



FACULTAD DE
CIENCIAS

UDELAR | fcien.edu.uy



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA
FACULTAD DE CIENCIAS

Tesis para optar al Título de:
Doctor en Ciencias Biológicas

**SOSTENIBILIDAD DE SECUENCIAS AGRÍCOLAS INTENSIVAS:
INTEGRACIÓN DE INDICES DE CALIDAD DE AGUA,
RESPUESTAS BIOLÓGICAS E INDICADORES PRODUCTIVOS**

MSc. Noelia Rivas

Director de tesis: Dr. Daniel Conde

Tribunal de tesis:

Dra. Lorena Rodríguez

Dr. Javier García Alonso

Dr. José Terra

Montevideo, Uruguay

Agradecimientos

Se termina una etapa plagada de crecimiento académico, pero sobre todo personal. Una etapa donde todos quienes serán nombrados a continuación colaboraron para que este barco llegara a puerto aun cuando por momentos parecía imposible que así ocurriera.

Agradecer al programa PEDECIBA Biología por brindarme la posibilidad de completar mi formación académica.

A la Comisión Académica de Posgrado y a FUNDACIBA por el apoyo económico sin el cual hubiera sido muy difícil cumplir con este objetivo.

A los miembros de la CAS y del tribunal por sus invalorable contribuciones: Franco Teixeira de Mello, José Terra, Lorena Rodríguez, Javier García Alonso, y especialmente a Daniel Conde, que en un momento muy duro desde lo profesional pero mucho más desde lo personal, aceptó la responsabilidad de dirigir esta tesis. Estaré eternamente agradecida por hacerlo al momento que te lo pedí y dedicarle tanto esfuerzo y brindarme tanto apoyo.

A todos los compañeros del Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales de Facultad de Ciencias por su gran apoyo siempre, indispensable para no dejarme bajar los brazos nunca.

A Bernardo, Santiago y todo el equipo del Junco por su colaboración siempre dispuesta para brindar todo lo necesario para los muestreos y desarrollo de la investigación.

A Vale, doble mención, por ser amiga, confidente y soporte, y por su colaboración en toda instancia de muestreo y ponerse literalmente al hombro parte importante de este trabajo.

A todos mis amigos que me bancaron en las buenas y las no tanto, alentándome a seguir y cumplir todos los sueños que me propongo (académicos y de los otros).

A mi MADRE, por ser mi motor, mi amiga, mi todo en la vida.

Y a vos Gaby, no fuiste, sos, la mejor amiga, “colega”, jefa, directora de tesis, todo lo que alguien puede tener. Aun sin tu presencia física, el llegar a esta instancia fue gracias a vos, no lo hubiera conseguido si no tuviera la meta de no fallarte nunca. Donde estes decirte que lo logramos, llegamos.

Muchas gracias a todos!!!!

INDICE

1. INTRODUCCIÓN	2
1.1. EXPANSIÓN E INTENSIFICACIÓN AGRÍCOLA	2
1.3. IMPACTO DE LOS PROCESOS DE EXTENSIÓN E INTENSIFICACIÓN AGRÍCOLA	7
1.4. VALORACIÓN DE LA SOSTENIBILIDAD PRODUCTIVA Y AMBIENTAL EN SISTEMAS AGROPECUARIOS	11
2. HIPÓTESIS	13
3. OBJETIVOS Y ESTRUCTURA DE LA TESIS	13
3.1. OBJETIVO GENERAL	13
3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	13
3.3. ESTRUCTURA DE LA TESIS	14
4. ESTRATEGIA METODOLÓGICA DE INVESTIGACIÓN	16
4.1. CARACTERIZACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO	17
5. RESULTADOS	23
CAPÍTULO I. CARACTERIZACIÓN DE SECUENCIAS AGRÍCOLAS SEGÚN SU GRADO DE INTENSIFICACIÓN	24
I.1. INTRODUCCIÓN	24
I.2. METODOLOGÍA	25
I.3. RESULTADOS	28
I.4. DISCUSIÓN	32
I.5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	34
CAPÍTULO II. CAMBIOS DE LA CALIDAD DE CURSOS DE AGUA A LO LARGO DE UN GRADIENTE DE INTENSIFICACIÓN AGRÍCOLA	35
II.1. INTRODUCCIÓN	35
II.2. METODOLOGÍA	37
DETERMINACIÓN DE VARIABLES FÍSICOQUÍMICAS Y DE CALIDAD DE AGUA	38
ÍNDICE DE CALIDAD DE AGUA	38
ANÁLISIS ESTADÍSTICO	41
II.3. RESULTADOS	42
VARIABLES FÍSICOQUÍMICAS	42
VARIABLES DE CALIDAD DE AGUA	43
ÍNDICE DE CALIDAD DE AGUA	45
II.4. DISCUSIÓN	52
II.5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	55

CAPÍTULO III. ANÁLISIS DE LOS EFECTOS DE LA INTENSIFICACIÓN AGRÍCOLA EN PECES A TRAVÉS DE BIOMARCADORES	59
III.1. INTRODUCCIÓN	59
III.2. METODOLOGÍA	62
ÍNDICES SOMÁTICOS	64
METABOLISMO ENERGÉTICO	64
EFECTOS NEUROTÓXICOS	64
ÍNDICE INTEGRADO DE RESPUESTAS A BIOMARCADORES	65
ANÁLISIS ESTADÍSTICO	65
III.3. RESULTADOS	66
ÍNDICES SOMÁTICOS	66
METABOLISMO ENERGÉTICO	78
EFECTOS NEUROTÓXICOS	91
CORRELACIÓN ENTRE BIOMARCADORES	102
ÍNDICE INTEGRADO DE RESPUESTAS A BIOMARCADORES (IIRB)	104
III.4. DISCUSIÓN	107
III.5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	111
CAPÍTULO IV. ÍNDICE DE SOSTENIBILIDAD DE CUENCAS AGROPECUARIAS: INTEGRACIÓN DE INDICADORES AMBIENTALES Y PRODUCTIVOS	116
IV.1. INTRODUCCIÓN	116
ESTRATEGIAS DE VALORIZACIÓN DE LA SOSTENIBILIDAD	116
DESARROLLO E IDENTIFICACIÓN DE INDICADORES	117
INTEGRACIÓN DE INDICADORES	119
IV.2. METODOLOGÍA	121
INDICADORES AMBIENTALES	122
INDICADORES PRODUCTIVOS	122
INDICADORES DE EFICIENCIA EN EL USO DE RECURSOS	123
ESTANDARIZACIÓN DE INDICADORES	125
INTEGRACIÓN DE LOS INDICADORES	128
IV.3. RESULTADOS	130
INDICADORES AMBIENTALES	130
INDICADORES PRODUCTIVOS	130
INDICADORES DE EFICIENCIA EN EL USO DE RECURSOS	131
ESTANDARIZACIÓN DE INDICADORES	133
INTEGRACIÓN DE INDICADORES	136
IV.4. DISCUSIÓN	137
IV.5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	141
6. CONSIDERACIONES FINALES, CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS	144
7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	150

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Estructura de la tesis.	15
Figura 2. Área de estudio.	18
Figura 3. Índices de intensificación agrícola calculados para las cuencas del A° Del Tala, Cda. Grande y A° Itapebí grande, en las tres zafras analizadas.	31
Figura 4. Variabilidad temporal de los ICA para cada sitio de muestreo.	47
Figura 5. Variabilidad espacial de los ICA en cada zafra para cada sitio de muestreo.	50
Figura 6. Variabilidad temporal de los índices somáticos (IHS, IGS y K) para cada sitio de muestreo analizado para cada especie.	72
Figura 7. Variabilidad espacial de los índices somáticos (IHS, IGS y K) en cada zafra analizada para cada especie.	77
Figura 8. Variabilidad temporal de los niveles de glucógeno en hígado y músculo (GluH y GluM respectivamente) para cada sitio de muestreo y para cada especie.	84
Figura 9. Variabilidad espacial de niveles de glucógeno en hígado y musculo (GluH y Glu M respectivamente) en cada zafra analizada para cada especie.	89
Figura 10. Variabilidad temporal de la actividad específica acetilcolinesterasa cerebral (AE) para cada sitio de muestreo analizado para cada especie.	97
Figura 11. Variabilidad espacial de la actividad acetilcolinesterasa cerebral (AE) en cada zafra analizada para cada especie.	101
Figura 12. Representación gráfica de la distribución de sexos en cada sitio para cada campaña de muestreo analizada por especie.	103
Figura 13. Indicadores considerados para el diseño del Índice de Sostenibilidad Integral (ISI): a) indicadores calculados en este capítulo: b) índices que provienen de capítulos anteriores.	121
Figura 14. Integración de indicadores mediante gráficos AMOEBA en cada cuenca para cada zafra. El grado de sostenibilidad está dado por el área bajo el gráfico.	136

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Usos del suelo en cada cuenca estudiada.	17
Tabla 2. Fechas de muestreo, aplicaciones de fertilizantes y fitosanitarios según cultivos, siembra y cosecha para cada cuenca en cada zafra analizada.	20
Tabla 3. Rangos para asignar los valores de ponderación del IIP.	27
Tabla 4. Área sembrada con cultivos y pasturas durante tres zafras agrícolas para cada una de las cuencas analizadas. Los valores son expresados en hectáreas.	28
Tabla 5. Parámetros que alimentaron el cálculo de índices de intensificación en las tres cuencas de estudio.	29
Tabla 6. Índices de intensificación calculados para cada cuenca, considerando como ventana temporal una secuencia de 3 años de largo.	30
Tabla 7. Temperatura y precipitación acumulada (PA) promedio en las zafras en estudio y en una ventana temporal de 10 años.	37
Tabla 8. Variables de calidad de agua, sus unidades de medida y las técnicas analíticas utilizadas para su determinación.	38
Tabla 9. Normalización de las variables para el cálculo del ICA.	39
Tabla 10. Precipitación registrada en el área de estudio en las fechas previas a cada campaña de muestreo.	40
Tabla 11. Aplicación de agroquímicos (fertilizantes y fitosanitarios) previo a cada muestreo en cada cuenca analizada.	41
Tabla 12. Variables fisicoquímicas de calidad del agua determinadas <i>in situ</i> en cada sitio de salida de 4 cuencas agropecuarias en cada campaña de muestreo.	42
Tabla 13. Variables de calidad del agua determinadas en laboratorio para cada sitio en cada campaña de muestreo.	44
Tabla 14. Valores del ICA para cada sitio en cada muestreo. Los valores son expresados como media \pm desvío estándar.	45
Tabla 15. Correlación de Spearman entre el ICA, los factores meteorológicos y las variables de manejo agronómico.	48
Tabla 16. Correlación de Spearman entre el ICA y los índices de intensificación.	51
Tabla 17. Resultados de los Índices somáticos, la relación hembras/machos y relación de hembras ovadas calculados para cada sitio, en cada campaña de muestreo y para cada especie.	67
Tabla 18. Resultados del análisis de correlación de Spearman entre los índices somáticos (IHS, IGS y K), los factores meteorológicos y las variables de manejo agronómico realizado para cada especie.	74
Tabla 19. Valores de glucógeno en hígado y músculo determinados en cada sitio de muestreo para cada campaña discriminado por especie.	79
Tabla 20. Correlación de Spearman entre los valores de glucógeno en hígado y músculo (GluH y GluM, respectivamente), los factores meteorológicos y las variables de manejo agronómico para ambas especies.	86
Tabla 21. Correlación de Spearman entre los niveles de glucógeno en hígado y músculo (Glu H y Glu M respectivamente) con el ICA para cada especie.	87
Tabla 22. Valores de correlación de Spearman entre los niveles de glucógeno en hígado y músculo para cada especie, con los índices de intensificación.	91
Tabla 23. Resultado de la actividad específica acetilcolinesterasa cerebral para individuos de cada especie desglosado según sitio y campaña de muestreo.	92
Tabla 24. Correlación de Spearman entre los valores de actividad específica acetilcolinesterasa cerebral (AE), los factores meteorológicos y las variables de manejo agronómico para cada especie.	98
Tabla 25. Índice Integrado de Respuestas a Biomarcadores (IIRB) calculado para cada sitio y campaña de muestreo por especie.	105
Tabla 26. Correlación de Spearman entre el IIRB, los factores meteorológicos y las variables de manejo agronómico para ambas especies.	106
Tabla 27. Valores de rendimiento, costo y precio de mercado de cada cultivo utilizados para el cálculo de indicadores productivos.	122
Tabla 28. Factores de conversión de energía según cultivo.	124
Tabla 29. Tasa de extracción de nitrógeno para cada cultivo.	124
Tabla 30. Escala de estandarización del Índice de Calidad de Agua (ICA).	126
Tabla 31. Escala de estandarización para el Índice Integrado de Respuesta a Biomarcadores (IIRB).	126
Tabla 32. Rendimientos nacionales promedio de cada cultivo en cada zafra agrícola tomados del Anuario Estadístico Agropecuario 2020.	127
Tabla 33. Escala de estandarización de indicadores productivos.	127
Tabla 34. Escala de estandarización de indicadores de eficiencia en el uso de recursos.	128

Tabla 35. Valores obtenidos de los Indicadores productivos relación costo precio de mercado (RCP) y rendimiento (R) calculados para cada cuenca en cada zafra.....	130
Tabla 36. Indicadores de eficiencia en el uso de los recursos calculados para cada cultivo en cada cuenca y zafra.	131
Tabla 37. Valores obtenidos de los Indicadores de eficiencia del uso de los recursos calculados para cada cuenca en cada zafra.	132
Tabla 38. Valores del ICA y sus respectivos valores estandarizados (ICA st) por sitio de muestreo y zafra	133
Tabla 39. Valores del IIRB y sus respectivos valores estandarizados (IIRB st) por sitio de muestreo y zafra.	134
Tabla 40. Valores de los indicadores productivos (RCP y R) y sus respectivos valores estandarizados (RCP st, R st) por sitio de muestreo y zafra.....	135
Tabla 41. Valores de los indicadores de eficiencia en el uso de recursos (CE, BE, EN, PA) y sus respectivos valores estandarizados (CE st, BE st, EN st, PA st) por sitio de muestreo y zafra.	135
Tabla 42. Índices de Sostenibilidad Integral (ISI) obtenidos para cada cuenca en cada zafra	137

RESUMEN

En las últimas décadas, la producción agrícola en América del Sur ha experimentado una expansión y un aumento de la producción por unidad de superficie. En Uruguay, este fenómeno comenzó a observarse en el año 2002, asociado principalmente al aumento de la demanda de soja a nivel mundial. Si bien se trata de un cambio instalado, existe poca información sobre los posibles efectos generados en la sostenibilidad de los agroecosistemas, más específicamente en lo que respecta a la componente ambiental (calidad de agua y la comunidad íctica asociada). El presente estudio tuvo como objetivo desarrollar una estrategia de evaluación de la sostenibilidad de cuencas agropecuarias con diferentes grados de intensificación de secuencia agrícola en el litoral Oeste de Uruguay. Para ello se desarrolló un estudio comparativo durante tres zafras de cultivos de verano, en tres cuencas con diferente grado de intensificación de las secuencias, y una cuenca sin actividad agrícola (control). Para ello fueron seleccionados y desarrollados una serie de indicadores que categorizaran el grado de intensificación agrícola, así como aquellos que permitieran evaluar los aspectos ambientales, productivos y de eficiencia en el uso de recursos. En lo que respecta a los indicadores ambientales, se desarrolló un índice de calidad de agua (ICA) en función de variables físicoquímicas. Asimismo, fue analizada una batería de biomarcadores (actividad acetilcolinesterasa cerebral, niveles de glucógeno en hígado y músculo, índices somáticos) en ejemplares de *Brychonomeris iheringii* y *Heptapterus mustelinus* colectados en campo. Junto con los indicadores ambientales se integraron, indicadores productivos (rendimiento, relación costo/precio) y de eficiencia en el uso de recursos (consumo energético, balance energético, eficiencia en el uso de nitrógeno y productividad medida en agua utilizada) dando como resultado un Índice de Sostenibilidad Integral (ISI). Los resultados muestran que, de los indicadores ambientales, únicamente el ICA estuvo relacionado con el grado de intensificación de las cuencas, mientras que los biomarcadores se asociaron mayormente a la estacionalidad y estadio reproductivo de los individuos. En lo que respecta a la valoración de la sostenibilidad de las cuencas, se obtuvieron mayores valores sostenibilidad en la cuenca con un grado de intensificación intermedia. El principal aporte de esta tesis es el desarrollo de una herramienta que permitirá a los productores y gestores tomar decisiones informadas sobre las secuencias agrícolas a adoptar, apuntando a maximizar la producción con el menor deterioro de los recursos naturales. Se dispone de una metodología precisa donde, partiendo de información relativa al área productiva a gestionar, se permite la determinación de índices de intensificación, cálculo de indicadores productivos y de eficiencia en el uso de recursos.

Palabras clave: calidad de agua, biomarcadores, indicadores productivos, intensificación sostenible, cuencas agrícolas.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Expansión e intensificación agrícola

Históricamente, los sistemas agrícolas han atravesado diversos procesos de intensificación debido, principalmente, a la necesidad de satisfacer las demandas de alimentos, fibras y raciones animales, lo que ha derivado en la búsqueda de estrategias para el aumento de la productividad de los cultivos. El mayor crecimiento se observa a partir de la década de 1960, con la llamada Revolución verde, cuando, como resultado de cambios en las prácticas agrícolas, aumentó sustancialmente el rendimiento de los cultivos y su producción (Huerta & Martínez, 2018; Xie *et al.*, 2019, Storkey *et al.*, 2021). Esto ha sido favorecido principalmente por cambios tecnológicos como la siembra directa, la agricultura de precisión, el uso de variedades genéticamente modificadas y de alto rendimiento, y el riego, entre otros (Matson *et al.*, 1997; Tilman *et al.*, 2002).

Según Erb *et al.* (2013), únicamente una quinta parte de la superficie terrestre libre de hielo se encuentra sin actividad humana intensa o media, por lo que el aumento de producción basado en el uso de la tierra dependerá de un proceso de intensificación más que de expansión. En apoyo a esta teoría, en los últimos 60 años la superficie mundial destinada a la agricultura ha aumentado en aproximadamente 70%. Sin embargo, los volúmenes de producción se han incrementado cerca de 300%. Acompañando este proceso, y considerando como uno de los ítems de la intensificación la incorporación de tecnología de riego suplementario, la superficie que presenta infraestructura de riego ha aumentado más de 100% (Faostat, 2021).

Si bien la tasa de crecimiento poblacional se viene ralentizando, se prevé que la población mundial alcance alrededor de 9.7 mil millones en 2050 (United Nations, 2022). Esto trae implícito la necesidad de la expansión del sistema agrícola que permita satisfacer las crecientes demandas alimentarias (Tilman *et al.*, 2011; Lanz *et al.*, 2018). Según estimaciones efectuadas en 2014, la superficie de tierras de cultivo a nivel mundial aumentaría entre 10 y 25% hacia el 2050, mientras que la producción de alimentos lo haría entre 43 y 99% (von Lampe *et al.*, 2014).

Sumado a la demanda de alimentos, las políticas centradas en la producción de biocombustibles para enfrentar la crisis de los combustibles fósiles, así como la elaboración de raciones a base de granos para alimentación animal por el aumento de

los sistemas de ganadería intensiva, han generado aumentos adicionales de demanda de materias primas agrícolas. Estas sinergias han contribuido al incremento de los procesos de expansión agrícola y de intensificación de la producción en tierras cultivadas (Gregory *et al.*, 2002; Kenmore *et al.*, 2004; Paruelo *et al.*, 2006; Arbeletche *et al.*, 2012; Meyfroidt *et al.*, 2018; Gomez Perazzoli, 2019; Arbeletche, 2020; Rodríguez García *et al.*, 2020).

El fenómeno de expansión agrícola se entiende como la conversión de áreas tradicionalmente no ocupadas por cultivos, ya sean campos nuevos (campo natural) o por sustitución, por ejemplo, de pasturas (Meyfroidt *et al.*, 2018). La limitante a este proceso es la disponibilidad de tierras, lo que puede desencadenar procesos de intensificación (Rodríguez García *et al.*, 2020). En tanto, la intensificación agrícola refiere a prácticas que incrementan la productividad (rendimiento) de la tierra ya en proceso agrícola. Se trata de un proceso complejo y multidimensional donde entran en juego tanto los insumos (agroquímicos, riego suplementario, tecnología, etc.) y los rendimientos por unidad de superficie, así como la frecuencia de cultivos en el tiempo (Ernst & Siri-Prieto, 2011; Kuemmerle *et al.*, 2013; Meyfroidt *et al.*, 2018). Si bien *a priori* puede considerarse como un proceso de concentración de la actividad, liberando tierra para otros fines, existen hipótesis que establecen la probabilidad de que también impulse una mayor expansión en función de los resultados y disponibilidad de tierras (Rodríguez García *et al.*, 2020).

Estos procesos, en una primera instancia fueron acompañados de una baja diversidad de los cultivos, con una fuerte predominancia de la soja como cultivo de verano. Actualmente, y con la finalidad de asegurar la rentabilidad frente a variaciones de precio de mercado, y como medida de adaptación al cambio climático producto de la variabilidad de precipitaciones, se ha iniciado un proceso de diversificación de cultivos de las secuencias agrícolas (Magrín, 2015; Mukherjee, 2015). Asimismo, se entiende que la diversidad genética y de especies en ocasiones aumenta el rendimiento medio de los cultivos, principalmente debido a interacciones simbióticas entre especies (Lanz *et al.*, 2018).

Los procesos anteriormente mencionados generan beneficios en la economía de las empresas agropecuarias, pero, junto con ello, la presión ejercida por el uso intensivo de la tierra cultivada sin considerar la capacidad de carga del ecosistema puede incrementar

el riesgo de erosión, degradación, pérdida de fertilidad, resistencia de malezas, plagas y enfermedades, entre otros (Xie *et al.*, 2019).

En respuesta a estas inquietudes, en las últimas dos décadas ganó espacio el concepto de intensificación ecológica en primer lugar, que derivó en el de intensificación sostenible. El primero de ellos se centra en el uso de procesos ecológicos, servicios ecosistémicos y eficiencia en la utilización de recursos (Cassman, 1999). Por su parte, la intensificación sostenible está pensada como un enfoque donde a través de una serie de prácticas y principios se consiga aumentar la productividad de los cultivos al mismo tiempo que aumente la eficiencia en el uso de los recursos y se minimicen los impactos ambientales (Godfray & Garnett, 2014; Pretty & Bharucha, 2014). Según la FAO (Kenmore *et al.*, 2009), el concepto de intensificación sostenible implica "producir más productos de la misma región mientras se ahorran recursos, se reducen los impactos negativos en el medio ambiente y se mejoran los flujos de capital natural y servicios ecosistémicos". Los objetivos que se persiguen con estas estrategias son mejorar la productividad y la resiliencia de los sistemas de producción agrícola y aumentar los rendimientos, manteniendo buenas prácticas agrícolas en materia de sostenibilidad ambiental (Pittelkow *et al.*, 2016; Lanz *et al.*, 2018). Estas prácticas se deben basar en el aprovechamiento de los procesos agroecológicos como el ciclado y la fijación biológica de nutrientes, y la interacción depredador-presa. En tal sentido, se apunta a la aplicación de fertilizantes orgánicos, la conservación de suelos a través de sistemas de siembra directa, la conservación del recurso agua (eficiencia en el uso y control de aportes por escorrentía), los cultivos intercalados y las rotaciones de leguminosas (favoreciendo la fijación de nitrógeno y la mejora en la disponibilidad de fósforo), el manejo integrado de plagas, etc. (Pretty & Bharucha, 2014; Xie *et al.*, 2019). De esta manera, se podría clasificar los sistemas agropecuarios como sostenibles, relativizando entre estrategias de producción, evaluando todas las dimensiones mencionadas (Perez Bidegain *et al.*, 2010).

Desde la mirada del sistema productivo (empresarios agrícolas) aún existen diferentes visiones con respecto a las definiciones de intensificación sostenible o ecológica y sus posibles implicancias en el desarrollo agrícola, dado que estas definiciones se enfocan principalmente en los objetivos ambientales y productivos, con menos énfasis en los objetivos económicos de la empresa agropecuaria. En tal sentido, Ernst & Siri-Prieto (2011) plantean que el concepto de sostenibilidad "es la capacidad de la empresa rural

para sostener en armonía sus objetivos productivos, económicos y ambientales, y garantizar un compromiso activo con la sociedad”.

1.2. Intensificación agrícola en Uruguay

En Uruguay, a partir del año 2000 comenzó a modificarse el sistema agropecuario mediante una conjunción de procesos tanto de expansión como de intensificación (Ernst & Siri-Prieto, 2011). En primera instancia, ocurrió un desplazamiento de zonas tradicionalmente pastoriles (Centro y Noreste), que fueron sustituidas por la implantación de nuevos cultivos. Por otra parte, en el Litoral Oeste (tradicionalmente agrícola), se evidenciaron procesos intensivos donde el sistema de producción agrícola-ganadero fue sustituido por un sistema de agricultura continua (agriculturización), con una importante veranización de la fase agrícola de las secuencias (Paruelo *et al.*, 2006; Achkar *et al.*, 2011; Arbeletche *et al.*, 2010; Ernst & Siri-Prieto, 2011).

Según las estadísticas agropecuarias del Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca (MGAP), la relación de hectáreas cultivadas en invierno y verano pasó de situarse en el entorno de 2 hasta el año 2000, a valores de 0.5 en la actualidad. La superficie sembrada con cultivos cerealeros aumentó 270% desde la zafra 2000/2001 a la actualidad, superando el millón y medio de hectáreas, alcanzando un aumento máximo cercano a 350% entre los años 2013 y 2015. Coincidentemente, en esos años se produjo el máximo valor en el área de cultivo de soja (actualmente principal cultivo cerealero del país), con un incremento respecto al año 2000 de 11000%. Los restantes cultivos cerealeros como el trigo, el maíz, la cebada y el sorgo presentan tendencias al aumento, pero con menores tasas anuales (entre 500 y 5000 ha/año) (DIEA-MGAP, 2022). Estos cambios se encuentran asociados al alza en los precios de los granos a nivel mundial debido a la creciente demanda internacional para alimentación animal y producción de biocombustibles, así como por el incremento en la frecuencia e intensidad de eventos climáticos extremos. Asimismo, la inclusión de tecnologías innovadoras, la liberación al mercado de la semilla de soja transgénica y la generalización en la adopción de la siembra sin laboreo (directa), promovieron que la soja pasara a ser uno de los principales productos de exportación del país, ocasionando un desplazamiento de otros cultivos y producciones (Paruelo *et al.*, 2006; Achkar *et al.*, 2011; Bianco *et al.*, 2019; Arbeletche, 2020).

El proceso de agriculturización ocurrido en Uruguay, según varios autores, puede dividirse en tres períodos, diferenciados principalmente por un cambio en la relación

expansión/intensificación (Ernst & Siri-Prieto, 2011; Bianco *et al.*, 2019; Arbeletche, 2020). El primero de ellos, de 2000 a 2005, se corresponde con la instalación de las empresas agrícolas (generalmente de capitales extranjeros), que comenzaron a expandir la producción hacia zonas del país con suelos de menor aptitud agrícola, sustituyendo el sistema basado en rotaciones agrícola-pastoril por uno de agricultura continua, mayoritariamente en rotación trigo-soja (Achkar *et al.*, 2011; Ernst & Siri-Prieto, 2011; Santos *et al.* 2012). En los siguientes 5 años (hasta la zafra 2010/2011), se produjo una desaceleración del proceso expansivo. Esto se debió principalmente a que los bajos rendimientos obtenidos de los cultivos en los suelos con menor aptitud, dada la pérdida de fertilidad como consecuencia de la agricultura continua, no compensaban los costos, mayoritariamente asociados al precio de los fletes hacia los puertos de exportación. Finalmente, en el marco de la ley N° 15.239 de 1982 (Declaración de interés nacional: Uso y conservación de los suelos y de las aguas superficiales destinados a fines agropecuarios) y sus decretos reglamentarios, desde el año 2010, se exige a los productores agropecuarios la presentación de un Plan de Uso y Manejo Responsable del suelo cuyo objetivo es prevenir la erosión hídrica. Dicho plan tiene en cuenta los tipos de suelos del predio, las prácticas de manejo, la secuencia de cultivos y la erosión tolerable. Esta coyuntura nacional, sumado a la caída internacional de los precios de los commodities, generó en una tercera etapa, con una reducción en el área sembrada y un aumento de la intensificación en los suelos con mayor aptitud, así como una gradual reincorporación de ganadería en las rotaciones para utilizar los productos forrajeros que se imponen a través de la reglamentación (Bianco *et al.*, 2019; Arbeletche, 2020).

Uno de los sistemas productivos que ha experimentado mayores cambios en virtud de este nuevo ordenamiento agrícola es el del cultivo de arroz. Debido a la situación coyuntural del mercado de granos (aumento de los productos y estancamiento del precio internacional), dicho cultivo compite por tierra con otros de mayor rentabilidad y, por tanto, los productores de arroz enfrentan el desafío de diversificar el esquema de producción, intensificando la fase agrícola de la rotación (Courdin, 2014). En tal sentido, a partir de la zafra 2010/2011 las hectáreas destinadas a la producción de arroz han ido disminuyendo, registrándose en la zafra 2020/2021 un descenso de 29% (DIEA-MGAP, 2015; 2022).

Para observar cómo ha evolucionado la diversificación del sector arrocero, se pueden analizar las encuestas arroceras desde la zafra 2005/2006 a la de 2013/2014, donde la

DIEA presentaba la proporción de arroceros puros (productores especializados en arroz) y de arroceros combinados o diversificados (aquellos que presentan otras actividades agropecuarias, mayoritariamente ganado). Hasta la zafra 2009/2010, la proporción mayor siempre se encontraba en los arroceros puros con porcentajes mayores a 60% con respecto a los combinados. En la zafra 2011/2012 el porcentaje se acercó a 50% para cada grupo de productores, y para la zafra 2013/2014 el porcentaje se revirtió y los arroceros combinados pasaron a ser 60% de los productores de arroz (DIEA-MGAP, 2006; 2007; 2008; 2009a; 2010; 2012; 2014). Este nuevo arreglo de secuencias se dio por la inclusión de cultivos de secano, principalmente soja. Esto se observa claramente desde la zafra 2009/2010, cuando en las estadísticas agropecuarias se comenzaron a presentar los datos de siembra de arroz de primer año sobre cultivos de secano, correspondiendo en esta zafra a un porcentaje de 1%, mientras que para la zafra 2018/2019 (último dato desglosado) este porcentaje fue cercano a 10% (DIEA-MGAP, 2009b; 2010; 2015; 2019; 2022).

El sistema de producción arrocero uruguayo, basado en la rotación arroz-pasturas, ha sido considerado y evaluado a nivel internacional como un sistema que presenta no solo ventajas productivas sino también ambientales respecto a otros sistemas de producción de arroz (Castillo *et al.*, 2013). Esto ha sido el factor clave para el buen posicionamiento del arroz uruguayo en los mercados internacionales. Por tal motivo, la disminución de las pasturas en las rotaciones, si repercutiera en la reducción de la calidad ambiental del sistema de producción de arroz, puede tener efectos en la cadena agroindustrial, en términos productivos o de acceso a mercados (Lanfranco, 2013; Zorrilla, 2015).

1.3. Impacto de los procesos de extensión e intensificación agrícola

Como fuera mencionado, los procesos de extensión e intensificación agrícola surgen en respuesta a la necesidad de aumentar los rendimientos y la producción de alimentos a escala mundial. Por tanto, en primera instancia se pueden identificar impactos positivos en lo que respecta a los aumentos en la producción agrícola, así como en las ganancias asociadas a las empresas agropecuarias a través de una combinación de variedades de cultivos mejoradas, fertilizantes e irrigación.

En tal sentido, trabajos realizados en la Estación Experimental Dr. Mario A. Cassinoni (Paysandú, Uruguay), donde se comparaban diferentes secuencias de cultivos,

mostraron que, cuanto mayor fue la cobertura de cultivos creciendo sobre el suelo a lo largo del año, se interceptó una mayor proporción de la radiación fotosintéticamente activa y se incrementó la productividad (Ernst & Siri-Prieto, 2011).

Sin embargo, la presión ejercida por el uso intensivo del suelo, sin tener en cuenta la capacidad de carga del ecosistema, así como la sustitución de hábitats naturales por la expansión de los agroecosistemas, ha tenido consecuencias ambientales como la pérdida de biodiversidad, erosión del suelo y su consecuente pérdida de fertilidad, resistencia de las malezas y plagas, disminución de la calidad y cantidad de agua subterránea, emisiones de gases de efecto invernadero, entre otros (Tilman *et al.*, 2011; Lanz *et al.*, 2018; Xie *et al.*, 2019).

La expansión y la intensificación agrícola han sido catalogadas como una de las principales causas de la pérdida de biodiversidad a escala mundial, tanto en ecosistemas terrestres como en acuáticos. Según Lanz *et al.* (2018), la tasa global de extinción de especies es hasta 1000 veces más alta actualmente que la tasa que se esperaría sin la forzante de factores antropogénicos. En lo que refiere a ecosistemas acuáticos, a raíz de la modificación de los hábitats naturales se han reportado cambios en atributos de las comunidades de peces, tales como riqueza, abundancia, diversidad y biomasa (Teixeira de Mello *et al.*, 2012; Chalar *et al.*, 2013; Lange *et al.*, 2013; Matono *et al.*, 2013; Gibbons *et al.*, 2015; Paracampo *et al.*, 2015; Ramussen *et al.*, 2015; Benejam *et al.*, 2016). Asimismo, en los ecosistemas terrestres, la homogenización de los sistemas de producción, con alto predominio de los monocultivos, también contribuye a la pérdida de diversidad (Tilman *et al.*, 2011; Khoury *et al.*, 2014, Reyes-Palomino & Cano, 2022). A modo de ejemplo, este proceso genera la pérdida de oferta de recursos poliníferos, generando estrés nutricional en polinizadores, en particular en abejas melíferas, pudiendo generar problemas fisiológicos, inmunitarios y consecuentemente conducir a la letalidad y a la disminución de las colonias (Naug, 2009; Goulson *et al.*, 2015; Inverinzi *et al.*, 2022).

Con respecto al efecto en la tasa de erosión del suelo, la revisión llevada a cabo por Kopittke *et al.* (2019) indica que más de 50% de los suelos agrícolas a escala global se encuentran bajo niveles de degradación entre medio y alto. Asimismo, estos autores estiman que los cultivos reducen entre 30 y 60% las reservas de carbono orgánico del suelo y por tanto la pérdida de materia orgánica necesaria para el cumplimiento de diversas funciones del suelo. Atribuyen esta pérdida al aumento de la temperatura del

suelo y la oxigenación, que conduce a un aumento de la actividad microbiana, así como a la cosecha de material orgánico de la superficie.

A nivel nacional han sido aplicados modelos de predicción que evalúan las tasas de erosión y de cambio del contenido de materia orgánica, mostrando que aun en siembras sin laboreo, como es el caso de la siembra directa, los monocultivos de soja no resultan sostenibles aun con la incorporación de los puentes verdes sugeridos por la normativa (Planes de Manejo de Usos del Suelo), ya que si bien las tasas de erosión son catalogadas como “tolerables”, el suelo aun perdería materia orgánica a mediano y largo plazo (Clérici *et al.*, 2004).

La reducción de la materia orgánica debido a los cultivos da como resultado una reducción de la fertilidad del suelo. Esto, sumado al combate a malezas y plagas de los cultivos, se compensa mediante el incremento de la aplicación de fertilizantes y fitosanitarios (principalmente herbicidas, insecticidas y fungicidas) que permiten proteger la producción y asegurar rendimientos óptimos en los cultivos (Matson *et al.*, 1997; Tilman *et al.*, 2002; Pérez Bidegain *et al.*, 2010; Philpott, 2013; Withers *et al.*, 2014; Banerjee *et al.*, 2019; Kopittke *et al.*, 2019). En tal sentido, Storkey *et al.* (2021) han mostrado que las malezas actualmente representan una mayor amenaza para la producción de cultivos, debido a la resistencia que ha generado en éstas el constante uso de herbicidas producto del proceso de intensificación. La exportación de nutrientes por lixiviación o escorrentía desde los suelos donde se producen las aplicaciones hacia los cursos de agua superficiales, que puede llegar a computarse hasta en 5% de la dosis aplicada, ha provocado un aumento en la tasa de los procesos de eutrofización, disminuyendo así la capacidad de provisión de agua de calidad por los ecosistemas acuáticos (De la Fuente & Suárez, 2008; Oesterheld, 2008; Sharpley, 2010; Tilman *et al.*, 2011; Perdomo, *et al.*, 2015).

A escala nacional, Goyenola *et al.* (2021) identificaron que la actividad agropecuaria es la que contribuye en mayor medida al incremento de nutrientes en cursos de agua, favoreciendo los procesos de eutrofización. De la comparación de la carga de nutrientes en arroyos bajo diferentes usos del suelo, los autores reportan que los menores niveles de nutrientes se registraron en las cuencas bajo uso ganadero extensivo, siendo en aquellos que sustentan actividad agrícola lechera donde se observan los valores significativamente más elevados.

En lo que respecta al uso de fitosanitarios, más de 50% de los comúnmente utilizados en los sistemas agrícolas son catalogados como altamente peligrosos, tanto para la biota acuática como terrestre (Eguren & Rivas-Rivera, 2018; Reyes-Palomino & Cano, 2022). Específicamente en lo que refiere a la biota acuática, se han detectado efectos adversos a nivel genético, de desarrollo y reproductivo, tanto en ensayos de laboratorio evaluando compuestos específicos, como en ensayos a campo integrando todas las componentes del proceso de intensificación (Carrasco-Letelier *et al.*, 2006; Pistone *et al.*, 2012; De Castillos Ghisi & Cestari, 2013; De Castillos Ghisi *et al.*, 2013; Rivas-Rivera *et al.*, 2014). Estudios en la región evidencian inhibición de la actividad colinesterasa por exposición a compuestos tales como clomazone, glifosato, quinclorac, entre otros (Dos Santos Mirón *et al.*, 2005; 2008; Linde-Arias *et al.*, 2008; Cattaneo *et al.*, 2012; Menéndez *et al.*, 2012; Delfino Vieira *et al.*, 2014). Cabe destacar que la mayoría de los estudios refieren a ensayos en condiciones controladas donde se evalúan los efectos de la exposición a ingredientes activos específicos. Sin embargo, los organismos están expuestos a una mezcla de formulados comerciales y existen evidencias que la mezcla de compuestos puede potenciar los efectos observados (Coalova *et al.*, 2013). Además de los efectos mencionados, los cambios provocados en el ambiente producto de estas actividades generan en los individuos situaciones de estrés que orgánicamente se ven reflejadas en cambios en su metabolismo energético. Específicamente, se han observado aumentos en las reservas de glucógeno de hígado y una disminución en las concentraciones de este polisacárido a nivel muscular (Gluszczak *et al.*, 2007; Cattaneo *et al.*, 2012).

Asimismo, en Uruguay se han visualizado impactos indirectos de la expansión e intensificación agrícola. Por ejemplo, el hecho de que se redujeran las pasturas en las rotaciones no ha generado una reducción en la producción ganadera, la cual se ha ubicado casi constantemente en más de 11.5 millones de cabezas de ganado vacuno (DIEA-MGAP, 2009b; 2015; 2019; 2022). Esto se debió al aumento de la producción de ganado de forma intensiva, ya sea por concentración de ganado en poca superficie, o bien estableciendo sistemas de engorde a corral (feed lot). Como consecuencia, se genera una serie de impactos tanto en la componente ambiental (agua y suelo) como en la calidad de la carne producida bajo este sistema. A nivel de la componente biofísica del ambiente se generan fuentes de contaminación puntual de cursos de agua debido a los sistemas de retención de excretas concentradas (Ciganda *et al.*, 2015). Por otra parte,

en las zonas donde se concentra la producción animal se genera una mayor degradación de los suelos por sobrepastoreo y compactación, debido a la mayor proporción de individuos por área (Pérez Bidegain *et al.*, 2010).

1.4. Valoración de la sostenibilidad productiva y ambiental en sistemas agropecuarios

Las estrategias de valoración de la sostenibilidad productiva y ambiental parten de la premisa de que las actividades agrícolas transforman la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas, y por tanto alteran positiva o negativamente su capacidad de provisión de bienes y servicios (con y sin valor de mercado). Su cometido es analizar en qué medida la intensificación del uso del suelo redundará en ganancias para las empresas agrícolas (bienes de mercado) y cuál es el grado de afectación de los servicios prestados por los ecosistemas sin valor de mercado como la fertilidad, capacidad de almacenaje de agua y drenaje, entre otros (Paruelo *et al.*, 2006).

En tal sentido, varios autores que plantean el concepto de intensificación sostenible lo asocian a la necesidad de investigaciones que integren varias disciplinas para el diseño de estrategias de valoración que permitan aumentar la eficiencia del uso de insumos, conjuntamente con una disminución de los impactos sobre la calidad de agua y la biodiversidad, manteniendo así la capacidad productiva del suelo a largo plazo (Erb *et al.*, 2013; Kuemmerle *et al.*, 2013; Thomson *et al.*, 2019). Según Rosas y Buonomo (2016), los retos que plantea esta nueva estrategia se encuentran asociados principalmente a los efectos generados por un aumento en la presión de los recursos y a su monitoreo.

Existen trabajos a nivel nacional e internacional que utilizan estrategias de valoración de la sostenibilidad de sistemas agrícolas que incluyen índices e indicadores que resumen el desempeño productivo junto con el desempeño ambiental. Los indicadores productivos que han sido mayormente utilizados son el rendimiento y los costos de producción, mientras que en relación a indicadores de la eficiencia en el uso de recursos se encuentran la eficiencia en el uso de agua, la energía y el nitrógeno (Viglizzo *et al.*, 2006; Alfonzo *et al.*, 2008; Davis *et al.*, 2012; Pittelkow *et al.*, 2016; Tseng *et al.*, 2021; Golik *et al.*, 2022; Macedo *et al.*, 2022). Específicamente, Golik *et al.* (2022) presentan un Índice de Sostenibilidad que permite comparar rotaciones y manejos agropecuarios. Dicho índice es calculado como la media ponderada de los indicadores anteriormente mencionados, previamente estandarizados. Por tal motivo, se deben seleccionar no solo

los indicadores sino también los pesos de ponderación a otorgar a cada uno, en función de su importancia en el sistema a evaluar.

Los trabajos mencionados se han centrado en sistemas agropecuarios específicos (ganaderos, pequeños productores agrícolas, etc.), con objetivos que mayormente apuntaban al diagnóstico de la sostenibilidad de dichos predios. En tal sentido, la presente tesis propone el desarrollo de un sistema de valoración integral de la sostenibilidad de sistemas agrícolas intensivos que considere tanto las dimensiones ambientales como las productivas. Aplicado a emprendimientos de producción agrícola con diferentes grados de intensificación del uso del suelo, este sistema podría brindar a los productores no solo un diagnóstico de la sostenibilidad de sus establecimientos, sino también herramientas que permitan la toma de decisión sobre las secuencias de cultivos a ser consideradas en los Planes de Manejo de Usos del Suelo, apuntando a la mayor producción con el menor deterioro de los recursos naturales. Para el desarrollo del sistema de valoración fueron integrados índices de calidad de agua (calculados en función de variables fisicoquímicas), índices de respuestas biológicas (biomarcadores de exposición en peces) e indicadores productivos y de eficiencia en el uso de recursos.

2. HIPÓTESIS

La cobertura vegetal y el uso del suelo de las cuencas agrícolas son factores que modulan los ciclos biogeoquímicos, generando alteraciones en los patrones de movilización y exportación de macro, micronutrientes y fitosanitarios hacia los cursos de agua superficial. Por tanto, la intensificación en el uso del suelo a nivel de cuenca, considerada como una mayor producción agropecuaria por unidad de superficie, aumenta el riesgo de degradación de los cursos de agua y por consiguiente afecta a la biota asociada, pudiendo generar efectos a mediano y largo plazo en la sostenibilidad del agroecosistema.

A lo largo de esta tesis serán testeadas las siguientes predicciones:

- a) Cuencas con secuencias agrícolas más intensivas tendrán valores menores del Índice de Calidad de Agua (ICA) desarrollado a partir de variables fisicoquímicas.
- b) Cuencas con secuencias agrícolas más intensivas presentarán mayores valores del Índice Integrado de Respuesta a Biomarcadores (IIRB), construido a partir de la actividad acetil colinesterasa cerebral, niveles de glucógeno hepático y muscular e índices somáticos.
- c) Cuencas con secuencias agrícolas más intensivas presentarán disminución del Índice de Sostenibilidad Integral (ISI) calculados a través de la integración de indicadores productivos, de eficiencia en el uso de recursos y ambientales.

3. OBJETIVOS Y ESTRUCTURA DE LA TESIS

3.1. Objetivo general

Evaluar la sostenibilidad de cuencas de intensificación agrícola variable a través del análisis integrado de indicadores ambientales de eficiencia en el uso de recursos y productivos en cuencas agropecuarias del litoral norte de Uruguay.

3.2. Objetivos específicos

- a) Caracterizar las cuencas de uso agrícola seleccionadas según su grado de intensificación y secuencia de cultivos.
- b) Evaluar la calidad del agua superficial en sitios de cuencas con diferente grado de intensificación.

- c) Evaluar los efectos de la intensificación agrícola sobre peces de cursos de agua de cuencas agropecuarias, mediante la determinación de biomarcadores a diferentes niveles de organización (índices somáticos, efectos en el metabolismo energético y efectos neurotóxicos).
- d) Evaluar la variabilidad de los indicadores productivos y de eficiencia en el uso de recursos en cuencas de intensificación variable.
- e) Desarrollar un sistema integrado de valoración de la sostenibilidad de cuencas agrícolas que incluya indicadores ambientales, de eficiencia en el uso de recursos e indicadores productivos.

3.3. Estructura de la tesis

Además de las secciones 1 a 4, que presentan la introducción, hipótesis, los objetivos y la estrategia metodológica de la tesis, los resultados de la misma (Sección 5) presentados en capítulos (I a IV). Cada uno de ellos se corresponde con los objetivos específicos y, tal como se observa en la Figura 1, presentan una estructura anidada, en el entendido que los resultados de cada uno son insumos para los que siguen. Cada capítulo contiene su propia introducción, metodología específica, resultados, discusión y bibliografía.

El Capítulo I aborda el cálculo de índices de intensificación agrícola de cada cuenca seleccionada, permitiendo caracterizarlas según el gradiente de intensificación, y que fue la base de comparación de los resultados de los siguientes capítulos.

El Capítulo II presenta un análisis espacio-temporal de la calidad de agua a través del cálculo de índices (ICA) basados en parámetros fisicoquímicos, los que se asociaron a los índices de intensificación calculados en el Capítulo I, a los resultados de los biomarcadores que se obtuvieron en el Capítulo III, y finalmente fue utilizado como uno de los indicadores ambientales utilizados para la integración con indicadores productivos y de eficiencia en el uso de recursos en el Capítulo IV.

En el Capítulo III se aborda el cálculo de un índice integrado de respuesta a biomarcadores (IIRB) de peces colectados en las cuencas seleccionadas, el que fue determinado a partir de los resultados de los biomarcadores de actividad acetil colinesterasa cerebral, valores de glucógeno hepático y muscular, e índices somáticos

(factor de condición, índice hepatosomático e índice gonadosomático). Este índice, al igual que el de calidad de agua, se consideró como indicador ambiental en el Capítulo IV, en la integración para la determinación de la sostenibilidad de las cuencas.

El Capítulo IV abarca la sistematización, cálculo y análisis de indicadores productivos y de eficiencia en el uso de recursos, y, en segunda instancia, establece los criterios de estandarización de estos indicadores y los obtenidos en los Capítulos II y III, para permitir su integración. Esta integración se realiza mediante gráficos multicriterio (AMOEBA) y a través del cálculo de un índice de sostenibilidad integral (ISI). Dada la estructura anidada del presente trabajo, la discusión de este capítulo contiene a todos los aspectos de la tesis.

Finalmente, el trabajo presenta una sección de consideraciones finales, conclusiones y perspectivas (Sección 6), donde además se comparan las predicciones de la tesis con los resultados obtenidos.

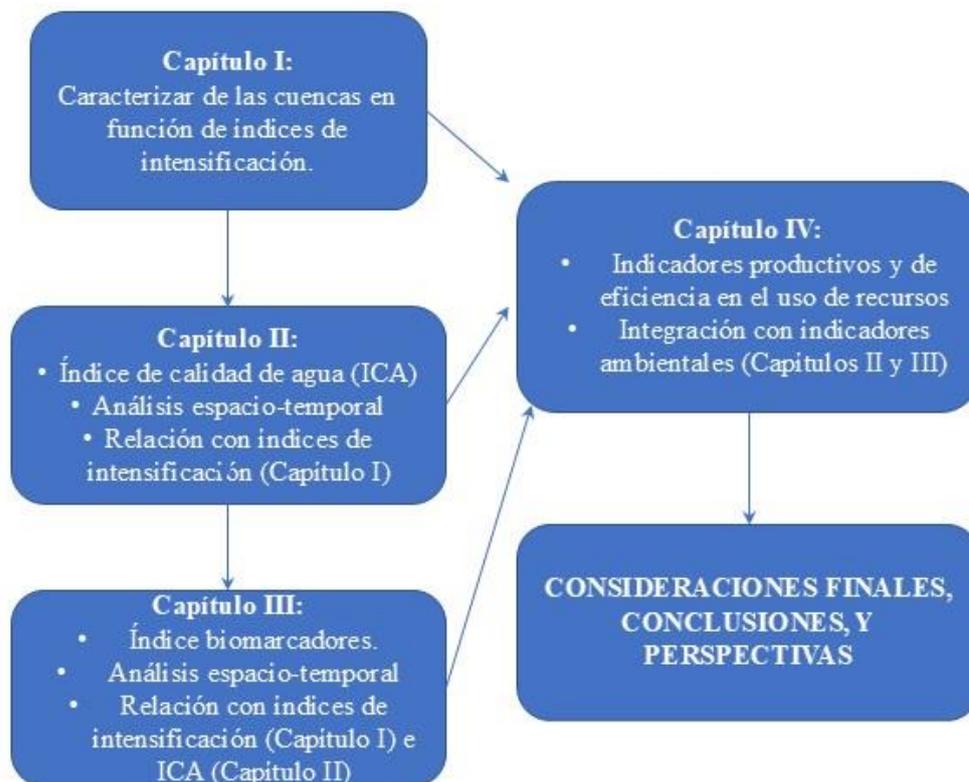


Figura 1. Estructura de la tesis.

Se indican los principales temas abordados en los capítulos y la integración secuencial con los siguientes.

4. ESTRATEGIA METODOLÓGICA DE INVESTIGACIÓN

El presente estudio se desarrolló bajo el enfoque ecosistémico integral (Parra, 1996), el que se basa en el concepto de la cuenca hidrográfica como unidad básica para el análisis ambiental, ya que integra los diversos componentes, los procesos e interacciones que en ella ocurren.

El trabajo se implementó aplicando estrategia de investigación descriptiva – relacional, basada en un diseño de muestreo sistemático (muestras repetidas en el tiempo) en un gradiente de intensificación agrícola. Con relación al gradiente de intensificación, se analizaron patrones o frecuencias de respuestas biológicas en peces, características fisicoquímicas de los cursos de agua, así como indicadores productivos y de eficiencia en el uso de recursos, combinando actividades de campo y laboratorio.

El estudio se realizó en dos escalas temporales. Una escala a largo plazo en la que se integró la información histórica sobre calidad de agua y usos del suelo desde 2009 a 2017 de la cuenca del A° Del Tala. En dicha cuenca se trabaja desde el año 2009 y se cuenta con información sistematizada de indicadores productivos, usos de suelo y calidad de agua. A través de la información recogida, fueron desarrollados índices de calidad de agua (ICA) y de intensificación agrícola, que fueron luego aplicados en el análisis a corto plazo desarrollado en las zafras agrícolas 2017/2018, 2018/19 y 2019/2020. Esto generó la publicación de dos trabajos científicos, referidos al Índice de Intensificación Ponderado y al Índice de Calidad de Agua, respectivamente.

En el análisis a corto plazo fueron evaluados los índices descriptos anteriormente (calidad de agua e intensificación agrícola) conjuntamente con indicadores productivos, y se evaluó si el proceso de intensificación de secuencias agrícolas se refleja en cambios en respuestas biológicas específicas en peces colectados en los cursos de agua de las cuencas agrícolas seleccionadas. Esto último fue realizado mediante la selección de una batería de biomarcadores, la cual comprendió señales de alarma temprana (actividad acetilcolinesterasa cerebral, niveles de glucógeno en hígado y músculo) y tardía (factor de condición e índices hepato y gonadosomático). La selección de las especies de peces en la cual fueron evaluados los biomarcadores fue realizada en virtud de trabajos previos en el área de los cuales se conoce la estructura de la comunidad íctica. De éstos se seleccionó una especie asociada al fondo y otra especie de columna de agua; de esta manera se evaluaron los efectos de compuestos con características de polaridad diferentes. Por tales motivos, fueron escogidas y capturadas en condiciones de campo

ejemplares de *Brychonamericus iheringii* (mojarra, columna de agua) y *Heptapterus mustelinus* (bagre, asociado al fondo).

4.1. Caracterización del área de estudio

Para la ejecución del trabajo de campo, adicionalmente a la cuenca mencionada anteriormente (A° Del Tala), se seleccionaron dos cuencas con uso exclusivamente agropecuario (sin actividad industrial o urbana), a saber, la cuenca de la Cda. Grande y la del A° Itapebí grande. Adicionalmente, se seleccionó una cuenca con uso de ganadería extensiva, considerada como control (Cda. de la Isleta). La selección de dicha cuenca se consideró necesaria para la evaluación de los biomarcadores en peces, pero dado el uso de suelo predominante, la misma no se consideró para evaluar indicadores productivos o de eficiencia en uso de recursos. Por tanto, no se incluye en el análisis de la sostenibilidad. Casi la totalidad de los predios agropecuarios de la zona presentaron actividades diversificadas con producción de ovinos y bovinos en lo que refiere a la producción pecuaria, mientras que a nivel agrícola se centraron en cultivos de verano, mayoritariamente arroz, soja, maíz y en menor medida sorgo (Tabla 1).

Tabla 1. Usos del suelo en cada cuenca estudiada.

Sitio	Uso/cultivos
Cda. de la Isleta (sitio control)	Ganadería extensiva/campo natural
A° Del Tala	Arroz, soja, maíz, sorgo, ganadería
A° Itapebí grande	Arroz, ganadería
Cda. Grande	Soja, maíz, sorgo

Las cuatro cuencas se encuentran ubicadas en la zona Norte-Litoral Oeste del país (Colonias Rubio e Itapebí, Salto). En cada cuenca fue seleccionado un sitio de muestreo con el criterio que éste fuera el punto de cierre del mayor aporte al curso de agua del área productiva de la cuenca (Figura 2).

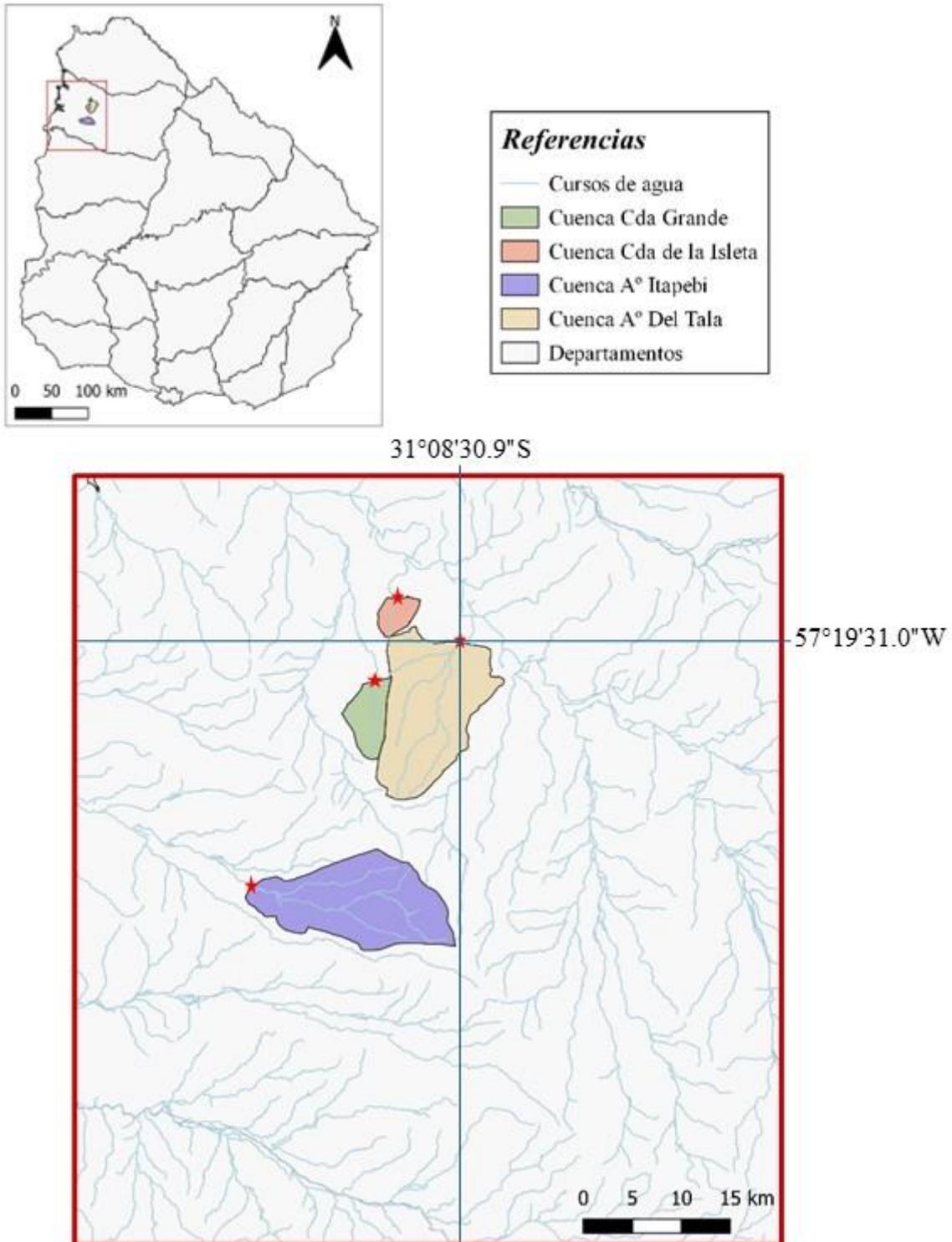


Figura 2. Área de estudio.

Se representan las cuatro cuencas de estudio sobre la base de capas vectoriales de departamentos y de cursos de agua, las estrellas rojas marcan los sitios de muestreo. Elaboración propia (QGIS 3.28.6) con capas extraídas del Geoportal del Ministerio de Ambiente.

La cuenca del A° Del Tala se localiza en el litoral oeste del Uruguay (entre 30° 15' S, 57° 23' W y 31° 07' S, 57° 18' W) y forma parte de la cuenca del río Arapey Grande. Ocupa una superficie de 159.29 km² y la longitud del curso principal es de 23.11 km

(1:50.000, SGM 1994). Aproximadamente 11000 ha se destinan a ganadería extensiva (ovinos y bovinos) y 5000 ha a agricultura. Para el mantenimiento productivo cuenta con un sistema de riego compuesto por tres represas con obras de riego asociadas a las mismas (canales de conducción).

La cuenca de la Cda. Grande se localiza próxima a la cuenca del A° Del Tala, compartiendo divisoria de aguas, y forma parte de la cuenca del A° Tangarupá, afluente del río Arapey Grande. Sus sistemas productivos se sustentan con el riego a través de la represa “Buena Vista”, la que se ubica sobre el curso principal.

La cuenca del A° Itapebí grande, afluente del río Uruguay, se localiza al sur de las anteriormente mencionadas, próxima a la colonia homónima. El área de estudio corresponde al tramo que utiliza la represa “PUM” para su sistema de producción (rotación arroz-pasturas).

En los tres casos, los suelos se desarrollan sobre la formación Arapey y corresponden a la Unidad Itapebí-Tres Árboles, con Brunosoles Éutricos y Vertisoles Háplicos como grupos dominantes y Litosoles Subéutricos como principal grupo asociado (1:1.000.000 DSF/MAP 1976). Presentan alta fertilidad, baja erodabilidad y buena aptitud para actividades agrícolas y pastoriles (Grupos CONEAT 12.11, 1.21, 12.22).

Los métodos de riego empleados en las cuencas varían de acuerdo con los requerimientos de los cultivos. En el caso de arroz se realiza riego a demanda por superficie, mediante mangas y asistido con el uso de drones e imágenes satelitales. Los cultivos de maíz y soja están bajo riego suplementario, mediante pivots de riego. El presente estudio se desarrolló en estrecho contacto con productores empresariales que participaron directamente, aportando información sobre la historia del uso del suelo, el manejo agronómico (cantidades, fechas y productos aplicados), los indicadores económicos (costos y rendimientos), el combustible consumido, datos de precipitación (estación pluviométrica propia), y cantidad de agua usada en el riego. En las reuniones con los productores y encargados de los establecimientos se seleccionaron las fechas de muestreo en función del manejo agronómico, considerando la información brindada en cuanto a fechas de aplicaciones de fertilizantes y fitosanitarios, fechas de siembra y de cosecha (Tabla 2).

Tabla 2. Fechas de muestreo, aplicaciones de fertilizantes y fitosanitarios según cultivos, siembra y cosecha para cada cuenca en cada zafra analizada.

Al tratarse de cultivos de verano las zafras inician a mitad de año calendario. AZ: arroz, MZ: maíz, SG: sorgo, SJ: soja, P: pasturas.

A° Del Tala

Fecha	Fitosanitarios	Fertilizantes	Siembra	Cosecha	Muestreo
Agosto 2017	P	P			Pre siembra
Setiembre 2017	AZ, SJ	AZ, P	AZ		
Octubre 2017	AZ, MZ, SG, SJ	AZ	AZ, MZ, SJ		
Noviembre 2017	AZ, MZ, SG, SJ	AZ, MZ, SG, SJ	AZ, MZ, SG, SJ		Post aplicaciones
Diciembre 2017	AZ, MZ, SG, SJ	AZ, MZ, SG, SJ	SG, SJ		
Enero 2018	AZ, MZ, SG, SJ	AZ, MZ, SG			
Febrero 2018	SG, SJ	MZ, SG			
Marzo 2018	SJ	P		MZ, SG	
Abril 2018	AZ, SJ			AZ, SG, SJ	
Mayo 2018	P	P		AZ, SJ	Post cosecha
Agosto 2018	AZ, P	MZ, P			Pre siembra
Setiembre 2018	AZ, MZ, SJ, P	AZ, MZ	AZ		
Octubre 2018	AZ, SG, SJ	AZ, SJ	AZ, MZ, SJ		
Noviembre 2018	AZ, SG, SJ	AZ, MZ, SG, SJ	SG, SJ		
Diciembre 2018	AZ, MZ, SG, SJ, P	AZ, SG, SJ	MZ, SG, SJ		Post aplicaciones
Enero 2019	AZ, SJ	AZ, SG			
Febrero 2019	AZ, SG, SJ, P	MZ, SG			
Marzo 2019	SJ	P		MZ, SG	
Abril 2019	SJ	P		AZ, SG, SJ	
Mayo 2019	P	P		AZ, SJ	Post cosecha
Julio 2019	P	P			
Agosto 2019	AZ	P			Pre siembra
Setiembre 2019	AZ	AZ, MZ	AZ		
Octubre 2019	AZ, SG, SJ	AZ, MZ, SJ	AZ, MZ, SJ		
Noviembre 2019	AZ, SG, SJ	AZ, MZ, SG, SJ	AZ, SG, SJ		
Diciembre 2019	AZ, MZ, SG, SJ	AZ, MZ, SG, SJ	MZ, SG, SJ		Post aplicaciones
Enero 2020	AZ, MZ, SG, SJ, P	AZ, MZ, SG			
Febrero 2020	AZ, SG, SJ, P	MZ			
Marzo 2020	SJ			MZ, SG	
Abril 2020	P	P		AZ, SG, SJ	
Mayo 2020	P	P		AZ, SJ	
Junio 2020	P	P			Post cosecha

Cda. Grande

Fecha	Fitosanitarios	Fertilizantes	Siembra	Cosecha	Muestreo
Agosto 2017					Pre siembra
Setiembre 2017	MZ		MZ		
Octubre 2017	MZ, SG, SJ	P	MZ, SJ		
Noviembre 2017	MZ, SG, SJ	MZ, SG, SJ	MZ, SG, SJ		Post aplicaciones
Diciembre 2017	MZ, SG, SJ				
Enero 2018	SJ	MZ			
Febrero 2018	SJ, P				
Marzo 2018	P	P		MZ, SG	
Abril 2018	P			MZ, SJ	
Mayo 2018	P	P		SJ	Post cosecha
Agosto 2018		P			Pre siembra
Setiembre 2018	SJ	P			
Octubre 2018	SG, SJ		SJ		
Noviembre 2018	SJ	SG, SJ	SG, SJ		
Diciembre 2018	SG, SJ	SG, SJ	SG, SJ		Post aplicaciones
Enero 2019	SG, SJ, P	SG			
Febrero 2019	SJ, P	P			
Marzo 2019	SJ, P			SG	
Abril 2019	P			SJ	
Mayo 2019				SJ	Post cosecha
Julio 2019	P	P			
Agosto 2019	MZ	P			Pre siembra
Setiembre 2019	SJ	MZ, P	MZ		
Octubre 2019			SJ		
Noviembre 2019	MZ, SJ		SG		
Diciembre 2019	MZ, P	MZ, SJ	SG		Post aplicaciones
Enero 2020	SJ, P				
Febrero 2020	SJ, P				
Marzo 2020	SJ, P			MZ, SG	
Abril 2020	P	P		MZ, SJ	
Mayo 2020		P		SJ	
Junio 2020					Post cosecha

A° Itapebí grande

Fecha	Fitosanitarios	Fertilizantes	Siembra	Cosecha	Muestreo
Agosto 2017	AZ, P				Pre siembra
Setiembre 2017					
Octubre 2017	AZ	AZ	AZ		
Noviembre 2017	AZ	AZ	AZ		Post aplicaciones
Diciembre 2017	AZ	AZ	AZ		
Enero 2018	AZ				
Febrero 2018	AZ				
Marzo 2018	AZ				
Abril 2018				AZ	
Mayo 2018				AZ	Post cosecha
Agosto 2018					Pre siembra
Setiembre 2018					
Octubre 2018	AZ	AZ	AZ		
Noviembre 2018					
Diciembre 2018	AZ	AZ			Post aplicaciones
Enero 2019	AZ	AZ			
Febrero 2019	AZ				
Marzo 2019	P				
Abril 2019		P	AZ		
Mayo 2019			AZ		Post cosecha
Julio 2019					
Agosto 2019	AZ	P			Pre siembra
Setiembre 2019					
Octubre 2019					
Noviembre 2019	AZ	AZ	AZ		
Diciembre 2019					Post aplicaciones
Enero 2020	AZ	AZ			
Febrero 2020	AZ				
Marzo 2020	P				
Abril 2020		P		AZ	
Mayo 2020				AZ	
Junio 2020					Post cosecha

5. RESULTADOS

En esta sección se incluyen los cuatro capítulos (I, II, III y IV) que abordan los objetivos específicos planteados. Cada capítulo contiene un marco teórico, metodología, resultados y discusión específica de los mismos.

Objetivo específico	Capítulo que lo desarrolla	Principales productos
a) Caracterizar las cuencas de uso agrícolas seleccionadas según su grado de intensificación y secuencia de cultivos.	CAPITULO I	Fueron calculados, para cada cuenca, los índices de intensificación agrícola: Índice de Intensificación de Secuencia (IIS), Índice de Intensificación Agrícola (IIA), Índice de Diversificación de Cultivos, y los índices de aplicación de agroquímicos (fertilizantes y fitosanitarios). Finalmente, fue desarrollado el Índice de Intensificación Ponderado (IIP).
b) Evaluar la calidad del agua superficial en sitios con diferente grado de intensificación.	CAPÍTULO II	A partir de la determinación de variables fisicoquímicas de calidad de agua fue desarrollado un Índice de Calidad de Agua (ICA), y fue aplicado a las cuencas con diferente uso agropecuario.
c) Evaluar los efectos de la intensificación agrícola sobre peces de cursos de agua de cuencas agropecuarias, mediante la determinación de biomarcadores a diferentes niveles de organización (índices somáticos, efectos en el metabolismo energético y efectos neurotóxicos).	CAPÍTULO III	A partir de la determinación de los biomarcadores actividad acetilcolinesterasa cerebral, niveles de glucógeno en hígado y músculo, e índices somáticos, para cada una de las especies analizadas, fue calculado el Índice Integrado de Respuesta a Biomarcadores (IIRB).
d) Evaluar la variabilidad de los indicadores productivos y de eficiencia en el uso de recursos asociados a los sistemas agrícolas en estudio.	CAPÍTULO IV	Con la información provista por los encargados de los establecimientos, se calcularon los indicadores productivos rendimiento y relación costo/precio y los indicadores de eficiencia en el uso de recursos consumo y balance energético, balance de nitrógeno y productividad de agua.
e) Desarrollar un sistema integrado de valoración de la sostenibilidad de sistemas agrícolas que incluya variables ambientales, de eficiencia en el uso de recursos e indicadores productivos.		Con los resultados obtenidos fueron integrados los indicadores ambientales (ICA e IIRB), los productivos y los de eficiencia en el uso de recursos, utilizando dos metodologías: gráficos multicriterio (AMOEBA) donde el área bajo el gráfico refleja el grado de sostenibilidad, y el cálculo del Índice de Sostenibilidad Integrado (ISI).

CAPÍTULO I. CARACTERIZACIÓN DE SECUENCIAS AGRÍCOLAS SEGÚN SU GRADO DE INTENSIFICACIÓN

I.1. INTRODUCCIÓN

La intensificación agrícola puede definirse como aquellas prácticas y patrones de cambio de uso del suelo con el objetivo de incrementar la producción agrícola (Meyfrodit *et al.*, 2018). Se asocia principalmente con una mayor mecanización de las prácticas de manejo agrícola y un uso generalizado de agroquímicos (fertilizantes y fitosanitarios).

Los agroecosistemas pueden ser categorizados según su grado de intensificación, es decir, la intensidad temporal del uso de la tierra y la gama de prácticas aplicadas al sistema. Según Caviglia y Andrade (2010), la intensificación sustentable es el proceso por el cual se utilizan los recursos ambientales (precipitación, radiación y nutrientes) para mantener o incrementar los rendimientos de cultivo por unidad de área, implementando estrategias de manejo sustentable como la fertilización balanceada, el manejo integrado de plagas y la siembra sin laboreo, entre otros.

Con el fin de asignar valor numérico al grado de intensificación de las secuencias agrícolas y al grado de afectación de los servicios ecosistémicos brindados por los recursos productivos agua y suelo, se han elaborados diversos índices. El Índice de Intensificación de la Secuencia (IIS) establece la relación entre el número de cultivos por secuencia agrícola y la duración de la secuencia (cultivos por año); por tanto, cuanto menor sea este índice, menor será la intensificación del uso del suelo en el área evaluada (Farahani *et al.*, 1998; Caviglia & Andrade, 2010; Sasal *et al.*, 2010; Novelli *et al.*, 2013). Si la evaluación se realiza en una base anual, en general este índice no supera el valor 2, ya que generalmente no se realizan más de dos cultivos anuales (uno en invierno y uno en verano). Novelli *et al.* (2010) indican que este índice puede presentar inconvenientes a la hora de reportar el proceso de intensificación en casos de estudio similares al presente (i.e. pasturas y cultivos de cobertura en la rotación), debido a que el índice sólo tiene en cuenta el número de cultivos y no la duración en la ocupación de la superficie. Por otra parte, el Índice de Intensificación Agrícola (IIA) es utilizado para evaluar la presión de uso del suelo, tomando en cuenta las hectáreas cultivadas en invierno y verano (DIEA-MGAP, 2020). Este último es utilizado en Uruguay por el Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca, y corresponde a la suma de las hectáreas sembradas con cultivos de invierno y verano con relación al área total cultivable. El

valor será cercano a 1 cuando el sistema se corresponda únicamente con cultivos de verano o invierno, e irá en aumento si se utiliza la misma área para agricultura continua.

Un proceso que se entiende debe ser evaluado a la par de la intensificación es la diversificación de cultivos en las secuencias agrícolas, es decir la cantidad y proporción de cultivos diferentes en el área cultivable. Esto es propuesto por el Plan Nacional de Adaptación a la Variabilidad y el Cambio Climático para el Sector Agropecuario, como medida para reducir la vulnerabilidad, principalmente económica, del sector agropecuario (MGAP y SNRCC, 2019). Mukherjee (2015) utiliza el índice de diversidad de Simpson aplicado a áreas cultivadas, a través del Índice de Diversificación de Cultivos (IDC). El mismo varía entre 0, cuando hay mayor especialización, y 1, indicando la mayor diversificación posible.

El objetivo de este capítulo es caracterizar y valorar el grado de intensificación de las secuencias agrícolas de las cuencas estudiadas en esta tesis (A° Del Tala, Cda. Grande y A° Itapebí grande), a través del cálculo de los índices detallados anteriormente, determinando cuál de ellos se ajusta mejor a nuestro caso de estudio, para ser empleado en la comparación de las cuencas en los siguientes capítulos (Capítulos II, III y IV).

I.2. METODOLOGÍA

Para la valoración del grado de intensificación de las secuencias agrícolas fueron calculados los índices presentados anteriormente (IIS, IIA y IDC). Posteriormente, considerando que dichos índices evalúan los procesos de manera parcial, ya sea el número de cultivos, la presión de uso del suelo o la diversificación de cultivos, en el marco de la tesis se desarrolló un nuevo índice que reúne todos estos factores en un único valor, a través de un sistema de ponderación. Para el desarrollo de este índice, denominado Índice de Intensificación Ponderado (IIP), fue considerada la información histórica disponible de la cuenca experimental del A° Del Tala (superficie ocupada por cada cultivo en cada año agrícola) desde el año 2008 al 2020 (Rivas-Rivera & Eguren, 2022).

A continuación, se presentan las ecuaciones utilizadas para el cálculo de los índices, tanto los recogidos de la bibliografía como el desarrollado en el marco del presente trabajo. Los cálculos se realizaron considerando dos escalas temporales; en primer lugar, y con el objetivo de caracterizar las cuencas en estudio según el grado de

intensificación, cada índice fue calculado considerando un largo de secuencia de 3 años, obteniendo de esta manera, un único valor de cada índice para cada cuenca. En segunda instancia, a los efectos de relacionar los resultados de los índices con los de calidad de agua y de biomarcadores que se obtuvieron para cada zafra, se calcularon además los índices en cada una de las zafas analizadas.

Es importante resaltar que en el marco de este trabajo el concepto de secuencia agrícola se refiere a la secuencia de cultivos que se desarrollan en la escala temporal ajustada al período de estudio (3 años agrícolas, correspondientes a las zafas 2017/2018, 2018/2019 y 2019/2020).

- a) Área con actividad agrícola, en relación al área total de la cuenca de aporte al sitio de muestreo (AG/AC): si bien este no es un índice extraído de la literatura, se considera una primera aproximación para conocer el grado de ocupación agrícola y, por tanto, la presión sobre el uso del suelo en cada cuenca.
- b) Índice de Intensificación de la Secuencia (IIS): a menor valor del índice menor es la intensificación en el área evaluada.

$$IIS = \frac{n}{t} \quad \text{Ecuación 1}$$

Donde: n es el número de cultivos por secuencia agrícola y t la duración de la secuencia.

- c) Índice de Intensificación Agrícola (IIA): el valor es cercano a 1 cuando el sistema se corresponde únicamente con cultivos de verano o invierno, y aumenta si se utiliza la misma área para agricultura continua.

$$IIA = \frac{v+i}{A} \quad \text{Ecuación 2}$$

Donde: v es el área cultivada en verano, i el área cultivada en invierno y A el área total cultivable.

- d) Índice de Diversificación de Cultivos (IDC): varía entre 0, cuando hay mayor especialización, y 1, que indica la mayor diversificación posible.

$$IDC = 1 - \sum \left(\frac{pi}{\sum pi} \right)^2 \quad \text{Ecuación 3}$$

Donde: pi es el área bajo el cultivo i .

e) Índice de Intensificación Ponderado (IIP): este índice, sobre la base del IIS, incluye la ponderación de los factores de presión de uso del suelo (cultivos en invierno y verano) y equitatividad de cultivos. Un mayor valor del índice está dado no solo por un mayor número de cultivos por año, sino también de acuerdo a si se realiza una mayor presión de uso en verano e invierno, y/o una menor equitatividad en la distribución.

Mediante hojas de cálculo se procesó la información de forma de computar para cada cultivo su porcentaje de participación en relación al total del área destinada a la producción. Cabe resaltar que solo se consideraron para el cálculo los cultivos con valor de mercado, no siendo considerados los cultivos de cobertura que cumplen un rol de protección del suelo. Con esta información se calculó el “Porcentaje de equitatividad de la secuencia”, establecido como el porcentaje de cultivos que cumplen con el porcentaje de equitatividad individual en todo el largo de la secuencia analizada. A modo de ejemplo, si en una zafra se establecieron un total de tres cultivos, para ser considerado equitativo cada cultivo debió ocupar 33% del área total, y, de cumplir con esta estructura, el porcentaje de equitatividad de la secuencia se estima cercano a 100%. Asimismo, se calculó el porcentaje de hectáreas que son cultivadas en invierno y en verano, lo que permitió conocer la “Presión de uso del suelo”.

El IIP se obtuvo como el producto del IIS por los factores de ponderación asociados a cada uno de los rangos de ambos factores (Porcentaje de equitatividad de la secuencia y Presión de uso del suelo) (Tabla 3).

Tabla 3. Rangos para asignar los valores de ponderación del IIP.

Ponderación	Presión de uso del suelo	Porcentaje de equitatividad de la secuencia
0.5	<25% ha cultivadas en verano e invierno	>75%
1.0	25%-50% ha cultivadas en verano e invierno	50%-75%
1.5	50%-75% ha cultivadas en verano e invierno	25%-50%
2.0	>75% ha cultivadas en verano e invierno	<25%

f) Si bien no se consideran índices que reflejen la intensificación en cuanto a la presión del uso del suelo en secuencias agrícolas, para la discusión del presente trabajo se consideró necesario el cálculo de los índices de aplicación de fitosanitarios (Fi) y fertilizantes (fósforo y nitrógeno), estimados como la carga aplicada de los mismos por hectárea (Fi ha⁻¹, P ha⁻¹ y N ha⁻¹, respectivamente).

La ventana temporal en la cual se sistematizó la información sobre la distribución de cultivos se correspondió con el análisis a corto plazo establecido en el estudio (zafras 2017/2018, 2018/2019 y 2019/2020) (Tabla 4).

Tabla 4. Área sembrada con cultivos y pasturas durante tres zafras agrícolas para cada una de las cuencas analizadas. Los valores son expresados en hectáreas.

Cuenca/área productiva	Cultivos	Zafra		
		2017/2018	2018/2019	2019/2020
A° Del Tala (3467 ha)	Verano			
	Arroz	520	910	740
	Soja	1782	1580	1005
	Maíz	200	300	300
	Pastura	737	374	400
	Sorgo	228	303	722
	Barbecho			300
	Invierno			
	Pastura	737	374	400
	Cultivo de cobertura	952	852	645
	Barbecho	1778	2241	2422
Cda. Grande (978 ha)	Verano			
	Soja	262	406	80
	Maíz	343		255
	Pastura	205	179	198
	Sorgo	168	188	
	Barbecho		205	445
	Invierno			
	Pastura	255	179	198
	Cultivo de cobertura	262	406	80
	Barbecho	461	393	700
A° Itapebí grande (675 ha)	Verano			
	Arroz	220	197	120
	Pastura	455	118	198
	Barbecho		360	357
	Invierno			
	Pastura	455	118	198
	Barbecho	220	197	477

I.3. RESULTADOS

Tomando como referencia el cuadro de distribución de cultivos (Tabla 4), así como la información recabada sobre las cargas de fertilizantes y fitosanitarios aplicados, fueron calculados los parámetros que se tuvieron en cuenta para el cálculo de cada índice de intensificación (Tabla 5).

Tabla 5. Parámetros que alimentaron el cálculo de índices de intensificación en las tres cuencas de estudio.

	A° Del Tala	Cda. Grande	A° Itapebí grande
Número de cultivos	18	13	9
Largo de secuencia (años)	3	3	3
Área cultivos verano (ha)	10101	2284	1308
Área cultivos invierno (ha)	1511	632	771
Área de la cuenca (ha)	14200	2560	13700
% hectáreas cultivadas en invierno y verano	15.0	27.7	58.9
% de equitatividad de la secuencia	27.8	23.1	0.0
Factor de ponderación 1 (presión de uso del suelo)	0.5	1.0	1.5
Factor de ponderación 2 (equitatividad)	1.5	2.0	2.0
Fósforo aplicado en fertilizantes (kg)	361988	104101	21590
Nitrógeno aplicado en fertilizantes (kg)	350265	68202	19611
Fitosanitarios aplicados (kg)	82041	15731	6485

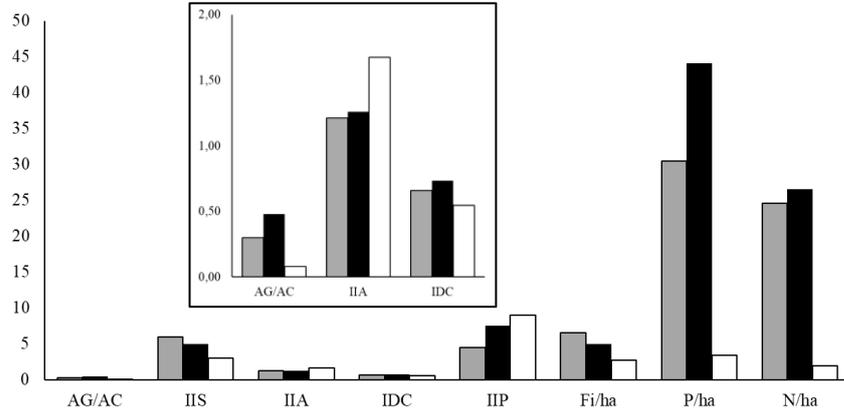
Una vez obtenidos estos parámetros, se procedió al cálculo de cada uno de los índices propuestos, para cada cuenca (Tabla 6).

Tabla 6. Índices de intensificación calculados para cada cuenca, considerando como ventana temporal una secuencia de 3 años de largo.

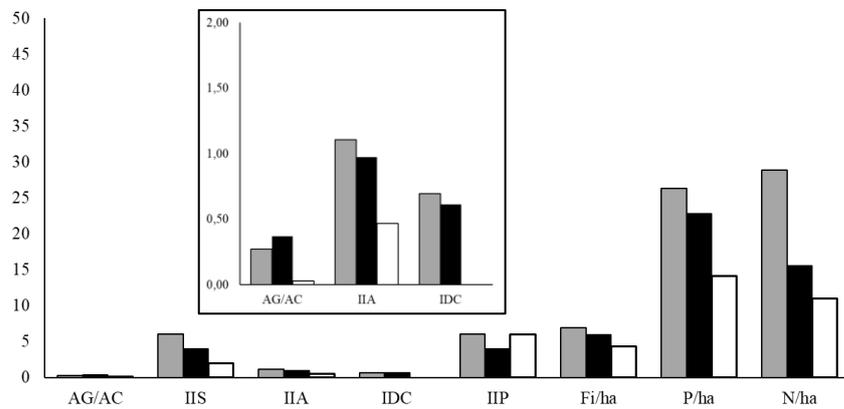
	A° Del Tala	Cda. Grande	A° Itapebí grande
Área efectiva de cultivos (AG/AC)	0.27	0.38	0.05
Índice Intensificación de Secuencia (IIS)	6.00	4.33	3.00
Índice Intensificación Agrícola (IIA)	1.12	0.99	0.97
Índice Diversificación de cultivos (IDC)	0.72	0.73	0.50
Índice Intensificación Ponderado (IIP)	4.50	8.67	9.00
Aplicación de fitosanitarios (kg Fi ha ⁻¹)	7.07	5.39	3.12
Aplicación de fósforo (kg P ha ⁻¹)	31.17	35.70	10.38
Aplicación de nitrógeno (kg N ha ⁻¹)	30.15	23.39	9.43

Dado que en los próximos capítulos los valores de los índices de calidad de agua (ICA) y de respuesta a biomarcadores (IIRB) se presentan calculados por cada zafra analizada y para cada una de las cuencas. Por tal motivo, y a los efectos de poder evaluar relaciones entre los resultados de los índices de intensificación agrícola con dichos indicadores ambientales, también fueron calculados los índices de intensificación para cada cuenca estableciendo como base temporal de cálculo 1 año agrícola (Figura 3).

Zafra 2017/2018



Zafra 2018/2019



Zafra 2019/2020

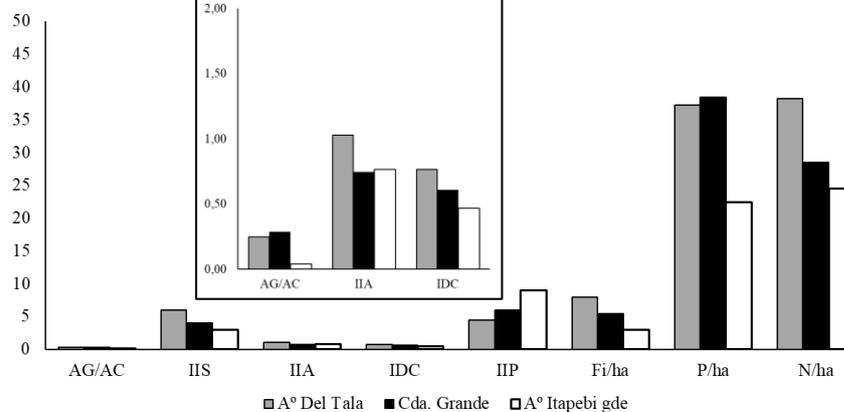


Figura 3. Índices de intensificación agrícola calculados para las cuencas del A° Del Tala, Cda. Grande y A° Itapebí grande, en las tres zafras analizadas. A efectos de facilitar la lectura gráfica, se incluyen recuadros con los índices con menores rangos de variabilidad.

Del análisis de los resultados, al considerar la secuencia de 3 años agrícolas, la mitad de los índices calculados reflejaron que la cuenca del A° Del Tala es la que presentó mayor grado de intensificación. Tres de ellos indicaron que la cuenca con mayor intensificación correspondió a la cuenca de la Cda. Grande, y únicamente al aplicar el IIP, se obtiene que la cuenca con mayor grado de intensificación fue la del A° Itapebí grande.

Por su parte, los valores de los índices IIA y IDC no diferenciaron a las cuencas en cuanto al grado de intensificación.

Cuando el resultado se desglosa zafra a zafra, en la segunda y tercera se obtuvieron resultados similares que al considerar la secuencia completa. Sin embargo, al analizar la intensificación en cuanto a la aplicación de fertilizantes por hectárea en la primera zafra (2017/2018), la cuenca que presentó el mayor grado de intensificación fue la cuenca de la Cda. Grande.

I.4. DISCUSIÓN

El trabajo realizado en el presente capítulo permitió, a través del cálculo de una serie de índices, caracterizar a las cuencas agropecuarias en estudio (A° Del Tala, Cda. Grande y A° Itapebí grande) según su grado de intensificación agrícola. Los resultados indicaron que, aplicando la mayoría de los índices, las cuencas del A° Del Tala y Cda. Grande son las que presentan mayor grado de intensificación agrícola en comparación con la cuenca del A° Itapebí grande.

Caso contrario ocurre al aplicar IIP, donde los resultados indican una mayor intensificación en la cuenca del A° Itapebí grande. Esto podría explicarse, en primer lugar, debido a la asignación de la ponderación a la presión de uso del suelo y la equitatividad. En tal sentido, la cuenca del A° Itapebí grande presentó en las tres zafras evaluadas únicamente rotación de cultivo de arroz con pasturas, sin la participación de otros cultivos en la secuencia agrícola, por lo que el porcentaje de equitatividad asignado fue 0, otorgando por tanto un valor de ponderación de 2 lo que aumenta el valor del índice obtenido.

En segundo lugar, al considerarse el porcentaje de pasturas implantadas dentro del cálculo del índice, una mayor participación de estas repercute en el porcentaje del área ocupada en invierno y verano, y por tanto en la presión del uso del suelo, lo que también favorece a aumentar el valor del índice. Contrariamente, el A° Del Tala cuenta con una mayor diversidad y equitatividad de cultivos, así como una mayor participación de cultivos de cobertura y área en barbecho en invierno, que al no computarse en el índice restan a la presión en el uso del suelo, reduciendo así el índice calculado.

Por tal motivo, la utilidad del IIP estaría indicada para la comparación temporal y no espacial, es decir, comparar en el transcurso de diferentes zafras una misma cuenca

agrícola, pero no contrastar diferentes cuencas con características de manejo y área diferentes, así como cuencas que no posean un mínimo grado de diversificación. En tal sentido, tal y como reportan Rivas & Eguren (2022), al analizar temporalmente cada una de las cuencas, tanto en la del A° Del Tala como en Cda. Grande, el IIP junto con los índices de aplicación de fertilizantes por hectárea ($P\ ha^{-1}$ y $N\ ha^{-1}$), diferencian mejor la intensificación agrícola entre cada zafra que los otros índices analizados (AG/AC, IIS, IIA, IDC, $Fi\ ha^{-1}$) (Farahani *et al.*, 1998; Caviglia & Andrade, 2010; Mukherjee, 2015; DIEA-MGAP, 2020).

A modo de ejemplo, el IIP para la cuenca del A° Del Tala en la zafra 2017/2018 fue 4.5, mientras que en la zafra 2018/2019 fue 6, lo que significa un porcentaje de diferenciación de 33%, mientras que el IIA para la misma cuenca, en la primera zafra fue 1.2 y en la segunda 1.1 con un porcentaje de diferenciación de 9%. Contrariamente, para la cuenca del A° Itapebí grande, el IIP es el índice que muestra una menor diferenciación entre las zafras, siendo para esta cuenca únicamente los índices que reflejan la aplicación de fertilizantes los que muestran una mayor diferenciación, con porcentajes de diferenciación mayores a 200%.

Este capítulo proponía determinar un único índice que se ajustara mejor a nuestro caso de estudio y que por tanto permitiera su aplicación futura, pero no se observó unanimidad en la determinación del grado de intensificación por parte de los índices escogidos. En tal sentido, y considerando que los índices IIA e IDC no reflejaron una diferenciación entre secuencias, en los análisis de correlación que se realizarán en los próximos capítulos, serán considerados los índices AG/AC, IIS, IIP y los índices de aplicación de agroquímicos ($P\ ha^{-1}$, $N\ ha^{-1}$ y $Fi\ ha^{-1}$).

I.5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Caviglia, O.P.; Andrade, F.H. 2010. Sustainable intensification of agriculture in the Argentinean Pampas: capture and use efficiency of environmental resources. *Am. J. Plant. Sci. Biotech.* 3(1):1-8.

DIEA-MGAP. 2020. Anuario estadístico agropecuario 2020. <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/datos-y-estadisticas/estadisticas/anuario-estadistico-agropecuaria-2020> (Setiembre 2022).

Farahani, H.J.; Peterson G.A.; Westfall, D.G. 1998. Dryland cropping intensification: a fundamental solution to efficient use of precipitation. *Adv. Agron.* 64:197-223.

MGAP; SNRCC. 2019. El Plan Nacional de Adaptación a la Variabilidad y el Cambio Climático para el Sector Agropecuario. 128pp

Mukherjee, A. 2015. Evaluation of the policy of crop diversification as a strategy for reduction of rural poverty in India. *Poverty reduction policies and practices in developing Asia. Economic Studies in Inequality, Social Exclusion and Well-Being.* A. Heshmati *et al.* (eds.). 125-143.

Novelli, L.; Caviglia, O.; Wilson, M.; Sasal, C.; Gabbioud, E. 2010. Contribución del trigo a la intensificación agrícola sustentable: su efecto sobre algunas propiedades del suelo. *Actualización técnica. EEA Paraná.* 1: 6pp.

Novelli, L.E; Caviglia, O.P.; Melchiori, R.J.; Wilson, M.; Quintero, C.E.; Sasal; M.C.; Boschetti, N.G., Zamero, M. 2013. Impacto de la intensificación en el uso del suelo en molisoles y vertisoles de la zona agrícola de Entre Ríos. *Ciencia, Docencia y Tecnología Suplemento* 3(3):1-17.

Pittelkow, C.M.; Zorrilla, G.; Terra, J.; Riccetto, S.; Macedo, I.; Bonilla, C.; Roel, A. 2016. Sustainability of rice intensification in Uruguay from 1993 to 2013. *Glob. Food Sec.* 9:10-18.

Rivas-Rivera, N.; Eguren, G. 2022. Evaluation of Sustainability of Cropping Sequences on Production Systems: Agricultural Intensification Indices. *MCAES* 2(3): 32-41.

Sasal, M.C.; Castiglioni, M.G.; Wilson, M.G. 2010. Effect of crop sequences on soil properties and runoff on natural-rainfall erosion plots under no tillage. *Soil Tillage Res.* 108:24–29.

Viglizzo, E.F.; Frank, F.; Bernardos, J.; Buschiazzo, D.E.; Cabo, S. 2006. A rapid method for assessing the environmental performance of commercial farms in the pampas of Argentina. *Environ. Monit. Assess.* 117:109-134.

CAPÍTULO II. CAMBIOS DE LA CALIDAD DE CURSOS DE AGUA A LO LARGO DE UN GRADIENTE DE INTENSIFICACIÓN AGRÍCOLA

II.1. INTRODUCCIÓN

La sostenibilidad de los sistemas de producción agropecuarios se fundamenta en la consideración conjunta de dimensiones ambientales y productivas, de forma de obtener mayor producción y aumento de rendimientos, manteniendo buenas prácticas agrícolas que incentiven la eficiencia en el uso de insumos y minimicen las pérdidas al ambiente (Kuemmerle *et al.*, 2013; Godfray & Garnett, 2014; Thomson *et al.*, 2019). De ambas dimensiones, la evaluación de la componente ambiental es la que presenta un desafío mayor, debido a la diversidad de fuentes de variabilidad que inciden sobre la calidad y cantidad de los servicios ecosistémicos brindados por las matrices agua y suelo. Particularmente, el agua es un insumo fundamental para la producción agrícola. Según estimaciones del Banco Mundial (2022), a nivel mundial la agricultura bajo riego representa 20 % del total de la superficie cultivada. Asimismo, se considera que aporta una productividad cercana al doble de lo que se obtiene con la agricultura de secano, permitiendo una mayor intensificación de la producción y diversificación de los cultivos.

Los procesos de expansión e intensificación han implicado una reducción de las pasturas en las secuencias agrícolas, lo que genera cambios en los balances de nutrientes debido principalmente a los mayores requerimientos de los cultivos en comparación con las pasturas (Caride *et al.*, 2012; Oyhantçabal y Narbono, 2012). Asimismo, la intensificación en el uso del suelo incrementa el riesgo de erosión y degradación del suelo y, por tanto, la necesidad de reponer los nutrientes extraídos por los granos para que el desbalance no genere una pérdida de fertilidad del suelo, mediante el aumento de la fertilización, de forma de mantener y/o incrementar los beneficios (Tilman *et al.*, 2002; Pérez Bidegain *et al.*, 2010; Oyhantçabal y Narbono, 2012; Wihters *et al.*, 2014).

El uso no sostenible del suelo puede representar una amenaza para los ecosistemas acuáticos, afectando, entre otros, al servicio ecosistémico de provisión de agua de calidad (Fisher *et al.*, 2009). En tal sentido, entre 3 y 20% del fósforo y cerca de 20% del nitrógeno que ingresan a los sistemas agrícolas por fertilización son exportados hacia cursos de agua, principalmente por escorrentía y lixiviación, pudiendo generar procesos de eutrofización (De la Fuente y Suárez, 2008; Oosterheld, 2008; Sharpley,

2010). Estudios realizados en el Reino Unido estiman que los cultivos utilizan menos de 60% de nitrógeno y 30% de fósforo de los fertilizantes aplicados en el año (Wihthers *et al.*, 2014). Adicionalmente a la aplicación de fertilizantes, los procesos de expansión e intensificación agrícola se acompañan de un incremento en la aplicación de fitosanitarios, lo que puede conducir a la pérdida de servicios ambientales de soporte y regulación brindados por las matrices agua y suelo (Finizio *et al.*, 2001; Vazquez y Zulaica, 2013).

En Uruguay, el cambio de matriz productiva se asocia principalmente a la expansión del cultivo de soja, que, en virtud de las características del rastrojo de este cultivo, deja a los suelos más expuestos a los procesos erosivos y favorece la rápida descomposición y mineralización de la materia orgánica del suelo (Clérico *et al.*, 2004; Terra *et al.*, 2010). Esto ha implicado importantes consecuencias no solo a nivel de la pérdida de suelo, sino también en lo que respecta a la calidad de agua (Carrasco-Letelier *et al.*, 2014), como el incremento en la frecuencia e intensidad de las floraciones de algas y cianobacterias (Kruk *et al.*, 2013; DINAMA-MVOTMA, 2020), o los efectos sobre la biota acuática (Carrasco-Letelier *et al.*, 2006; Pistone *et al.*, 2012; Chalar *et al.*, 2011; Chalar *et al.*, 2013; Rivas-Rivera *et al.*, 2014).

La capacidad de los ecosistemas de mantener la calidad de agua es uno de los servicios ecosistémicos sin valor de mercado que ha cobrado mayor interés en diferentes sectores de la sociedad. Una de las metodologías más utilizadas para evaluar la calidad de agua es a través de índices basados en un conjunto de variables fisicoquímicas y microbiológicas que reflejan la aptitud de uso de los cursos de agua superficial. Estos índices son elaborados como combinación de un set de variables seleccionadas, permitiendo la fácil interpretación de los resultados, indispensable para la toma de decisiones (Pesce & Wunderlin, 2000, Debels *et al.*, 2005; Eguren *et al.*, 2008 a, b y c).

Por lo expuesto, resulta relevante analizar como la intensificación en el uso agrícola de las cuencas hidrográficas repercute en la calidad de los cursos de agua. Para ello el objetivo planteado en este capítulo fue evaluar los cambios de la calidad de cursos de agua en cuencas agropecuarias con diferente grado de intensificación en las secuencias agrícolas. Para ello, se aplicó un Índice de Calidad de Agua (ICA) especialmente construido para evaluar cuencas de uso agropecuario, el cual permitió comparar los resultados con los índices de intensificación obtenidos en el Capítulo I, en las mismas

cuencas. Asimismo, el ICA será utilizado en el Capítulo IV como uno de los indicadores ambientales para la determinación de la sostenibilidad integral de las cuencas.

II.2. METODOLOGÍA

El Índice de Calidad de Agua (ICA) fue calculado en función de variables fisicoquímicas determinadas en cursos de agua de las cuatro cuencas analizadas (A° Del Tala, Cda. Grande, A° Itapebí grande y Cda. de la Isleta). Para cada zafra agrícola (2017/2018 a la 2019/2020) fueron realizados tres muestreos por cuenca (nueve campañas de muestreo). En virtud de que las cuencas no cuentan con cultivos de invierno (únicamente pasturas o cultivos de cobertura), las campañas de muestreo se correspondieron con los momentos del ciclo productivo de cultivos de verano: pre siembra de cultivos (agosto-setiembre), post fertilización de los cultivos implantados (noviembre-diciembre) y post cosecha (mayo-junio). En cada muestreo se tomaron además medidas de variables fisicoquímicas *in situ* con el fin de realizar una caracterización abiótica del medio.

Como fuera mencionado en la caracterización del área de estudio (sección 4.1), no fue considerada la totalidad de la cuenca de cada curso de agua, sino que fue seleccionado un único sitio de muestreo con el criterio que éste fuera el punto de cierre del mayor aporte al curso de agua del área productiva de la cuenca.

Adicionalmente, y a los efectos de analizar los resultados obtenidos, se utilizó información de una estación pluviométrica ubicada en la cuenca del A° Del Tala. Dicha estación brinda, entre otra, información de temperatura y precipitación a paso diario y cuenta con base de datos histórica. En la Tabla 7 se muestra la información de temperatura y precipitación acumulada promedio correspondiente a las zafras analizadas y a una ventana temporal histórica de 10 años.

Tabla 7. Temperatura y precipitación acumulada (PA) promedio en las zafras en estudio y en una ventana temporal de 10 años.

Zafra	Primavera/verano		Otoño/invierno	
	T prom (°C)	PA prom (mm)	T prom (°C)	PA prom (mm)
2017/2018	21.9	83.3	15.7	110.4
2018/2019	21.5	178.4	16.2	95.9
2019/2020	21.4	123.2	16.1	107.9
2010-2020	21.5	136.0	15.7	96.3

Determinación de variables fisicoquímicas y de calidad de agua

En cada sitio de muestreo se estableció un tramo de 100 m del curso de agua, en la cual, con una sonda multiparamétrica (YSI Professional Plus), se realizaron 10 mediciones (réplicas) de conductividad (σ , $\mu\text{S cm}^{-1}$), pH, temperatura (T, $^{\circ}\text{C}$) y oxígeno disuelto (OD, mg L^{-1}). Para la distribución espacial de las mediciones se diagramó la sección del curso de agua en forma de zigzag de modo de obtener datos de ambas orillas y del centro del curso.

Asimismo, se colectaron muestras de agua por triplicado, las cuales fueron preservadas a 4°C para su análisis en el laboratorio, para determinar sólidos totales en suspensión (STS), nitrato (NO_3) fósforo total (PT), demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) y coliformes fecales (CF), según los métodos indicados en la Tabla 8.

Tabla 8. Variables de calidad de agua, sus unidades de medida y las técnicas analíticas utilizadas para su determinación.

Variable	Unidades	Técnica
Sólidos totales en suspensión	mg L^{-1}	Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Section 2540 Solids. 2540 D (APHA, 1995).
Fósforo total	mg L^{-1}	Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Section 4500-P E. Ascorbic Acid Method (APHA, 1995).
Nitrato	$\text{mg NO}_3^- \text{L}^{-1}$	Método del salicilato de sodio (Monteiro <i>et al.</i> , 2003).
Demanda bioquímica de oxígeno	mg L^{-1}	2008UY - DINAMA, 3ra Ed. (DINAMA, 2017).
Coliformes fecales	$\text{UFC } 100 \text{ mL}^{-1}$	5053UY – DINAMA, 3ra Ed. (DINAMA, 2017).

Índice de calidad de agua

Se utilizó un ICA adaptado a cuencas de uso agropecuario desarrollado sobre la cuenca del A° Del Tala en base a información previa generada entre los años 2008 al 2017 (Eguren *et al.*, 2018). El ICA fue aplicado a las cuatro cuencas de este trabajo en las tres zafras de análisis.

La selección de las variables para la construcción del índice se realizó considerando los potenciales efectos de la producción agrícola sobre la calidad de agua, su relación con el manejo de cultivos y la normativa nacional asociada (decreto 253/79 y modificativos) para el uso como clase 3 (riego de cultivos cuyo producto no se consume en forma natural). Las variables incluidas fueron DBO_5 , NO_3 , PT, CF y STS. Como paso previo y necesario para el cálculo del ICA fue construida una tabla donde se normalizaron las

variables seleccionadas (de 0 a 100), estableciendo el valor 50 como el límite de la normativa (Tabla 9). De esta manera, cada variable es convertida a un valor adimensional permitiendo así su uso para el cálculo del índice.

Tabla 9. Normalización de las variables para el cálculo del ICA (X representa el valor obtenido para cada variable). DBO₅: Demanda bioquímica de oxígeno; NO₃: nitratos; PT: fósforo total; CF: coliformes fecales; STS: sólidos totales en suspensión.

Factor de normalización (Ci)	DBO ₅ (mg O ₂ L ⁻¹)	NO ₃ (µg L ⁻¹)	PT (µg L ⁻¹)	CF (UFC 100 mL ⁻¹)	STS (mg L ⁻¹)
100	X ≤ 1	X ≤ 100	X ≤ 2.5	X ≤ 250	X ≤ 5
90	1 < X ≤ 2	100 < X ≤ 500	2.5 < X ≤ 5	250 < X ≤ 500	5 < X ≤ 10
80	2 < X ≤ 3	500 < X ≤ 1000	5 < X ≤ 10	500 < X ≤ 800	10 < X ≤ 15
70	3 < X ≤ 4	1000 < X ≤ 2000	10 < X ≤ 15	800 < X ≤ 1000	15 < X ≤ 20
60	4 < X ≤ 5	2000 < X ≤ 5000	15 < X ≤ 20	1000 < X ≤ 1500	20 < X ≤ 25
50	5 < X ≤ 10	5000 < X ≤ 10000	20 < X ≤ 25	1500 < X ≤ 2000	25 < X ≤ 30
40	10 < X ≤ 20	10000 < X ≤ 15000	25 < X ≤ 40	2000 < X ≤ 2500	30 < X ≤ 35
30	20 < X ≤ 30	15000 < X ≤ 20000	40 < X ≤ 50	2500 < X ≤ 3000	35 < X ≤ 40
20	30 < X ≤ 40	20000 < X ≤ 25000	50 < X ≤ 60	3000 < X ≤ 3500	40 < X ≤ 45
10	40 < X ≤ 50	25000 < X ≤ 30000	60 < X ≤ 100	3500 < X ≤ 4000	45 < X ≤ 50
0	X > 50	X > 30000	X > 100	X > 4000	X > 50

El valor 50 del factor de normalización se estableció con los límites del Decreto 253/79, correspondientes a la Clase 3 a excepción de sólidos totales en suspensión (STS), para el cual se utilizó el factor establecido por el “Digesto sobre el uso y aprovechamiento del Río Uruguay” (CARU, 2019).

El ICA fue calculado tomando como referencia la ecuación propuesta por Pesce y Wunderlin (2000), pero sin considerar la ponderación de las variables, es decir, que a todas se las considero con igual peso en importancia en el índice:

$$ICA = \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{n} \quad \text{Ecuación 4}$$

Donde n es el número total de variables y Ci el valor asignado a la variable i de la normalización

El análisis de la variabilidad del ICA se realizó tanto espacial (entre los sitios de monitoreo en un mismo muestreo) como temporalmente (cada sitio en distintos momentos de muestreo). Adicionalmente, se realizaron análisis correlacionando los resultados con los índices de intensificación obtenidos en cada cuenca (ver Capítulo I).

A los efectos de la interpretación de los resultados, se analizó la ocurrencia de precipitaciones y el manejo agronómico, y estas variables fueron correlacionadas con

los resultados del ICA. En la Tabla 10 se presentan los datos de precipitación en el área de estudio previo a los muestreos, obtenidos de la estación pluviométrica de un establecimiento ubicado en la cuenca del A° Del Tala. Asimismo, la (Tabla 11) muestra la información brindada por los encargados de los establecimientos en cuanto a la aplicación de agroquímicos (fertilizantes y fitosanitarios) en cada cuenca analizada.

Tabla 10. Precipitación registrada en el área de estudio en las fechas previas a cada campaña de muestreo.

Fecha	Días sin lluvia previo al muestreo	Precipitación acumulada desde el evento anterior (mm)	Precipitación acumulada desde las aplicaciones (mm)
18/08/2017	6	163.0	274.8
23/11/2017	6	14.0	370.2
27/05/2018	16	132.0	601.6
13/08/2018	5	1.6	106.4
8/12/2018	10	4.4	320.0
31/05/2019	1	33.6	1017.4
14/08/2019	5	45.0	146.0
18/12/2019	3	92.0	618.2
8/06/2020	1	119.2	709.2

Tabla 11. Aplicación de agroquímicos (fertilizantes y fitosanitarios) previo a cada muestreo en cada cuenca analizada.

Fecha	Cantidad aplicada (kg)	Sitio		
		A° Del Tala	Cda. Grande	A° Itapebí grande
18/08/2017	Fertilizantes	44400	20460	-
	Fitosanitarios	975	315	805
23/11/2017	Fertilizantes	233610	118730	22120
	Fitosanitarios	16200	2322	1110
27/05/2018	Fertilizantes	270270	37280	4310
	Fitosanitarios	9845	3203	1185
13/08/2018	Fertilizantes	20940	7670	-
	Fitosanitarios	444	105	-
2/12/2018	Fertilizantes	331420	32060	3930
	Fitosanitarios	20327	2796	1353
31/05/2019	Fertilizantes	135810	42220	16690
	Fitosanitarios	5695	2789	516
14/08/2019	Fertilizantes	19370	24260	-
	Fitosanitarios	2256	576	405
18/12/2019	Fertilizantes	344070	74210	20710
	Fitosanitarios	17683	1165	440
8/06/2020	Fertilizantes	265430	7490	26940
	Fitosanitarios	8260	2220	671

Análisis estadístico

El análisis estadístico de los resultados fue llevado a cabo usando los softwares Infostat (Di Rienzo *et al.* 2016) and Past3 (Hammer *et al.* 2001).

En primera instancia se analizó el cumplimiento de los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianza mediante los tests Shapiro-Wilk y Levene, respectivamente. El análisis paramétrico se realizó mediante ANOVA con prueba post hoc de Tukey o prueba t según el número de variables comparadas. Cuando no se verificó la homogeneidad de las varianzas se utilizaron estadísticas no paramétricas como Kruskal Wallis o U de Mann-Whitney con ajuste de Bonferroni. En todos los casos se trabajó a un nivel de significancia de 0.05. Se utilizó el mismo software para los análisis de correlación de Pearson y Spearman.

II.3. RESULTADOS

Variables fisicoquímicas

En las nueve campañas de muestreo se obtuvo un total de 360 datos de variables determinadas *in situ* y 108 datos de las variables determinadas en laboratorio. En la Tabla 12 se presenta los resultados obtenidos para las variables determinadas *in situ*.

Tabla 12. Variables fisicoquímicas de calidad del agua determinadas *in situ* en cada sitio de salida de 4 cuencas agropecuarias en cada campaña de muestreo.

Los valores son expresados como media de las réplicas \pm desvío estándar (en caso de corresponder). σ : conductividad; T: temperatura; OD: oxígeno disuelto.

Fecha	Variable	Sitio			
		A° Del Tala	Cda. Grande	A° Itapebí grande	Cda. de la Isleta (control)
Agosto 2017	pH	7.9 \pm 0.1	8.0 \pm 0.1	8.4 \pm 0.1	7.9 \pm 0.1
	σ ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	164.3 \pm 0.4	157.1 \pm 0.3	280.6 \pm 1.8	174.8 \pm 0.6
	T ($^{\circ}\text{C}$)	16.4	15.1 \pm 0.1	14.5 \pm 0.1	19.0 \pm 0.3
	OD (mg L^{-1})	7.3 \pm 0.3	9.6 \pm 0.1	9.5 \pm 0.1	8.9 \pm 0.3
Noviembre 2017	pH	8.3 \pm 0.1	8.5 \pm 0.1	8.2 \pm 0.1	8.6 \pm 0.1
	σ ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	273.6 \pm 0.9	351.1 \pm 0.8	420.3 \pm 2.8	273.1 \pm 3.3
	T ($^{\circ}\text{C}$)	21.5 \pm 0.1	19.9	22.4 \pm 0.3	24.0 \pm 0.2
	OD (mg L^{-1})	7.1 \pm 0.1	7.1 \pm 0.1	7.4 \pm 0.2	7.4 \pm 0.1
Mayo 2018	pH	8.5	8.7	8.6 \pm 0.1	8.6
	σ ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	427.0 \pm 1.4	374.7 \pm 1.5	338.3 \pm 5.1	279.6 \pm 2.0
	T ($^{\circ}\text{C}$)	18.9 \pm 0.2	20.7 \pm 0.1	18.5 \pm 0.5	19.7 \pm 0.4
	OD (mg L^{-1})	6.6 \pm 0.2	11.0 \pm 0.1	7.6 \pm 0.3	8.6 \pm 0.1
Agosto 2018	pH	9.2 \pm 0.3	9.1 \pm 0.1	8.6	9.1
	σ ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	294.5 \pm 1.7	283.4 \pm 0.6	336.8 \pm 0.8	324.8 \pm 1.3
	T ($^{\circ}\text{C}$)	15.7 \pm 0.2	19.6 \pm 0.1	15.3 \pm 0.1	17.7 \pm 0.5
	OD (mg L^{-1})	8.7 \pm 0.3	10.1 \pm 0.2	10.0 \pm 0.2	9.8 \pm 0.5
Diciembre 2018	pH	8.8 \pm 0.1	8.9 \pm 0.3	8.6	8.9 \pm 0.1
	σ ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	338.1 \pm 1.2	222.1 \pm 1.8	400.9 \pm 1.7	391.0 \pm 4.7
	T ($^{\circ}\text{C}$)	21.2 \pm 0.2	20.3 \pm 0.3	23.6 \pm 0.2	30.3 \pm 0.6
	OD (mg L^{-1})	6.5 \pm 0.2	8.1 \pm 0.2	9.1 \pm 0.2	6.8 \pm 0.2
Mayo 2019	pH	8.9 \pm 0.1	8.8	8.9 \pm 0.1	8.9
	σ ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	226.9 \pm 0.4	329.2 \pm 0.9	283.8 \pm 1.5	164.0 \pm 17.4
	T ($^{\circ}\text{C}$)	14.4 \pm 0.1	17.6 \pm 0.1	19.1 \pm 3.2	19.4 \pm 0.4
	OD (mg L^{-1})	8.4 \pm 0.1	9.6 \pm 0.1	7.6 \pm 0.2	7.7 \pm 0.1
Agosto 2019	pH	8.8 \pm 0.1	8.6	8.7 \pm 0.1	8.7
	σ ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	133.6 \pm 0.3	141.3 \pm 1.4	186.9 \pm 0.6	149.2 \pm 1.3
	T ($^{\circ}\text{C}$)	13.5 \pm 0.1	12.2 \pm 0.4	11.8 \pm 0.1	11.3 \pm 0.4
	OD (mg L^{-1})	9.3 \pm 0.2	11.1 \pm 0.5	10.3 \pm 0.4	9.9 \pm 0.3
Diciembre 2019	pH	8.7 \pm 0.3	8.7 \pm 0.1	8.9 \pm 0.1	8.7
	σ ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	195.4 \pm 1.9	233.2 \pm 2.6	204.1 \pm 0.9	179.3 \pm 0.4
	T ($^{\circ}\text{C}$)	25.2 \pm 0.4	29.8 \pm 0.6	27.1 \pm 0.3	34.1 \pm 0.1
	OD (mg L^{-1})	5.2 \pm 0.2	5.5 \pm 0.1	5.1 \pm 0.2	5.4 \pm 0.1
Junio 2020	pH	7.1 \pm 0.3	7.9	6.5 \pm 0.1	6.9 \pm 0.1
	σ ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	111.0 \pm 0.2	112.2 \pm 2.2	135.5 \pm 2.9	128.1 \pm 3.0
	T ($^{\circ}\text{C}$)	13.7 \pm 0.1	17.4 \pm 0.2	15.5 \pm 0.5	16.5 \pm 0.1
	OD (mg L^{-1})	7.6 \pm 0.3	6.5 \pm 0.2	7.1 \pm 0.2	8.2 \pm 0.2

En las cuatro cuencas, la T y el OD se correlacionaron en forma inversa (Spearman $p < 0.05$; $r = -0.84$), es decir un aumento de temperatura se asoció a una disminución de

los valores de oxígeno disuelto. Los menores valores de OD, cercanos a 5 mg L^{-1} , para las cuatro cuencas fueron reportados en la campaña de diciembre de 2019, donde se registró la mayor temperatura del agua, alcanzando $34 \text{ }^{\circ}\text{C}$ (Cda. de la Isleta). Los valores de OD siempre se encontraron por encima del valor establecido en la normativa nacional para el mantenimiento de la biota acuática (5 mg L^{-1}) (Decreto 253/79).

Con respecto a la conductividad, se observaron diferencias con significancia estadística ($p < 0.05$) entre los valores obtenidos, tanto espacial como temporalmente. En la comparación temporal, en las cuatro cuencas los menores valores se registraron en la última campaña de muestreo ($110\text{-}138 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$), mientras que los máximos registrados para cada cuenca fueron reportados en campañas diferentes. En el análisis espacial, el A° Itapebí grande reportó, considerando los valores promedio, los valores mayores de conductividad ($287 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$), mientras que en el sitio control (Cda. De la Isleta) se registraron los valores menores ($229 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$).

Los valores de pH variaron entre 6.5 y 9.2, no mostrando diferencias espaciales significativas entre los sitios de muestreo. Temporalmente, el muestreo correspondiente a junio de 2020 fue el que presentó valores significativamente menores (7.1) con respecto a otras campañas en los cuatro sitios de muestreo.

Variables de calidad de agua

La Tabla 13 muestra los resultados obtenidos para las variables determinadas en laboratorio.

Tabla 13. Variables de calidad del agua determinadas en laboratorio para cada sitio en cada campaña de muestreo.

Los valores son expresados como media de las réplicas \pm desvío estándar (en caso de corresponder). DBO₅: Demanda bioquímica de oxígeno; NO₃: nitratos; PT: fósforo total; CF: coliformes fecales; STS: sólidos totales en suspensión.

Fecha	Variable	Sitio			
		A° Del Tala	Cda. Grande	A° Itapebí grande	Cda. de la Isleta (control)
Agosto 2017	DBO ₅ (mg O ₂ L ⁻¹)	3.0	3.0	3.0	3.0
	CF (UFC 100 mL ⁻¹)	850.0 \pm 150.0	620.0 \pm 227.9	179.3 \pm 86.0	539.7 \pm 664.7
	NO ₃ (μ g L ⁻¹)	142.9 \pm 7.6	157.1 \pm 10.1	119.6 \pm 9.5	122.1 \pm 2.9
	PT (μ g L ⁻¹)	38.0 \pm 4.0	52.0 \pm 6.9	19.7 \pm 5.0	38.0 \pm 2.0
	STS (mg L ⁻¹)	9.4 \pm 2.6	9.3 \pm 0.6	10.4 \pm 1.1	9.0 \pm 3.8
Noviembre 2017	DBO ₅ (mg O ₂ L ⁻¹)	3.0	3.0	3.0	3.0
	CF (UFC 100 mL ⁻¹)	104.0 \pm 10.0	69.3 \pm 13.3	26.0 \pm 7.2	27.3 \pm 13.6
	NO ₃ (μ g L ⁻¹)	253.3 \pm 8.0	27.5 \pm 5.0	20.8 \pm 5.2	78.3 \pm 5.2
	PT (μ g L ⁻¹)	34.3 \pm 2.3	15.0 \pm 4.0	11.7 \pm 4.2	16.3 \pm 5.8
	STS (mg L ⁻¹)	5.2 \pm 0.8	2.8 \pm 2.0	2.8 \pm 0.3	8.0 \pm 2.4
Mayo 2018	DBO ₅ (mg O ₂ L ⁻¹)	3.0	3.0	3.0	5.0 \pm 1.7
	CF (UFC 100 mL ⁻¹)	843.3 \pm 343.6	286.7 \pm 211.3	150.0 \pm 36.1	660.0 \pm 325.1
	NO ₃ (μ g L ⁻¹)	376.3 \pm 63.1	31.3 \pm 8.7	90.4 \pm 12.3	56.3 \pm 13.0
	PT (μ g L ⁻¹)	56.9 \pm 11.1	18.6 \pm 2.5	12.5	30.3 \pm 3.5
	STS (mg L ⁻¹)	3.4 \pm 0.2	2.8 \pm 1.1	3.2 \pm 1.1	4.2 \pm 0.3
Agosto 2018	DBO ₅ (mg O ₂ L ⁻¹)	3.0	3.0	3.0	3.0
	CF (UFC 100 mL ⁻¹)	226.7 \pm 140.8	134.7 \pm 103.9	21.3 \pm 8.1	178.0 \pm 166.2
	NO ₃ (μ g L ⁻¹)	250.0 \pm 27.5	73.3 \pm 18.8	74.2 \pm 7.6	80.0 \pm 6.6
	PT (μ g L ⁻¹)	47.7 \pm 6.4	29.7 \pm 1.2	35.7 \pm 5.0	69.0 \pm 12.2
	STS (mg L ⁻¹)	5.9 \pm 0.8	5.4 \pm 0.7	2.1 \pm 0.2	4.4 \pm 1.0
Diciembre 2018	DBO ₅ (mg O ₂ L ⁻¹)	3.3 \pm 0.6	3.3 \pm 0.6	3.7 \pm 0.6	3.3 \pm 0.6
	CF (UFC 100 mL ⁻¹)	419.3 \pm 384.9	316.7 \pm 136.1	258.3 \pm 139.6	7166.7 \pm 1331.7
	NO ₃ (μ g L ⁻¹)	318.8 \pm 41.6	62.1 \pm 6.3	44.6 \pm 5.8	89.6 \pm 7.6
	PT (μ g L ⁻¹)	75.3 \pm 5.8	50.7 \pm 1.2	38.0 \pm 6.0	64.7 \pm 4.6
	STS (mg L ⁻¹)	2.1 \pm 0.5	2.4 \pm 0.9	2.5 \pm 1.0	6.1 \pm 2.4
Mayo 2019	DBO ₅ (mg O ₂ L ⁻¹)	3.0	3.0	3.0	3.0
	CF (UFC 100 mL ⁻¹)	5800.0 \pm 1400.0	636.0 \pm 65.6	575.0 \pm 39.0	798.0 \pm 171.5
	NO ₃ (μ g L ⁻¹)	125.0 \pm 5.0	85.0 \pm 8.7	101.7 \pm 5.8	107.5 \pm 10.9
	PT (μ g L ⁻¹)	76.0 \pm 3.5	53.3 \pm 5.0	55.3 \pm 6.1	49.3 \pm 5.0
	STS (mg L ⁻¹)	13.5 \pm 6.9	5.4 \pm 1.0	4.7 \pm 0.7	7.7 \pm 2.3
Agosto 2019	DBO ₅ (mg O ₂ L ⁻¹)	3.0	3.0	3.0	3.0
	CF (UFC 100 mL ⁻¹)	720.0 \pm 468.7	98.0 \pm 62.4	85.3 \pm 19.4	71.3 \pm 53.4
	NO ₃ (μ g L ⁻¹)	205.8 \pm 21.0	120.8 \pm 13.8	134.2 \pm 10.1	123.3 \pm 5.8
	PT (μ g L ⁻¹)	97.3 \pm 19.0	88.0 \pm 2.0	76.0 \pm 15.1	69.3 \pm 3.1
	STS (mg L ⁻¹)	9.2 \pm 0.8	11.5 \pm 1.6	7.5 \pm 0.9	10.6 \pm 0.3
Diciembre 2019	DBO ₅ (mg O ₂ L ⁻¹)	3.0	3.0	3.0	3.0
	CF (UFC 100 mL ⁻¹)	2933.3 \pm 1778.6	4800 \pm 2095.2	3800 \pm 2306.5	3800.0 \pm 4507.8
	NO ₃ (μ g L ⁻¹)	95.8 \pm 8.8	83.1 \pm 7.7	50.8 \pm 2.9	85.3 \pm 6.7
	PT (μ g L ⁻¹)	106.4 \pm 6.3	112.5	60.3 \pm 3.5	41.9 \pm 2.5
	STS (mg L ⁻¹)	3.3 \pm 1.3	4.0 \pm 0.9	5.4 \pm 0.9	6.9 \pm 1.9
Junio 2020	DBO ₅ (mg O ₂ L ⁻¹)	3.0	3.0	3.0	3.0
	CF (UFC 100 mL ⁻¹)	2034.7 \pm 1163.2	393.3 \pm 170.1	267.3 \pm 68.4	214.0 \pm 119.3
	NO ₃ (μ g L ⁻¹)	75.3 \pm 6.7	75.8 \pm 4.4	64.7 \pm 7.5	50.8 \pm 2.9
	PT (μ g L ⁻¹)	95.0 \pm 6.7	169.4 \pm 6.3	85.6 \pm 3.8	56.7 \pm 5.8
	STS (mg L ⁻¹)	6.7 \pm 0.6	18.3 \pm 8.4	9.6 \pm 1.8	7.4 \pm 0.5

Dentro de las variables de calidad de agua, se destacó la homogeneidad en los resultados obtenidos tanto temporal como espacialmente de la DBO₅, la cual se encontró bajo los límites de cuantificación de la técnica. Contrariamente, la variable que presenta mayor heterogeneidad en los datos son los CF con rangos que van de 12 a 9000 UFC 100 mL⁻¹, siendo en el sitio en el A° Del Tala donde se registraron los promedios

más altos (1965 UFC 100 mL⁻¹), mientras que en el sitio en el A° Itapebí grande donde se reportaron los menores valores promedio (595 UFC 100 mL⁻¹).

En lo que respecta a los nutrientes, el NO₃ si bien mostró alta variabilidad en los datos, siempre se encontraron por debajo del límite establecido en la normativa nacional (10000 µg L⁻¹ según DEC. 253/79), siendo el valor más alto dos órdenes de magnitud por debajo de dicho límite (433.8 µg L⁻¹). Con respecto al PT, únicamente el 17% de los valores obtenidos se encontraron dentro del límite de la normativa (25 µg L⁻¹ según DEC. 253/79). Especialmente para ambas variables, al igual que lo mostrado para CF, el sitio en el A° Del Tala reportó los mayores valores promedio, mientras que el sitio en el A° Itapebí grande los menores valores promedio.

Índice de calidad de agua

A continuación, se presentan los resultados obtenidos para el Índice de Calidad de Agua (ICA) para cada sitio en cada muestreo (Tabla 14). Como fuera mencionado, se realizaron análisis temporales intra sitio y espaciales, contemplando el grado de intensificación de cada cuenca en cada zafra.

Tabla 14. Valores del ICA para cada sitio en cada muestreo. Los valores son expresados como media ± desvío estándar.

Fecha	Sitio			
	A° Del Tala	Cda. Grande	A° Itapebí grande	Cda. De la Isleta (control)
Agosto 2017	73.3 ± 2.3	72.7 ± 1.2	82.7 ± 3.1	76.7 ± 5.8
Noviembre 2017	80.7 ± 1.2	89.3 ± 1.2	90.7 ± 1.2	86.7 ± 2.3
Mayo 2018	72.0 ± 4.0	86.0 ± 3.5	89.7 ± 0.6	75.3 ± 5.0
Agosto 2018	77.3 ± 1.2	81.7 ± 0.6	83.3 ± 1.2	77.3 ± 3.1
Diciembre 2018	72.7 ± 3.1	79.3 ± 2.3	80.7 ± 1.2	62.0 ± 10.6
Mayo 2019	51.3 ± 3.1	75.3 ± 2.3	74.0 ± 2.0	74.7 ± 3.1
Agosto 2019	68.7 ± 3.1	72.7 ± 1.2	74.3 ± 0.6	71.7 ± 0.6
Diciembre 2019	62.0 ± 7.2	58.7 ± 4.6	62.7 ± 6.4	69.3 ± 8.3
Junio 2020	64.0 ± 4.0	68.0 ± 2.0	74.0 ± 2.0	76.7 ± 1.2

Los resultados obtenidos mostraron que los valores promedio del ICA, para todos los muestreos y todos los sitios, superaron el valor 50, establecido como el mínimo considerando el cumplimiento de la normativa. El rango de valores obtenidos va de 48

en el sitio A° Del Tala en el muestreo correspondiente a la post cosecha de la zafra 2018/2019 (mayo 2019), y 92 en el A° Itapebí grande en el muestreo de noviembre de 2017.

a) Análisis temporal intra-sitio del ICA

Para el análisis de la variabilidad temporal en cada uno de los sitios de muestreo se aplicaron análisis de varianza no paramétricos (Kruskal-Wallis), seguidos de test *post hoc* de Mann-Whitney, ya que, si bien los datos presentaban distribución normal, no presentaban homogeneidad de varianza.

Todos los sitios presentaron diferencias significativas en el ICA ($p < 0.05$) entre los muestreos, con una tendencia temporal a disminuir su valor (Figura 4).

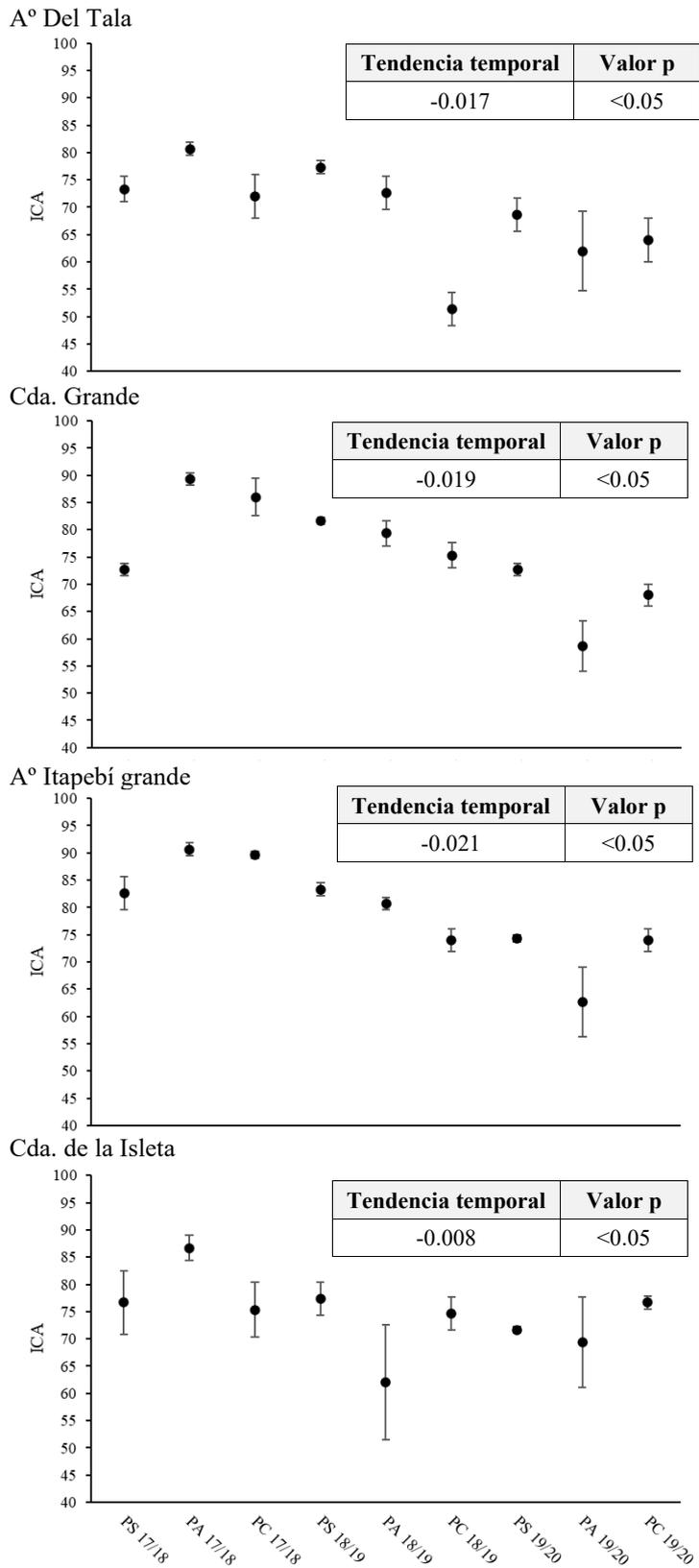


Figura 4. Variabilidad temporal de los ICA para cada sitio de muestreo. En la gráfica se representa la media de los datos con el desvío estándar (n=3 en cada campaña muestreo, para cada sitio). PS: Pre siembra, PA: Post aplicaciones, PC: Post cosecha. A modo de ejemplo PS 17/18 corresponde al momento de la pre siembra de la zafra 2017/2018. Se presentan los valores de tendencia y estadísticos para cada sitio.

El análisis temporal mostró que el sitio control (Cda. de la Isleta) es el que presentó menor variación de los valores del ICA, mientras que el sitio con mayor tendencia a la disminución del índice fue el A° Itapebí grande, aunque el valor asociado a esta tendencia fue similar a los sitios A° Del Tala y Cda. Grande. Los sitios con actividad agrícola (todos menos el sitio control) presentaron un patrón temporal de la variación de la calidad de agua similar, pero con diferencias en cada una de las zafras. En el caso de la primera zafra (2017/2018), los valores del ICA en el muestreo que se corresponde con la post aplicación de agroquímicos (valor promedio 86.8) fueron superiores respecto a la pre siembra (76.3) y post cosecha (80.8). En la zafra 2018/2019 los tres sitios presentaron una disminución del índice entre los muestreos (PS 80.9, PA 77.6, PC 66.9), aunque con significancia estadística ($p < 0.05$) únicamente en los sitios A° Del Tala e Itapebí grande. En la última zafra se observó nuevamente una disminución de la pre siembra a la post aplicación (PS 71.8, PA, 61.1), con una recuperación de la calidad al momento de la post cosecha (68.7).

En la Tabla 15 se observan los resultados obtenidos en el análisis de correlación para determinar qué factores meteorológicos o de manejo agronómico podrían explicar las diferencias observadas en el patrón temporal. Este análisis mostró que tanto la cantidad de días sin lluvia previo a los muestreos (DSPM) como la precipitación acumulada desde la aplicación de agroquímicos (PA) y la cantidad aplicada de fertilizantes (FA), tuvieron incidencia en los valores del ICA, con valores absolutos de los coeficientes de correlación mayores a 0.40. En el caso de DSPM, la correlación fue positiva, mientras que para PA y FA se observaron correlaciones inversas con el ICA.

Tabla 15. Correlación de Spearman entre el ICA, los factores meteorológicos y las variables de manejo agronómico.

Se consideraron la totalidad de los datos ($n=27$, nueve campañas de muestreo, tres cuencas). DSPM: días sin lluvia previo al muestreo; PEA: precipitación acumulada del evento anterior; PA: precipitación acumulada desde aplicaciones; FA: cantidad aplicada de fertilizantes; FiA: cantidad aplicada de fitosanitarios.

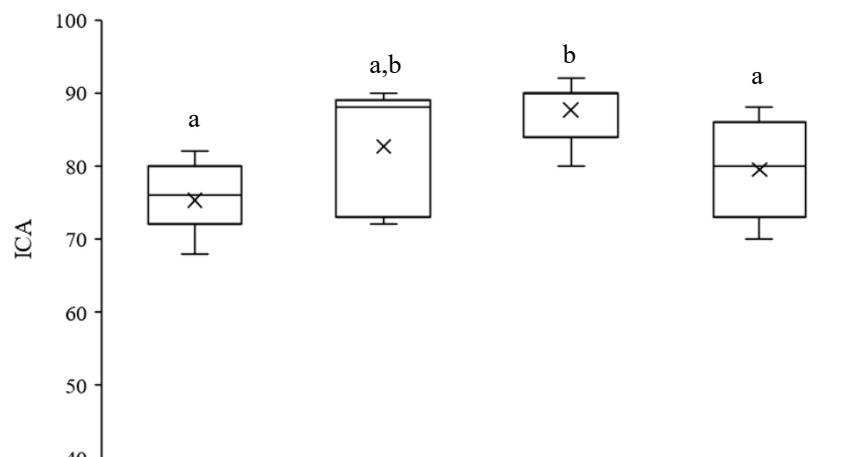
Variable	p	Coefficiente de correlación
DSPM	<0.05	0.543
PEA	0.157	-0.280
PA	<0.05	-0.433
FA	<0.05	-0.415
FiA	0.266	-0.222

b) Análisis espacial del ICA

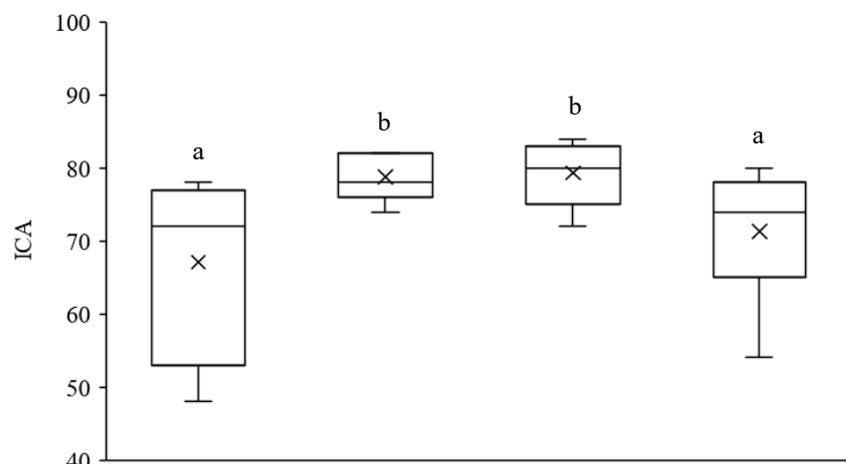
El análisis espacial se realizó para cada zafra de análisis (2017/2018, 2018/2019 y 2019/2020), agrupando los resultados de los tres momentos de muestreo (pre siembra, post aplicaciones y post cosecha) y comparando los valores obtenidos entre los sitios de muestreo. Adicionalmente, se realizó un análisis de correlación entre los ICA de cada sitio, considerando los valores de los índices de intensificación analizados en el Capítulo I.

Se aplicaron análisis de varianza no paramétricos (Kruskal-Wallis), seguidos de test *post hoc* de Mann-Whitney, ya que los datos no presentaban distribución normal. En la Figura 5 se muestran los resultados obtenidos para cada zafra.

Zafra 2017/2018



Zafra 2018/2019



Zafra 2019/2020

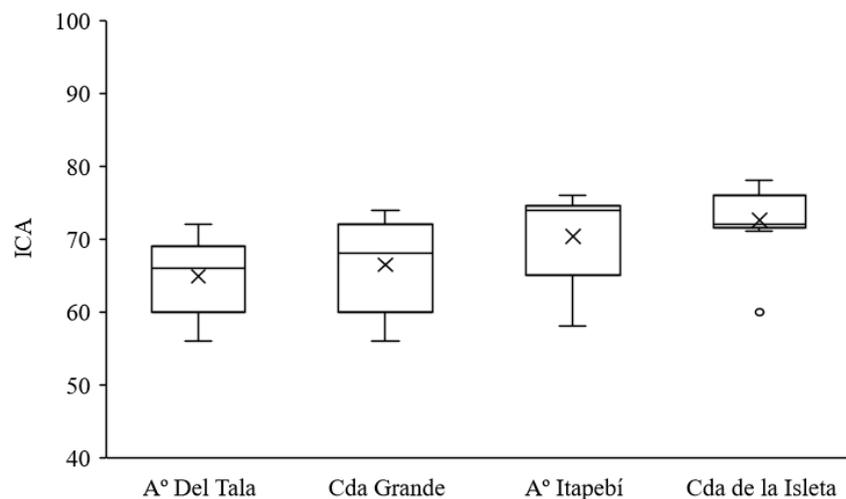


Figura 5. Variabilidad espacial de los ICA en cada zafra para cada sitio de muestreo. Los gráficos box plot están representados por el valor medio, la mediana de la distribución de datos y el rango entre cuartiles (RIC) 25% y 75% (n=9 para cada sitio de muestreo, en cada zafra). Letras distintas denotan diferencias significativas ($p < 0,05$).

Los resultados obtenidos indican que salvo en la última zafra, donde no se encontraron diferencias significativas entre los sitios, el A° Del Tala presentó valores promedio significativamente inferiores del ICA (69.1), seguido por la Cda. de la Isleta (74.5), Cda. Grande (76.0), mientras que el sitio con mayor ICA fue el ubicado en el A° Itapebí grande (79.1).

Para evaluar la incidencia del grado de intensificación en la calidad de agua, se realizaron análisis de correlación entre los valores del ICA para cada cuenca en cada campaña de muestreo, con los índices de intensificación respectivos calculados en el Capítulo I. Fueron considerados la relación de superficie agrícola con la superficie total de la cuenca (AG/AC), el Índice de Intensificación de Secuencia (IIS), Índice de Intensificación Ponderado (IIP), y los índices que relacionan la aplicación de fitosanitarios y nutrientes aplicados por hectárea ($F_i \text{ ha}^{-1}$, $P \text{ ha}^{-1}$, $N \text{ ha}^{-1}$). Dado que los datos no presentaron distribución normal, se realizó un análisis de correlación de Spearman. Los resultados indicaron que los índices de intensificación agrícola tuvieron correlación negativa con el ICA, excepto el IIP y AG/AC, en los cuales la correlación no fue significativa. La correlación más fuerte con el ICA fue observada con la tasa de aplicación de N ($r=-0.685$) (Tabla 16).

Tabla 16. Correlación de Spearman entre el ICA y los índices de intensificación. Se consideraron la totalidad de los datos ($n=27$, nueve campañas de muestreo, tres cuencas).

Variable	p	Coefficiente de correlación
AG/AC	0.836	-0.042
IIS	<0.05	-0.421
IIP	0.189	0.261
$F_i \text{ ha}^{-1}$	<0.05	-0.535
$P \text{ ha}^{-1}$	<0.05	-0.421
$N \text{ ha}^{-1}$	<0.05	-0.685

II.4. DISCUSIÓN

El presente capítulo tenía como objetivo evaluar si un mayor nivel de intensificación de cuencas agropecuarias repercutía negativamente en la calidad de agua de los cursos. Para ello se calcularon ICAs para cuencas con diferente grado de intensificación los que fueron determinados a través de diversos índices.

Considerando los resultados, y teniendo en cuenta los índices de intensificación de las cuencas obtenidos en el Capítulo I, es posible concluir que un mayor grado de intensificación (A° Del Tala > Cda. Grande > A° Itapebí grande) repercute en una menor calidad de agua, tal como se había establecido en las predicciones para este capítulo. Esto fue confirmado con el análisis de correlación realizado entre los índices de intensificación anteriormente mencionados con el ICA.

Con respecto al efecto de los factores meteorológicos o de manejo en la variabilidad del ICA, tanto la cantidad de días sin lluvia previo a los muestreos como la precipitación acumulada desde la aplicación de agroquímicos, así como la cantidad aplicada de fertilizantes, tienen incidencia en los valores del ICA obtenidos. Un lapso mayor entre las lluvias y el momento de muestreo impacta positivamente en el ICA, obteniéndose valores mayores de este índice. El lapso para que no se observen cambios en la calidad de agua asociados a precipitaciones, según Gonzaga De Toledo y Nicoletta (2002), en cuencas del tamaño similares a nuestro caso de estudio, fue establecido entre 12 a 36 horas entre el evento de lluvia y el muestreo. En nuestro caso, considerando los nueve muestreos, el promedio de días sin lluvias previo a los mismos fue de 6 días, siendo 24 horas el lapso mínimo, y 16 días el período máximo.

En cuanto al impacto de la aplicación de fertilizantes, esto puede estar asociado a una mayor disponibilidad para la exportación de nutrientes del suelo a los cursos de agua, generando un incremento en los niveles de fósforo en agua, lo que ha sido ampliamente demostrado que repercute negativamente en la calidad de agua (Sharpley, 1995; Cordero *et al.*, 2005; Hoorman *et al.*, 2008). Particularmente, Goyenola *et al.* (2015) analizaron cursos con condiciones de flujo estable (Dinamarca) y otro con flujo rápido (Uruguay), mostrando que existe, al igual que en nuestro trabajo, una interacción entre el clima/hidrología y la intensidad del uso del suelo en lo que refiere a los aportes de fósforo desde la cuenca.

Con respecto a los valores de PT, se observó que las concentraciones promedio en los sitios en el A° Del Tala y Cda. Grande resultaron similares (ambos cercanos a $55 \mu\text{g L}^{-1}$), siendo estos valores superiores a los obtenidos para los sitios A° Itapebí grande y Cda. de la Isleta (ambos cercanos a $35 \mu\text{g L}^{-1}$). Resultados similares han sido reportados en la región, donde se ha observado que los valores de los nutrientes, y principalmente el fósforo, son los que se relacionan con el deterioro en la calidad de agua, utilizando diferentes índices para su determinación (Ledesma *et al.*, 2013; Eguren *et al.*, 2018). Gonzaga De Toledo y Nicolella (2002), indicaron que valores promedio concentración de PT de $43.7 \mu\text{g L}^{-1}$ en una microcuenca en el estado de San Pablo, Brasil, ya manifestaban deterioro en la calidad de agua, determinado a través del cálculo de un índice de calidad de agua en base a un análisis factorial utilizando, entre otras, el PT como variable. En el mismo sentido, Hoorman *et al.* (2008), en Ohio, Estados Unidos, evaluaron la incidencia del PT en la variabilidad de la calidad de agua, analizada por medio de un índice desarrollado a través de la normalización y suma de variables, obteniendo que el PT explica la variabilidad del mismo en 85-90%.

El ICA fue elaborado para ser aplicado en cuencas mayoritariamente de uso agropecuario y por tanto las variables escogidas fueron las que se entendió se veían influenciadas por estas actividades. Sin embargo, otros índices analizados que son utilizados en la región para la evaluación de la calidad de agua incluyen otra conformación de variables. Por ejemplo, Hoorman *et al.* (2008), quien también evalúa este tipo de actividad, considera, a diferencia de nuestro índice, las variables temperatura, oxígeno disuelto, turbidez y amonio. Por su parte, Gonzaga De Toledo y Nicolella (2002) utilizan fosfato, amonio, turbidez, oxígeno disuelto, pH, conductividad, y clorofila. El uso de estas variables para nuestro caso de estudio no fue considerado ya que, la variabilidad del oxígeno y la temperatura está asociada a cambios estacionales y no a cambios inducidos por la actividad. A su vez, con relación al uso de otras formas de nutrientes, solamente se consideró el NO_3 y el PT, ya que son las únicas formas establecidas en el decreto 253/79.

Si bien los valores promedio de ICA obtenidos superan en todos los sitios y en todas las campañas de monitoreo el valor 50, por lo que se considera que en forma global se cumple con los estándares establecidos por el decreto 253/79, los valores que establece dicho decreto, particularmente con respecto a los límites de nitrato, resultan muy poco exigentes. Más aun, Goyenola *et al.* (2020) indican que la intensificación agrícola

resulta en un aumento de las concentraciones de nitrato agravando los procesos de eutrofización.

Por tal motivo, tomando valores de referencia de otros arroyos de nuestro país para este parámetro, se reevaluó el cálculo del ICA. Se utilizaron tanto la base de datos del Observatorio Ambiental Nacional (2014 a 2024), como datos históricos de las cuencas en estudio (2008 a 2024). Se establecieron nuevos factores de normalización (FN), y los nuevos rangos se establecieron considerando el FN 50 asociado al promedio de los valores obtenidos, el FN 0 corresponde al promedio más un desvío estándar y el FN 100 al promedio menos un desvío estándar. Los resultados obtenidos muestran una reducción del ICA cercana al 5% con ambas fuentes de datos para todos los sitios, salvo para el sitio del A° Del Tala. Para dicho sitio en el caso de la base de datos del OAN se obtuvieron reducciones del 7% mientras que con la información histórica de la cuenca se obtuvieron reducciones del 11% de los valores del ICA, los resultados obtenidos se muestran en la siguiente tabla.

		Base OAN	Base histórica
	Max NO ₃ (µg L ⁻¹)	15500.0	3433.8
	Min NO ₃ (µg L ⁻¹)	17.0	15.0
	Promedio NO ₃ (µg L ⁻¹)	1063.5	216.3
	Desvío estándar NO ₃ (µg L ⁻¹)	1683.4	264.3
	FN 0	X > 2000	X > 450
	FN 50	500 < X ≤ 1000	200 < X ≤ 250
	FN 100	X ≤ 10	X ≤ 10
A° Del Tala	ICA tesis	69,1	
	ICA modificado	64,1	61,8
	%Variación	7,4	10,9
Cda. Grande	ICA tesis	76,0	
	ICA modificado	72,4	72,2
	%Variación	4,7	4,7
A° Itapebí grande	ICA tesis	79,1	
	ICA modificado	75,6	75,6
	%Variación	4,5	4,5
Cda. De la Isleta (control)	ICA tesis	74,5	
	ICA modificado	70,7	70,7
	%Variación	5,1	5,1

En función de este análisis de sensibilidad realizado, se observa que, si bien se producen reducciones en los valores del ICA al modificar los rangos de nitrato a condiciones comparables con cursos de agua del país, los nuevos valores continúan mostrando niveles de calidad de agua aceptables en las cuatro cuencas. Sin embargo, y considerando el hecho de que los valores de concentración de fósforo total superan en gran parte de las campañas y de los sitios de muestreo el valor máximo establecido en el

Decreto 253/79 ($25 \mu\text{g L}^{-1}$), se sugiere que para futuras aplicaciones el ICA debería ir acompañado de un análisis particular de la variabilidad de los nutrientes de forma de detectar posibles consecuencias en lo que refiere a procesos de eutrofización.

II.5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Arocena, R.; Conde, D. 1999. Métodos en ecología de aguas continentales. 235p.
- APHA. 1995. Standard methods for the examination of water and wastewater. PHA/AWWA/WPCF. Washington. 1268p.
- Banco Mundial. 2022. Riego resiliente frente al clima. [https://www.bancomundial.org/es/topic/climate-resilient-irrigation#:~:text=En%20la%20agricultura%20se%20ocupa,y%20reducci%C3%B3n%20de%20la%20pobreza.\(Diciembre,2023\)](https://www.bancomundial.org/es/topic/climate-resilient-irrigation#:~:text=En%20la%20agricultura%20se%20ocupa,y%20reducci%C3%B3n%20de%20la%20pobreza.(Diciembre,2023))
- Bu, H.; Meng, W.; Zhang, Y.; Wan, J. 2014. Relationships between land use patterns and water quality in the Taizi River basin, China. *Ecol. Indic.* 41:187–197
- Caride, C.; Piñeiro, G.; Paruelo, J.M. 2012. How does agricultural management modify ecosystem services in the argentine Pampas? The effects on soil C dynamics. *Agric. Ecosyst. Environ.* 154:23-33.
- Carrasco-Letelier, L.; Eguren, G.; Texeira de Mello, F.; Groves, P.A. 2006. Preliminary field study of hepatic porphyrin profiles of *Astyanax fasciatus* (Teleostei, Characiformes) to define anthropogenic pollution. *Chemosphere* 62:1245-1252.
- Carrasco-Letelier, L.; Beretta Blanco, A.; Eguren, G. 2014. Primer mapa nacional de la calidad del agua de Uruguay. *Revista INIA* 39:67-70.
- Céspedes-Payret, C. 2007. Dinámica de la materia orgánica y de algunos parámetros fisicoquímicos en molisoles, en la conversión de una pradera a cultivo forestal en la región de Piedras Coloradas-Algorta (Uruguay) (Tesis de Doctorado). Institut National Polytechnique De Toulouse, France.
- Céspedes-Payret, C.; Piñeiro, G.; Gutiérrez, O.; Panario, D. 2012. Land use change in a temperate grassland soil: Afforestation effects on chemical properties and their ecological and mineralogical implications. *Sci. Total Environ.* 438:549-557.
- Chalar, G.; Arocena, R.; Pacheco, J.P.; Fabián, D. 2011. Trophic assessment of streams in Uruguay: a trophic State Index for Benthic Invertebrates (TSI-BI). *Ecol. Indic.* 11(2):362-369.
- Chalar, G.; Delbene, L.; González-Bergonzoni, I.; Arocena, R. 2013. Fish assemblage changes along a trophic gradient induced by agricultural activities (Santa Lucía, Uruguay). *Ecol. Indic.* 24:582-588.

Clérico, C.; Baethgen, W.; García Préchac, F.; Hill, M. 2004. Estimación del impacto de la soja sobre erosión y C orgánico en suelos agrícolas del Uruguay. In XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Paraná, Entre Ríos, Argentina. 24-29.

Cordero, R.D.; Ruiz, J.E.; Vargas, E.F. 2005. Determinación espacio-temporal de la concentración de fósforo en el lago de Tota. *Revista colombiana de química*, 34(2):211-218.

Cuffney, T.F.; Meador, M.R.; Porter, S.D.; Gurtz, M.E. 2000. Responses of physical, chemical, and biological indicators of water quality to a gradient of agricultural land use in the Yakima River Basin, Washington. In: Sandhu, S.S., Melzian, B.D., Long, E.R., Whitford, W.G., Walton, B.T. (eds) *Monitoring Ecological Condition in the Western United States*. 259-270

De la Fuente, E.; Suárez, S.A. 2008. Problemas ambientales asociados a la actividad humana: la agricultura. *Ecología Austral* 18: 239-252.

Debels, P.; Figueroa, R.; Urrutia, R.; Barra, R.; Niell, X. 2005. Evaluation of water quality in the Chillán River (central Chile) using physicochemical parameters and modified water quality index. *Environ. Monit. Assess.* 110: 301-322.

DINAMA-MVOTMA. 2020. <https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/politicas-y-gestion/informe-del-estado-del-ambiente-2020> (Setiembre 2022).

Eguren G.; García C.; Rivas-Rivera N.; Bandeira S.; Vidal N.; Moura M.; Teixeira de Mello F.; Böcking B. 2008a. Producción agropecuaria y conservación de los recursos naturales. *Revista Plan Agropecuario*. 128:48-50.

Eguren, G.; García, C.; Rivas-Rivera, N.; Bandeira, S.; Vidal, N.; Moura, M.; Teixeira de Mello, F.; Böcking, B. 2008b. Gestión Ambiental de cuencas de uso agropecuario. *Revista Arroz* 55:10-20.

Eguren, G.; García, C.; Rivas-Rivera, N.; Bandeira, S.; Vidal, N.; Teixeira de Mello, F.; Böcking, B. 2008c. Gestión Ambiental Adaptativa de cuencas agrícolas: Cuenca del Arroyo Tala (Depto. de Salto). *Serie Actividades de Difusión INIA* 543: 114-122.

Eguren, G.; Rivas-Rivera, N.; García, C.; Böcking, B.; Bandeira, S. 2018. Water quality index for agricultural systems in Northwest Uruguay. *Environ. Monit. Assess.* 190(12):1-10.

Farley, K.A.; Jobbágy, E.G.; Jackson, R.B. 2005. Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy. *Glob. Chang. Biol.* 11(10):1565-1576.

Farley, K. A.; Piñeiro, G.; Palmer, S.M., Jobbágy, E. G., & Jackson, R. B. 2008. Stream acidification and base cation losses with grassland afforestation. *Water. Resour. Res.* 44(7):1-11.

Finizio, A.; Calliera, M.; Vighi, M. 2001. Rating systems for pesticide risk classification on different ecosystems. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 49: 262-274.

Fisher, B.; Turner, R. K.; Morling, P. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecol. Econ.* 68:643-653.

- Gonzaga De Toledo, L.; Nicolella, G. 2002. Índice de calidad de agua en microbacia sob uso agrícola e urbano. *Sci. Agric.* 59(1):181–186.
- Gorgoglione, A.; Gregorio, J.; Ríos, A.; Alonso, J.; Chreties, C.; Fossati, M. 2020. Influence of Land Use/Land Cover on Surface-Water Quality of Santa Lucía River, Uruguay. *Sustainability* 12(11):4692.
- Goulson, D.; Nicholls, E.; Botías, C.; Rotheray, E.L. 2015. Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. *Science*, 347(6229):1435-1436.
- Goyenola, G.; Meerhoff, M.; Teixeira-de Mello, F.; González-Bergonzoni, I.; Graeber, D.; Fosalba, C.; Kronvang, B. 2015. Monitoring strategies of stream phosphorus under contrasting climate-driven flow regimes. *Hydrol Earth Syst Sci* 19(10): 4099-4111.
- Goyenola, G.; Graeber, D.; Meerhoff, M.; Jeppesen, E.; Teixeira-de Mello, F.; Vidal, N.; Kronvang, B. 2020. Influence of farming intensity and climate on lowland stream nitrogen. *Water* 12(4):1-16.
- Hernández Falconi, A. V.; Castillo, M. M.; Mendoza Carranza, M.; Jarquín Sánchez, A.; Ramos Reyes, R. 2023. Cambios en el uso del suelo afectan la calidad del agua y la concentración de clorofila en arroyos tropicales. *Hidrobiológica*, 33(1): 59-72.
- Hoorman, J.; Hone, T.; Sudman, T.; Dirksen, T.; Iles, J.; Islam, K.R. 2008. Agricultural impacts on lake and stream water quality in Grand Lake St. Marys, western Ohio. *Water Air Soil Pollut.* 193(1–4):309–322.
- Huerta Sobalvarro, K.K.; Martínez Centeno A.L. 2018. La revolución verde. *Rev. Iberoam. Bioecon. Cambio Clim.* 4(8): 1040-1052.
- Invernizzi, C.; Antúnez, K.; Arredondo, D.; Branchiccela, B.; Castelli, L.; Juri, P.; Mendoza, Y.; Nogueira, E.; Salvarrey, S.; Santos, E. Situación sanitaria de las abejas melíferas en Uruguay: novedades de la última década. *Veterinaria* 58(217): 1-17.
- Kruk, C.; Suárez, C.; Ríos, M.; Zaldúa, M.; Martino, D. 2013. Ficha: Análisis Calidad de Agua en Uruguay. <https://vidasilvestre.org.uy/actividades/ficha-analisis-calidad-de-agua-en-uruguay/> (Setiembre 2022)
- Ledesma, C.; Bonansea, M.; Rodríguez, C.M.; Sánchez Delgado, A.R. 2013. Determination of trophic indicators in Rio Tercero reservoir, Cordoba (Argentina). *Cienc. Agron.* 44:419-425.
- Nosetto, M.D.; Jobbagy, E.G.; Paruelo, J.M. 2005. Land use change and water losses: the case of grassland afforestation across a soil textural gradient in central Argentina. *Glob. Chang. Biol.* 11(7):1101-1117.
- Oesterheld, M. 2008. Impacto de la agricultura sobre los ecosistemas. *Fundamentos ecológicos y problemas más relevantes. Ecología Austral* 18: 337-346.
- Oyhantçabal, G.; Narbondo, I. 2012. Valorización del balance de N y P de la soja en

Perez Bidegain, M.; García Prechac, F.; Hill, M.; Clerici, C. 2010. La erosión de suelos en sistemas agrícolas. En: Intensificación agrícola: oportunidades y amenazas para un país productivo y natural. Capítulo 3. García Prechac, F (ed.). CSIC –FAGRO-UDELAR. Uruguay.

Pesce, S.F.; Wunderlin, D.A. 2000. Use of water quality indices to verify the impact of Córdoba Ciuty (Argentina) on Suquia River. *Water Res.* 34(11):2915-2926.

Pistone, G.; Eguren, G.; Rodriguez-Ithurralde, D. 2012. Inhibition, recovery and field responses of *Astyanax fasciatus* (Cuvier, 1819) brain cholinesterases upon exposure to azinphos-methyl. *J. Braz. Soc. Ecotoxicol.* 7(2):105-114.

Rivas-Rivera, N.; Eguren, G.; Carrasco-Letelier, L.; Munkittrick, K.R. 2014. Screening of endocrine disruption activity in sediments from the Uruguay River. *Ecotoxicology* 23(6):1137-1142.

Sande Fouz, P., Mirás-Avalos, J. M., Vidal Vázquez, E., & Paz González, A. (2005). Formas de fósforo y su relación con la erosión en aguas superficiales bajo clima atlántico. *Estudios de la Zona No Saturada del Suelo.* 5:125-130.

Sharpley, A. 1995. Identifying Sites Vulnerable to Phosphorus Loss in Agricultural Runoff. *J. Environ. Qual.* 24:947-951.

Sharpley, A. 2010. Manejo de fósforo en sistemas de producción agrícola ambientalmente sustentables: Desafíos y oportunidades. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur* 46:1-9.

Terra, J.; Sanchez, A.; Deambrosi, E.; Méndez, R. 2010. Efecto de cultivos de cobertura invernal sobre la respuesta a N en el cultivo de arroz en siembra directa. *Arroz: Resultados experimentales 2009-2010. Actividades de Difusión INIA* 611:9-20.

United Nations Department of Economic and Social Affairs, Population Division (2022). *World Population Prospects 2022: Summary of Results.* UN DESA/POP/2022/TR/NO. 3.

Vazquez, P.; Zulaica L. 2013. Intensificación agrícola y pérdida de servicios ambientales en el partido de azul (provincia de buenos aires) entre 2002-2011. *Soc. Nat.* 25(3):543-556

Wetzel, R.G. 1983. *Limnology.* Saunders. N.Y.: 767p

Withers, P.J.A.; Neal, C.; Jarvie, H.P.; Doody, D.G. 2014. Agriculture and Eutrophication: Where Do We Go from Here? *Sustainability* 6:5853-5875.

CAPÍTULO III. ANÁLISIS DE LOS EFECTOS DE LA INTENSIFICACIÓN AGRÍCOLA EN PECES A TRAVÉS DE BIOMARCADORES

III.1. INTRODUCCIÓN

Los procesos de extensión e intensificación agrícola surgen en respuesta a a las demandas crecientes por alimentos asociados al crecimiento de la población a nivel global. De esta forma, en los sistemas agrícolas se ha incrementado el uso de variedades mejoradas de cultivos, así como la aplicación de fertilizantes y el riego para el manejo de los factores limitantes del rendimiento, además de los fitosanitarios para controlar los factores reductores del rendimiento. Como producto de estos cambios los procesos de expansión e intensificación agrícola han sido catalogadas como una de las principales causas de la pérdida de biodiversidad a escala mundial, tanto en ecosistemas terrestres como acuáticos (Lanz *et al.*, 2018). En lo que refiere a ecosistemas acuáticos, el proceso de intensificación agrícola, además de la afectación de la aptitud de uso del agua, también genera cambios en el paisaje que alteran la oferta de microhabitat y la estructura biótica. En tal sentido, han sido reportados cambios en atributos de las comunidades de peces, tales como riqueza, abundancia, diversidad y biomasa, entre otros (Teixeira de Mello *et al.*, 2012; Lange *et al.*, 2013; Matono *et al.*, 2013; Gibbons *et al.*, 2015; Paracampo *et al.*, 2015; Ramussen *et al.*, 2015; Benejam *et al.*, 2016).

El aumento de la productividad agrícola, es decir la obtención de mayores productos por unidad de superficie, ha generado una reducción de la fertilidad del suelo. Esto, sumado al combate a malezas y plagas de los cultivos, se compensa mediante el incremento de la aplicación de fertilizantes y fitosanitarios que permiten proteger la producción y mejorar los rendimientos en los cultivos (Matson *et al.*, 1997; Tilman *et al.*, 2002; Pérez Bidegain *et al.*, 2010; Philpott, 2013; Withers *et al.*, 2014; Banerjee *et al.*, 2019; Kopittke *et al.*, 2019). La exportación de nutrientes provenientes del uso de fertilizantes y fitosanitarios por lixiviación o escorrentía desde los suelos donde se producen las aplicaciones hacia los cursos de agua superficiales ha acelerado, entre otros efectos, los procesos de eutrofización, disminuyendo el servicio brindado por los ecosistemas acuáticos de mantenimiento de la calidad de agua (De la Fuente & Suárez, 2008; Oosterheld, 2008; Sharpley, 2010; Tilman *et al.*, 2011; Perdomo, *et al.*, 2015).

En lo que respecta al uso de fitosanitarios, más de 50% de los productos comúnmente utilizados en los sistemas agrícolas son catalogados como altamente peligrosos, tanto para la biota acuática como terrestre (Eguren & Rivas-Rivera, 2018; Reyes-Palomino &

Cano, 2022). Específicamente, en lo que refiere a biota acuática, y particularmente en peces, se han detectado efectos adversos a nivel genético, de desarrollo y reproductivo, tanto en ensayos de laboratorio evaluando compuestos específicos, como en ensayos a campo integrando todas las componentes del proceso de intensificación (Carrasco-Letelier *et al.*, 2006; Pistone *et al.*, 2012; De Castillos Ghisi & Cestari, 2013; De Castillos Ghisi *et al.*, 2013; Rivas-Rivera *et al.*, 2014; Rohani, 2023).

Estudios en la región evidencian inhibición de la actividad acetilcolinesterasa cerebral en peces (bagres, boga, tilapia, carpa y mojarra) debido a la exposición a compuestos tales como clomazone, glifosato, quinclorac, entre otros (Dos Santos Mirón *et al.*, 2005; 2008; Linde-Arias *et al.*, 2008; Cattaneo *et al.*, 2012; Menéndez *et al.*, 2012; Delfino Vieira *et al.*, 2014). Además de los efectos mencionados, los cambios provocados en el ambiente, producto de estas actividades, generan en los individuos situaciones de estrés que orgánicamente se ven reflejadas en cambios en su metabolismo energético. Específicamente, se han observado aumentos en la reserva de glucógeno del hígado, probablemente asociado al estrés oxidativo que genera la exposición a contaminantes, siendo que el hígado el órgano principal asociado a los procesos de detoxificación. También se ha reportado disminución en las concentraciones de este polisacárido a nivel muscular, asociado a una rápida degradación de glucógeno, para ser usado como energía en la compensación de la situación de estrés, en individuos expuestos a concentraciones ambientales de herbicidas en cuencas de uso agropecuario (Gluszczak *et al.*, 2007; Cattaneo *et al.*, 2012).

La mayoría de los estudios refieren a ensayos en condiciones controladas, donde se evalúan los efectos de la exposición a ingredientes activos específicos. Sin embargo, en los ecosistemas, los organismos están expuestos a una mezcla de formulados comerciales y existen evidencias de que la mezcla de compuestos puede potenciar los efectos observados (Coalova *et al.*, 2013). Por tal motivo, se sugiere que, tanto en estudios de campo como de laboratorio, se emplee para la evaluación de los efectos de exposición sobre los organismos, una batería de biomarcadores jerárquicamente complementarios (Flammarion *et al.*, 2002; De Castilho Gisi *et al.* 2014). Dichos biomarcadores pueden ser bioquímicos, celulares, histológicos, morfológicos, entre otros (Chandana *et al.*, 2019; Carriquiriborde, 2021), siguiendo una jerarquía entre los niveles de organización, de moleculares hasta poblacionales. Mientras los efectos a niveles de organización biológica inferiores se manifiestan más tempranamente, la

expresión de los bioindicadores en niveles de organización superiores, si bien poseen mayor relevancia ecológica, ocurre en plazos mayores (Carriquiriborde, 2021).

Los estudios previamente mencionados refieren mayormente al análisis de los efectos a nivel bioquímico. A un nivel de organización biológica mayor, han sido utilizados los índices somáticos (Rivas-Rivera *et al.*, 2014). Éstos reflejan la dinámica de la utilización de la energía por parte de los organismos y cambios en ellos denotan una alteración del balance energético. Los cambios en el IGS, si bien se relacionan directamente con el sexo, edad y estadio reproductivo, compuestos que alteren la madurez de las células gonadales pueden reflejar cambios en dicho índice (Smith, 2004). Por su parte, los cambios en el IHS están vinculados a alteraciones en las principales funciones que cumple el hígado, como la síntesis y degradación de hormonas y la detoxificación de xenobióticos. En tal sentido, la exposición a xenobióticos puede provocar un incremento del tamaño del hígado (Eguren, 1997). Finalmente, el factor de condición refleja el grado de adaptabilidad del organismo al medio, en términos de un adecuado balance energético entre las necesidades fisiológicas y el incremento de la biomasa corporal. Por tanto, la exposición a estresores naturales o artificiales provocará cambios en el almacenamiento y transferencia de lípidos y proteínas, tendientes a contrarrestar el efecto del estresor en desmedro del aumento del peso corporal (González *et al.*, 2002).

La estrategia de usar una batería de biomarcadores requiere un sistema que a *posteriori* permita integrar las respuestas a los diferentes biomarcadores en un único valor o representación. Esto permite mejorar la interpretación de los resultados, sobre todo al comparar y categorizar sitios en función de los cambios inducidos por la exposición a contaminantes (Delfino Vieira *et al.*, 2014). Para ello, Beliaeff & Burgeot (2002) desarrollaron el Índice Integrado de Respuesta a Biomarcadores (IIRB), uno de los más utilizados en estudios de campo y de laboratorio (Sanchez *et al.*, 2013; Delfino Vieira *et al.*, 2014). La forma de cálculo de este índice involucra la estandarización de cada biomarcador a través de transformaciones, utilizando estadísticos básicos (media y desvío estándar) de tal manera que permita obtener valores adimensionales.

Con lo antedicho, se espera que, en cuencas agrícolas con mayores niveles de intensificación del uso agrícola, particularmente asociado a un mayor aporte de sustancias químicas, se generen efectos en los individuos expuestos tanto a nivel bioquímico como a nivel individual. Por tal motivo, el objetivo del presente capítulo fue

evaluar el efecto de los procesos de intensificación agrícola en peces recolectados en las cuencas agropecuarias con diferente grado de intensificación de sus secuencias agrícolas, utilizando una batería de biomarcadores de señales de alarma temprana (actividad acetilcolinesterasa cerebral, niveles de glucógeno en hígado y músculo) y tardía (índices hepato y gonadosomático y factor de condición e). Con los resultados obtenidos de cada biomarcador, se calculó el Índice Integrado de Respuesta a Biomarcadores (IIRB), que facilitó la comparación de los resultados con los índices calculados en los capítulos anteriores. Asimismo, el IIRB, junto con el ICA, serán los indicadores ambientales utilizados en el Capítulo IV para la integración y determinación de la sostenibilidad de las cuencas.

III.2. METODOLOGÍA

Los ejemplares de peces para el estudio a nivel poblacional se obtuvieron mediante captura en los sitios ubicados en el A° Itapebí grande, Cda. Grande, A° Del Tala y Cda. De la Isleta, esta última considerada cuenca control, en las mismas campañas de muestreo que las detalladas para los capítulos anteriores. Por tanto, para cada zafra fueron realizados tres muestreos por cuenca (nueve campañas de muestreo), que se corresponden con los momentos del ciclo productivo agrícola pre siembra de cultivos (agosto-setiembre), post fertilización de los cultivos implantados (noviembre-diciembre) y post cosecha (mayo-junio).

La captura de peces se realizó mediante el método de pesca eléctrica usando un equipo Safari Research 550-E. Dicho método produce un campo de corriente continua en el agua, donde los peces por efecto de la corriente se paralizan (electronarcosis) y son atraídos (galvanotaxia) hacia el polo negativo. Este método es efectivo para el muestreo de peces de tallas pequeñas en ambientes de poca profundidad (Garner, 1997).

A partir de los antecedentes de la zona y su confirmación con un muestreo piloto desarrollado a principios del mes de setiembre de 2016, se escogieron dos especies de peces, *Brychonamericus iheringii* y *Heptapterus mustelinus*, para la obtención de muestras para la determinación de biomarcadores de exposición. Las mismas fueron elegidas por ser las especies más abundantes en la zona y en cada época del año (Eguren *et al.*, 2007). Asimismo, otro de los criterios de selección aplicado fue analizar una especie que habite principalmente la columna de agua y otra de fondo, debido a las

características hidrofóbicas o hidrofílicas de los compuestos liberados al ambiente producto de las actividades desarrolladas en la zona. De cada especie fueron colectados, en la medida que fue posible, 10 individuos en cada momento para cada sitio. Los ejemplares fueron colectados a lo largo de una transecta en zigzag de un máximo de 100 m de largo en sentido contra corriente, abarcando ambos márgenes y el centro del curso, y sumergiendo el ánodo del equipo de pesca eléctrica aproximadamente 10 segundos (Scholten, 2003). Una vez capturados, los individuos fueron pesados y medidos, y posteriormente sacrificados y diseccionados para la extracción de gónadas, hígado, cerebro y músculo. Cabe resaltar que ambas especies son ovíparas, es decir, que los huevos una vez liberados por las hembras son fertilizados externamente. Con la extracción de gónadas se pudo determinar el sexo de los individuos, así como en el caso de hembras establecer si las mismas se encontraban próximas al desove (hembras ovadas). El protocolo de actuación con los ejemplares fue aprobado por la CHEA con el número 286.

Con estas muestras se procedió a evaluar los biomarcadores seleccionados: índices somáticos, metabolismo energético y efectos neurotóxicos, tal como se describe más abajo. Los resultados obtenidos para cada uno de estos biomarcadores fueron analizados tanto espacial como temporalmente. El análisis temporal fue intra-sitio, contemplando los diferentes momentos del ciclo productivo (pre siembra, post aplicaciones de agroquímicos y post cosecha), así como las condiciones meteorológicas (precipitación acumulada desde la aplicación de agroquímicos, precipitación acumulada del último evento de lluvia, y el tiempo transcurrido entre éste y la fecha de muestreo) y de manejo agronómico (cantidad de fertilizantes y fitosanitarios aplicados previos al muestreo). Asimismo, también fue considerado el análisis de correlación con el ICA obtenido en el Capítulo II. Para el análisis espacial, en cada zafra fueron comparados los resultados entre los sitios de muestreo. Adicionalmente, se realizaron análisis correlacionando los resultados con los índices de intensificación, obtenidos para cada cuenca en el Capítulo I.

A los efectos de colaborar con la interpretación y discusión de resultados, se realizaron análisis de correlación entre los biomarcadores analizados para cada especie, así como de la incidencia del sexo en los resultados obtenidos.

Índices somáticos

Los índices somáticos calculados fueron los índices Hepatosomático (IHS), Gonadosomático (IGS) y el Factor de Condición (K). A continuación, se presentan las ecuaciones para el cálculo de los índices propuestos:

$$\text{IHS} = (\text{peso del hígado} / \text{peso total del organismo}) \times 100 \quad \text{Ecuación 5}$$

$$\text{IGS} = (\text{peso de la gónada} / \text{peso total del organismo}) \times 100 \quad \text{Ecuación 6}$$

$$\text{K} = (\text{peso total del organismo} / \text{largo estándar}^p) \times 100 \quad \text{Ecuación 7}$$

Donde p se obtiene de la pendiente de la relación peso - largo (curva log-log) (el peso del organismo considerado para el cálculo fue el peso sin vísceras).

Metabolismo energético

El balance energético fue evaluado a través del análisis de los niveles de glucógeno en músculo (GluM) y en hígado (GluH). El glucógeno es un polisacárido que se almacena tanto en hígado como en músculo y se considera la principal reserva energética de los organismos. Los procesos de síntesis y degradación de dicho polisacárido pueden verse modificados por situaciones de estrés. La determinación fue realizada por ensayo colorimétrico en muestras de hígado y músculo mediante el método de Bidinotto *et al.* (1997), efectuando la lectura de absorbancia a 540 nm. El glucógeno fue expresado en función de los moles de glucosa liberada por la hidrólisis, por gramo de tejido procesado.

Efectos neurotóxicos

Para la evaluación de efectos neurotóxicos se analizó la actividad de la acetilcolinesterasa cerebral según método colorimétrico presentado por Ellman *et al.* (1961), utilizando ioduro de acetilcolina como sustrato y DTNB como cromóforo. La determinación de la actividad acetilcolinesterasa es un biomarcador de exposición específico e indica una exposición reciente a compuestos neurotóxicos. El grado de inhibición (porcentaje) refleja indirectamente la magnitud de la exposición (concentración del/los neurotóxico/s). Para la realización de esta técnica fue realizada una homogeneización de las muestras de cerebro en buffer fosfato 0.1 M pH 8, y se realizaron lecturas de absorbancia durante 2 minutos cada 8 segundos, a 412 nm. Los resultados de actividad específica de acetilcolinesterasa fueron expresados en función

del tiempo y del contenido total de proteína, el que fue determinado según el método de Lowry *et al.* (1951).

Índice Integrado de Respuestas a Biomarcadores

Con los resultados de cada uno de los biomarcadores en cada uno de los sitios evaluados se calculó el Índice Integrado de Respuestas a Biomarcadores (IIRB). Valores más bajos de dicho índice reflejan menor impacto o menor sensibilidad de las especies a los impactos (Beliaeff y Burgeot, 2002; Sanchez *et al.*, 2013; Delfino Vieira *et al.*, 2014).

Para el cálculo del índice, en primer lugar, se calcularon los valores medios, el desvío estándar y el valor mínimo de cada variable, agrupadas según el sitio y momento de muestreo. Una vez obtenida la tabla con dichos valores se realizó la estandarización, transformando el valor de la variable original, restándole al valor original el valor de la media y dividiendo el resultando por el desvío estándar. Posteriormente, se calculó el puntaje asignado a cada dato, sumando al valor estandarizado de cada variable el valor absoluto del mínimo valor de la serie.

La ecuación utilizada para el cálculo del IIRB fue:

$$IIRB_{sitio}^{fecha} = \sum_{i=1}^n \frac{(S_i \times S_{i+1})}{2} \quad \text{Ecuación 8}$$

Donde S_i es el puntaje asignado a cada dato y n es el número de biomarcadores considerados en el índice.

Análisis estadístico

El análisis estadístico de los resultados fue llevado a cabo usando los softwares Infostat (Di Rienzo *et al.* 2016) y Past3 (Hammer *et al.* 2001). Se analizó el cumplimiento de los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianza mediante los tests Shapiro-Wilk y Levene, respectivamente. El análisis paramétrico se realizó mediante ANOVA con prueba post hoc de Tukey o prueba t, según el número de variables comparadas. Cuando no se verificó la homogeneidad de las varianzas se utilizaron estadísticas no paramétricas como Kruskal Wallis o U de Mann-Whitney con ajuste de Bonferroni. En todos los casos se trabajó a un nivel de significancia de 0.05. Se utilizó el mismo software para los análisis de correlación de Pearson y Spearman.

III.3. RESULTADOS

Para el análisis de los biomarcadores, fueron recolectados, considerando las nueve campañas de muestreo, un total de 684 individuos (95% del número esperado si se hubieran colectado la totalidad de los individuos en todos los sitios y campañas de muestreo). Se realizaron 675 determinaciones de la actividad acetilcolinesterasa y contenido de proteínas cerebral y 1300 determinaciones de glucógeno en músculo e hígado. Algunos análisis no se pudieron realizar debido a que la muestra resultó insuficiente, en los casos en que los individuos colectados eran muy pequeños.

Índices somáticos

A continuación, se presentan los resultados obtenidos para el IHS, el IGS y el K, evaluados en cada sitio y para cada campaña de muestreo, separado según la especie (Tabla 17).

Los resultados muestran que el sitio en el A° Itapebí grande, si se consideran ambas especies, presentó los menores valores promedio de los tres índices somáticos analizados, sumado a un menor porcentaje de hembras ovadas y una menor relación hembras/machos. Contrariamente, el sitio con mayores valores de los tres índices correspondió al sitio control (Cda. De la Isleta).

Tabla 17. Resultados de los Índices somáticos, la relación hembras/machos y relación de hembras ovadas calculados para cada sitio, en cada campaña de muestreo y para cada especie. Los resultados se expresan como media \pm desvío estándar.

Brychonamericus iheringii

Fecha	Biomarcador	Sitio			
		A° Del Tala	Cda. Grande	A° Itapebí grande	Cda. De la Isleta (control)
Agosto 2017	IHS	1.058 \pm 0.346	0.948 \pm 0.381	1.429 \pm 0.529	0.822 \pm 0.263
	IGS	1.965 \pm 1.285	4.020 \pm 2.984	1.069 \pm 0.692	1.941 \pm 0.562
	K	6.290 \pm 1.392	6.356 \pm 0.279	6.918 \pm 0.996	6.521 \pm 0.687
	Hembras/Machos*	0.67	0.67	0.11	0.11
	Ovadas/Hembras	0.50	0.75	0.00	1.00
Noviembre 2017	IHS	0.591 \pm 0.201	0.841 \pm 0.334	0.657 \pm 0.331	1.021 \pm 0.420
	IGS	1.054 \pm 0.470	1.482 \pm 1.072	0.444**	1.707 \pm 1.569
	K	3.235 \pm 0.337	3.264 \pm 0.251	3.240 \pm 0.593	3.223 \pm 0.229
	Hembras/Machos*	0.11	0.43	0.00	0.11
	Ovadas/Hembras	0.00	0.33	0.00	1.00
Mayo 2018	IHS	0.624 \pm 0.156	0.847 \pm 0.293	1.034 \pm 0.346	0.825 \pm 0.381
	IGS	0.959 \pm 0.492	1.199 \pm 0.755	0.782 \pm 0.530	1.821 \pm 1.695
	K	3.105 \pm 0.194	2.806 \pm 0.299	3.167 \pm 0.490	2.701 \pm 0.199
	Hembras/Machos*	0.11	1.00	0.43	1.50
	Ovadas/Hembras	1.00	0.00	0.00	0.17
Agosto 2018	IHS	0.734 \pm 0.190	1.301 \pm 0.485	1.251 \pm 0.372	1.172 \pm 0.293
	IGS	0.756 \pm 0.420	4.310 \pm 3.232	1.948 \pm 0.754	3.436 \pm 4.363
	K	1.824 \pm 0.222	1.807 \pm 0.182	1.622 \pm 0.245	1.749 \pm 0.211
	Hembras/Machos*	0.00	1.50	0.11	0.13
	Ovadas/Hembras	0.00	1.00	0.00	1.00
Diciembre 2018	IHS	0.736 \pm 0.223	1.289 \pm 0.698	0.913 \pm 0.216	1.893 \pm 0.585
	IGS	1.664 \pm 1.437	1.212 \pm 0.757	0.869 \pm 0.850	1.500 \pm 0.500
	K	2.831 \pm 0.270	2.815 \pm 0.529	2.754 \pm 0.717	2.645 \pm 0.390
	Hembras/Machos*	0.67	0.43	0.11	0.00
	Ovadas/Hembras	0.75	0.33	0.00	0.00
Mayo 2019	IHS	0.806 \pm 0.188	0.920 \pm 0.296	0.719 \pm 0.390	0.846 \pm 0.399
	IGS	0.801 \pm 0.353	0.542 \pm 0.235	0.746 \pm 0.575	0.747 \pm 0.346
	K	1.845 \pm 0.186	1.820 \pm 0.078	1.774 \pm 0.129	1.890 \pm 0.207
	Hembras/Machos*	0.11	0.11	0.11	0.00
	Ovadas/Hembras	0.00	0.00	0.00	0.00
Agosto 2019	IHS	0.934 \pm 0.331	1.463 \pm 0.583	0.885 \pm 0.367	1.040 \pm 0.414
	IGS	0.766 \pm 0.427	5.384 \pm 5.009	1.224 \pm 0.516	1.321 \pm 1.137
	K	2.540 \pm 0.297	2.400 \pm 0.150	2.173 \pm 0.237	2.289 \pm 0.257
	Hembras/Machos*	0.43	1.00	0.50	0.43
	Ovadas/Hembras	0.00	0.80	0.00	0.00
Diciembre 2019	IHS	0.903 \pm 0.388	1.098 \pm 0.169	1.027 \pm 0.303	1.038 \pm 0.342
	IGS	1.944 \pm 2.658	0.748 \pm 0.391	0.883 \pm 0.305	1.162 \pm 0.923
	K	4.149 \pm 0.365	3.950 \pm 0.498	4.472 \pm 0.983	4.214 \pm 0.321
	Hembras/Machos*	0.25	0.00	0.00	0.11
	Ovadas/Hembras	0.50	0.00	0.00	1.00
Junio 2020	IHS	1.637 \pm 0.891	1.146 \pm 0.741	0.831 \pm 0.292	1.126 \pm 0.491
	IGS	1.333 \pm 0.610	0.949 \pm 0.702	0.672 \pm 0.061	1.150 \pm 0.509
	K	1.802 \pm 0.222	1.879 \pm 0.199	1.961 \pm 0.245	1.761 \pm 0.164
	Hembras/Machos*	0.25	0.67	0.13	0.25
	Ovadas/Hembras	0.00	0.00	0.00	0.00

Heptapterus mustelinus

Fecha	Biomarcador	Sitio			
		A° Del Tala	Cda. Grande	A° Itapebí grande	Cda. De la Isleta (control)
Agosto 2017	IHS	1.774 ± 0.861	1.890 ± 0.735	1.929 ± 0.757	2.178 ± 0.729
	IGS	1.551 ± 1.525	7.015 ± 7.154	3.288 ± 3.522	7.204 ± 6.719
	K	3.085 ± 0.481	3.457 ± 0.354	3.072 ± 0.335	3.002 ± 0.334
	Hembras/Machos*	0.50	2.33	0.67	1.80
	Ovadas/Hembras	0.33	0.86	1.00	1.00
Noviembre 2017	IHS	1.193 ± 0.695	-	1.016 ± 0.206	1.974**
	IGS	3.741 ± 3.618	-	1.528 ± 0.871	8.772**
	K	1.225 ± 0.121	1.250 ± 0.114	1.299 ± 0.150	1.441 ± 0.203
	Hembras/Machos*	0.67	0.00	0.29	0.14
	Ovadas/Hembras	1.00	0.00	1.00	1.00
Mayo 2018	IHS	1.231 ± 0.454	1.049 ± 0.372	0.872 ± 0.353	1.315 ± 0.367
	IGS	0.660 ± 0.144	1.373 ± 0.380	0.743 ± 0.464	1.355 ± 0.534
	K	0.366 ± 0.026	0.349 ± 0.048	0.401 ± 0.070	0.376 ± 0.042
	Hembras/Machos*	0.11	0.25	1.00	0.43
	Ovadas/Hembras	0.00	0.00	0.00	0.00
Agosto 2018	IHS	1.154 ± 0.148	1.385 ± 0.499	1.105 ± 0.213	2.157 ± 0.854
	IGS	1.970 ± 0.444	2.168 ± 2.033	1.082 ± 0.718	6.384 ± 5.956
	K	0.702 ± 0.092	0.730 ± 0.068	0.704 ± 0.037	0.726 ± 0.094
	Hembras/Machos*	0.14	0.25	0.67	1.67
	Ovadas/Hembras	0.00	1.00	0.25	1.00
Diciembre 2018	IHS	1.280 ± 0.596	2.622 ± 0.860	1.340 ± 0.691	3.617 ± 0.581
	IGS	2.401 ± 1.657	2.078 ± 0.917	2.371 ± 2.554	-
	K	0.773 ± 0.078	0.805 ± 0.051	0.758 ± 0.068	0.750 ± 0.069
	Hembras/Machos*	1.50	0.11	0.25	0.00
	Ovadas/Hembras	1.00	0.00	0.50	0.00
Mayo 2019	IHS	1.140 ± 0.339	0.975 ± 0.288	0.801 ± 0.234	1.266 ± 0.380
	IGS	0.758 ± 0.434	0.737 ± 0.356	0.936 ± 0.384	1.081 ± 0.803
	K	0.571 ± 0.048	0.580 ± 0.043	0.535 ± 0.047	0.540 ± 0.059
	Hembras/Machos*	1.00	0.11	0.43	0.10
	Ovadas/Hembras	0.00	0.00	0.00	0.00
Agosto 2019	IHS	1.657 ± 0.543	1.527 ± 0.576	1.316 ± 0.334	1.572 ± 0.579
	IGS	0.836 ± 0.578	3.068 ± 6.717	0.768 ± 0.520	1.873 ± 1.560
	K	0.741 ± 0.064	0.755 ± 0.079	0.646 ± 0.053	0.710 ± 0.060
	Hembras/Machos*	0.33	0.67	0.43	0.67
	Ovadas/Hembras	0.50	0.50	0.33	0.75
Diciembre 2019	IHS	0.678 ± 0.367	1.404 ± 0.491	0.891 ± 0.380	2.695 ± 0.781
	IGS	1.227 ± 0.814	4.283 ± 3.933	2.696 ± 2.796	4.926 ± 2.469
	K	0.774 ± 0.047	0.776 ± 0.093	0.810 ± 0.066	0.730 ± 0.062
	Hembras/Machos*	0.43	9.00	0.43	0.60
	Ovadas/Hembras	0.33	0.89	1.00	1.00
Junio 2020	IHS	1.637 ± 0.499	1.551 ± 0.599	1.284 ± 0.359	1.251 ± 0.395
	IGS	1.351 ± 0.918	0.543 ± 0.433	0.927 ± 0.398	1.220 ± 0.754
	K	0.556 ± 0.066	0.633 ± 0.069	0.607 ± 0.048	0.593 ± 0.094
	Hembras/Machos*	0.25	0.11	0.43	0.11
	Ovadas/Hembras	0.00	1.00	0.00	0.00

*se incluyen individuos clasificados como machos e inmaduros

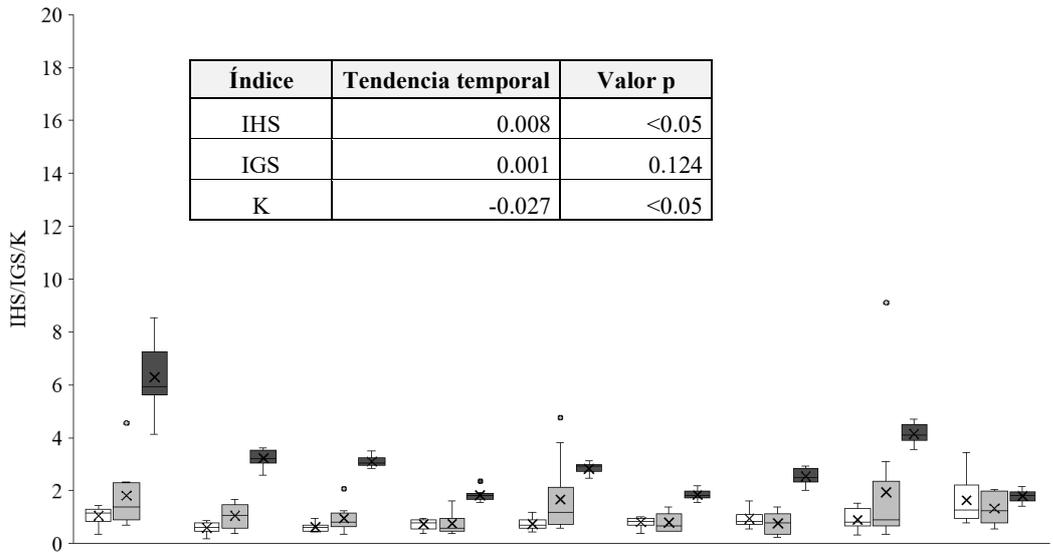
**único dato debido a la incidencia de individuos juveniles que no pudieron diseccionarse. La ausencia de datos refleja idéntica situación.

a) Análisis temporal intra-sitio de los índices somáticos

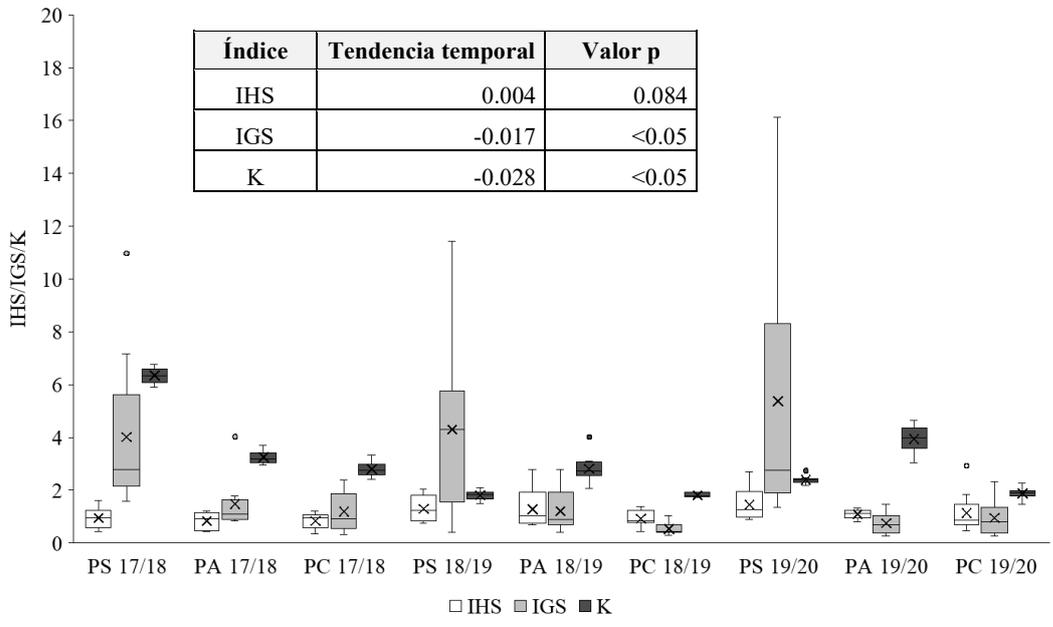
Para el análisis de la variabilidad temporal de los índices somáticos en cada uno de los sitios de muestreo se aplicaron análisis de varianza no paramétricos (Kruskal-Wallis), ya que los datos no presentaban distribución normal, seguidos de test *post hoc* de Mann-Whitney. En la Figura 6 se muestran los resultados obtenidos para cada sitio en gráficos box plot, para cada una de las especies.

Brychonamericus iheringii

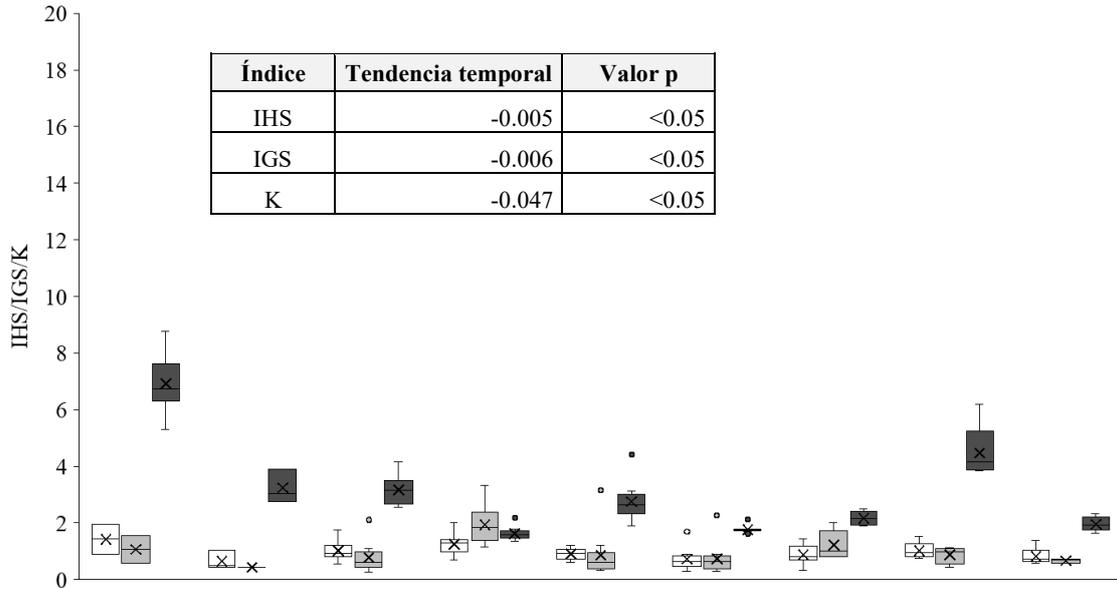
A° Del Tala



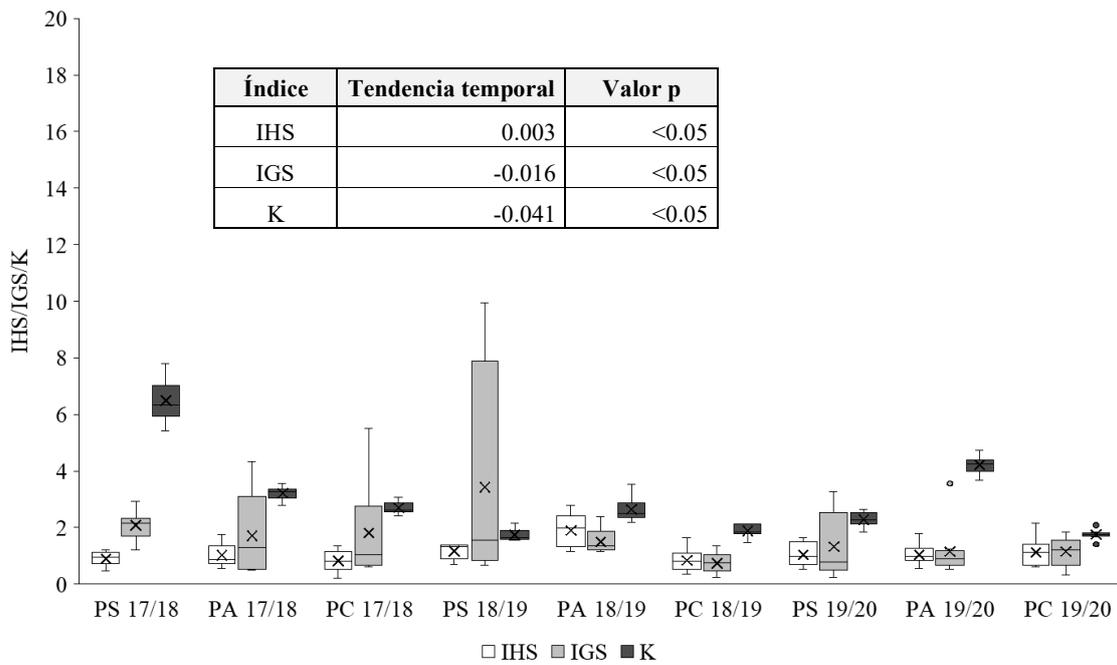
Cda. Grande



A° Itapebí grande

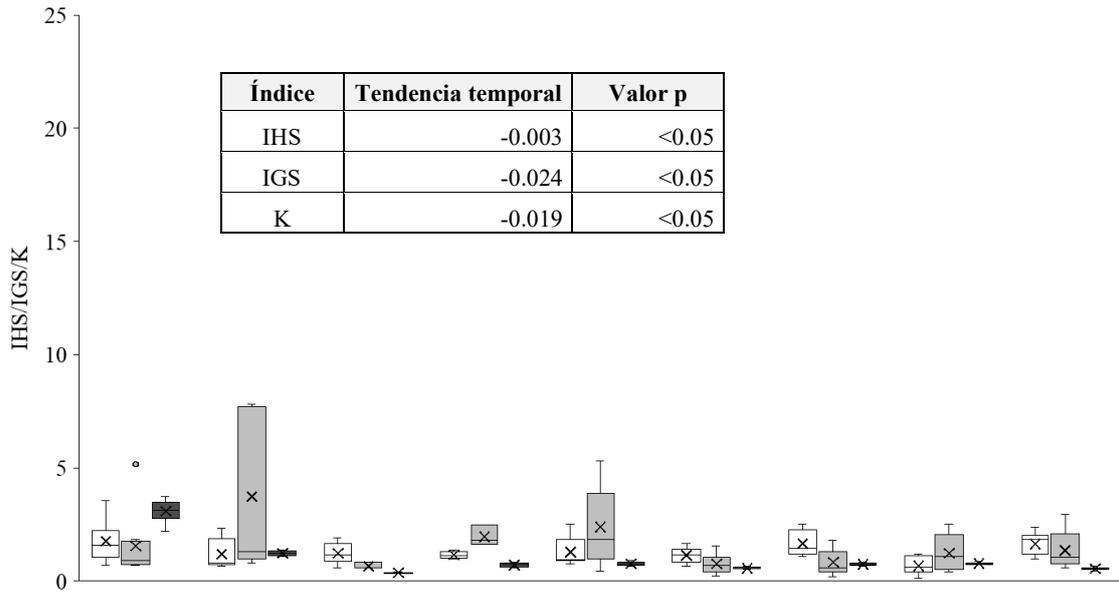


Cda. De la Isleta (Control)

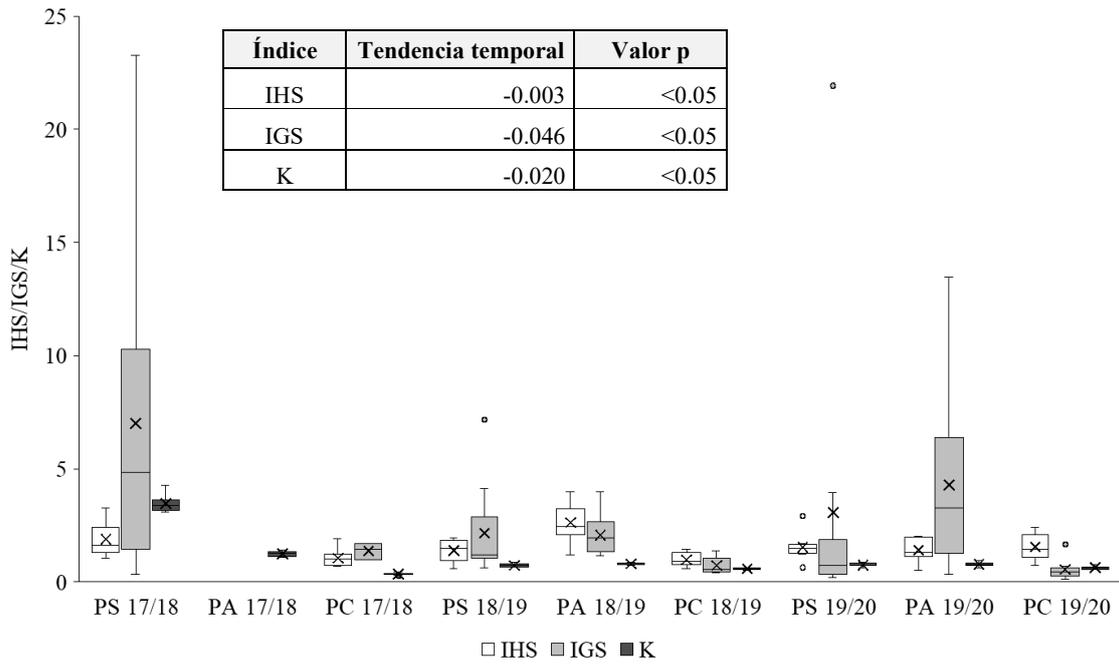


Heptapterus mustelinus

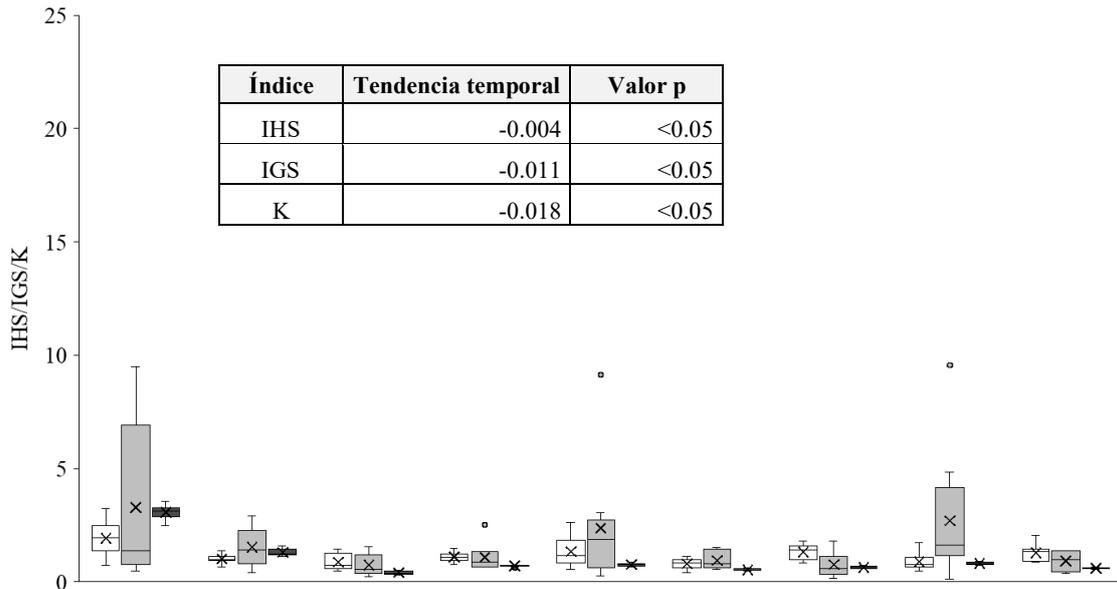
A° Del Tala



Cda. Grande



A° Itapebí grande



Cda. De la Isleta (Control)

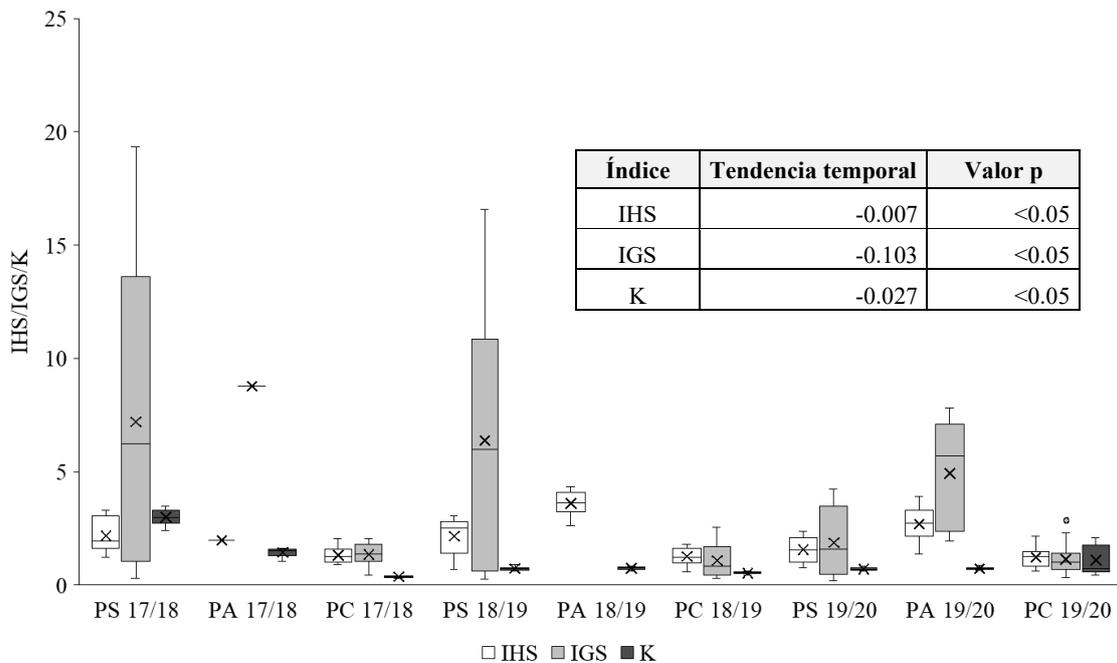


Figura 6. Variabilidad temporal de los índices somáticos (IHS, IGS y K) para cada sitio de muestreo analizado para cada especie.

Los gráficos box plot están representados por el valor medio, la mediana de la distribución de datos y el rango entre cuartiles (RIC) 25% y 75% (n máx=10 en cada campaña muestreo, para cada sitio y especie). PS: Pre siembra, PA: Post aplicaciones, PC: Post cosecha. A modo de ejemplo PS 17/18: pre siembra de la zafra 2017/2018. Se presentan los valores de tendencia y estadísticos para cada sitio.

El IGS fue el indicador de mayor dispersión en ambas especies en todas las cuencas. Fue el único indicador que presentó valores atípicos (outliers), debido a que la representación de los datos no discriminó entre hembras y machos, y las hembras en algunos muestreos (asociados a momentos reproductivos) presentan IGS significativamente mayores.

En el caso de la especie *Brychonamericus iheringii* se observó una tendencia temporal a la disminución para el factor de condición (K) en los cuatro sitios, y para el índice gonadosomático (IGS) en todos los sitios menos en el A° Del Tala. Contrariamente, el índice hepatosomático (IHS) mostró en casi todos los sitios, salvo en el A° Itapebí grande, una tendencia temporal al aumento, siendo este más pronunciado en el A° Del Tala. Sin embargo, para la especie *Heptapterus mustelinus*, los tres índices somáticos presentaron un comportamiento similar, con una tendencia temporal a la disminución en todos los sitios, siendo en la Cda. De la Isleta (sitio control) donde se observó una tendencia más pronunciada para los tres índices.

En la Tabla 18 se muestran los resultados del análisis de correlación realizado entre los índices somáticos y los indicadores meteorológicos y de manejo agropecuario. Únicamente se encontraron correlaciones con significancia estadística y con un coeficiente de correlación mayor a 0.4 (fuerza media), para la especie *Brychonamericus iheringii*, entre el factor de condición y los indicadores meteorológicos días sin lluvia previo al muestreo y precipitación acumulada del evento anterior al muestreo, y entre el índice gonadosomático y la precipitación acumulada desde las aplicaciones.

Tabla 18. Resultados del análisis de correlación de Spearman entre los índices somáticos (IHS, IGS y K), los factores meteorológicos y las variables de manejo agronómico realizado para cada especie.

Se consideraron la totalidad de los datos (n = 27, nueve campañas de muestreo, tres cuencas). DSPM: días sin lluvia previo al muestreo; PEA: precipitación acumulada del evento anterior; PA: precipitación acumulada desde aplicaciones; FA: cantidad aplicada de fertilizantes; FiA: cantidad aplicada de fitosanitarios.

Brychonamericus iheringii

Índice	Variable	p	Coefficiente de correlación
IHS	DSPM	0.355	-0.185
	PEA	0.363	0.182
	PA	0.321	-0.198
	FA	0.074	-0.356
	FiA	0.106	-0.318
IGS	DSPM	0.171	0.271
	PEA	0.960	0.010
	PA	<0.05	-0.431
	FA	0.606	0.106
	FiA	0.717	-0.073
K	DSPM	<0.05	0.481
	PEA	<0.05	0.508
	PA	0.696	-0.079
	FA	0.521	0.132
	FiA	0.559	0.117

Heptapterus mustelinus

Índice	Variable	p	Coefficiente de correlación
IHS	DSPM	0.492	0.141
	PEA	0.292	0.215
	PA	0.055	-0.380
	FA	0.639	-0.098
	FiA	0.688	-0.083
IGS	DSPM	0.204	0.258
	PEA	0.646	-0.095
	PA	0.085	-0.344
	FA	0.983	-0.005
	FiA	0.332	-0.198
K	DSPM	0.278	0.216
	PEA	0.798	-0.052
	PA	0.049	-0.382
	FA	0.956	-0.011
	FiA	0.422	-0.161

En el caso del análisis realizado entre los índices somáticos (IHS, IGS, K) y el Índice de calidad de agua (ICA) calculado en el Capítulo II, no se observaron correlaciones con significancia estadística en ninguna de las especies (Spearman. $p > 0.05$).

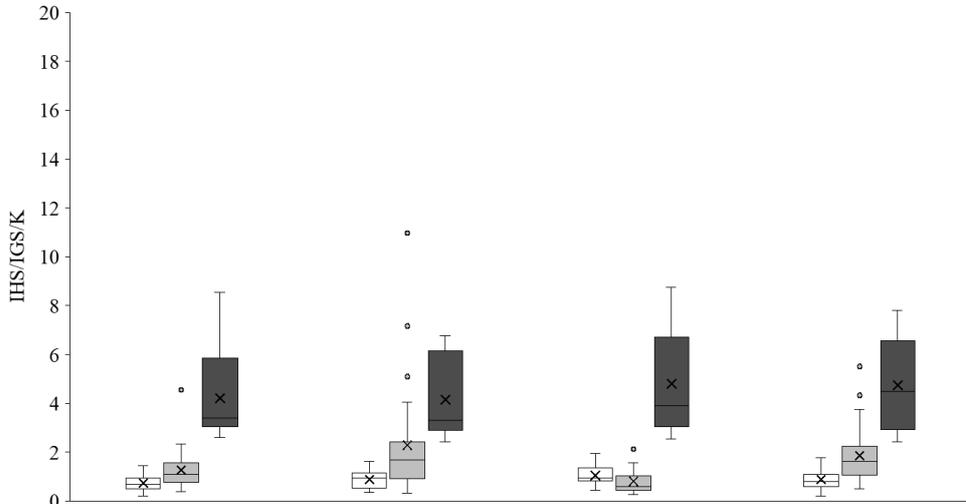
b) Análisis espacial de los índices somáticos

El análisis espacial de la variación de los índices somáticos (IHS, IGS y K) se realizó para cada zafra de análisis, comparando entre los cuatro sitios de muestreo.

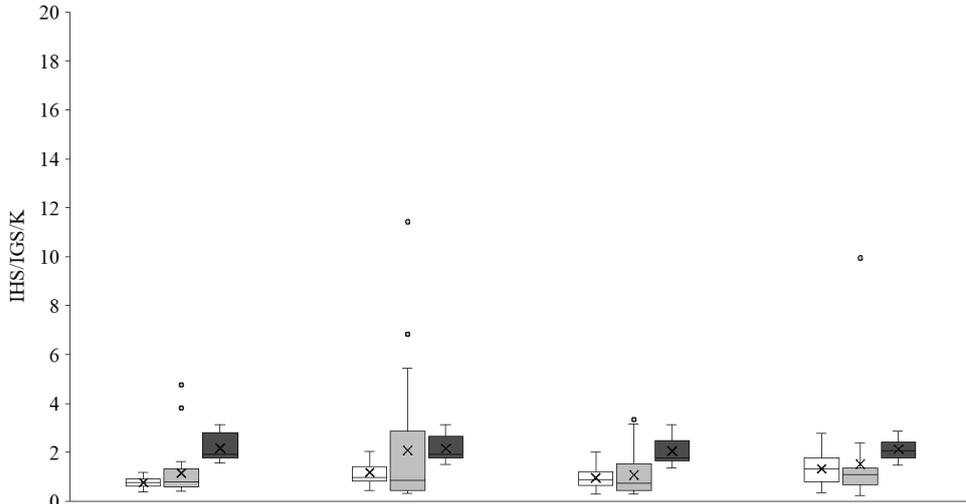
En las tres zafras se aplicaron análisis de varianza no paramétricos (Kruskal-Wallis), seguidos de test *post hoc* de Mann-Whitney, ya que los datos no mostraron distribución normal. En la Figura 7 se muestran los resultados obtenidos para cada zafra en gráficos box plot. Los análisis se realizaron para cada una de las especies de manera independiente.

Brychonamericus iheringii

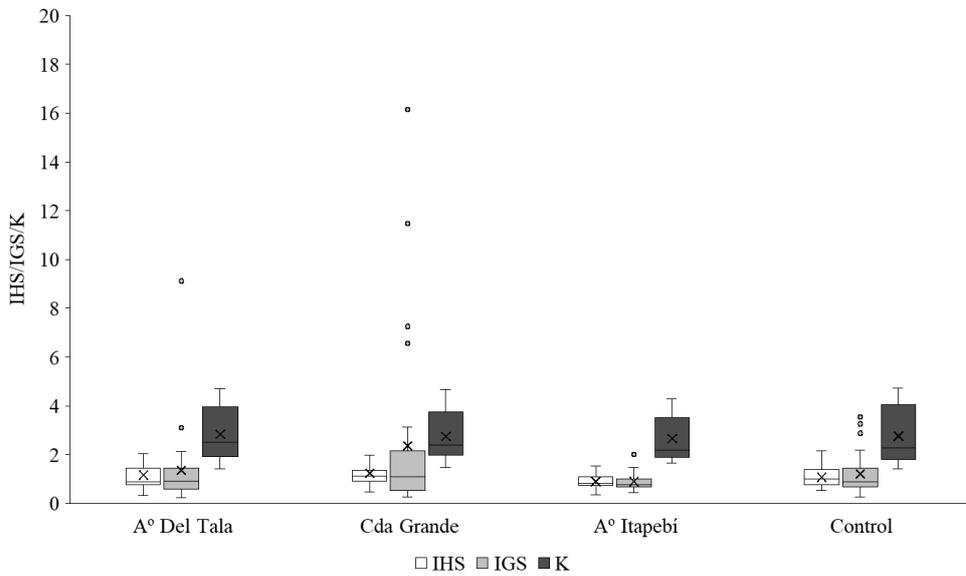
Zafra 2017/2018



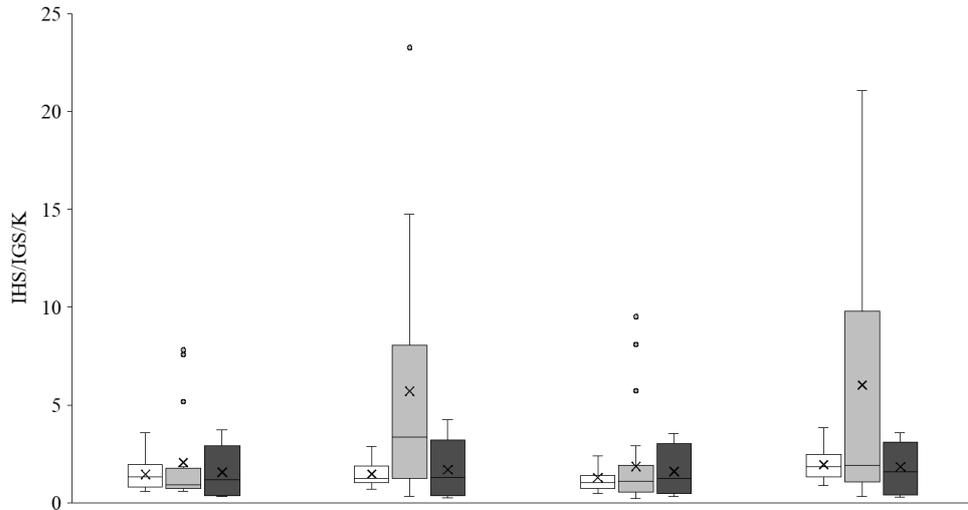
Zafra 2018/2019



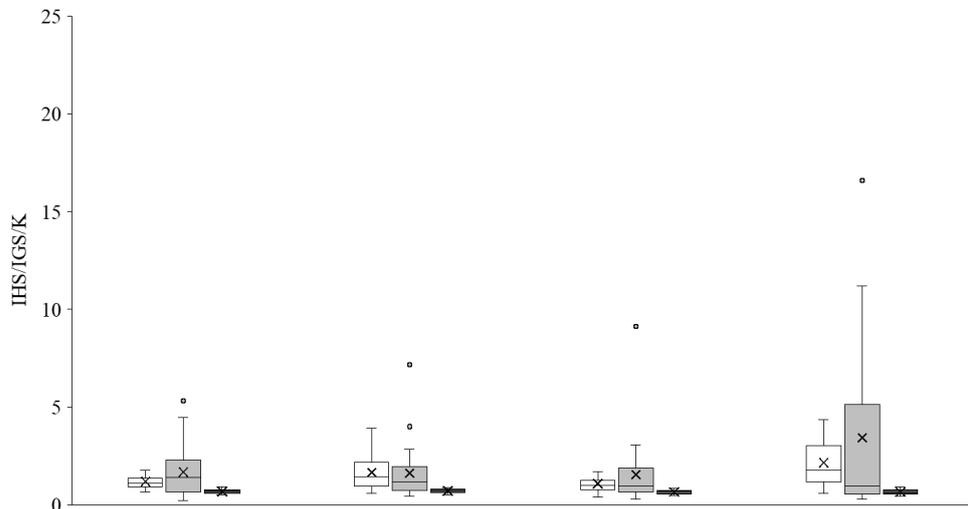
Zafra 2019/2020



Heptapterus mustelinus
Zafra 2017/2018



Zafra 2018/2019



Zafra 2019/2020

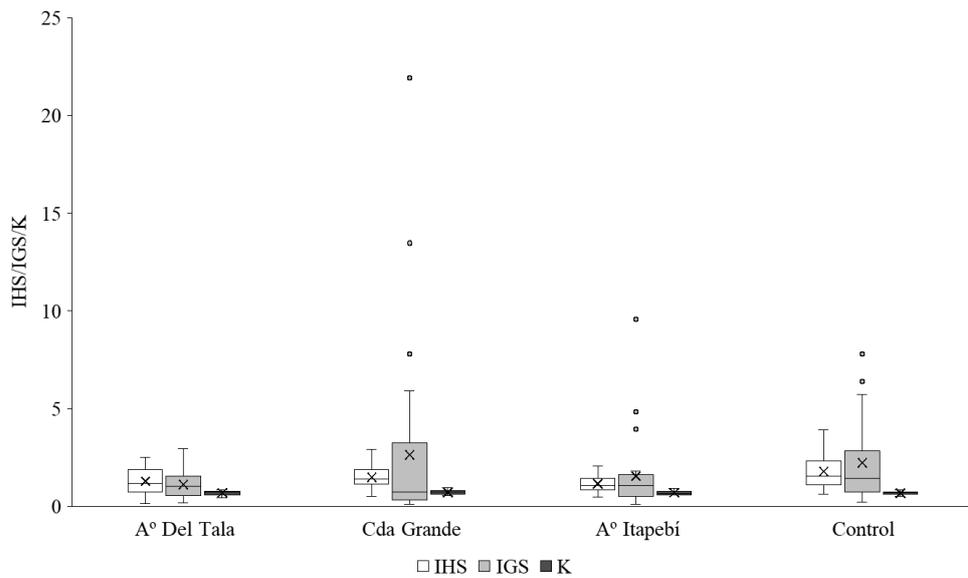


Figura 7. Variabilidad espacial de los índices somáticos (IHS, IGS y K) en cada zafra analizada para cada especie. Los gráficos box plot están representados por el valor medio, la mediana de la distribución de datos y el rango entre cuartiles (RIC) 25% y 75% (n máx=30 en cada sitio, para cada zafra y especie). Control: Cda. de la Isleta.

El IHS en la especie *H. mustelinus*, presentó un patrón espacial con significancia estadística en las tres zafras, siendo en el sitio control donde se registraron los mayores valores medios, y en el sitio en el A° Itapebí grande donde ocurrieron los menores valores medios (p zafra 2017/2018 = 0.007, p zafra 2018/2019 = 0.0001, p zafra 2019/2020 = 0.01). Por otro lado, para *B. iheringii*, únicamente se observaron diferencias estadísticamente significativas entre los sitios en la zafra 2018/2019 (p=0.0005), con valores en el sitio sobre el A° Del Tala inferiores a los restantes sitios, siendo el sitio control el que presentó valores mayores.

En cuanto al análisis espacial del IGS, para ambas especies se observaron diferencias con significancia estadística únicamente en la primera zafra (*B. iheringii* p=0.0006, *H. mustelinus* p=0.01), siendo en el sitio en la Cda. Grande donde se registraron los mayores valores y en el sitio sobre el A° Itapebí grande donde se registraron los menores valores. Como ya fuera mencionado en el análisis de la variación temporal, en el análisis del IGS no se discriminó entre hembras y machos, por lo cual el IGS fue el índice con mayor dispersión de los datos obtenidos, siendo el único índice que presentó valores atípicos (outliers).

El K no mostró diferencias significativas en ninguna de las zafras analizadas y en ninguna de las especies.

El análisis de correlación entre los índices somáticos y los índices de intensificación calculados en el Capítulo I, no mostró para ninguna de las especies relaciones con significancia estadística (Spearman. p>0.05).

Metabolismo energético

A continuación, se presentan los valores obtenidos para los niveles de glucógeno en hígado (GluH) y músculo (GluM), determinados en cada sitio y para cada muestreo, separado según la especie (Tabla 19).

Tabla 19. Valores de glucógeno en hígado y músculo determinados en cada sitio de muestreo para cada campaña discriminado por especie.

Los resultados se expresan con los valores medios \pm desvío estándar en $\mu\text{mol/g tejido}^{-1}$. GluH: glucógeno determinado en tejido hepático, GluM: glucógeno determinado en musculo.

Brychonamericus iheringii

Fecha	Biomarcador	Sitio			
		A° Del Tala	Cda. Grande	A° Itapebí grande	Cda. De la Isleta (control)
Agosto 2017	Gluc H	23.80 \pm 12.69	18.48 \pm 10.68	14.96 \pm 5.09	34.33 \pm 10.65
	Gluc M	1.86 \pm 0.58	1.66 \pm 0.39	1.63 \pm 0.51	2.34 \pm 0.81
Noviembre 2017	Gluc H	5.07 \pm 3.44	3.51 \pm 1.62	4.97 \pm 4.14	3.32 \pm 1.92
	Gluc M	1.80 \pm 0.83	1.82 \pm 0.54	1.97 \pm 0.20	1.70 \pm 0.54
Mayo 2018	Gluc H	2.71 \pm 1.48	7.36 \pm 5.68	2.91 \pm 0.65	2.56 \pm 1.25
	Gluc M	1.13 \pm 0.36	1.29 \pm 0.35	1.37 \pm 0.49	1.35 \pm 0.32
Agosto 2018	Gluc H	4.93 \pm 3.66	3.73 \pm 2.34	4.94 \pm 2.07	4.04 \pm 3.11
	Gluc M	0.76 \pm 0.23	1.21 \pm 0.26	1.09 \pm 0.19	1.25 \pm 0.36
Diciembre 2018	Gluc H	13.26 \pm 5.01	16.57 \pm 7.37	8.69 \pm 4.34	15.59 \pm 2.64
	Gluc M	2.41 \pm 0.29	2.49 \pm 0.57	2.20 \pm 0.47	1.58 \pm 0.35
Mayo 2019	Gluc H	11.37 \pm 8.62	8.11 \pm 3.90	10.67 \pm 6.16	8.76 \pm 6.00
	Gluc M	1.62 \pm 0.19	2.20 \pm 0.29	1.71 \pm 0.21	1.66 \pm 0.30
Agosto 2019	Gluc H	14.27 \pm 2.86	13.20 \pm 10.97	28.29 \pm 9.25	21.83 \pm 7.64
	Gluc M	0.97 \pm 0.09	1.20 \pm 0.34	1.00 \pm 0.20	0.95 \pm 0.15
Diciembre 2019	Gluc H	19.86 \pm 7.65	17.32 \pm 3.87	16.86 \pm 12.18	17.74 \pm 2.98
	Gluc M	1.20 \pm 0.16	0.77 \pm 0.25	1.73 \pm 0.27	1.36 \pm 0.25
Junio 2020	Gluc H	5.21 \pm 3.21	1.75 \pm 1.27	3.94 \pm 1.83	2.85 \pm 2.18
	Gluc M	0.73 \pm 0.27	0.82 \pm 0.25	0.77 \pm 0.12	0.84 \pm 0.18

Heptapterus mustelinus

Fecha	Biomarcador	Sitio			
		A° Del Tala	Cda. Grande	A° Itapebí grande	Cda. De la Isleta (control)
Agosto 2017	Gluc H	24.12 \pm 11.05	9.54 \pm 4.14	8.40 \pm 4.72	7.51 \pm 1.06
	Gluc M	1.77 \pm 0.44	1.50 \pm 0.32	1.47 \pm 0.59	2.13 \pm 0.79
Noviembre 2017	Gluc H	3.69 \pm 2.23	-	5.15 \pm 3.12	1.82*
	Gluc M	1.29 \pm 0.40	1.28 \pm 0.27	1.47 \pm 0.93	0.96 \pm 0.43
Mayo 2018	Gluc H	5.40 \pm 3.22	2.44 \pm 1.01	2.83 \pm 1.03	3.93 \pm 2.98
	Gluc M	1.33 \pm 0.63	1.12 \pm 0.45	0.97 \pm 0.53	1.23 \pm 0.34
Agosto 2018	Gluc H	5.96 \pm 4.80	2.44 \pm 0.84	3.42 \pm 1.54	3.11 \pm 1.18
	Gluc M	1.19 \pm 0.63	1.14 \pm 0.32	1.03 \pm 0.28	1.20 \pm 0.35
Diciembre 2018	Gluc H	9.29 \pm 4.76	12.69 \pm 6.01	11.95 \pm 5.06	19.68 \pm 2.48
	Gluc M	2.33 \pm 0.35	2.55 \pm 0.58	1.62 \pm 0.31	1.23 \pm 0.53
Mayo 2019	Gluc H	14.11 \pm 4.43	6.56 \pm 2.36	13.32 \pm 3.41	7.78 \pm 2.48
	Gluc M	1.87 \pm 0.40	1.94 \pm 0.28	1.69 \pm 0.21	1.75 \pm 0.52
Agosto 2019	Gluc H	23.19 \pm 8.71	11.18 \pm 3.02	16.65 \pm 7.65	14.21 \pm 4.31
	Gluc M	1.61 \pm 0.66	1.33 \pm 0.51	1.24 \pm 0.17	1.49 \pm 0.28
Diciembre 2019	Gluc H	30.16 \pm 5.58	9.83 \pm 2.02	16.98 \pm 8.64	19.09 \pm 11.26
	Gluc M	1.56 \pm 0.26	0.88 \pm 0.26	1.58 \pm 0.33	0.92 \pm 0.24
Junio 20	Gluc H	5.71 \pm 3.74	2.37 \pm 0.82	3.54 \pm 2.07	4.07 \pm 3.33
	Gluc M	0.83 \pm 0.18	0.82 \pm 0.22	0.78 \pm 0.20	0.82 \pm 0.16

*único dato debido a la incidencia de individuos juveniles que no pudieron diseccionarse. La ausencia de datos refleja idéntica situación.

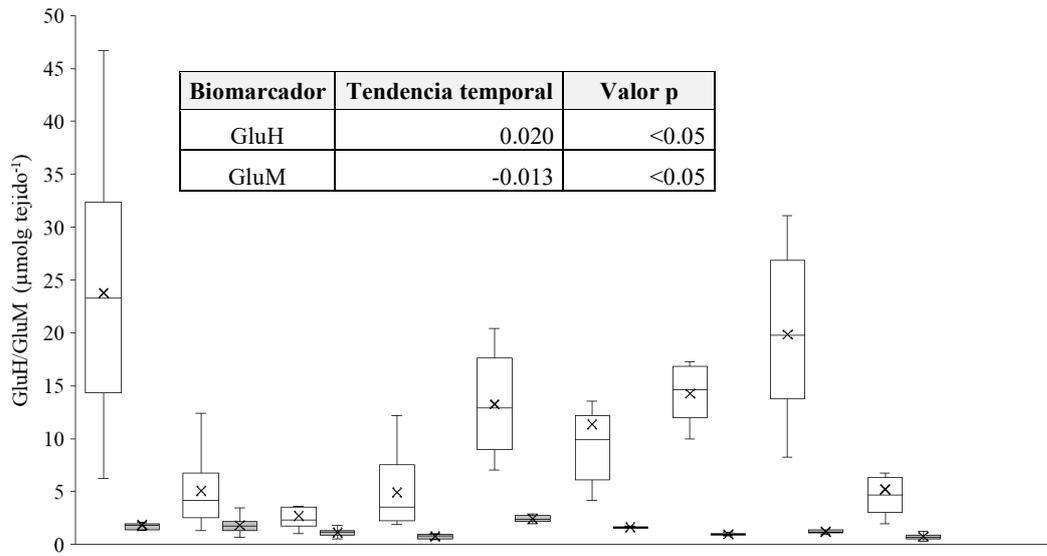
Para ambas especies los niveles de GluH mostraron una mayor dispersión de datos (0.5 a 46.7 $\mu\text{mol g tejido}^{-1}$) que el rango de los niveles de GluM (0.3 y 7.1 $\mu\text{mol g tejido}^{-1}$). En tal sentido, los coeficientes de variación muestran que el GluH en ambas especies son superiores a 80%, mientras que para el GluM se encuentran en el entorno de 45%. Si bien en ambos casos se corresponde con muestras no homogéneas (porcentaje mayor a 30%), un mayor valor del coeficiente de variación indica una mayor heterogeneidad de los valores de la variable.

a) Análisis temporal intra-sitio del metabolismo energético

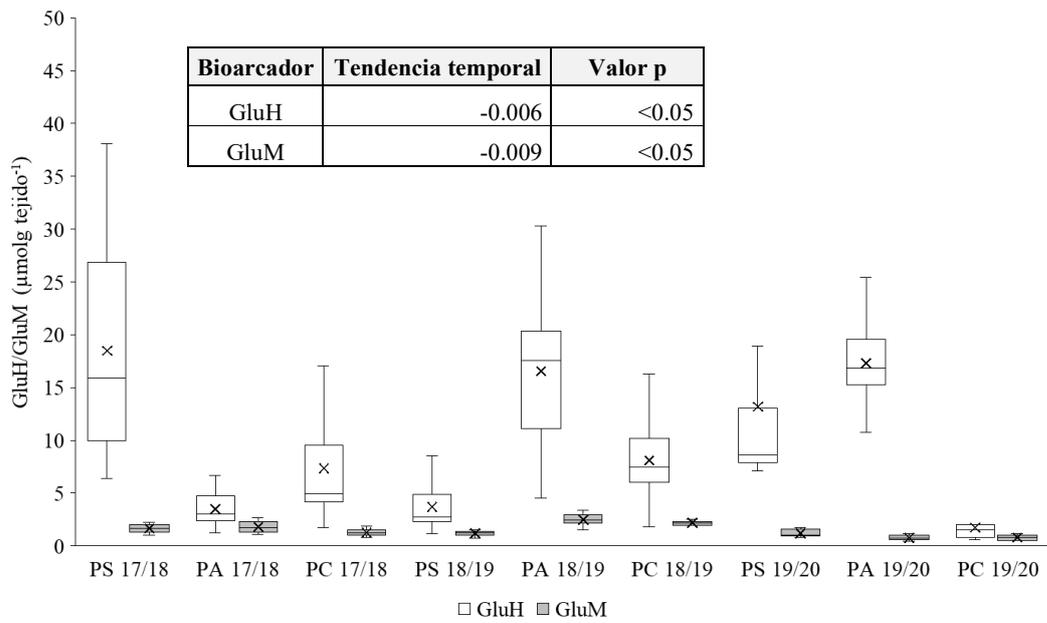
Para el análisis de la variabilidad temporal de los niveles de glucógeno en hígado y en músculo en cada uno de los sitios de muestreo se aplicaron análisis de varianza no paramétricos (Kruskal-Wallis) ya que los datos no presentaban distribución normal, seguidos de test post hoc de Mann-Whitney. En la Figura 8 se muestran los resultados obtenidos para cada sitio en gráficos box plot. Los análisis se realizaron para cada una de las especies de manera independiente.

Brychonamericus iheringii

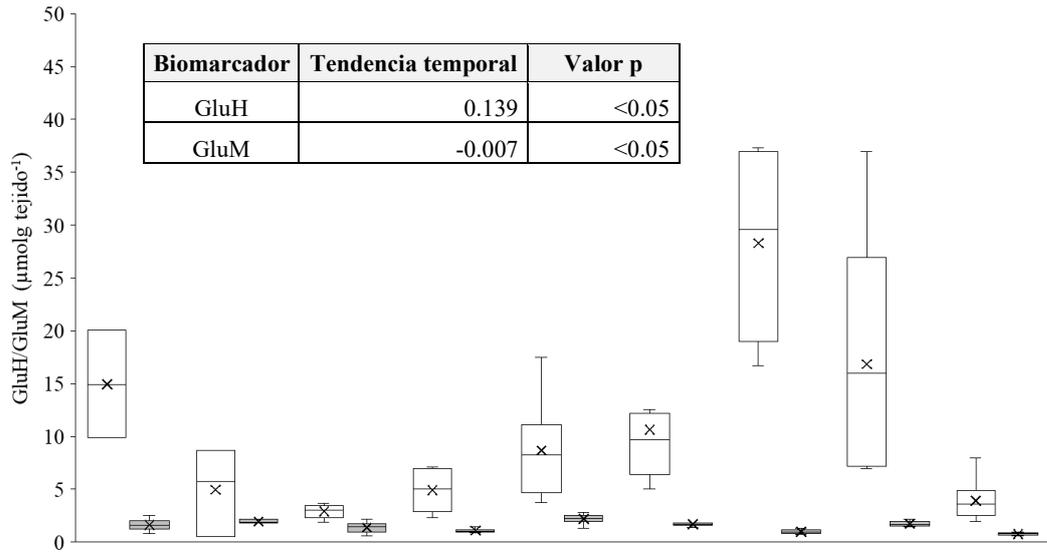
A° Del Tala



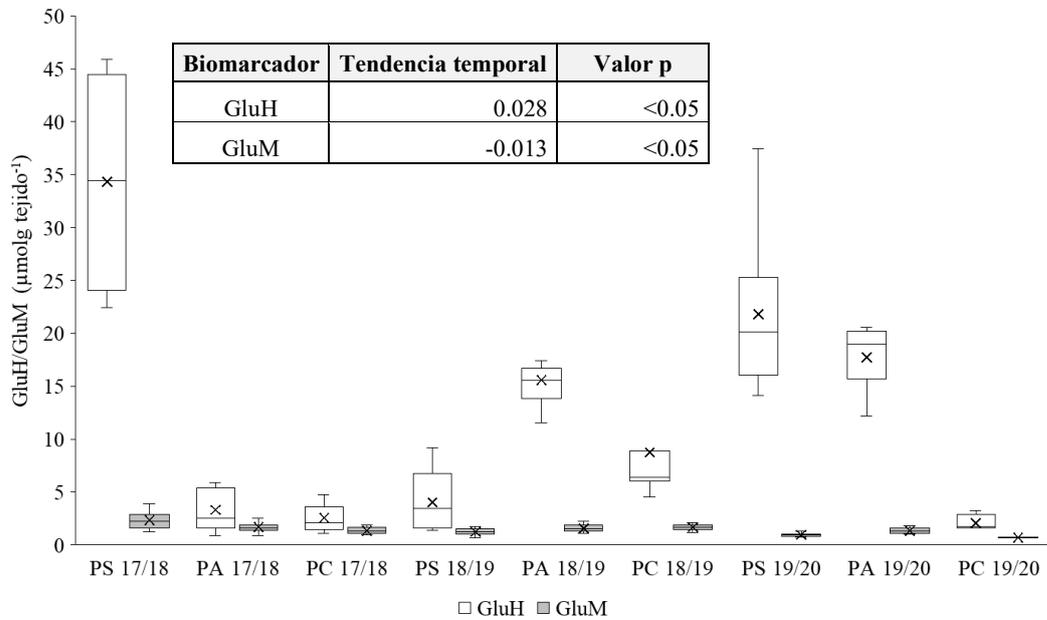
Cda. Grande



A° Itapebí grande

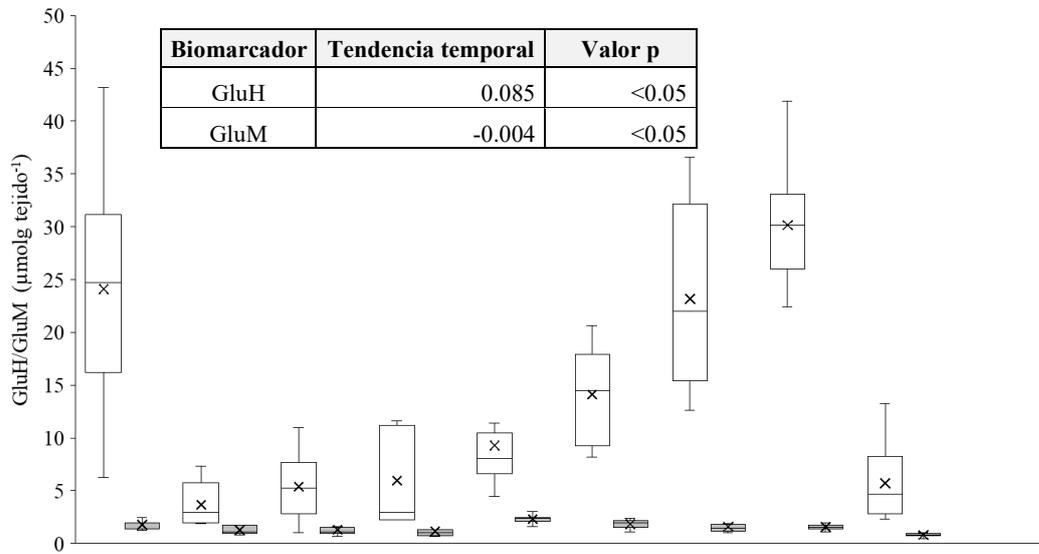


Cda. de la Isleta (control)

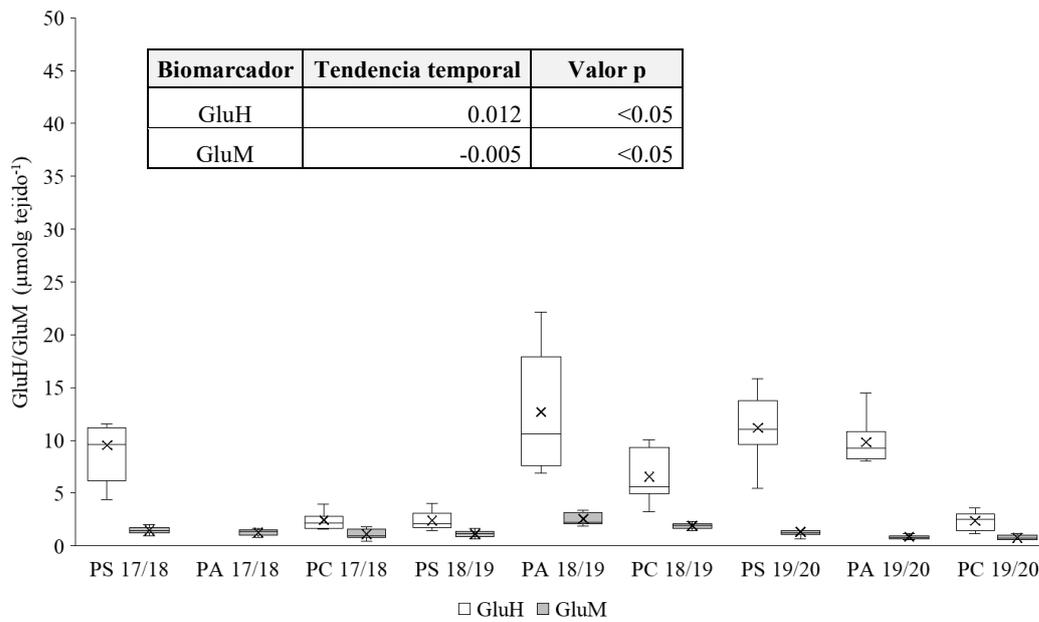


Heptapterus mustelinus

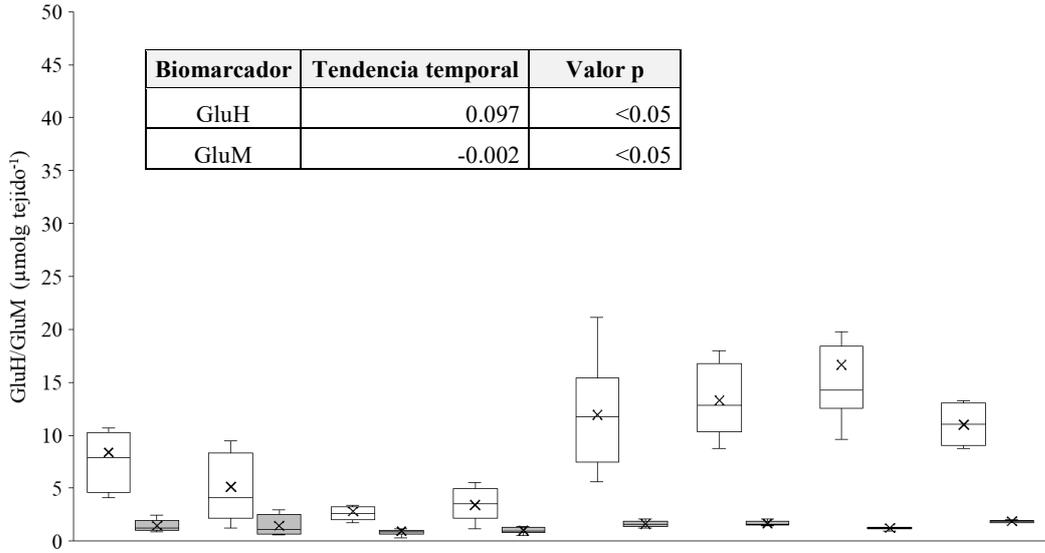
A° Del Tala



Cda Grande



A° Itapebí grande



Cda. de la Isleta (control)

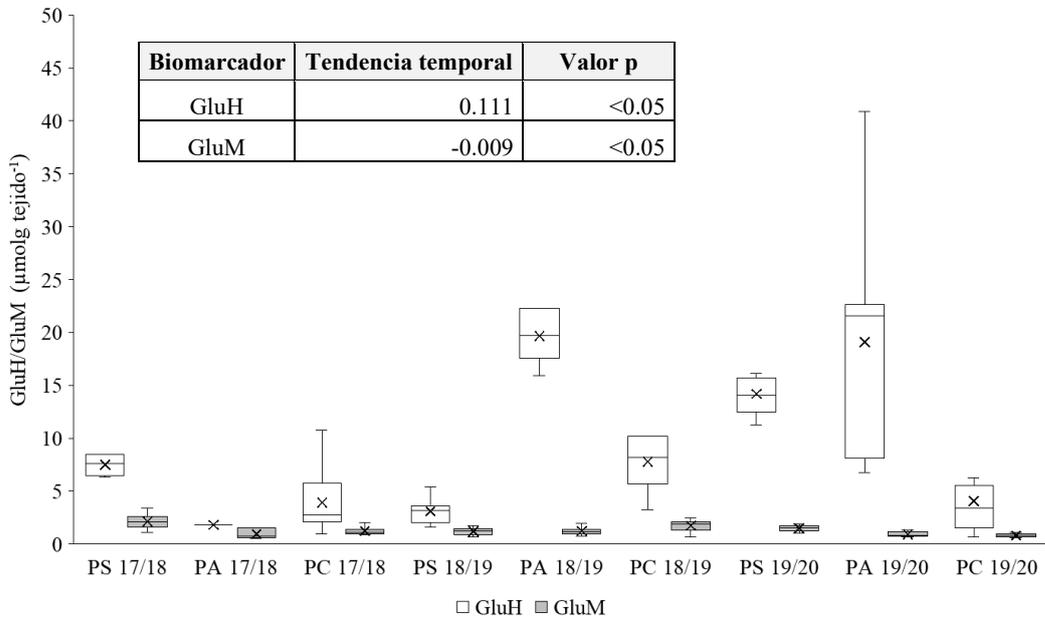


Figura 8. Variabilidad temporal de los niveles de glucógeno en hígado y músculo (GluH y GluM respectivamente) para cada sitio de muestreo y para cada especie.

Los gráficos box plot están representados por el valor medio, la mediana de la distribución de datos y el rango entre cuartiles (RIC) 25% y 75% (n máx=10 en cada campaña muestreo, para cada sitio). PS: Pre siembra, PA: Post aplicaciones, PC: Post cosecha. A modo de ejemplo PS 17/18 corresponde al momento pre siembra de la zafra 2017/2018. Se presentan los valores de tendencia y estadísticos para cada sitio.

Los niveles de GluM presentaron en ambas especies una tendencia temporal a la disminución, con diferencias estadísticamente significativas entre los muestreos, siendo en el sitio control donde se observó una tendencia más pronunciada, contrariamente al sitio A° Itapebí grande, donde esta tendencia fue menos pronunciada. En cuanto a los valores de GluH, el comportamiento fue inverso, es decir, con una tendencia temporal al aumento, salvo en el sitio Cda. Grande (en *B. iheringii*). Para los niveles de GluH se observaron diferencias en cuanto a los resultados por especie, siendo en *B. iheringii* el sitio A° Itapebí grande el que presentó la tendencia temporal más pronunciada, mientras que en *H. mustelinus* esto ocurrió en el sitio control (Cda. de la Isleta).

En la Tabla 20 se muestran los resultados del análisis de correlación realizado entre los niveles de GluM y GluH con los factores meteorológicos y de manejo agropecuario. Únicamente se encontraron correlaciones con significancia estadística y con un coeficiente de correlación mayor a 0.4 (fuerza media) entre los niveles de glucógeno en músculo y el factor meteorológico días sin lluvia previo al muestreo, en la especie *Brychonomericus iheringii*.

Tabla 20. Correlación de Spearman entre los valores de glucógeno en hígado y musculo (GluH y GluM, respectivamente), los factores meteorológicos y las variables de manejo agronómico para ambas especies. Se consideraron la totalidad de los datos (n=27, nueve campañas de muestreo, tres cuencas). DSPM: días sin lluvia previo al muestreo; PEA: precipitación acumulada del evento anterior; PA: precipitación acumulada desde aplicaciones; FA: cantidad aplicada de fertilizantes; FiA: cantidad aplicada de fitosanitarios.

Brychonamericus iheringii

Biomarcador	Variable	p	Coefficiente de correlación
GluH	DSPM	0.767	-0.060
	PEA	0.320	0.199
	PA	0.427	-0.160
	FA	0.412	0.168
	FiA	0.687	-0.081
GluM	DSPM	<0.05	0.416
	PEA	0.206	-0.252
	PA	0.975	-0.006
	FA	0.702	0.079
	FiA	0.257	0.226

Heptapterus mustelinus

Biomarcador	Variable	p	Coefficiente de correlación
GluH	DSPM	0.447	-0.156
	PEA	0.899	0.026
	PA	0.747	-0.066
	FA	0.254	0.237
	FiA	0.857	0.037
GluM	DSPM	0.447	-0.156
	PEA	0.899	0.026
	PA	0.747	-0.066
	FA	0.254	0.237
	FiA	0.857	0.037

En la Tabla 21 se presenta el análisis de correlación de Spearman realizado entre los niveles de GluH y GluM para ambas especies y el Índice de calidad de agua (ICA) calculado en el Capítulo II. Los resultados indican que, para ambas especies, existen correlaciones con significancia estadística ($p < 0.05$) y con un coeficiente de correlación mayor a 0.4 (fuerza media) entre los niveles de GluH y el ICA

Tabla 21. Correlación de Spearman entre los niveles de glucógeno en hígado y músculo (Glu H y Glu M respectivamente) con el ICA para cada especie. Se consideraron la totalidad de los datos (n=36, nueve campañas de muestreo, cuatro cuencas).

Brychonamericus iheringii

Biomarcador	p	Coefficiente de correlación
GluH	<0.05	-0.432
GluM	0.060	0.316

Heptapterus mustelinus

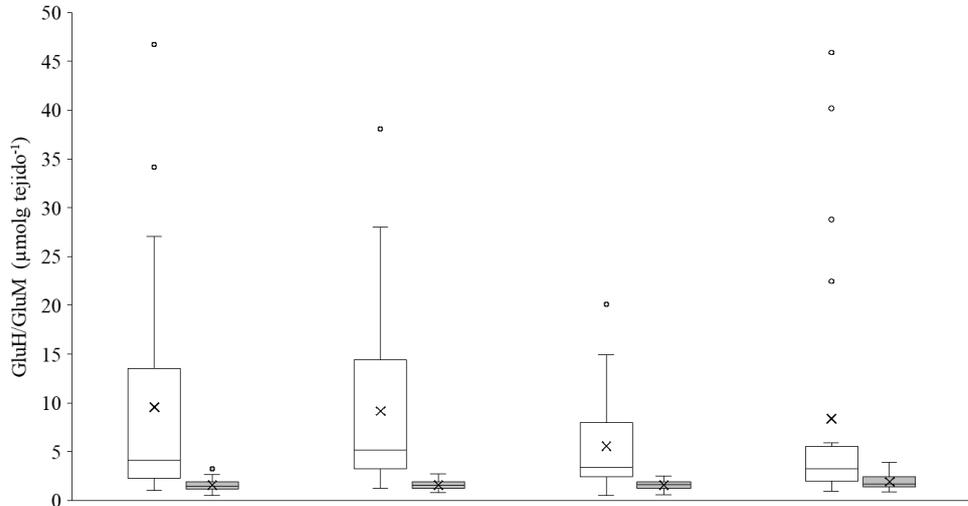
Biomarcador	p	Coefficiente de correlación
GluH	<0.05	-0.616
GluM	0.588	-0.094

b) Análisis espacial del metabolismo energético

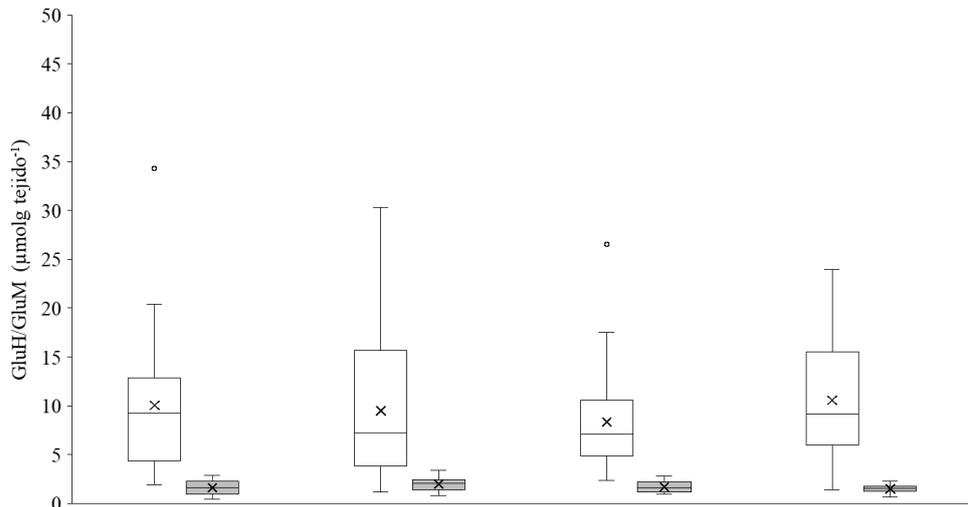
El análisis espacial de la variación de los niveles de GluH y GluM se realizó para cada zafra de análisis, comparando entre los cuatro sitios de muestreo.

En las tres zafras se aplicaron análisis de varianza no paramétricos (Kruskal-Wallis). seguidos de test post hoc de Mann-Whitney, ya que los datos no mostraron distribución normal. En la Figura 9 se muestran los resultados obtenidos para cada zafra en gráficos box plot. Dado que los niveles de GluH presentaron amplia distribución de los valores en comparación con los niveles en músculo, la expresión gráfica de esta variable presenta valores atípicos (outliers) en ambas especies. Los análisis se realizaron para cada una de las especies de manera independiente.

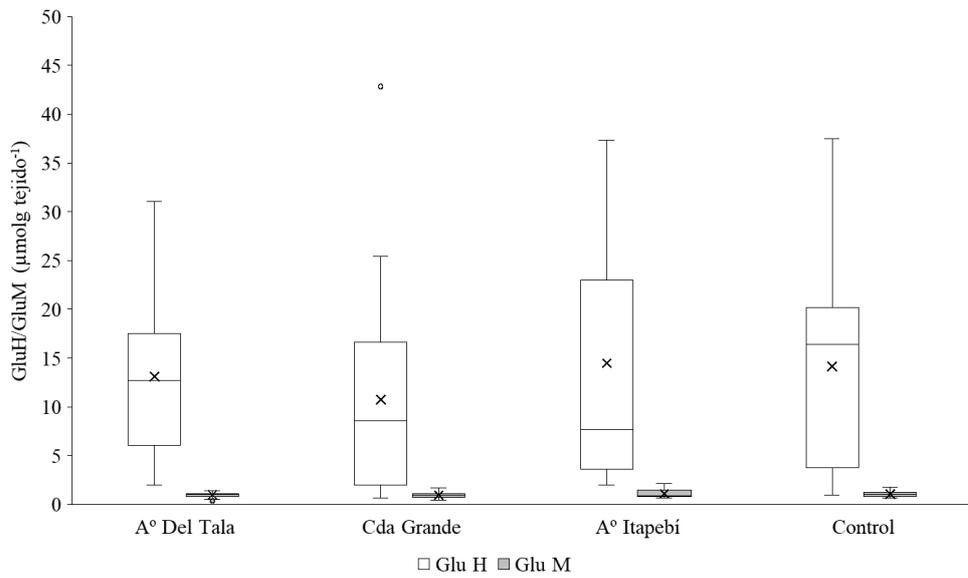
Brychonamericus iheringii
Zafra 2017/2018



Zafra 2018/2019

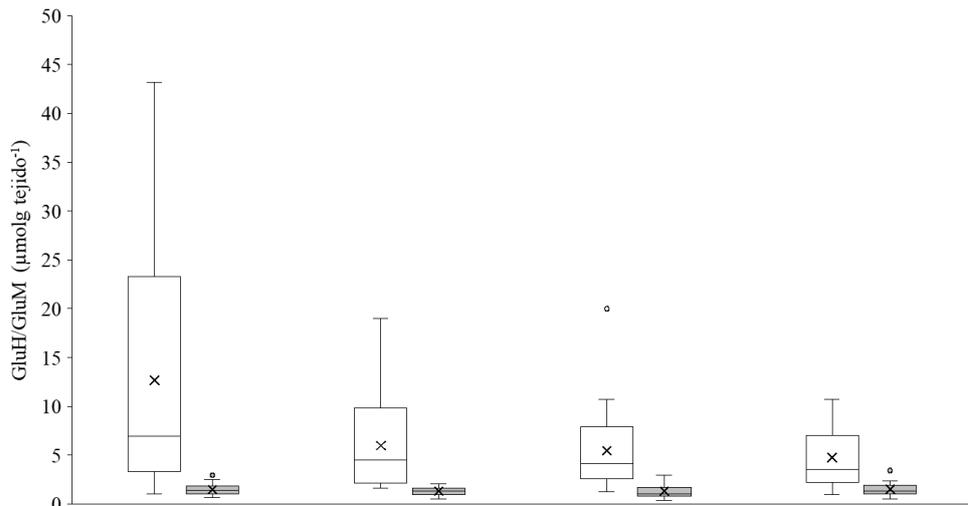


Zafra 2019/2020

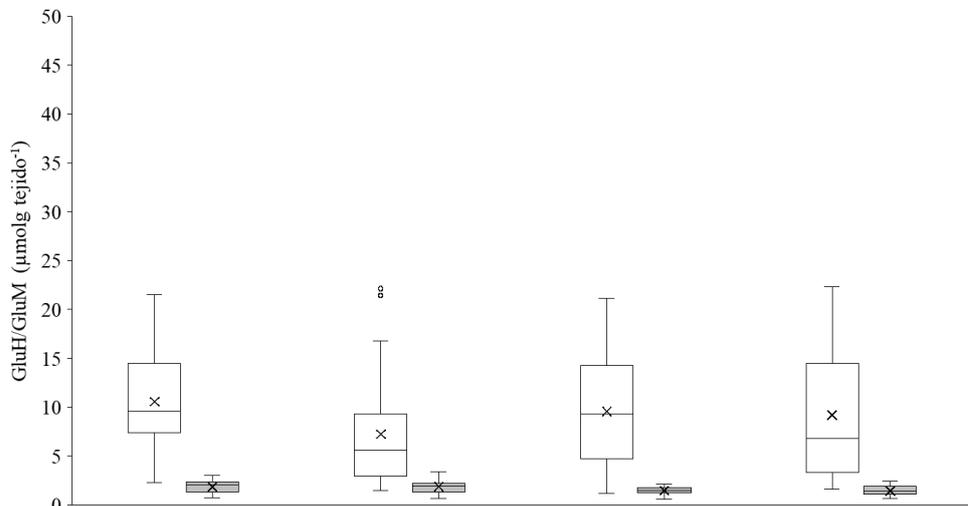


□ Glu H ■ Glu M

Heptapterus mustelinus
Zafra 2017/2018



Zafra 2018/2019



Zafra 2019/2020

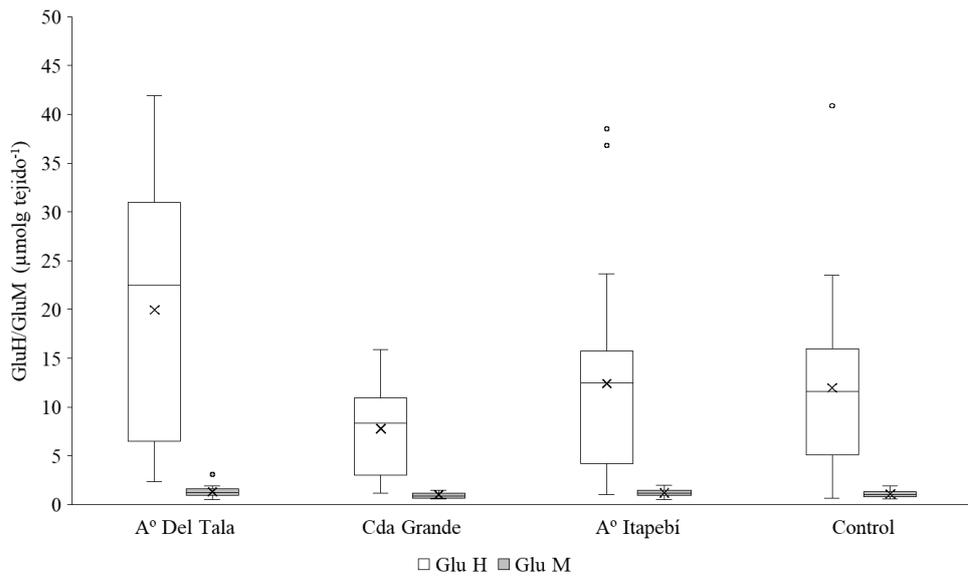


Figura 9. Variabilidad espacial de niveles de glucógeno en hígado y músculo (GluH y Glu M respectivamente) en cada zafra analizada para cada especie. Los gráficos box plot están representados por el valor medio, la mediana de la distribución de datos y el rango entre cuartiles (RIC) 25% y 75% (n máx=30 en cada sitio, para cada zafra y especie). Control: Cda. de la Isleta

Los resultados obtenidos muestran que para *B. iheringii* no se observaron diferencias estadísticamente significativas entre los sitios de muestreo, ni para los niveles de de GluH ni de GluM, en ninguna de las tres zafas analizadas.

Sin embargo, para *H. mustelinus* sí se observaron diferencias con significancia estadística entre los sitios, pero únicamente en la segunda y tercera zafra en análisis. En la segunda zafra se presentaron diferencias en los valores de GluM, siendo los niveles encontrados en Cda. Grande significativamente más elevados que los del sitio control y los del A° Itapebí grande ($p=0.005$). En la última zafra se observaron diferencias tanto en hígado como en músculo. En el caso de los niveles de GluH, los valores en el A° Del Tala presentaron valores significativamente más elevados que en los restantes sitios ($p=0.0008$), mientras que los niveles de GluM en los individuos en el sitio Cda. Grande fueron significativamente más bajos con respecto a los encontrados en los sitios A° Itapebí grande y A° Del Tala ($p=0.04$).

La evaluación de la variación espacial de los niveles de GluH y GluM para ambas especies fue completada con el análisis de correlación entre estos biomarcadores y los índices de intensificación calculados en el Capítulo I. Los resultados muestran que únicamente en la especie *B. iheringii* existió correlación entre los valores de GluM y el índice de intensificación basado en la aplicación de nitrógeno ($N\ ha^{-1}$) (Tabla 22).

Tabla 22. Valores de correlación de Spearman entre los niveles de glucógeno en hígado y músculo para cada especie, con los índices de intensificación.
Se consideraron la totalidad de los datos (n=27, nueve campañas de muestreo, tres cuencas).

Bryconamericus iheringii

Biomarcador	Variable	p	Coefficiente de correlación
GluH	AG/AC	0.728	-0.070
	IIS	0.732	0.069
	IIP	0.970	-0.008
	Fi ha ⁻¹	0.641	0.093
	P ha ⁻¹	0.695	0.079
	N ha ⁻¹	0.393	0.171
GluM	AG/AC	0.552	0.120
	IIS	0.596	-0.107
	IIP	0.708	-0.076
	Fi ha ⁻¹	0.480	-0.142
	P ha ⁻¹	0.197	-0.256
	N ha ⁻¹	<0.05	-0.411

Heptapterus mustelinus

Biomarcador	Variable	p	Coefficiente de correlación
GluH	AG/AC	0.377	-0.181
	IIS	0.473	0.147
	IIP	0.568	-0.117
	Fi ha ⁻¹	0.214	0.252
	P ha ⁻¹	0.806	0.051
	N ha ⁻¹	0.195	0.263
GluM	AG/AC	0.843	0.012
	IIS	0.677	0.084
	IIP	0.155	-0.281
	Fi ha ⁻¹	0.365	0.181
	P ha ⁻¹	0.449	-0.152
	N ha ⁻¹	0.664	-0.088

Efectos neurotóxicos

El análisis de los potenciales efectos neurotóxicos en los organismos expuestos fue realizado evaluando la actividad acetilcolinesterasa cerebral de los ejemplares capturados para cada especie. En la Tabla 23 se presentan los valores obtenidos para para dicho biomarcador determinados en cada sitio y para cada muestreo, separado según la especie.

Tabla 23. Resultado de la actividad específica acetilcolinesterasa cerebral para individuos de cada especie desglosado según sitio y campaña de muestreo.

Los resultados se expresan con los valores medios \pm desvío estándar en función del tiempo y del contenido total de proteína ($\text{nmol min}^{-1}\text{mg prot}^{-1}$).

Brychonamericus iheringii

Fecha	Sitio			
	A° Del Tala	Cda. Grande	A° Itapebí grande	Cda. De la Isleta (control)
Agosto 2017	2.67 \pm 2.26	3.28 \pm 2.31	5.83 \pm 3.98	2.87 \pm 2.26
Noviembre 2017	3.52 \pm 3.07	3.49 \pm 2.07	2.33 \pm 0.29	2.44 \pm 1.01
Mayo 2018	0.98 \pm 0.60	3.79 \pm 2.03	2.17 \pm 1.32	0.79 \pm 0.68
Agosto 2018	1.93 \pm 0.80	2.58 \pm 0.84	3.78 \pm 2.13	3.19 \pm 1.90
Diciembre 2018	5.95 \pm 5.64	3.67 \pm 1.90	2.50 \pm 1.15	3.88 \pm 2.64
Mayo 2019	1.82 \pm 1.33	0.85 \pm 0.53	1.62 \pm 0.77	1.27 \pm 0.52
Agosto 2019	1.35 \pm 0.72	1.77 \pm 2.84	1.80 \pm 0.63	1.51 \pm 0.66
Diciembre 2019	1.88 \pm 1.04	7.11 \pm 5.93	1.77 \pm 0.60	1.93 \pm 0.79
Junio 2020	2.86 \pm 1.76	1.03 \pm 0.55	2.38 \pm 0.82	1.84 \pm 1.60

Heptapterus mustelinus

Fecha	Sitio			
	A° Del Tala	Cda. Grande	A° Itapebí grande	Cda. De la Isleta (control)
Agosto 2017	3.39 \pm 1.86	3.16 \pm 1.55	3.89 \pm 3.04	2.68 \pm 1.66
Noviembre 2017	5.81 \pm 4.03	3.59 \pm 3.20	4.04 \pm 1.39	3.80 \pm 1.25
Mayo 2018	6.89 \pm 6.69	8.34 \pm 6.42	4.12 \pm 2.67	1.38 \pm 1.22
Agosto 2018	1.64 \pm 0.65	2.16 \pm 1.16	2.76 \pm 1.79	6.32 \pm 5.16
Diciembre 2018	2.34 \pm 0.96	3.76 \pm 3.36	3.54 \pm 1.77	3.34 \pm 1.90
Mayo 2019	2.29 \pm 1.77	1.09 \pm 0.39	1.80 \pm 1.09	1.60 \pm 0.79
Agosto 2019	1.75 \pm 1.15	2.25 \pm 2.11	2.62 \pm 1.91	2.27 \pm 0.76
Diciembre 2019	2.66 \pm 0.82	2.23 \pm 0.91	2.52 \pm 0.87	2.79 \pm 1.46
Junio 2020	2.07 \pm 1.05	1.53 \pm 0.51	2.00 \pm 0.97	2.01 \pm 1.40

Los resultados indican que en *B. iheringii* los menores valores medios de la actividad se observan en el sitio A° Del Tala ($2.6 \text{ nmol min}^{-1} \text{ mg prot}^{-1}$) con una alta dispersión de los datos entre los momentos de muestreo (CV: 107%), mientras que los mayores valores medios se obtuvieron tanto en el A° Itapebí grande como en el sitio control (3.0

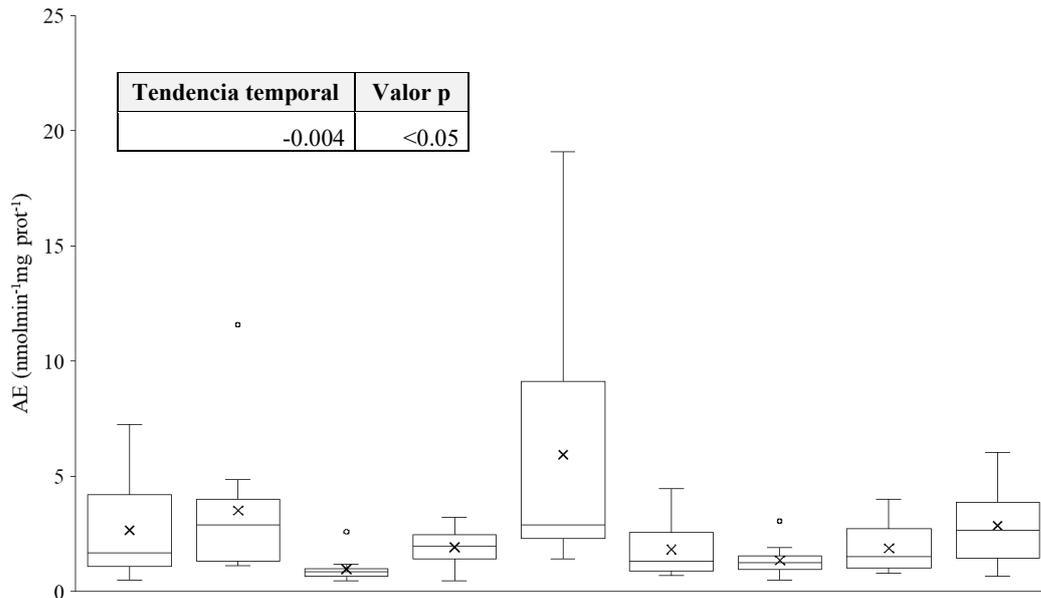
nmol min⁻¹ mg prot⁻¹), pero con menores valores en el coeficiente de variación (80%). En el caso de *H. mustelinus* los menores valores medios se obtuvieron en el sitio control (2.8 nmol min⁻¹ mg prot⁻¹) y los mayores se registraron tanto en los sitios A° Del Tala y Cda Grande, a la vez que los menores coeficientes de variación se obtuvieron en el A° Itapebí grande (65%).

a) Análisis temporal intra-sitio de los efectos neurotóxicos

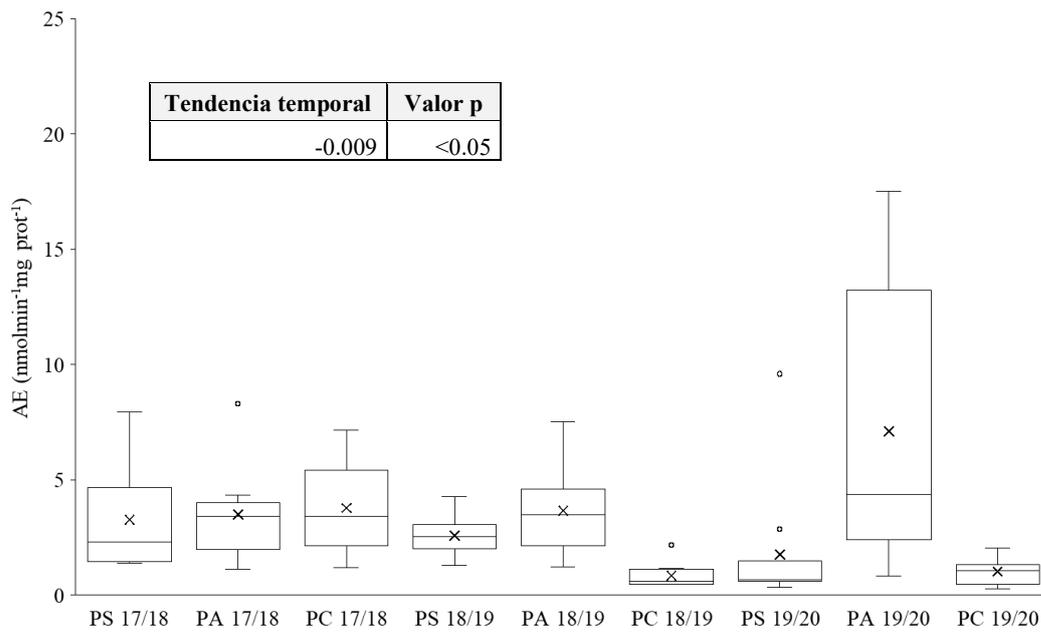
Para el análisis de la variabilidad temporal de la actividad acetilcolinesterasa cerebral en cada uno de los sitios de muestreo se aplicaron análisis de varianza no paramétricos (Kruskal-Wallis). ya que los datos no presentaban distribución normal, seguidos de test *post hoc* de Mann-Whitney. En la Figura 10 se muestran los resultados obtenidos para cada sitio en gráficos box plot. Los análisis se realizaron para cada una de las especies de manera independiente.

Brychonomericus iheringii

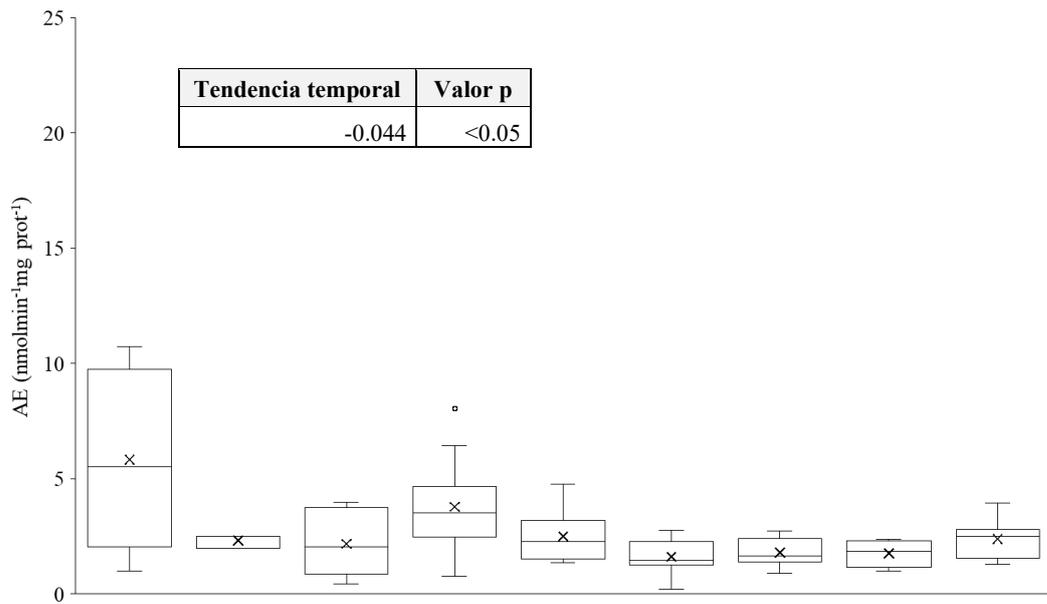
A° Del Tala



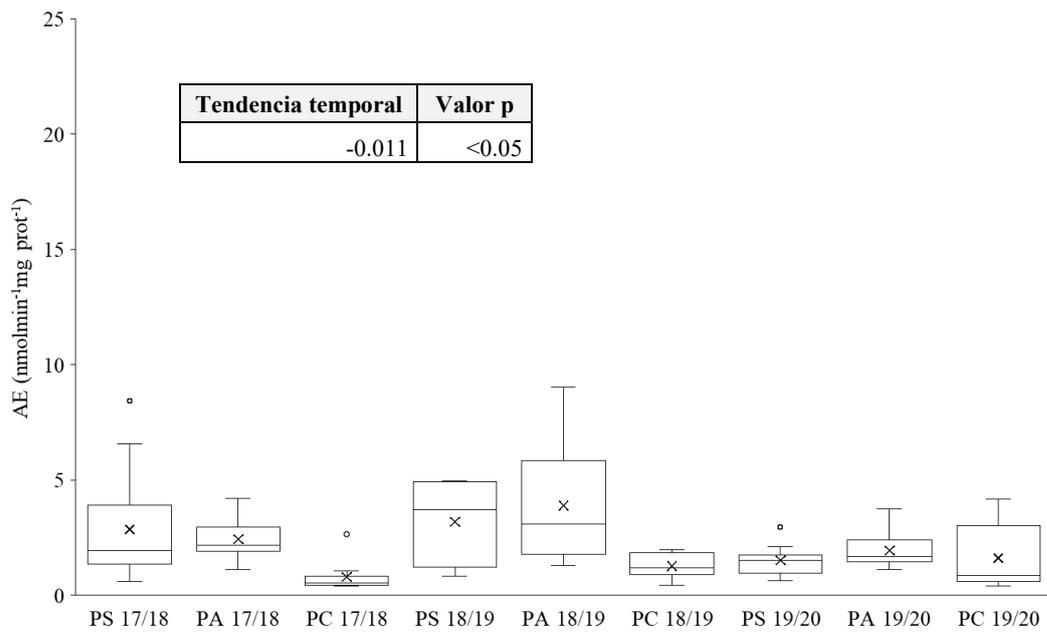
Cda. Grande



A° Itapebí grande

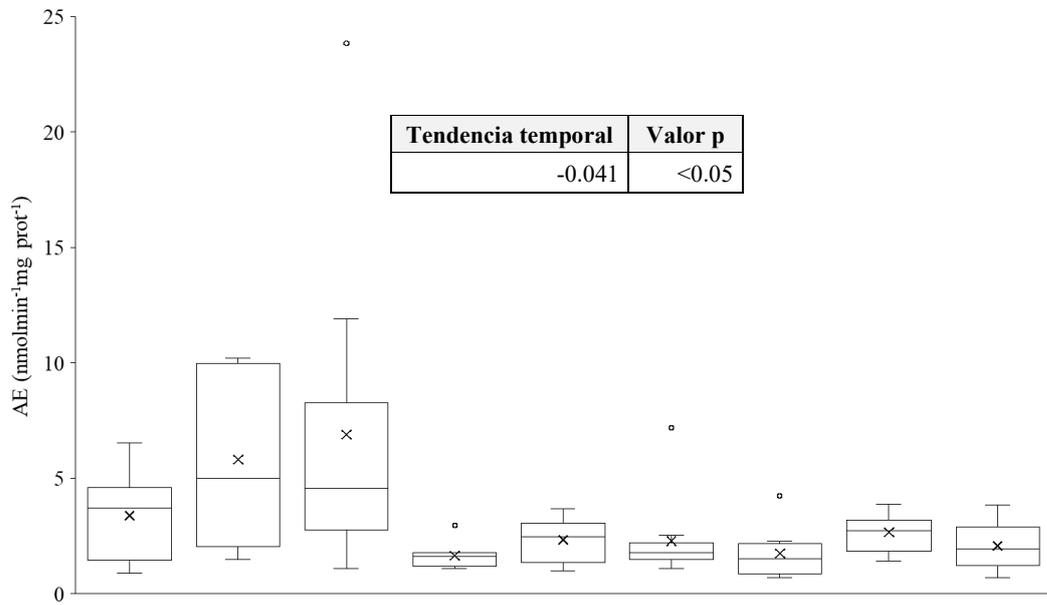


Cda. de la Isleta (control)

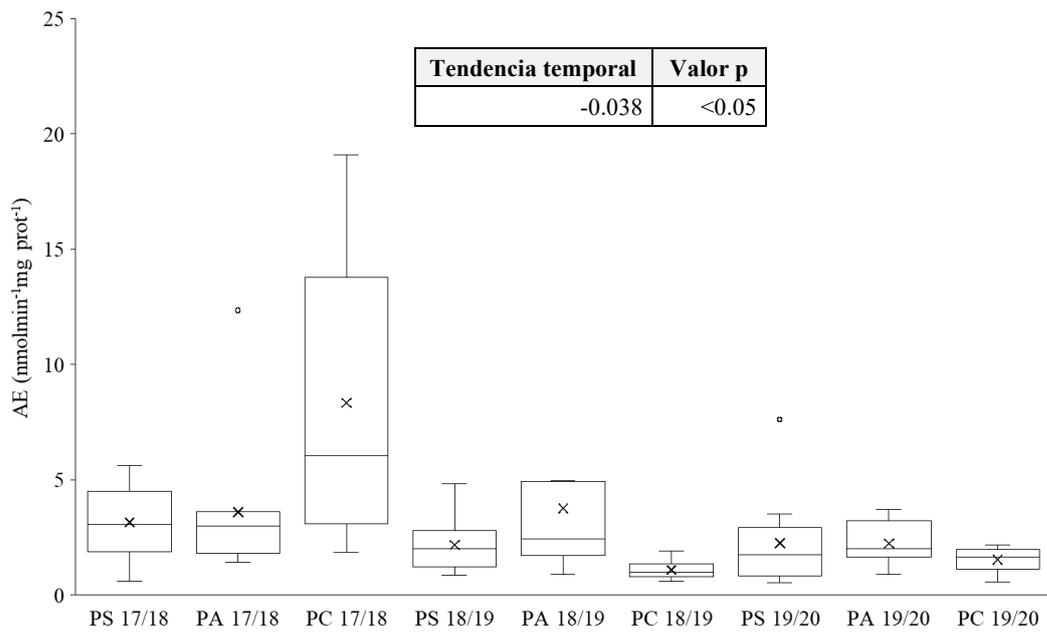


Heptapterus mustelinus

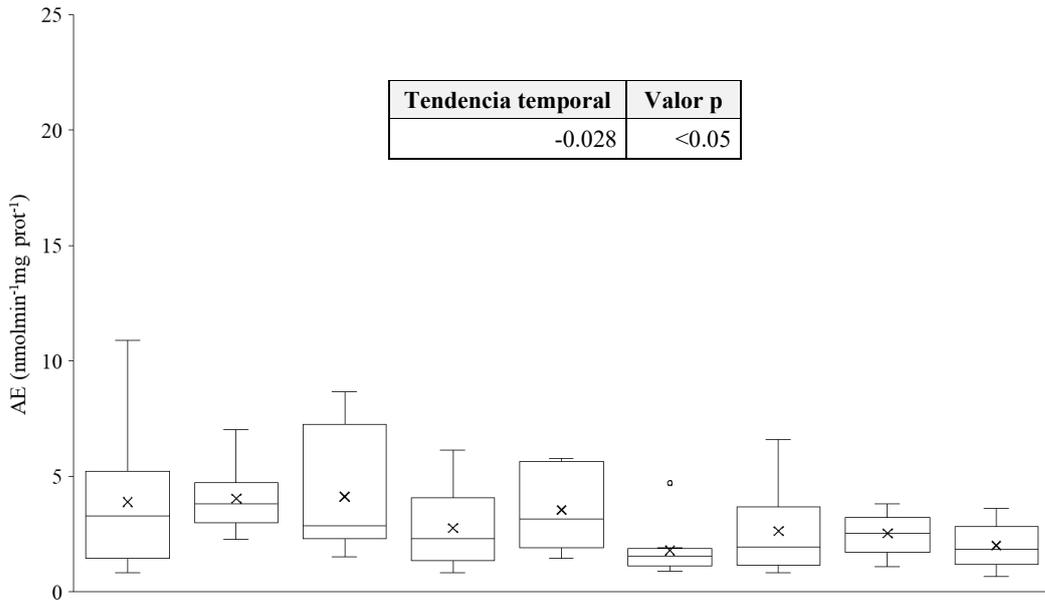
A° Del Tala



Cda Grande



A° Itapebí grande



Cda. de la Isleta (control)

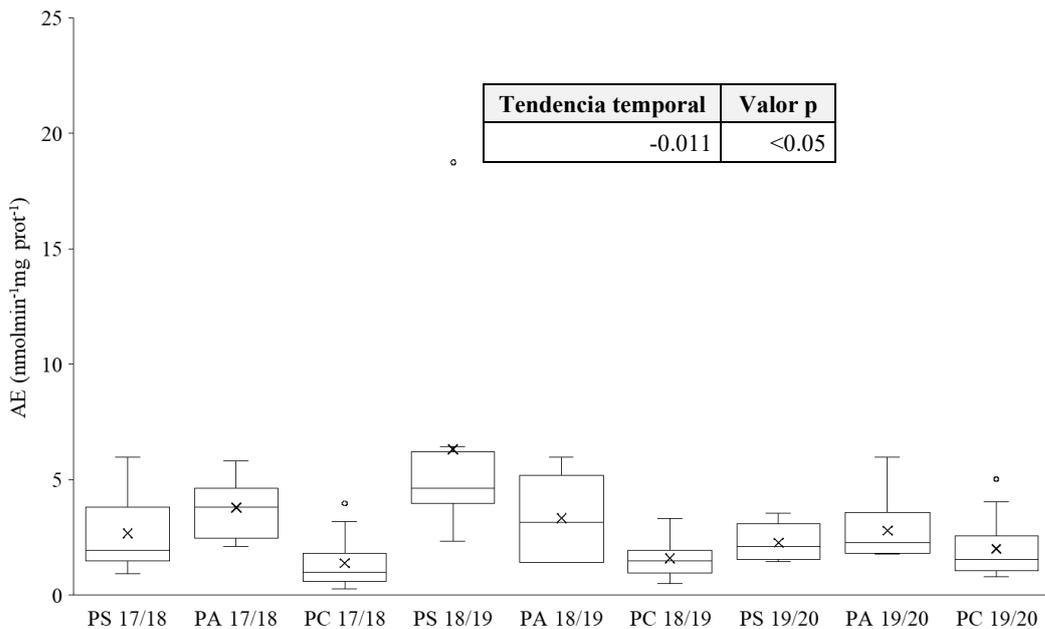


Figura 10. Variabilidad temporal de la actividad específica acetilcolinesterasa cerebral (AE) para cada sitio de muestreo analizado para cada especie.

Los gráficos box plot están representados por el valor medio, la mediana de la distribución de datos y el rango entre cuartiles (RIC) 25% y 75% (n máx=10 en cada campaña muestreo, para cada sitio y especie). PS: Pre siembra, PA: Post aplicaciones, PC: Post cosecha. A modo de ejemplo PS 17/18 corresponde al momento pre siembra de la zafra 2017/2018. Se presentan los valores de tendencia y estadísticos para cada sitio.

Para ambas especies se observa una tendencia temporal a la disminución de la actividad específica acetilcolinesterasa cerebral, con diferencias estadísticamente significativas entre los muestreos. Se observaron diferencias en los resultados por especie, siendo en *B. iheringii* el sitio Itapebí grande el que presentó la tendencia más pronunciada, lo que para *H. mustelinus* ocurrió en el sitio A° Del Tala.

En la Tabla 24 se muestran los resultados del análisis de correlación realizado entre los valores de la actividad específica de acetilcolinesterasa cerebral con los factores meteorológicos y de manejo agropecuario. Para ambas especies únicamente se encontraron correlaciones con significancia estadística y con un coeficiente de correlación mayor a 0.4 (fuerza media), con el factor meteorológico días sin lluvia previo al muestreo, siendo en *H. mustelinus* donde se obtuvo un mayor coeficiente de correlación, indicando que más del 60% de los valores se encuentran correlacionados directamente.

Tabla 24. Correlación de Spearman entre los valores de actividad específica acetilcolinesterasa cerebral (AE), los factores meteorológicos y las variables de manejo agronómico para cada especie.

Se consideraron la totalidad de los datos (n = 27, nueve campañas de muestreo, tres cuencas). DSPM: días sin lluvia previo al muestreo; PEA: precipitación acumulada del evento anterior; PA: precipitación acumulada desde aplicaciones; FA: cantidad aplicada de fertilizantes; FiA: cantidad aplicada de fitosanitarios.

Brychonamericus iheringii

Variable	p	Coefficiente de correlación
DSPM	<0.05	0.405
PEA	0.753	-0.064
PA	0.141	-0.291
FA	0.609	0.103
FiA	0.829	0.044

Heptapterus mustelinus

Variable	p	Coefficiente de correlación
DSPM	<0.05	0.817
PEA	0.315	0.201
PA	0.226	-0.241
FA	0.678	0.084
FiA	0.267	0.222

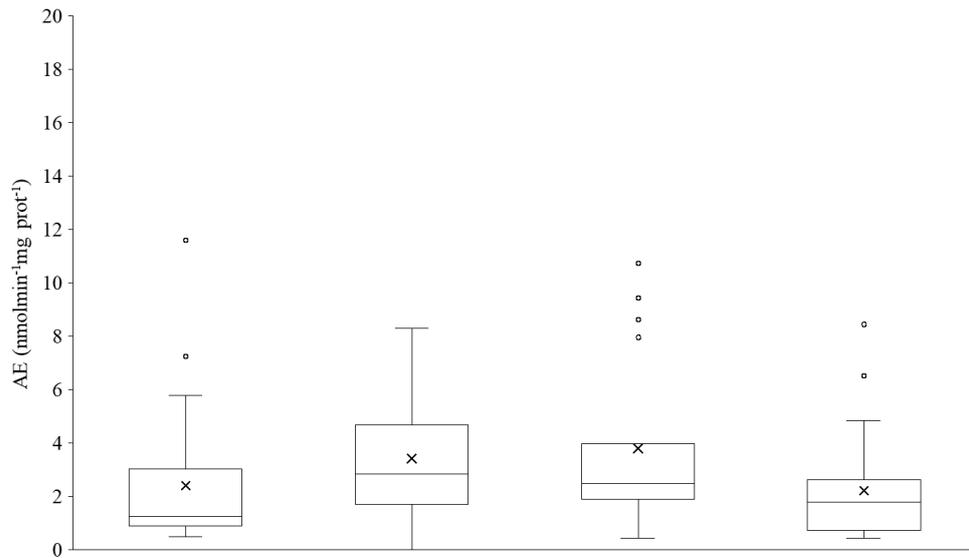
Con respecto a la correlación con el ICA, únicamente *H. mustelinus* presentó correlación con significancia estadística ($p < 0.05$) y con un coeficiente de correlación de 0.4 (fuerza media) entre los valores actividad acetilcolinesterasa cerebral y el ICA, siendo esta correlación de carácter directa.

b) Análisis espacial de los efectos neurotóxicos

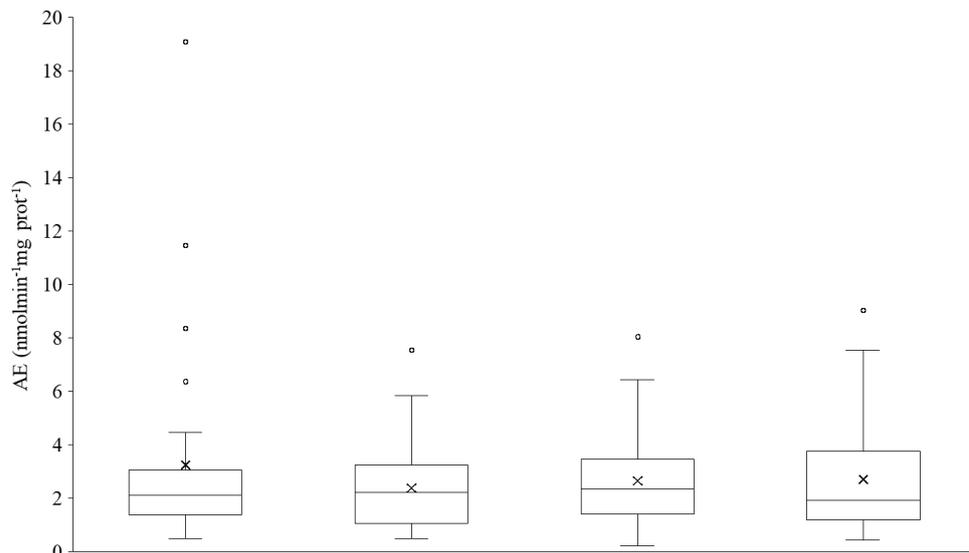
En la Figura 11 se muestran los resultados obtenidos de la actividad acetilcolinesterasa cerebral para cada zafra. Los análisis se realizaron para cada una de las especies de manera independiente.

Los resultados obtenidos mostraron para ambas especies leves diferencias entre los sitios de muestreo únicamente en la primera zafra (2017/2018). En el caso de *B. iheringii*, la actividad en los sitios A° Del Tala y control fue significativamente menor que en los restantes sitios ($p = 0.01$), mientras que para *H. mustelinus* la actividad en el sitio control fue también significativamente inferior ($p = 0.009$).

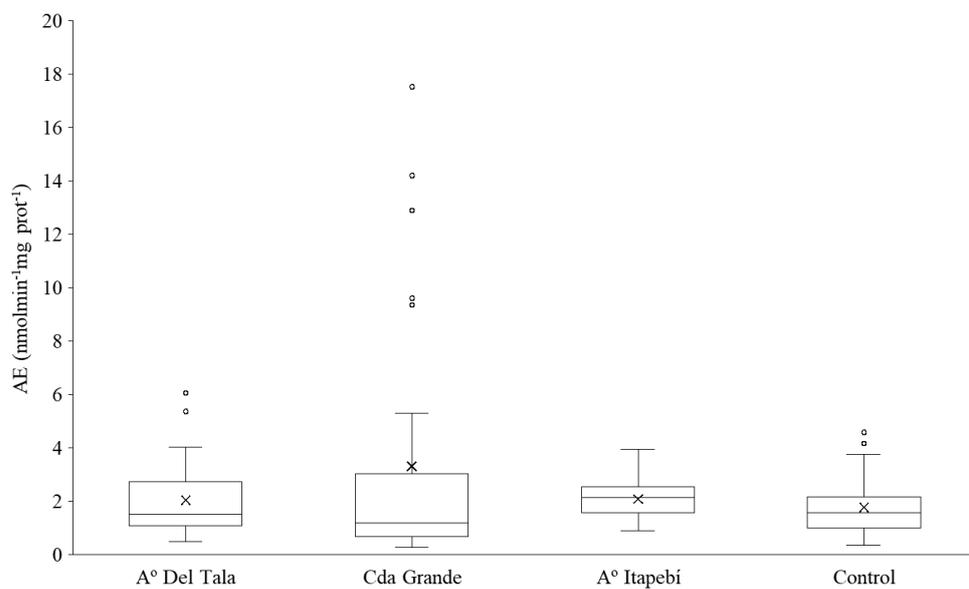
Brychonomericus iheringii
Zafra 2017/2018



Zafra 2018/2019

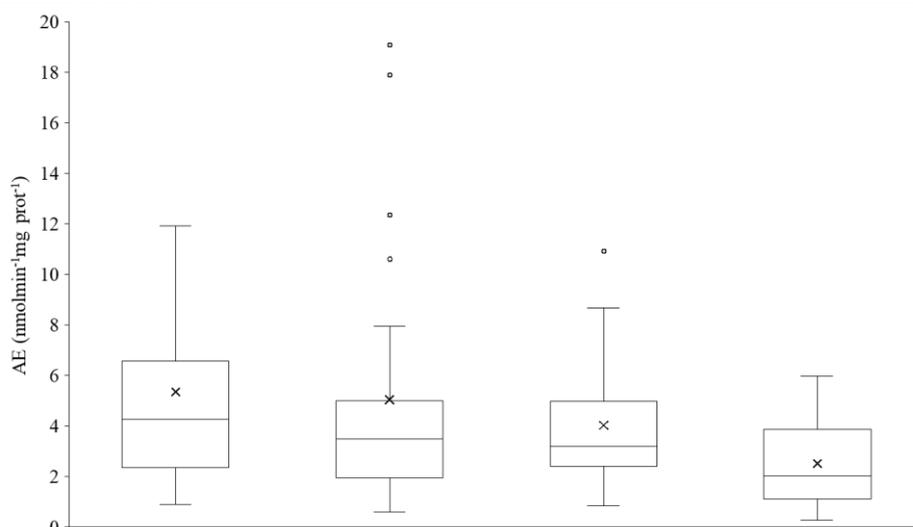


Zafra 2019/2020

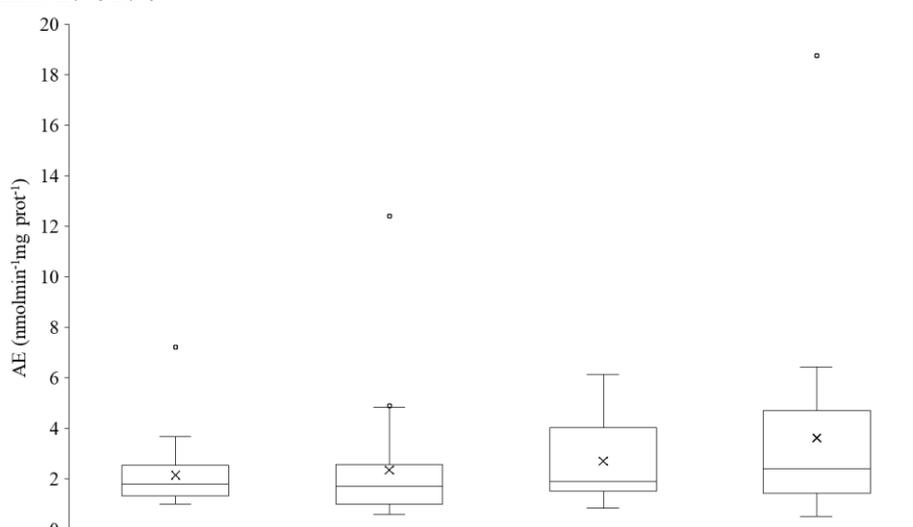


Heptapterus mustelinus

Zafra 2017/2018



Zafra 2018/2019



Zafra 2019/2020

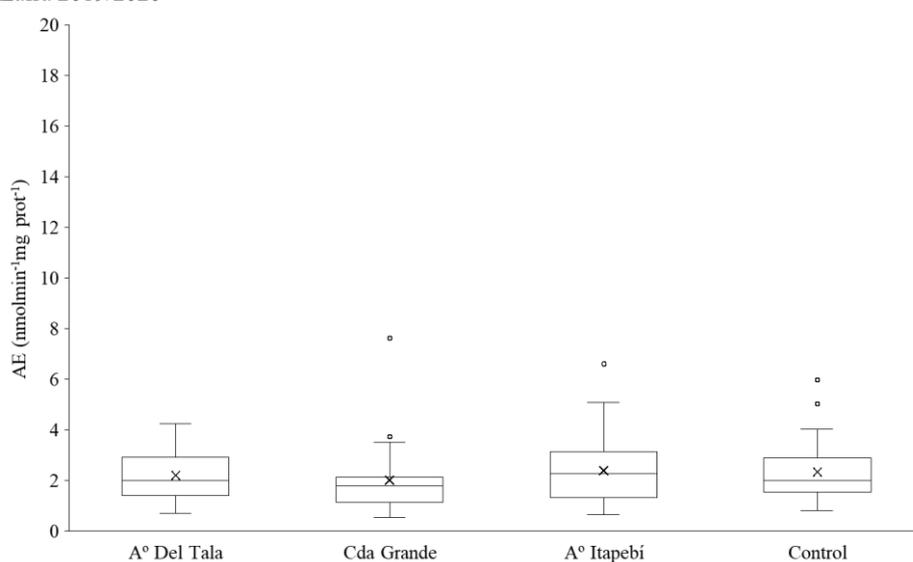


Figura 11. Variabilidad espacial de la actividad acetilcolinesterasa cerebral (AE) en cada zafra analizada para cada especie.

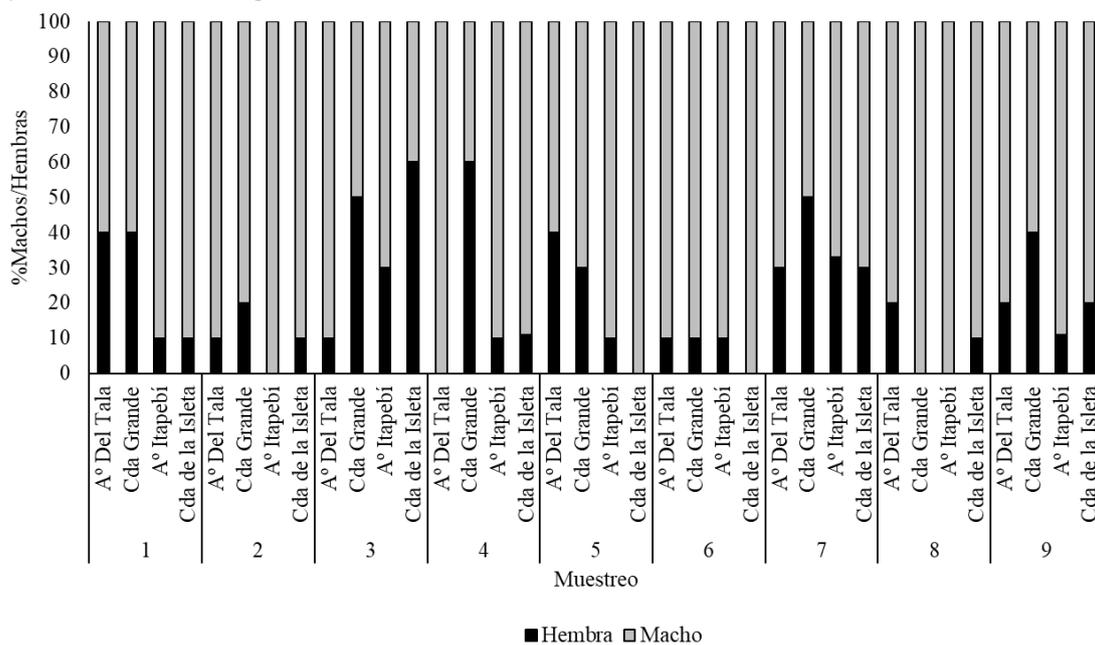
Los gráficos box plot están representados por el valor medio, la mediana de la distribución de datos y el rango entre cuartiles (RIC) 25% y 75% (n máx=30 en cada sitio, para cada zafra y especie). Control: Cda. de la Isleta.

La evaluación de la variación espacial de la actividad acetilcolinesterasa cerebral para ambas especies fue completada con el análisis de correlación entre este biomarcador y los índices e intensificación calculados en el Capítulo I. Los resultados indicaron que en ninguna de las especies los valores de la actividad acetilcolinesterasa cerebral se correlacionaron con significancia estadística ($p < 0.05$) con los índices de intensificación.

Correlación entre biomarcadores

Se realizaron análisis de correlación entre los biomarcadores analizados para cada especie, y en virtud de que en la evaluación individual de cada uno de los biomarcadores no se consideró la variable sexos de los individuos, para el análisis de la correlación entre los biomarcadores sí se incluyó esta variable. La Figura 12 muestra la distribución de sexos en cada sitio y en cada muestreo para cada especie.

Brychonamericus iheringii



Heptapterus mustelinus

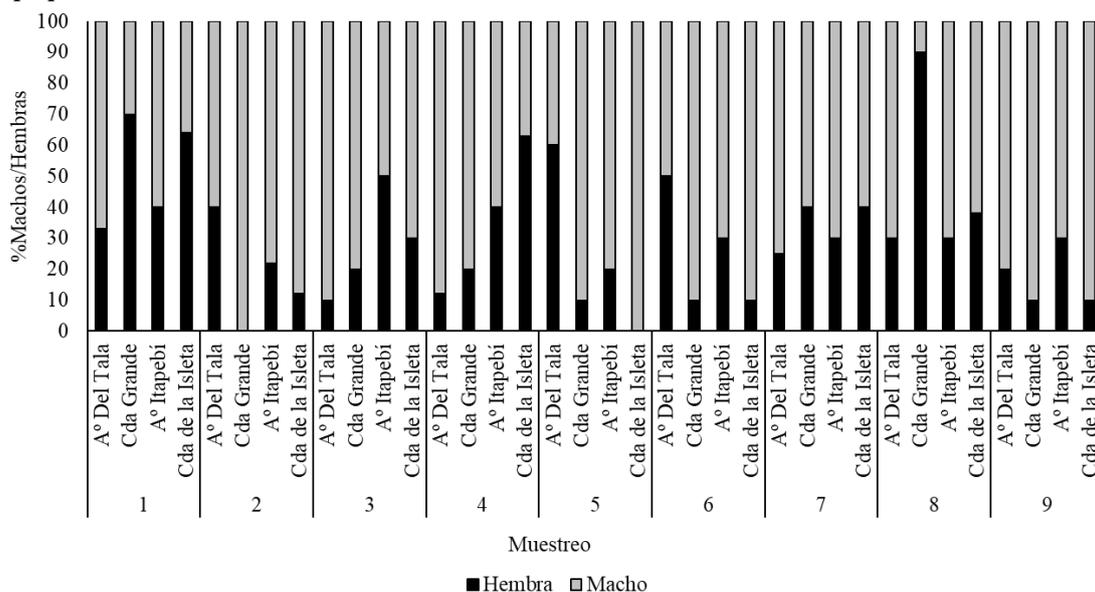


Figura 12. Representación gráfica de la distribución de sexos en cada sitio para cada campaña de muestreo analizada por especie. Los valores 1 a 9 se asocian a cada muestreo de forma consecutiva.

En ambas especies, se registraron en casi todos los sitios y campañas de muestreos una mayor proporción de machos que de hembras, siendo para *B. iheringii* una relación promedio 20:80 (hembras:machos) y en el caso de *H. mustelinus* 30:70. Se realizó un análisis de correlación de Spearman entre los biomarcadores para cada especie incluyendo la variable sexo en el análisis. Los resultados indican que para ambas

especies el único biomarcador que presentó una correlación con significancia estadística ($p < 0.05$) con el sexo de los individuos fue el Índice Gonadosomático (IGS), en el caso de *B. iheringii* con un coeficiente de 0.47 y en *H. mustelinus* de 0.54.

Analizando la correlación existente entre cada uno de los biomarcadores, se observó, para la especie *B. iheringii*, que en machos únicamente existió correlación media entre el factor de condición (K) y los valores de GluH (coeficiente de correlación 0.32). En hembras, se observó que también se correlacionó el K con GluH y GluM (coeficiente de correlación 0.31 y 0.43, respectivamente). Asimismo, se observó una correlación fuerte (0.50) entre los índices IGS e IHS.

Para la especie *H. mustelinus*, en machos el factor de condición (K) se correlacionó con los niveles de GluH (coeficiente de correlación 0.39). Asimismo, se observó correlación entre los valores de GluH y GluM, con un coeficiente de 0.4. En hembras, los tres índices somáticos presentaron correlaciones medio-fuertes entre ellos (coeficientes de correlación IGS-IHS 0.66, IGS-K 0.62, IHS-K 0.48). Sin embargo, la correlación entre los valores de GluH y GluM presentó una correlación más débil (0.33).

Índice Integrado de Respuestas a Biomarcadores (IIRB)

A continuación, se presentan los valores calculados del Índice Integrado de Respuestas a Biomarcadores (IIRB) considerando los índices somáticos (IHS, IGS y K), los niveles de glucógeno en hígado y músculo (GluH y GluM) y la actividad acetilcolinesterasa cerebral (AE). El índice fue calculado para cada sitio en cada muestreo para cada una de las especies de peces (Tabla 25).

Tabla 25. Índice Integrado de Respuestas a Biomarcadores (IIRB) calculado para cada sitio y campaña de muestreo por especie.

Se presenta un único valor por muestreo y por sitio ya que el cálculo del índice se realiza considerando los promedios de los valores de cada biomarcador.

Brychonamericus iheringii

Fecha	Sitio			
	A° Del Tala	Cda. Grande	A° Itapebí grande	Cda. De la Isleta (control)
Agosto 2017	14.0	14.5	12.4	17.9
Noviembre 2017	2.4	3.1	1.7	3.2
Mayo 2018	0.4	2.8	1.6	1.1
Agosto 2018	0.3	6.4	4.1	5.0
Diciembre 2018	8.7	9.4	3.7	20.0
Mayo 2019	1.9	1.3	1.7	1.3
Agosto 2019	1.4	10.1	2.4	2.3
Diciembre 2019	5.4	5.2	5.2	4.9
Junio 2020	3.6	0.6	0.5	1.2

Heptapterus mustelinus

Fecha	Sitio			
	A° Del Tala	Cda. Grande	A° Itapebí grande	Cda. De la Isleta (control)
Agosto 2017	18.7	17.6	11.7	20.2
Noviembre 2017	7.6	0.8	4.8	12.4
Mayo 2018	6.6	6.2	2.1	1.2
Agosto 2018	2.1	2.6	2.0	13.4
Diciembre 2018	6.0	12.9	6.4	6.9
Mayo 2019	4.5	1.6	3.1	2.5
Agosto 2019	5.2	4.7	3.5	4.7
Diciembre 2019	6.4	4.1	5.4	9.0
Junio 2020	1.9	0.8	1.2	1.4

Los resultados mostraron que, para ambas especies, y sin considerar el sitio control, el IIRB con menor valor promedio se registró en el sitio A° Itapebí grande. Contrariamente, los mayores valores promedios del IIRB para *B. iheringii* se obtuvieron en el sitio Cda. Grande, mientras que para *H. mustelinus* fue en el A° Del Tala.

Temporalmente, para ambas especies, los muestreos asociados a la post cosecha de las tres zafra (mayo 2018 mayo 2019, y junio 2020) reportaron los menores valores promedio del IIRB (considerando la totalidad de los sitios), aun cuando en la segunda zafra, los sitios A° Del Tala y A° Itapebí grande presentaron valores algo superiores al momento pre siembra.

La Tabla 26 muestra los resultados obtenidos en la comparación entre el IIRB con factores meteorológicos y de manejo agronómico. Se observó, únicamente para la especie *H. mustelinus* una correlación con significancia estadística ($p < 0.05$) y con un coeficiente de correlación mayor a 0.4 (fuerza media). La correlación del IIRB con el factor días sin lluvia previo al muestreo (DSPM) fue de carácter directo.

Tabla 26. Correlación de Spearman entre el IIRB, los factores meteorológicos y las variables de manejo agronómico para ambas especies.

Se consideraron la totalidad de los datos ($n=27$, nueve campañas de muestreo, tres cuencas). DSPM: días sin lluvia previo al muestreo; PEA: precipitación acumulada del evento anterior; PA: precipitación acumulada desde aplicaciones; FA: cantidad aplicada de fertilizantes; FiA: cantidad aplicada de fitosanitarios.

Brychonamericus iheringii

Variable	p	Coefficiente de correlación
DSPM	0.240	0.234
PEA	0.658	0.089
PA	0.093	-0.330
FA	0.988	-0.003
FiA	0.443	-0.154

Heptapterus mustelinus

Variable	p	Coefficiente de correlación
DSPM	<0.05	0.561
PEA	0.209	0.250
PA	0.158	-0.279
FA	0.502	0.138
FiA	0.361	0.183

Asimismo, se evaluó la correlación existente entre el IIRB con los índices de intensificación y con el ICA, resultando que para ninguna de las especies se observó una correlación con significancia estadística ($p < 0.05$).

III.4. DISCUSIÓN

En el presente trabajo se analizó el efecto de la intensificación del uso del suelo sobre la comunidad íctica en cuencas agropecuarias. Para ello fueron evaluados una serie de biomarcadores en dos especies recolectadas en campo y con los resultados de dichas variables fue construido un IIRB que permitirá ser utilizado como indicador ambiental para la evaluación de la sostenibilidad de las cuencas. De los biomarcadores analizados, únicamente los niveles de glucógeno parecen tener alguna relación con el grado de intensificación de las cuencas agropecuarias, asociados principalmente a la aplicación de fertilizantes y su repercusión en la calidad de agua. Los restantes biomarcadores están mayormente influenciados por cambios estacionales asociados al estadio reproductivo de los individuos y a factores meteorológicos.

En la construcción del IIRB se consideraron índices desarrollados por otros autores, aun cuando en esos trabajos se consideraban otros biomarcadores, siendo la actividad acetilcolinesterasa cerebral el único biomarcador que se mantuvo. Originalmente, Beliaeff & Burgeot (2002) construyeron el índice utilizando, además, las actividades catalasa y glutatión transferasa, y posteriormente se sumaron la actividad de enzimas de detoxificación (EROD) (Sanchez *et al.*, 2013) y biomarcadores de daño genotóxico a través del análisis de micronúcleos (Delfino Vieira *et al.*, 2014). Si bien Sanchez *et al.* (2013) indicaron que los valores que reporta el IIRB son fuertemente dependientes de los biomarcadores utilizados para su construcción, el rango de valores obtenidos en nuestro trabajo (0.3 a 20.1) se encuentra en los órdenes de magnitud reportados por dicho autor (1.1 a 10.3). Sin embargo, en nuestro caso fue posible asociar los valores al grado de contaminación, ya que no se observaron relaciones con los índices de intensificación agrícola, incluyendo los que refieren a la aplicación de agroquímicos.

Analizando los biomarcadores de forma independiente, particularmente en el caso del IHS, en ambas especies los mayores valores de este índice se observaron asociados a una mayor presencia de individuos inmaduros y/o de hembras ovadas. En el primero de los casos podría deberse a un menor gasto energético destinado a la reproducción, y en el caso de las hembras el aumento podría darse por un aumento en la síntesis proteica y acumulación de colesterol en el hígado, asociada a la producción de vitelogenina que es enviada a la gónada para la formación del vitelo en el huevo (Estrada-Godínez *et al.*, 2014; Medina *et al.*, 2019; Caballero-Huertas *et al.*, 2022). Esto último se encuentra en consonancia con los resultados de los análisis de correlación realizados entre los índices

somáticos IGS, IHS y K, que mostraron que en hembras de ambas especies existe una fuerte correlación positiva entre el IHS y el IGS, no así en machos (Rinchard & Kestemont, 2003; Rizzo & Bazzoli, 2020).

Los mayores valores del IGS obtenidos para la es *B. iheringii*, se obtuvieron en los muestreos realizados previo a la siembra (agosto), lo que se encuentra en concordancia con los resultados de Ferriz *et al.* (2010), quienes indican que el período de maduración, y por tanto de mayores valores del IGS para esta especie, está situado entre los meses de agosto y noviembre. Por su parte, en el caso de la especie *H. mustelinus* los máximos con diferencias significativas se observaron también en los momentos previos a la siembra y posteriores a la aplicación de agroquímicos (noviembre/diciembre). Romero & Vera (2011) reportaron mayor cantidad de hembras maduras y desovadas en primavera y verano en ambientes lóticos de la provincia de Salta, Argentina, por lo que era esperable que los valores del IGS fueran registrados entre los meses de setiembre y febrero. Como era esperable y en concordancia con otros estudios (Smith, 2004; Moreno *et al.*, 2019), las diferencias observadas entre los sitios de muestreo se relacionaron, para ambas especies, con el porcentaje de hembras capturadas en cada sitio, siendo en los sitios con mayor porcentaje de hembras los que presentan mayores valores del IGS.

Los resultados obtenidos para el K mostraron en ambas especies diferencias entre los momentos de muestreo en todos los sitios, siendo el valor en la pre siembra de la zafra 2017/2018 los valores significativamente más altos de este índice. Con respecto a los factores meteorológicos, para la especie *B. iheringii* se observó una fuerte correlación directa con los factores días sin lluvia previo al muestreo y precipitación acumulada del evento anterior, lo que explicaría el importante aumento del K en el primer muestreo, donde se observó un evento poco habitual de precipitaciones 6 días antes del muestreo, y por tanto un mayor aporte desde la cuenca a los cursos de agua de material particulado y materia orgánica, aumentando la disponibilidad de alimento (Linde-Arias *et al.*, 2008; Morado *et al.*, 2017; Caetano & Jané, 2018; Hasim *et al.*, 2021). Con respecto a la especie *H. mustelinus*, la relación fue con el factor precipitación acumulada desde el inicio de las aplicaciones, pero a diferencia de los factores anteriores, esta relación es de fuerza media e inversa. Esto podría explicarse por los hábitos alimenticios de esta especie (asociado al sedimento), donde puede darse una mayor exposición a fitosanitarios. Esta exposición podría provocar cambios en el almacenamiento y

transferencia de lípidos y proteínas, tendientes a contrarrestar el efecto del estresor, en desmedro del aumento del peso corporal (González & Oyarzún, 2002).

En el análisis del metabolismo energético, únicamente los valores de glucógeno muscular en *B. iheringii* obtenidos, se encontraron relacionados con el índice de intensificación asociado a la aplicación de nitrógeno, observándose que un aumento de las cantidades de aplicación por hectárea repercute en una disminución de este polisacárido a nivel muscular. Esta disminución ha sido observada en otros trabajos y relacionada a un efecto de estrés tóxico generado por la exposición al químico, que repercute en la degradación de glucógeno muscular para la obtención de energía (Aguiar *et al.*, 2004; Crestani *et al.*, 2006; Gluszczak *et al.*, 2007). Esto fue confirmado con los resultados de la comparación con los factores meteorológicos, donde para la misma especie se obtuvieron menores valores de glucógeno muscular al disminuir los días sin lluvia previos. lo que conllevaría a un aporte de fertilizantes y demás compuestos hacia los cursos de agua.

Contrariamente, la relación con el ICA se observó únicamente con el glucógeno hepático, donde una disminución del ICA repercute en un aumento del glucógeno hepático. Si bien hay trabajos que muestran una disminución de este polisacárido en hígado por exposición a agentes estresores (Gluszczak *et al.*, 2007; Braga da Fonseca *et al.*, 2008), la mayoría son ensayos controlados en laboratorio y refieren al análisis de fitosanitarios. El glucógeno hepático puede verse aumentado por una mayor síntesis de hormonas de estrés (cortisol), así como una baja de oxígeno que puede contribuir a la síntesis de glucógeno, ya que se puede producir una acumulación de lactato en músculo, lo que requiere el glucógeno para compensar la disponibilidad energética. Los estudios que se realizaron en campo sí muestran aumento, como en el caso de nuestro trabajo (Crestani *et al.*, 2006; Silveira Moraes *et al.*, 2011; Cattaneo *et al.*, 2012). Las diferencias entre ensayos de campo y laboratorio pueden estar influenciadas por condiciones ambientales que puedan modificar el metabolismo de los peces expuestos, que en ensayos de laboratorios son controladas, a diferencia de los que ocurre en estudios de campo.

De igual forma que con lo registrado para el análisis de los niveles de glucógeno, la mayoría de los trabajos que evalúan la actividad acetilcolinesterasa cerebral refieren a la acción de los fitosanitarios sobre esta enzima. En este estudio, si bien no se analizaron los niveles de fitosanitarios en agua, sí se tiene registro de los compuestos aplicados en

cada una de las tres cuencas analizadas, siendo el clomazone y el glifosato los que se aplican en mayor proporción. Los resultados de la actividad acetilcolinesterasa cerebral mostraron que existe una relación directa con los días sin lluvia previo al muestreo, indicando que un aumento en la cantidad días luego de una lluvia para realizar la toma de muestras, se refleja en una menor inhibición de la enzima en los peces analizados. Esto podría asociarse a un mayor aporte de los compuestos aplicados desde la cuenca por efecto de la escorrentía superficial, lo que estaría en consonancia varios estudios que han demostrado que a mayores aportes de clomazone, y en menor medida de glifosato, se observa una mayor inhibición de la enzima inhibición (Gluszczak *et al.*, 2006; Gluszczak *et al.*, 2007; Modesto & Martínez, 2010a; 2010b; Cattaneo *et al.*, 2011; Cattaneo *et al.*, 2012; Delfino-Viera *et al.*, 2014). Sin embargo, en el presente trabajo, la actividad acetilcolinesterasa cerebral no presenta para ninguna de las especies correlaciones con los índices de intensificación, por lo cual no parece haber una relación directa entre la aplicación de fitosanitarios y la inhibición de esta enzima en las cuencas analizadas.

En virtud de los resultados obtenidos, no fue posible comprobar la predicción de efectos en los organismos asociados al proceso de intensificación. De todas formas, esto no puede ser descartado en su totalidad, ya que estos resultados sugieren la posibilidad de una mayor complejidad de las interacciones entre los organismos y su entorno, siendo necesario implementar estudios a largo plazo que permitan una comprensión más completa.

III.5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aguiar. L.H.; Moraes. G. Avilez. I.M.; Altran. A.E.; Corrêa. C.F. 2004. Metabolical effects of folidol 600 on the neotropical freshwater fish matrinxã. *Brycon cephalus*. *Environ. Res.* 95:224–230

Beliaeff. B.; Burgeot. T. 2002. Integrated Biomarker Response: A Useful Tool for Ecological Risk Assessment. *Environ. Toxicol. Chem* 21(6):1316-1322.

Benejam. L.; Teixeira-de Mello. F.; Meerhoff. M.; Loureiro. M.; Jeppesen. E.; Brucet. S. 2016. Assessing effects of change in land use on size-related variables of fish in subtropical streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 73:1-10.

Bidinotto. P.M.; Moraes. G.; Souza. R.H.S. 1998. Hepatic glycogen and glucose in eight tropical freshwater teleost fish: a procedure for field determinations of micro samples. *Bol Téc CEPTA* 10:53-60.

Braga da Fonseca. M.; Gluszczak. L.; Silveira Moraes. B.; Cavalheiro de Menezes. C.; Pretto. A.; Tierno. M.A.; Zanella. R.; Ferreira Gonzçaves. F.; Loro. V.L. 2008. 2,4-D herbicide effects on acetylcholinesterase activity and metabolic parameters of piava freshwater fish (*Leporinus obtusidens*). *Ecotoxicol Environ Safe* 69:416–420

Caballero-Huertas. M.; Frigola-Tepe. X.; Viñas. J.; Muñoz. M. 2022. Somatic condition and reproductive potential as a tandem in European sardine: an analysis with an environmental perspective in the northern adriatic (gulf of Trieste). *Fishes* 7(3):105-121

Caetano. D. L. F. & Jané. D. R. (2018). Peso-comprimento e fator de condição relativo de *Bryconamericus iheringii* em riachos do Paranapanema. *Rev. em Agronegocio e Meio Ambient.* 11(3):825-841.

Carriquiriborde. P. (2021). Bases sobre los efectos tóxicos inducidos por los contaminantes. En P. Carriquiriborde (Ed.). *Principios de Ecotoxicología* (pp. 94–115). Editorial de la Universidad Nacional de La Plata.

Cattaneo. R.; Clasen. B.; Loro. V.L.; Cavalheiro de Menezes. C.; Pretto. A.; Baldisserotto. B.; Santi. A.; de Avila. L.A. 2011. Toxicological Responses of *Cyprinus carpio* Exposed to a Commercial Formulation Containing Glyphosate. *Bulletin Environmental Contamination Toxicology.* 87: 597-602

Cattaneo. R.; Silveira Moraes. B.; Loro. V.L.; Pretto. A.; Menezes. C.; Sarzi Sartori. G.M.; Clasen. B.; de Avila. L.A.; Marchesan. E.; Zanella. R. 2012. Tissue Biochemical Alterations of *Cyprinus carpio* Exposed to Commercial Herbicide Containing Clomazone Under Rice-Field Conditions. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 62:97-106.

Chandana. M., Lakshmi. C. J., & Rani. J. U. (2019). Biomarkers for Environmental Monitoring in Ecotoxicology. *International Journal of Pharmacy and Biological Sciences.* 9(2). 24–31.

Coalova. I.; Mencacci. S.; Fassiano. A.V. 2013. Genotoxicidad de mezclas de pesticidas: ¿algo más que la suma de las partes? *Acta Toxicol. Argent.* 21(1): 5-14.

Crestani. M.; Menezes. C.; Gluszczak. L.; dos Miron. S.D.; Lazzari. R.; Duarte. F.M.; Morsch. M.V.; Pippi. L.A.; Vieira. P.V. 2006. Effects of clomazone herbicide on hematological and some parameters of protein and carbohydrate metabolism of silver catfish *Rhamdia quelen*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 65:48–55.

Crestani. M.; Menezes. C.; Gluszczak. L.; Dos Santos Miron. D.; Spanevello. R.; Silveira. A.; Ferreira Gonçalves. F.; Zanella. R.; Loro. V.L. 2007. Effect of clomazone herbicide on biochemical and histological aspects of silver catfish (*Rhamdia quelen*) and recovery pattern. *Chemosphere* 67:2305–2311

De Castilhos Ghisi. N.; de Oliveira. E.C.; Fávoro. L.F.; Silva de Assis. H.C.; Prioli. A.J. 2014. In Situ Assessment of a Neotropical Fish to Evaluate Pollution in a River Receiving Agricultural and Urban Wastewater. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 93:699-709.

Delfino Vieira. C.E.; da Silva Almeida. M.; Galindo. B.A.; Pereira. L.; Bueno dos Reis Martinez. C. 2014. Integrated biomarker response index using a Neotropical fish to assess the water quality in agricultural areas. *Neotrop. Ichthyol.* 12(1):153-164.

Dos Santos Mirón. D.; Crestani. M.; Shetinger. M.R.; Morsch. V.M.; Baldisserotto. B.; Tierno. M.A.; Moraes. G.; Pimentel Vieira. V.L. 2005. Effects of the herbicides clomazone, quinclorac, and metsulfuron methyl on acetylcholinesterase activity in the silver catfish (*Rhamdia quelen*) (Heptapteridae). *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 61:394-403.

Dos Santos Mirón. D.; Pretto. P.; Crestani. M.; Gluszczak. L.; Schetinger. M.R.; Loro. V.L.; Morsch. V.M. 2008. Biochemical effects of clomazone herbicide on piava (*Leporinus obtusidens*). *Chemosphere* 74:1-5.

Eguren G. 1997. Evaluación del efecto derivado de la descarga de compuestos organoclorados al río Biobío usando biomarcadores en peces. Tesis doctoral. Universidad de Concepción (Chile). EULA-Chile. 84 pp.

Eguren, G.; Teixeira de Mello, F; Vidal, N; Rivas-Rivera, N. 2007. Manejo Integrado de la cuenca hidrográfica del arroyo Del Tala (Departamento de Salto)” Segundo Informe Proyecto INIA SA01.4 “Análisis del impacto ambiental de sistemas de producción intensivos a nivel de Cuencas Hidrográficas”

Ellman G.L.; Courtney. K.D.; Andres. V.; Featherstone. R.M. 1961. A new and rapid colorimetric determination of acetylcholinesterase activity. *Biochem. Pharmacol.* 7:88-95.

Estrada-Godínez. J.A.; Maldonado-García. M.; Gracia-López. V.; Carrillo. M.; Rebollar-Prudente. R.; Spanopoulos-Zarco. M. 2014. Efecto del fotoperiodo y la temperatura sobre la composición bioquímica en reproductores silvestres de cabrilla sardinera. *Mycteroperca rosacea* (Streets. 1877). *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 42(1):85-96.

Flammarion P. Devaux A. Nehls S *et al* (2002) Multibiomarker responses in fish from the Moselle river (France). *Ecotoxicol Environ Saf* 51:145–153. doi:10.1006/eesa.2001.2134

Garner. P. 1997. Sample size for length and density estimation of 0+ fish when using point sampling by electrofishing. *J. Fish Biol.* 50:95-106.

- Gibbons. D.; Morrissey. C.; Mineau. P. 2015. A review of the direct and indirect effects of neonicotinoids and tripronil on vertebrate wildlife. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 22:103-118.
- Gluszczak. L.; Dos Santos Miron. D.; Crestani. M.; Braga da Fonseca. M.; de Araújo Pedron. F.; Duarte. M.F.; Pimentel Viera. V.L. 2006. Effect of glyphosate herbicide on acetylcholinesterase activity and metabolic and hematological parameters in piava (*Leporinus obtusidens*). *Ecotoxicol Environ Safe* 65:237–241
- Gluszczak. L.; Dos Santos Mirón. D.; Silveira Moraes. B.; Rodrigues Simoes. R.; Schetinger. M.R.C.; Morsch. V.M.; Loro. V.L. 2007. Acute effects of glyphosate herbicide on metabolic and enzymatic parameters of silver fish (*Rhamdia quelen*). *Comp. Biochem. Physiol.* 146(C):519-524.
- González P.; Oyarzún. C. 2002. Variabilidad de índices biológicos en *Pinguipes chilensis Valenciennes 1833* (Perciformes. Pinguipedidae): ¿Están realmente correlacionados? *Gayana* 66(2):249-253.
- González. C.; Román. E.; Paz. X. 2006. Condition and feeding of American plaice (*Hippoglossoides platessoides*) in the north Atlantic with emphasis on the Flemish cap. *J. Northwest Atl. Fish. Sci.* 37:87-102.
- Hasim; Tuheteru. J.; Fazrin. D. 2021. Comparison of growth pattern. condition factor. gonadosomatic index of *Glossogobius giuris* and *Ophieleotris aporos* in Limboto Lake. Gorontalo. Indonesia. *Biodiversitas* 22(6):3388-3393.
- Karels. A.; Oikari. A. 2000. Effects of pulp and paper mill effluents on the reproductive and physiological status of perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) during the spawning period. *Ann. Zool. Fennici.* 37:65-77.
- Lange. K.; Townsend. C.R.; Gabrielsson. R.; Chanut. P.C.M.; Matthaei. C.D. 2013. Responses of stream fish populations to farming intensity and water abstraction in an agricultural catchment. *Freshw. Biol.* 59(2):1-14.
- Linde-Arias. A.R.; Inácio. A.F.; de Albuquerque. C.; Freire. M.M.; Moreira. J.C. 2008. Biomarkers in an invasive fish species. *Oreochromis niloticus*. to assess the effects of pollution in a highly degraded Brazilian River. *Sci. Total Environ.* 399:186-192.
- Lowry. O.H; Rosebrough. N.J.; Farr. A.L.; Randall. R.J. 1951. Protein measurements with Folin phenol reagent. *J. Biol. Chem.* 193:265-275.
- Lucano-Ramírez. G.; Robles-Ravelero. M.; Ruiz-Ramírez. S.; González-Sansón. G.; Aguilar-Betancourt. C.; Perez-Toledo. A. 2019. Biología reproductiva de *Mulloidichthys dentatus* (Perciformes: Mullidae) en el Pacífico tropical mexicano. *Revista de biología marina y oceanografía.* 54(1): 118-128.
- Matono. P.; Sousa. D.; Ilhéu. M. 2013. Effects of land use intensification on fish assemblages in Mediterranean climate streams. *Environmental Management* 52: 1213-1229.
- Medina. M.M.; Espinoza. G.Y.; Reyes. A.W. 2019. Gonadosomatic and hepatosomatic indices in relation to the maturation and moult of the shrimp *Cryphiops caementarius* of

the Pativilca River (Peru). *Revista de Investigaciones Veterinarias del Perú (RIVEP)*. 30(3):1018-1029.

Menéndez-Helman. R.J.; Ferreyroa. G.V.; dos Santos Afonso. M.; Salibián. A. 2012. Glyphosate as an Acetylcholinesterase Inhibitor in *Cnesterodon decemmaculatus*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 88:6-9.

Modesto. K.A.; Martinez. C.B.R. 2010a. Roundup causes oxidative stress in liver and inhibits acetylcholinesterase in muscle and brain of the fish *Prochilodus lineatus*. *Chemosphere* 78:294-299.

Modesto. K.A.; Martinez. C.B.R. 2010b. Effects of Roundup Transorb on fish: hematology, antioxidant defenses and acetylcholinesterase activity. *Chemosphere* 81:781-787

Morado. C.N.; Araújo. F.G.; Gomes. I.D. 2017. The use of biomarkers for assessing effects of pollutant stress on fish species from a tropical river in Southeastern Brazil. *Acta Sci. Biol. Sci.* 39(4):431-439.

Moreno. J.M.; Aguilar. F.A.; Boada. N.S.; Rojas. J.A.; Prieto. C. 2019. Análisis morfométrico e índices corporales del capitán de la sabana (*Eremophilus mutisii*). *Rev. Med. Vet. Zoot.* 66(2):1-13.

Paracampo. A.; García. I.; Mugni. H.; Marrochi. N.; Carriquiriborde. P.; Bonetto. C. 2015. Fish assemblage of a Pamasic stream (Buenos Aires, Argentina): temporal variations and relationships with environmental variables. *Stud. Neotrop. Fauna Environ.* 50(3):145-153.

Rasmussen. J.J.; Wiberg-Larsen. P.; Baattrup-Pedersen. A.; Cedergreen. N.; McKnight. U.S.; Kreuger. J.; Jacobsen. D.; Kristensen. E.A.; Friberg. N. 2015. The legacy of pesticide pollution: An overlooked factor in current risk assessment of freshwater systems. *Water Res.* 84:25-32.

Rinchar. J.; Kestemont. P. 2003. Liver changes related to oocyte growth in roach, a single spawner fish, and in bleak and white bream, two multiple spawner fish. *Int. Rev. Hydrobiol.* 88(1):68-76.

Rizzo. E.; Bazzoli. N. 2020. Reproduction and embryogenesis. In *Biology and physiology of freshwater neotropical fish* (pp. 287-313). Academic Press.

Rohani, M.F. 2023. Pesticides toxicity in fish: Histopathological and hemato-biochemical aspects—A review. *Emerg. Contam.* 9(3): 1-15.

Romero, N.M.; Vera-Mesones, R. 2011. Cambios estacionales en los ovarios de peces siluriformes: comparación de tres especies en un ambiente subtropical de Argentina. *UNED Research Journal* 2(2): 255-262.

Rossi. S.C.; Dreyer da Silva. M.; Stein Piancini. L.D.; Oliveira Ribeiro. C.A.; Cestari. M.M.; Silva de Assis. H.C. 2011. Sublethal Effects of Waterborne Herbicides in Tropical Freshwater Fish. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 87:603-607.

Sanchez. W.; Burgeot. T.; Porcher. J.M. 2013. A novel “Integrated Biomarker Response” calculation based on reference deviation concept. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 20(5):2721-2725.

Scholten. M. 2003. Efficiency of point abundance sampling by electro-fishing modified for short fishes. *J. Appl. Ichthyol.* 19(5):265-277.

Silveira Moraes. B.; Loro. V.L.; Fonseca. M.B.; Menezes. C.C.; Marcehsan. E.; Reimche. G.B.; de Avila L.A. 2009. Toxicological and metabolic parameters of the teleost fish (*Leporinus obtusidens*) in response to commercial herbicides containing clomazone and propanil. *Ecotoxicol Environ Safe* 95:57–62

Silveira Moraes. B.; Clasen. B.; Loro. V.L.; Pretto. A.; Toni. C.; de Avila L.A.; Marchesan. E.; de Oliveira Machado. S.L.; Zanella. R.; Boschmann Reimche. R. 2011. Toxicological responses of *Cyprinus carpio* after exposure to a commercial herbicide containing imazethapyr and imazapic. *Ecotoxicol Environ Safe* 74:328–335

Smith B.B. 2004. Carp (*Cyprinus carpio* L.) spawning dynamics and early growth in the lower River Murray. South Australia. CRC for Freshwater Ecology. School of Earth and Environmental Sciences. The University of Adelaide. 167 p

Teixeira de Mello. F.; Meerhoff. M.; Baattrup-Pedersen. A.; Maigaard. T.; Kristensen. P.B.; Andersen. T.K.; Clemente. J.M.; Fosalba. C.; Kristensen. E.A.; Masdeu. M.; Riis. T.; Mazzeo. N.; Jeppesen. E. 2012. Community structure of fish in lowland streams differ substantially between subtropical and temperate climates. *Hydrobiologia* 684:143–160.

CAPÍTULO IV. ÍNDICE DE SOSTENIBILIDAD DE CUENCAS AGROPECUARIAS: INTEGRACIÓN DE INDICADORES AMBIENTALES Y PRODUCTIVOS

IV.1. INTRODUCCIÓN

Estrategias de valorización de la sostenibilidad

Las estrategias, enfoques o métodos utilizados para evaluar el impacto a largo plazo que las prácticas agrícolas tienen sobre la capacidad de producción (sostenibilidad productiva) y sobre el ambiente (sostenibilidad ambiental) deben integrar de manera equilibrada los aspectos económicos, sociales y ambientales en la actividad agrícola, de manera de garantizar que la misma sea viable en el tiempo sin comprometer la salud de los ecosistemas. Asimismo, la adopción de una estrategia de integración de indicadores de sostenibilidad ofrece varias ventajas tanto para los productores como para la adopción de políticas públicas. El cometido de estos enfoques es analizar en qué medida la intensificación del uso del suelo impacta en la productividad y la renta de las empresas agrícolas (bienes de mercado) y cuál es el grado de afectación de los servicios sin valor de mercado prestados por los ecosistemas (fertilidad, capacidad de almacenaje de agua y drenaje, entre otros) (Paruelo *et al.*, 2006; Viglizzo *et al.*, 2006).

Los antecedentes con relación a la valoración de la sostenibilidad de sistemas de producción agropecuarios se han centrado mayormente en una de las dimensiones (productiva o ambiental), siendo por tanto imperioso desarrollar estrategias integrales de valoración, para lo cual se requiere investigaciones interdisciplinarias. Varios autores plantean el concepto de intensificación sostenible, donde la obtención de una mayor producción y aumento de rendimientos se realice aplicando buenas prácticas agrícolas en materia de sostenibilidad ambiental (Godfray & Garnett, 2014; Pittelkow *et al.*, 2016). Así, se aumentaría la eficiencia del uso de insumos y se minimizarían las pérdidas al medio, manteniendo la capacidad productiva del suelo a largo plazo (Erb *et al.*, 2013; Kuemmerle *et al.*, 2013; Thomson *et al.*, 2019).

La valoración de la sostenibilidad del proceso de intensificación se centra en el uso de indicadores productivos (rendimiento, costos de producción), indicadores de la eficiencia del uso de recursos (agua, energía y nitrógeno) e indicadores de los aspectos ambientales que puedan verse impactados por las actividades (Viglizzo *et al.*, 2006; Alfonzo *et al.*, 2008; Davis *et al.*, 2012; Pittelkow *et al.*, 2016; Tseng *et al.*, 2021; Golik

et al., 2022; Macedo *et al.*, 2022). Los indicadores productivos son los de más fácil recopilación, ya que comúnmente es información registrada por los propios productores de forma periódica. El caso contrario ocurre con los indicadores de eficiencia en el uso de recursos y los indicadores ambientales, que requieren mayores recursos humanos y técnicos para su estimación.

La eficiencia en el uso del agua surge como un importante indicador en virtud de que, en el proceso de intensificación agrícola, el riego suplementario en cultivos de verano aparece como un factor determinante para alcanzar mayores niveles de productividad, a la vez que contribuye a reducir la vulnerabilidad de los sistemas productivos ante eventos climáticos extremos (OPYPA, 2016). Sin embargo, la expansión del área bajo riego puede desencadenar potenciales efectos sobre la calidad de los cursos de agua, por ejemplo, a través del aporte de sedimentos y nutrientes que favorecen los procesos de eutrofización, además de incrementar los costos energéticos (Pittelkow *et al.*, 2016).

Dado que los sistemas agropecuarios dependen en gran medida del consumo de combustibles fósiles, otro de los atributos considerados en los indicadores de sostenibilidad es la eficiencia del uso de la energía. Para su estimación, debe considerarse el consumo de energía en forma directa, a través del consumo de gas oil para las diversas actividades asociadas al sistema productivo (preparación de tierra, siembra, aplicación de agroquímicos y cosecha), pero también de forma indirecta, como energía incorporada en los insumos (fertilizantes, semillas, fitosanitarios) y transporte (Singh *et al.*, 1994; Yadav *et al.*, 2013; Quilty *et al.*, 2014).

El uso de fertilizantes en los sistemas agropecuarios es necesario para el mantenimiento de la productividad de los cultivos y el correcto balance de nutrientes en el suelo, pero las pérdidas de nutrientes hacia los cursos de agua en dichos sistemas pueden ser significativamente superiores a las pérdidas en sistemas naturales como campo natural, praderas y bosques. Por tal motivo, se ha propuesto también la incorporación de indicadores que evalúen la eficiencia en el uso de nitrógeno (Pittelkow *et al.*, 2016, Rodríguez-Gallego *et al.*, 2017; Macedo *et al.*, 2022), así como el balance de nutrientes (Oyhantçabal & Narbono, 2012).

Desarrollo e identificación de indicadores

Diversos trabajos a nivel nacional e internacional han propuesto índices e indicadores que resumen el desempeño de los sistemas agrícolas y las necesidades de cada sistema,

la mayoría de los cuales relacionan los consumos de recursos e insumos con los rendimientos obtenidos en la producción, integrando las dimensiones sociales y ambientales requeridas para alcanzar el modelo de intensificación sostenible.

Alfonzo *et al.* (2008), aplicando una estrategia basada en el uso de indicadores de sostenibilidad para la evaluación de sistemas de manejo de recursos naturales (método MESMIS), seleccionaron 12 indicadores en tres dimensiones (económica, social y ambiental), los que fueron evaluados en un sistema de producción agropecuaria de pequeña escala en Mérida (Venezuela), con el objetivo de diagnosticar la sostenibilidad del predio bajo análisis. Los principales indicadores considerados en la dimensión económica fueron rentabilidad, diversificación de la producción y autosuficiencia de insumos; en la dimensión social se escogieron las condiciones laborales, la participación comunitaria y el desarrollo local; en la dimensión ambiental se utilizaron la diversidad biológica, la calidad del suelo, la eficiencia en el uso de agua y el uso de insumos (agroquímicos). Los resultados permitieron identificar las dimensiones que presentaban indicadores con menor grado de sostenibilidad (sociales y económicas) y fueron elaboradas propuestas específicas para mejorar aquellos indicadores que mostraron un desempeño menos sostenible.

Davis *et al.* (2012), en base a un cálculo de 10 indicadores en las mismas tres dimensiones, compararon diferentes sistemas agrícolas (monocultivos versus sistemas diversificados) en Iowa (Estados Unidos), en términos de productividad, rentabilidad y sostenibilidad ambiental. Los principales indicadores utilizados fueron, en términos de productividad, rendimientos y estabilidad de los mismos; con respecto a la rentabilidad se usaron costos de insumos e ingresos netos; como indicadores de sostenibilidad ambiental se consideraron salud del suelo, reducción de la erosión y uso eficiente del agua. A través de esta comparación, los autores pudieron concluir que la diversificación generalmente resulta en beneficios en las tres dimensiones, ya que mejora la resiliencia del sistema agrícola, reduciendo la necesidad de insumos externos como fertilizantes y fitosanitarios, y fomentando la salud del suelo y la biodiversidad.

A nivel nacional se destacan dos trabajos; uno realizado en sistemas de producción agrícola-ganadero en el departamento de Río Negro (Albicette *et al.*, 2009) y otro enfocado en el sector arrocero de Uruguay (Pittelkow *et al.*, 2016). Albicette *et al.* (2009) realizaron un trabajo centrado en el desarrollo de un conjunto de indicadores para evaluar la sostenibilidad en sistemas de producción agrícola-ganaderos del litoral

de Uruguay, proponiendo 53 indicadores distribuidos en las dimensiones ambiental, económica y social, los que fueron comparados a dos escalas temporales. Los resultados de ese trabajo permitieron identificar aquellos indicadores que, implementados por parte de los productores, pueden ser una herramienta valiosa para evaluar y mejorar la sostenibilidad de los sistemas a largo plazo, resultando en un mejor manejo de los recursos naturales, una mayor rentabilidad económica y la mejora de las condiciones sociales en las áreas rurales. Los principales indicadores incluyen, en la dimensión ambiental, la calidad del suelo, la gestión del agua, la biodiversidad y las prácticas agrícolas; con respecto a los indicadores económicos se resaltan la rentabilidad y la eficiencia en el uso de insumos (fertilizantes, agua y energía); como indicadores sociales se consideraron aspectos como la mejora de las condiciones de vida y trabajo para los habitantes rurales y el acceso a servicios básicos.

Pittelkow *et al.* (2016), a través del cálculo de indicadores de sostenibilidad en base a datos de estadísticas nacionales, evaluaron la intensificación sostenible del cultivo de arroz en Uruguay de 1993 a 2013, y compararon los cambios en las medias de 5 años al inicio, la mitad y el final del período de estudio. Este trabajo permitió observar temporalmente el comportamiento de un total de nueve indicadores en las tres dimensiones indicadas. Los principales indicadores fueron el uso de agua, el riesgo de contaminación por agroquímicos, huella de carbono, y en materia productiva los principales indicadores utilizados fueron eficiencia en el uso de recursos (agua y nitrógeno). Los resultados muestran que los indicadores productivos-económicos mejoraron, es decir se obtuvieron mejores rendimientos a lo largo del tiempo. Sin embargo, el indicador que evalúa la pérdida de nitrógeno asociada a mayores tasas de aplicación de fertilizantes, así como el riesgo de contaminación por agroquímicos, han aumentado, lo que representa una importante área de oportunidad para evaluar la sostenibilidad del sector arrocero de Uruguay.

Integración de indicadores

En virtud de las diferentes características de los indicadores, estos deben ser estandarizados, utilizándose generalmente una escala numérica de menor a mayor sostenibilidad, donde el grado máximo de sostenibilidad se obtiene cuando todos los indicadores adquieren un valor igual al mayor valor de la estandarización (Sarandón *et al.*, 2006; Alfonso *et al.*, 2008; Albicette *et al.*, 2009; Bravo-Medina *et al.*, 2017).

Si bien los trabajos presentados en el apartado anterior presentan diferencias en cuanto a los indicadores seleccionados, tanto en cantidad como en dimensiones a las que refieren, en todos ellos los resultados obtenidos en las mediciones de los indicadores se presentan de forma integrada mediante un mapa multicriterio tipo AMOEBA, siendo la sostenibilidad real del sistema representada por el polígono irregular que se obtiene.

Golik *et al.* (2022) aplicaron, con el fin de comparar rotaciones y manejos agropecuarios, un Índice de Sostenibilidad calculado como la media ponderada de los indicadores estandarizados. De esta manera, se seleccionan no solo los indicadores que serán calculados sino también los pesos de ponderación a otorgar a cada uno, en función de la importancia que se le atribuya. En dicho trabajo se consideraron de mayor importancia los indicadores que mostraban balances de nutrientes y carbono, y de menor importancia la eficiencia en el uso del agua, y, por lo tanto, se ponderó con mayor peso a los primeros.

Por su parte, a nivel nacional, Macedo *et al.* (2022), generaron un índice multicriterio que permitió evaluar la sostenibilidad de sistemas de producción con distintas alternativas de rotación (arroz-pasturas, arroz-soja y arroz continuo). Los indicadores escogidos para la integración fueron la productividad, el uso y la eficiencia de energía y nitrógeno, la huella de carbono, costos e ingresos.

Los trabajos mencionados previamente se han centrado mayormente en el cálculo e integración de indicadores aplicados a sistemas agropecuarios específicos con el objetivo de diagnosticar la sostenibilidad de los sistemas. Partiendo de la predicción de que sistemas agrícolas más intensivos, pueden generar mayores indicadores económicos-productivos, pero en detrimento de la sostenibilidad global del sistema, resulta necesaria una metodología que pueda ser aplicada por parte de los productores donde no solo puedan no solo diagnosticar el grado de sostenibilidad de sus sistemas, sino también planificar el uso del suelo de tal manera que se maximicen los márgenes de ganancia, minimizando los impactos en la componente biofísica (agua, suelo, biodiversidad).

El presente capítulo tuvo como objetivo diseñar un Índice de Sostenibilidad Integral (ISI), tomando como referencia el Índice de Sostenibilidad planteado por Golik *et al.* (2022), incluyendo indicadores sugeridos en otros trabajos (Pittelkow *et al.*, 2016; Macedo *et al.*, 2022). Como principales insumos, se calcularon los indicadores productivos (rendimiento y relación costo de producción/precio de mercado), de

eficiencia en el uso de recursos (consumo energético, balance energético y de nitrógeno, y productividad de agua), para finalmente ser integrados junto con los indicadores ambientales previamente calculados en previamente (ICA e IIRB) (Figura 13 debajo).

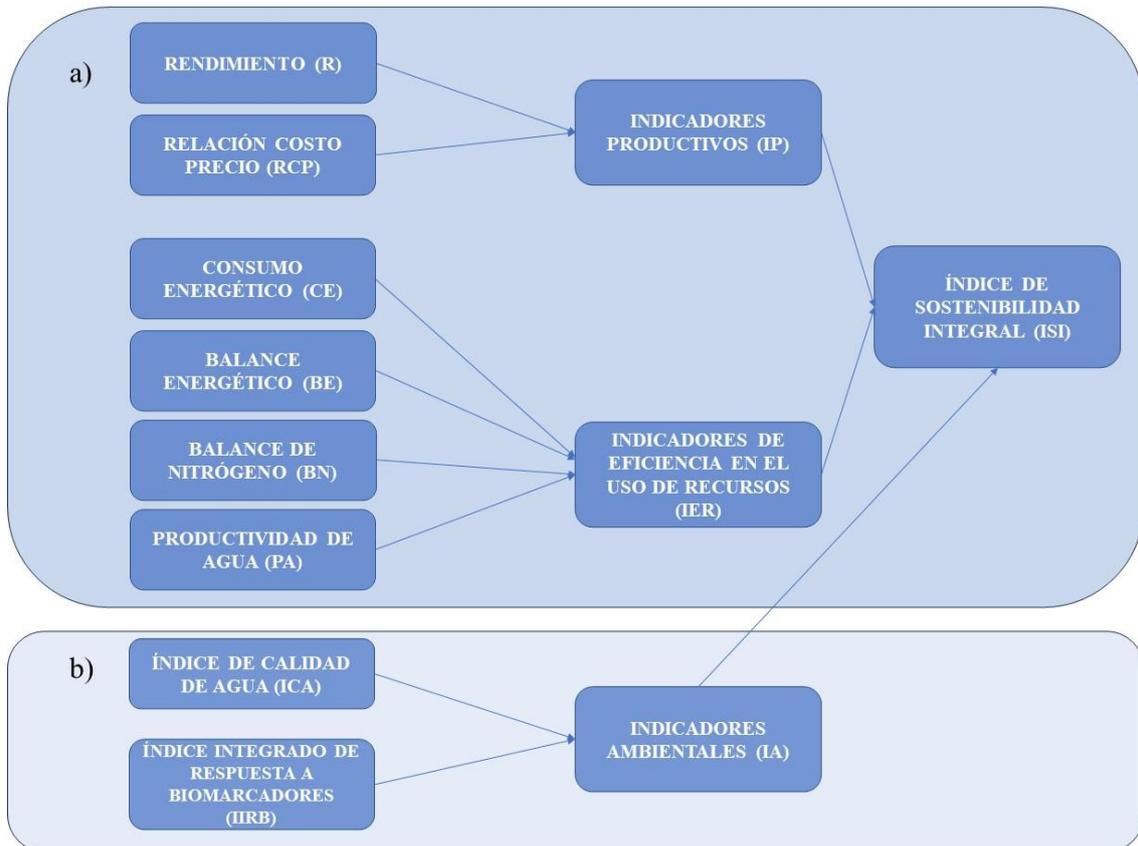


Figura 13. Indicadores considerados para el diseño del Índice de Sostenibilidad Integral (ISI): a) indicadores calculados en este capítulo: b) índices que provienen de capítulos anteriores.

IV.2. METODOLOGÍA

En esta sección se presenta la metodología para el cálculo de los indicadores productivos y de eficiencia en el uso de recursos, mientras que los datos de indicadores ambientales, como fuera mencionado, provienen de los capítulos precedentes. Posteriormente se presentan los criterios considerados para la estandarización de cada uno de ellos, en cinco categorías. Finalmente, se plantea la integración de los indicadores estandarizados a través de gráficos multicriterio (AMOEBAs) y del cálculo del Índice de Sostenibilidad Integral (ISI), éste último considerando los correspondientes pesos de ponderación.

Indicadores ambientales

Como se indica en la figura 24, los indicadores ambientales considerados para la evaluación integral de la intensificación fueron el Índice de Calidad de Agua (ICA), cuyos resultados para cada cuenca y cada zafra fueron presentados en el Capítulo II, y el Índice Integrado de Respuesta a Biomarcadores (IIRB), desarrollado en el Capítulo III. El primero de ellos evalúa los cambios en la calidad de agua asociados al proceso de intensificación, ya sea por la presión en el uso del suelo y la aplicación de agroquímicos, y el IIRB evalúa los efectos en los peces expuestos en los cursos de agua de las cuencas agrícolas analizadas, con énfasis en la aplicación principalmente de fitosanitarios y los cambios que se generan en el ambiente que representan factores de estrés para la biota.

Indicadores productivos

Considerando su importancia para los sistemas agropecuarios, los indicadores productivos elegidos para la realización de este trabajo fueron el rendimiento (R) y la relación costo de producción/precio en el mercado de cada cultivo (RCP). La obtención de estos indicadores se realizó tomando como insumo la información de cultivos y superficie cultivada por zafra, brindada por los encargados de los establecimientos de las cuencas con uso agropecuario (A° Del Tala, Cda. Grande y A° Itapebí grande). Los datos de rendimiento y de costos de producción de cada cultivo fueron proporcionados con valores promedio que manejan los productores, por lo cual se consideró para las tres zafras los mismos valores. Los datos de estos indicadores por cuenca agrícola fueron calculados considerando las superficies destinadas a cada cultivo en cada una de ellas. Los precios de los granos en el mercado (US\$ ton⁻¹) fueron extraídos de las estadísticas de la Cámara Mercantil de Productos del País y de la Asociación de Cultivadores de Arroz (Tabla 27).

Tabla 27. Valores de rendimiento, costo y precio de mercado de cada cultivo utilizados para el cálculo de indicadores productivos

Cultivo	Rendimiento (kg ha⁻¹)	Costo producción (US\$ha⁻¹)	Precio mercado (US\$ ton⁻¹)
Arroz	8500	1310	229
Soja	2075	538	574
Maíz	9000	1278	292

Indicadores de eficiencia en el uso de recursos

Del mismo modo que lo realizado con los indicadores productivos, para el cálculo de los indicadores de eficiencia en el uso de recursos (consumo energético, balance energético, balance de nitrógeno y productividad del agua) se recabó y sistematizó información brindada por los productores sobre dosis de aplicación de fertilizantes (discriminada según proporción de nutriente), riego por cultivo y consumo de combustible. Asimismo, de la estación meteorológica ubicada en uno de los establecimientos ubicado en la cuenca del A° Del Tala, se obtuvieron los datos de precipitación necesarios para estimación de aporte total de agua a los cultivos (riego más precipitación). En este caso también fue necesario recurrir a información procedente de bibliografía, tanto para cubrir vacíos en la información recabada (e.g. consumo de gasoil) como para obtener los factores de conversión de energía necesarios para los cálculos de energía incorporada en insumos y balance energético.

a) Consumo (CE) y balance energético (BE)

Las variables consideradas para el cálculo de estos dos indicadores fueron: consumo de gasoil durante las operaciones de campo (labranza, siembra, aplicación de fertilizantes y fitosanitarios y agroquímicos, y cosecha) y la energía incorporada en insumos (semillas, fertilizantes, agroquímicos). Para el cálculo del consumo de gasoil se utilizaron datos aportados por los encargados de los establecimientos, los que fueron contrastados con datos estimados por Román *et al.* (2022), debido a que en casos puntuales existieron algunos vacíos en cuanto a la información recabada.

Dado que cada una de estas variables se mide y presenta en unidades diferentes, los datos deben ser convertidos en valores energéticos para proceder a los cálculos de CE y BE. Para ello, se utilizaron factores de conversión de energía para producción de los cultivos de las cuencas, reportados en diferentes fuentes de bibliografía, expresándolos en Megajoules (MJ) por unidad de referencia (kg o L) (Tabla 28) (Singh *et al.*, 1994; Grassini & Casman, 2012; Memon *et al.*, 2012; Yadav *et al.*, 2013; Pittelkow *et al.*, 2016).

Tabla 28. Factores de conversión de energía según cultivo.

	Arroz		Soja		Maíz	
	MJ/Unidad	Referencia	MJ/Unidad	Referencia	MJ/Unidad	Referencia
Combustible (L)	47.7	a	44.0	b, c, d	41.6	e, f, g
Nitrógeno (kg)	63.5	a	63.4	b, c, d	53.2	e, f, g
Herbicidas (kg)	303.8	a	349.3	b, c, d	309.8	e, f
Insecticidas (kg)	418.4	a	317.7	b, c	184.2	e
Fungicidas (kg)	115.0	a	115.0	a	115.0	a
Semilla (kg)	15.5	a	14.3	b, c, d	12.4	e, f, g, h
Producción (kg)	15.2	a	16.2	b	14.7	g, h

(a) Pittelkow *et al.* 2016; (b) Pradhan *et al.* 2011; (c) Sheehan *et al.* (1998); (d) Pimentel & Parzek (2005); (e) Guevara-Hernandez *et al.* (2015); (f) Jayasundara *et al.* (2014); (g) Memon *et al.* (2012); Yadav *et al.* (2013)

El balance energético (MJ ha^{-1}) es la energía que se obtiene al final del proceso productivo, y se obtiene de la resta de la energía total producida en forma de rendimiento de grano, menos la energía utilizada en el proceso a través de la incorporación de insumos.

b) Balance de nitrógeno (BN)

Si bien gran parte de los trabajos consultados utilizan el indicador de eficiencia en el uso de nitrógeno, en nuestro caso se utilizó el balance de nitrógeno considerando que en las secuencias se introduce el cultivo de soja, en el cual un 45% del requerimiento de este nutriente el cultivo lo obtiene mediante fijación biológica (Oyhantçabal & Narbondo, 2012)

El BN (kg ha^{-1}) fue calculado como la diferencia entre el nitrógeno aplicado (fertilización y fijación biológica en caso de la soja) y el requerimiento del cultivo. Este último se obtiene de la producción del cultivo por hectárea (rendimiento), considerando una tasa de extracción específica para cada cultivo (Tabla 29).

Tabla 29. Tasa de extracción de nitrógeno para cada cultivo

Cultivo	Tasa de extracción de N (kg ton^{-1})	Referencia
Arroz	18.5	Gabrielli & Pintos, 2013
Maíz	22.0	Cansani, F. 2022
Soja	57.0	Oyhantçabal & Narbondo, 2012

c) Productividad del agua (PA)

La PA (kg m^{-3}) fue calculada como la relación entre la producción de cada cultivo en cada zafra y el valor de agua total aplicada (ATA). Los valores de ATA ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$) se estimaron sumando los aportes de riego y precipitación para cada zafra, considerando los cultivos y los porcentajes de riego en cada caso. Cabe resaltar que en la zona se aplica riego suplementario al 100% de la superficie ocupada por maíz y arroz, y al 5% de la de soja. Los métodos de riego empleados varían de acuerdo con el cultivo. En el arroz se realiza riego a demanda por superficie mediante mangas, mientras que los cultivos de maíz y soja son regados mediante pivots. Para unificar el cálculo, se consideraron para cada cultivo los valores estándar asignados para riego. Estos valores fueron suministrados por los encargados de los establecimientos de las cuencas y son los que se toman en cuenta a la hora de planificar, en función de las reservas de agua en las represas, las áreas de cada cultivo (arroz: $14.500 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$, maíz: $4.500 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$, soja: $3.500 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$). Los datos de precipitación acumulada se obtuvieron de la estación meteorológica del área de estudio en el período del 15 de octubre al 15 de marzo (fechas estimadas entre inicio y fin de riego), y luego fueron trasladados a valores de precipitación por área para poder sumar al valor del riego.

Estandarización de indicadores

Dado que los indicadores se expresan en diferentes unidades y escalas, estos fueron estandarizados con criterios específicos en cada caso. Para cada indicador se establecieron cinco categorías (1 a 5), siendo el mayor valor (5) la situación más deseable (mayor sostenibilidad) (Alfonzo *et al.*, 2008; Albicette *et al.*, 2009; Golik *et al.*, 2022). En lo que respecta a la escala de trabajo, se eligió agrupar los datos por cuenca y por zafra, lo que permite comparar para cada año agrícola cómo varían entre las tres cuencas, y luego discutirse según su grado de intensificación agrícola. Los criterios específicos de estandarización y la metodología para el agrupamiento se presentan a continuación para cada indicador.

a) Indicadores ambientales

Los datos del Índice de Calidad de Agua (ICA) utilizados corresponden a cada cuenca en cada muestreo, realizados por triplicado. El agrupamiento se realizó a través del cálculo promedio del ICA para cada sitio en cada zafra. Para la estandarización en las cinco categorías (Tabla 30) se tomó como referencia que el valor 50 del ICA se

corresponde con el límite de la normativa nacional (Categoría 3 del Dec. 253/79), siendo los rangos por encima de este valor considerados como más sostenibles (4 y 5) y por debajo como menos sostenibles (1 y 2).

Tabla 30. Escala de estandarización del Índice de Calidad de Agua (ICA).

Escala	Valor
$0 \leq ICA < 25$	1
$25 \leq ICA < 50$	2
$ICA = 50$	3
$50 < ICA \leq 75$	4
$75 < ICA \leq 100$	5

Con respecto al Índice Integrado de Respuesta a Biomarcadores (IIRB), al igual que en el caso del ICA, los datos corresponden a cada cuenca en cada muestreo realizado, pero en este caso los datos se obtuvieron para las dos especies de peces (*B. iheringii* y *H. mustelinus*). Del mismo modo, el agrupamiento se realizó a través del cálculo promedio del IIRB (considerando ambas especies) para cada sitio en cada zafra.

La diferencia con respecto al ICA, en cuanto al procesamiento de los datos, fue en la estandarización. En este caso se optó por considerar el porcentaje de apartamiento de los valores con respecto al sitio control (IIRBc). Vale recordar que el IIRB se calcula con los resultados de cada biomarcador y que está construido para que valores mayores indiquen zonas con mayor impacto por efectos tóxicos, por lo que se consideró que un apartamiento con respecto al control con signo positivo indica una mayor afectación a la sostenibilidad. Para el cálculo de la estandarización se propuso la escala que se presenta en la Tabla 31.

Tabla 31. Escala de estandarización para el Índice Integrado de Respuesta a Biomarcadores (IIRB).

Escala	Valor
$IIRB > 50\% IIRBc$	1
$25\% IIRBc < IIRB \leq 50\% IIRBc$	2
$-25\% IIRBc < IIRB \leq 25\% IIRBc$	3
$-50\% IIRBc < IIRB \leq -25\% IIRBc$	4
$IIRB < -50\% IIRBc$	5

IIRBc: variación con respecto al sitio control

b) Indicadores productivos

Los datos de relación costo/precio (RCP) se obtuvieron por cultivo y por zafra, por lo tanto, el agrupamiento por cuenca fue realizado a través del cálculo considerando el área sembrada de cada cultivo en cada cuenca y en cada zafra.

En cuanto a los rendimientos (R) de los cultivos, una vez obtenidos los valores correspondientes a cada cultivo, se realizó la estandarización de cada uno de ellos tomando en cuenta los valores de los rendimientos nacionales para cada cultivo en cada zafra. Dicha información fue obtenida del Anuario Estadístico Agropecuario 2020 (DIEA-MGAP, 2020) (Tabla 32).

Tabla 32. Rendimientos nacionales promedio de cada cultivo en cada zafra agrícola tomados del Anuario Estadístico Agropecuario 2020

Cultivo	Rendimiento promedio nacional (kg ha ⁻¹)		
	Zafra 2017/2018	Zafra 2018/2019	Zafra 2019/2020
Arroz (zona Norte)	7508	7922	8980
Soja	1214	2928	2171
Maíz	4340	7608	6536

Los rangos para el indicador RCP fueron establecidos en función del valor promedio y desvío estándar de la serie de datos obtenidos, mientras que para el indicador R, se tomó la estandarización realizada por Albicette *et al.* (2009). El mayor valor (5) fue asignado a la situación más sostenible (Tabla 33).

Tabla 33. Escala de estandarización de indicadores productivos.

Indicador	Escala	Valor
Relación costo/precio	RCP > 0.55	1
	0.50 < RCP ≤ 0.55	2
	0.45 < RCP ≤ 0.50	3
	0.45 < RCP ≤ 0.50	4
	RCP ≤ 0.45	5
Rendimiento (kg ha ⁻¹)	R < -30% PN	1
	-30% PN ≤ R < -15% PN	2
	-15% PN ≤ R < PN	3
	PN ≤ R < +15% PN	4
	R ≥ +15% PN	5

c) Indicadores de eficiencia en el uso de recursos

Los indicadores consumo y balance energético (CE y BE), balance de nitrógeno (BN) y la productividad de agua (PA) también se obtuvieron por cultivo y por zafra, utilizando para su cálculo el área sembrada. Del mismo modo que para los indicadores productivos, la estandarización se realizó considerando los rangos de resultados obtenidos en la totalidad de los casos. El mayor valor (5) fue asignado a la situación de menor consumo energético, mayor balance energético, mayor productividad de agua, y balance de nitrógeno más cercano a cero (Tabla 34).

Tabla 34. Escala de estandarización de indicadores de eficiencia en el uso de recursos.

Indicador	Escala	Valor
Consumo energético (MJha ⁻¹)	CE > 19000	1
	14500 < CE ≤ 19000	2
	10000 < CE ≤ 14500	3
	5500 < CE ≤ 10000	4
	CE ≤ 5500	5
Balance energético (MJha ⁻¹)	BE < 30000	1
	30000 ≤ BE < 55000	2
	55000 ≤ BE < 80000	3
	80000 ≤ BE < 105000	4
	BE ≥ 105000	5
Balance de nitrógeno (kg N ha ⁻¹)	BN < -30	1
	-30 ≤ EN < -20	2
	-20 ≤ EN < -10	3
	-10 ≤ EN < 0	4
	EN ≥ 0	5
Productividad agua (kg m ⁻³)	PA < 0.25	1
	0.25 ≤ PA < 0.50	2
	0.50 ≤ PA < 0.75	3
	0.75 ≤ PA < 1.0	4
	PA ≥ 1.0	5

Integración de los indicadores

Una vez estandarizados los indicadores, los mismos fueron integrados bajo dos aproximaciones. En primer lugar, mediante un mapa multicriterio tipo AMOEBA, donde el área bajo cada gráfico representa un valor asociado a la sostenibilidad del sistema (Alfonzo *et al.*, 2008). En segundo lugar, se calculó el Índice de Sostenibilidad Integral (ISI) modificando la ecuación presentada por Golik *et al.* (2022). Cabe resaltar que en dicho trabajo se utilizaban mayormente indicadores de eficiencia en el uso de recursos (balances energéticos y de nutrientes y consumo de agua), y en el caso de esta tesis, se incluyen además indicadores ambientales y productivos.

Para la elaboración del ISI, los indicadores, previamente estandarizados, fueron además ponderados, es decir se les asignó un valor que refleja su importancia relativa en el cálculo final del ISI. En este caso, se utilizaron dos valores de ponderación, 1 y 2. El valor 1 se asignó a los indicadores con influencia moderada en el marco del proceso de intensificación sostenible, mientras que el valor 2 se utilizó para aquellos indicadores que se consideraron más relevantes o que se estimó que podrían tener un impacto más

significativo en el análisis de la sostenibilidad. El cálculo del índice se realizó a partir de la media ponderada de todos los indicadores.

En este estudio, los indicadores que fueron ponderados con valor 2 fueron: i) el rendimiento (considerado el indicador productivo de mayor impacto para los sistemas productivos); ii) de los indicadores de eficiencia en el uso de recursos se eligieron el balance energético, la eficiencia en el uso de nitrógeno y la productividad de agua (debido a su relevancia en la sostenibilidad de las prácticas); iii) entre los indicadores ambientales se eligió el ICA. Este último se eligió ya que en futuras aplicaciones del ISI el ICA puede ser incorporado más fácilmente que el IIRB por parte de los productores, debido a que para la obtención del IIRB se requiere la realización de un estudio biológico que implica dependencia de recursos humanos y económicos.

El rango de variación del ISI fue de 1 a 5, donde 1 representa el valor de menor sostenibilidad y 5 corresponde al valor máximo de sostenibilidad. Con las consideraciones presentadas, la ecuación utilizada para el cálculo del ISI fue la siguiente:

$$ISI = \frac{[(RCP \times 1) + (R \times 2) + (CE \times 1) + (BE \times 2) + (EN \times 2) + (PA \times 2) + (ICA \times 2) + (IIRB \times 1)]}{13}$$

Donde: ISI: índice de sostenibilidad Integral, RCP: relación costo/precio, R: rendimiento, CE: consumo energético, BE: balance energético, EN: eficiencia en el uso de nitrógeno, PA: productividad de agua, ICA: índice de calidad de agua, IIRB: índice integrado de respuesta a biomarcadores. 1 y 2 son los valores de ponderación y 13 es la suma de los valores de ponderación.

Luego de obtenidos los valores del ISI para cada zafra y cada cuenca, se analizaron las correlaciones entre el ISI y el área bajo el gráfico AMOEBA, con los índices de intensificación calculados en el Capítulo I.

IV.3. RESULTADOS

Indicadores ambientales

Los resultados del ICA para cada cuenca y cada muestreo, que se utilizarán en este Capítulo, se reportan en la Tabla 14 del Capítulo II, mientras que los de los IIRB para cada una de las especies de peces se presentan en la Tabla 25 en el Capítulo III.

Indicadores productivos

En la Tabla 35 se presentan los resultados obtenidos de los indicadores productivos relación costo de producción/precio de mercado (RCP) y el porcentaje relativo del rendimiento en relación al promedio nacional (R). Los valores negativos indican que el rendimiento nacional supera al rendimiento obtenido en este estudio. El indicador RCP fue el que, para los encargados de los sistemas productivos, presentó mayor relevancia a la hora de elegir los arreglos de cultivos.

Tabla 35. Valores obtenidos de los Indicadores productivos relación costo precio de mercado (RCP) y rendimiento (R) calculados para cada cuenca en cada zafra.

Cuenca	Zafra	RCP	R (%)
A° Del Tala	2017/2018	0.50	44.6
	2018/2019	0.48	-9.8
	2019/2020	0.40	0.8
Cda. Grande	2017/2018	0.47	56.7
	2018/2019	0.31	-29.1
	2019/2020	0.48	27.6
A° Itapebí	2017/2018	0.67	13.2
	2018/2019	0.67	7.3
	2019/2020	0.67	-5.3

La RCP en la cuenca del A° Itapebí presentó los mayores valores debido a que en dicha cuenca únicamente se realiza cultivo de arroz y este presentó altos costos de producción, los que no revisten devolución en los precios del mercado. El caso contrario ocurre con la soja, para la cual se registraron ingresos en el mercado por el doble de valor que para el arroz y el maíz, y los costos de producción por hectárea fueron un tercio del costo de dichos cultivos. Por tal motivo en las cuencas del A° Del Tala y Cda. Grande se obtuvieron mejores valores de este indicador. En lo que refiere a los rendimientos, para las tres cuencas en la primera zafra se obtuvieron rendimientos muy por encima de los rendimientos nacionales, relacionados principalmente por los altos rendimientos del maíz y la soja. El menor valor de este indicador se obtuvo en la cuenca de la Cda.

Grande en la segunda zafra, en la cual únicamente se sembró soja, que presentó altos valores de rendimiento promedio a escala nacional.

Indicadores de eficiencia en el uso de recursos

Los indicadores de eficiencia en el uso de los recursos fueron calculados para cada cultivo para cada zafra y en cada cuenca (Tabla 36). Dado que el cálculo fue utilizado posteriormente para comparar las cuencas según su grado de intensificación, los indicadores fueron agrupados por zafra tomando en cuenta la relación de área de cada cultivo para cada cuenca (Tabla 37). De esta manera se obtuvo la evolución temporal (3 años) de los indicadores en cada cuenca.

Tabla 36. Indicadores de eficiencia en el uso de los recursos calculados para cada cultivo en cada cuenca y zafra.

Cultivo	Zafra	CE (MJ ha ⁻¹)	BE (MJ ha ⁻¹)	BN (kg N ha ⁻¹)	PA (kg m ⁻³)
Cuenca A° Del Tala					
Arroz	2017/2018	19772.5	109427.5	-16.73	0.47
	2018/2019	19058.3	110141.7	-23.97	0.36
	2019/2020	19170.9	110029.1	-27.17	0.41
Soja	2017/2018	5194.1	28420.9	-12.76	0.57
	2018/2019	4845.5	28769.5	-13.17	0.22
	2019/2020	5449.0	28166.0	-12.59	0.33
Maíz	2017/2018	8756.3	123543.8	-30.79	1.13
	2018/2019	6773.8	125526.2	-38.75	0.66
	2019/2020	7104.3	125195.7	-30.19	0.85
Cuenca Cda. Grande					
Soja	2017/2018	4475.2	29139.8	-18.01	0.57
	2018/2019	5351.0	28264.0	-20.84	0.22
	2019/2020	8576.5	25038.5	-19.41	0.33
Maíz	2017/2018	6823.9	125476.1	-50.81	1.13
	2019/2020	7102.5	125197.5	-49.28	0.85
Cuenca A° Itapebí					
Arroz	2017/2018	18998.7	110201.3	-7.59	0.47
	2018/2019	18273.6	110926.4	-7.40	0.36
	2019/2020	19228.4	109971.6	-6.82	0.41

CE: Consumo energético, BE: Balance energético, BN: Balance de nitrógeno, PA: Productividad de agua.

Tabla 37. Valores obtenidos de los Indicadores de eficiencia del uso de los recursos calculados para cada cuenca en cada zafra.

Cuenca	Zafra	CE (MJ ha ⁻¹)	BE (MJ ha ⁻¹)	BN (kg N ha ⁻¹)	PA (kg m ⁻³)
A° Del Tala	2017/2018	8508.7	52860.5	-10.13	0.57
	2018/2019	9688.5	65714.2	-11.02	0.34
	2019/2020	10657.2	72023.0	-8.67	0.45
Cda. Grande	2017/2018	5806.8	83756.9	-22.20	0.99
	2018/2019	5351.0	28264.0	-15.25	0.22
	2019/2020	7454.5	101278.9	-37.60	0.77
A° Itapebí	2017/2018	18998.7	110201.3	-7.59	0.47
	2018/2019	18273.6	110926.4	-7.40	0.36
	2019/2020	19228.4	109971.6	-6.82	0.41

El cultivo de maíz fue el que representó el mayor balance energético ya que ostentó la mayor producción y un consumo energético medio, seguido por el cultivo de arroz que, si bien presentó los mayores valores de consumo energético, mostró altos valores de energía producida. En el caso de la soja, si bien mostró los menores valores de consumo energético, la energía producida fue baja, por lo cual el balance también fue el menor de los cultivos. La cuenca del A° Itapebí, que solo tiene cultivo de arroz en las tres zafras, mostró los valores más altos de los indicadores, y con respecto a las cuencas del A° Del Tala y Cda. Grande la participación o no del cultivo de maíz fue lo que diferenció el resultado de los indicadores.

Situación similar ocurrió con los indicadores asociados a la aplicación de fertilizantes nitrogenados, las diferencias observadas, mayormente en la cuenca de la Cda. Grande, estuvieron asociadas a la fluctuación de las hectáreas destinadas al cultivo de soja, considerando que en la primera zafra ocupaba 43%, en la segunda 100% y en la tercera solo 24% de participación en la secuencia de cultivos.

En el análisis del aporte de agua y de la productividad total de agua se observaron patrones similares entre las cuencas, aun cuando, como es de esperar, en las cuencas con arroz (A° Del Tala y A° Itapebí grande) las aplicaciones fueron mayores y se observaron menores valores de productividad. El menor valor registrado para la cuenca de la Cda. Grande en la segunda zafra (2018/2019) se debió principalmente a la ausencia de maíz en dicha zafra, siendo este cultivo el que aporta mayores valores del indicador PA.

Estandarización de indicadores

En esta sección se presentan los resultados obtenidos en la estandarización de cada uno de los indicadores agrupados por cuenca y por zafra, según los criterios establecidos en cada uno de los casos.

a) Indicadores ambientales

La Tabla 38 presenta los resultados del Índice de Calidad de Agua (ICA), presentado como el valor promedio para cada sitio en cada zafra junto con su respectivo valor estandarizado, tomando como referencia el valor 50 del ICA.

Tabla 38. Valores del ICA y sus respectivos valores estandarizados (ICA st) por sitio de muestreo y zafra

Sitio	Zafra	ICA	ICA st
A° Del Tala	2017/2018	75.3	5
	2018/2019	67.1	4
	2019/2020	64.9	4
Cda. Grande	2017/2018	82.7	5
	2018/2019	78.9	5
	2019/2020	66.4	4
A° Itapebí	2017/2018	87.8	5
	2018/2019	79.3	5
	2019/2020	70.2	4

Los resultados correspondientes a la estandarización del Índice Integrado de Respuesta a Biomarcadores (IIRB), se presentan en la Tabla 39. Al igual que para el ICA, los datos presentan considerando el valor promedio del IIRB (considerando los valores para ambas especies) para cada sitio en cada zafra. Dado que para la estandarización se consideró el porcentaje de apartamiento de los valores con respecto al sitio control, se presentan también los resultados de este sitio (sin considerarse el valor de estandarización).

Tabla 39. Valores del IIRB y sus respectivos valores estandarizados (IIRB st) por sitio de muestreo y zafra.

Sitio	Zafra	IIRB	IIRB st
A° Del Tala	2017/2018	8.3	3
	2018/2019	3.9	5
	2019/2020	4.0	3
Cda. Grande	2017/2018	7.5	3
	2018/2019	5.7	4
	2019/2020	4.2	3
A° Itapebí	2017/2018	5.7	4
	2018/2019	3.5	5
	2019/2020	3.0	3
Cda. De la Isleta (Control)	2017/2018	9.3	
	2018/2019	8.2	
	2019/2020	3.9	

Los resultados de la estandarización de los indicadores ambientales mostraron que el ICA fue el que presentó valores más cercanos a la sostenibilidad, ya que no se reportaron valores inferiores a la categoría 4, con más de 50% ubicados en la categoría 5. Con respecto al IIRB, más de la mitad de los valores (56%) se ubicaron en la categoría 3, lo que indica un valor medio de sostenibilidad, siendo el restante 44% distribuido equitativamente entre la categoría 4 y 5. No se reportaron para ninguno de los indicadores ambientales valores de baja sostenibilidad (1 y 2).

La cuenca del A° Itapebí grande presentó, para ambos indicadores, valores levemente superiores a las restantes cuencas, mostrando en la zafra 2018/2019 valores máximos de sostenibilidad. Contrariamente, la cuenca del A° Del Tala presentó los valores menores de sostenibilidad con respecto a las otras cuencas. Para los tres sitios y en ambos indicadores, la zafra 2018/2019 fue la que mostró mayores valores en cuanto a la sostenibilidad de los indicadores ambientales.

b) Indicadores productivos y de eficiencia en el uso de recursos

Los resultados correspondientes a la estandarización de los indicadores productivos y de eficiencia en el uso de recursos se presentan en las Tabla 40 y Tabla 41.

Tabla 40. Valores de los indicadores productivos (RCP y R) y sus respectivos valores estandarizados (RCP st, R st) por sitio de muestreo y zafra.

Sitio	Zafra	RCP	RCP st	R	R st
A° Del Tala	2017/2018	0.52	3	44.6	5
	2018/2019	0.55	3	-9.8	3
	2019/2020	0.55	3	0.8	4
Cda. Grande	2017/2018	0.48	4	56.7	5
	2018/2019	0.45	5	-29.1	2
	2019/2020	0.48	4	27.6	5
A° Itapebí	2017/2018	0.67	1	13.2	4
	2018/2019	0.67	1	7.3	4
	2019/2020	0.67	1	-5.3	3

Tabla 41. Valores de los indicadores de eficiencia en el uso de recursos (CE, BE, EN, PA) y sus respectivos valores estandarizados (CE st, BE st, EN st, PA st) por sitio de muestreo y zafra.

Sitio	Zafra	CE	CE st	BE	BE st	BN	BN st	PA	PA st
A° Del Tala	2017/2018	8508.7	4	52860.5	2	-10.13	3	0.57	3
	2018/2019	9688.5	4	65714.2	3	-11.02	3	0.34	2
	2019/2020	10657.2	3	72023.0	3	-8.67	4	0.45	2
Cda. Grande	2017/2018	5806.8	4	83756.9	4	-22.20	2	0.99	5
	2018/2019	5351.0	5	28264.0	1	-15.25	3	0.22	1
	2019/2020	7454.5	4	101278.9	4	-37.60	1	0.77	4
A° Itapebí	2017/2018	18998.7	2	110201.3	5	-7.59	4	0.47	3
	2018/2019	18273.6	2	110926.4	5	-7.40	4	0.36	2
	2019/2020	19228.4	1	109971.6	5	-6.82	4	0.41	2

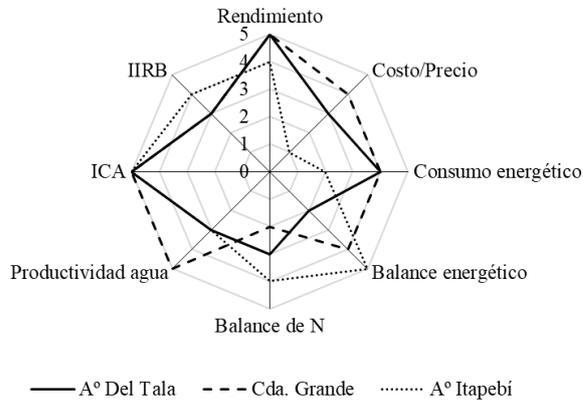
En lo que respecta a los indicadores productivos y de eficiencia en el uso de recursos, se obtuvieron valores en las cinco categorías, siendo dentro de los primeros la RCP el indicador que presentó un menor grado de sostenibilidad (33% en la categoría 1), y en el caso de los de eficiencia en el uso de recursos, la PA presentó 44% de los valores en la categoría 2, convirtiéndolo en el indicador de menor sostenibilidad.

En el análisis entre cuencas se observó que, en relación a los indicadores productivos, la cuenca del A° Itapebí presentó los menores valores de sostenibilidad asociados al indicador RCP. Las otras dos cuencas presentaron mayor variabilidad de los resultados, con una leve tendencia de la Cda. Grande a tener mayores valores en la categorización de los indicadores. En lo que respecta a los indicadores de eficiencia en el uso de recursos, las tres cuencas tuvieron una distribución amplia de los resultados, con valores en las 5 categorías. En el caso de CE la cuenca del A° Itapebí presentó en las tres zafras valores bajos de sostenibilidad (1 y 2) y, contrariamente, en lo que refiere al BE mostró valores de máxima sostenibilidad.

Integración de indicadores

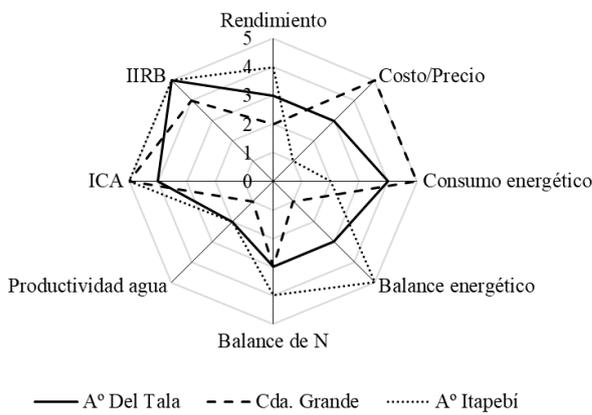
Con los resultados de la estandarización de los indicadores se realizó la integración de los mismos. En primer lugar, se construyeron las gráficas multicriterio (AMOEBA) y se calcularon las áreas bajo cada gráfico (Figura 14).

Zafra 2017/2018



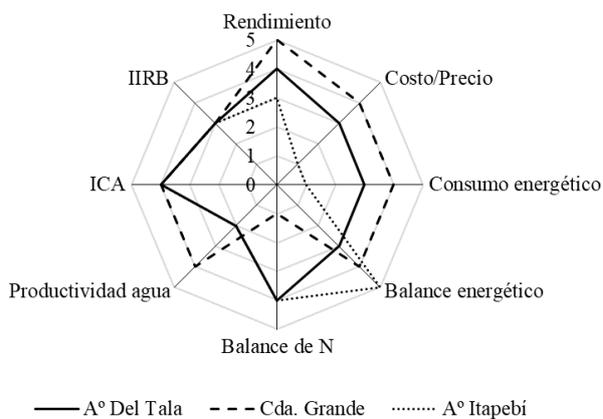
Sitio	Área
A° Del Tala	39.7
Cda. Grande	52.1
A° Itapebí	47.2

Zafra 2018/2019



Sitio	Área
A° Del Tala	40.7
Cda. Grande	34.3
A° Itapebí	47.2

Zafra 2019/2020



Sitio	Área
A° Del Tala	34.8
Cda. Grande	41.2
A° Itapebí	31.3

Figura 14. Integración de indicadores mediante gráficos AMOEBA en cada cuenca para cada zafra. El grado de sostenibilidad está dado por el área bajo el gráfico.

Como segunda estrategia para la integración de indicadores para la evaluación de la sostenibilidad del sistema agrícola, se calculó del Índice de Sostenibilidad Integral (ISI). En la Tabla 42 se presentan los resultados del ISI para cada sitio de muestreo en cada una de las zafras.

Tabla 42. Índices de Sostenibilidad Integral (ISI) obtenidos para cada cuenca en cada zafra

Sitio	Zafra		
	2017/2018	2018/2019	2019/2020
A° Del Tala	3.46	3.23	3.31
Cda. Grande	3.85	3.00	3.46
A° Itapebí	3.69	3.69	3.15

Los resultados, para ambas estrategias de integración, mostraron que el sitio Cda. Grande, en la primera y en la última zafra, reportó los mayores valores del grado de sostenibilidad en comparación con los restantes sitios. Esto está dado por los mayores valores de sostenibilidad de los indicadores relación costo/precio, consumo energético, productividad de agua e ICA. En la segunda zafra, la ausencia de diversificación de cultivos en esta cuenca reduce los indicadores de rendimiento y productividad de agua. Al comparar los resultados con los índices de intensificación calculados en el Capítulo 1, junto con la cuenca del A° Del Tala, la del sitio Cda. Grande se encontraba categorizada como de intensificación media-alta. Únicamente en la zafra 2018/2019, se observó que la cuenca con menor grado de intensificación presentó los mayores valores de sostenibilidad, y correspondió a la cuenca del A° Itapebí.

IV.4. DISCUSIÓN

En el presente capítulo se realizó una caracterización de las cuencas agrícolas en función de una serie de indicadores (ambientales, productivos y de eficiencia en el uso de recursos). Una vez caracterizados, los resultados obtenidos permitieron elaborar herramientas de integración a los efectos de evaluar la sostenibilidad de cuencas agrícolas intensivas.

Los resultados mostraron que la dimensión ambiental fue la que presentó mayores valores de sostenibilidad en las tres zafras de análisis, no reportando en sus valores promedios diferencias entre las cuencas. No obstante, dentro de los indicadores evaluados en esta dimensión, el ICA presentó diferencias asociadas a la intensificación agrícola, mostrando una disminución de la calidad de agua de las cuencas a medida que

aumentaba la presión ejercida principalmente por la aplicación de fertilizantes (Sharpley, 1995; Cuffney *et al.*, 2000; Sande *et al.*, 2005; Eguren *et al.* 2018).

Cabe destacar que, en la gran mayoría de los antecedentes, cuando se considera esta dimensión, se refiere a modelos que estiman la potencialidad toxicológica de los compuestos aplicados (Davis *et al.*, 2012; Pittelkow *et al.*, 2016; Tseng *et al.*, 2021), al análisis del riesgo de erosión a través de la inclusión de prácticas agronómicas, y/o al análisis de la diversidad de cultivos (Sarandón *et al.*, 2006; Bravo-Medina *et al.*, 2017). Sin embargo, nuestro trabajo se centró en indicadores que fueron empíricamente determinados tanto a través de variables fisicoquímicas de calidad de agua, como la evaluación de efectos en peces colectados en las propias cuencas bajo estudio.

Del análisis de los indicadores productivos resultó que la distribución de cultivos en las cuencas juega un rol esencial en los valores finales de estos indicadores para cada cuenca en cada zafra. En tal sentido, el arroz y el maíz reportan los mayores rendimientos, por lo cual el porcentaje de participación de estos cultivos en la secuencia redundante en cambios en los indicadores que reflejan la productividad de la cuenca. Así, por ejemplo, en la cuenca del A° Del Tala, entre la primer y la última zafra, se observa una reducción de 18% del área bajo cultivo, pero se obtiene un aumento de 12% de la producción, asociado a un incremento del porcentaje de participación de arroz y de maíz (los cuales muestran mayores rendimientos), y un descenso del área de soja. Algo similar ocurre en la cuenca de Cda. Grande, donde la producción en la segunda zafra es significativamente menor, producto de la ausencia de cultivo de maíz. Estas diferencias no se traducen en los márgenes de ganancia debido al peso importante que tiene el valor de la soja en el mercado. Esto sustenta los argumentos planteados por Davis *et al.* (2012), quienes luego de comparar la sustentabilidad de sistemas diversificados con monocultivos, concluyeron que la diversificación redundante en beneficios en las dimensiones productiva, económica y ambiental, mejorando la resiliencia del sistema agrícola.

En cuanto al consumo energético el arroz, al igual de lo reportado por Pittelkow *et al.* (2016), los valores se encuentran entre 18000 y 20000 MJ ha⁻¹, siendo el cultivo con mayores consumos energéticos de los tres considerados, razón por la cual las cuencas del A° Del Tala y del A° Itapebí presentan consumos mayores en las tres zafras. El cultivo con menores consumos de energía es la soja, la que a su vez presenta indicadores de baja energía producida por el grano, por lo cual el balance también es el

menor de los cultivos. Los valores obtenidos para este cultivo en ambos indicadores en esta tesis son similares a los reportados por Dilascio *et al.* (2009) en Tucumán (Argentina). En dicho estudio se obtuvieron valores promedio de consumo energético de 5800 MJ ha⁻¹, y de balance energético de 37200 MJ ha⁻¹, mientras que en esta tesis se reportan valores promedio de consumo energético de 5200 MJ ha⁻¹ en el A° Del Tala y 6100 MJ ha⁻¹ en Cda. Grande, y de balance energético cercanos a 30000 MJ ha⁻¹ en ambas cuencas. En lo que respecta al maíz, en virtud de una mayor producción energética del grano, sumado a un consumo energético medio, es el cultivo que representa el mayor balance energético de los tres cultivos analizados. Al analizar los resultados globales de los sistemas productivos, en consonancia con los trabajos de Guevara-Hernández *et al.* (2015), los sistemas diversificados (A° Del Tala y Cda. Grande) presentan una mayor eficiencia energética que el sistema conformado por únicamente por un cultivo, y más si ese cultivo es arroz como en el caso de la cuenca del A° Itapebí.

Del análisis surge que, en los tres cultivos, el combustible, los fertilizantes nitrogenados y los herbicidas aportan entre 76 y 96% del consumo energético, pero con porcentajes diferentes para cada uno de ellos. En el arroz el combustible representó cerca de 50% del consumo energético, asociado principalmente al efecto del riego, ya que en los suelos más anegados se genera un mayor gasto de combustible, tal como reporta Román (2022). Para el maíz, la aplicación de fertilizantes nitrogenados aportó 55% del consumo energético, tal y como se reporta (Alipour *et al.*, 2012; Grassini & Cassman, 2012). Finalmente, en la soja, como era esperable dado el manejo del cultivo, el herbicida reporta 50% del consumo.

Los resultados de los balances de nitrógeno para el cultivo de soja en nuestro trabajo se encuentran dentro de los rangos presentados por Oyhantçabal & Narbondo (2012), ubicándose en el entorno de -50 kg N ha⁻¹. En lo que respecta al cultivo de arroz, Castillo *et al.* (2023) evaluaron este indicador en rotaciones arroz continuo, arroz-soja y arroz-pasturas, obteniendo en el caso de rotaciones arroz-pasturas valores de balance de -6 kg N ha⁻¹, valores que se encuentran en el mismo rango que las que se obtuvieron en nuestro trabajo para la cuenca del A° Itapebí que mantiene este sistema productivo. Asimismo, si bien en nuestro caso no tenemos sistemas únicamente de rotación arroz-soja, en la cuenca del A° Del Tala los valores de balance de nitrógeno presentaron un promedio de -10 kg N ha⁻¹, mientras que en el estudio de referencia, los valores obtenidos de sistemas diversificados fueron cercanos a -20 kg N ha⁻¹.

En el análisis del aporte de agua y de la productividad total de agua se observan patrones similares entre las cuencas, aun cuando como es de esperar en las cuencas con arroz las aplicaciones son mayores. Los resultados para dicho cultivo (promedio de 0.4 kg m^{-3}) se encuentran por debajo de los valores a escala nacional reportados por Pittelkow *et al.* (2016) (promedio de 5 años 0.6 kg m^{-3}), pero duplican trabajos a nivel internacional que reportan valores promedio de 0.2 kg m^{-3} (Alipour *et al.*, 2012).

La integración de los indicadores anteriormente mencionados por ambas estrategias (ISI y AMOEBA), mostró que el sitio en la cuenca de la Cda. Grande, cuando la producción se diversifica (maíz y soja), obtuvo los mejores valores del grado de sostenibilidad en comparación con los restantes sitios. En el caso de la segunda zafra (2018/2019), cuando se observa menor diversificación en los cultivos de la cuenca, los valores de sostenibilidad de los indicadores rendimiento global y productividad de agua obtuvieron valores de mínima sostenibilidad. Esto se encuentra en concordancia con varios trabajos que sugieren que una mayor diversidad de cultivos repercute en agroecosistemas más sostenibles (Sarandón *et al.*, 2006; Davis *et al.*, 2012; Bravo-Medina *et al.*, 2017; Hunt *et al.*, 2019; Golik *et al.*, 2022). A escala nacional, Macedo *et al.* (2022) desarrollaron un índice multicriterio integrando algunos de los indicadores presentados en nuestro trabajo, aplicándolo a rotaciones arroz-pasturas y a sistemas intensificados de arroz-soja y arroz-cultivo de cobertura. Si bien obtienen mejores desempeños del índice en los sistemas diversificados (arroz-soja), el análisis de la estabilidad de la sostenibilidad realizado mostró que las variaciones obtenidas hacen a estos sistemas más vulnerables a condiciones externas. Cabe aclarar que en dicho trabajo se evalúa a nivel de parcelas en las cuales se establece el sistema de rotaciones como un ciclo de cultivos con una ventana temporal agrónomicamente establecida, por ejemplo, cinco años donde en los primeros dos se establecen cultivos y los siguientes corresponden a pasturas. Mientras que en nuestro trabajo la estrategia utilizada fue la comparación de los diversos indicadores e índices considerando el arreglo de cultivos a nivel de cuenca hidrográfica y con una ventana temporal asociada al período de estudio (3 años) presentado por zafra agrícola.

A la vista de los resultados y del análisis realizado, el uso de estrategias combinadas, que traduzcan en un valor los índices evaluados, conjuntamente con un gráfico que permita ver la variabilidad de cada indicador, resulta en la alternativa más robusta. Esto se justifica por el hecho de que ninguna de las cuencas de análisis en nuestro trabajo

presenta una performance unánime de todos los indicadores, es decir pueden, en algunos casos se pueden presentar, por ejemplo, aumento en los indicadores de rendimiento, pero menores desempeños en indicadores como costos y márgenes de ganancia. Por tal motivo, y en concordancia a lo que plantea Tseng *et al.* (2021), a la hora de resumir los indicadores en el índice, la optimización de un indicador puede implicar compensaciones con otros indicadores.

IV.5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Albicette, M.; Brascosco, R.; Chiappe, M. 2009. Propuesta de indicadores para evaluar la sostenibilidad predial en agroecosistemas agrícola-ganaderos del litoral del Uruguay. *Agrociencia* (Uruguay). 13(1): 48-68.

Alfonzo, D.; Torrez-Alruiz, M.D.; Alban, R.; Griffon, D. 2008. Indicadores de sostenibilidad en Agroecología. *Agroecología*. <http://agroecologiavenezuela.blogspot.com/2008/05/indicadores-de-sostenibilidad-en.html> (Marzo 2023)

Alipour, A.; Veisi, H.; Darijani, F.; Mirbagheri, B.; Behbahani, A.G. 2012. Study and determination of energy consumption to produce conventional rice of the Guilan province. *Res. Agr. Eng.* 58(3): 99-106.

Becoña, G.; Oyhantcabal, W.; Astigarraga, L.; Roel, A.; Saizar, C. 2013. Primer estudio de la huella de carbon de tres cadenas agroexportadoras: carne vacuna, lácteos, arroz: informe final. Montevideo, Uruguay. MGAP-FAGRO-INIA-LATU. 54p.

Bravo-Medina, C.; Marín, H.; Marrero-Labrador, P.; Ruiz, M.E.; Torres-Navarrete, B.; Navarrete-Alvarado, H.; Changoluisa-Vargas, D. 2017. Evaluación de la sostenibilidad mediante indicadores en unidades de producción de la provincia de Napo, Amazonia Ecuatoriana. *Bioagro* 29(1): 23-36.

Castillo, J.; Kirk, G.J.; Rivero, M.J.; Fabini, G.; Terra, J.A.; Ayala, W.; Haefele, S.M. 2023. Measured and modeled nitrogen balances in lowland rice-pasture rotations in temperate South America. *Front. Sustain. Food Syst.* 7: 1-14.

Cansani, F. 2022. Estudio del fraccionamiento de la fertilización nitrogenada en maíz. Facultad de Agronomía. Universidad de la República. URL: <http://tesis.fagro.edu.uy/index.php/tg/catalog/download/7/4/65?inline=1> (Julio 2025)

Davis, A.S.; Hill, J.D.; Chase, C.A.; Johanns, A.M.; Liebman, M. 2012. Increasing cropping system diversity balances productivity, profitability and environmental health. *PLoS ONE* 7(10): e47149.

DIEA-MGAP. 2018. Encuesta agrícola “Invierno 2018”. Serie Encuestas 353:36pp

DIEA-MGAP. 2019. Encuesta agrícola “Invierno 2019”. Serie Encuestas 358:28pp

DIEA-MGAP. 2020. Encuesta agrícola “Invierno 2020”. Serie Encuestas 362:23pp

- Dilascio, M.P.; Caro, R.F.; Scandaliaris, J.; Abascal, F.; Paz, D.; Cárdenas, G.J.; Diez, O.A.; Romero, E. 2009. Balances Energéticos del cultivo de soja como fuente para la obtención de biodiesel en Tucumán, Argentina. *Rev. Bras. De Agroecología*. 4(2): 3982-3986.
- Erb, K.H.; Haberl, H.; Jepsen, M.R.; Kuemmerle, T.; Lindner, M.; Müller, D.; Verburg, P.H.; Reenberg, A. 2013. A conceptual framework for analysing and measuring land-use intensity. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 5(5):464-470.
- Gabrielli, A.L.; Pintos, F.G. 2013. Respuesta a nitrógeno del cultivar INIA Olimar según tipo de riego y sistematización. Facultad de Agronomía. Universidad de la República. URL: <https://ainfo.inia.uy/digital/bitstream/item/4206/1/Tesis-Gabrielli-Pintos-2013.pdf> (Julio 2025)
- Golik, S., Chamorro, A. M., Bezus, R., Pellegrini, A., & Voisin, A. 2022. Indicadores de sostenibilidad ecológica para diferentes secuencias agrícolas en la región pampeana de Argentina. *Agron. Mesoam.* 33(3): 14p.
- Guevara-Hernández, F.; Rodríguez-Larramendi, L.A.; Hernández-Ramos, M.A.; Fonseca-Flores, M.D.L.Á.; Pinto-Ruiz, R., Reyes-Muro, L. 2015. Eficiencia energética y económica del cultivo de maíz en la zona de amortiguamiento de la Reserva de la Biosfera "La Sepultura", Chiapas, México. *Rev. Mexicana Cienc. Agric.* 6(8): 1929-1941.
- Grassini, P.; Cassman, K.G. 2012. High-yield maize with large net energy yield and small global warming intensity. *Proc.Natl.Acad.Sci.USA*109:1074–1079.
- Jayasundara, S.; Wagner-Riddle, C.; Dias, G.; Kariyapperuma, K.A. 2014. Energy and greenhouse gas intensity of corn (*Zea mays* L.) production in Ontario: A regional assessment. *Can J Soil Sci.* 94(1): 77-95.
- Kuemmerle, T.; Erb, K.; Meyfroidt, P.; Müller, D.; Verburg, P.H.; Estel, S.; Haberl, H.; Hostert, P.; Jepsen, M.R.; Kastner, T.; Levers, C.; Lindner, M.; Plutzer, P.; Verkerk, P.J.; van der Zanden, E.H.; Reenberg, A. 2013. Challenges and opportunities in mapping land use intensity globally. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 5(5):484-493.
- Macedo, I.; Roel, A.; Velazco, J.I.; Bordagorri, A.; Terra, J.A.; Pittelkow, C.M. 2022. Intensification of rice-pasture rotations with annual crops reduces the stability of sustainability across productivity, economic, and environmental indicators. *Agric. Syst.*, 202: 1-11.
- Memon, S.Q.; Mirjat, M.S.; Mughal, A.Q.; Amjad, N. 2012. Evaluation of inputs and outputs energy for maize grain yield. *Sarhad J. Agric.* 28(3): 7p
- OPYPA. 2016. Anuario: Análisis sectorial y cadenas productivas, Temas de política, Estudios. ISSN 1510-3943. OPYPA-MGAP.
- Oyhantçabal, G.; Narbondo, I. 2012. Valorización del balance de N y P de la soja en Uruguay. *REVIBEC* 19:54-65
- Pimentel, D.; Patzek, T.W. 2005. Ethanol production using corn, switchgrass, and wood: Biodiesel production using soybean and sunflower. *Nat. Resour. Res.* 14: 65-76.

- Pittelkow, C.M.; Zorrilla, G.; Terra, J.; Riccetto, S.; Macedo, I.; Bonilla, C.; Roel, A. 2016. Sustainability of rice intensification in Uruguay from 1993 to 2013. *Glob. Food Sec.* 9:10-18.
- Pradhan, A.; Shrestha, D.S.; McAloon, A.; Yee, W.; Haas, M.; Duffield, J.A. 2011. Energy life-cycle assessment of soybean biodiesel revisited. *Trans. ASABE* 54(3): 1031-1039.
- Quilty, J.R.; McKinley, J.; Pede, V.O.; Buresh, R.J.; Correa, T.Q.; Sandro, J.M. 2014. Energy efficiency of rice production in farmers' fields and intensively cropped research fields in the Philippines. *Field Crops Res.* 168:8-18.
- Rodríguez-Gallego, L.; Achkar, M.; Defeo, O.; Vidal, L.; Meerhoff, E.; Conde, D. 2017. Effects of land use changes on eutrophication indicators in five coastal lagoons of the Southwestern Atlantic Ocean. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 188: 116-126.
- Román, N.; Perco, L.; Cosentino, C. 2022. Estimación de coeficientes de consumo de gasoil para las principales actividades agropecuarias. *Anuario OPYPA 2022*. <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/comunicacion/publicaciones/anuario-opypa-2022/estudios/estimacion-coeficientes-consumo-gasoil-para> (Marzo 2023)
- Sarandón, S.J.; Zuluaga, M.S.; Cieza, R.; Janjetic, L.; Negrete, E. 2006. Evaluación de la sostenibilidad de sistemas agrícolas de fincas en Misiones, Argentina, mediante el uso de indicadores. *Agroecología* 1:19-28.
- Sheehan, J.; Camobreco, V.; Duffield, J.; Graboski, M.; Shapouri, H. 1998. Life cycle inventory of biodiesel and petroleum diesel for use in an urban bus NREL/SR-580-24089. National Renewable Energy Laboratory. Golden, CO <http://www.nrel.gov/docs/legosti/fy98/24089.pdf> (Setiembre 2022)
- Singh, S.; Singh, S.; Mittal, J.P.; Pannu, C.J.S.; Bhangoo, B.S. 1994. Energy inputs and crop yield relationships for rice in Punjab. *Energy* 19(10): 1061-1065.
- Thomson, A.M.; Ellis, E.C.; Grau, H.R.; Kuemmerle, T.; Meyfroidt, P.; Ramankutty, N.; Zeleke, G. 2019. Sustainable intensification in land systems: trade-offs, scales, and contexts. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 38:37-43.
- Tseng, M.C.; Roel, A.; Macedo, I.; Marella, M.; Terra, J.A.; Pittelkow, C.M. 2021. Synergies and tradeoffs among yield, resource use efficiency, and environmental footprint indicators in rice systems. *Curr. Res. Environ. Sustain.* 3: 10p.
- Viglizzo, E.F.; Frank, F.; Bernardos, J.; Buschiazzo, D.E.; Cabo, S. 2006. A rapid method for assessing the environmental performance of commercial farms in the pampas of Argentina. *Environ. Monit. Assess.* 117:109-134.
- Yadav, S.N.; Chandra, R.; Khura, T.K.; Chauhan, N.S. 2013. Energy input-output analysis and mechanization status for cultivation of rice and maize crops in Sikkim. *Agric. Eng. Int.: CIGR J.* 15(3): 108-116.

6. CONSIDERACIONES FINALES, CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS

El análisis de la sostenibilidad de sistemas agrícolas mediante el uso de indicadores multidimensionales ha sido utilizado en varios trabajos a escala nacional e internacional debido a su utilidad para traducir los diferentes aspectos y procesos forzantes de los sistemas en valores claros y objetivos, ofreciendo ventajas a la hora de la toma de decisiones. Sin embargo, no hay establecido un set de indicadores ni una única metodología que permita ser utilizada de forma global. En cada caso de estudio son utilizados diferentes indicadores, teniendo en cuenta las características de los sistemas, y la información disponible (Sarandón *et al.*, 2006; Alfonzo *et al.*, 2008; Albicette *et al.*, 2009; Davis *et al.*, 2012; Pittelkow *et al.*, 2016; Bravo Medina *et al.*, 2017; Tseng *et al.*, 2021; Golik *et al.*, 2022, Macedo *et al.*, 2022).

En el presente trabajo se evaluó la sostenibilidad de secuencias agrícolas intensivas integrando indicadores ambientales, productivos y de eficiencia en el uso de recursos para comparar diferentes cuencas hidrográficas en tres zafas agrícolas en Uruguay. La siguiente tabla resume las predicciones propuestas al inicio de esta tesis, con los resultados obtenidos finalmente para cada una de ellas.

Predicciones	Resultados obtenidos	Capítulo
Cuencas con secuencias agrícolas más intensivas generarán menores Índices de Calidad de Agua (ICA) construidos a través de variables fisicoquímicas.	Se obtuvieron relaciones inversas entre el ICA y el Índice de Intensificación de Secuencia (IIS), así como con los índices que relacionan la aplicación de fitosanitarios y fertilizantes por hectárea.	Los resultados se presentan en la sección análisis espacial del ICA en el Capítulo II.
Cuencas con secuencias agrícolas más intensivas repercutirán negativamente en el análisis de biomarcadores de exposición mostrando un incremento del Índice Integrado de Respuesta a Biomarcadores (IIRB).	Los resultados indican que para la ninguna de las especies analizadas se observa una correlación ni entre los biomarcadores analizados ni el IIRB con los índices de intensificación.	Los resultados se presentan en la sección análisis espacial de cada biomarcador, así como del IIRB en el Capítulo III.
Cuencas con secuencias agrícolas más intensivas presentarán disminución de los Índices de Sostenibilidad Integral (ISI) calculados a través de la integración de indicadores productivos, de eficiencia en el uso de recursos y ambientales.	Los resultados muestran que las cuencas con grado intermedio de intensificación presentaron mejores índices de sostenibilidad	Los resultados se presentan en la sección Integración de indicadores: Cálculo del Índice de Sostenibilidad Integral en el Capítulo IV.

Las predicciones enunciadas originalmente se cumplieron de forma parcial, siendo en lo que refiere a la calidad de agua donde los resultados obtenidos estuvieron totalmente en concordancia con los resultados esperados. Contrariamente, en el caso del IIRB, no se obtuvieron los resultados esperados, siendo la variabilidad observada mayormente relacionada con cambios estacionales asociados al estadio reproductivo de los individuos, así como a factores meteorológicos. Si bien, como fuera discutido, la selección del sitio control puede haber influido en los resultados de este índice, el análisis de los biomarcadores de forma independiente tampoco arrojó los resultados esperados. En el caso de los índices de sostenibilidad, la predicción se cumplió únicamente en la zafra 2018/2019, mientras que en las restantes dos zafras los mejores desempeños estuvieron asociados a cuencas con grados de intensificación media-alta. En este caso, vale aclarar que la cuenca con menor grado de intensificación no presentaba diversificación de cultivos y esto tiene un importante peso a la hora de la evaluación de la sostenibilidad.

A continuación, se plantean consideraciones sobre cada tópico abarcado en esta tesis, junto con las principales conclusiones y posibles abordajes de la temática a futuro.

Como inicio del trabajo de investigación fue necesario establecer los criterios para categorizar las cuencas según su grado de intensificación. En primer lugar, se obtuvieron una serie de índices de la bibliografía que evaluaban de forma parcial el proceso de intensificación, considerando en algunos casos la presión en el uso del suelo (Índice de Intensificación de Secuencias – IIS, Índice de Intensificación Agrícola – IIA), y en otros únicamente la diversidad de cultivos (Índice de Diversificación de Cultivos – IDC). Por ello, se entendió necesario el desarrollo de un nuevo índice que reuniera ambas características del proceso de intensificación (Índice de Intensificación Ponderado – IIP). Al aplicar los índices a nuestras cuencas de estudio la mayoría de ellos mostró que la cuenca del A° Itapebí grande presentaba los menores valores de intensificación, mientras que la del A° Del Tala resultaba la más intensificada, seguida por la de Cda. Grande. Sin embargo, el IIP indicó resultados contrarios, debido principalmente a que la cuenca del A° Itapebí grande presentó un sistema de rotación arroz-pasturas sin la participación de otros cultivos, lo que otorga una baja ponderación a la equitatividad. En virtud de estos resultados se entiende que, al comparar cuencas según su grado de intensificación, en caso de que alguna de ellas presente un único

cultivo en sus secuencias, es necesario aplicar el IIS desarrollado por Caviglia & Andrade (2010). Por el contrario, si las cuencas presentan diversificación de cultivos, podría ser utilizado el IIP propuesto en este trabajo (Rivas & Eguren, 2022). Adicionalmente se podrán incluir en el análisis los índices que refieren a la aplicación de agroquímicos.

En la valoración de la componente ambiental, los indicadores utilizados presentan amplia diversidad entre los trabajos analizados. Han sido utilizados indicadores como el riesgo de contaminación por agroquímicos (ACR) calculado mediante el uso de modelos (Pittelkow *et al.*, 2016; Tseng *et al.*, 2021), la huella de carbono (Pittelkow *et al.*, 2016; Tseng *et al.*, 2021; Macedo *et al.*, 2022), y la estimación de pérdidas de nutrientes (Pittelkow *et al.*, 2016). Sin embargo, en nuestro caso fueron escogidos indicadores evaluados *in situ* a través de la medición de variables fisicoquímicas, así como efectos en biota acuática, convirtiendo así este trabajo en una primera experiencia en el uso de indicadores ambientales determinados empíricamente.

En referencia a la calidad del agua, el ICA desarrollado reflejó la variabilidad de la calidad del agua en las cuencas de uso agropecuario, asociada al ciclo productivo. Los resultados muestran una tendencia general de disminución del ICA durante los momentos post aplicación; sin embargo, en ningún caso el resultado obtenido fue inferior a 50, valor mínimo de aceptabilidad en función de la normativa nacional. La tendencia observada sugiere un impacto negativo acumulado de las aplicaciones de agroquímicos, principalmente fertilizantes, sobre la calidad del agua. Tal y como fuera discutido oportunamente, se deberá evaluar a futuro la posibilidad de modificar los rangos utilizados para la variable nitrato, ya que en el Decreto 253/79 presenta límites muy poco exigentes para nuestros ecosistemas acuáticos.

En lo que respecta al análisis de efectos sobre biota acuática, la falta de correlación entre los biomarcadores y los índices de intensificación, sugiere que las especies escogidas para este estudio tendrían capacidad de adaptación a las variaciones ambientales, inducidas por la intensificación agrícola. Sin embargo, la correlación del IIRB con factores meteorológicos en *H. mustelinus* indicaría que esta especie podría ser más sensible que *B. iheringii* a cambios específicos en su entorno inmediato, como por ejemplo los días sin lluvia previo al muestreo. Esto no descarta el impacto de la intensificación agrícola, sino que sugiere una complejidad mayor en las interacciones

entre los organismos y su entorno, destacando la necesidad de estudios a largo plazo y con enfoques multifactoriales para una comprensión más completa.

En estudios futuros se podría evaluar el uso de biomarcadores de estrés ambiental que eviten el sacrificio de peces. A modo de ejemplo, y considerando que la respuesta al estrés en los peces genera, principalmente, la producción de cortisol, se han desarrollado métodos no invasivos para determinar esta hormona en escamas, heces, moco y agua circundante (Lemos, *et al.*, 2023). Por otro lado, algunos trabajos han evaluado respuestas comportamentales como la actividad natatoria y las preferencias altitudinales y laterales de los peces, utilizándolas como biomarcadores etológicos de contaminación acuática con muy buenos resultados (Eissa *et al.*, 2006).

Asimismo, sería deseable incluir aspectos relacionados a la salud/calidad de suelos dentro de la componente ambiental de la valoración, así como evaluar la determinación en agua de los principales fitosanitarios aplicados de forma de establecer mejores relaciones con los efectos en la biota.

Contrariamente a lo que ocurre con los indicadores ambientales, los indicadores productivos presentan amplio consenso y uniformidad a la hora de ser establecidos, siendo principalmente utilizados los rendimientos de los cultivos, los costos de producción, ingresos y los márgenes de ganancia. Las diferencias radican principalmente en la forma de medición, asociado principalmente al sistema evaluado.

Por ejemplo, en nuestro caso, debido a que consideramos cultivos diferentes en cada una de las cuencas (arroz, soja y maíz), el rendimiento fue expresado en relación al rendimiento nacional, al igual que Albicette *et al.* (2009), mientras que otros trabajos presentan la productividad en términos energéticos (Macedo *et al.*, 2022). Estos indicadores resultan los de mayor facilidad de cálculo ya que surgen de información ampliamente disponible.

En relación a los indicadores de eficiencia en el uso de recursos, al igual que los indicadores productivos, se encuentran en la gran mayoría de los trabajos. Sin embargo, su cálculo requiere de mayor procesamiento de datos. Al igual que en nuestro caso, Golik *et al.* (2022), al comparar cultivos que fijan nitrógeno con aquellos que no lo hacen, utilizan el balance de nitrógeno como indicador y no la eficiencia en el uso de nitrógeno como se reporta en otros trabajos (Pittelkow *et al.*, 2016; Tseng *et al.*, 2021; Macedo *et al.*, 2022). El indicador eficiencia en el uso de energía utilizado en nuestro trabajo también es reportado en dichos trabajos, siendo el indicador que puede

representar mayores complicaciones al ser calculado ya que requiere la conversión a valores de energía de todos los insumos y productos obtenidos (agroquímicos, combustible, semilla, grano). Por último, la productividad de agua también es ampliamente utilizada, principalmente en sistemas donde el riego es esencial para el cultivo (arroz, maíz). Este indicador requiere información no solo de la cantidad de agua aplicada por riego sino también tener disponibilidad de datos de precipitación que permita considerar la totalidad de agua que ingresa al sistema (Pittelkow *et al.*, 2016; Golik *et al.*, 2022).

En el entendido de que algunos datos para el cálculo de los diferentes indicadores fueron tomados de fuentes internacionales, o bien de valores promedios que pueden sub o sobreestimar efectos, sería necesario, en futuras investigaciones, contar con una base de datos de estudios nacionales a largo plazo, para observar las tendencias y continuar desarrollando y refinando los diferentes indicadores.

La integración de los indicadores también presenta amplia variabilidad entre los trabajos que buscan evaluar la sostenibilidad de sistemas productivos. En nuestro trabajo se escogieron dos estrategias: el desarrollo de un índice basado en el índice de sostenibilidad propuesto por Golik *et al.* (2022) y un gráfico radial (AMOEBA). El primero de ellos arroja un número único que refiere al grado de sostenibilidad del sistema, mientras que el gráfico radial permite la visualización de la variación de cada indicador, a la vez que, mediante el cálculo de área del gráfico, permite establecer el grado de sostenibilidad a través de un número (Alfonzo *et al.*, 2008; Albicette *et al.*, 2009; Pittelkow *et al.*, 2016; Tseng *et al.*, 2020). Para ello, los indicadores deben ser previamente estandarizados, tarea que también presenta variabilidad en los antecedentes analizados. En nuestro caso se tomaron diferentes criterios para cada grupo de indicadores al igual que Albicette *et al.* (2009), mientras que Tseng *et al.* (2021) utiliza para todos los indicadores la media y el desvío del conjunto de datos. De forma similar, Golik *et al.* (2022), con el objetivo de comparar las secuencias analizadas, para cada indicador consideraron como referencia el rango de valores obtenidos en su estudio. Otra estrategia de integración de los indicadores es utilizada por Macedo *et al.* (2022), en la cual se presenta un índice multicriterio seguido de la evaluación de la estabilidad del mismo, de manera de representar la estabilidad de la sostenibilidad de los sistemas de producción.

La aplicación de índices presenta varias posibilidades que varían de acuerdo con los criterios utilizados por los investigadores como posteriormente por los tomadores de decisión que hacen uso de las herramientas. La elección de la herramienta, así como el uso de ponderaciones en los indicadores, puede variar significativamente los resultados. Más allá de las limitaciones planteadas, resulta altamente factible para productores y técnicos aplicar estas herramientas en emprendimientos de producción agrícola, permitiendo seleccionar cultivos y manejos agronómicos que contribuyan a una mayor producción con un menor deterioro de los recursos naturales.

Una vez establecida la herramienta de integración, se puede concluir que la diversificación de cultivos en las secuencias agrícolas tiene un impacto significativo en la sostenibilidad, y los sistemas con una mayor diversidad de cultivos tienden a tener un mejor desempeño en indicadores de eficiencia de recursos y sostenibilidad ambiental.

En resumen, los resultados obtenidos en este trabajo resaltan la importancia de utilizar una combinación de indicadores ambientales, productivos y de eficiencia en el uso de recursos para evaluar la sostenibilidad de los sistemas agrícolas. Las diferencias observadas entre las cuencas estudiadas subrayan la necesidad de estrategias de manejo específicas y adaptativas para mejorar la sostenibilidad en diferentes contextos agrícolas.

Como principal aporte de esta tesis se encuentra el desarrollo de una metodología precisa donde, partiendo de información relativa al área productiva a gestionar, se posibilita la determinación de índices de intensificación, así como el cálculo de indicadores productivos y de eficiencia en el uso de recursos, insumos necesarios para la evaluación de la sostenibilidad de cuencas agrícolas.

A futuro sería necesario incluir la componente social de la evaluación, para lograr un análisis integral del sistema. Para ello sería deseable la formación de equipos interdisciplinarios y por tal motivo no estuvo considerado en el presente trabajo. De todas formas, se entiende que la valoración propuesta puede ser una herramienta útil para los productores agrícolas, en la toma de decisiones informadas que maximicen la producción a la vez que minimicen los impactos ambientales.

7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Achkar, M.; Domínguez, A.; Díaz, I.; Pesce, F. 2011. La intensificación del uso agrícola del suelo en el litoral oeste del Uruguay en la última década. *Pampa (Santa Fe)* 7: 143-157.

Altamirano, A.; Da Silva, H.; Durán, A.; Echeverría A.; Panario, D.; Puentes, R. 1976. Carta de reconocimiento de suelos del Uruguay, v. 1: Clasificación de suelos. Montevideo: MAP. 97 p.

Arbeletche, P.; Ernst, O.; Hoffman, E. 2010. La agricultura en Uruguay y su evolución. En: *Intensificación agrícola: oportunidades y amenazas para un país productivo y natural*. Capítulo 1. García Prechac, F (ed.). CSIC –FAGRO-UDELAR. Uruguay. 13-17.

Arbeletche, P.; Coppola, M.; Paladino, C. 2012. Análisis del agro-negocio como forma de gestión empresarial en América del Sur: el caso uruguayo. *Agrociencia (Uruguay)* 16(1):110-119.

Arbeletche, P. 2020. El agronegocio en Uruguay: su evolución y estrategias cambiantes en el siglo XXI. *RIVAR* 7(19): 109-129.

Banerjee, S.; Walder, F.; Büchi, L.; Meyer, M.; Held, A.Y.; Gattinger, A.; Keller, T.; Charles, R.; van der Heijden, M.G. 2019. Agricultural intensification reduces microbial network complexity and the abundance of keystone taxa in roots. *ISME J.* 13(7):1722-1736.

Bianco, M.; Figueredo, S.; Chiappe, M.; Díaz, I.; Narbono, I. 2019. La expansión agrícola como proceso dinámico: El caso de Uruguay. *Anales IV Congreso de Ciencias Sociales Agrarias* 1(1): 1-18.

Burney, J.A.; Davis, S.J.; Lobell, D.B. 2010. Green house gas mitigation by agricultural intensification. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 107(26): 12052–12057.

Carrasco-Letelier, L.; Eguren, G.; Texeira de Mello, F.; Groves, P.A. 2006. Preliminary field study of hepatic porphyrin profiles of *Astyanax fasciatus* (Teleostei, Characiformes) to define anthropogenic pollution. *Chemosphere* 62:1245-1252.

Cassman, K.G. 1999. Ecological intensification of cereal production systems: yield potential, soil quality, and precision agriculture. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 96(11): 5952-5959.

Castillo, J.; Bonilla, F.; Lucas, T.; Amaral, R.; Terra, J. 2013. La integración del cultivo de soja a la rotación arroz-pastura en el este. *Revista Arroz* 73:6-39.

Chalar, G.; Delbene, L.; González-Bergonzoni, I.; Arocena, R. 2013. Fish assemblage changes along a trophic gradient induced by agricultural activities (Santa Lucía, Uruguay). *Ecol. Indic.* 24:582-588.

Ciganda, V.S.; Lizarralde, C.; Eguren, G. 2015. Establecimientos de engorde de ganado bovino a corral o “feedlots”: Cuantificación de su impacto en los recursos suelo y agua. INIA 41:39-44.

Clérici, C.; Baethgen, W.; García Préchac, F.; Hill, M. 2004. Estimación del impacto de la soja sobre erosión y C orgánico en suelos agrícolas del Uruguay. XIX Cong. Argentino de la Ciencia del Suelo, Paraná, Entre Ríos. 7pp.

Courdin, V. 2014. El complejo arrocero de Uruguay durante 2000–2010: la visión de sus actores. *Pampa* 10:247-262.

De Castillos Ghisi, N.; Cestari, M.M. 2013. Genotoxic effects of the herbicide Roundup® in the fish *Corydoras paleatus* (Jenyns 1842) after short-term, environmentally low concentration exposure. *Environ. Monit. Assess.* 185:3201-3207.

De Castilhos Ghisi, N.; de Oliveira, E.C.; Fávoro, L.F.; Silva de Assis, H.C.; Prioli, A.J. 2014. In Situ Assessment of a Neotropical Fish to Evaluate Pollution in a River Receiving Agricultural and Urban Wastewater. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 93:699-709.

De la Fuente, E.; Suárez, S.A. 2008. Problemas ambientales asociados a la actividad humana: la agricultura. *Ecología Austral* 18: 239-252.

DIEA-MGAP. 2006. Encuesta de Arroz zafra 2005/2006. <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/datos-y-estadisticas/estadisticas/encuesta-arroz-zafra-2005-2006-septiembre-2006-238> (Setiembre 2023)

DIEA-MGAP. 2007. Encuesta de Arroz zafra 2006/2007. <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/datos-y-estadisticas/estadisticas/encuesta-arroz-zafra-2006-2007-julio-2007-248> (Setiembre 2023)

DIEA-MGAP. 2008. Encuesta de Arroz zafra 2007/2008. <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/datos-y-estadisticas/estadisticas/encuesta-arroz-zafra-2007-2008-julio-2008-261> (Setiembre 2023)

DIEA-MGAP. 2009a. Encuesta de Arroz zafra 2008/2009. <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/datos-y-estadisticas/estadisticas/encuesta-arroz-zafra-2008-2009-junio-2009-275> (Setiembre 2023)

DIEA-MGAP. 2009b. Anuario estadístico agropecuario 2009. <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/comunicacion/publicaciones/anuario-estadistico-diea-2009> (Setiembre 2023).

DIEA-MGAP. 2010. Encuesta de Arroz zafra 2009/2010. <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/datos-y-estadisticas/estadisticas/encuesta-arroz-zafra-2009-2010-julio-2010-291> (Setiembre 2023)

DIEA-MGAP. 2012. Encuesta de Arroz zafra 2011/2012. <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/datos-y-estadisticas/estadisticas/encuesta-arroz-zafra-2011-2012-agosto-2012-307> (Setiembre 2023)

- DIEA-MGAP. 2014. Encuesta de Arroz zafra 2013/2014. <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/datos-y-estadisticas/estadisticas/encuesta-arroz-zafra-2013-14> (Setiembre 2023)
- DIEA-MGAP. 2015. Anuario estadístico agropecuario 2015. <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/comunicacion/publicaciones/anuario-estadistico-diea-2015> (Setiembre 2023).
- DIEA-MGAP. 2019. Anuario estadístico agropecuario 2019. <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/comunicacion/publicaciones/anuario-estadistico-diea-2019> (Setiembre 2023).
- DIEA-MGAP. 2022. Anuario estadístico agropecuario 2022. <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/comunicacion/publicaciones/anuario-estadistico-agropecuario-2022> (Setiembre 2023)
- Eguren, G. 1997. Evaluación del efecto derivado de la descarga de compuestos organoclorados al río Biobío usando biomarcadores en peces. Tesis doctoral. Universidad de Concepción (Chile). EULA-Chile. 84 pp.
- Eguren, G., & Rivas-Rivera, N. 2018. Crop Protection Compounds: A Source of Endocrine Disruptors in Uruguay? In *Endocrine Disruptors*. IntechOpen: 35-46.
- Eissa, B.L.; Ferrari, L.; Osanna, N.A.; Salibian, A. 2006. Biomarcadores etológicos no invasivos de estrés ambiental: estudio comparativo en dos teleosteos de ecosistemas de la región pampeana argentina. *Rev. Toxicol.* 23: 11-16
- Erb, K.H.; Haberl, H.; Jepsen, M.R.; Kuemmerle, T.; Lindner, M.; Müller, D.; Verburg, P.H.; Reenberg, A. 2013. A conceptual framework for analysing and measuring land-use intensity. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 5(5):464-470.
- Ernst, O.; Siri-Prieto, G. 2011. La Agricultura en Uruguay: su trayectoria y consecuencias. II Simposio Nacional de Agricultura, Paysandú. URL <http://www.eemac.edu.uy/investigacion/produccion-vegetal/rotacion-cultivos/publicaciones1/La-agricultura-en-Uruguay-su-trayectoria-y-consecuencias.pdf> (Julio 2023)
- FAOSTAT: Statistical Databases. 2021. <http://faostat.fao.org> (Setiembre 2022)
- Godfray, H.C.J.; Garnett, T. 2014. Food security and sustainable intensification. *Philos. Trans. R. Soc. B.* 369: 1-10.
- Gómez Perazzoli, A. 2019. Uruguay: país productor de alimentos para un sistema alimentario disfuncional. *Agrociencia (Uruguay)* 23(1):92-100.
- Goyenola, G., Kruk, C., Mazzeo, N., Nario, A., Perdomo, C., Piccini, C., Meerhoff, M. 2021. Producción, nutrientes, eutrofización y cianobacterias en Uruguay: armando el rompecabezas. *INNOTEC* 22(e558): 33 pp.
- Gregory, P.J.; Ingram J.S.I.; Andersson, R.; Betts, R.B.; Brovkin, V.; Chase, T.N.; Grace, P.R.; Gray, A.J.; Hamilton, N.; Hardy T.B.; Howdenj, S.M.; Jenkins, A.

- Meybeckm, M.; Olsson, M.; Ortiz-Monasterio, I.; Palm, C.A.; Payn, T.W.; Rummukainenq, M.; Schulze, R.E.; Thiemr, M.; Valentin, C.; Wilkinson, M.J. 2002. Environmental consequences of alternative practices for intensifying crop production. *Agric. Ecosyst. Environ.* 88:279-290.
- Hunt, N.D.; Hill, J.D.; Liebman, M. 2019. Cropping system diversity effects on nutrient discharge, soil erosion, and agronomic performance. *Environ. Sci. Technol.* 53:1344–1352.
- Kenmore, P.E.; Stannard, C.; Thompson, P.B. 2004. The ethics of sustainable agricultural intensification. *Ethics Series (Vol. 3)*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. URL: <https://www.fao.org/3/j0902e/j0902e00.htm> (Julio 2023)
- Khoury, C.K.; Bjorkman, A.D.; Dempewolf, H.; Ramirez-Villegas, J.; Guarino, L.; Jarvis, A.; Rieseberg, L.H.; Struik, P.C. 2014. Increasing homogeneity in global food supplies and the implications for food security. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 111(11): 4001-4006.
- Kopittke, P.M.; Menzies, N.W.; Wang, P.; McKenna, B.A.; Lombi, E. 2019. Soil and the intensification of agriculture for global food security. *Environ Int.* 132, 105078.
- Kuemmerle, T.; Erb, K.; Meyfroidt, P.; Müller, D.; Verburg, P.H.; Estel, S.; Haberl, H.; Hostert, P.; Jepsen, M.R.; Kastner, T.; Levers, C.; Lindner, M.; Plutzer, P.; Verkerk, P.J.; van der Zanden, E.H.; Reenberg, A. 2013. Challenges and opportunities in mapping land use intensity globally. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 5(5):484-493.
- Lanfranco, B. 2013. Arroz o soja: ¿es realmente esa la cuestión? *Revista INIA* 34:38-43.
- Lanz, B.; Dietz, S.; Swanson, T. 2018. The expansion of modern agriculture and global biodiversity decline: an integrated assessment. *Ecol. Econ.* 144:260-277.
- Lemos, L.S.; Angarica, L.M.; Hauser-Davis, R.A.; Quinete, N. 2023. Cortisol as a Stress Indicator in Fish: Sampling Methods, Analytical Techniques, and Organic Pollutant Exposure Assessments. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 20:1-18.
- Macedo, I.; Roel, A.; Velazco, J.I.; Bordagorri, A.; Terra, J.A.; Pittelkow, C.M. 2022. Intensification of rice-pasture rotations with annual crops reduces the stability of sustainability across productivity, economic, and environmental indicators. *Agric. Syst.*, 202: 1-11.
- Magrin, G. 2015. Adaptación al cambio climático en América Latina y el Caribe. Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL). 80pp
- Matson, P.A.; Parton, W.J.; Power, A.G.; Swift, M.J. 1997. Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science* 277(5325):504-509.
- Meyfroidt, P.; Chowdhury, R.R.; de Bremond, A.; Ellis, E.C.; Erb, K.H.; Filatova, T.; Garrett, R.D.; Grove, J.M.; Heinimann, A.; Kuemmerle, T.; Kull, C.A.; Lambin, E.F.; Landon, Y.; le Polain de Waroux, Y.; Messerli, P.; Müller, D.; Nielsen, J.; Peterson, G.D.; Rodríguez García, V.; Schlüter, M.; Turner II, B. L.; Verburg, P.H. 2018. Middle-range theories of land system change. *Glob. Environ. Change* 53:52-67.

- Mukherjee, A. 2015. Evaluation of the policy of crop diversification as a strategy for reduction of rural poverty in India. Poverty reduction policies and practices in developing Asia. *Economic Studies in Inequality, Social Exclusion and Well-Being*. A. Heshmati *et al.* (eds.). 125-143.
- Naug, D. 2009. Nutritional stress due to habitat loss may explain recent honeybee colony collapses. *Biol. Conserv.* 142 (10): 2369-2372.
- Oesterheld, M. 2008. Impacto de la agricultura sobre los ecosistemas. *Fundamentos ecológicos y problemas más relevantes*. *Ecología Austral* 18: 337-346.
- Parra, O. 1996. El río Biobío, el recurso natural base del desarrollo de la región. Cuadernos del Biobío N°5, Municipalidad de Concepción, 83pp.
- Paruelo, J.M.; Guerschman, J.P.; Piñeiro, G.; Jobbágy, E.G.; Verón, S.R.; Baldi, G. Baeza, S. 2006. Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: marcos conceptuales para su análisis. *Agrociencia* 10(2):47-61.
- Perdomo, C.H., Barreto, P., Piñeiro, V., 2015. Pérdida de fósforo desde suelos agrícolas hacia aguas superficiales: resultados preliminares para Uruguay y posibles medidas de manejo para mitigar riesgos. En: Facultad de Agronomía. IV Simposio Nacional de Agricultura. Paysandú, Uruguay (28- 29 de octubre de 2015). Paysandú: Facultad de Agronomía. pp.77-94.
- Perez Bidegain, M.; García Prechac, F.; Hill, M.; Clerici, C. 2010. La erosión de suelos en sistemas agrícolas. En: Intensificación agrícola: oportunidades y amenazas para un país productivo y natural. Capítulo 3. García Prechac, F (ed.). CSIC –FAGRO-UDELAR. Uruguay.
- Philpott, S.M. 2013. Biodiversity and Pest Control Services. In: Levin S.A. (ed.) *Encyclopedia of Biodiversity* 1:373-385. Second edition Waltham, MA: Academic Press.
- Pistone, G.; Eguren, G.; Rodriguez-Ithurralde, D. 2012. Inhibition, recovery and field responses of *Astyanax fasciatus* (Cuvier, 1819) brain cholinesterases upon exposure to azinphos-methyl. *J. Braz. Soc. Ecotoxicol.* 7(2):105-114.
- Pretty, J.; Bharucha, Z.P. 2014. Sustainable intensification in agricultural systems. *Ann. Bot.* 114(8): 1571-1596.
- Reyes-Palomino, S.E. Cano Ccoa, D.M. 2022. Efectos de la agricultura intensiva y el cambio climático sobre la biodiversidad. *Rev. Investig. Altoandin.* 24(1):53-64.
- Rivas-Rivera, N.; Eguren, G.; Carrasco-Letelier, L.; Munkittrick, K.R. 2014. Screening of endocrine disruption activity in sediments from the Uruguay River. *Ecotoxicology* 23(6):1137-1142.
- Rodríguez García, V.; Gaspart, F.; Kastner, T.; Meyfroidt, P. 2020. Agricultural intensification and land use change: assessing country-level induced intensification, land sparing and rebound effect. *Environ. Res. Lett.* 15(8):1-11

Rosas, F.; Buonomo, M. 2016. Marco conceptual para un desarrollo del sector agropecuario basado en la intensificación sostenible. Desafíos de la intensificación sostenible para la política pública. Serie técnica INIA 227:33-51

Santos, C.; Oyhantçabal, G.; Narbono, I. 2012. La expansión del agronegocio agrícola en Uruguay: impactos, disputas y discursos. Ponencia presentada en la Universidad de la República. URL: <https://www.ungs.edu.ar/wp-content/uploads/2012/11/SANTOS1.pdf> (Julio 2023)

Sharpley, A. 2010. Manejo de fósforo en sistemas de producción agrícola ambientalmente sustentables: Desafíos y oportunidades. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur* 46:1-9.

Storkey, J.; Mead, A.; Addy, J.; MacDonald, A.J. 2021. Agricultural intensification and climate change have increased the threat from weeds. *Glob. Change Biol.* 27(11): 2416-2425.

Tilman, D.; Cassman, K.G.; Matson, P.A.; Naylor, R.; Polasky, S. 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418(6898):671-677.

Tilman, D.; Balzer, C.; Hill, J.; Befort, B.L. 2011. Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 108: 20260–20264.

Thomson, A.M.; Ellis, E.C.; Grau, H.R.; Kuemmerle, T.; Meyfroidt, P.; Ramankutty, N.; Zeleke, G. 2019. Sustainable intensification in land systems: trade-offs, scales, and contexts. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 38:37-43.

Tseng, M.C.; Roel, A.; Deambrosi, E.; Terra, J.A.; Zorrilla, G.; Riccetto, S.; Pittelkow, C.M. 2020. Towards actionable research frameworks for sustainable intensification in high-yielding rice systems. *Sci. Rep.* 10(1):14 p.

Tseng, M.C.; Roel, A.; Macedo, I.; Marella, M.; Terra, J.A.; Pittelkow, C.M. 2021. Synergies and tradeoffs among yield, resource use efficiency, and environmental footprint indicators in rice systems. *Curr. Res. Environ. Sustain.* 3: 10p.

Viglizzo, E.F.; Frank, F.; Bernardos, J.; Buschiazzo, D.E.; Cabo, S. 2006. A rapid method for assessing the environmental performance of commercial farms in the pampas of Argentina. *Environ. Monit. Assess.* 117:109-134.

Von Lampe, M.; Willenbockel, D.; Ahammad, H.; Blanc, E.; Cai, Y.; Calvin, K.; Fujimori, S.; Hasegawa, T.; Havlik, P.; Heyhoe, E. 2014. Why do global long-term scenarios for agriculture differ? an overview of the agmip global economic model intercomparison. *Agric. Econ.* 45(1):3–20.

Xie, H.; Huang, Y.; Chen, Q.; Zhang, Y.; Wu, Q. 2019. Prospects for agricultural sustainable intensification: A review of research. *Land* 8(11): 157-184.

Zorrilla, G. 2015. Uruguayan rice: the secrets of a success story. *RiceToday* 14: 18–19.