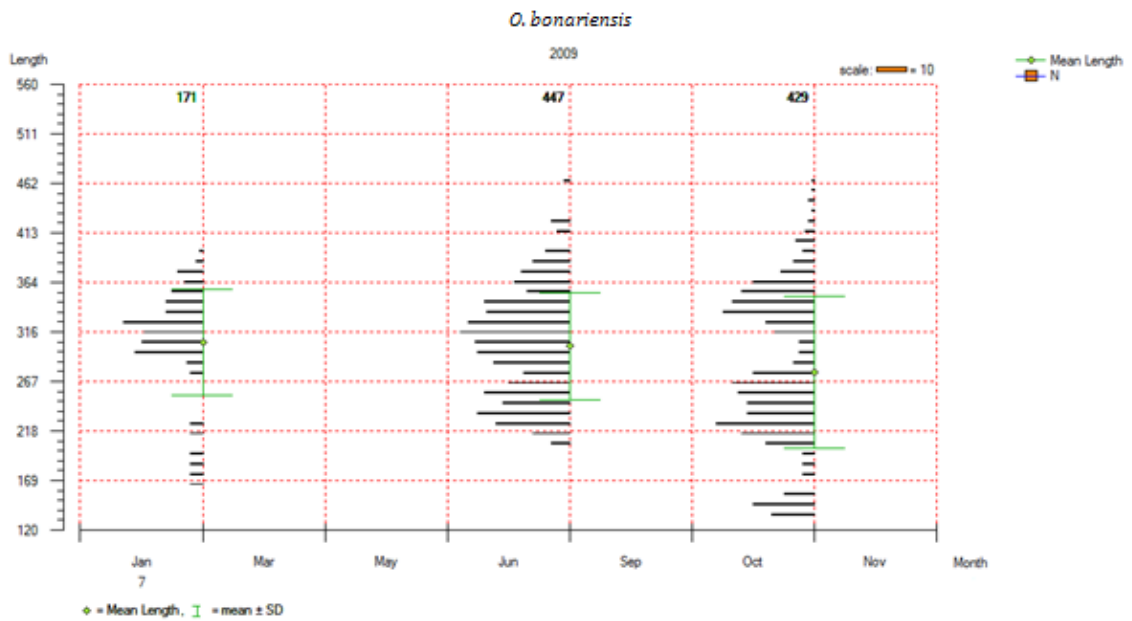


Figura 48: Distribución de las tallas estimadas para el año 2009, previa estandarización a 25 metros cada paño y corregidos por la selectividad de la redes agalleras

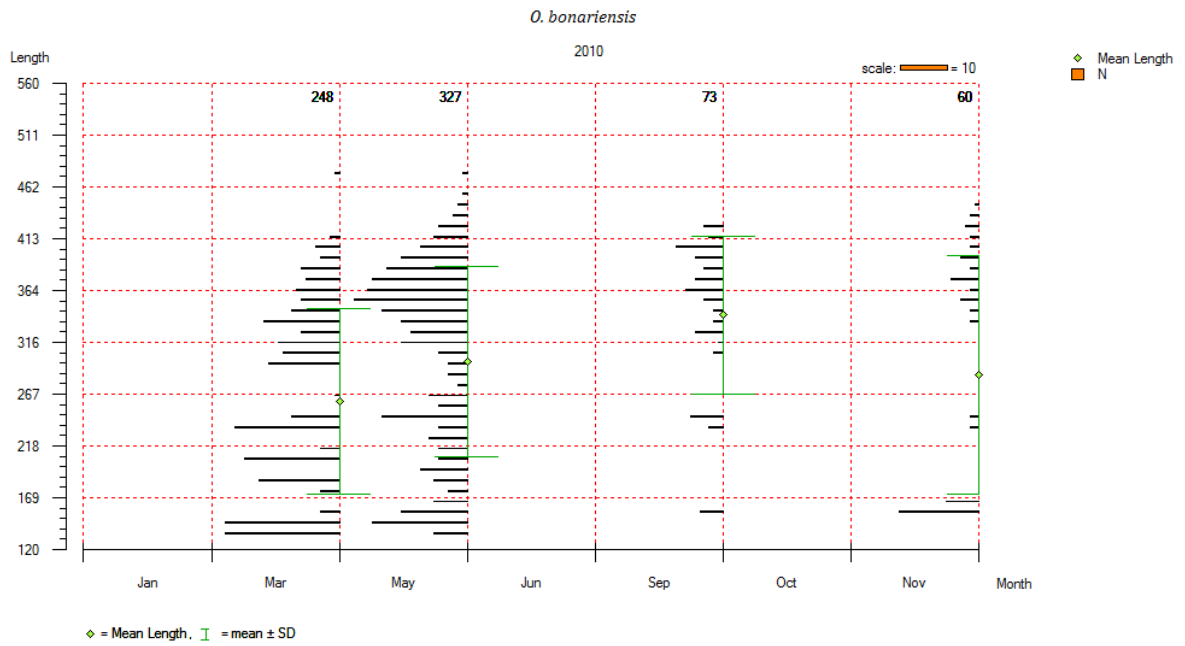


Figura 49: Distribución de las tallas estimadas para el año 2010, previa estandarización a 25 metros cada paño y corregidos por la selectividad de la redes agalleras

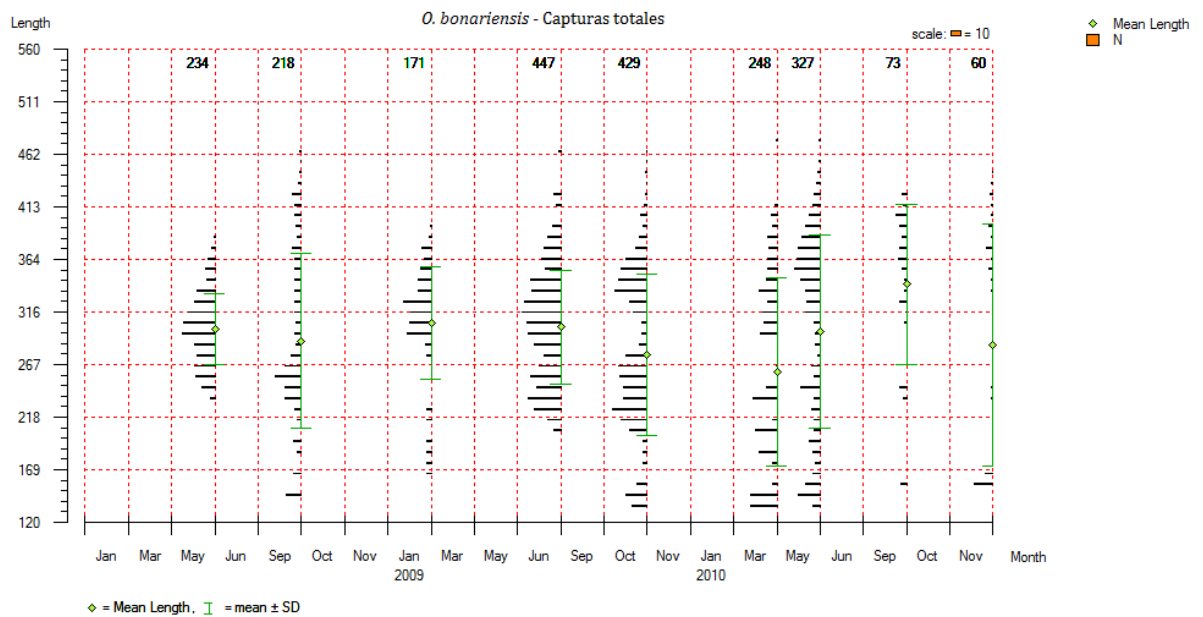


Figura 50: Distribución de las tallas estimadas para todo el período de estudio (2008-2010), previa estandarización a 25 metros cada paño y corregidos por la selectividad de la redes agalleras

Las capturas teóricas estimadas a partir de la corrección por la selectividad de las artes, previa estandarización a 12 horas de muestreo y 25 m² cada paño discriminado por año, se

muestran en las figuras 47, 48 y 49 y la integración de todas ellas en la figura 50. Las gráficas consignan el número teórico de ejemplares capturados, la media y desvío estándar de las longitudes correspondientes a cada una de las campañas y el número de mallas que registraron captura en cada campaña.

Las mayores capturas se registraron en la 4^a y 5^a campaña, efectuadas en junio y octubre de 2009, lo que en conjunto representó cerca del 40% del total, en tanto, la 8^a (septiembre de 2010) y 9^a (noviembre de 2010) sólo alcanzaron respectivamente el 3,3 y 2,7% del total.

3.4.5.2 CPUE BPUE Y PSD

La captura por unidad de esfuerzo en número (CPUE) y peso (BPUE) estandarizadas a 12 horas de muestreo y el PSD obtenido en cada una de las campañas efectuadas se muestran en la Tabla 37. Los valores de captura por unidad de esfuerzo obtenido de esta forma, permiten inferir sobre la abundancia relativa que presentó *O. bonariensis* en la laguna y es posible compararlos con ambientes estudiados con trenes semejantes. En nuestro caso de estudio, la CPUE y BPUE fueron máximas en la 5^a campaña (04/10/2009), alcanzando 375 individuos y 204,59 kilos de peso (Ver Figura 51) y mínimas en la 9^a (24/11/2010), registrando 67 individuos y 34,53 kilos respectivamente.



Figura 51: Máxima captura de pejerrey efectuada durante la 5^o campaña (04/10/2009)

No se encontró correlación significativa entre el CPUE y el BPUE con la concentración salina ($R_s = -0,52$; $p = 0,15$ y $R_s = -0,57$; $p = 0,11$ respectivamente), ni con la superficie de la laguna ($R_s = 0,52$; $p = 0,14$ y $R_s = 0,60$; $p = 0,09$ respectivamente). Lo cual es esperable porque los valores no se distribuyen a lo largo de un gradiente sino en torno a un óptimo. Por otro lado, tanto la CPUE como la BPUE presentaron una muy baja relación no lineal con la salinidad. El mejor coeficiente de determinación encontrado para la variación del CPUE en función a la salinidad fue $R^2 = 0,32$, y correspondió a la ecuación potencial negativa $CPUE = 35616 * \text{salinidad}^{-0,546}$. Por otro lado el mejor coeficiente de determinación para BPUE versus salinidad fue $R^2 = 0,31$ y su ecuación de ajuste fue exponencial negativa, $BPUE = 140,05e^{-2E-05 \text{ salinidad}}$.

En la Tabla 37 también se muestra el PSD estimado para cada campaña. Recordemos que este expresa el porcentaje relativo de *O. bonariensis*, que debido a su tamaño, serían de interés deportivo y/o comercial. En todos los casos el estimativo de este índice siempre presentó un valor muy elevado, con media de 88,79 y baja variación (desvió estándar de 6,48). El máximo estimado se registró en la 8ª campaña (03/09/2010) y el mínimo en la 6ª (09/03/2010).

Tabla 37: Captura por unidad de esfuerzo pesquero en número (CPUE) y en peso (BPUE) obtenidos en la Laguna La Brava, en las distintas campañas efectuadas durante el período de estudio

Campaña	Fecha	CPUE (Nº)	BPUE (kg)	PSD
1ª	15/05/2008	168	65,88	96,42
2ª	29/09/2008	189	103,01	82,01
3ª	12/01/2009	117,43	51,58	95,62
4ª	11/06/2009	197,14	82,64	89,18
5ª	04/10/2009	375	204,59	85,33
6ª	09/03/2010	180	87,62	78,89
7ª	20/05/2010	300,86	167,14	88,03
8ª	03/09/2010	70	48,53	97,14
9ª	24/11/2010	67	34,53	86,56

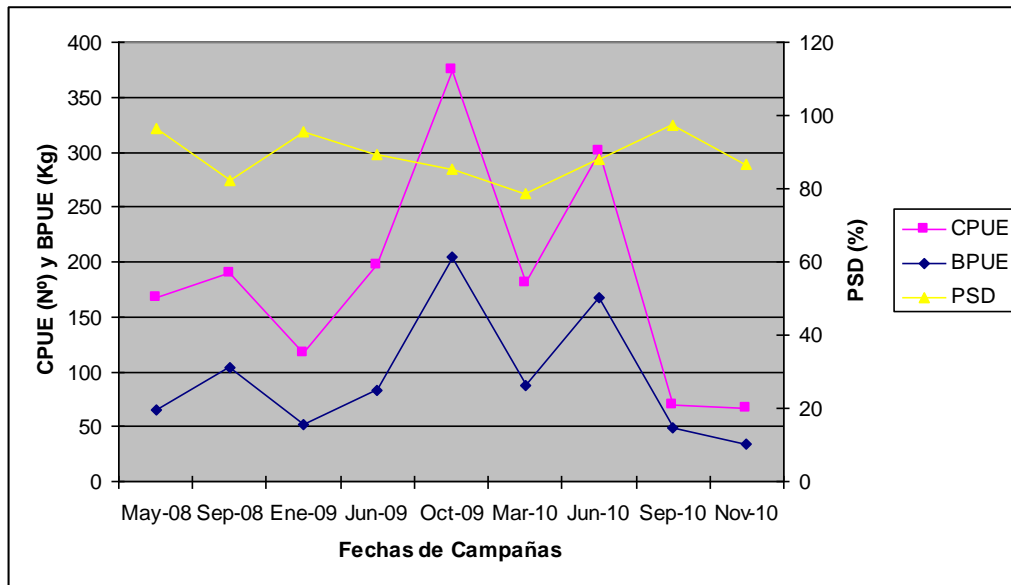


Figura 52: CPUE y BPUE considerando como esfuerzo pesquero los dos trenes en 12 horas y densidad proporcional de stock (PSD) obtenidas en todas las campañas efectuadas

Otra forma de visualizar la variación de estos parámetros pesqueros, puede observarse en la figura 52. En ella se muestra la estimación de las capturas en número (CPUE) y peso (BPUE), considerando la suma de los ejemplares capturados en los trenes en cada campaña, estandarizados a 12 horas de calado en cada oportunidad y el PSD asociado. A pesar de la variación propia de cada campaña de captura, las líneas del CPUE y del BPUE se mantuvieron casi paralelas, lo cual es atribuible a la calidad constante de las piezas cobradas (PSD elevado). Este paralelismo tiende a perderse en la campaña 8ª, debido a que se extrajeron pocos individuos correspondientes al más alto peso medio registrado en este trabajo (figura 53), por lo que ambas líneas tienden a unirse.

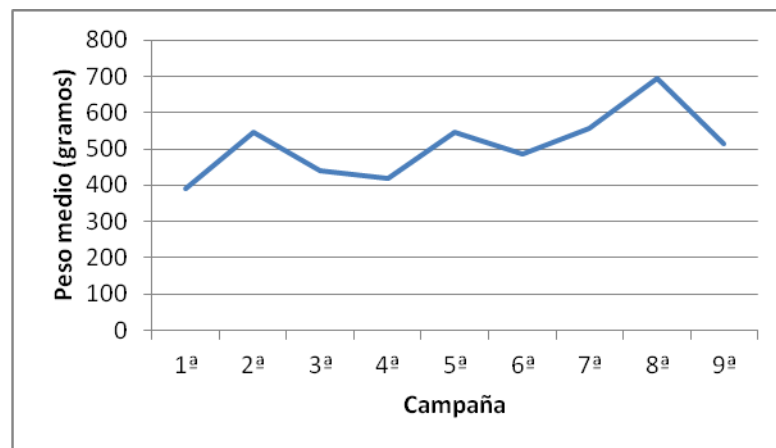


Figura 53: Peso medio de los ejemplares capturados en las distintas campañas efectuadas

Por otro lado la CPUE que se muestra en la Tabla 38, ha sido estimada en base a las capturas totales efectuadas por los trenes de enmalle, dividido el esfuerzo integrado por las horas que estuvieron caladas y la superficie cubierta por la redes. El valor obtenido debe interpretarse entonces como el número de individuos capturados por metro cuadrado de red y hora de muestreo (sin considerar tamaños). Por ello se consignan en la tabla, superficie, profundidad y horas de calado, ya que tienen mucha repercusión en la estimación de este parámetro pesquero.

Tabla 38: Captura por unidad de esfuerzo pesquero y datos necesarios para estimarla, obtenidas en las distintas campañas efectuadas

Campaña	Fecha	Capturas	m ² Red	Profundidad	Horas	CPUE
1 ^a	15 /05/08	196	347,6	1,7	14	0,040
2 ^a	29 /09/08	189	361,5	1,75	12	0,044
3 ^a	12 /01/09	137	312,0	1,5	14	0,031
4 ^a	11 /06/09	230	208,0	1	14	0,078
5 ^a	4 /10/09	375	347,6	1,85	12	0,081
6 ^a	9 /03/10	180	239,2	1,15	12	0,063
7 ^a	20 /05/10	351	166,4	0,8	14	0,147
8 ^a	03/09/10	70	129,0	0,62	12	0,045
9 ^a	24/11/10	67	93,6	0,45	12	0,059

Todas las CPUE estimadas son elevadas y muestran que la población de *O. bonariensis*, que residió en esta laguna, presentó una importante abundancia. Llama la atención el elevado valor de la CPUE estimada para la 7^a campaña, pero si bien en esa campaña se registró un número de ejemplares relativamente alto, también la profundidad de calado fue de las más bajas y eso elevó mucho el estimativo. Este efecto también se refleja en los valores de CPUE obtenidos en las dos últimas campañas, donde a pesar de capturar relativamente pocos individuos, la profundidad fue tan pequeña que motivó el incremento de la estimación.

3.4.5.3 Condición Corporal

3.4.5.3.1 Peso relativo y longitud cefálica relativa

La Figura 54 presenta la distribución de los pesos relativos obtenidos en cada campaña y la Tabla 39 detalla algunos estadísticos de interés. Es posible observar que salvo en las campañas 4^a y 9^a, en todas las demás el valor medio osciló entre 90 y 100 (buena condición) y en todos los casos existieron valores por encima y por debajo de esta referencia. El mayor peso relativo medio correspondió al obtenido en la 5^a campaña (04/10/09), en tanto el menor fue para la 9^a campaña (24/11/10). La medias y desvío estándar que presentó el conjunto de *O. bonariensis* analizados durante todo el período de estudio fueron de $90,05 \pm 12,14$.

La figura 55 muestra la variación de la distribución de frecuencias obtenida con este índice a lo largo del período y la figura 56 el diagrama de dispersión de los residuos obtenidos versus los cuantiles teóricos de una distribución normal (Q-Q plot).

Agrupado en estaciones el test de Bonferroni mostró diferencias significativas, pudiendo distinguirse dos grupos de rangos: invierno – primavera (menor) y otoño - verano (mayor).

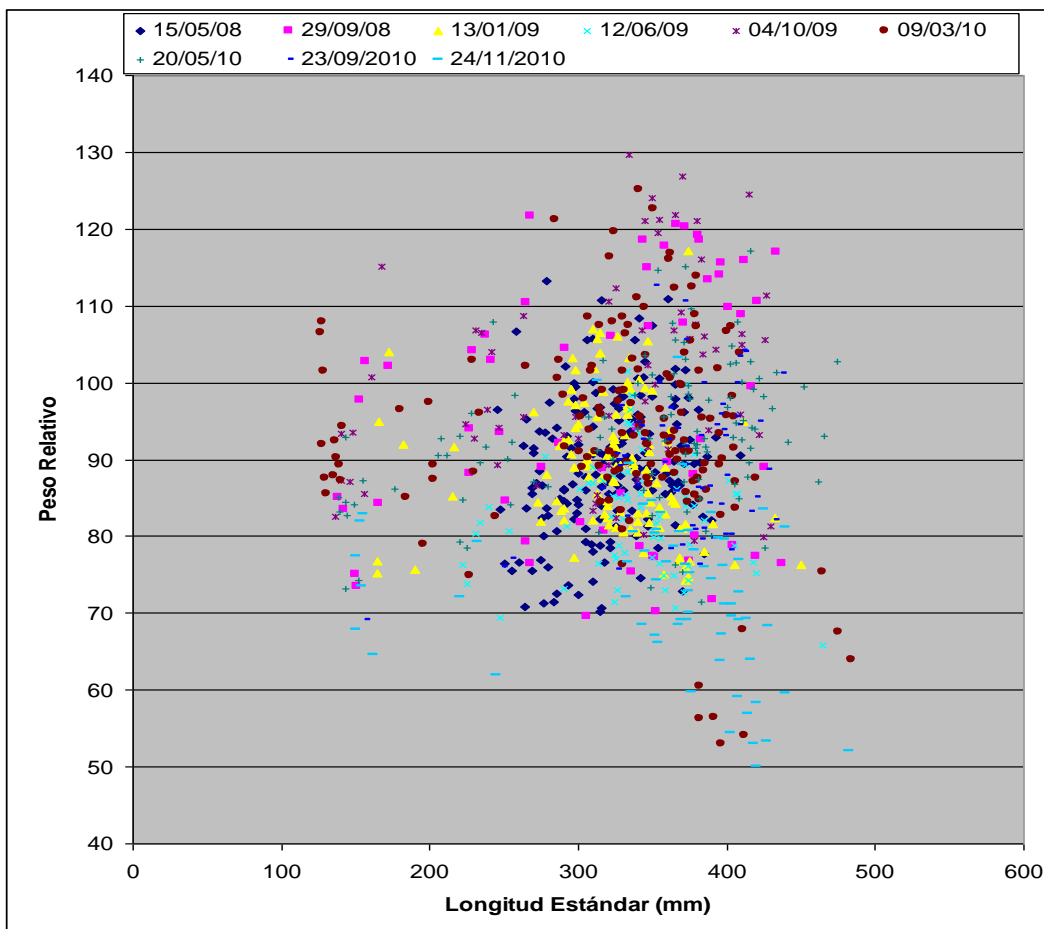


Figura 54: Peso Relativo promedio estimado en función de la longitud estándar de los ejemplares de *O. bonariensis* capturados en cada una de las campañas realizadas

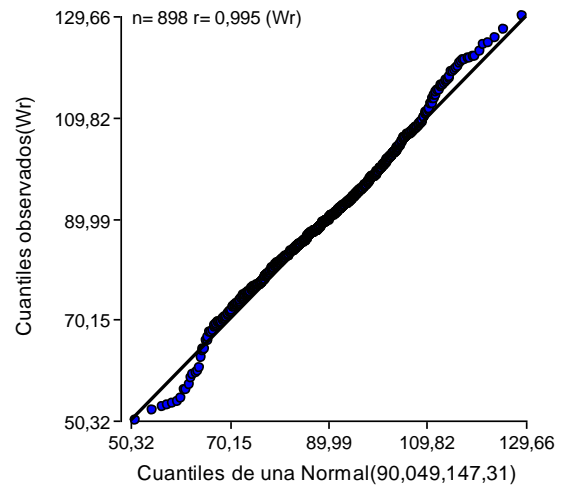
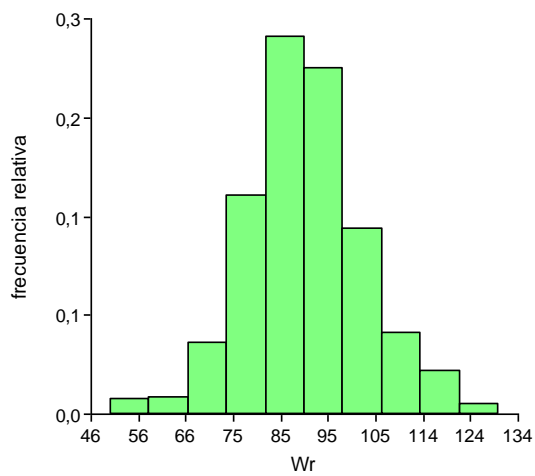


Figura 55: Distribución de frecuencia del peso relativo Figura 56: Diagrama Q-Q plot del peso relativo

Sin embargo, en este caso primavera no difirió significativamente de otoño (Tabla 40).

El análisis de Bonferroni que considera en forma separada a la primavera de 2010, reflejó diferencias significativas entre las medias de las categorías consideradas. El peso relativo en primavera (de 2008 y 2009) fue mayor al registrado en verano y otoño, los cuales a su vez fueron mayores al registrado en invierno, siendo el correspondiente a la primavera de 2010 el más bajo de todos (Tabla 41). Este análisis evidenció el importante efecto que tuvo la concentración salina en la salud general de los peces.

Tabla 39: Peso relativo y Longitud cefálica relativa: valores medios con sus desvíos estándar, máximos y mínimos estimados para cada campaña.

Fecha	Pr medio	D. E.	Pr Máx.	Pr Mín.	LCr Medio	D. E.	LCr Máx.	LCR Mín.
15/05/08	89,22	8,73	114,53	70,85	92,84	5,09	105,81	85,20
29/09/08	95,11	6,31	106,09	88,63	98,49	5,72	106,09	88,63
12/01/09	89,30	8,71	118,01	74,69	89,87	4,98	102,40	62,63
11/06/09	82,93	7,75	102,30	65,99	93,35	5,13	105,46	79,33
04/10/09	100,47	13,22	130,75	79,90	97,84	5,55	116,07	79,75

Tabla 39 (Continuación): Peso relativo y Longitud cefálica relativa: valores medios con sus desvíos estándar, máximos y mínimos estimados para cada campaña.

Fecha	Pr medio	D. E.	Pr Máx.	Pr Mín.	LCr Medio	D. E.	LCr Máx.	LCR Mín.
09/03/10	93,64	12,64	126,20	53,23	99,14	6,13	111,58	82,22
20/05/10	92,65	8,93	117,75	71,85	102,33	3,69	113,24	91,88
03/09/10	89,87	8,98	113,52	70,60	99,49	3,76	110,23	91,74
24/11/10	73,55	10,64	103,87	50,32	97,30	8,86	109,06	85,21

Tabla 40: Test de Bonferroni y comparación de a pares de los pesos relativos estacionales ($p=0,05$)

Estación	Medias	n	E.E.		
Invierno	86,45	133	1,04	A	
Primavera	89,46	195	0,86	A	B
Otoño	90,53	297	0,70		B
Verano	91,70	273	0,73		B

Letras distintas indican diferencias significativas ($p > 0,05$)

La media y desvío estándar que presentó el conjunto de *O. bonariensis* analizados durante todo el período de estudio fueron de $96,7 \pm 3,9$. Al igual que en el caso del peso relativo, la longitud cefálica relativa en todos los casos registró valores por encima y por debajo de la nube de puntos centrales dominantes.

Tabla 41: Test de Bonferroni y comparación de a pares de los pesos relativos estacionales ($p=0,05$)

Estación	Medias	n	E.E.		
Primavera de 2010	73,55	67	1,32	A	
Invierno	86,45	133	0,93		B
Otoño	90,53	297	0,63		C
Verano	91,70	273	0,65		C
Primavera	97,79	128	0,95		D

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)

Al igual que en el caso del peso relativo, en la Figura 57 se representa la distribución de los índices cefálicos relativos obtenidos en cada campaña y la Tabla 39 detallan algunos datos estadísticos descriptivos de interés.

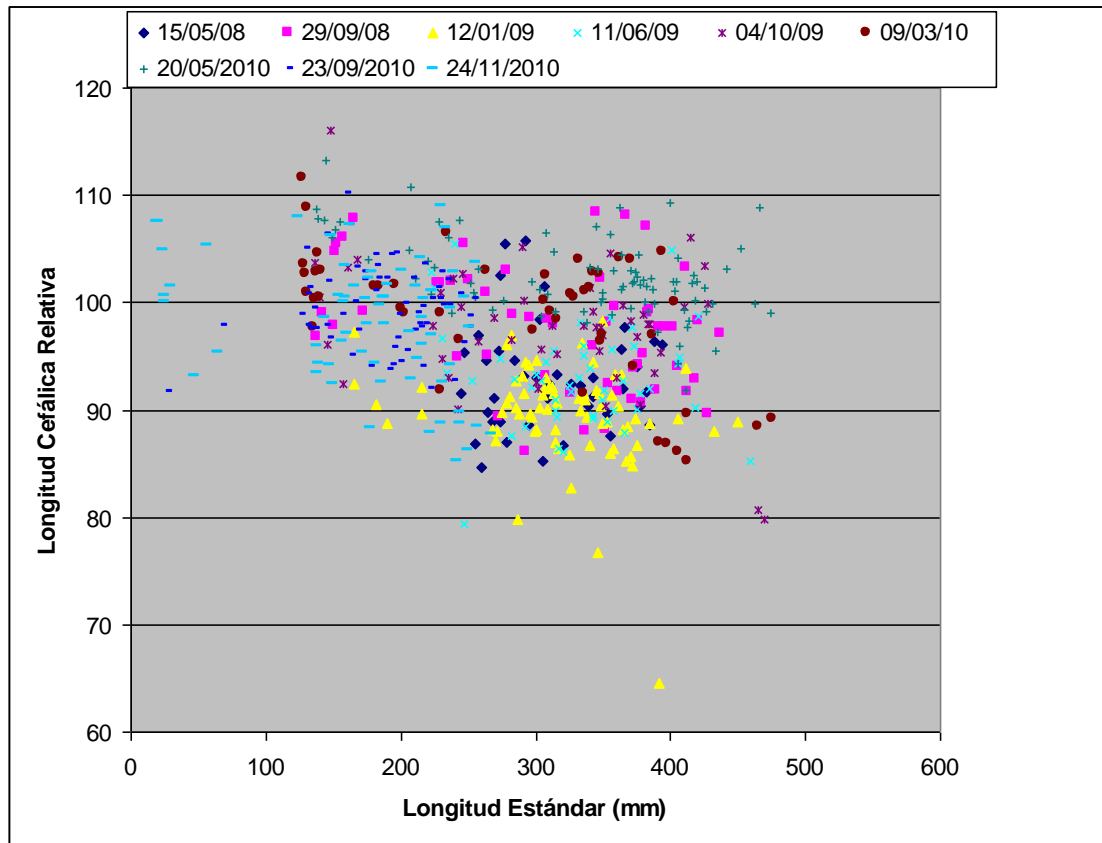


Figura 58: Longitud cefálica relativa promedio, estimada en función de la longitud estándar de los ejemplares de *O. bonariensis* capturados en cada una de las campañas realizadas

Se observa que la LCr estimada para cada campaña presentó valores medios que oscilaron entre 90 y 100 (buena condición), el valor medio más alto (peor condición) correspondió a la 7ª campaña (20/05/10).

El análisis estadístico efectuado mostró diferencias altamente significativas entre los muestreos realizados ($H = 290,48$; $p < 0,0001$). Agrupado en estaciones este índice mostró diferencias significativas, siendo diferente en cada una de ellas (Tabla 42).

Tabla 42: Prueba de Kruskal Wallis y comparación de a pares para LCr

Estación	Medias	D.E.			
Verano	92,82	6,91	A		
Invierno	96,21	5,50		B	
Primavera	97,65	7,00			C
Otoño	97,65	6,04			D

Letras distintas indican diferencias significativas ($p > 0,05$)

Cuando se consideró a la primavera de 2010 como una estación diferente también se encontraron diferencias significativas, pudiendo distinguirse 3 grupos de rangos: verano (menor), invierno – primavera (medio) y otoño (mayor). Sin embargo, en este caso primavera de 2010 no difirió significativamente del segundo y tercer grupo (Tabla 43).

Tabla 43: Prueba de Kruskal Wallis y comparación de a pares para IC considerando primavera de 2010

Estación	Medias	D.E.			
Verano	92,82	6,91	A		
Invierno	96,21	5,50		B	
Primavera	97,83	5,78		B	
Primavera de 2010	97,3	8,92		B	C
Otoño	99,41	6,04			C

Letras distintas indican diferencias significativas $p > 0,05$)

3.4.5.3.2 Índice cefálico y factor K

Los resultados obtenidos de los distintos índices IC y K que también dan una idea de la condición corporal de los ejemplares de *O. bonariensis* analizados, se presentan en la Tabla 44. Los valores que se muestran son los medios obtenidos por campaña y sus respectivos desvíos.

Tabla 44: Índices de Condición K y Cefálico IC medios y sus respectivos desvíos, estimados para cada campaña.

Campaña	Fecha	K	D. E.	IC	D. E.
1 ^a	15/05/08	1,24	0,12	21,71	1,19
2 ^a	29/09/08	1,39	0,14	23,12	1,25

Tabla 44 (Continuación): Índices de Condición K y Cefálico IC medios y sus respectivos desvíos, estimados para cada campaña.

Campaña	Fecha	K	D. E.	IC	D. E.
3 ^a	12/01/09	1,24	0,12	21,04	1,14
4 ^a	11/06/09	1,16	0,11	21,91	1,22
5 ^a	04/10/09	1,39	0,21	22,79	1,26
6 ^a	09/03/10	1,31	0,17	25,86	1,21
7 ^a	20/05/10	1,29	0,16	23,97	0,76
8 ^a	03/09/10	1,27	0,14	23,53	0,94
9 ^a	24/11/10	1,02	0,15	22,89	2,03

Salvo el valor del K estimado para la 9^a campaña, el cual es muy bajo y estaría indicando una condición pobre, los demás valores de ambos índices estimados varían alrededor de los estándares para esta especie. Los valores más altos de K se manifestaron en las 2^a y 5^a campañas (primavera) y el más bajo en la 4^a campaña (invierno).

Por otra parte, el mayor valor de IC (baja condición) se registró en la 6^a campaña (verano) y el menor (mejor condición) en la 3^a (también verano).

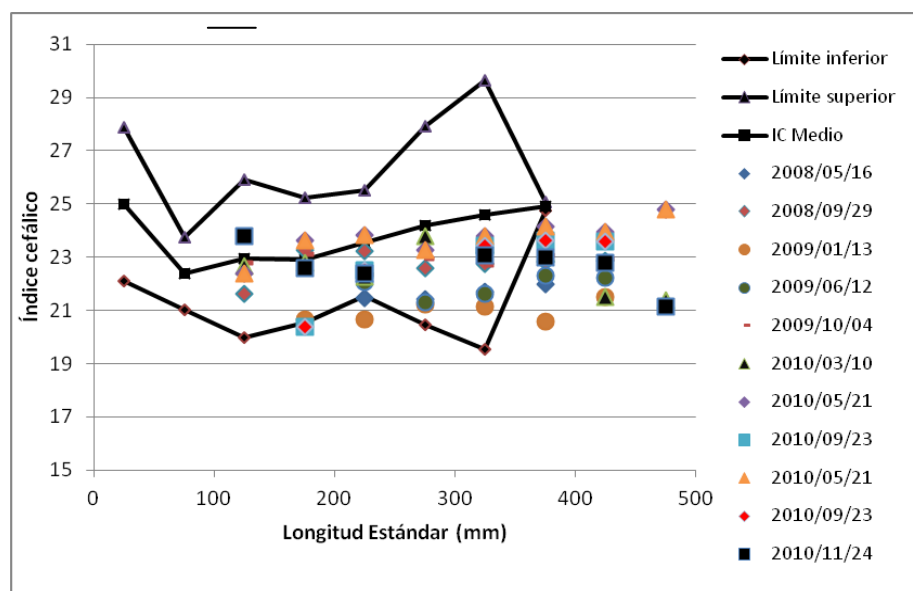


Figura 58: índice cefálico (IC) en relación a los estándares para *O. bonariensis*

La figura 58 representa la distribución de los valores del índice cefálico (IC) y la figura 59 del factor K. Llama la atención que la gran mayoría de los valores del índice K obtenidos en la campaña efectuada el 24/11/10 se sitúan por debajo del rango esperable y que muchos de los IC estimados, se ubican fuera de los estándares debido al elevado tamaño de los ejemplares.

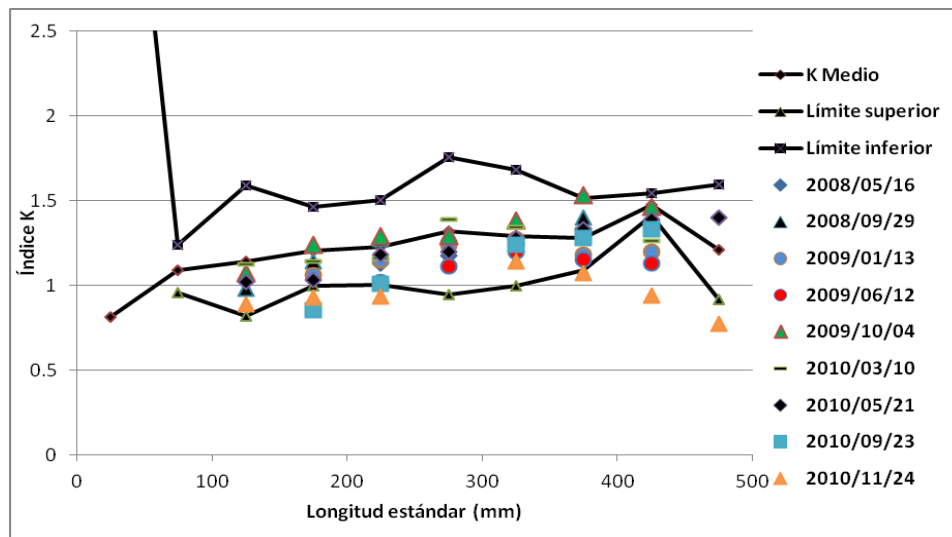


Figura 59: índice de condición (K) en relación a los estándares para *O. bonariensis*

La comparación estacional permitió distinguir diferencias significativas entre invierno y primavera (grupo A) por un lado y otoño y verano (Grupo B) por otro (Tabla 45). Así mismo, considerando en forma separada a la primavera de 2010, también se encontró diferencias significativas entre las categorías consideradas (Tabla 46).

Tabla 45: Prueba de Kruskal Wallis y comparación de a pares para K

Estación	Medias	D.E.	
Invierno	1,21	0,14	A
Primavera	1,23	0,26	A
Otoño	1,26	0,14	B
Verano	1,27	0,16	B

Letras distintas indican diferencias significativas ($p > 0,05$)

El índice K de las primaveras de 2008 y 2009 fue mayor al registrado en verano y otoño, los cuales a su vez fueron mayores al registrado en invierno. El correspondiente a la primavera de 2010 se constituyó en el registro más bajo de todos (Tabla 46).

Tabla 46: Prueba de Kruskal Wallis y comparación de a pares para K considerando primavera de 2010

Estación	Medias	D.E.	
Primavera de 2010	1,02	0,15	A
Invierno	1,21	0,14	B
Otoño	1,26	0,14	C
Verano	1,27	0,16	C
Primavera	1,35	0,23	D

Letras distintas indican diferencias significativas ($p > 0,05$)

Respecto al índice cefálico (IC), el análisis estadístico efectuado con las estimaciones surgidas a partir de los muestreos realizados, mostró diferencias altamente significativas ($H = 308,22$; $p < 0,0001$).

Tabla 47: Prueba de Kruskal Wallis y comparación de a pares para IC

Estación	Medias	D.E.	
Verano	21,62	1,46	A
Invierno	22,67	1,36	B
Primavera	22,84	1,58	B
Otoño	23,27	14	C

Letras distintas indican diferencias significativas ($p > 0,05$)

Al comparar este índice entre estaciones se observaron diferencias significativas. El test a posteriori permite distinguir tres grupos, a saber: uno correspondiente al verano (A), otro formado por el invierno y primavera (B) y el último conformado por el otoño (C) (Tabla 47).

Diferencias significativas también fueron encontradas al considerar en forma separada sólo a la primavera de 2010. El IC, correspondiente a otoño, fue superior a los registrados en invierno y primavera, los cuales a su vez fueron mayores al registrado en verano, que se

conformó en el más bajo (Tabla 48). No obstante el IC medio correspondiente a primavera de 2010, no registró diferencias significativas con el de otoño ni con los de invierno y primavera.

Tabla 48: Prueba de Kruskal Wallis y comparación de a pares para IC considerando primavera de 2010

Estación	Medias	D.E.	
Verano	21,62	1,46	A
Invierno	22,67	1,36	B
Primavera	22,81	1,29	B
Primavera de 2010	22,89	2,04	B C
Otoño	23,27	1,40	C

Letras distintas indican diferencias significativas ($p > 0,05$)

3.4.5.3.3 Relación largo-peso

La relación largo-peso estimada para la totalidad de ejemplares *O. bonariensis* analizados en todas las campañas se muestra en la figura 60. La ecuación obtenida para este gran conjunto de datos fue: $Peso = 0,000004 * Longitud\ Estándar^{3,186}$ ($N = 968$; $R^2 = 0,97$) con intervalo de confianza del exponente b [3.185 – 3.188].

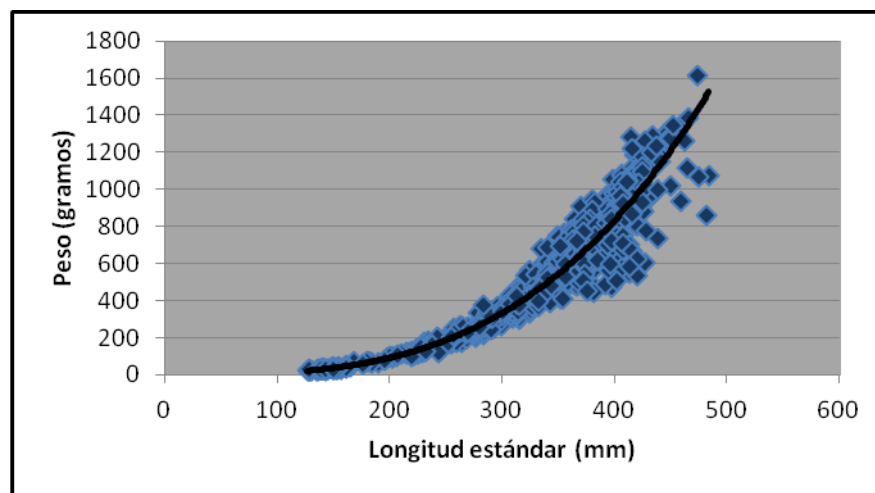


Figura 60: Relación Largo estándar-Peso corporal, para el total de los datos registrados

Los parámetros de las ecuaciones encontrados en cada una de las campañas efectuadas y sus respectivos R^2 , se muestra en la tabla 49. El estimado del exponente b siempre fue superior a 3 (alometría positiva), siendo especialmente alto ($3,36 \leq b \leq 3,24$) en las 1ª, 2ª,

5^a y 7^a campañas, que fueron efectuadas durante los meses de otoño y primavera de 2008, primavera del 2009 y otoño de 2010.

Tabla 49: Relación Largo estándar-peso corporal encontrada en cada una de las campañas (*a* representa el intercepto y *b* la pendiente del análisis de regresión)

Campanña	Fecha	A	<i>b</i>	R ²
1 ^a	15 /05/08	0,000001	3,3665	0,9351
2 ^a	29 /09/08	0,000003	3,2425	0,9923
3 ^a	12 /01/09	0,000007	3,0922	0,9625
4 ^a	11 /06/09	0,000004	3,1739	0,9627
5 ^a	04 /10/09	0,000003	3,2837	0,9856
6 ^a	09 /03/10	0,000007	3,1775	0,9775
7 ^a	20 /05/10	0,000003	3,2785	0,9922
8 ^a	03/09/10	0,000004	3,2155	0,8896
9 ^a	24/11/10	0,000007	3,0542	0,9732

En cambio se hizo mínimo durante la primavera del 2010 (campaña del 24/11/10), cuando las condiciones ambientales se habían tornado extremas debido a la elevada concentración de sales en el agua de la laguna.

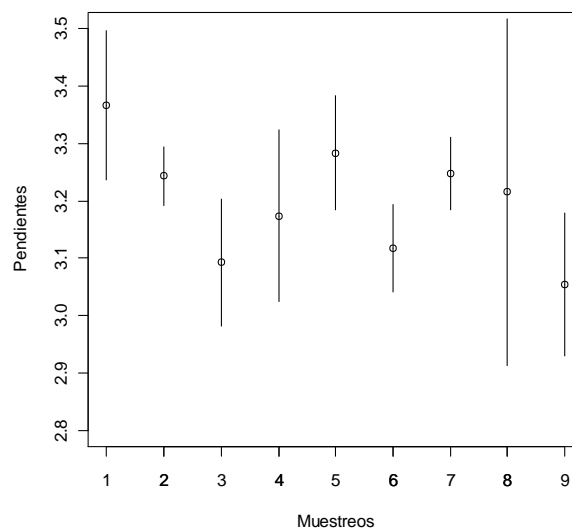


Figura 61: Valores medios y variación de los coeficientes de regresión de la transformación \log_{10} Largo estándar-Peso corporal, para los datos registrados en cada campaña efectuada

A través del análisis de covarianza, se determinó que los grupos de regresión de la relación longitud estándar-peso difieren significativamente entre muestreos ($p < 0,0001$). Los valores de los coeficientes y el rango de variación se representan en la figura 61.

Los máximos valores del exponente b se registraron en las primaveras de 2008 y 2009 y en los otoños de 2008 y 2010 y los menores en veranos de 2009 y 2010 y en primavera de 2010. El análisis efectuado a estas tres últimas campañas no arrojó diferencias significativas entre sus pendientes ($p = 0,31$). Por otro lado, la menor dispersión se registró en la primavera de 2008 y la mayor en invierno de 2010.

3.4.5.3.4 Índice Kn

La figura 62 muestra la relación existente entre la transformación logarítmica de la longitud estándar y del peso de todos y cada uno de los ejemplares capturados durante el período de estudio.

La ecuación lineal obtenida fue $\log \text{Peso} = 3,1466 * \log \text{Longitud Estándar} - 5,2766$.

A partir de esta ecuación fueron estimados los pesos esperados a las distintas longitudes estándar y, finalmente, el valor correspondiente de Kn. La figura 63 representa la relación entre la longitud estándar y el índice Kn, en ella puede observarse un valor de la pendiente muy bajo, evidenciando una muy pequeña variación del índice con la longitud.

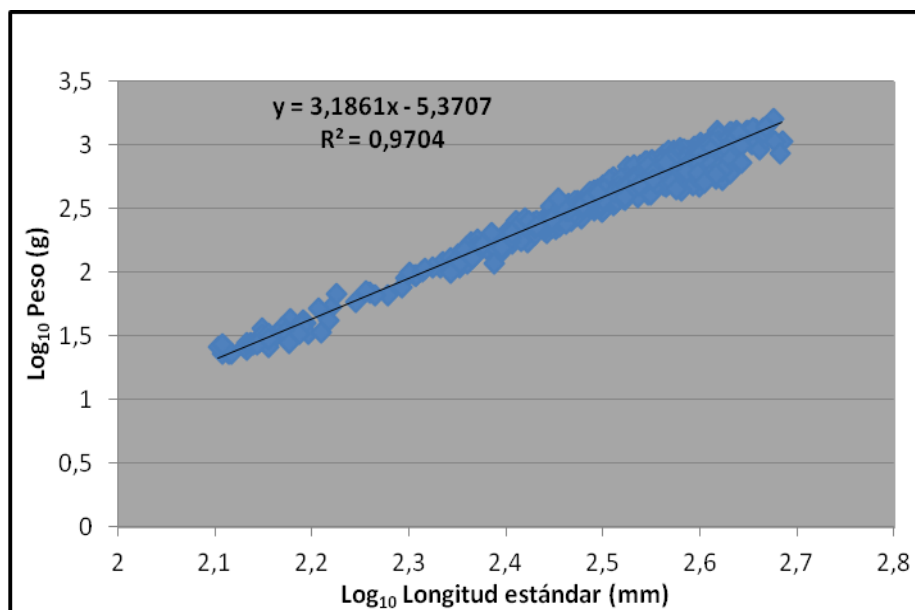


Figura 62: Relación entre el logaritmo de la Longitud estándar y el logaritmo del peso, para el conjunto de datos del período de estudios corregido

La variación del Kn en función del tiempo de estudio se presenta en la figura 64, en ella se observa que este índice fue máximo en primavera del 2008 y 2009 respectivamente. Por otro lado, es visible que a partir de la 5ª campaña el índice se hace cada vez menor hasta llegar al mínimo estimado en todo el período, registrado en la primavera del 2010.

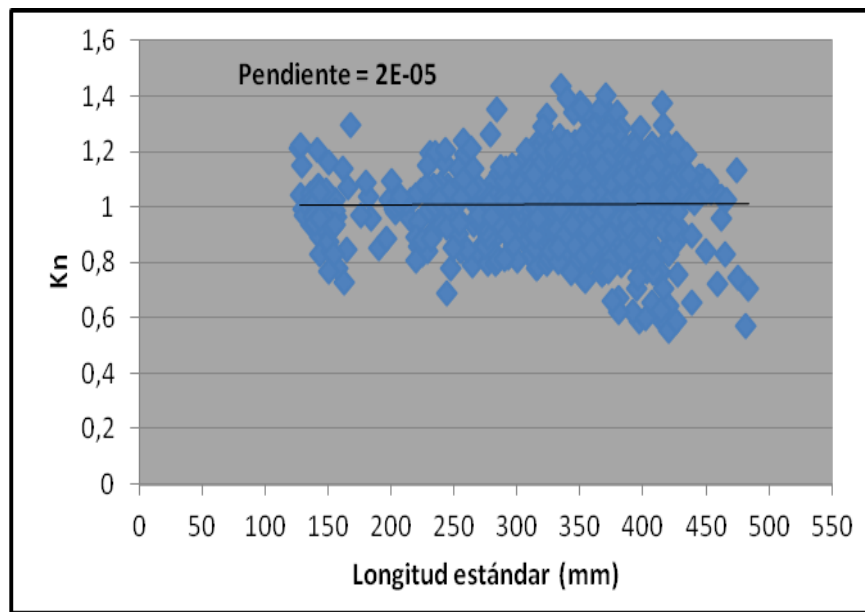


Figura 63: Relación entre la Longitud estándar y el índice Kn, para el conjunto de datos del período de estudios

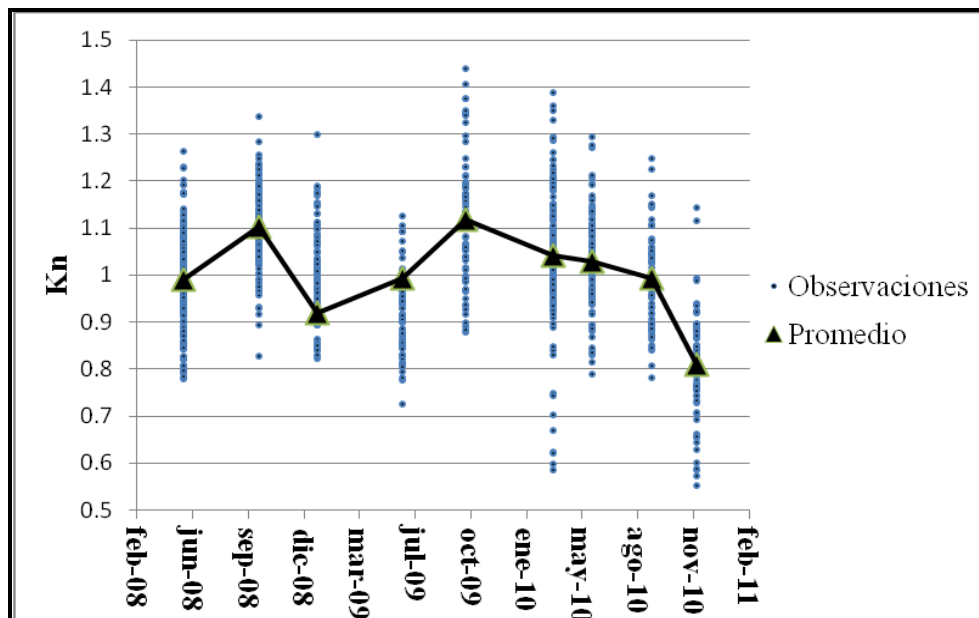


Figura 64: Variación del Kn en las distintas campañas efectuadas

Al comparar este índice entre estaciones se observaron diferencias altamente significativas ($H = 39,42$; $p < 0,0001$). El test a posteriori permite distinguir tres grupos, a saber: uno correspondiente al invierno (A), otro formado por verano y primavera (B) y el último conformado por el otoño (C) (Tabla 50).

Tabla 50: Prueba de Kruskal Wallis y comparación de a pares para Kn

Estación	Medias	D.E.	
Invierno	0,96	0,11	A
Primavera	1,01	0,22	B
Verano	1,02	0,14	B
Otoño	1,06	0,15	C

Letras comunes no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)

Por otro lado, cuando en el análisis se consideró a la primavera del 2010 en forma separada (de las primaveras de 2008 y 2009), también se evidenció diferencias altamente significativas ($H = 183,85$; $p < 0,0001$). En este caso el mayor Kn correspondió a las primaveras de 2008 y 2009 (E), le siguen en orden decreciente los de otoño (D), verano (C) e invierno (B), y finalmente, el de primavera de 2010 (A), se constituyó el más bajo (Tabla 51).

Tabla 51: Prueba de Kruskal Wallis y comparación de a pares para Kn considerando primavera de 2010

Estación	Medias	D.E.	
Primavera/10	0,81	0,12	A
Invierno	0,96	0,11	B
Verano	1,02	0,14	C
Otoño	1,06	0,15	D
Primavera	1,11	0,20	E

Letras comunes no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)

3.4.5.4 Crecimiento

Para el estudio de crecimiento se consideró la longitud estándar, la cual mostró una relación lineal con la longitud total pudiendo ser expresada a través de la ecuación: $Long\ Total\ (mm) = 11,723 + L\ St(mm) * 1,13$; $R^2 = 0,99$; $n = 415$ (Figura 65).

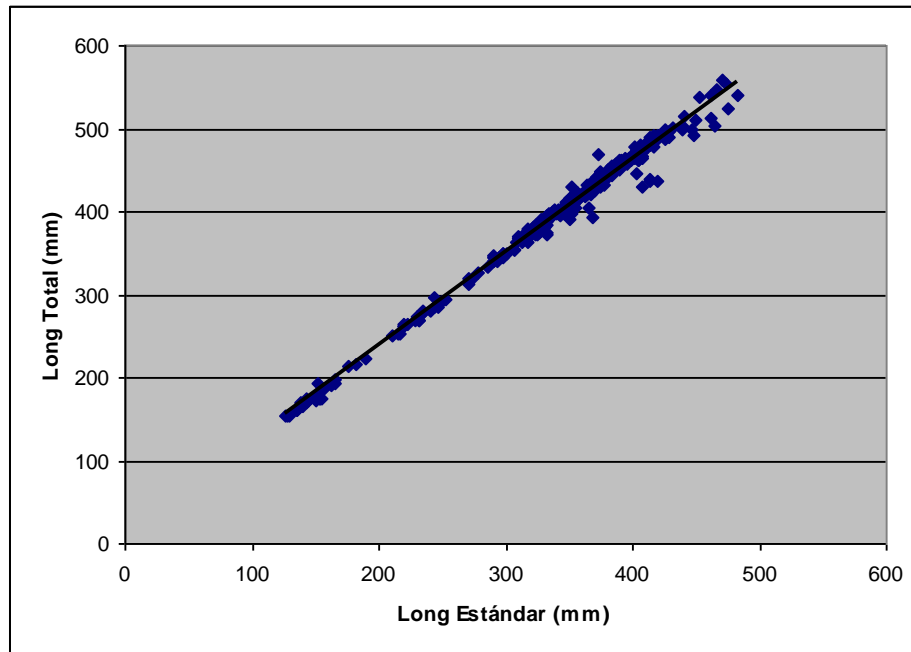


Figura 65: Relación Long Estándar- Long Total en *Odontesthes bonariensis* en laguna La Brava

Se leyeron las escamas correspondientes a 416 individuos, de las cuales 236 pertenecieron a ejemplares hembras y 180 a machos. El rango de tallas fue de 127 a 482 mm de longitud estándar y el de peso de 23 a 1695 g. La mayor longitud (482 mm) correspondió a un ejemplar macho capturado en verano de 2010 y el mayor peso (1695 g) a un ejemplar hembra capturada en otoño de 2010. Se registró una amplia dominancia de los ejemplares de grandes dimensiones, que influyeron decisivamente tanto en la talla como en el peso promedio.

En el total del material analizado se identificaron ejemplares que no presentaron marcas de crecimiento y ejemplares que contuvieron hasta 7 marcas (Figura 66).

Los individuos que tuvieron tres marcas (Figura 67) alcanzaron el mayor porcentaje (48,32%) y los que presentaron 7 marcas el menor (0,96%) (Tabla 52). Por otro lado, la mayor frecuencia de captura de ejemplares con 0 marcas se registró en verano/2009.

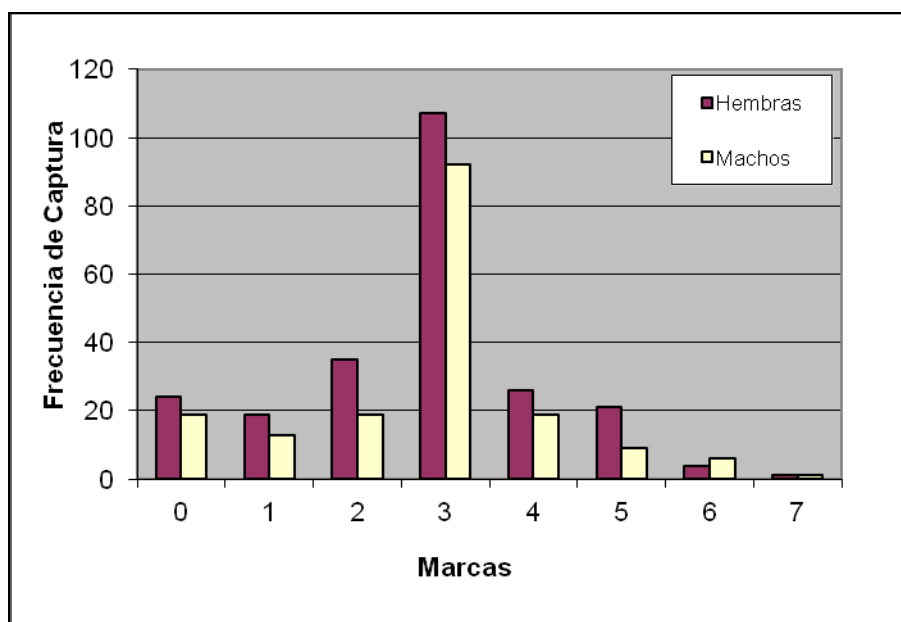


Figura 66: Marcas de crecimiento en ejemplares de *Odontesthes bonariensis* discriminadas por sexo

La talla promedio, estimada a partir de la lectura directa de las escamas de individuos que no presentaron marcas y de los que presentaron de 1 a 7, mostró un aumento paulatino de la longitud conforme se incrementó el número de marcas (Figura 68). En general las medias para cada marca presentaron desvíos relativamente bajos, siendo máximo en la marca 3 donde se registró el mayor número de individuos (201) y también, en la marca 7, que tuvo el menor número de individuos (4), registrando una importante variación en tamaños.

Tabla N° 52: Marcas de crecimiento determinadas en el total de ejemplares analizados

Marcas determinadas	N° de Ejemplares	Frecuencia relativa
0	43	10,34
1	33	7,93
2	56	13,46
3	201	48,32
4	39	9,38
5	27	6,49
6	13	3,13
7	4	0,96

La menor dispersión se observó en los ejemplares que no registraron marca y en los que presentaron sólo una. Otro detalle a tener en cuenta es que la longitud estimada (por este método) para la 1º marca de crecimiento fue relativamente elevada, alcanzando poco más del 50% de la talla correspondiente a individuos que presentaron el mayor número de marcas (7).

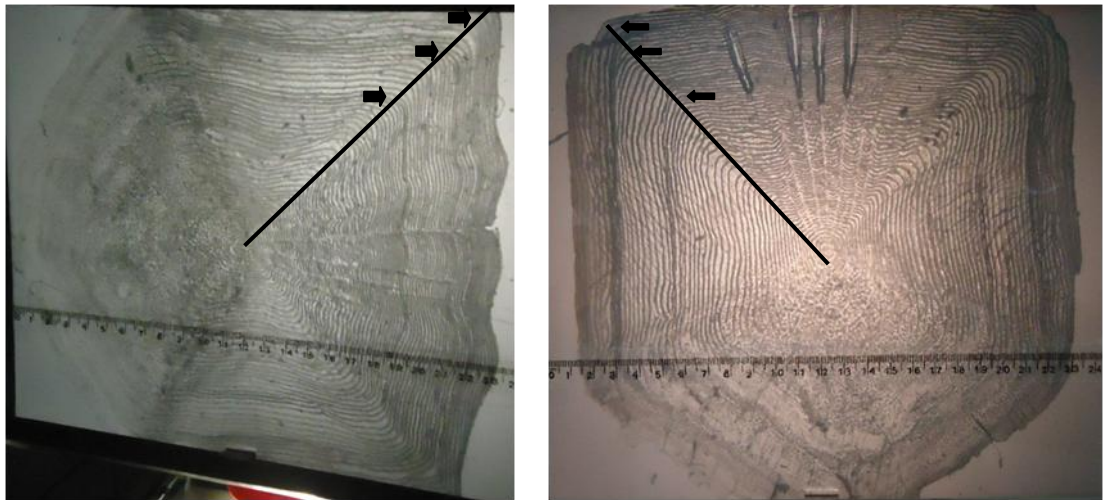


Figura 67: Vista horizontal y vertical de escamas de la primavera de 2009 que están marcando el tercer año.

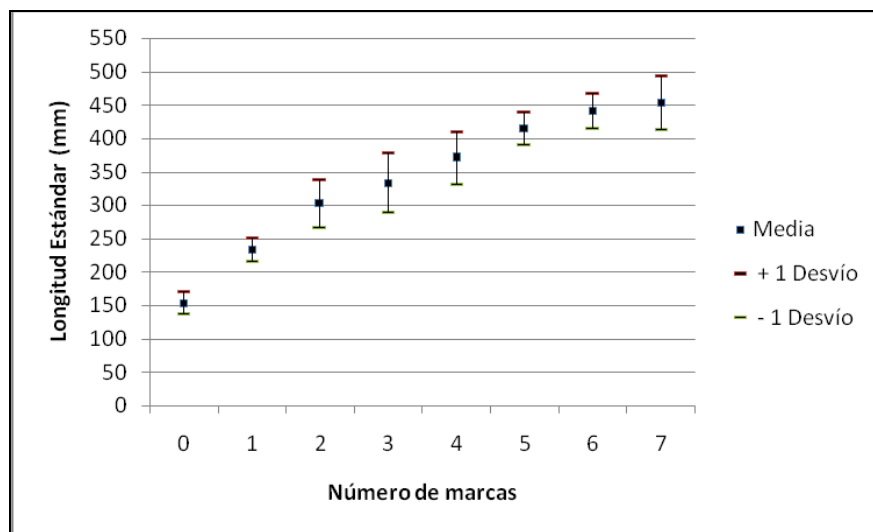


Figura 68: Tallas promedio y desvío estándar correspondientes a las distintas marcas de crecimiento encontradas

3.4.5.4.1 Época de Marcación

La variación del incremento marginal mostró que el índice α fue mínimo en las campañas efectuadas en las primaveras de los años 2009 y 2010, señalando así la época de marcación (Figura 69). Se observaron, además, ejemplares que tenían entre 125 y 175 mm de longitud estándar, que fueron capturados en las campañas de enero y junio del 2009 y en las de marzo, mayo y principio de septiembre de 2010 sin la presencia de marcas de crecimiento en sus escamas.

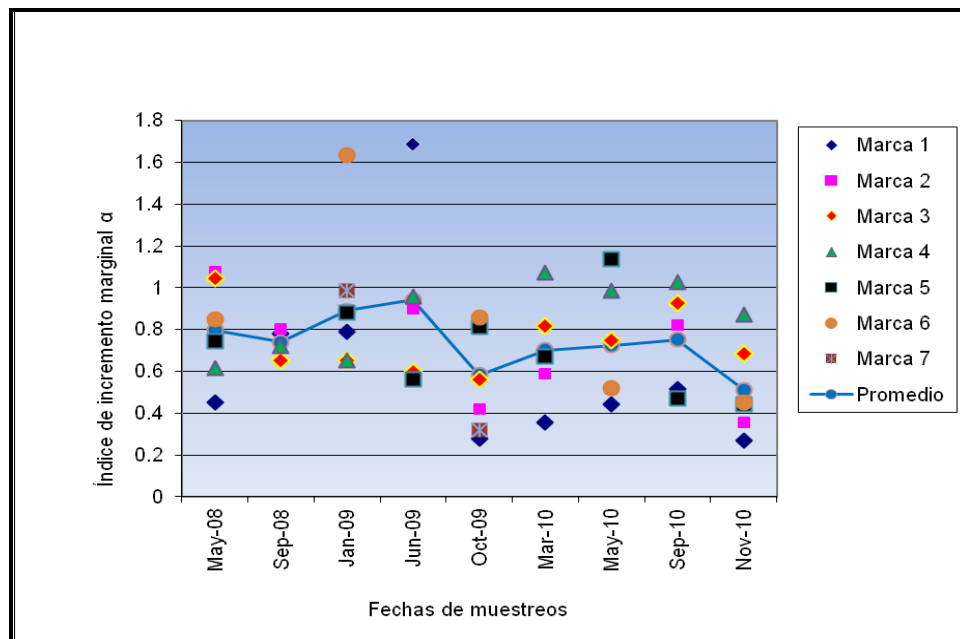


Figura 69: Índice de incremento marginal para cada una de las marcas determinadas

Por otro lado, ejemplares entre 145 y 205 mm de longitud estándar capturados en las campañas de primavera, presentaron su 1ª marca de crecimiento en el borde de sus respectivas escamas. Todo lo expuesto permite suponer que se forma un solo *annuli* de crecimiento por año y tiene lugar en los meses correspondientes a primavera.

3.4.5.4.2 Relación talla del pez- radio de la escama

La relación entre la longitud estándar L_{St} y radio de la escama (R_{Esc}) para el conjunto de datos analizados fue de tipo lineal (Figura 70); $L_{St} = 9,793 + R_{Esc} * 82,52$ ($R^2 = 0,883$).

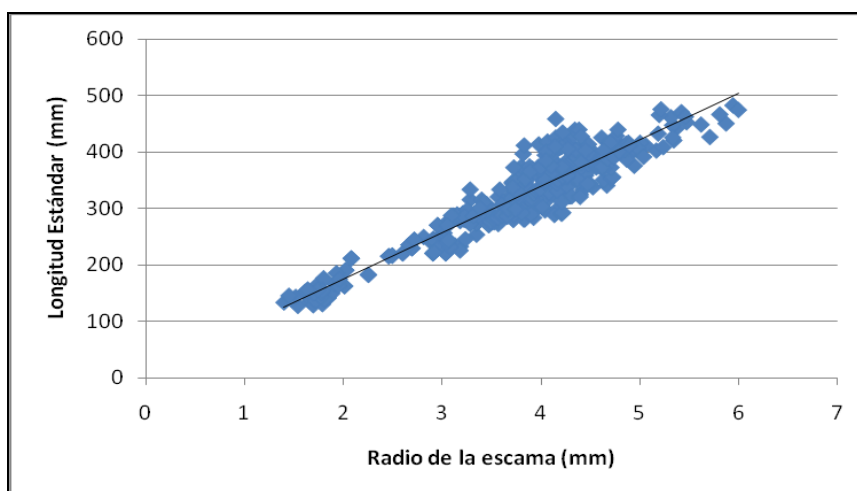


Figura 70: Relación entre la longitud estándar y el radio total de la escama

La ecuación encontrada de esta relación sólo para hembras fue $0,639 + R Esc * 87,11$ ($R^2 = 0,905$) y sólo para machos fue $16,30 + R Esc 78,13$ ($R^2 = 0,886$). La comparación entre los coeficientes b de regresiones predictivas para cada sexo mostró diferencias altamente significativas ($t= 7,06$ $p < 0,0001$), por lo que el posterior análisis también consideró los sexos por separado.

3.4.5.4.3 Análisis de la Frecuencia de marcas de crecimiento

A partir de la descomposición de la polimodal de frecuencias de marcas de crecimiento, efectuado con el método de Bhattacharya con los registros de todos los radios observados en ambos sexos agrupados, se pudo identificar la presencia de hasta 7 modas, las dos últimas de muy escasa representatividad (Figura 71). Los parámetros gaussianos para cada una de ellas se consignan en la Tabla 53.

Tabla 53: Parámetros gaussianos de cada uno de los componentes unimodales de las frecuencias de marcas de crecimiento para ambos sexos

Moda	Media	Desvío estándar	Número
1	1,82	0,75	328,3
2	2,89	0,70	183,3
3	3,05	0,29	152,9
4	3,83	0,49	146,6
5	4,45	0,56	112,9
6	5,05	0,37	23,8
7	5,35	0,21	6,6

En esta figura puede observarse que la curva correspondiente a la marca 1 presenta una base amplia causada por un desvío estándar relativamente elevado, el que a su vez refleja la relativamente dilatada variación del rango de registros. En tal sentido, la descomposición del registro de marcas correspondientes al 1° *annuli* presentó una distribución de tipo unimodal (Figura 72), por lo que se comprueba la existencia de una cohorte anual y permite suponer que las distintas modas identificadas por el método de Bhattacharya corresponden a marcas de crecimiento anual.

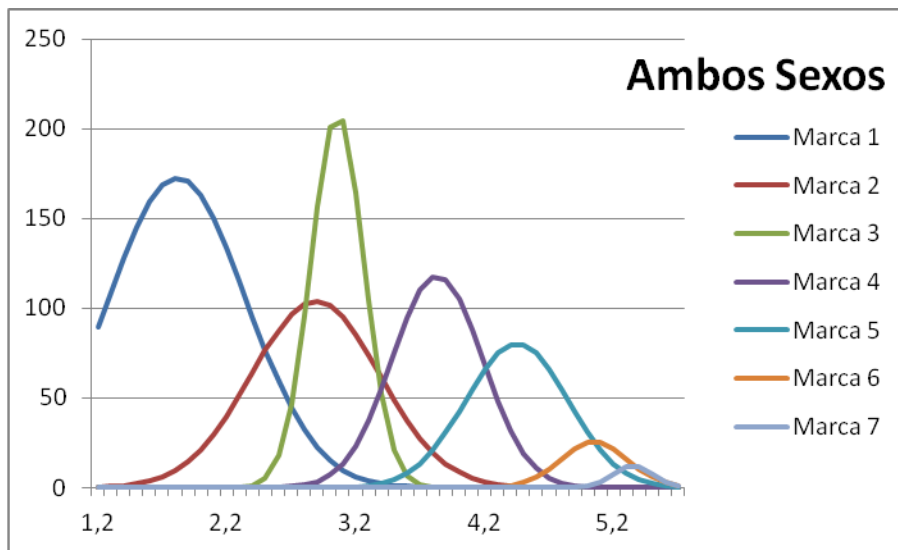


Figura 71: Distribución de frecuencias de las marcas de crecimiento registradas en los anillos de ambos sexos, corregidos en proyección a los componentes unimodales.

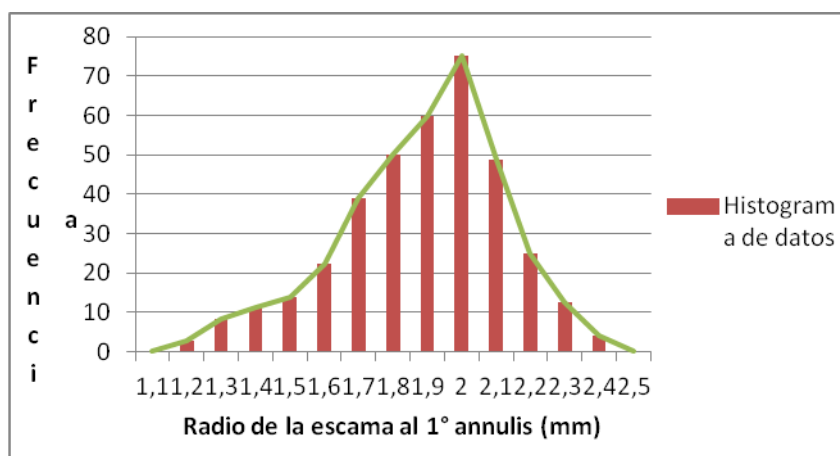


Figura 72: Distribución de frecuencias de la longitud del primer annulis y polígono de frecuencia asociado

En relación a los sexos considerados por separado también se pudo identificar la presencia de hasta siete modas, tanto para hembras (Figura 73) como para machos (Figura 74).

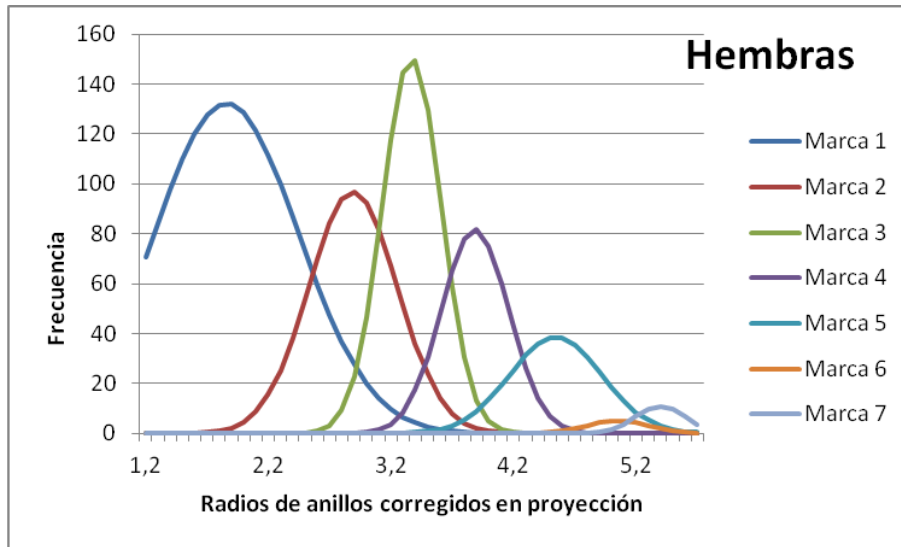


Figura 73: Distribución de frecuencias de las marcas de crecimiento registradas en los anillos de hembras, corregidos en proyección a los componentes unimodales

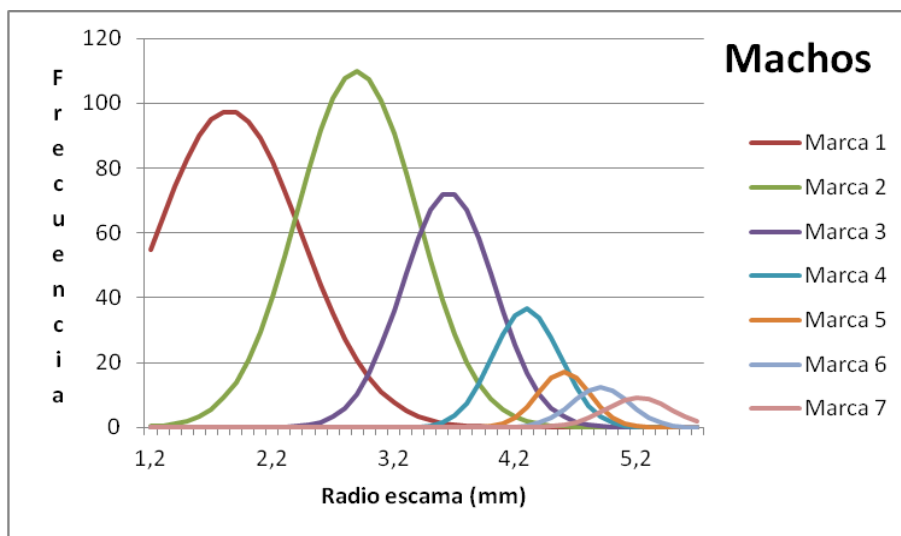


Figura 74: Distribución de frecuencias de las marcas de crecimiento registradas en los anillos de machos, corregidos en proyección a los componentes unimodales.

La Tabla 54 muestra los parámetros unimodales para hembras y la tabla 55 los correspondientes a machos.

Tabla 54: Parámetros gaussianos de cada uno de los componentes unimodales de las frecuencias de marcas de crecimiento para hembras

Moda	Media	Desvío estándar	Número
1	1,86	0,83	275,3
2	2,89	0,51	124,0
3	3,37	0,34	128,6
4	3,89	0,39	79,8
5	4,54	0,53	51,6
6	5,05	0,35	4,6
7	5,4	0,28	7,8

Tabla 55: Parámetros gaussianos de cada uno de los componentes unimodales de las frecuencias de marcas de crecimiento para machos

Moda	Media	Desvío estándar	Número
1	1,84	0,85	207,5
2	2,89	0,69	191,2
3	3,65	0,54	97,6
4	4,29	0,39	35,8
5	4,60	0,30	12,8
6	4,90	0,33	10,6
7	5,21	0,39	8,82

3.4.5.4.4 Retrocálculo

Las tallas retrocalculadas para cada edad adjudicada, las correspondientes desviaciones estándar y sus incrementos anuales para hembras, machos y ambos sexos considerados en conjunto, se presentan en las Tablas 56, 57 y 58 respectivamente. En las Figuras 75, 76 y 77 se exponen gráficamente los mismos valores consignados en las tablas precedentes.

Si bien, en general, se observa una baja dispersión de los datos en torno al valor central estimado para cada *annuli*, estos variaron de manera diferente según se consideren hembras, machos o los sexos agrupados. En hembras el mayor desvío estándar se registró en los *annuli* 4 y 5, los cuales sólo alcanzaron alrededor del 5 % del valor estimado para la media. El menor desvío se registró en el *annuli* 6, que tuvo relativamente pocos individuos muy cercanos en sus longitudes.

Tabla 56: Edad asignada, longitud retrocalculada e incremento anual estimado para hembras de *O. bonariensis*

Clase de Edad	N	Longitud estándar a los sucesivos <i>annulis</i>						
		1	2	3	4	5	6	7
I	20	153,5						
II	36	155,4	259,5					
III	105	168,1	253,2	306,9				
IV	26	175,2	242,1	308,6	352,6			
V	18	167,7	258,1	327,5	368,8	404,7		
VI	5	161,1	222,4	287,6	341,3	383,3	424,6	
VII	2	152,2	224,5	293,0	328,5	370,6	429,3	437,0
Promedio		164,5	252,3	308,4	355,9	396,2	4256,6	437,0
D. E.		8,72	16,55	15,57	17,15	17,27	3,32	-
Incremento		164,5	87,8	56,1	47,5	40,3	29,4	11,4

Tabla 57: Edad asignada, longitud retrocalculada e incremento anual estimado para machos *O. bonariensis*

Clase de Edad	N	Longitud estándar a los sucesivos <i>annulis</i>						
		1	2	3	4	5	6	7
I	13	151,6						
II	20	158,0	242,6					
III	96	149,1	223,7	278,8				
IV	13	152,3	231,5	278,6	345,9			
V	9	165,6	238,3	282,5	327,4	397,7		
VI	8	150,9	222,4	260,2	324,1	367,1	405,9	
VII	2	150,27	238,7	289,6	341,4	376,0	388,9	414,7
Promedio		151,6	227,8	278,5	337,5	385,5	410,0	414,7
D. E.		5,88	8,41	10,86	10,28	15,77	12,03	-
Incremento		151,6	76,2	50,7	59	48	24,5	4,7

En cambio, en machos, la mayor dispersión la presentó el *annulis* 5 y, en segundo lugar, el *annulis* 6. La menor dispersión en machos curiosamente se registró en el *annulis* 1

donde se registró el mayor número de datos, con un valor, en términos relativos, cercano al 4% de su respectiva media, mayor al 3% que manifestó el *annuli* 6.

En el caso de ambos sexos agrupados, la mayor dispersión, se registró para el *annulis* 5 y la menor, para el *annulis* 1 representando el 4,12% y 3,55 % de las respectivas medias.

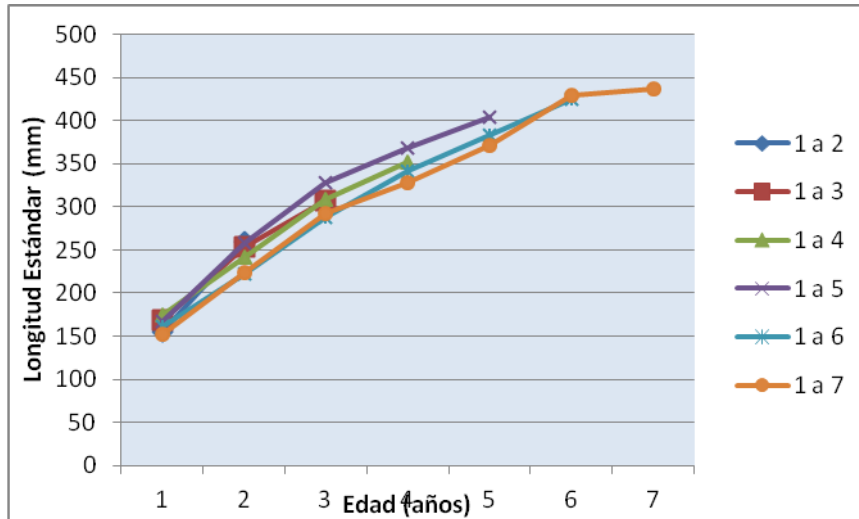


Figura 75: Talla media retrocalculada para los diferentes annulis identificados en hembras de diferente edad

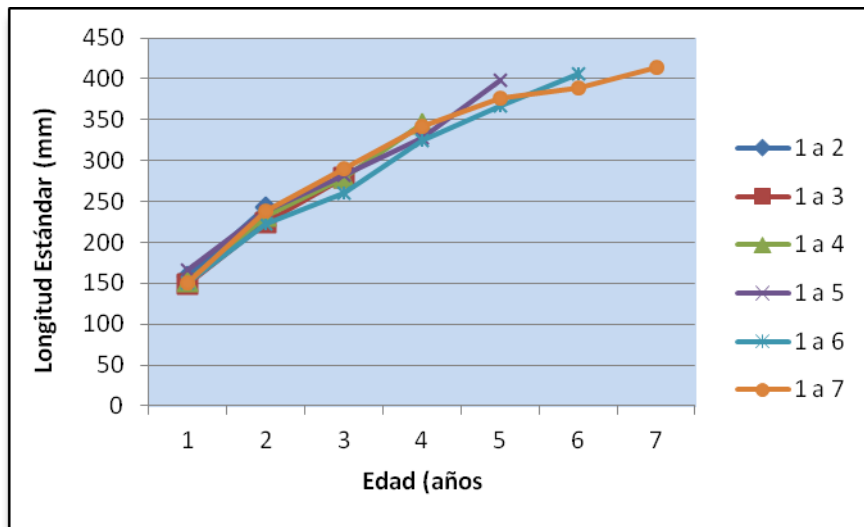


Figura 76: Talla media retrocalculada para los diferentes annulis identificados en machos de diferente edad

El incremento anual entre las clases de edad 2 y 3 en machos fue más bajo que el esperado, dado que en todas las cohortes estos anillos se manifestaron muy próximos entre sí, siendo inferior al incremento manifestado entre las clases 3 y 4.

Tabla 58: Edad asignada, longitud retrocalculada e incremento anual estimado para ambos sexos *O. bonariensis*

Clase de Edad	N	Longitud estándar a los sucesivos <i>annulis</i>						
		1	2	3	4	5	6	7
I	33	152,8						
II	56	156,1	254,7					
III	201	159,0	239,0	293,4				
IV	39	163,4	236,7	293,2	348,7			
V	27	167,0	251,5	312,5	355,0	402,4		
VI	13	157,1	222,4	277,0	334,7	377,1	417,4	
VII	4	151,2	231,6	291,3	334,9	373,3	409,1	425,8
Promedio		158,9	241,6	294,4	347,9	392,3	415,5	425,8
D. E.		5,61	12,14	12,61	10,18	15,83	5,88	-
Incremento		158,9	82,7	52,8	53,5	44,4	23,2	10,3

Al considerar el contraste entre las tallas retrocalculadas para todos los *annulis* de crecimiento de todos los individuos hembras versus todos individuos machos, se registraron diferencias altamente significativas ($F = 19,66$; $p = 0,0001$).

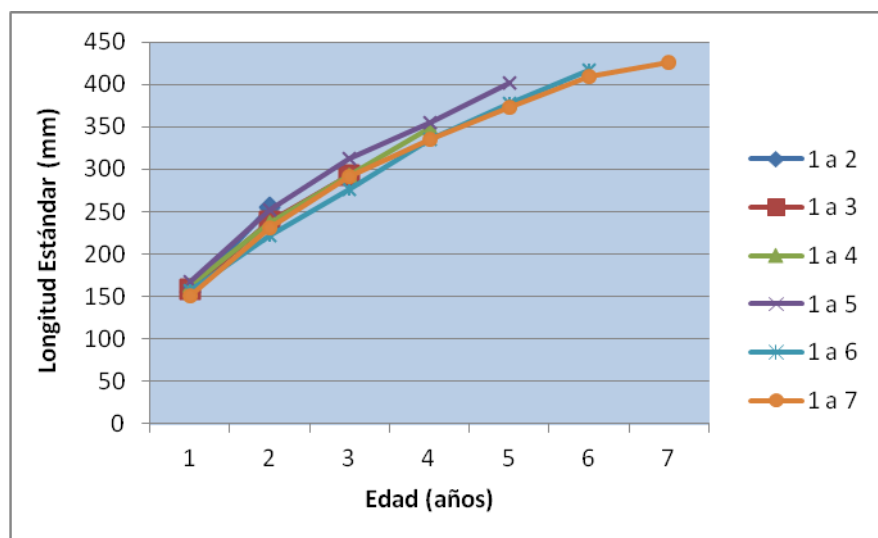


Figura 77: Talla media retrocalculada para los diferentes *annulis* identificados en ambos sexos agrupados de diferente edad

La comparación entre hembras y machos de cada una de las distintas tallas medias retrocalculadas a cada annulis, se efectuó mediante un test de Student y se muestra en la Tabla 59. Se encontró diferencias altamente significativas en las medias retrocalculadas a los annulis 1, 2 y 3, significativas en la 4, siempre fueron mayores las hembras, y no se encontró diferencias entre las medias de hembras y machos de las clases 5, 6 y 7.

Tabla 59: Comparación entre las longitudes medias de hembras y machos retrocalculadas a cada edad

Edad	Hembras		Machos		t	p
	N	L St (mm)	N	L St(mm)		
1	212	164,5	161	151,6	5,74	<0,0001
2	191	252,3	149	227,8	7,02	<0,0001
3	151	308,4	133	278,5	6,47	<0,0001
4	47	355,9	36	337,5	2,37	0,0202
5	28	396,2	16	385,5	1,18	0,2438
6	10	425,6	7	401,0	1,78	0,0955
7	2	437,0	2	414,7	1,08	0,3946

Por otro lado, el análisis de la varianza efectuado en cada sexo en las distintas edades, arrojó diferencias altamente significativas tanto para hembras ($F = 473,03$; $p = 0,0001$), como para machos ($F = 568,11$; $p = 0,0001$) y ambos sexos agrupados ($F = 876,32$; $p = 0,0001$). El test de Tuckey efectuado con las medias de cada edad en cada categoría, sugiere que no hay diferencias significativas en las longitudes retrocalculadas para los annulis 6 y 7 (Tablas 60, 61 y 62), en hembras, machos y ambos sexos. Asimismo, en el caso de los machos tampoco existen diferencias entre las longitudes retrocalculadas para los annulis 5 y 6.

Tabla 60: Test de comparación de medias para las longitudes retrocalculadas en hembras

Edad	Medias	N	E.E.	Grupo
1	164,46	212	2,43	A
2	252,27	191	2,56	B
3	308,4	151	2,88	C

Tabla 60 (Continuación): Test de comparación de medias para las longitudes retrocalculadas en hembras

Edad	Medias	N	E.E.	Grupo
4	355,88	47	5,17	D
5	396,17	28	6,69	E
6	425,58	10	11,2	F
7	436,98	2	25,05	F

Letras distintas indican diferencias significativas ($p > 0,05$)

Tabla 61: Test de comparación de medias para las longitudes retrocalculadas en machos

Edad	Medias	N	E.E.	Grupo
1	151,59	161	2,08	A
2	227,86	149	2,16	B
3	278,52	133	2,29	C
4	337,47	36	4,4	D
5	385,45	16	6,6	E
6	401,04	7	9,98	E F
7	414,67	2	18,66	F

Letras distintas indican diferencias significativas ($p > 0,05$)

Tabla 62: Test de comparación de medias para longitudes retrocalculadas en sexos agrupados

Edad	Medias	N	E.E.	Grupo
1	158,91	373	1,74	A
2	241,57	340	1,82	B
3	294,41	284	1,99	C
4	347,89	83	3,68	D
5	392,27	44	5,06	E
6	415,48	17	8,14	F
7	425,82	4	16,78	F

Letras distintas indican diferencias significativas ($p > 0,05$)

El retrocálculo y respectivo análisis estadístico realizado mostró que no se manifestó el fenómeno de Lee, el cual se presenta cuando las longitudes retrocalculadas a cualquier edad (*annuli*), tienden a ser más pequeñas en los peces de mayor edad que las estimadas en los menores. Esto permitió la utilización de todas las tallas retrocalculadas a las distintas clases estimadas, para efectuar el cálculo de los parámetros de la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy.

3.4.5.4.5 Estimación del crecimiento a partir de la ecuación de von Bertalanffy

Los valores de los parámetros de la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy y la longevidad estimados para machos y hembras por separados y ambos sexos agrupados, se presentan en la Tabla 63. Con estos datos se construyeron las curvas de crecimiento en longitud y peso para hembras, machos y ambos sexos agrupados (Figuras 78 y 79).

Tabla 63: Parámetros de la ecuación de von Bertalanffy obtenidos a partir del retrocálculo (Ref: L_{∞} : Longitud infinito; K : tasa intrínseca de crecimiento; T_0 : tiempo en el cual la longitud es igual a 0 y W_{∞} : peso infinito)

Parámetro	Ambos sexos	Machos	Hembras
L_{∞} (mm)	485,2	483,8	490,6
K	0,30	0,275	0,31
t_0	-0,31	-0,346	-0,29
W_{∞} (g)	1697,5	1681,3	1756,6
Longevidad (años)	9,76	10,54	9,38

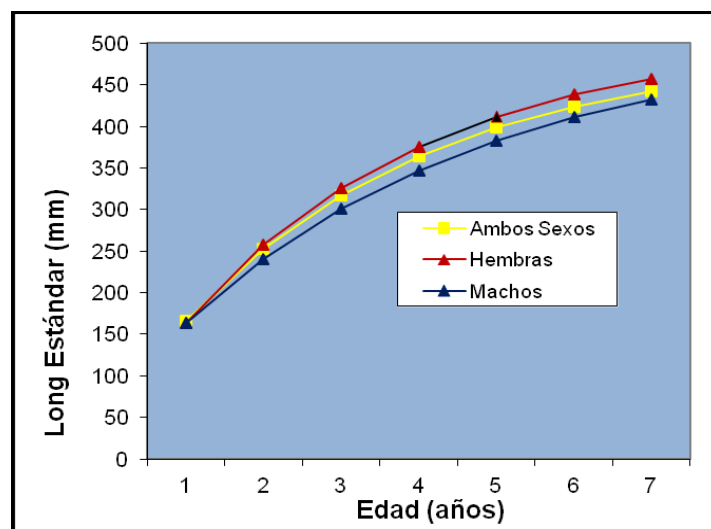


Figura 78: Curvas de crecimiento en longitud de *O. bonariensis* en la laguna La Brava

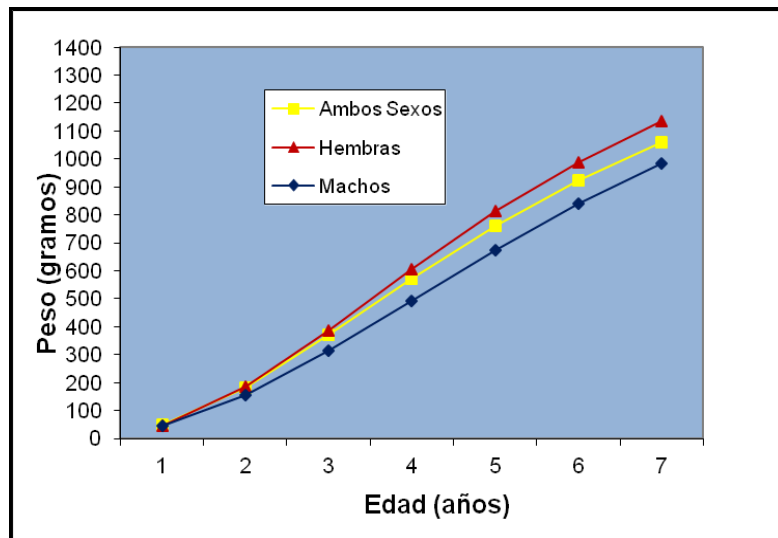


Figura 79: Curvas de crecimiento en peso *O. bonariensis* en la laguna La Brava

Los índices de performance de crecimiento para hembras y machos por separados y ambos sexos agrupados se presentan en la Tabla 64. En todos los índices considerados, los mayores valores corresponden a hembras. Por otro lado, en general se los considera comparativamente elevados para el pejerrey, lo que indica buena oferta alimentaria, a pesar de la muy escasa abundancia de plancton.

Tabla 64: Índices de performance de crecimiento estimados para sexos separados y considerados en forma agrupada

Índice de performance	Hembras	Machos	Ambos sexos
Φ	1,67	1,60	1,64
ϕ'	5,98	5,89	5,93
Ipc	2,73	2,66	2,70
Wp	152	133	144

3.4.5.5 Rendimiento máximo potencial de la laguna

Debido a la escasa representación de la edad 1+, se la consideró parcialmente reclutada al arte de enmalle y fue descartada del análisis de datos. La ecuación de supervivencia obtenida a partir de los datos de numerosidad relativa de cada edad (salvo la 1⁺) referida a 1,48 ha., fue: $N_t = 3250 e^{-1,12 t}$.

En la curva de la biomasa poblacional construida (Figura 80) están consignados el número de individuos de cada edad estimada, ponderados por el peso surgido de la ecuación de crecimiento y la pérdida de ejemplares de la población producida sólo por muerte natural. La edad crítica (t^*) en la cual la población alcanzó el máximo valor de su biomasa fue aproximadamente de 1,59 años, para una biomasa teórica de 41 kg/ha* año.

Por otro lado, a partir del análisis de esta figura surge que la biomasa infinito (en este caso homologable a la biomasa virgen) fue de 92,446 kg/ha, por lo que el rendimiento potencial que tuvo la laguna (estimado a partir de la campaña efectuada en Octubre de 2009) fue de 51,77 kg/ha, el cual es un valor muy elevado. Así mismo, considerando que la laguna en esa campaña tuvo una superficie estimada en 524 hectáreas, la biomasa virgen del cuenco fue de 96,94 toneladas y su biomasa anual potencialmente explotable fue de 27,14 toneladas.

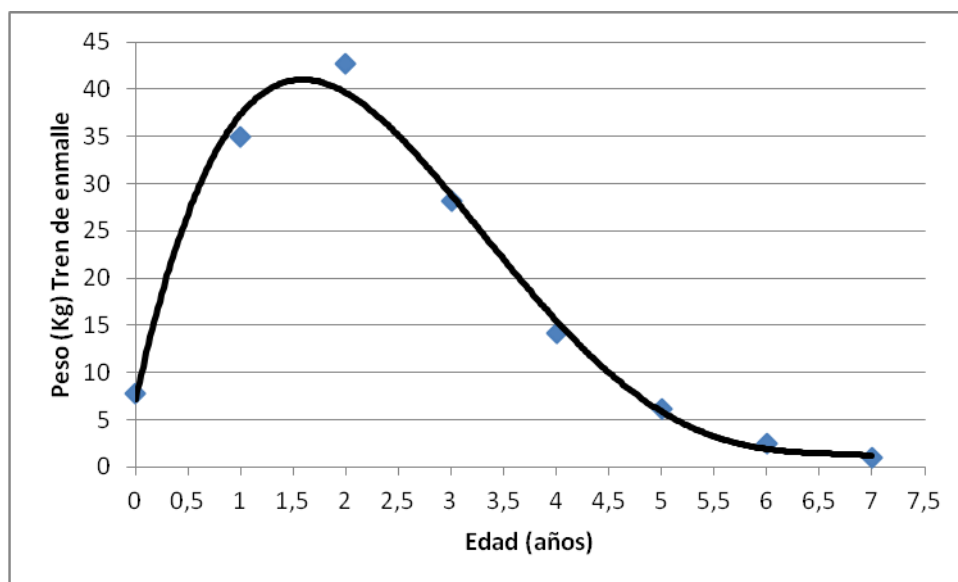


Figura 80: Curva de biomasa poblacional estimada a partir de los datos de la campaña efectuada en octubre de 2009.

3.4.5.6 Parásitos

3.4.5.6.1 Prevalencia, Abundancia media e Intensidad

A lo largo del período de estudio sólo se registró la presencia de *Contracaecum sp.* (Nematoda, Anisakidae), presentes en la cavidad corporal de distintos ejemplares de pejerrey capturados en cada una de las campañas efectuadas.

El rango de la prevalencia determinada fue desde un mínimo de 11,86 registrado en la primavera del 2008, a un máximo de 87,5 estimado para la primavera de 2010 (Figura 81).

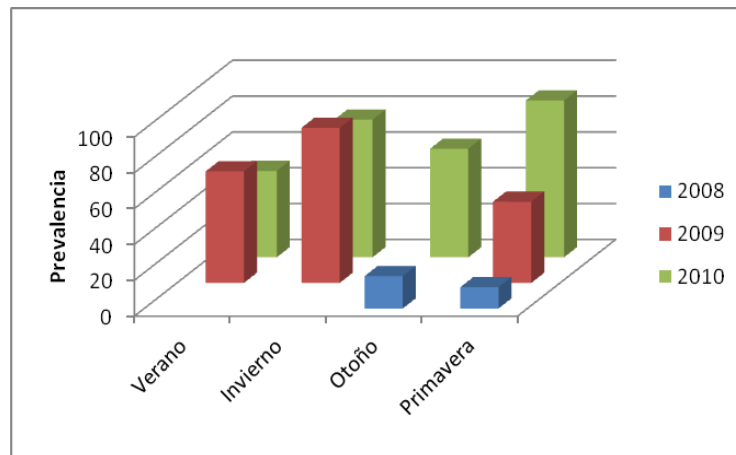


Figura 81: Prevalencia de *Contracaecum* sp. en *O. bonariensis*

Se encontró una correlación positiva entre la prevalencia y la concentración de sales en el agua ($R_s = 0,80$; $p < 0,02$) y negativa con los parámetros físicos de la laguna, especialmente con la superficie ($R_s = -0,77$; $p < 0,03$).

La abundancia del parásito encontrada varió de un mínimo de 0,34 registrado en la primavera del 2008, a un máximo de 9,4 en invierno de 2009 (Figura 82). Se halló cierta correlación positiva con la salinidad del agua ($R_s = 0,68$; $p < 0,05$) y negativa con la superficie de la laguna ($R_s = -0,68$; $p < 0,05$).

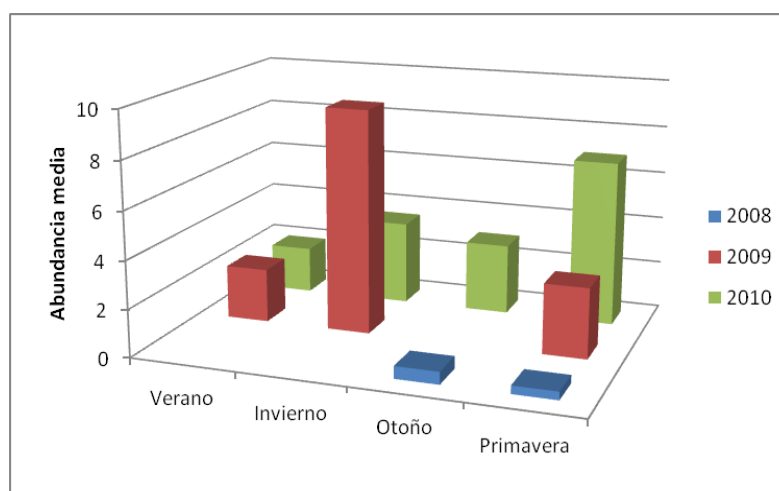


Figura 82: Abundancia media de *Contracaecum* sp. en *O. bonariensis*

La intensidad parasitaria media osciló en las distintas campañas efectuadas entre un mínimo de 2,86 registrado en la primavera del 2008, a un máximo de 10,87 calculado para el invierno de 2009 (Figura 83) y no se encontró ninguna correlación con los parámetros físicos-químicos considerados.

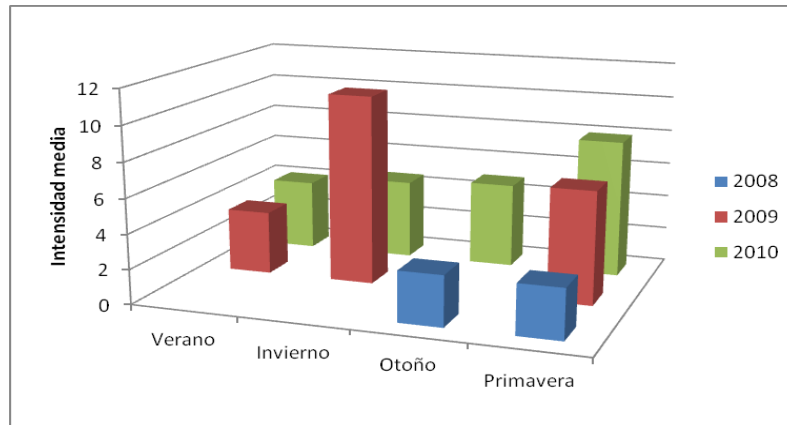


Figura 83: Intensidad media de *Contracaecum* sp. en *O. bonariensis*

3.4.5.6.2 Presencia de parásitos según la edad y riesgo de infestación asociado

La discriminación de los ejemplares que tuvieron y no parásitos, considerando individuos de hasta 2 años de edad y mayores, discriminados por campaña se muestra en la Tabla 65.

Tabla 65: Presencia ausencia de parásitos discriminados por la edad según fueron \leq a 2 años y $>$ a esa edad.

Fecha	Sin Parásitos		Con Parásitos	
	< 2 años	> 2 años	< 2 años	> 2 años
16/05/2008	2	39	0	9
12/06/2009	0	7	6	39
21/05/2010	15	9	1	36
29/09/2008	23	29	1	5
05/10/2009	12	23	5	24
23/09/2010	1	11	1	43
13/01/2009	4	17	2	31
10/03/2010	18	11	1	26
24/11/2010	6	2	3	53

Se analizaron 515 individuos de los cuales 229 (44,46%) no registraron presencia de parásitos y 286 (55,54%), al menos, presentaron uno. A su vez, el 19,6% del total (101 individuos) correspondió a ejemplares de hasta 2 años de edad y el 80,4% (414 ejemplares), fueron mayores a esa edad.

Dentro de los ejemplares de hasta 2 años de edad el 19,8 % presentó al menos un parásito y el 80,2 % no presentó ninguno, mientras que en los ejemplares mayores a esa edad sólo el 35,7 % no presentó parásitos. En relación al riesgo asociado a la presencia de *Contracaecum*, el análisis efectuado mostró que la presencia de parásitos fue 7 veces más probable en ejemplares mayores a los 2 años de edad, que en los menores o iguales a esa edad (Tabla 66).

El número de parásitos en los peces examinados en las distintas estaciones del año se diferenció significativamente ($H = 50,15$; $p < 0,0001$). Los ejemplares extraídos en invierno, primavera y verano tuvieron respectivamente 6,6; 2,14 y 1,69 veces más probabilidades de tener, al menos, una larva del parásito respecto de los extraídos en otoño (Tabla 66).

Tabla 66: Riesgo asociado a la presencia de *Contracaecum* en *O. bonariensis* de acuerdo a la edad y estación del año (Referencias: $N = 515$; OR = Odds ratio; las comparaciones fueron efectuadas respecto del otoño)

Factor	Intervalo de confianza (95%)		
	OR ²	Límite inferior	Límite superior
Estación ¹			
Primavera	2,14	1,36	3,45
Verano	1,69	0,99	2,89
Invierno	6,62	3,55	12,34
Edad ≤ 2 años vs > 2 años	7,28	4,29	12,35

¹ Realizado en función al otoño que fue la más baja. ² Razón de probabilidades respecto al otoño

Además, el recuento de parásitos en ejemplares menores o iguales a 2 años mostró diferencias altamente significativas ($H = 49,49$; $p < 0,0001$), respecto de los mayores a esa edad. Dentro de cada estación la presencia de parásitos en individuos de hasta 2 años en relación a los mayores, acusó diferencias altamente significativas en primavera ($H = 22,84$;

$p < 0,0001$), verano ($H = 19,65$; $p < 0,0001$) y otoño ($H = 7,57$; $p < 0,0021$), pero no se encontró diferencias en invierno ($H = 0,56$; $p = 0,4552$).

Cuando se contrastó el número de parásitos presentes en la última campaña (primavera de 2010), que tuvo como media casi 7 parásitos por individuo, versus el resto de las estaciones, con media de 2,95 parásitos por individuo, se encontró diferencias altamente significativas ($W = 23179$; $p < 0,0001$).

El peso relativo de individuos parasitados y no parasitados (Figura 84) confrontados a través del test de Mann-Whitney, registró diferencias altamente significativas ($W = 65465$; $p = 0,0001$).

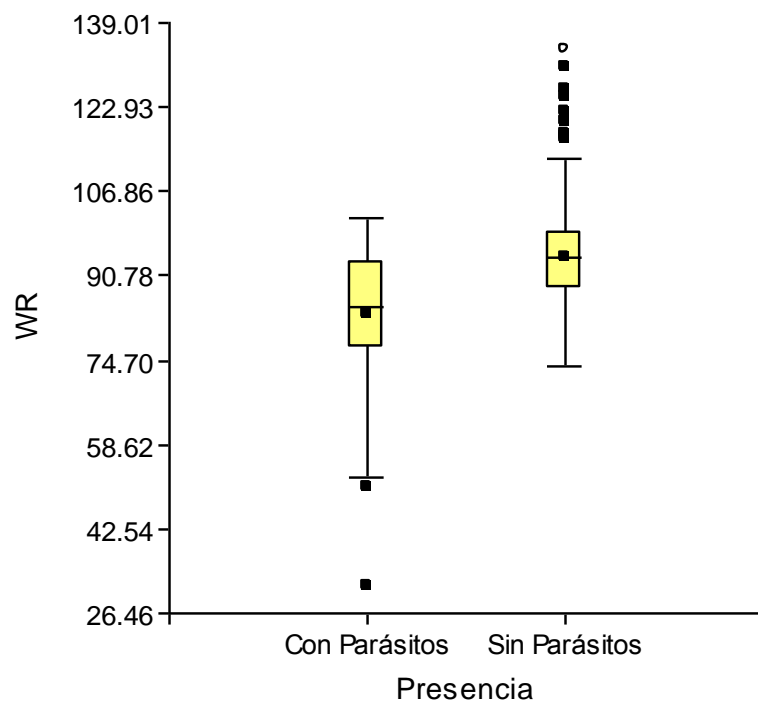


Figura 84: Box-Plot del peso relativo en función a individuos con y sin parásitos

Referencias: \top Límite superior; \perp Límite inferior; \square cuantiles 0.75 y 0.25; \blacksquare media; \square Mediana; \blacksquare valor atípico; \circ valor atípico extremo.

Por otro lado, cuando en el análisis se consideró tres grupos: no infectados, infectados con 1 a 3 parásitos e infestados con 4 o más parásitos, si bien se encontró diferencias altamente significativas ($H = 14,53$; $p = 0,0007$), el grupo con 1 a 3 parásitos no fue diferente al grupo con 4 o más (Tabla 66).

Tabla 67: Prueba de Kruskal Wallis comparación de a pares considerando organismos no infectados, e infectados con 1 a 3 parásitos y con 4 o más.

Estación	Medias	D.E.	
> 4	86,98	17,5	A
1 a 3	88,35	14,03	A
s/p	93,66	11,19	B

Letras distintas indican diferencias significativas ($p > 0,05$)

4 Discusión

4.1 Un ambiente cuya inestabilidad no se asocia a ciclos hidrológicos

La región pampeana se caracteriza por una sucesión de períodos de inundaciones y sequías (Ardissonne, 1937; Olivier, 1959), originando cierta alternancia de ciclos húmedos y secos de duración variable. Teniendo en cuenta que las lagunas enclavadas en la llanura pampeanas son relativamente poco profundas (Quirós & Drago, 1999), las precipitaciones pluviales no solo definen la condición química del agua, sino también la vida de los cuencos (Fuschini, 1994). Sin embargo este esquema no parece replicarse en las lagunas que forma el río Salado o Chadileuvú en la provincia de La Pampa, donde el escurrimiento depende casi exclusivamente del uso intensivo que se haga del agua en los grandes oasis, ubicados aguas arriba.

Teniendo en cuenta las condiciones climáticas extremas y en particular las bajas precipitaciones de la zona de estudio (Cano *et al.*, 1980), el llenado y mantenimiento de la laguna La Brava está sujeto únicamente al flujo de agua que circula por el río Chadileuvú, formado por la unión de los ríos Desaguadero o Salado y Atuel. Si bien, antiguamente el Chadileuvú tenía un importante caudal que llegaba a superar los $200 \text{ m}^3 \cdot \text{seg}^{-1}$ (Ballester, 1940), hoy el escurrimiento es intermitente y la ocurrencia de flujos importantes depende de ciertos eventos climáticos ocurridos en los tramos superiores (Morisoli, 2004). Tal disturbio es debido al aprovechamiento que se hace de sus tributarios aguas arriba, los cuales crean impactos negativos de considerable importancia aguas abajo (S.R.H.L.Pam. & U.N.L.Pam., 2005).

El primer antecedente de acción antrópica negativa sobre el sistema fluvial lo constituye la merma del caudal en el río Atuel, ocasionada a partir de 1809 por el desvío del río Diamante (Cazenave, inédito), que antiguamente volcaba sus aguas al Atuel (Difieri, 1983), hacia una vasta extensión sin agua (la travesía).

Posteriormente se produjo la falta de escurrimientos continuos debido a la construcción de obras hidráulicas, que acumularon, derivaron y trasvasaron las aguas, en procura de un uso intensivo en casi todos los ríos tributarios del sistema. El objeto de estos emprendimientos fue promover el desarrollo y el mejoramiento de la calidad de vida de las poblaciones aguas arriba. Sin embargo, el manejo que se hizo del recurso no solo alteró sensiblemente el desarrollo de la biota de los ecosistemas fluviales, sino también la dinámica y desarrollo socioeconómico de las poblaciones aguas abajo (S.R.H.L.Pam. & U.N.L.Pam., 2005). Quizás la más relevante de las obras hidráulicas realizadas, debido a

las significativas alteraciones ocasionadas, sea el sistema de los Nihüiles construido sobre el cauce del río Atuel y puesto en funcionamiento a partir de 1948 (Morisoli 2004). Los numerosos embalses que se han construido sobre la cuenca del Desaguadero y el llenado de uno de ellos: “Presa Los Caracoles” construida sobre el río San Juan, comprometió seriamente el escurrimiento del río Desaguadero o Salado (Morisoli *com. per.*), disminuyendo totalmente el flujo de mantenimiento del sistema lagunar del Curacó desde octubre de 2009, donde se encuentra la laguna La Brava.

A todos estos embalses se los ha aprovechado de diversas formas (aprovechamiento múltiple) entre ellas: producción de energía hidroeléctrica, provisión de agua para el consumo humano y del ganado, turismo, náutica, recreación e incluso pesca. Pero, sin dudas, de todas estas formas se destaca el uso consuntivo de agua destinada al riego, actividad que desde la construcción del complejo los Nuhüiles ha incrementado sensiblemente el número de hectáreas dedicadas al cultivo en el sur Mendocino (Departamento General de Irrigación de la provincia de Mendoza, 2013), insumiendo la mayor parte del caudal disponible en el río.

Por otro lado, teniendo en cuenta que los ríos de esta cuenca son eminentemente de régimen nival, es necesario comentar que se ha determinado la disminución de acumulación de nieves y lenguas glaciarias en el área que define el caudal del Atuel (Boninsegna & Delgado, 2002). Las determinaciones han sido efectuadas a través de la lectura de documentos iconográficos, reconstrucción de caudales basados en el ancho de los anillos de árboles y reconstrucción del clima a través de documentos históricos (Cobos & Boninsegna 1983). Estos dan cuenta de una retracción del hielo desde el año 1787 (Cobos, 2002). Así mismo la serie de caudales anuales del río Atuel reconstruidos hasta 1575, empleando cronologías de ancho de anillos de *Autrocedrus chilensis*, mostró que la proporción de caudales por debajo de la media histórica total se ha incrementado desde 1575 hasta 1970 (Boninsegna & Delgado, 2002). Más cercana en el tiempo, la estadística de caudales medios mensuales registrados desde 1972 a 2012 en la estación de aforo de El Sosneado, en las cabeceras del río Atuel, reflejan cierta tendencia a disminuir conforme transcurrió el tiempo (Evarsa, 2012), lo que está en concordancia con la retracción de los glaciares que dan origen a estos ríos.

La disminución de caudales por causas antrópicas, acrecentada por la reducción de los glaciares, incidieron negativamente sobre la morfología histórica de la laguna La Brava. Su superficie, por ejemplo, nunca alcanzó las 700 ha que se tiene como valor de referencia (Hernández, *Com. pers.*), sólo presentó un máximo de 524 ha en la primavera del 2009, en

coincidencia con el mayor pico de escorrentía registrado. Luego, debido al cese de ingresos desde el río, su extensión fue disminuyendo paulatinamente hasta llegar a las 50 ha registradas en la última campaña de este estudio (marzo de 2011). Seis meses más tarde, en septiembre de 2011, las lagunas pertenecientes al sistema encadenado del Curacó (La Brava, La Dulce, Urre Lauque, La Leona, La Florida, Euzkadi), se encontraban completamente secas (Figura 85) (Del Ponti *et al.*, 2011). Solo la laguna La Amarga, la mayor de todas y nivel de base del sistema (Di Difieri, 1983; Di Meola, 2005), poseía agua pero sólo en el centro de la misma y de altísimo tenor salino.



Figura 85: Laguna La Brava en septiembre de 2011

Alteraciones del régimen hidrológico por acción antrópica semejante a la ocurrida en este sector de la cuenca han sido descriptas para otras partes del mundo. Por ejemplo, son bien conocidos los efectos que tuvo sobre el mar de Aral el desvío masivo de los cursos de agua que lo alimentan, para ser usados en irrigación. Esto llevó al descenso de 15 metros en 30 años, reduciendo considerablemente el área y volumen del lago, ocasionando ascenso de la salinidad hasta niveles tan elevados que finalmente produjo el colapso de la

industria pesquera (Bucher *et al.*, 2006). Otros ejemplos de descenso del nivel de agua por motivo de desvíos para irrigación y abastecimiento de agua potable y consecuente aumento de la salinidad lo constituyen el Mar Muerto y el lago Mono (Williams, 2002).

No obstante, mientras existió, la laguna La Brava presentó en general el perfil típico en forma de salsera o sartén (Ringuelet, 1972), que caracteriza a las lagunas pampeanas, de origen cuaternario (Quirós, 2004; Dangavs, 1976), siendo la profundidad relativa, interpretada como la pendiente media de la laguna (Quirós, 2004), muy leve o suave.

4.2 La variación ambiental define la tipología lagunar y las características biológicas

La clasificación geoquímica del agua de la laguna La Brava permitió distinguir su naturaleza clorurada sódica, como aquellas ubicadas en el árido oeste pampeano con influencias desde la cordillera de los Andes, caracterizada por concentraciones relativamente elevadas de cloruros y sulfatos y elevada relación Cl/Na^+ (Quirós, 2005), siendo diferente a lo registrado en numerosas lagunas pampeanas ubicadas tanto en el pie de monte de las sierras de Tandil y Ventania como en el sudeste y centro bonaerense, que si bien, tienen al sodio como catión dominante, los carbonatos y los bicarbonatos se conforman respectivamente en el anión más sobresaliente (Quirós, 2005; Díaz & Colasurdo, 2008; Colasurdo *et al.*, 2011)

Respecto a la salinidad, de acuerdo a la clasificación propuesta por Ringuelet (1972) y en base los datos registrados, podemos decir que durante el estudio el ambiente fue meso, poli e hiperhalino, ya que su contenido de sales varió desde 7 g/L hasta aproximadamente 130 g/L. En tanto, según la escala propuesta por Hammer (1986), el ambiente osciló entre un lago hiposalino (de 3 a 20 g/L) a mesosalino (de 20 a 50 g/L), y finalmente fue hipersalino ($>$ a 50 g/L). Considerando que la precipitación media anual es de 380 mm y que la zona presenta un balance hídrico negativo (Cano *et al.*, 1980), el descenso del nivel de agua de la laguna y aumento de la salinidad no estuvo influenciado por escasez de precipitaciones, como ha sido documentado en otros ambientes pampeanos (Rodríguez *et al.*, 2000; Quirós *et al.*, 2002 a;b; Nicola *et al.*, 2007, Colasurdo *et al.*, 2011). La inestabilidad de este ambiente estuvo relacionada a la discontinuidad del flujo hídrico y a la naturaleza absorbente del terreno, constituido predominantemente por arenas (Calmels, 1996). Este efecto combinado se hizo máximo a partir del último corte en el ingreso de agua por el río, registrado en octubre de 2009 (Secretaría de Recursos Hídricos de La Pampa, 2012)

Los valores de pH estimados fueron ligeramente alcalinos con media de 7,92, pudiendo ubicarlos dentro de los estándares para lagunas pampeanas (Ringuelet *et al.*, 1967; Nicola

et al., 2007) y presentó poca desviación a pesar de la enorme variación en la concentración salina.

La relación $\text{Ca}+\text{Mg}/\text{Na}+\text{K}$ presentó una media de 0,76, con valores máximos y mínimos de 1,57 y 0,17 respectivamente, por lo que distan de los estándares descriptos para laguna pampeanas (Ringuelet *et al.*, 1967), mostrando que la laguna La Brava tuvo agua de mayor dureza que las citadas por estos autores.

La presencia de flúor en todas las determinaciones y de arsénico en las últimas campañas (a partir del 10/03/2010), cuando el agua fue más concentrada en sales, puede obedecer a la naturaleza cuaternaria de la zona (Calmels & Casadío, 2005).

La concentración media de fósforo total es alta si se la compara con ambientes lagunares de la pampa húmeda, ubicadas en la alta cuenca del río Salado que tienen importantes descargas desde los centros urbanos y de las zonas de agricultura intensiva y cuyos valores son cinco veces superiores a los registrados en lagunas pampeanas más alejadas de los centros urbanos (Quirós *et al.*, 2002 b; Mc Donagh *et al.*, 2009). Sin embargo, es muy cercana a las concentraciones registradas tanto en otras lagunas del mismo sistema que alimenta el río Salado o Chadileuvú (Echaniz *et al.*, 2010), como de muchas otras enclavadas en la pampa seca (Echaniz *et al.*, 2009; Pilati *et al.*, 2009 a).

Por otro lado, las concentraciones de nitrógeno total registradas en la laguna tuvieron valores cercanos tanto al rango citado para ambientes de la pampa húmeda como de la seca, aunque en el caso de La Brava el máximo determinado de 37,5 ppm, fue superior a los 34 ppm registrado por Echaniz *et al.*, (2010) para la laguna Estancia Pey-Ma en la provincia de La Pampa y muy superior a los 28,75 ppm mencionados por Quirós *et al.*, (2002 a; b) para lagunas de la pampa húmeda.

Se ha descrito que los altos valores de fósforo y nitrógeno que poseen las lagunas en la provincia de La Pampa se deben, entre otras causas, a la naturaleza del sedimento de fondo, conformado principalmente por arenas que tienen importante tamaño de partículas, y por lo tanto, poseen poca capacidad de absorción de estos elementos. Pero también se debería a la relativa escasa profundidad de los ambientes y la importante acción del viento, que promueve la remoción de sedimentos y la resolubilización de nutrientes en la columna de agua (Echaniz *et al.*, 2010). Estos aspectos ambientales se reconocen en la laguna La Brava, donde en la medida que descendió el pelo de agua, aumentó la concentración de ambos nutrientes.

De modo general, elevadas concentraciones de nitrógeno total y fósforo total favorecen el desarrollo del fitoplancton, el que interfiere con la penetración solar a las sucesivas

capas de agua de las lagunas e inhibe el crecimiento de plantas macrófitas (Díaz & Colasurdo, 2008). Sin embargo este modelo no se registró en la laguna La Brava, donde a pesar de las elevadas concentraciones de estos elementos la densidad del fitoplancton, medida a partir de la concentración de clorofila *a* fue muy baja. La elevada cantidad de sales que presentó en distintos momentos el agua de la laguna, especialmente del ión cloruro que posee alto impacto sobre la riqueza y abundancia de las algas (Soria & Ros, 1991), puede explicar en gran parte este fenómeno.

Por otro lado, en lagunas típicamente pampeanas el desarrollo del fitoplancton genera depósitos de detritos en el fondo que las bacterias descomponen, insumiendo importantes cantidades de oxígeno disuelto en agua, pudiendo ocasionalmente agotarlo (Díaz & Colasurdo, 2008). En este sentido el comportamiento de la laguna La Brava fue coherente con la abundancia de fitoplancton ya que el contenido de oxígeno disuelto en agua siempre se mantuvo por encima de los 5 ppm, lo que mostró ser suficiente para el mantenimiento de la biota.

En las condiciones descriptas sería lógico suponer la presencia de macrófitas fijadas al fondo de la laguna La Brava, sin embargo el arraigue y desarrollo no se vio favorecido debido a la falta de acumulación de sedimentos endógenos, principalmente orgánicos, que en las lagunas pampeanas típicas elevan el fondo (Dangavs, 2005) y a la elevada concentración de sales que impiden el natural desarrollo de las macrófitas (Quirós *et al.*, 2002 a; b).

La concentración de clorofila *a* tuvo un pico de 28,5 mg/m³, en momentos en que la laguna manifestó la menor transparencia y una elevada profundidad. Sin embargo presentó un valor medio de 3,4 mg/m³, marcadamente bajo y sólo sería cercano al límite inferior del rango propuesto por Quirós *et al.* (2002 a) para lagunas turbias inorgánicas.

En cuanto a la definición de la tipología lagunar, la laguna La Brava no respondió enteramente a ninguna de las descriptas por Quirós *et al.* (2002 a; b). En efecto, la lectura del disco de Secchi, la relación Z_p/Z_f , la baja concentración de clorofila *a* y la baja densidad del zooplancton la definen como una laguna tipo clara, como las que predominan en las regiones de la llanura pampeana donde la acción humana es menor (Quirós *et al.*, 2002 b). Sin embargo, el ambiente también presentó características correspondientes a la tipología “lagunas turbias orgánicas” ya que presentó elevadas concentraciones de nitrógeno total, jamás tuvo presencia de macrófitas y fue ampliamente dominado por peces de hábitos alimentarios típicamente zooplanctófagos, con una alta biomasa de *O. bonariensis*, aunque a determinado tamaño esta especie puede ser caníbal/ictiófaga. El

único pez carnívoro reconocido durante el estudio fue *O. jenynsii* (dientudo), el cual fue de captura esporádica y escasa abundancia. Por otro lado, la concentración de fósforo total determinada en La Brava, sobrepasa los límites de la clasificación propuesta y sólo se acerca al rango que los autores definieron como laguna turbia inorgánica. De igual forma, los valores encontrados de la relación N:P también permitirían ubicarla más cercana a la laguna turbia inorgánica.

4.3 La salinidad limitó la riqueza y la abundancia del zooplancton

En relación al análisis cualitativo del zooplancton llama la atención la presencia del copépodo harpacticoideo *Cletocamptus deitersii*, ya que esta especie es, principalmente, de hábitos bentónicos (Rocha-Olivares *et al.*, 2001). Sin embargo, su presencia podría deberse a la acción de vientos fuertes, los que transmitiendo su energía al oleaje superficial podría causar disturbio y remoción de sedimentos que llevaría los ejemplares a la columna de agua (Echaniz, 2010). Por otro lado *Daphnia menucoensis* se registró en una única ocasión y en baja densidad (5,7 ind.L⁻¹), probablemente debido a la depredación ejercida por los peces, como se ha verificado en otros lagos de la provincia (Echaniz *et al.*, 2010, Del Ponti *et al.*, 2014).

Los puntos de muestreo seleccionados en función a distintas distancias de la entrada del río a la laguna no permitieron identificar diferencias en la composición del zooplancton. La homogeneidad manifiesta en los distintos puntos de muestreo, tanto en los aspectos cuali como cuantitativos, puede deberse a los escasos escurrimientos que tuvo el río.

La diversidad registrada al principio del período de estudio si bien alcanzó las 12 especies, situación semejante a la verificada en otros ambientes de la provincia de La Pampa (Echaniz *et al.*, 2006; Vignatti *et al.*, 2007; Vignatti, 2011), al final del mismo se redujo a 7 especies. El bajo número de taxa es característico de ambientes que contienen salinidades elevadas en otras partes del mundo (Hammer, 1986; Ivanova & Kazantseva, 2006).

Todas las especies zooplanctónicas encontradas habitan ambientes salinos, pero no todos estos halobiontes toleran los mismos tenores. *Hexarthra fennica* y *B. plicatilis* son especies de distribución cosmopolita (Pejler, 1995), no encontradas en ambientes con salinidad menor a 1 g/L (Fontaneto *et al.*, 2006), por lo que puede decirse que son estrictamente halinas. *B. plicatilis* puede tolerar hasta los 250 g/L (Bucher & Abril, 2006) y *H. fennica* ha sido mencionada, como especie dominante en ambientes de la provincia de La Pampa con salinidades de hasta 40 g/L (Echaniz *et al.*, 2006; Echaniz, 2010). Así

mismo, es común encontrar esta especie en diversos ambientes de Argentina, cuando la salinidad del agua es relativamente alta (Modenutti, 1998) y existe predominio de los cloruros (Ruttner-Kolisko, 1974; 1977; Acosta *et al.*, 2003), como es el caso de la laguna La Brava.

El copépodo calanoideo *B. poopoensis*, es una especie de amplia distribución en América del sur, yendo desde el sur de Perú al norte de la meseta patagónica (Menu-Marque *et al.*, 2000). Si bien, se cita que habita ambientes de hasta 90 g/L (Bucher & Abril 2006), su presencia ha sido registrada en lagunas de la provincia de La Pampa, donde la salinidad fue superior a 100 g/L (Echaniz, 2010).

Teniendo en cuenta que el tenor salino de la laguna fue aumentando con el transcurso del tiempo, debe interpretarse que sólo las especies que toleran mayor concentración de sales disueltas en agua estuvieron presentes durante el 2010. Esto explica, en gran parte, la disminución en la riqueza, que al final del estudio se redujo a solo 7 especies; 2 copépodos (*B. poopoensis* y *M. mendocinus*) y 5 rotíferos (*B. plicatilis*, *B. angularis*, *H. fennica*, *K. cochlearis* y *Collurella* sp.). Paralelamente, el reemplazo de especies si bien alcanzó valores medios entre algunas campañas de los años 2008 y 2009, durante el 2010, cuando la salinidad superó los 28 g/L, se registraron estimaciones del índice de Whittaker muy bajas.

Lo mencionado no es exclusivo de la laguna La Brava dado que situaciones semejantes donde se muestra una estrecha relación inversa entre la salinidad y la riqueza de especies han sido descriptas en otras lagunas de La Pampa (Echaniz *et al.*, 2006; Vignatti *et al.*, 2007; Echaniz, 2010). Diversos autores han tratado fenómenos similares en distintos lugares del mundo (Hammer, 1986; Ivanova, 1990; Green & Mengestou, 1991; Green, 1993; Greenwald & Hurlbert, 1993; Williams, 1998; Hall & Burns, 2003; Derry *et al.*, 2003a; Ivanova & Kazantseva, 2006).

La composición por grupos taxonómicos de la abundancia media del zooplancton mostró que la laguna estuvo dominada ampliamente por rotíferos, en una proporción rotíferos/(cladóceros + copépodos) cercana a 9:1 lo cual se asemeja a lo registrado en otras lagunas pampeanas, sólo que en estas la numerosidad es de un orden de magnitud superior (Quirós *et al.*, 1998; Berasain & Colautti. 1999; Remes Lenicov *et al.*, 2003; Remes Lenicov *et al.*, 2004; Mancini & Grosman, 2008). De modo que, desde el punto de vista de la abundancia del zooplancton, la laguna La Brava está más cerca de lagos oligotróficos norpatagónicos (Menu Marque & Marinone, 1986), que de lagunas pampeanas.

Como consecuencia de la exigua abundancia del macro zooplancton, el rendimiento calórico del zooplancton en función de los requerimientos alimentarios del pejerrey fue también muy bajo. Sin embargo Ringuelet *et al.* (1980) destacan ciertas características anatómicas, como placas faríngeas dentadas, que indican la posibilidad de un cambio de dieta, en ambientes donde el zooplancton es escaso o de tamaño pequeño. Esta versatilidad anatómica, que le permite incursionar en diferentes niveles tróficos (Sagretti & Bistoni, 2001; Mancini & Grosman, 2008; Mancini *et al.*, 2009), posibilitó el uso de fuentes alternativas de alimento en la Laguna La Brava, tales como crustáceos (*Palaemonetes sp*) moluscos (*Heleobias sp*), vegetales (*Tamarix sp*), algas (sin determinar), varias especies de insectos y dos de peces: *O. bonariensis* y *J multidentata* (Ceballos *et al.*, 2013). En las condiciones descritas, aprovechando el alimento disponible en el entorno, cabría clasificarlo como un pez oportunista (Hahn *et al.*, 2004),

4.4 La falta de escorrentía del río Chadileuvú-produjo aislamiento de la laguna La Brava y limitó paulatinamente la presencia de las especies de peces

La ictiofauna de la provincia de La Pampa está naturalmente presente en la cuenca del río Colorado, (sistema formado por los ríos Atuel, Salado, Chadileuvú, Curacó y Colorado) en el suroeste y en ambientes formados por los derrames del río Quinto en el noreste, aunque también existen registros de peces incorporados por el hombre, en diversos ambientes del interior provincial (Gilbert *et al.*, 1996; Del Ponti & Berguño, 2006; Del Ponti & Berguño, 2012).

De acuerdo a las propuestas ictiogeográficas realizadas por Ringuelet (1975), Arratia *et al.* (1983), López *et al.* (2002 y 2008) y al aporte de Liotta (2006), es posible visualizar que la ictiofauna de la provincia de La Pampa, posee escasa diversidad.

Se ha citado para distintos ambientes del sistema Atuel, Salado, Chadileuvú, Curacó y Colorado, la presencia de ejemplares del género *Percichthys* (Mac Donagh & Tormhålen, 1945), *Percichthys trucha*, (Riguelet *et al* 1967), *Percichthys colhuapiensis* (Bello, 2002) y *Odontesthes hatcheri* (Bello, 2002), los cuales son esperables estén presentes en la laguna La Brava. Sin embargo, curiosamente la lista de especies que fueron capturadas en el ambiente de estudio no incluye estos elementos de origen sub andino-cuyano y patagónico. Las especies capturadas: *O. jenynsii*, *O. bonariensis* y *J. multidentata* están comúnmente presentes en ambientes parano-platenses, (Ringuelet, 1975; López & Miquelarena 2005; López *et al.*, 2008), en tanto *C. carpio* es una especie exótica introducida (Ringuelet, 1975; López & Miquelarena 2005). Al respecto es necesario recordar que *Hatcheria macraei*, *Hatcheria titcombi*, *Trichomycterus areolatus*, *Trichomycterus Borelli*, *Trichomycterus*

medozensis, *Olivaichthys cuyanus*, *Odontesthes hatcheri*, *Percichthys trucha*, *Odontesthes bonariensis*, *Cnesterodon decemmaculatum*, *Cheirodon interruptus*, *Cheirodon luiciscus*, *Cichlasoma facetum*, *Oligosarcus jenynsii*, *Astyanax fasciatus*, *Astyanax abramis*, *Astyanax eigenmanniorum*, *Jenynsia multidentata*, *Cyprinus carpio*, *Oncorhynchus mykiss* y *Salvelinus fontinalis*, han sido registradas para los ríos Mendoza, Tunuyán, Diamante, Atuel y Desaguadero o Salado (Ringuelet *et al.*, 1967; Arratia *et al.*, 1983; Protogino, 1987; Azpelicueta, 1994; Villanueva & De la Mota, 1994; Siegenthaler *et al.*, 1995; Liotta, 2006; Altolaguirre *et al.*, 2004; Bello, 2002; Gilbert *et al.*, 1996; Arámburu, 1969; Del Ponti & Berguño, 2012), tributarios de la cuenca aguas arriba del área de estudio, donde se encuentra la laguna La Brava. De modo que la ausencia de la ictiofauna original puede deberse entre otros factores, a la discontinuidad de flujos de agua que llena las lagunas, motivada por la construcción de diversas presas de embalse sobre los tributarios del río Desaguadero o Salado. Mientras que la presencia de elementos trasplantados o exóticos podría ser explicada a partir de antropocoria (intencional o no), efectuados aguas arriba de los límites provinciales y posterior asentamiento o irradiación motivada a expensas del vínculo hídrico (Gómez & Menni, 2005) con las cuencas cuyanas principalmente. Con todo, debe decirse que es difícil precisar como estuvo conformado originalmente el elenco ictiofaunístico del sistema lagunar de las encadenadas del departamento Curacó en la provincia de La Pampa, debido a los escasos registros previos, los cuales sólo incluyen las especies ya nombradas (*P. trucha*, *P. colhuapiensis* y *O. hatcheri*). Si bien, la existencia en la cuenca de elementos pertenecientes a las familias *Trichomycteridae* y *Diplomystidae* (Ringuelet *et al.*, 1967; Arratia *et al.*, 1983; Azpelicueta, 1994; Villanueva & De la Mota, 1994; Siegenthaler *et al.*, 1995; Bello, 2002; Altolaguirre, 2004; Liotta, 2006) aguas arriba y aguas abajo del complejo lagunar permite suponer la presencia de ellas en épocas pasadas, no existe evidencia escrita que lo documente. Tampoco existen registros previos a la construcción de los embalses, que prueben la existencia de las especies que fueron capturadas en este estudio.

El análisis de los índices de similitud de Jaccard y Sorensen sugirió que la discontinuidad de los derrames hídricos, provocada por las presas construidas aguas arriba, ha incidido negativamente en la diversidad íctica de este sector de la cuenca del Desaguadero. Ahora bien, asumiendo la presencia de especies nativas aguas arriba y aguas abajo del ambiente de estudio, la pregunta que inexorablemente queda suspendida es ¿porqué las especies que se encuentran o residen en estos intermitentes ambientes cuando ocasionalmente escurre agua, no pertenecen a los grupos cuyanos y patagónicos

originarios?. Una inmediata y lógica respuesta se basa en suponer que los elementos primigenios son menos resistentes a los cambios ambientales ya comentados, con respecto a los trasplantados y exóticos y, por tal razón, poseen disminuidas las estrategias de colonización y reproducción cuando los ambientes poseen agua. Lo cierto es que en ocasión de contener agua y a juzgar por los relevamientos efectuados (Gilbert y Gómez, 1985; Gilbert *et al.*, 1996, Carballo *et al.*, 2005; Di Meola, 2005), los elementos ícticos presentes en las lagunas encadenadas del departamento Curacó en la provincia de La Pampa, no son más que un pequeño grupo de especies pertenecientes en su gran mayoría a la pampasia o ecorregión de las Pampas, por lo que amerita una revisión. En tal sentido se ha reconocido un desplazamiento de la ictiofauna de la ecorregión de las Pampas hacia el oeste del meridiano 61° O a expensas del cambio climático, topográfico y transporte de fauna (Gómez y Menni, 2005). Por tal motivo estos autores, que proponen la inclusión de los bañados de La Amarga (provincia de Córdoba) y la extensión del límite de esta ecorregión al meridiano 64° O, predicen la formación de nuevos humedales en el oeste de la pampasia con nuevos registros de la fauna brasílica. Asimismo recientemente, Mancini *et al.*, (2012), reportaron la presencia de 13 especies en una laguna asociada al río Quinto, próxima al límite con la provincia de La Pampa. El fundamento de la propuesta ha sido centrado en el aumento de la pluviosidad y la temperatura por un período importante de tiempo, lo cual permitió la reactivación del río Quinto y la conexión con el noroeste de Buenos Aires y la cuenca del río Salado. Evidentemente esta es una situación muy distinta a lo sucedido en los humedales del oeste de la provincia de la Pampa, donde la norma es la escasez de agua motivada por falta de escurrimiento de los ríos Atuel y Salado y donde se registró el desplazamiento de especies endémicas y el reemplazo por especies trasplantadas y exóticas. Esta situación necesariamente abre la discusión acerca del impacto que tienen las acciones antrópicas en la biogeografía, diversidad, acervo cultural y por tal motivo en la provisión de bienes y servicios ambientales.

La riqueza y diversidad de peces que mostró en un principio la laguna fue baja, por ello se consideró la incorporación de otras artes de pesca (espinel, trasmallo y trampa tipo Garlito) y así elevar potencialmente las posibilidades de captura. Sin embargo, el uso de estas artes no permitió incrementar el número de especies capturadas y no solo riqueza y diversidad continuaron siendo bajos, sino que, además con el paso del tiempo se registró un descenso de estos parámetros. Cabe resaltar que la trampa tipo garlito, de la que existen registros de su elevada eficacia para capturar tanto cantidad como diversidad de especies (Colautti, 1998) tuvo una frecuencia de captura comparativamente muy alta, pero

lamentablemente este arte comenzó a utilizarse cuando el tenor salino de la laguna era muy alto y solo estaban presentes dos especies: *O. bonariensis* y *J. multidentata*.

El sostenido aumento de la conductividad (debido a la salinidad) fue el principal factor que limitó paulatinamente la presencia de las especies de peces. Al respecto, es necesario comentar que si bien las cuatro especies, que al inicio de este estudio estaban presentes en la laguna, toleran un amplio rango salinidad (Colautti, 2001; Menni, 2004; Gómez *et al.*, 2007; Grosman, 2008). Sin dudas el tenor salino que alcanzó el agua de la laguna, a partir de la 4ª y 5ª campaña de pesca, superaron el umbral para la existencia de *C. carpio* y *O. jenynsii* respectivamente. Se ha citado que la máxima tolerancia a la conductividad de *O. jenynsii* en el suroeste de la llanura pampeana y el límite norte de Patagonia es de de 2940 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (cerca de 2 g/L) (Baigún *et al.*, 2002) y que el límite de *C. carpio* es de 10,7 g/L (Dunlop *et al.*, 2005). En la laguna La Brava, *C. carpio* y *O. jenynsii* estuvieron presentes cuando las concentraciones ascendieron a 15,8 y 21,9 g/L respectivamente.

Tampoco *O. bonariensis* y *J. multidentata* lograron soportar el tenor salino que alcanzó la laguna durante el final del período de estudio. El análisis cruzado de datos químicos y presencia de peces mostró que el pejerrey estuvo presente hasta la 9ª campaña (efectuada el 24/11/10) cuando se alcanzaron los 50 g/L inclusive, instancia en la que se pudo observar que los peces tuvieron reflejo de fuga negativo, pues algunos podían capturarse con la mano. Registros de presencia de pejerrey bonaerense viviendo en tenores salinos semejantes sólo han sido descriptos para la laguna de Mar Chiquita en la provincia de Córdoba (Bucher & Etchegoin, 2006), por lo que ambos constituyen los valores de salinidad más altos encontrados en el medio natural.

En la 10ª campaña (28/01/11) la concentración salina del agua llegó casi a los 60 g/L, en esta severas condiciones ambientales sólo se capturó *J. multidentata*, denotando la gran adaptación de esta especie al aumento de salinidad (Haro, 2006). Estos valores demuestran que la tolerancia de *J. multidentata* a la concentración salina, se encuentra entre los mayores registros del mundo entero, muy cercano a los 60 o 65 g/L, que tolera *Aphanius sophiae* un ciprinodóntido que vive en los lagos salados de Irán (Hamer, 1986), lo cual puede constituirse en el límite fisiológico para los peces (Bucher & Etchegoin, 2006).

Teniendo en cuenta que los índices de diversidad utilizados brindan información de la abundancia de especies y también de la proporción numérica que cada una de ellas tiene en el total de las capturas (Mancini & Grosman, 2008), tanto dominancia como equidad variaron a lo largo del período de estudio, pero siempre decisivamente influida por las capturas de *O. bonariensis*.

4.5 Una población no explotada de *O. bonariensis* bajo condiciones ambientales extremas

Los estudios realizados a través del tiempo en diferentes poblaciones de *O. bonariensis* muestran que tanto la cantidad (CPUE), como la calidad (distribución de tallas), registran variaciones temporales y espaciales (Baigún & Anderson, 1993). Por ejemplo, puede registrarse una mayor CPUE, tanto en número como en biomasa en el invierno, evento relacionado al mayor peso individual y mayor probabilidad de captura, ambos influidos por el inicio del período reproductivo (Mancini *et al.*, 2009). Sin embargo, los patrones descriptos no se manifestaron en la laguna La Brava. Por otro lado, al reducirse la profundidad también lo hacen la superficie y el volumen de la laguna, lo que conduciría a una mayor concentración de peces, por ende la probabilidad de captura aumentaría. A pesar de ello las capturas, en general, tampoco parecieron estar relacionadas a la variación de la profundidad, sólo se registraron puntualmente los mayores valores de CPUE en la 7^a campaña, ocasión en que la laguna tuvo relativamente baja profundidad.

Como se mencionara precedentemente la alternancia de ciclos de inundaciones y sequías es un fenómeno característico en las lagunas pampeanas (Olivier, 1956), donde habita *O. bonariensis* y provoca importantes cambios en las características de los ambientes en general y en la salinidad en particular. Berasain *et al.* (2014) observaron que la salinidad de la laguna Chasicó (provincia de Buenos Aires) varió de 18,9 a 41,5 g/L durante el período 2004 - 2013, debido a una importante reducción de las precipitaciones. Estos autores determinaron que durante ese período, tanto la CPUE en número como en peso de peces capturados (aquí tratados como CPUE y BPUE), tuvieron una clara y significativa disminución, en función de los incrementos de salinidad, siguiendo un modelo no lineal negativo (exponencial negativo en el primer caso y potencial negativo en el segundo). Sin embargo ese patrón no se registró en la laguna La Brava, donde se encontró una muy débil relación entre las variables (CPUE y BPUE versus salinidad). Al respecto debe decirse que la Laguna Chasicó ha sido considerada la pesquería histórica de mayor calidad del país, donde miles de pescadores la visitaban anualmente y extraían una biomasa mínima de 18 a 24 kg por día y pescador (Mancini & Grosman, 2008), en cambio la laguna La Brava jamás fue explotada en este sentido. Este aspecto unido a mayor abundancia relativa de peces viejos, puede ser la principal causa que explique la diferencia encontrada entre ambos ambientes al relacionar las capturas y la salinidad.

Los valores de CPUE y especialmente los de BPUE, fueron superiores a los registrados por otros autores en numerosos ambientes pampeanos (Berasain *et al.*, 1997; Grosman *et al.*, 2001; 2005; Mancini & Grosman 2001; 2004; Remes Lenicov & Colautti, 2003; Mancini *et al.*, 2009), probablemente debido a la muy escasa o nula presión pesquera sobre el ambiente, previo a la realización de este estudio y también a la baja riqueza de especies, que en cierta medida potenció el desarrollo de las presentes (Bistoni *et al.*, 1999).

El PSD estimado fue llamativa e invariablemente alto (Baigún, 2005) durante todo el período de estudio, registrando muy poca variación entre las campañas, lo que reflejó la muy buena calidad pesquera de los ejemplares. El resultado de este índice unido al CPUE y a la distribución de tallas obtenidas, permite inferir que se tuvo bajo estudio, una población virgen con una mayor abundancia de peces viejos (Sparre y Venema, 1997) y un bajo reclutamiento (Csirke, 1980). De este modo puede interpretarse que la presión de pesca no fue lo suficiente para hacer descender el tamaño medio de captura (Sparre y Venema, 1997), pero también refuerza la idea que no hubo reclutamiento significativo que se manifestara en la captura de las clases inferiores conforme pasaron los 3 años de estudio (Hilborn & Walters, 1992; Cadima, 2003; Berasain, 2014).

Por otro lado, las condiciones ambientales extremas causadas por el elevado tenor salino del agua en que se desarrolló la población también podrían explicar, al menos en parte, la mayor abundancia de peces grandes que mostró la distribución de tallas. En tal sentido se ha determinado que ejemplares juveniles de pejerrey bonaerense de 60 a 90 días de edad presentaron una CL50 a los 32,8 g/L (Gómez y Ferriz, 2001). También se ha determinado que si bien la sobrevivencia de embriones incubados en el rango de 0 a 20 g/L no presentan diferencias significativas, a una salinidad de 30 g/L todos los embriones mueren (Noguez Piedras *et al.*, 2009). Por ello, es de prever que una elevada concentración salina podría comprometer la supervivencia de huevos y peces pequeños (Tsuzuki *et al.* 2000), tal como se ha descrito para otras especies (Sardella *et al.*, 2004) o quizás el efecto osmótico podría incluso impedir la fecundación (Berasain *et al.*, 2014).

No se observó relación entre la CPUE y los índices de condición analizados como ocurre en diferentes ambientes de la provincia de Buenos Aires (Mancini & Grosman, 2008) y en la laguna Los Charos, provincia de Córdoba (Mancini *et al.*, 2009). De un modo general, durante las campañas efectuadas en las primaveras de 2008 y 2009 se registraron los mayores valores de pesos relativos, que coincidieron con los mayores valores de K , elevados exponentes b (de la relación largo-peso) y bajos IC, aunque no los mejores. Probablemente, estos valores estén íntimamente relacionados a la actividad reproductiva

que *O. bonariensis* tiene normalmente en esa época (Calvo & Dadone 1973; Mancini *et al.*, 2009). En cambio, los valores de estos índices estimados para los ejemplares capturados en la primavera de 2010 fueron considerablemente los más bajos de todo el período de estudio, no encontrándose (en el caso del peso relativo) referencias similares en la bibliografía consultada (Colautti *et al.*, 2003; Remes Lenicov & Colautti, 2003; Colautti *et al.*, 2006; Mancini & Grosman, 2008; Mancini *et al.*, 2009). Seguramente estos valores responden al estrés extremo producido por el descenso del pelo de agua y la elevación de la salinidad (Avigliano *et al.*, 2012).

El valor medio y bajo desvío estándar que presentaron puntualmente el peso relativo y la longitud cefálica relativa para el conjunto de datos analizados durante todo el período de estudio, sugieren que si bien en la población se encontraron ejemplares en distinta condición, la tendencia fue que oscile alrededor del promedio encontrado. Esto indica en general, exceptuando los registros de la campaña efectuada en la primavera de 2010, un buen grado de gordura (Colautti *et al.*, 2003; Mancini & Grosman 2008).

En la relación largo-peso el exponente b siempre se mantuvo elevado, por encima de 3. Sin embargo, debe tenerse en cuenta que las capturas estuvieron integradas mayoritariamente por individuos de grandes dimensiones y eso puede sesgar mucho el estimativo. El análisis estadístico de la relación largo-peso mostró la peor condición relativa en los meses de verano, lo cual coincide con lo señalado por Mancini *et al.* (2009), para la laguna Los Charos, ubicada en la sur de la provincia de Córdoba, quienes comprobaron diferencias significativas entre las épocas del año, encontrando que durante el verano se registro el valor el más bajo exponente b .

Al igual que lo registrado para los otros índices, valores aún más bajos fueron obtenidos para la primavera de 2010.

El índice Kn mostró una muy baja variación con la longitud, sin embargo fue sensible a la variación estacional que indicó el período de desove, registrando valores por encima de 1,1 en la primaveras de 2008 y 2009, lo cual está de acuerdo con otros autores (ver Baigún *et al.* 2009). Estas son dos características importantes que justifican el uso de este índice en evaluaciones que incluyan estudios a largo plazo de una misma población en un mismo ambiente (Baigún *et al.*, 2009), como es el caso de la laguna La Brava. Así mismo también se mostró muy sensible cuando las condiciones ambientales creadas por el importante descenso del pelo de agua y la fenomenal elevación de la salinidad producidas en la primavera de 2010 fueron extremos, revelando un valor cercano 0,82 cuando la salinidad alcanzó casi los 50 g/L.

Todos los índices tuvieron la capacidad de reflejar la importante variación ambiental, motivada por la salinidad extrema ocurrida durante la primavera de 2010, donde a pesar del efecto estacional que supone el desarrollo gonadal, se registró la peor condición.

4.6 Muchos peces longevos, elevado rendimiento potencial.

Conocer la estructura por edades y el crecimiento de una población de peces es de vital importancia para abordar análisis demográficos (Freyre & Sendra, 1987), de explotación y manejo (Sparre & Venema, 1997). Existen diversas metodologías para determinar la edad y estimar el crecimiento en peces, entre ellos el uso de estructuras rígidas de aposición (escama, otolitos, huesos) donde quedan impresas marcas a intervalos de tiempo regulares (Cotrina 1977; Chiappa & Gallardo, 1992; Grosman *et al.*, 2002; Pajuelo & Lorenzo, 2002; Belluco *et al.*, 2004; Chong *et al.*, 2007; Aguayo *et al.*, 2010). La lectura de escamas ha sido ampliamente empleada para la determinación de la edad y crecimiento en las especies de agua dulce de la Argentina (Sverlij & Mestre Arceredillo, 1991; Freyre *et al.*, 1993; Grosman, 1993, López Cazorla & Sidorkewicj, 2005). Sin embargo, Sendra & Colautti (1997) advierten sobre probables sobreestimaciones del crecimiento al no considerar posibles cohortes anuales y propusieron la descomposición de la distribución de frecuencias del radio correspondiente al 1° annulus, como herramienta válida para evidenciar la presencia de estas potenciales cohortes anuales. Aplicando esta metodología, estos autores encontraron mayor número de modas de marcas que de edades en ejemplares colectados entre octubre de 1990 y diciembre de 1991 en la laguna de San Miguel del Monte (provincia de Buenos Aires), las que fueron adjudicadas a tres cohortes anuales, producto de distintos momentos de desove durante el período anual.

En el caso de la laguna La Brava el desarrollo del método permitió confirmar la existencia de sólo una cohorte anual, lo cual fue coherente con el número de máximo de anillos identificados por individuo y fue confirmado con el número total de modas obtenidas por el método de Bhattacharya (Sparre & Venema, 1997) aplicado al conjunto de radios a las diferentes marcas. Debe mencionarse que las lagunas pampeanas de la provincia de Buenos Aires, donde habita el pejerrey, están menos expuestas a las variaciones físico-químicas y ciertamente poseen condiciones de mayor estabilidad ambiental que las lagunas que se forman a expensas del escurrimiento del río Salado en la provincia de La Pampa. Quizás, esta sea la principal causa para que en las lagunas bonaerenses el pejerrey tenga un mayor número de desoves por año o un período de desove más amplio que el que se registró en este trabajo en la laguna La Brava.

El estudio del incremento marginal de las escamas mostró periodicidad de marcación de los annulis, la que se centró, en primavera, cuando la temperatura del agua comienza a elevarse, y se incrementa el número de horas de luz iniciándose la época reproductiva. Esto coincide con lo descrito para otros ambientes tales como el embalse La Florida, en la provincia de San Luis, la laguna de San Miguel del Monte y seis lagunas del partido de Púan lagunas, en la provincia de Buenos Aires (Sverlij & Mestre Arceredillo, 1991, Sendra & Colautti, 1997; Grosman *et al.*, 2005)

Se determinó un máximo de siete marcas de crecimiento, lo cual indica que la laguna mantuvo condiciones favorables para la sobrevida de *O. bonariensis*, por un período de tiempo importante y es coherente con las grandes tallas y pesos que tuvieron los ejemplares capturados. Estos aspectos refuerzan la presunción realizada a partir del análisis de la CPUE y la PSD, que se trató de una población relativamente vieja y virgen (Csirke, 1990). En términos relativos más de un 68% de las muestras analizadas correspondieron a individuos de 3 años o más y menos del 32% a ejemplares de hasta 2 años, presentando la mayor abundancia los ejemplares de 3 años. Estos resultados difieren a los publicados para otros ambientes donde habitualmente se lo pesca y la norma es la supremacía de ejemplares de 1 y 2 años (Remes Lenicov *et al.*, 2003; Grosman *et al.*, 2005; Schwerdt & López Cazorla, 2005; Licoff, 2008.).

La relación lineal obtenida entre la longitud estándar del pez al momento de pescarlo y el radio de la escama exhibió un elevado coeficiente de determinación tanto para el conjunto de la población, lo cual normalmente ocurre con el pejerrey (Grosman *et al.*, 2005; Mancini *et al.*, 2009; Sverlij & Mestre Arceredillo, 1991), como para machos y hembras analizados por separado. El análisis de los coeficientes b de las regresiones predictivas indicó que existen diferencias altamente significativas entre sexos, siendo mayor en hembras que en machos. En cierta medida la variación del coeficiente b estaría indicando un pequeño dimorfismo sexual por tamaño a favor de las hembras.

Aunque se ha discutido acerca de la ventaja adaptativa que tendrían las hembras de especies ovulíparas en alcanzar mayor peso en favor de una mayor producción de óvulos y potenciales huevos (López Cazorla & Sidorkewicj 2005), de corriente las estimaciones de crecimiento en pejerrey no diferencian entre sexos, siendo poco los trabajos que reportaron diferencias entre machos y hembras (Vila & Soto, 1986).

El retrocálculo no evidenció el fenómeno de Rosa Lee, es decir las tallas medias retrocalculadas no presentaron tendencia a disminuir en los grupos de edad más viejos. Al respecto en estudios del crecimiento de especies marinas se ha conceptualizado que cuando

se manifiestan situaciones semejantes, el fenómeno es atribuible a la baja explotación del recurso (Forciniti & Perrota, 1988; Perrota 1988). Esta observación es coherente con lo sucedido en la laguna La Brava, que no registró historias de ningún tipo de aprovechamiento pesquero previo al desarrollo de este estudio.

La comparación entre sexos de cada una de las tallas medias retrocalculadas mostró que las hembras tuvieron mayor talla en los primeros tres años de vida, en el cuarto año las diferencias no fueron tan elevadas y a partir del quinto no se registraron diferencias significativas. Lo descripto puede ubicarse dentro de lo que se conoce como crecimiento compensatorio, definido como el proceso que permite alcanzar mayores tasas de crecimiento individual en etapas tardías a aquellos peces que crecieron poco los primeros años de vida (Larrañeta, 1967; Chiappa & Gallardo, 1992). Teniendo en cuenta que la velocidad de crecimiento en peces disminuye con la edad y en consecuencia con el tamaño de los individuos, cabe preguntarse si la variación descripta entre hembras y machos obedece a aspectos genéticos o está fuertemente influenciada por los factores ambientales.

El crecimiento del pejerrey en la laguna La Brava fue semejante al alcanzado en otros ambientes del centro este de la Argentina, donde quizás las condiciones ambientales y tróficas son más favorables para su desarrollo. En estos ambientes, generalmente, la norma es que existan elevadas densidades de zooplancton (Quirós *et al.*, 1998; Berasain & Colautti, 1999; Remes Lenicov *et al.*, 2003; Remes Lenicov *et al.*, 2004; Mancini & Grosman, 2008), especialmente de cladóceros y copépodos calanoideos y ciclopoideos, lo que constituye una oferta alimentaria de elevada eficiencia trófica para el pejerrey (Freyre, 1976; Ringuélet *et al.*, 1980). Sin embargo, la escasísima densidad del zooplancton en la laguna La Brava, no permite suponer que el crecimiento logrado por *O. bonariensis* se base en la calidad y abundancia de estas presas. A pesar de ello, el pejerrey no solo ha mostrado una notable capacidad para adaptarse a una amplia gama de características físico-químicas (salinidad, pH, profundidad, etc.) (Bucher & Echegoin, 2006), sino también poseer una importante versatilidad anatómica que le permite ampliar el espectro trófico (Sverlij & Mestre Arceredillo, 1991; Sagretti & Bistoni, 2001; Bucher & Echegoin, 2006; Mancini *et al.*, 2009 a), de acuerdo a las posibilidades que el medio le ofrece. El estudio de la composición porcentual en volumen de los tractos digestivos de individuos colectados en los diferentes muestreos realizados en la laguna La Brava, permitió definir que el pejerrey predó sobre: insectos de origen terrestre (8,7%), pequeños moluscos del género *Heliobia* (8,1%), crustáceos *Palaemonetes* (11,1%), peces (44,4%), especialmente pejerrey de pequeñas dimensiones, vegetales terrestres (0,7%), algas filamentosas (0,5%) y elementos

indeterminados (26,5%) debido al elevado grado de digestión (Ceballos et al., 2013). Los ítems presas encontrados, aunque alternativos, mostraron ser suficientes como para mantener un ritmo de crecimiento comparable al registrado en ambientes con buena abundancia de zooplancton previamente citados.

Además de la densidad del zooplancton, como principal alimento del pejerrey, se consigna a la diversidad de peces presentes (potenciales competidores por el alimento), como elementos clave de diagnóstico de los ambientes, por su efecto regulador en la población de pejerrey (Freyre, 1976; Freyre *et al.*, 1993). La muy baja diversidad y escasa abundancia de la ictiofauna acompañante del pejerrey en la laguna La Brava, (inferida a partir de la muy baja frecuencia de captura) especialmente al final del período de estudio, hace suponer una muy baja competencia por el alimento, que aunque alternativo y quizás escaso, estuvo disponible en forma casi exclusiva para el pejerrey.

La importante abundancia de individuos mayores a tres años de edad, conformó una importante población desovante, lo que corrientemente conlleva una alta producción de huevos, juveniles y potencialmente reclutas. Sin embargo, los peces de edades tempranas fueron muy escasos en los muestreos, por lo que se supone una importante predación por parte de los peces de edades superiores que dominaron el ambiente. Una interpretación de este fenómeno de canibalismo puede encontrarse en la importante acción que ejercen los peces más viejos a través de la mortalidad compensadora, que limitando la numerosidad de los más jóvenes, evitaron la sobresaturación del ambiente (Csirke 1990).

Ahora bien, cabe preguntarse cuál fue el factor que influyó de manera decisiva para que se produzca el reclutamiento tan importante que presentaron los individuos iguales o mayores a tres años de edad. La respuesta puede estar dada en función al estudio de los aspectos hidrológicos, tanto de cantidad como de calidad de agua registrados en el sistema fluvial en momentos previos al desarrollo del estudio. Ya se ha comentado la amplia variación hidráulica del sistema debido a factores naturales y antrópicos, y del impacto que ocasiona la variación de la salinidad sobre la biota acuática. El análisis de la variación del caudal y residuo seco efectuada con los datos existentes desde febrero de 2004 a agosto de 2009 (Figura 86), muestra que entre diciembre de 2005 y septiembre de 2007, se registró un muy importante caudal que se mantuvo por encima de los 20 m³/seg, con un pico de 58 m³/seg en marzo de 2006 (Secretaría de Recursos Hídricos de La Pampa, 2012). Esto fue acompañado de concentraciones salinas bajas, aunque siempre definido en términos relativos, con promedio de 2600 mg/L. Es lógico suponer que estos caudales excepcionales también provocaron aumento del área de las lagunas y con ello un apreciable incremento

de hábitats apropiado para desove y cría del pejerrey, lo que en sinergia con la relativamente baja concentración salina posibilitó un reclutamiento excepcional, el cual se vio reflejado en las capturas registradas en este estudio. Se han descripto fenómenos semejantes para distintos ambientes de la región pampeana, en los que el rendimiento pesquero presentó una correlación positiva con las precipitaciones pero desfasada en dos o tres años (Baigún & Delfino 2003), por lo que se entiende que las precipitaciones regulan, en última instancia, la producción pesquera de los ambientes pampeanos (Baigún & Delfino 2003). De igual forma, en el lago Titicaca, se ha observado aumento de las capturas de pejerrey tres años después de producirse crecidas importantes, lo cual estaría asociado a la mayor disponibilidad de alimento y refugio que brinda el lago (Chura-Cruz *et al.*; 2013).

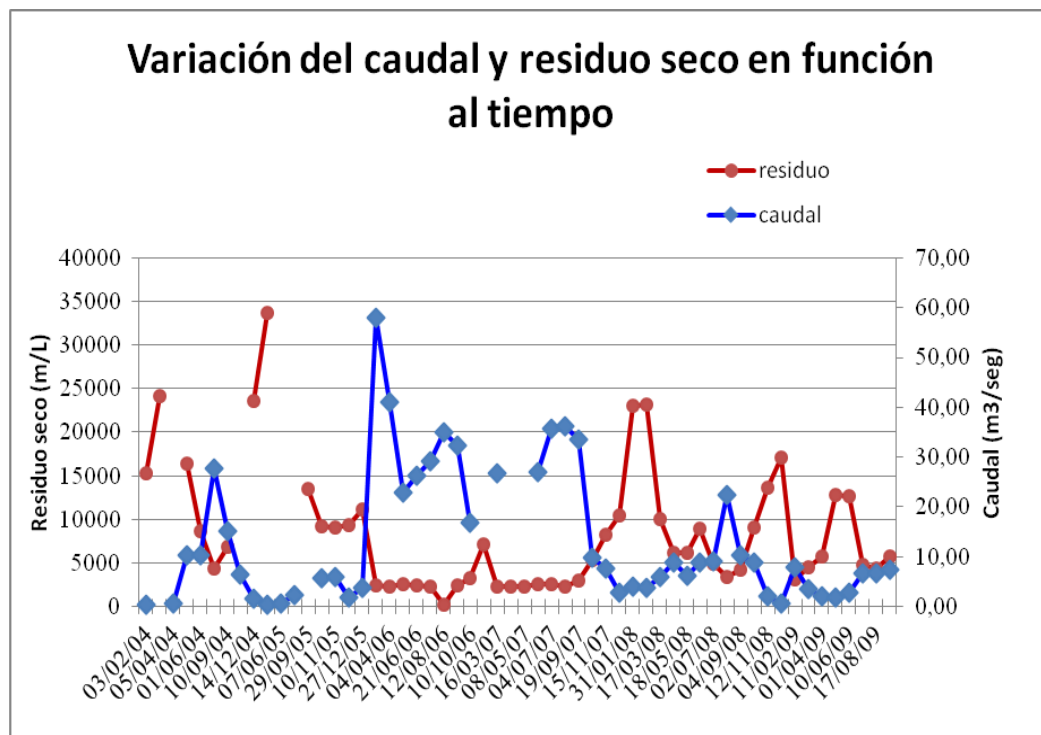


Figura 86: Variación del caudal y residuo seco durante el período febrero 2004- agosto 2009, tomado sobre el río Salado en la estación de Aforos de la Reforma-La Pampa.

La importante biomasa poblacional, conformada especialmente por individuos de grandes dimensiones (Figura 87), pudo ser aprovechada en forma sustentable a través de emprendimientos pesqueros. Debe tenerse en cuenta que esta especie es la que ejerce mayor atracción en la región pampeana (Grosman, 1995; López *et al.*, 2001; Grosman *et al.*, 2005), tanto por el desarrollo de pesquerías como de la actividad turística o agro

turística (Luchini, 1996). Actualmente en la Argentina es susceptible de ser aprovechado de dos formas, una de ellas es la pesca comercial y la otra la pesca recreativa-deportiva. Cada una de estas modalidades de aprovechamiento persigue distintos objetivos, impacta en distintos actores y la distribución de utilidades posee distintas características (Mancini & Rodríguez, 1996; Mancini & Grosman, 2008).



Figura 87: Población de pejerrey conformada especialmente por individuos de grandes dimensiones

Existe una gran variabilidad en las estimaciones de rendimiento pesquero, las cuales responden por un lado, a las diferentes metodologías empleadas para el cálculo, pero también a las diferencias en la condición trófica de los ambientes (López *et al.*, 2001). Se han citado rendimientos de pejerrey entre 100 y 30 kg/ha*año para la laguna de Chascomús (Ringuelet, 1964), para la laguna de Lobos se ha estimado una producción neta anual de 746 kg/ha*año (Freyre, 1976) y de 73 kg/ha (Freyre *et al.*, 1997), poniendo en evidencia una muy alta variación multianual (López *et al.*, 2001). Por otro lado, López *et al.* (1993) empleando una metodología distinta a los autores anteriores determinaron

valores de biomasa total de 192, 118, 125 y 231 kg/ha*año, en cuatro lagunas del sistema de encadenadas del oeste bonaerense, tales como: Alsina, Cochicó, del Monte y el Venado respectivamente. Por otro lado, Mancini & Grosman (2008) comentan que “lagunas tanto del oeste de la provincia de Buenos Aires como del sur de la provincia de Córdoba, estarían en condiciones de cosechar entre 30 y 150 kg/ha*año”.

Sin agotar la lista de referencias debe decirse que se ha estimado que el rendimiento de las lagunas pampásicas públicas rondaría 100.000 tn/año (Ringuelet 1964) y ascendería a 200.000 o 300.000 tn/año, si se incorporan las ambientes de dominio privado (López *et al.*, 2001).

A modo de integración y en aras de definir un valor medio que represente la productividad de estos ambientes, debe decirse que en condiciones de aprovechamiento sostenido, los rendimiento medios en lagunas pampásicas o pampeanas, son cercanos a 100 Kg/ha*año (CIC, 1982).

Atendiendo a lo expuesto, los 51,77 Kg/ha*año estimados como rendimiento máximo potencial de la laguna La Brava, se encuentran dentro de los valores citados como referencias. A pesar de ello, el estimado es comparativamente elevado, pero fundamentado en la senectud de la población debido a la ausencia de pesca. Entendiéndose que por haber estado la población próxima al nivel de saturación del medio, la capacidad de crecimiento y de reproducción estuvieron disminuidas, sólo para cubrir las pérdidas producidas por la mortalidad natural (Csirke, 1990), quedando cierta incertidumbre acerca de la regeneración del stock, ante la eventual explotación sostenida. Por otro lado, debe decirse que existen una serie de variables ecológicas, sociales, económicas y culturales que condicionan fuertemente la calidad y cantidad de cosecha (Grosman & Sanzano, 2004). Por ello, el valor de rendimiento encontrado en la laguna La Brava debe tomarse simplemente a modo orientativo con vista al empleo futuro de un manejo adaptativo, donde a medida que se cuente con mayor información puedan tomarse decisiones que hagan a la administración pesquera menos incierta y más confiable.

Lo descrito es válido sólo ante un escenario de escurrimiento continuo de agua por el río que alimenta la laguna o al menos de un caudal mínimo fluvioecológico que garantice la vida acuática (S.R.H.L.Pam. & U.N.L.Pam., 2005). Sin embargo, lo que caracterizó al ambiente durante el período de estudio fue precisamente la gran inestabilidad debido a la muy escasa ocurrencia del flujo de agua por el río, por lo tanto un aprovechamiento pesquero sostenido del humedal de este tipo sería inviable. Sin embargo, un manejo adaptativo podría contemplar la explotación de toda la biomasa disponible, previo al

momento crítico del ambiente dado por la baja del pelo de agua y el aumento de la salinidad. En este caso toma especial dimensión la estimación de las 96,94 toneladas como biomasa virgen disponible total para la campaña efectuada en la primavera de 2009, que si bien es puntual e implica la explotación total del stock aprovechable, el valor es 2,5 veces mayor que uno de los más importantes registros con que se cuenta: 38 toneladas extraídas de las lagunas Urre Lauquen, Dulce y Amarga, durante cinco meses del año 1988 (Prov. de La Pampa, datos no publicados).

En función de los resultados se identifica que los parámetros morfométricos y físico químicos de la laguna se conforman en indicadores del estado poblacional del pejerrey bonaerense en la laguna La Brava y podrían utilizarse en el futuro para establecer la modalidad y el momento óptimo de explotación. Concretamente cuando la superficie, profundidad media y volumen sean superiores a 425 ha, 0,65 metros y 2,67 hm³ respectivamente y la salinidad sea inferior a 29 g/L, se podría efectuar pesca de extracción sostenida y de baja intensidad, sin superar los 50 K/ha*año. Pero por el contrario es recomendable la explotación total del recurso, cuando los parámetros utilizados como indicadores superen los umbrales propuestos, ya que son de esperar alteraciones en la funciones reproductivas (Gárriz & Miranda, 2012), compromiso en la supervivencia de consecutivamente huevos, peces pequeños (Tsuzuki *et al.* 2000), peces grandes (cuando la salinidad supera los 50 g/L) y finalmente desaparición de la población.

4.7 La infestación parasitaria se relaciona con la salinidad del agua, la edad y condición de los peces.

El análisis de los parásitos encontrados en *O. bonariensis*, también permitió reflejar la muy significativa variación que tuvo la laguna y le dio un carácter distintivo de lo ocurrido en otros ambientes. La propia salinidad del agua limitaría naturalmente la presencia de otros parásitos muy comunes en *O. bonariensis* que habitan ambientes hiposalinos (Mancini *et al.*, 2008). En la Laguna La Brava, los únicos parásitos determinados fueron anisákidos, cuya presencia es relativamente muy frecuente en ambientes lagunares pampeanos (Mancini *et al.*, 2006) tal como el embalse Casa de Piedra (Gilbert *et al.*, 1993), en la provincia de La Pampa un gran ambiente antrópico creado sobre el río Colorado. Teniendo en cuenta que se ha señalado a *Phalacrocorax olivaceus* como potencial agente propagador de la enfermedad a través de sus deyecciones (Mancini *et al.*, 2005; Biolé *et al.*, 2012), llama la atención que no haya citas sobre la presencia del parásito en otros ambientes de la provincia, atendiendo a la relativa abundancia de las lagunas donde habitan o habitaron peces (Gilbert, *et al.* 1996, Del Ponti *et al.*, 2005; 2007 y 2012) y

al hecho de que esta especie de ave se encuentra ampliamente distribuida en toda la provincia (De la Peña & Titrarelli, 2011).

Se ha citado cierta estacionalidad en la prevalencia y abundancia de este parásito en los meses de verano y de la intensidad en otoño en algunos ambientes pampásicos (Hamann, 1999; Mancini *et al.*, 2005), pero en la laguna La Brava la mayor prevalencia se registró en la primavera del 2010 y la mayor intensidad y abundancia en el invierno de 2009. Atendiendo a que esas dos campañas fueron efectuadas en momentos de una importante reducción de la superficie de la laguna, se asume que los parámetros parasitarios estuvieron fuertemente influidos por la salinidad. El gasto energético extra que genera en los peces la osmoregulación para mantener el equilibrio osmótico a tan elevados niveles iónicos y el hacinamiento causado por la rápida reducción de la superficie de la laguna, pueden motivar la baja de los mecanismos de defensas de los peces y volverse susceptibles de ser colonizados por el parásito. Un ejemplo en este sentido constituye lo ocurrido durante la primavera de 2010, cuando *O. bonariensis* vivió en la menor superficie y mayor salinidad, los peces tuvieron en promedio más de 7 larvas por ejemplar parasitado.

El concepto de efecto estacional que citan otros autores para ambientes más estables y que caracterizan algunos parámetros como temperatura, horas de luz o humedad, en la laguna La Brava adquiere otra dimensión ya que depende principalmente de la ocurrencia de ingresos de agua al sistema, provocando disminución o aumento de la salinidad.

Es importante destacar que la carga parasitaria (intensidad media) afectó negativamente la condición evaluada a partir del peso relativo, lo cual está de acuerdo a lo publicado por Mancini *et al.* (2005) para una laguna del sur de Córdoba, donde cargas parasitarias relativamente bajas influyeron en la condición de *O. bonariensis*. Sin embargo, el rango de tallas y pesos de los individuos analizados en la laguna La Brava fue marcadamente superior al registrado por estos autores y ello puede tener cierto efecto diferencial en la condición de los mismos.

Por otro lado, la escasa cantidad de peces menores o iguales a dos años de edad tuvieron poco nivel de infestación del parásito, lo cual coincide con lo descrito para otros ambientes (Mancini *et al.*, 2005). Teniendo en cuenta que las larvas pueden vivir como mínimo un año en el huésped intermediario (Hamann, 1999) no llama la atención que la probabilidad de encontrar larvas aumente con la edad de los peces (Valles-Ríos *et al.*, 2000).

5 Conclusiones

- La laguna La Brava es extremadamente inestable y depende de los ingresos de agua por el río Salado o Chadileuvú. Durante el período de estudios el ambiente varió de 554,5 hectáreas y 2,10 metros de profundidad máxima a 50,8 hectáreas y 0,22 metros respectivamente. Tal variación se vio reflejada en la concentración de residuo seco, la cual fue de 7.050 a casi 130.000 ppm y cuando la misma superó los 30.000 ppm, se hizo más evidente la presencia de arsénico.
- El agua fue siempre típicamente clorurada sódica, pero basado en el grado de concentración de sus iones pudo distinguirse un tipo químico dominante (56,67% de las muestras), uno más diluido (13,33%) y uno más concentrado (30%), los cuales estuvieron relacionados al escurrimiento que tuvo el río Chadileuvú. De acuerdo a los criterios de clasificación utilizados el ambiente tuvo agua meso, poli e hiperhalina y/o el mismo osciló entre hipo, meso e hipersalino.
- Las concentraciones de nutrientes (P y N) fueron elevadas y semejantes a otros ambientes de la provincia de La Pampa, sin embargo, tuvo una muy baja riqueza específica y densidad de algas y no registró la presencia de macrófitas, probablemente debido a la elevada salinidad, especialmente del ión cloruro.
- El valor de la relación Z_p/Z_f más frecuentemente estimado, tanto como la baja densidad de zooplancton y la muy baja concentración de clorofila *a*, permitió clasificarla como una laguna clara. Sin embargo, la laguna presentó elevadas concentraciones de nitrógeno, ausencia de macrófitas y presencia dominante de peces corrientemente planctófagos (aunque aquí se manifestaron como oportunistas), lo que caracteriza ambientes turbios orgánicos. Pero la laguna, además, también tuvo elevada concentración de fósforo y muy baja relación NT:PT, lo cual es típico de ambientes turbios inorgánicos.
- La riqueza del zooplancton fue reducida durante el período 2008-2009 y se hizo menor durante el 2010, a medida que la salinidad del agua de la laguna aumentó, lo que permitió que prosperen solo especies halófitas. El índice de diversidad de Whittaker durante este último período indicó un muy bajo reemplazo de especies, debido a que sólo estuvieron presentes especies de una amplia tolerancia a la salinidad.

- La abundancia total del zooplancton fue casi 10 veces menor a los valores medios registrados en lagunas pampeanas típicas de la provincia de Buenos Aires, Córdoba y parte de La Pampa, registrándose una amplia dominancia de los rotíferos, en una relación 9:1 sobre la suma de cladóceros más copépodos.
- La ictiofauna presente en la laguna La Brava no incluyó elementos de origen subandino cuyano y patagónico, cuya ausencia es atribuible principalmente a la construcción de diversas presas de embalse de múltiples aprovechamientos, sobre los tributarios del río Desaguadero o Salado, lo que ocasiona una muy importante merma del caudal y provoca la falta de escurrimientos por largos períodos de tiempo aguas abajo.
- La riqueza ictiofaunística al inicio del estudio fue muy baja, reducida a sólo cuatro especies y se empobreció aun más al final del mismo. A medida que aumentó la salinidad se limitó paulatinamente la presencia de *C. carpio*, *O. jenynsii*, *O. bonariensis* y *J. multidentata*, lo que dio idea del gradiente de tolerancia de cada una de las especies. La tolerancia a la salinidad que tuvo *O. bonariensis* en la laguna La Brava, junto a la publicada para la laguna de Mar Chiquita en la provincia de Córdoba, constituyen los mayores registros. La tolerancia manifestada por *J. multidentata* se encuentran cercana al límite fisiológico para peces.
- De las especies de peces capturadas *O. bonariensis* fue marcadamente la de mayor biomasa y conformó una población muy importante, que se caracterizó por las buenas capturas por unidades de esfuerzo pesquero, especialmente en peso (BPUE). La densidad proporcional de stock (PSD) fue llamativa e invariablemente elevada, lo que significa que la mayoría de los peces fueron de tamaños muy apreciados por el pescador, por lo que de haber existido una pesquería, esta hubiese sido de muy alta calidad.
- Los distintos índices utilizados mostraron que la condición de los peces fue buena, aunque siempre fueron mayores en los meses de primavera a raíz de la actividad reproductiva que *O. bonariensis* tiene normalmente en esa época del año, manifestando en general buen grado de gordura. La excepción la constituyeron los registros de la última campaña efectuada en noviembre de 2010, donde los ejemplares tuvieron una paupérrima condición, en respuesta a las

muy severas condiciones ambientales generadas por la escasa profundidad y la muy elevada salinidad.

- El estudio lepidológico permitió diferenciar hasta siete marcas de crecimiento lo cual reveló una población relativamente vieja (virgen) y es coherente con las grandes tallas y pesos que tuvieron los pejerreyes extraídos. Del total de peces analizados más del 68% correspondieron a individuos de 3 años o más y menos del 32% a ejemplares de hasta 2 años, presentando la mayor abundancia los ejemplares de 3 años.
- El análisis de los coeficientes b de las regresiones predictivas de la relación largo peso indicó la existencia de dimorfismo sexual por tamaño a favor de las hembras.
- El retrocálculo no evidenció el fenómeno de Rosa Lee, lo cual puede ser atribuible a la nula o muy baja explotación del recurso.
- El crecimiento del pejerrey en la laguna La Brava fue semejante al registrado en otros ambientes del centro este de la Argentina, que tuvieron mejores condiciones ambientales y mayor abundancia de zooplankton, por lo que se deduce que su versatilidad anatómica le permitió ampliar el espectro trófico y consumir otras presas.
- Se estimó un rendimiento potencial máximo de 51,77 kg/ha * año. Este valor, comparativamente elevado, se fundamenta en el elevado tamaño medio de los ejemplares debido a la ausencia de pesca. Sin embargo la inestabilidad hídrica del ambiente, que finalmente limitó la presencia de *O. bonariensis*, insinuó que un aprovechamiento sostenido de este tipo sería poco viable.
- Un manejo adaptativo del ambiente podría contemplar una explotación de alto impacto antes que se genere la pérdida total de la biomasa extraíble por causa de la baja del pelo de agua y el aumento de la salinidad. Debido a la arraigada tradición de ganadería extensiva (sobre todo caprina) de los habitantes de esta zona de la provincia de La Pampa y a la falta de conocimiento, este tipo de aprovechamiento jamás se realizó.
- Entre los parásitos de *O. bonariensis*, sólo se registró *Contraecum* sp. (Nematoda, Anisakidae), que durante la primavera de 2010 tuvo la mayor carga parasitaria, alcanzando en promedio más de siete larvas por ejemplar parasitado.

- La carga parasitaria (intensidad media) afectó negativamente el peso relativo de *O. bonariensis* y los peces menores o iguales a dos años de edad tuvieron mucho menor nivel de infestación que los ejemplares mayores a esa edad.

6 Potenciales nuevas líneas de Investigación

La enorme variación del pelo de agua por la que atravesó la laguna La Brava, durante la realización de este trabajo, fue acompañada de cambios físicos, químicos y biológicos tan importantes que ocasiona un elevado grado de incertidumbre a la hora de planificar futuras investigaciones. A pesar de ello el desarrollo de esta tesis permitió conocer diversos aspectos de la limnología, composición ictiofaunística y biología pesquera de *Odontesthes bonariensis* en la laguna La Brava y generó algunos interrogantes que representan potenciales temas de trabajo para estudios posteriores. Esto será posible cuando por la cuenca discurra agua suficiente como para mantener activo el sistema de lagunas encadenadas del Curacó. El desarrollo de los mismos puede ser de vital importancia para el ordenamiento territorial, conservación y/o explotación de los recursos ocasionalmente presente el ambiente. Entre ellos, por su alcance y trascendencia se destacan:

1° Importancia de la elevada concentración de sales en el natural desarrollo de las macrófitas (Quirós *et al.*, 2002 a; b) e impacto del ión cloruro en la riqueza y abundancia de las algas (Soria & Ros, 1991).

2° Incidencia de la variación en la concentración salina del agua sobre la fecundación, supervivencia de huevos, embriones y peces de *O. bonariensis* (Tsuzuki *et al.* 2000; Sardella *et al.*, 2004; Noguez Piedras *et al.*, 2009; Berasain *et al.*, 2014).

3° Análisis de la alimentación de *O. bonariensis* teniendo en cuenta la variación estacional de la oferta alimentaria (Hahn *et al.*, 2004; Mancini & Grosman 2008).

4° Variación del reclutamiento de *O. bonariensis* en función a la profundidad, superficie y volumen de la laguna (Baigún & Delfino 2003; Chura-Cruz *et al.*, 2013)

5° Variación de la captura por unidad de esfuerzo pesquero, crecimiento y reclutamiento ante una eventual explotación sostenida de *O. bonariensis* (Wheatman & Anderson, 1978; Colby 1981; Baigún, 2005; Hilborn & Walters, 1992)

6° Estacionalidad e importancia de la salinidad del agua, sobre la presencia de parásitos en *O. bonariensis* (Hamann, 1999; Drago, 2004; Mancini *et al.*, 2005 Biolé *et al.*, 2012; Mancini *et al.*, 2014).

7^a Impacto de los embalses construidos en los río tributarios de la cuenca, sobre la provisión de bienes y servicios ambientales (Williams, 2002; Groom *et al.*, 2005; Hooper *et al.*, 2005; Bucher *et al.*, 2006, Turner *et al.*, 2007; Duffy, 2009).

7 Bibliografía

- Acosta F., M. Cadima & M. Maldonado. 2003. Patrones espaciales de la comunidad planctónica lacustre en un gradiente geofísico y bioclimático en Bolivia. *Revista Boliviana de Ecología* 13: 31 – 53.
- Aguayo M.; J. Chong e I. Payá. 2010. Edad, crecimiento y mortalidad de la merluza de tres aletas, *Micromesistius australis* en el Océano Pacífico suroriental. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* Vol. 45, S1:723-735
- Altolaquirre L. 2004. Vertebrados relevados en la zona de influencia de los bañados del río Atuel (La Pampa) URLK: <http://www.alihuen.org.ar/proyectos/vertebrados.htm>
- Álvarez Pellitero, P. 1988. Enfermedades producidas por parásitos en peces. **En:** *Patología en Acuicultura* Espinosa J. & U. Ubarta (ed.). Ed. Mundi Prensa, Madrid. Pp.215-326.
- Ardissone, R. 1937. Datos históricos a cerca de la precipitaciones pluviales en la zona de Buenos Aires desde el siglo XVI hasta 1821. *Anales de la Sociedad Argentina de Estudios Geográficos*. 5:115-121. Buenos Aires
- Arratia G. F.; M. B. Penafort & S. Menu-Marque. 1983. Peces de la región sureste de los Andes y sus probables relaciones biogeográficas. *Deserta*, 7: 48-107. Cap. XI
- Avigliano E; A. Tombari & A. Volpedo 2012. ¿El otolito del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*), refleja el estrés ambiental?. *Biología Acuática* 27: 9-15.
- Azpelicueta M. M. 1994. Los diplomístidos en Argentina (Siluriformes, Diplomystidae). **En:** *Fauna de Agua Dulce de la República Argentina*, Z. A. de Castellanos (dir.), PROFADU-CONICET, La Plata, Argentina, 40(4): 5-27.
- Baigún C R 2005. Manejo de recursos Pesqueros continentales: uso de una caja de herramientas. *Biología Acuática* N° 22: 29-45.
- Baigún C. & R. Anderson. 1994. Structural indices for stock assessment of and management recommendations for pejerrey *Odontesthes bonariensis* in Argentina. *North American J. Fisheries Management* 13: 600-608.
- Baigún C. & R. Delfino, 2001. Consideraciones y criterios para la evaluación y manejo de pesquerías de pejerrey en lagunas pampásicas. **En:** *Fundamentos biológicos, Bibliografía 210 económicos y sociales para una correcta gestión del recurso pejerrey*. Pp. 142-159. Grosman, (ed.). Astyanax, 206 p.

- Baigún C. & R. Delfino. 2003. Sobre ferrocarriles, lagunas y lluvias: características de las pesquerías comerciales de pejerrey en la cuenca del río Salado (provincia de Buenos Aires). *Biología Acuática* 20: 12-18.
- Baigún C.; G. López; A. Dománico; R. Ferriz; S. Sverlij & R. D. Schenke 2002. Presencia de *Corydoras paleatus* (Jenyns, 1842), una nueva especie brasílica en el norte de la Patagonia (río Limay) y consideraciones ecológicas relacionadas con su distribución. *Ecología Austral* 12:41-48.
- Baigún C.; D. Colautti & F. Grosman 2009. Assessment of condition in pejerrey *Odontesthes bonariensis* (Atheriniformes: Atherinopsidae) populations: which index works best? *Neotrop Ichthyology* 17(3):439-446
- Ballester R. E. 1940; Sobre aprovechamiento de ríos interprovinciales. *Anales de la Academia Nacional de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales de Buenos Aires*. 7 (1/2):17-77.
- Barragán E. 2010. Caracterización de los peces en cinco lagos del sur de Chile. Universidad Austral de Chile. *Memoria para optar al título de Médico Veterinario*. Valdivia, 63 p.
- Bello M. T. 2002. Los peces autóctonos de la Patagonia argentina. Distribución natural. *Cuadernos Universitarios*, CRUB-UNC, Argentina, N° 23: 1-54.
- Belluco A.; A. Hara; E. Machado Almeida & C. L. Del Bianco. 2004. Growth parameters estimates of *Maurolicus stehmanni*, Parin & Kobylansky 1996 (Teleostei, Sternoptichydae) from south and southeastern Brazilian waters. *Brazilian Journal of Oceanography*, 52(3/4): 195-205.
- Berasain G. 1997. Estudio de la laguna de Bragado (Pdo. de Bragado). **En:** Campaña de Relevamientos Limnológicos e Ictiológicos. *Subsecretaría de Actividades Pesqueras*, MAA Prov. Bs. As., Informe Técnico n° 3: 1- 27. www.maa.gba.gov.ar/pesca/relevamientos.php
- Berasain G & D. Colautti. 1999: Estudio de la laguna "El Cuerú" (Pdo. de Pehuajó). **En:** Campaña de Relevamientos Limnológicos e Ictiológicos. *Subsecretaría de Actividades Pesqueras*, MAA Prov. Bs. As., Informe Técnico n° 19: 1-20. www.maa.gba.gov.ar/pesca/relevamientos.php
- Berasain G. 2014: Laguna de Gómez: Partido de Junín. **En:** Campaña de relevamientos limnológicas e ictiológicos. *Subsecretaría de Actividades Pesqueras*, MAA Prov. Bs. As., Informe Técnico n° 149: 1- 15. www.maa.gba.gov.ar/pesca/relevamientos.php

- Berasain G. E.; D. C. Colautti; M. Remes Lenicov; F. Argemi; V. Y. Bohn & L. A. Miranda. 2014. Impact of water salinity on *Odontesthes bonariensis* (Actinopterygii, Atherinopsidae) fisheries in Chasicó Lake (Argentina). *Hydrobiologia* DO 10.1007/s10750-014-1980-8. Online ISSN 1573-5117.
- Biolé F.; S. Guagliardo; M. Mancini; R. Tanzola; V. Salinas & G. Morra. 2012. Primer registro de *Contracaecum australe* (Nematoda: Anisakidae) en *Phalacrocorax brasilianus* (Aves: Phalacrocoracidae) de la región central de Argentina. *BioScriba* Vol. 5(1)1-11.
- Bistoni M. A.; A. C. Hued; M. M. Videla; & 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.
- Bonetto A., H. Castello. 1985. *Pesca y piscicultura en aguas continentales de América Latina*. OEA. Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico. Washington. 118 p.
- Boninsegna J. & S. Delgado, 2002. Variaciones en el caudal del Río Atuel desde 1575 hasta el presente reconstruidas con series de anillos de árboles y sus relaciones con La Oscilación del Sur. En: *30 Años de Investigación Básica y Aplicada en Ciencias Ambientales*. Trombotto, D., Villalba, R. (Eds.). Instituto Argentino de Nivología, Glaciología y Ciencias Ambientales, Mendoza, Argentina, pp. 31–34.
- Bos D.; B. Cumming; C. Watters & J. Smol, 1996. The relationship between zooplankton, conductivity and lake water ionic composition in 111 lakes from the Interior Plateau of British Columbia. *Canada. International Journal of Salt Lake Research*. 5: 1 - 15.
- Boschi E. & M. Fuster de Plaza. 1959. Estudio biológico pesquero del pejerrey del embalse Río Tercero (*Basilichthys bonariensis*). Publicación 8. *Dep. Inv. Pesqueras. Sec. Agr. y Ganadería de la Nación*. 61 p.
- Boveri M. & R. Quirós. 2002. Trophic interactions in pampean shallow lakes: evaluation of silverside predatory effects in mesocosm experiments. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 28: 1-5.
- Boveri M. & R. Quirós, 2007. Cascading trophic effects in pampean shallow lakes: results of a mesocosm experiment using two coexisting fish species with different feeding strategies. *Hydrobiologia* 584: 215 - 222.
- Bucher E. H. & A. B. Abril 2006. Limnología Biológica. **En:** *Bañados del río Dulce y Laguna Mar Chiquita (Córdoba, Argentina)*. Ed. Bucher E. H.. Academia Nacional de Ciencias (Córdoba, Argentina). Pp. 117-137

- Bucher E. H. & M. Etchegoin 2006. El pejerrey como recurso. *En: Bañados del río Dulce y Laguna Mar Chiquita (Córdoba, Argentina)*. Ed. Bucher E. H.. Academia Nacional de Ciencias (Córdoba, Argentina). Pp. 201-217
- Bucher E. H.; R. D. Coria; E. D. Curto & J. J. Lima. 2006. Conservación y uso sustentable. **En: Bañados del río Dulce y Laguna Mar Chiquita (Córdoba, Argentina)**. Ed. Bucher E.H.. Academia Nacional de Ciencias (Córdoba, Argentina). Pp. 327-341.
- C.O.P.D.R.I.P. 1974. "Una causa pampeana: la cuenca de los ríos Atuel- Salado- Chadileuvú". Santa Rosa, La Pampa. 36 p.
- Cabrera S. 1962. *La alimentación natural del pejerrey del Río de La Plata*. Sec. Agricultura y Ganadería de la Nación. Dir. de Pesca, Dpto. de Investigaciones Pesqueras. Buenos Aires. 29 p.
- Cabrera A. 1976 Regiones fitogeográficas argentinas. **En: Enciclopedia argentina de agricultura y jardinería**. Kugler WF (Ed.) . Acme. Buenos Aires. Argentina. Fascículo 1. Pp. 1-85.
- Cadima E. L. 2003. *Manual de evaluación de recursos pesqueros*. Manual. FAO Documento Técnico de Pesca. N° 393. 167 p.
- Calmels A. 1996. *Bosquejo geomorfológico de la provincia de La Pampa*. Universidad Nacional de La Pampa. Santa Rosa, 110 p.
- Calmels A. P. & Casadío, S. A. 2005. *Compilación geológica de la provincia de La Pampa*. 1ª edición- La Pampa: Amerindia Nexo di Nápoli. 324 p.
- Calmels A. P. 2007. *En defensa del suelo: consejos útiles*. 1º edición. Buenos Aires: Amerindia 252 p.
- Calvo J. & L. Dadone. 1973. Fenómenos reproductivos en el pejerrey (*Basilichthys bonariensis*). I: Escala y tabla de madurez. *Rev. Museo de La Plata, Argentina*, n. s., Zool., 11: 153-163.
- Cano E.; B. Fernández; M. A. Montes; C. Peña Zubiate; D. Maldonado Pinedo; H. Martínez & R. Hevia. 1980. *Inventario integrado de los recursos naturales de la Provincia de La Pampa: Vegetación*. Inta-LP-UNLPam. 466 p.
- Carballo O.; O. Del Ponti; J. Sbrocco; J. L. Marani & A. P. Calmels. 2005 "Laguna La Dulce: Características Ambientales y Aprovechamiento Ictícola". *Actas I Congreso Pampeano del Agua - Consejo Asesor en Recursos Hídricos de la Provincia de La Pampa*. Santa Rosa, La Pampa, Argentina. 165-176.

- Carvalho-Varela M. 1999. Parasitosis internas. En: Cordero del Campillo, M. y F. Rojo Vázquez. (ed.). Parasitología Veterinaria. Mac-Graw-Hill Interamericana. España. 865-907p.
- Cazenave W. & R. Hernández. 1992: Inventario de lagunas de la provincia de La Pampa. Administración Provincial del Agua (Memoria e Inventario con 5 hojas cartográficas E 1:200.000) 25 p. Mimeog.
- Ceballos L., M. García & O. Del Ponti 2013: Alimentación de *Odontesthes bonariensis* (Pisces, Atherinidae) en la laguna La Brava, Departamento Curacó-La Pampa. *XI Jornadas Pampeanas de Ciencias Naturales*. Santa Rosa, La Pampa, Argentina. Resúmenes: p. 10.
- Chang K.; T. Nagata & T. Hanazato, 2004. Direct and indirect impacts of predation by fish on the zooplankton community: an experimental analysis using tanks. *Limnology* 5: 121 - 124.
- Chesson P. L. 1986. Environmental variation and the coexistence of species. In: *Community ecology*. Diamond J. & Case T.J. (eds). Harper and Row, New York. Pp. 240-256.
- Chiappa X. & M. Gallardo. 1992. Talla y otolitos en la determinación de la edad de la anchoveta *Engraulis mordax* (Pisces: Engraulidae). *Rev. Biolo. Trop.*, 40(1):1-5.
- Chong J. M; Aguayo & I. Payá. 2007. Estimación de edad, crecimiento y mortalidad de la merluza de cola, *Macruronus magellanicus* Lönnberg, 1907 (Macruronidae, Gadiformes) en el Océano Pacífico suroriental. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*. Vol. 42 (3):311-333.
- Chura-Cruz R.; L. Cubillos; J. Tam; M. Segura & C. Villanueva. 2013. Relación entre el nivel del lago y la precipitación sobre los desembarques del pejerrey *Odontesthes bonariensis* (Valenciennes, 1835) en el sector peruano del lago Titicaca entre 1981 y 2010. *Ecología Aplicada* 12(1): 19-28.
- Cobos D. 2002. Fluctuaciones glaciares en la cuenca superior del río Atuel, Mendoza, Argentina. *Instituto Argentino de Nivología, Glaciología y Ciencias Ambientales. Mendoza, Argentina*. 171–174.
- Cobos D.R., Boninsegna, J.A., 1983. Fluctuations of some glaciers in the upper Atuel River basin, Mendoza, Argentina. *Quat. South Am. Antarct. Penins.* 1, 61–82
- Colasurdo V., O. Díaz, F. Grosman & P. Sanzano. 2011. Análisis de la calidad del agua de la laguna de los padres: potencial uso para riego. *Revista de la Facultad de*

- Agronomía, La Plata*, 2011, Vol 110 (1): 20-25. Disponible en: http://www.agro.unlp.edu.ar/uploads/R/RevAgro_110__1__20_25.pdf
- Colautti D. C. 1998. Sobre la utilización de trampas para peces en las lagunas pampásicas. *Revista de Ictiología. Corrientes. Argentina* 6(1/2):17-23, 1998.
- Colautti D. C. 2001. La carpa y el pejerrey, ¿enemigos?: 85-94. **En:** *Fundamentos biológicos, económicos y sociales para una correcta gestión del recurso pejerrey*, F. Grosman (ed.), Editorial Astyanax, Azul, Argentina, 212 pp.
- Colautti D., M. Remes Lenicov & G. Berasain. 2003. Vulnerabilidad del pejerrey *Odontesthes bonariensis* a la pesca deportiva en función de su condición. *Biología Acuática* 20: 49-55.
- Colautti D.; F. Drago & L. Lunaschi. 1999. Análisis de la diplostomiasis cerebral en *Odontesthes bonariensis* de la provincia de Buenos Aires, Argentina. Resúmenes XIX *Reunión Argentina de Ecología*. p. 194.
- Colautti D.; M. Remes Lenicov & G. Berasain. 2006. A standard weight equation to assess the body condition of pejerrey *Odontesthes bonariensis*. Symposium: Biology and Culture of Silversides. *Biocell* 30 (1): 131-135.
- Colby H. 1981. Appraising the status of fisheries rehabilitation techniques. **En:** *Contaminants effect in fishes*. Carins V. W.; P. V. Hodson & J. O. Nriagu, (Eds.), Wiley, New York. Pp. 233-257.
- Coller M., C. Moscardi & O. Del Ponti. 2011. Presencia de *Hoplias malabaricus malabaricus*, *Cnesterodon decemmaculatus* y *Corydoras paleatus*, en la laguna La Arocena de General Pico La Pampa.” *1ª Reunión Binacional de Ecología, XX Reunión Argentina de Ecología*. Bariloche, Río Negro, Argentina. Resúmenes: p. 154.
- Comerci M. E. & Altolaguirre, L. 2009. Caracterización geográfica. **En:** *Puelches, una historia que fluye junto al Salado*. Tarquini, Lagarda y Kuz.; EdUNLPam. (La Pampa, Argentina). Pp 9-15.
- Cotrina C., 1977. Interpretación de las escamas del besugo del mar Argentino (*Pargus pargus*), en la determinación de edades. *Physis* XXXVI (92): 31-40
- Covas, M & N. Medus. 1987. *Determinación y descripción de los límites de la cuenca del Desaguadero-Salado-Chidileuvú-Curacó*. Editorial Biblioteca Pampeana Fundación Chadileuvú. Serie Temas Hídricos. Santa Rosa, La Pampa. 19 p.
- Csirke J. 1990. *Introducción a la dinámica de poblaciones de peces*. FAO, Doc. Téc.Pesca, (192):82 p.

- Dangavs N. 1976. Descripción Sistemática de parámetros morfométricos considerados en lagunas pampásicas. *Limnobiós* 1(2): 35-59.
- Dangavs N. 1998. Los ambientes lénticos de la Pampasia bonaerense, República Argentina. **En:** *Agua. Problemática Regional. Enfoques y perspectivas en el aprovechamiento de recursos hídricos* A. Fernández Cirelli (Comp.). Ed. Univ. de Buenos Aires. Pp.145-149.
- Dangavs N. 2005. Los ambientes acuáticos de la provincia de Buenos Aires. **En:** *Geología y recursos minerales de la provincia de Buenos Aires*. de Barrio, R., Etcheverry, R., Caballé, M. y Llambías, E. (edit.). Geológico Argentino. Relatorio 13: 219-236. La Plata.
- De la Peña M. R. & R. F. Tittarelli. 2011. *Guía de Aves de La Pampa*. 1º edición. Santa Rosa, gobierno de La Pampa. 300 p.
- de Sostoa A. 2002. Las Comunidades de Peces en las Cuencas Mediterráneas: Caracterización y Problemática. **En:** *Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España* (ed. Doadrio, I.), CSIC y Ministerio del Medio Ambiente, 2ª Edición, Madrid, España. Pp. 51-56.
- Del Ponti O.; G. Tamborini; H. Pereyra; A. Berguño; F. Duran; S. Augustu; G. Rovatti; J. Marani & Y. Rubio. 2005. Monitoreo de lagunas sembradas con *Odontesthes bonariensis* por la estación de piscicultura (U.N.L.Pam.). *Actas I Congreso Pampeano del Agua de la Provincia de La Pampa*, Santa Rosa, La Pampa, Argentina. 155-164.
- Del Ponti, O. & A. Berguño. 2006. Nuevos registros de peces y de ambientes que contienen peces en la provincia de La Pampa. *IX Jornadas Pampeanas Ciencias Naturales*. Santa Rosa, La Pampa, Argentina. Resúmenes: p. 30.
- Del Ponti O.; J. L. Marani; F. Di Pietro; A. Berguño; H. Pereyra y G. Tamborini 2006: “Inventario de cuerpos de agua superficiales de La Pampa y factibilidad del desarrollo de pesquerías. Informe final del Relevamiento efectuado a las lagunas “El San Martín, La Paloma, La Salada, La Leona y El Cañadón”. *Secretaría de Recurso Hídricos de La Pampa*. Disponible en: <http://www.bdh.org.ar/lapampa/publ/list.jsp?order=title>.
- Del Ponti O.; A. Berguño; L. Marani; F. Vázquez & E. Ganora. 2010. Reconocimiento íctico y evaluación pesquera de *Odontesthes bonariensis* en dos lagunas del noreste de La Pampa, Argentina. *VI Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos (VI EMEAP)*. Santa Rosa, La Pampa. p.18

- Del Ponti O.; J. Marani; A. Berguño; C. Chirino; F. Tittarelli & W. Muiño. 2011. Aspectos Bióticos - Actualización y ampliación de la línea de base ambiental – escenario actual. **En:** *Cuantificación monetaria del daño causado a la provincia de La Pampa por la carencia de un caudal fluvioecológico del río Atuel*. (Documento inédito) Gobierno de la provincia de La Pampa, Honorable Cámara de Diputados Res. 46/07- UVT. Consultora Ambiental UNLPam. Res. Decanato N° 077/11. 2011. Universidad Nacional de La Pampa. (Santa Rosa, La Pampa – Argentina). Pp 3 – 49.
- Del Ponti, O. & A. Berguño. 2012. Composición de la ictiofauna de la provincia de La Pampa, Argentina. *XI Jornadas de Ciencias Naturales del Litoral, III Reunión Argentina de 3 Ciencias Naturales*. F.C.E.F. Y N. Universidad Nacional de Córdoba y Academia Nacional de Ciencias. Córdoba, Argentina. Resúmenes: p. 30.
- Del Ponti O., G. Cabrera, A. Vignatti, & S. Echaniz. 2014. El zooplancton de La Brava, un lago somero del sistema del río Chadileuvú (La Pampa, Argentina). *Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet"*. CONICET-. La Plata. p. 153.
- Departamento general de irrigaciones de la provincia de Mendoza. 2013. El aprovechamiento histórico del agua. Disponible en: http://www.irrigacion.gov.ar/sitio/index.php?option=com_content&view=article&id=18:el-aprovechamiento-historico-del-agua&catid=23:cultura-del-agua-varios&Itemid=31#contenido) Último acceso 17 de agosto de 2013.
- Derry A.; E. Prepas & P. Hebert, 2003b. A comparison of zooplankton communities in saline lakewater with variable anion composition. *Hydrobiologia* 505: 199 - 215.
- Derry A.; P. Hebert & E. Prepas, 2003a. Evolution of rotifers in saline and subsaline lakes: A molecular phylogenetic approach. *Limnology and Oceanography* 48 (2): 675 - 685.
- Di Meola J. M. 2005. *Caracterización Ambiental y Ordenación Territorial del Humedal Urre Lauquen, Departamento Curacó, Provincia de La Pampa, Argentina*. Tesis de grado de la Ingeniería en Recursos Naturales y Medio Ambiente. Facultad de Ciencias Exacta y Naturales de la U.N.L.Pam. 64 p.
- Di Rienzo J.A.; Casanoves F.; Balzarini M.G.; Gonzalez L.; Tablada M. & Robledo C.W. 2008. *InfoStat*, versión 2008, Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Di Tomaso J. M. & E. A. Healy. 2003. *Aquatic and Riparian Weeds of the West*. Oakland, CA: University of California ANR Pub. 3421. Pp. 442.
- Díaz O. & V. Colasurdo. 2008. El agua revela sus secretos. Química de las lagunas pampeanas. En: *Espejos en la llanura. Nuestras lagunas de la región pampeana*

- (Fabián Grosman comp.). Tandil U.N. del Centro (Buenos Aires, Argentina). Pp 47-65.
- Difieri H. 1983. *Río Curacó Cartografía Histórica*. Ministerio de Obras Públicas-Administración Provincial del Agua (A.P.A). y mapas. Ed. Extra. Santa Rosa, La Pampa. Pp. 19.
- Dodson S.; W. Everhart; A. Jandl & S. Krauskopf. 2007. Effect of watershed land use and lake age on zooplankton species richness. *Hydrobiologia* 579: 393 - 399.
- Drago F. B. 2004. Dinámica estacional y ecología de las poblaciones de parásitos del pejerrey, *Odontesthes bonariensis* (Cuvier & Valenciennes, 1835), en lagunas de la provincia de Buenos Aires. Tesis N° 0852. Disponible en: http://sedici.unlp.edu.ar/search/request.php?id_document=ARG-UNLP-TPG- .
- Duffy J. E. 2009. Why biodiversity is important to the functioning of real-world ecosystem. *Front Ecol Environ* 7: 437-444.
- Dunlop J.; Mc Gregor & G. Horrigan, N., 2005. Potential impacts of salinity and turbidity in riverine ecosystems. National Action Plan for Salinity and Water Quality. Reporte técnico disponible en: http://www.wqonline.info/Documents/Report_WQ06_Review_reduced.pdf. 64 p.
- Echaniz S. & A. Vignatti, 2002. "Variación anual de la taxocenosis de cladóceros planctónicos (Crustacea: Branchiopoda) de una laguna de elevada salinidad (La Pampa, Argentina)". *Neotrópica* 48: 11-17.
- Echaniz S.; A. Vignatti; S. José de Paggi; J. Paggi & A. Pilati, 2006. "Zooplankton seasonal abundance of South American saline shallow lakes". *International Review of Hydrobiology* (91): 86 - 100.
- Echaniz S.; A. Vignatti & P. Bunino, 2008. "El zooplancton de un lago somero hipereutrófico de la región central de Argentina. Cambios después de una década". *Biota Neotropica*. 8(4): 63 - 71.
- Echaniz S.; A. Vignatti & G. Cabrera. 2009. Características limnológicas de una laguna turbia orgánica de la provincia de La Pampa y variación estacional del zooplancton. *Biología Acuática* (26): 71-82.
- Echaniz S.; A. Vignatti; S. José de Paggi; J. Paggi & Gabriela Cabrera. 2010 a). El modelo de estados alternativos de lagos someros en La Pampa: Comparación de bajo de Giuliani y El Carancho. *Actas III Congreso Pampeano del Agua*. Santa Rosa La Pampa, Argentina. 45-53

- Echaniz S. ; A. Vignatti ; S. José de Paggi ; J. Paggi & Juan C. Paggi. 2010 b). Los nutrientes en los sedimentos de lagunas de La Pampa. Relación con la granulometría y uso de la tierra. *Actas III Congreso Pampeano del Agua*. Santa Rosa La Pampa, Argentina. 23-31.
- Echaniz, S. 2010. Composición y abundancia del zooplancton en lagunas de diferente composición iónica de la provincia de la pampa. Tesis de doctorado de doctorado de la Universidad Nacional de Río Cuarto, Córdoba. Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales. 169 p.
- Echaniz S. & A. Vignatti. 2013. Trophic Status of Shallow Lakes of La Pampa (Argentina) and Its Relation with the Land Use in the Basin and Nutrient Internal Load. *Journal of Environmental Protection*. 4 (1): 51-60.
- Escalante A. 2001. Alimentación natural del pejerrey. Cap. IX,. **En:** Fundamentos biológicos, económicos y sociales para una correcta gestión del recurso pejerrey. Grosman F (Ed.). Ed. Astyanax, Azul, Buenos Aires. Pp. 67-75
- Espinach Ros A. & R. P. Sánchez. 2007. *Proyecto Evaluación del recurso Sábalo en el Paraná. Informe de los Resultados de la 1ª etapa (2005-2006) y medidas de manejo recomendadas*. Serie Pesca y Acuicultura: Estudios e investigaciones aplicadas, Secretaria de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos, Buenos Aires. Pp. 80.
- Evaluacion de Recursos S. A. 2012. [Http://www.evarsa.com.ar/](http://www.evarsa.com.ar/) (última consulta 2 de marzo de 2013)
- Evans M.; M. Arts & R. Robarts, 1996. Algal productivity, algal biomass, and zooplankton biomass in a phosphorus-rich saline lake: deviations from regression model predictions. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53: 1048 - 1060.
- Fernández Cirelli, A. & P. Miretzky. 2004. Ionic relations: a tool for studying hydrogeochemical processes in Pampean shallow lakes (Buenos Aires, Argentina). *Quaternary International* 114(2004): 113-121.
- Fontaneto D.; W. De Smet & C. Ricci, 2006. Rotifers in saltwaters, re-evaluation of an inconspicuous taxon. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 86: 623 - 656.
- Forciniti L. & R. Perrota. 1988. Sobre la edad y el crecimiento de la caballa (*Scomber japonicus*) del área Marplatense. INIDEP N° 645. *Rev. Invest. Des. Pesq.* N° 8: 19-32.
- Freyre L. R. 1971. Normas para el muestreo ictiológico. *Trabajos Técnicos, Dir. Rec. Pesq.*, M.A.A., La Plata, Argentina, n° 6 (mimeografiado). Pp.31.

- Freyre L. & E. D. Sendra. 1987. Un método para la interpretación de las marcas de crecimiento en peces. *Limnobiós*, La Plata, Argentina, 2(9): 677-684.
- Freyre L. R.; M. E. Maroñas; J. Ponte Gómez & E. D. Sendra. 1993. Relevamiento pesquero del lago municipal de Colón, Provincia de Buenos Aires. *Aquatec*, La Plata, Argentina, Bol. Téc. nº 2: 1-9.
- Freyre L. y M. Maroñas. 1995. Estimación de la selectividad de redes de espera, para el pejerrey bonaerense, según las principales características de construcción del arte. *Gayana Oceanol.* 3(2): 41-52.
- Froese R. & C. Binohlan. 2000. Empirical relationships to estimate asymptotic length, length at first maturity and length at maximum yield per recruit in fishes, with a simple method to evaluate length frequency data. *J. Fish Biol.* 56: 758-773.
- Fuschini Mejía M. C. 1994. *El agua en las llanuras*. UNESCO/ORCYT. Montevideo Uruguay. Pp.54.
- Fuster de Plaza M. L. & E. Boschi. 1957. Desnutrición y deformaciones vertebrales en pejerreyes de los embalses de Córdoba. *Min. Agric. y Ganad. Dep. Investig. Pesq.*, 1 - 26.
- Gallucci V. & T. Quinn. 1979. Reparameterizing, fitting, and testing a simple growth model. *Trans. Am. Fish. Soc.* 108: 14-25.
- García Romero N. 2001. Alteraciones patológicas del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) en ambientes naturales y bajo condiciones de cultivo. Revisión. **En:** *Fundamentos biológicos, económicos y sociales para una correcta gestión del recurso pejerrey*. Grosman, F. (ed.), Astyanax, Azul, Buenos Aires. Pp. 80 – 90.
- García-Berthou E. 2001. On the missue of residuals in ecology: testing regression residuals vs. the analysis of covariance. *Journal of Animal Ecology* 70: 708-711.
- García-Magaña & López- Giménez, 2008. Parásitos de peces de la reserva de la biosfera “Pantanos de Centla”, Tabasco: algunas recomendaciones para su prevención y control. *Kuxulkabk*, vol. 14, 13-22.
- Genkai-Kato M., 2007. Regime shifts: catastrophic responses of ecosystems to human impacts. *Ecological Research* 22: 214– 219.
- Gil de Pertierra A. & G. Viozzi. 1999. Redescription of *Cangatiella macdonaghi* (Szidat & Nani, 1951) comb. nov. (Cestoda: Proteocephalidae) a parasite of the Atheriniform fish *Odontesthes hatcheri* (Eigenmann, 1909) from the Patagonian region of Argentina. *Neotrópica* 45 (113-114): 13 -20.

- Gilbert V. & M. Gomez. 1985. Reconocimiento de los recursos ictícolas de las lagunas: La Dulce, Urre Lauquen y La Amarga. *Agro Pampeano* 2: 40-44.
- Gilbert V.; O. Del Ponti & S. Tiranti. 1993. "Nuevos registros de peces para el embalse Casa de Piedra" (Percichthyidae, Atherinidae). V *Jornadas Pampeanas de Ciencias Naturales*. Santa Rosa, La Pampa, Argentina. Resúmenes: p. 21.
- Gilbert V.; O. Del Ponti; S. Tiranti & I. Doma. 1993. *Dinámica de población de peces del embalse Casa de Piedra*. Informe de avance, Univ. Nac. de La Pampa; Fac. de Cs. Exactas y Nat. 19 p.
- Gilbert V.; O. Del Ponti; M. Wrede; S. Tiranti & I. Doma. 1996. Ictiofauna y ambientes acuáticos en la provincia de la Pampa. *Actas VI Jornadas Pampeanas de Ciencias Naturales*, COPROCNA, Santa Rosa, La Pampa, Argentina: 123-131.
- Gómez S. & R. Ferriz. 1999. Una hipótesis de trabajo sobre la biología del pejerrey en las dinámicas de las lagunas pampásicas. *1º Taller Integral sobre el recurso pejerrey en la provincia de Buenos Aires*, MAA, Chascomús, Argentina: 29-30.
- Gómez S. & R. Ferriz. 2001. Algunos aspectos de la ecofisiología del pejerrey: 46-52. **En:** *Fundamentos biológicos, económicos y sociales para una correcta gestión del recurso pejerrey*, F. Grosman (ed.), Editorial Astyanax, Azul, Argentina. Pp. 212.
- Gómez S. & R. Menni. 2005. Cambio ambiental y desplazamiento de la ictiofauna en el este de la Pampasia (Argentina central). *Biología Acuática* 22: 151-156.
- Gómez S.; R. Menni; J. González Naya & L. Ramirez. 2007. The physical-chemical habitat of the Buenos Aires pejerrey, *Odontesthes bonariensis* (Teleostei, Atherinopsidae), with a proposal of a waterquality index. *Environmental Biology of Fishes* 78: 161-171.
- Green J., 1993. Zooplankton associations in East African Lakes spanning a wide salinity range. *Hydrobiologia* 267: 249 - 256.
- Green, J. & S. Mengestou, 1991. Specific diversity and community structure of Rotifera in a salinity series of Ethiopian inland waters. *Hydrobiologia* 209: 95 - 106.
- Greenwald G. & S. Hurlbert, 1993. Microcosm analysis of salinity effects on coastal lagoons plankton assemblages. *Hydrobiologia* 267: 307 - 335.
- Groom M.; Meffe G & Carrol CR. 2005. *Principles of Conservation Biology*. Sinauer Associates Inc.. Sunderland, USA. Pp. 789
- Grosman F. 1993. Comparación de diferentes metodologías para la estimación del crecimiento del pejerrey patagónico. *Ecología Austral*, Argentina, 3(1): 33-41.

- Grosman F. 1995. Variación estacional en la dieta del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*). *Rev. Asoc. Ciencias Naturales del Litoral* 24 (1): 9-18.
- Grosman F. 2008. Protagonistas en acción. Peces, pescadores y pesca en lagunas pampeanas. **En:** *Espejos en la llanura. Nuestras lagunas de la región pampeana*. Ed. Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires. Buenos Aires. Pp.77-89p.
- Grosman F.; P. Sanzano; D. Agueria & G. Gonzalez. 2001b. Gestión del pejerrey *Odontesthes bonariensis* en una pesquería periurbana de Argentina. *AquaTIC Univ. Zaragoza, España*, 14: 1-15.
- Grosman F.; P. Sanzano; G. Gonzalez; D. Agueria & S. Segueña. 2001a. Ecología reproductiva, edad, crecimiento, condición y alimentación del pejerrey *Odontesthes bonariensis*, en un ambiente del SO de la provincia de Buenos Aires, Argentina. *AquaTIC, Univ. Zaragoza, España*, 12: 1-20.
- Grosman F.; P. Sanzano & D. Agüería. 2005. Diagnóstico limnológico pesquero de 6 lagunas del partido de Puán. Propuesta de pautas de gestión del recurso. *Biología Acuática* 22: 177-188. ISSN 0326-1638.
- Guérin M. A. (dir) 1981. Pesca comercial en el departamento Curacó (Territorio Nacional de La Pampa) entre 1940 y 1950". *Informe Cátedras de Historia Americana I y II, Facultad de Ciencias Humanas, Universidad Nacional de La Pampa*.
- Gulland J.A. (1983). *Fish stock assessment. A manual of basic methods*. Chichister, John Wiley, FAO/Wiley Ser.Food Agric., 1:223 p.
- Hahn N. S.; R.L. Delariva & V.E. Loureiro. 2004. Feeding of *Acestrorhynchus lacustris* (Characidae): a post impoundment studies on Itaipu reservoir, upper Paraná river, PR. *Braz. Arch. Biol. Techn.* 43(2):207-213
- Hall C. & C. Burns, 2003. Responses of crustacean zooplankton to seasonal and tidal salinity changes in the coastal Lake Waiholo, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 37: 31- 43.
- Hamann M.1999. Aspectos ecológicos de la relación parasitaria entre larvas de *Contracaecum sp.* (Nematoda, Anisakidae) y *Serrasalmus spiloplura* Kner, 1860 (Pisces, Characidae) en poblaciones naturales del nordeste argentino. *Boletín Chileno de Parasitología* 54(3-4): 1-12.
- Hammer Ø.; D. Harper & P. Ryan. 2001. PAST. Peleontological Statistics Software Package for Education an Data Analysis. *Paleontologia Electronica* 4 (1): 1-9.

- Hammer U. T. 1986. *Saline Lake Ecosystems of the World*. Monographiae Biologicae 59. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, 616p.
- Haro J.C. 2006. Peces. **En:** *Bañados del río Dulce y Laguna Mar Chiquita (Córdoba, Argentina)*. Ed. Bucher E. H. Academia Nacional de Ciencias (Córdoba, Argentina). Pp. 201-217
- Heckmann R. A. 1992. Host records and tissue locations for *Diplostomum mordax* (Metacercariae) inhabiting the cranial cavity of fishes from lake Titicaca, Perú. *J. Parasitol.* 78 (3): 541 - 543.
- Herbst D., 2001. Gradients of salinity stress, environmental stability and water chemistry as a template for defining habitat types and physiological strategies in inland salt waters. *Hydrobiologia* 466: 209 - 219.
- Hernández R. 2009. El conflicto por el agua. **En:** *Puelches, una historia que fluye junto al Salado*. Tarquini, Lagarda y Kuz. Ed UNLPam. (La Pampa, Argentina). Pp 121-137.
- Hilborn R. 1979. Comparison of fisheries control systems that utilize catch and effort data. *J. Fish. Res. Bd. Canada* 36: 1477-1489.
- Hilborn R. y C. Walters. 1992. *Quantitative fisheries stock assessment: Choice, dynamics and uncertainty*. Routledge, Chapman y Hall, New York, 570 p.
- Hobæk A.; M. Manca & T. Andersen, 2002. Factors influencing species richness in lacustrine zooplankton. *Acta Oecologica* 23: Pp. 155-163.
- Hooper D. U., F. S. Chapin, III, J. J. Ewel, A. Hector, P. Inchausti, S. Lavorel, J. H. Lawton, D. Lodge, M. Loreau, S. Naeem, B. Schmid, H. Setälä, A. J. Symstad, J. Vandermeer, and D. A. Wardle. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75: 3-35.
- Hued A. C. & M. A. Bistoni 2007. Abundancia y distribución de la fauna íctica en la cuenca del río Suquía (Córdoba, Argentina). *Iheringia, Série Zoologia*, Porto Alegre, Brasil, 97 (3):286-292.
- Iriondo, M. 1989. Quaternary lakes of Argentina. *Paleogeography, Paleoclimatology, Paleoecology* 70: 81-88.
- Iriondo M. & D.M. Kröhling, 1995. El Sistema Eólico Pampeano. *Comunicaciones del Museo Provincial de Ciencias Naturales "Florentino Ameghino"*, N:S., 5(1):1-68. Santa Fe.
- Ivanova M. 1990. Zooplankton of highly saline lakes. *Hydrobiological Journal*. 26 (6): 1-9.

- Ivanova M. & T. Kazantseva, 2006. Effect of Water pH and Total Dissolved Solids on the Species Diversity of Pelagic Zooplankton in Lakes: A Statistical Analysis. *Russian Journal of Ecology* 37 (4): 264 - 270.
- Jeppesen E.; M. Søndergaard; M. Meerhoff; T. L. Lauridsen & J. P. Jensen. 2007 a. Shallow lake restoration by nutrient loading reduction- some recent findings and challenges ahead. *Hydrobiologia* 584: 239–252.
- Jeppesen E.; M. Meerhoff; B. Jacobsen; R. Hansen; M. Søndergaard; J. Jensen; T. Lauridsen; N. Mazzeo & C. Branco. 2007 b. Restoration of shallow lakes by nutrient control and biomanipulation - the successful strategy varies with lake size and climate. *Hydrobiologia* 581: 269 – 285.
- Johnson, R. 1990. *Estadística Elemental* Grupo editorial Iberoamérica. México D.F., 592 p.
- Jose de Paggi S. & J. Paggi. 1995: Determinación de la abundancia y biomasa zooplanctónica. En: *Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio*: Lopretto, E. y G. Tell (Eds.) Ediciones Sur. Buenos Aires. Pp. 315-323.
- Kalff J. 2002. *Limnology. Inland Water System*. Prentice Hall, New Jersey. 592 p.
- Khan T.; M. Wilson & M. Khan. 2003. Evidence for invasive carp mediated trophic cascade in shallow lakes of western Victoria, Australia. *Hydrobiologia* 506–509: 465–472.
- Knoll L.; M. Vanni & W Renwick. 2003. Phytoplankton primary production and photosynthetic parameters in reservoirs along a gradient of watershed land use. *Limnol. Oceanogr.* 48(2):608-617.
- Kobayashi T., 1997. Associations between environmental variables and zooplankton body masses in a regulated Australian river. *Marine and Freshwater Research* 48: 523 - 529.
- Kolding J. & A. Skalevik. 2009. *Introducción and Manual to Pasgear 2, version 2.3*. University of Bergen Department of Fisheries and Marine Biology High Technology Centre N-5020, Bergen, Norway. 67 p.
- Kuz C. 2009. Pescadores en el desierto. **En:** *Puelches, una historia que fluye junto al Salado*. Tarquini, Lagarda y Kuz. EdUNLPam. (La Pampa, Argentina). Pp. 95-101.
- Lampert W. & U. Sommer, 1997. *Limnoecology. The ecology of lakes and streams*. Oxford University Press, London. 324 p.
- Larrañeta M. 1967. Crecimiento de *Pegellus erythrinus* de las costas de Castellón. *Inv. Pesq.* (Barcelona), 31 (2): 185-258.

- Le Cren E. D. 1951. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch *Perca fluviatilis*. *Journal of Animal Ecology* 20: 201-219.
- Lewis E. E.; Campbell J. F. & M. V. K. Sukhdeo. 2002. The behavioural ecology of parasites. *CAB International publishing*, Wallingford, UK, 400 pp.
- Licoff P. 2008. Las lagunas también tienen estrés. **En:** *Espejos en la llanura. Nuestras lagunas de la región pampeana* (Fabián Grosman comp.). Tandil U.N. del Centro (Buenos Aires, Argentina). Pp 99-110.
- Liotta J. 2006. *Distribución geográfica de los peces de aguas continentales de la República Argentina*. Serie Documentos N° 3. ProBiota, F.C.N.yM., Univ. Nac. La Plata. 701 p.
- López A.; J. Cabido; M. Igarzabal & B. de Busso. 1991. *Bases para el desarrollo de la pesca y la acuicultura en la provincia de Córdoba*. Córdoba, Argentina. 53 p.
- López Cazorla A. & N. S. Sidorkewicz. 2005. Edad y crecimiento de *Cheirodon interruptus* (Characiformes: Tetragonopteridae) en la cuenca alta del río Sauce Grande, Provincia de Buenos Aires. *Biología Acuática* 22: 189-202.
- López H. L. & A. M. Miquelarena. 2005. Biogeografía de los peces continentales de la Argentina: 509-550. **En:** *Regionalización biogeográfica en Iberoamérica y tópicos afines*, Primeras Jornadas Biogeográficas de la Red Iberoamericana de Biogeografía y entomología sistemática (RIBES XIII-CYTED), J. Llorente Bousquets y J. J. Morrone (eds.), México, D. F., 1° edición, 583 p.
- López H. L.; C Morgan & M J Montenegro. 2002. Ichthyological ecoregions of Argentina. *ProBiota*, FCNyM, UNLP, Serie Documentos N° 1, La Plata, Argentina, on line version: 1-68. ISSN 1666-7328.
- López H. L.; C. R. M. Baigún, J. M. Iwaskiw; R. L. Delfino & O. H. Padín. 2001. *La cuenca del Salado: uso y posibilidades de sus recursos pesqueros*, Editorial de la Universidad de La Plata, Serie Ambiente y Desarrollo 1, La Plata, Argentina, 75 p. ISBN 950-34-0221-2.
- López H. L.; Menni, R. C; Donato & A. M. Miquelarena. 2008. Biogeographical revision of Argentina (Andean and Neotropical Regions): an analysis using freshwater fishes. *UK. Journal of Biogeography*. (35) 1564-1579.
- López H.; A. Miquelarena & R. Menni. 2003. *Lista comentada de los peces continentales de la Argentina*. ProBiotA Serie Técnica y Didáctica n° 5. La Plata, 87 p.

- López H.; C. Baigún; J. Iwaskiw; R. Delfino & O. Padín. 2001. *La cuenca del Salado. Uso y posibilidades de sus recursos pesqueros*. Editorial de la Universidad de La Plata. La Plata. 78 p.
- López H.; L. Protogino & A. Aquino. 1996. Ictiología continental de la Argentina: Santiago del Estero, Catamarca, Córdoba, San Luis, La Pampa y Buenos Aires. *Aquatec* 3: 1-14.
- López-González P.; F. Guerrero & M. Castro, 1998. Seasonal fluctuations in the plankton community in a hypersaline temporary lake (Honda, southern Spain). *International Journal of Salt Lake Research* 6: 353 - 371.
- Lopretto E & G. Tell. 1995. *Ecosistemas de aguas continentales. Metodología para su estudio*. Tomos I, II y III. Ed. Sur. La Plata. 1401 p.
- Loreau M. 2000. Biodiversity and ecosystem functioning: recent theoretical developments. *Oikos* 91: 3-17.
- Loubens G. & F. Osorio. 1991. Especies introducidas. *Basilichthys bonariensis* (pejerrey). **En:** *El lago Titicaca: síntesis del conocimiento limnológico actual*. C. Dejoux y A. Iltis (eds.). La Paz. Pp. 432-449
- Luchini L. 1996. *La Agricultura y la Acuicultura*. Sec. De Agri., Pesca y Alimentación de la Nación. Buenos Aires 12 p.
- Mac Donagh E. & A. Thormählen de Gil. 1945. Observaciones sobre las especies de truchas criollas. *Rev. Mus. La Plata*, n. s., Zool., Argentina, 4: 139-193. ISSN 0372-4638.
- Mac Donagh E. 1928. Estudio preliminar de la ecología del pejerrey en las lagunas de Monte y Cochicó (Guaminí). *An. Ofic. Quím.* La Plata, Argentina, I(2): 1-39.
- Mac Donagh E. 1932. Sobre una Ichthyotaenia y oncosfera del pejerrey. *La semana Médica*. 25: 1-16.
- Magurran A., 1989. *Diversidad ecológica y su medición*. España: Ed. Vedia. 200 p.
- Manca M.; J. Vijverberg; L. Polishchuk & D. Voronov. 2008. Daphnia body size and population dynamics under predation by invertebrate and fish predators in Lago Maggiore: an approach based on contribution analysis. *Journal of Limnology* 67(1): 15-21.
- Mancini M. & C. Rodriguez. 1996. Aprovechamiento pesquero en lagunas del sur de Córdoba. Una alternativa para diversificar la producción. Inf. Curso Acuicultura. Maestría en Ecología Acuática Continental, *Univ. Nac. Del Litoral*. Santa Fé. Argentina 22 p.

- Mancini M. & F. Grosman. 1998. Aspectos poblacionales del pejerrey *Odontesthes bonariensis* en el embalse Río Tercero, Córdoba. *Natura Neotropicalis* 29(2): 137-143.
- Mancini M. & F. Grosman. 2001. Efecto de la pesca deportiva sobre una población de pejerrey *Odontesthes bonariensis*:. **En:** *Fundamentos biológicos, económicos y sociales para una correcta gestión del recurso pejerrey*, F. Grosman (ed.), Editorial Astyanax, Azul, Argentina, Pp.105-110
- Mancini M. & F. Grosman. 2004. Estructura y funcionamiento de la pesquería recreacional del pejerrey *Odontesthes bonariensis* en la laguna de Suco, Córdoba, Argentina. *AquaTIC* 20: 20-31.
- Mancini M. & F. Grosman. 2008. *El pejerrey de las lagunas pampeanas: análisis de casos tendientes a una gestión integral de las pesquerías* . 1ª ed.- Editorial Universidad Nacional de Río Cuarto – Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires. 446 p.
- Mancini M.; C. Rodriguez; M. Ortiz; V. Salinas & R. Tanzola. 2008. Lerneosis en peces silvestres y cultivados del centro de Argentina. *Biología Acuática* 24: 33-4.
- Mancini M.; I. Nicola; A. Larriestra & V. Salinas. 2005. Patrones de riesgo e implicancias de la presencia de *Contraecaecum* sp. (Nematoda, Anisakidae) en pejerrey *Odontesthes bonariensis* (Pisces, Atherinopsidae). *Biología Acuática* 22: 197-202.
- Mancini M.; I. Nicola; V. Salinas & C. Bucco. 2009 a). Biología del Pejerrey (Pisces, Atherinopsidae) de la Laguna Los Charos (Córdoba, Argentina). *Revista Peruana de Biología* 15(2): 65-71.
- Mancini M.; J. G. Haro; C. Bucco; V. Salinas & A. Miquelarena. 2009 b). Composition and diversity of ichthyofauna in La Viña reservoir (Córdoba, Argentina). *Brazilian Journal of Biology* 69(1): 49-55.
- Mancini M.; Morra G. & Salinas V. 2012. Características limnológicas y estructura de la ictiofauna de una laguna asociada al río Quinto (Córdoba, Argentina). *Biología Acuática* 27: 163-174.
- Mancini M.; Nicola, I.; V. Salinas & C. Bucco. 2009 a). Biología del pejerrey *Odontesthes bonariensis* (Pisces, Atherinopsidae) de la laguna Los Charos (Córdoba, Argentina). *Rev. peru.biol.* 15(2):65-71 Facultad de Ciencias Biologicas UNMSM. Versión Online ISSN 1727-9933

- Mancini M.; V. Salinas & G. Haro 2009 c). Diferentes aspectos ecológicos e ictiofauna de seis lagunas Mercedinas (provincia de San Luis, Argentina). *Biología Acuática* 26: 151-165.
- Mancini M.; V. Salinas; C. Bucco & J. G. Haro. 2009 (c). Use of different condition indices in pejerrey *Odontesthes bonariensis* (Valenciennes, 1835). *Biocell* 32(1): 124.
- Mancini, M.; C. Rodriguez; C. Prospero; V. Salinas and C. Bucco. 2006. Main diseases of pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) in central Argentina. *Pesq. Vet. Bras.* 26(4):205-210.
- Mancini M.; F. Biolé; V. Salinas; E. Guagliardo; R. Tanzola & G. Morra. 2014. Prevalence, intensity and ecological aspects of *Contracaecum* sp. (nematode: anisakidae) in freshwater fish of Argentina. *Neotrop. Helminthol.* 8(1): 111-122.
- Margolis L.; G. Esch; J. Holmes; A. Kuris & G. Schad. 1982. The use of ecological terms in parasitology (report of an ad hoc Committee of the American Society of Parasitologists). *Journal Parasitology* 68(1): 131-133.
- Marini T. L. & R. B. López. 1963. Recursos acuáticos vivos. En: *Evaluación Recursos Naturales de la Argentina* (CFI), 7: 1-266.
- Menni R. 2004. *Peces y ambientes de la Argentina continental*. Monografías n° 5 del Museo Argentino de Ciencias Naturales. Buenos Aires, 316 p.
- Menu Marque S. A. & Marinone, M. CV. 1986. El zooplancton de seis lagos de Chubut (Argentina) y sus probables relaciones con la ictiofauna y algunos factores ambientales: 90-114. **En:** *Taller Internacional sobre Ecología y Manejo de Peces en Lagos y Embalses*, I. Vila (ed.), *COPESCAL (FAO)*, Doc. Téc. 4, Santiago, Chile, 237 pp.
- Menu Marque S.; J. Morrone & C. Locascio de Mitrovich, 2000. Distributional patterns of the south american species of *Boeckella* (Copepoda: Centropagidae): a track analysis. *Journal of Crustacean Biology* 20 (2): 262 - 272.
- Modenutti B. 1998. Planktonic rotifers of Samborombón River Basin (Argentina). *Hydrobiologia* 387/388: 259 - 265.
- Moreau J. 1987. Mathematical and biological expression of growth in fishes: Recent trends and further developments (81-113). **En:** Summerfelt & Hall (Eds.). *The age and growth of Fish*. The Iowa State University Press, Iowa, 543 p.
- Moreno C. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. M6T-Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 84 p.

- Morisoli E. 2004: El Río Atuel. En: *Temas Pampeanos: Recursos hídricos, medio ambiente e historia*. Fundación Chadileuvú. Editorial Pampeana. La Pampa 43-50 pp.
- Muylaert K.; S. Declerck; J. Van Wichelen; L. De Meester & W. Vyverman. 2006. An evaluation of the role of daphnids in controlling phytoplankton biomass in clear water versus turbid shallow lakes. *Limnologica* 36: 69 - 78.
- Nicola I.; M. Mancini; V. Salinas; C. Bucco & C. Rodriguez. 2007. Caracterización de humedales. La laguna pampeana Los Charos (Córdoba, Argentina). *Gestión Ambiental* 13(1): 21-32.
- Noga D. 1996. *Fish Disease. Diagnosis y Treatment*. L. Duncan (Ed.). Mosby-Year Book. Missouri. 367 p.
- Noguez Piedras; J. Fernandes; I. Motoyama & G. Martins. 2009. Efeito de diferentes concentrações de salinas (NaCl) na sobrevivência de embriões de peixe – rei *Odontesthes bonariensis* e *Odontesthes humensis*. *Biotemas* 22(3): 235-238.
- Olivero-Verbel & Baldiris-Avila, 2008. *Parásitos en peces colombianos: están enfermando nuestros ecosistemas?* Editorial de Universidad de Cartagena. Cartagena–Colombia. 120 p.
- Olivier S. R. 1959. Sequias, inundaciones y aprovechamiento de las lagunas bonaerenses, con especial referencia al desarrollo futuro de la piscicultura. *Agro. Publ. Téc.*, Argentina, 1(2):1-94.
- Orrego Aravena R. 1970. Vertebrados de La Pampa. Biblioteca Pampeana, *Serie Folletos*, 13:1-31.
- Ostrowski de Núñez M. 1982. Die entwicklungszyklen von *Diplostomum (Austrodiplostomum) compactum* (Lutz, 1928) Dubois, 1970 und *D. (A.) mordax* (Szidat und Nani, 1951) n. comb. In *Südamerika. Zool. Anz.* 208 (5/6): 393 - 404.
- Pajuelo J. & Lorenzo M. 2002. Edad y crecimiento del raspallón, *Diplodus annularis* (Pisces: Sparidae) en el archipiélago Canario (Atlántico centro-oriental). *Ciencias Marinas* 28(1):1-11. *Red de revistas científicas de America Latina y el Caribe, España y Portugal*. Universidad Autónoma del Estado de México.
- Pejler B. 1995. Relation to habitat in rotifers. *Hydrobiologia* 313/314: 267 – 278.
- Pereira Bueno, J. & I. Ferre Pérez. 1997. *Parásitos del pescado*. Junta de Castilla y León (ed). España. 46p.
- Perrotta R. 1988. Caballa. Parte II. Algunos aspectos de la dinámica poblacional del efectivo explotado en el área Marplatense. *Rev. Invest. Des. Pesq.* Contribución N° 585: 65-82.

- Petrere M. Jr. 1982. *Ecology of the fisheries in de river Amazon and its tributaries en the Amazonas State (Brazil)*. Ph. D. Thesis, University of East Anglia, U. K. 96 p.
- Pettinato H. & L. Fusé. 1996. Presencia de nematodos en pejerrey (*Basilichthys bonariensis*). *InfoPesca*. Disponible en http://tips.org.inforpesca/cci/cci_doc5.
- Pilati A. 1997. Copépodos calanoideos de la provincia de La Pampa. *Revista de la Facultad de Agronomía*. UNLPam. 9 (2):57-67.
- Pilati A. 1999. Copépodos ciclopoideos en la provincia de La Pampa (Argentina). *Revista de la Facultad de Agronomía*. UNLPam. 10 (1):29-44.
- Pilati A., M. Vanni; M. González & A. Gaulke, 2009 a). Effects of agricultural subsidies of nutrients and detritus on fish and plankton of shallow-reservoir ecosystems". *Ecological Applications* 19(4): 942-60.
- Pilati A.; S. Echaniz; A.Vignatti; A. Trucco & S. B. Álvarez. 2009 b). Efecto del lavado de la ciudad de Santa Rosa sobre el estado trófico de una laguna Arreica. *Biología Acuática* (26): 177-184.
- Pope K. & G. Kruse. 2007 Condition. Pages 423-471 **En:** *Analysis an interpretation of fisheries data*. C. S. Guy, and L. Brown, editors. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- Potthoff A.; B. Herwig; M. Hanson; K. Zimmer; M. Butler; J. Reed; B. Parsons & M. Ward. 2008. Cascading food-web effects of piscivore introductions in shallow lakes. *Journal of Applied Ecology* 45: 1170 – 1179.
- Poulin R. 2007. *Evolutionary Ecology of Parasites*. 2nd Ed. Princeton University Press, New Jersey, 332 p.
- Power M. E.; M. S. Parker & J. T. Wootton. 1995. Disturbance an food chain lengths in rivers. **En:** *Food Webs*. G. A. Polis & O. Winemiller. Chapman and Hall, New York,. Pp. 286-297.
- Protogino L. C. 1987. Presencia de *Astyanax fasciatus* (Cuvier 1819) y *Astyanax abramis* (Pisces, Characidae) en el embalse El Nihuil, Mendoza, Argentina. *Limnobios, La Plata, Argentina*, (2-9): 676. ISSN 0325-7592.
- Quirós R. & S. Cuch. 1989. The fisheries and limnology of the lower Plata Basin. **En:** *Proceedings of the International Large River Symposium*. D.P.(Ed.) Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci, 106: 429-443.
- Quirós R. 1990. The Paraná river basin development and the changes in the lower basin fisheries. *Interciencia* (Venezuela) 15: 442-451.

- Quirós R. & E. Drago. 1999. The environmental state of Argentinean lakes: an overview. *Lakes and Reservoirs: Research and Management* 4: 55-64.
- Quirós R. & J. C. Vidal 2000. Cyclic behaviour of potamodromous fish in large rivers. **En:** I. G. Cowx (editor), *Management and Ecology of River Fisheries*. Fishing News Books, Blackwell Science, Oxford, U.K., 444 p.
- Quirós R.; A. Rennella; M. Boveri; J. J. Rosso & A. Sosnovsky, 2002 a). Factores que afectan la estructura y el funcionamiento de las lagunas pampeanas. *Ecología Austral* 12: 175-185.
- Quirós R. 2004. Sobre la morfología de las lagunas pampeanas. *Serie de Documentos de Trabajo del Área de Sistemas de Producción Acuática*. Fac. de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. 15 p.
- Quirós R.; C. R. M. Baigun; S. Cuch; R. Delfino; A. Denichilo; C. Guerrero; M. C. Marinone; S. Menu Marque & M. C. Scapini. 1988: Evaluación del rendimiento pesquero potencial de la República Argentina: I. Datos 1. *Inf. Téc. Depto. Aguas Continentales*, INIDEP, Mar del Plata, Argentina, N° 7: 1-55.
- Quirós R.; J. Rosso; A. Renella; A. Sosnovsky & M. Boveri. 2002 b). Análisis del estado trófico de las lagunas pampeanas (Argentina). *Interciencia* 27(11): 584-591.
- Quirós, R. 2005. La ecología de las lagunas de las Pampas. *Investigación y Ciencia*. Madrid, Spain (in press, 13 p)
- Reid J. R. W. & J. T. Puckridge. 1990. Coongie Lakes. **En:** *Natural History of the North-East Deserts*. Eds. Tyler, M. J., Twidale, C. R., Davies, M., & Wells, C. B. Royal Society of South Australia, Adelaide. Pp 119-131.
- Remes Lenicov M. & Colautti D. 2003. Estudio de la laguna Chasicó (Pdo. de Villarino y Puán). **En:** Campaña de relevamientos limnológicos e ictiológicos. *Subsecretaría de Actividades Pesqueras*, MAA Prov. Bs. As., Informe Técnico n° 56: 1-25. www.maa.gba.gov.ar/pesca/relevamientos.php.
- www.maa.gba.gov.ar/pesca/relevamientos.php.
- Remes Lenicov M.; D. Colautti & G. Berasain. 2003: Estudio de la laguna Cochicó (Pdo. de Guaminí). **En:** Campaña de relevamientos limnológicos e ictiológicos. *Subsecretaría de Actividades Pesqueras*, MAA Prov. Bs. As., Informe Técnico n° 52: 1-22. www.maa.gba.gov.ar/pesca/relevamientos.php
- Remes Lenicov M. & D. Colautti. 2004: Estudio de la laguna Las Tunas (Pdo. de Trenque Lauquen). **En:** Campaña de relevamientos limnológicos e ictiológicos. *Subsecretaría de Actividades Pesqueras*, MAA Prov. Bs. As., Informe Técnico n° 63: 1-21.

- Ricker W. 1971. *Methods for assessment of fish production in fresh waters*. 2 Ed. IBP Handbook n° 3. Blackwell Scientific Publications. Oxford, 348 p.
- Ringuelet R. 1942. Ecología alimentaria del pejerrey *Odontesthes bonariensis*. *Rev. Museo de la Plata. Sección Zoología* 2(17): 427-461.
- Ringuelet R. 1943. *Piscicultura del pejerrey o Atherinicultura*. Suelo Argentino, Col. Agro (6), Buenos Aires, 162 p.
- Ringuelet R. 1962. *Ecología Acuática Continental*. Ed. EUDEBA, Buenos Aires, 138p.
- Ringuelet R. 1964. Un ejemplo de criterio normativo para la explotación de un recurso íctico de aguas continentales. La pesca comercial del pejerrey en la laguna de Chascomús (1958). *Agro* 6 (10): 61-78.
- Ringuelet R. A. 1972. Ecología y biocenología del hábitat lagunar o lago de tercer orden de la región Neotropical templada (Pampasia sudoriental de la Argentina). *Physis*, Buenos Aires, Argentina, 31(82): 55-76.
- 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): 1-151.
- Ringuelet R.; R. Arámburu & A. Alonso de Arámburu. 1967. *Los peces argentinos de agua dulce*. Provincia de Buenos Aires, Comisión de Investigación Científica. La Plata, 602 p.
- Ringuelet R.; R. Iriart & A. Escalante. 1980. Alimentación del pejerrey (*Basilichthys bonariensis*, Atherinidae) en la laguna Chascomús (Buenos Aires, Argentina). Relaciones ecológicas de complementación y eficiencia trófica del plancton. *Limnobiós* 1(10): 447-460.
- Roberto Z.; G. Casagrande y E. Viglizzo 1994: *Lluvias en la pampa central. Tendencias y variaciones del siglo*. Cambio climático y agricultura sustentable en la región pampeana. INTA. Public. N° 2. 25 p.
- Roberts J. R. 1989. *Fish pathology*. Bailliere Tindall, London, 420 pp.
- Rocha-Olivares A., W. Fleeger & D. Foltz, 2001. Decoupling of molecular and morphological evolution in deep lineages of a meiobenthic harpacticoid copepod. *Molecular Biology and Evolution* 18 (6): 1088 - 1102.
- Rodríguez C.; M. Mancini; C. Prósperi; A. Weyers & G. Alcantú. 2000. Hidrobiología del sistema lagunar La Salada – La Brava (Córdoba), Argentina. *Natura Neotropicalis* 31(1 y 2): 01-09.
- Rosso J. 2006. *Peces pampeanos. Guía y Ecología*. Ed. L.O.L.A.. Buenos Aires, 221p.

- Rosso J. J. 2008. *Relación entre la abundancia y estructura de la comunidad de peces y el régimen hidrológico en lagunas de la alta cuenca del río Salado*. Tesis de doctorado de la Universidad de Buenos Aires, área Ciencias Agropecuarias. 115 p.
- Ruttner-Kolisko A., 1974. Plankton rotifers; Biology and taxonomy. *Die Binnengewässer* Stuttgart. 26 (1). 146 p.
- Ruttner-Kolisko A. 1977. Suggestions for biomass calculation of plankton rotifers. *Archiv für Hydrobiologie–Beiheft Ergebnisse der Limnologie* (8): 71 – 76.
- Ruzzante D. E.; S. J Walde.; V. E. Cussac; P. J. Macchi; M. F Alonso. & M. Battini. 2006. Phylogeography of the Percichthyidae in Patagonia: roles of orogeny, glaciation, and volcanism. *Molecular Ecology* 15, 2949-2968.
- Sagretti L. A. & M. A. Bistoni. 2001. Alimentación de *Odontesthes bonariensis* (Cuvier y Valenciennes 1835) (Atheriniformes, Atherinidae) en la laguna Salada de Mar Chiquita (Córdoba, Argentina). *Gayana*, Concepción, Chile, 65(1): 37-42. [versión On-line ISSN 0717-6538](#)
- Salomone F. & N. Gout. 2006. *Los vertebrados de las áreas protegidas de la provincia de La Pampa*. Ed. Salomone, F y Gout, N., 1ª edición, Santa Rosa, La Pampa. 164 p.
- Sardella B. A.; J. Cooper; R. J. Gonzalez & C. J. Brauner. 2004. The effect of temperature on juvenile Mozambique tilapia hybrids (*Oreochromis mossambicus* x *O. urolepis hornorum*) exposed to full-strength and hypersaline sea-water. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part A* 137:621-629.
- Scheffer M. & E. Jeppesen. 2007. Regime Shifts in Shallow Lakes. *Ecosystems* (10): 1–3.
- Scheffer M. 1998. *Ecology of Shallow Lakes*. Chapman & Hall, London. 357 pp.
- Scheffer M.; S. Hosper; M. Meijer; B. Moss & E. Jeppesen. 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology and Evolution* 8: 275 - 279.
- Schwerdt M. & A. López Cazorla. 2005. Caracterización de la ictiofauna de la laguna del Monte, provincia de Buenos Aires. *Biología Acuática* 22: 239-248.
- Schwerdt M. & A. López Carzola. 2012. Resultados de diferentes medidas de manejo tendientes a optimizar la pesquería de pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) en la laguna de Cochicó, Argentina. *Biología Acuática* 27: 209-218.
- Secretaría de Recursos Hídricos de La Pampa. 2012. Caudales del río Chadileuvú. <http://www.bdh.lapampa.gov.ar> . Visitado en Marzo 2013.
- Secretaría de Recursos Hídricos de la provincia de La Pampa; Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la Universidad Nacional de La Pampa. 2005. *Estudio para la determinación del Caudal mínimo necesario para el restablecimiento del sistema*

- ecológico fluvial en el curso inferior del río Atuel*. 173 p. Disponible en <http://www.bdh.lapampa.gov.ar>
- Sendra E. & D. Colautti. 1997. Procedimiento metodológico para el estudio del crecimiento del pejerrey *Odontesthes bonariensis bonariensis* en la laguna San Miguel del Monte, provincia de Buenos Aires, Argentina. *Natura Neotropicalis* 28(2): 105-115.
- Siegenthaler G. B. (Coord.). 2004. Relevamiento de vertebrados de la provincia de La Pampa. **En:** *Inventario Integrado de los recursos naturales de la provincia de La Pampa*. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Universidad Nacional de La Pampa, Subsecretaría de Cultura de La Pampa. CD multimedia.
- Siegenthaler G. B.; S. Titanti & C. Duco. 1995. Relevamiento de vertebrados de la provincia de La Pampa. Tercer informe. *V Jornadas Pampeanas de Ciencias Naturales*. Santa Rosa, La Pampa, Argentina. I: 139-147.
- Siegmund I.; R. Franjola & P. Torres. 1997. *Diplostomatid metacercariae* in the brain of silversides from lake Riñihue. *Chile. J. Wildlife Dis.* 33 (2): 362 - 364.
- Soria M. & M. Ros. 1991. Relación entre el fitoplancton y la salinidad de la laguna intradunares de la dehesa de la albufera (Valencia). *Acta Botánica Malacitana*, 16(1): 43 -50. Málaga, España.
- Sparre P. & S. C. Venema. 1997. *Introducción a la evaluación de recursos pesqueros tropicales. Parte I*. Manual. FAO Documento Técnico de Pesca. №. 306.1 Rev. 2: 420 p.
- Sverlij S. B & J. P. Mestre Arceredillo. 1991. Crecimiento del pejerrey, *Odontesthes bonariensis* (Pisces, Atheriniformes) en el embalse La Florida, San Luis, Argentina. *Rev. Hydrobiol. Trop.*, París, Francia, 24(3): 183-195. ISSN 0240-8783.
- Szidat L. & A. Nani. 1951. Diplostomiasis cerebri del pejerrey. *Rev. Inst. Nac. Investig. Ciencias Naturales, Zool.* 1 (8): 323 - 384.
- Szidat L. & A. Nani. 1952. Nota preliminar sobre una parasitosis grave de los pejerreyes producida por larvas de trematodes de la Familia Diplostomidae Poirier 1886 que destruyen el cerebro de los peces. *Rev. Med. Vet.* 34 (1): 9 - 14.
- Tamborini G.; A. Berguño; H. Bagliani; O. Del Ponti; J. Marani & R. Ganuza. 2007. Pesca Artesanal-Experimental y Aprovechamiento Sustentable de Pejerrey (*Odontesthes bonariensis*). *Actas II Congreso Pampeano del Agua*. General Pico, La Pampa, Argentina: 145-154.

- Tátrai I.; M. Kálmán; J. Korponai; G. Paulovits; P. Pomogyi & J. Héri. 2003. Regulation of plankton by omnivore cyprinids in a shallow lake in the Kis-Balaton Reservoir System. *Hydrobiologia* 504: 241–250.
- Taylor C. C. 1958: Cod growth and temperature. *J. Cons. Internat. Explor. Mer.* 23: 366-370.
- Torres, P.; R. Franjola & A. Montefusco. 1996. Infección estacional por metacercarias de *Diplostomum (Austrodiplostomum) mordax* (Szidat & Nani, 1951) y *Tylodelphys destructor* (Szidat & Nani, 1951) en el pejerrey chileno, *Basilichthys australis* Eigenmann, 1927 (Pisces: Atherinidae) en el lago Riñikue. *Chile. Bol. Chil. Parasitol.* 51: 15 - 19.
- Tourn M. 1998. El agua en la superficie. **En:** *El Agua en La Pampa*. Fundación Cahdileuvú- Fondo Editorial Pampeano. Santa Rosa, La Pampa. Pp. 59-72.
- Tsuzuki M. Y.; H. Aikawa; C. A. Strussman & F. Takashima. 2000. Comparative survival and growth of embryos, larvae and juveniles of pejerrey (*O. bonariensis* and *O. hatchery*) at different salinities. *Journal of applied Ichthyology*, 16:126-130.
- Turner W; K. Brandon; T. Brooks; R. Constanza; G. da Fonseca & R. Portela R-. 2007. Global conservation of biodiversity and ecosystem services. *BioScience* 57: 868-873.
- Umazano M.; E. Adema y S. Aimar 2002: Variación espacio-temporal de las precipitaciones en la provincia de La Pampa. *Actas VIII Jornadas Pampeanas de Ciencias Naturales*. Santa Rosa, La Pampa, Argentina. I: 223-225.
- Valles-Ríos M.; G. Ruiz-Campos & L. Galaviz-Siva. 2000. Prevalencia e intensidad parasitaria en *Mugil cephalus* (Pisces: Mugilidae), del río Colorado, Baja California, México. **En:** <http://rbt.ots.ac.cr/revistas/48-2-31>.
- Vannote R. L.; G. M. Minshall; K. W. Cummins; J. R. Sedell & C. E. Cushing. 1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sc.* 37: 130-137.
- Vazzoler, A., 1981. *Manual de métodos para estudos biológicos de populações de peixes. Reprodução e crescimento*. CNPq. Programa Nacional de Zoología. Brasília. 108 p.
- Vignatti A.; S. Echaniz & M. Martín. 2007. "El zooplancton de lagos someros de diferente salinidad y estado trófico en la región semiárida pampeana (La Pampa, Argentina)". *Gayana* 71 (1): 38 - 48.
- Vignatti A.; S. Echaniz; D. Ramos; A. Pilati & G. Bazán. 2009. "Producción primaria fitoplanctónica de un lago somero turbio orgánico en relación con el zooplancton (La Pampa, Argentina). *Biología Acuática* 26: 217 - 227.

- Vila I. & D. Soto. 1986. *Odontesthes bonariensis* "pejerrey argentino", una especie para el cultivo extensivo: 224-228. **En:** Taller Internacional de Ecología y Manejo de Peces en Lagos y Embalses, I. Vila y E. Fagetti (eds.). *COPESCAL (FAO)*, Santiago de Chile, Doc Téc. 4, 196 p.
- Villanueva, M. & A. De la Mota. 1994. *Ictiografía de Mendoza*. Serie monográfica. Contribuciones técnicas. Unidad de zoología y Ecología. Pichiciego IADIZA. 7 pp. ISSN 0328-1302.
- Viozzi G. & V. Flores. 2002. Population dynamics of *Tylodelphys destructor* and *Diplostomum mordax* (Digenea: Diplostomidae) co-occurring in the brain of Patagonian silversides from Lake Pellegrini, Patagonia, Argentina. *J. Wildlife Dis.* 38 (4): 784 - 788.
- Welcomme R. L. 1979. *Fisheries ecology of floodplain rivers*. London, Longman, 317 p.
- Wheithman A. S. & R. O. Anderson. 1978. A method of evaluating fishing quality. *Fisheries* 3: 6-10.
- Williams, W., 1998. Salinity as a determinant of the structure of biological communities in salt lakes. *Hydrobiologia* 381: 191 - 201.
- Williams, W., 2002. Environmental threats to salt lakes and the likely status of inland saline ecosystems in 2025. *Environmental Conservation* 29 (2): 154–167
- Zabaleta Cabrera V. 1994. *Análisis situacional de la pesca en el lago Poopó y la incidencia de los cambios ambientales en las comunidades influenciadas*. Tesis de Ingeniería Agronómica. Facultad de Ciencias Agrícolas y Pecuarias. Oruro, Bolivia. 163 p.
- Zar, J.H.1999. *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall, New Jersey. 663 p.