

Seguimiento de la viabilidad de las nuevas poblaciones de fartet (*Aphanius iberus*) en presencia del pez mosquito (*Gambusia holbrooki*) en Charca de Suárez (Motril, Granada).



UNIVERSIDAD DE GRANADA

**Máster en Conservación, Gestión y Restauración de la
Biodiversidad**

Yamil Jiménez Rodríguez

Tutores: Juan Manuel Medina Sánchez y Fernando Alcalde Rodríguez

DECLARACIÓN DE ORIGINALIDAD

Yo, Yamil Jiménez Rodríguez, autor de esta memoria de Trabajo Fin de Máster “Seguimiento de la viabilidad de las nuevas poblaciones de fartet (*Aphanius iberus*) en presencia del pez mosquito (*Gambusia holbrooki*) en Charca de Suárez (Motril, Granada)” afirmo la originalidad de este documento y la ausencia de plagio, habiendo referenciado todas las fuentes bibliográficas e imágenes usadas para la elaboración de esta memoria. En Granada a 9 de septiembre de 2022.



Firmado: Yamil Jiménez Rodríguez

APORTACIÓN DEL ESTUDIANTE

Este Trabajo Fin de Máster es un proyecto de investigación científica, donde se ha estudiado la interacción del fartet (*Aphanius iberus*) con la gambusia (*Gambusia holbrooki*), además de otros aspectos como su preferencia de hábitat o el estado de las poblaciones en Charca de Suárez, con objeto de ofrecer conocimiento para la gestión de esta especie amenazada, por lo que está estrechamente relacionado con la temática del máster “Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad”.

Mi aporte en la realización de este trabajo es la siguiente:

- Diseño experimental: Contribución junto a tutor.
- Toma de datos: Realizado por mí al 90%.
- Análisis de datos: Realizado por mí al 100%.
- Redacción de la memoria: Realizado por mí al 90%.

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, agradecer a mis tutores Juan Manuel Medina (Universidad de Granada) y Fernando Alcalde (Ayuntamiento de Motril) por los consejos brindados para la elaboración de este TFM y los esfuerzos en las correcciones de última hora. Asimismo, quisiera darle las gracias a todo el personal (trabajadores y voluntarios) de la Reserva Natural Concertada “Charca de Suárez” por toda la ayuda que me han ofrecido durante los muestreos, en especial a Pepe Larios por las facilidades y apoyo en la realización de los mismos, así como a José María Sánchez por cederme algunos datos de sus muestreos. Finalmente, agradecer también a mis compañeras de prácticas y alumnas de este mismo máster Naroa Sarasua, Isabel García y Elena González y a María García del máster de Técnicas y Ciencias de la Calidad del Agua (IDEA) por su colaboración en los muestreos de la Laguna del Taraje.

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. AMENAZAS PARA LA CONSERVACIÓN DE LA ICTIOFAUNA IBÉRICA.....	1
1.2. EL FARTET (<i>Aphanius iberus</i>). DESCRIPCIÓN Y CONSERVACIÓN	2
1.3 EL PEZ MOSQUITO (<i>Gambusia holbrooki</i>). DESCRIPCIÓN Y POTENCIAL INVASOR.....	4
2. OBJETIVOS E HIPÓTESIS	6
3. MATERIAL Y MÉTODOS	6
3.1 INTERACCIÓN INTERESPECÍFICA EN CONDICIONES NATURALES SEMICONTROLADAS.....	6
3.2 SEGUIMIENTO DE POBLACIONES DE FARTET SIN GAMBUSIA.....	7
3.3 INTRODUCCIÓN DE FARTET EN LAGUNA CON GAMBUSIA	8
3.4 ANÁLISIS ESTADÍSTICOS.....	8
4.RESULTADOS	10
4.1 ANÁLISIS DE PREFERENCIA DE MICROHÁBITAT POR EL FARTET	10
4.2 ANÁLISIS DEL EFECTO DE LA PRESENCIA DE UNA ESPECIE SOBRE LA OTRA	11
4.2.1 Efecto de la presencia de fartet sobre la abundancia de gambusia	11
4.2.2 Efecto de la presencia de gambusia sobre la abundancia de fartet	12
4.2.3 Efecto de la presencia de una especie sobre el peso de la otra.....	13
4.3 COMPARACIÓN INTERANUAL DE ABUNDANCIA DE FARTET.....	15
4.3.1 Laguna de Aclimatación	15
4.3.2 Lagunas experimentales.....	15
4.4 ANÁLISIS DESCRIPTIVO DE LAS POBLACIONES DE FARTET INTRODUCIDAS.....	16
4.5 PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DE LAS LAGUNAS EXPERIMENTALES.....	18
5. DISCUSIÓN	19
5.1 Efecto del microhábitat sobre la abundancia de fartet	19
5.2 Efecto de la presencia de una especie sobre la otra	20
5.3 Abundancia interanual de fartet	21
5.4 Introducción en la Laguna del Taraje	22
6. CONCLUSIONES	22
7. BIBLIOGRAFÍA	23
8. ANEXOS	26

RESUMEN

El fartet (*Aphanius iberus*) es un pez ciprinodóntido endémico de la Península Ibérica que actualmente está en peligro de extinción debido a la alteración de sus hábitats y a la introducción de especies exóticas invasoras, principalmente el pez mosquito o gambusia (*Gambusia holbrooki*), ya que ambas especies comparten nicho ecológico. En este estudio, realizado en la Reserva Natural concertada Charca de Suárez, se analizó la dinámica poblacional de ambas especies mediante un diseño experimental de interacciones ecológicas interespecíficas en 6 lagunas experimentales en condiciones naturales semicontroladas. Se analizó la preferencia de microhábitat por el fartet en una laguna libre de gambusia (Laguna de Aclimatación), y se comparó la variación interanual (2021 y 2022) de las poblaciones de fartet en ambos tipos de lagunas. Finalmente, se realizó una nueva introducción de fartet en una laguna natural que presenta una población bien establecida de gambusia (Laguna del Taraje).

La dinámica poblacional se estudió mediante muestreos repetidos en el tiempo con trampeo de nasas cebadas (con devolución), en los que se cuantificó la abundancia y peso individual de cada especie. La abundancia de fartet en las lagunas experimentales se vio negativamente afectada, mientras que el peso individual del fartet se incrementó por la presencia de gambusia. Estos resultados son consistentes con una interacción interespecífica amensalista y de depredación. El microhábitat con profundidad y cobertura vegetal intermedias fue el de mayor preferencia por el fartet. La variación interanual de las poblaciones estudiadas sugiere la viabilidad del fartet en la Reserva, y la nueva población de fartet introducida en la Laguna del Taraje mostró un aumento sostenido, aunque aún insuficiente como para considerarlo un establecimiento definitivo de la especie. Se recomienda continuar estudiando la dinámica poblacional del fartet para introducir medidas de conservación de la especie en Charca de Suárez.

Palabras clave: interacción ecológica, microhábitat, introducción, *Aphanius iberus*, *Gambusia holbrooki*

1. INTRODUCCIÓN

1.1. AMENAZAS PARA LA CONSERVACIÓN DE LA ICTIOFAUNA IBÉRICA

Las especies invasoras constituyen una de las 5 causas de pérdida de biodiversidad a nivel mundial, junto al cambio climático, la sobreexplotación de recursos, la contaminación y la degradación de hábitats, según la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio. A pesar de la gran amenaza que representan, las tasas de invasión no han dejado de aumentar en las últimas décadas debido en gran medida a la globalización y el comercio entre países (Thomaz et al., 2015). Además, las invasiones no solo influyen negativamente sobre la diversidad de especies, sino que también pueden afectar al correcto funcionamiento de los ecosistemas mediante alteraciones en la composición química de las aguas, en los procesos biogeoquímicos y modificando las relaciones tróficas, entre otros (Mainka & Howard, 2010). Los ecosistemas de agua dulce se encuentran entre los más afectados por la actividad humana, lo que se debe sobre todo al rápido crecimiento de la población y los efectos del cambio climático sobre los regímenes hídricos (Castello & Macedo, 2016). En lo que respecta a la biodiversidad, la pérdida de ésta en ecosistemas acuáticos parece estar mucho más acelerada que en cualquier otro tipo de hábitat (Maceda-Veiga, 2013). Concretamente en el caso de las amenazas a la diversidad de ictiofauna, los factores con mayor peso son la construcción de infraestructuras hidrológicas y extracciones de agua, la introducción de peces exóticos, hibridaciones, transferencia de enfermedades, alteración del ciclo de nutrientes, la contaminación del agua, las prácticas de acuicultura y la alteración de la cobertura vegetal riparia (Maceda-Veiga, 2013).

Cabe destacar el estado en el que se encuentran las especies de aguas continentales de la región mediterránea, estando un 70% ellas amenazadas o ya extintas. En base a este contexto, es más fácil comprender que la ictiofauna de agua dulce mediterránea se encuentre entre los grupos de seres vivos más amenazados del planeta (Hermoso et al., 2011). A pesar de lo ya expuesto, la Península Ibérica presenta un gran porcentaje endemismo para este grupo, comprendiendo hasta un 72% de los peces nativos, mientras que se estima que el 42% especies de peces en nuestros ríos son invasoras (Maceda-Veiga, 2013). Por otro lado, dentro de los ecosistemas de aguas continentales, los humedales son los que más han sufrido el desarrollo de la sociedad, al ubicarse en muchas ocasiones en zonas cercanas a la costa donde la población urbana está más concentrada. En concreto, según el Convenio de Ramsar, en el siglo XIX se han perdido la mitad de los humedales existentes, lo que contrasta con la importancia de los mismos ya que están considerados de los hábitats más importantes por los servicios ecosistémicos que brindan a la población (Xu et al., 2019).

La Reserva Natural Concertada Charca de Suárez es un humedal ubicado en la costa de Motril, que se nutre de los aportes de agua subterráneos y del río Guadalfeo (Excmo. Ayto. de Motril, 2022). Al igual que otros muchos humedales, estuvo cerca de ser desecada a causa de la urbanización, sin embargo, la presión de algunos sectores de la ciudadanía y el apoyo de las asociaciones ecologistas llevaron a la declaración de la misma como Reserva Natural Concertada el 17 de febrero de 2009 por parte de la Consejería de Medio Ambiente. Desde entonces, se han desarrollado diferentes tipos de actividades, desde divulgación, educación ambiental y voluntariado hasta publicación de guías, investigación y actuaciones para la conservación de especies amenazadas. Una de las actuaciones más importantes efectuadas fue la reintroducción del fartet en 2018, ya que se translocaron individuos provenientes de

un canal de riego de Adra a punto de ser desecado. Desde ese momento, se han hecho numerosas introducciones en varias de las lagunas existentes de la Charca con objeto de aumentar la cantidad de poblaciones y mejorar el estado de las mismas.

1.2. EL FARTET (*Aphanius iberus*). DESCRIPCIÓN Y CONSERVACIÓN

DESCRIPCIÓN.

El fartet *Aphanius iberus* (Valenciennes in Cuvier & Valenciennes, 1846), o recientemente *Apricaphanius iberus* (Freyhof & Yoğurtçuoğlu, 2020), es un pez perteneciente a la familia Cyprinodontidae, comprimido lateralmente, de pequeño tamaño, alcanzando tallas máximas de 4,5 cm en el caso de los machos y de hasta 6 cm para las hembras. Las aletas son redondeadas, posicionándose la dorsal en la mitad trasera del cuerpo. Tanto la dorsal como la anal tienen 9-11 radios ramificados. Presenta una boca súpera (abierta hacia arriba) con dientes muy juntos entre sí tricúspides (Doadrio, 2001; Navarro & Oliva Paterna, 2017).

Existe un fuerte dimorfismo sexual (**Figura 1; Anexo 1**), presentando los machos un mayor tamaño de aleta caudal y un característico estampado de rayas negruzcas verticales que se extienden hasta la cabeza, además de un tono amarillento dorado que se hace más notable en la época reproductiva. Las hembras, al contrario que los machos, carecen de cualquier coloración en las aletas y presentan un vientre más grande y plateado, además de un estampado de puntos negros por el resto del cuerpo (Navarro & Oliva Paterna, 2017).



Figura 1. Hembra (izquierda) y macho (derecha) adultos de fartet. Se puede apreciar el fuerte dimorfismo sexual que los diferencia. Obtenido de <https://mediambient.gencat.cat>.

Su dieta es relativamente amplia, siendo de carácter omnívoro, se alimenta desde diferentes tipos de organismos planctónicos y bentónicos como crustáceos y larvas de insectos hasta algas y detritus. Debido a su carácter generalista, la composición de ésta depende de la disponibilidad de alimento y del estadio de desarrollo del individuo. De esta manera, los alevines se sitúan más en la columna de agua depredando sobre organismos planctónicos como copépodos y anfípodos mientras que los peces más grandes tienen preferencia por presas bentónicas entre los que se encuentran poliquetos e isópodos, por ejemplo (Alcaraz & García-Berthou, 2007). Gracias a su carácter euritermo y eurihalino puede reproducirse en aguas con hasta salinidades de 60 ppt y temperaturas de 32,8 °C (Oltra & Todolí, 2000; Navarro & Oliva Paterna, 2017). Esto le permite sobrevivir en ambientes cambiantes, desde

cuerpos de agua hipersalinos, lagunas litorales, acequias y canales hasta cabeceras de río y zonas más lejanas a la costa.

La biología reproductiva de esta especie está fuertemente marcada por un gran esfuerzo reproductor prolongado en el tiempo, lo que tiene como consecuencia altas tasas de mortalidad post-reproductiva a causa del elevado consumo energético (Navarro & Oliva Paterna, 2017). En la reproducción juega un papel vital la vegetación, ya que es donde la hembra realiza las puestas de forma seriada. Su período reproductivo abarca aproximadamente desde marzo hasta agosto, aunque dependiendo de las condiciones del cuerpo de agua donde se desarrollen éste puede ser más amplio, lo que es una adaptación a los fluctuantes ambientes donde vive este pez (Oliva-Paterna et al., 2009). A causa de su corta longevidad y rápido crecimiento y madurez reproductiva, la proporción de las clases de edad que se suelen encontrar es muy dispar, pudiendo representar hasta más de un 70% de una población la clase 0+ (no han pasado su primer invierno), con valores bajos de la clase 1+ y extremadamente bajos de la clase 2+ (Oliva-Paterna et al., 2009).

ASPECTOS RELACIONADOS CON SU CONSERVACIÓN.

En un inicio, se consideraba que existían 5 unidades de conservación diferentes: La atlántica, la de Villena, la murciana, la levantina y la catalana. Sin embargo, la población de Villena se encuentra extinta en estado salvaje, mientras que análisis genéticos y morfológicos sobre la población atlántica llevaron a la descripción de un nuevo taxón: *Aphanius baeticus* (Araguas et al., 2007). En la actualidad, quedan únicamente 3 unidades de conservación, cuyas poblaciones se extienden a lo largo de la costa este de la Península Ibérica (**Figura 2**), desde las marismas de Alto Ampurdán (Girona) hasta las recientes poblaciones introducidas en Charca de Suárez (Motril) como punto más occidental.

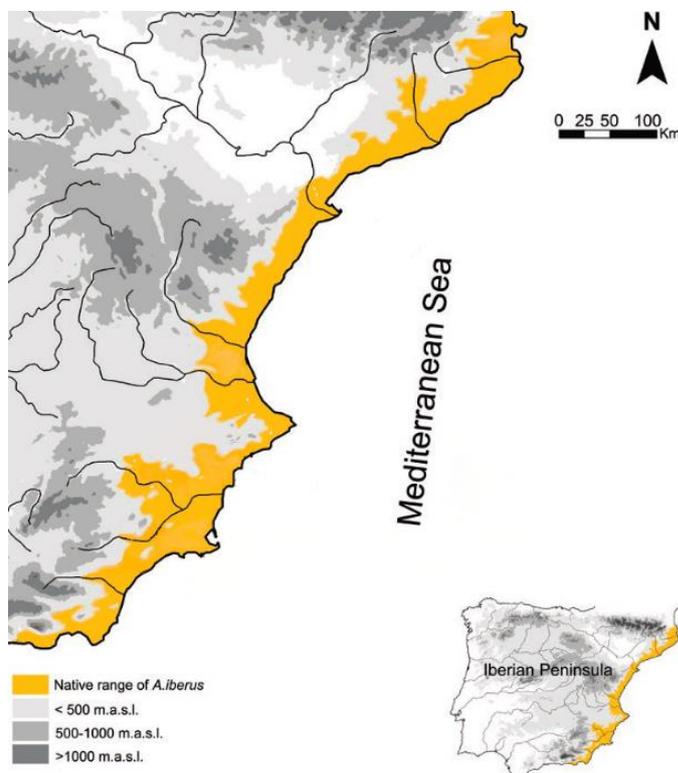


Figura 2. Área de distribución nativa del fartet (naranja). No se muestran reintroducciones. Adaptado de González et al., 2018.

El principal factor que ha amenazado la conservación de esta especie en los últimos años es la destrucción y alteración de sus hábitats, mayoritariamente a causa de desecación de humedales y modificación y contaminación de caudales (Navarro & Oliva Paterna, 2017). Las especies exóticas invasoras también son otra parte importante en la recesión de sus poblaciones, entre ellas el pez sol (*Lepomis gibbosus*), la perca americana (*Micropterus salmoides*), el fúndulo (*Fundulus heteroclitus*) o el pez mosquito, que pueden competir o incluso depredar directamente sobre el fartet (Doadrio, 2002; Caiola & Sostoa, 2005).

La evaluación de su estado de conservación por la IUCN estima que *A. iberus* ha sufrido un descenso poblacional del 50% en los últimos 10 años, a causa de la fragmentación de hábitat, contaminación e introducción de especies exóticas. Además, su área de ocupación es inferior a los 500 km², se encuentra fragmentada y está en declive, por lo que se ha catalogado como especie en peligro de extinción (EN) con los subcriterios A2ce (Crivelli, 2006).

Las acciones de conservación que se están llevando a cabo están relacionadas principalmente con programas de cría en cautividad, reintroducciones, conservación y restauración de hábitats donde estos se ubican (Doadrio, 2001). Además, la investigación es una herramienta especialmente importante para realizar una mejor toma de decisiones a la hora de ejercer esfuerzos en conservar determinadas poblaciones (Blanes-García et al., 2021).

1.3 EL PEZ MOSQUITO (*Gambusia holbrooki*). DESCRIPCIÓN Y POTENCIAL INVASOR

Originaria de la costa este norteamericana, se introdujo en múltiples países, concretamente en España a principios del siglo XX con el propósito de controlar las poblaciones de mosquitos portadores de malaria que tantos problemas estaban causando. Esto se debe a que el pez mosquito habitúa a alimentarse cerca de la superficie, por lo que se pensaba que eran buenos depredadores de larvas de mosquito, aunque existen dudas de su efectividad para controlar las poblaciones (Vidal et al., 2010).

DESCRIPCIÓN.

El pez mosquito *Gambusia holbrooki* (Girard, 1859) o gambusia es un pequeño pez perteneciente a la familia Poeciliidae, con cuerpo fusiforme y aplastado lateralmente a excepción de la cabeza que lo está dorsalmente. Su única aleta dorsal se encuentra posicionada por detrás de la anal. La coloración varía desde tonos grisáceos hasta otros más pardos, especialmente en la parte dorsal, mientras que el vientre es de un color gris claro y las aletas blanquecinas con pequeños puntos negros (Valcárcel & Navarro, 2009).

El dimorfismo sexual en esta especie es acentuado, presentando las hembras un mayor tamaño que puede alcanzar hasta un máximo de 8 cm, mientras que los machos rara vez sobrepasan los 4 cm. Una vez los machos alcanzan la madurez sexual modifican su aleta anal en forma de órgano especializado para la cópula. Adicionalmente, las hembras en época reproductora presentan un vientre de mayor tamaño y un ocelo oscuro en él (Valcárcel & Navarro, 2009).

ASPECTOS RELACIONADOS CON SU CARÁCTER INVASOR.

Uno de sus rasgos más destacables es la gran plasticidad fenotípica que presentan, lo que les permite habitar aguas muy contaminadas, con valores de oxígeno disuelto muy bajo, y aguantar temperaturas

de hasta 42 °C (Condon & Wilson, 2006). Esto hace que sea posible encontrarla en sistemas acuáticos prístinos como ríos, hasta en zonas más alteradas por el hombre como son embalses, canales o incluso fuentes. Su dieta comprende una gran variedad de alimentos, pasando por todo tipo de zooplancton hasta detritus, vegetales, algas y alevines de otros peces (Valcárcel & Navarro, 2009).

Su gran capacidad de invasión está relacionada con la tolerancia a una gran variedad de ambientes, gran capacidad competitiva y caracteres relacionados con la reproducción. Por ejemplo, son capaces de alcanzar la madurez sexual tan solo a las 6 semanas de haber nacido, pudiendo tener puestas cada 3-4 semanas en el período reproductor de hasta 300 individuos en los casos más extremos (Valcárcel & Navarro, 2009). Las hembras pueden almacenar esperma fértil durante varios meses (Pyke, 2005). Otro de los factores que favorece su invasibilidad es la capacidad de múltiple paternidad (usar el esperma de varios machos) que favorece la diversidad genética y por lo tanto la de formar poblaciones viables a partir de pocos individuos (Gao et al., 2019). También se ha visto que en algunos casos la proporción de machos a hembras puede ser muy dispar, de hasta 1:4 en el Delta del Ebro, lo que tiene como consecuencia una mayor descendencia en las siguientes generaciones (Vargas & de Sostoa, 1996).

AMENAZAS PARA LA DIVERSIDAD

El pez mosquito no solo es una amenaza directa para la supervivencia de otras especies, sino que se conoce los efectos de su presencia sobre los ecosistemas, modificando la red trófica y favoreciendo procesos de eutrofización, por lo que ha sido catalogada como una de las 100 especies invasoras más problemáticas del mundo (Boudjelas et al., 2000) y se encuentra dentro del Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras y la lista de las 20 especies exóticas más dañinas de España (GEIB, 2006).

En la actualidad, existe evidencia del efecto de la presencia de la gambusia sobre otras especies en varios experimentos que se han llevado a cabo, tanto en condiciones controladas como en semicontroladas (Belk & Lydeard, 1994; Howe et al., 1997; Keller & Brown, 2008). En concreto, hay estudios sobre la interacción de la gambusia y el fartet y otros peces endémicos amenazados como el samarugo (*Valencia hispanica*) o el salinete (*Aphanius baeticus*). Se ha podido observar que en presencia de gambusia tanto el fartet como el samarugo presentaban más estómagos vacíos (Caiola & Sostoa, 2005) además de recibir más agresiones por parte de la especie invasora (Rincon et al., 2002). Sin embargo, son casi inexistentes los trabajos que estudian esta interacción a nivel de dinámica poblacional en condiciones naturales (ej. Sánchez-Iglesias et al. 2021).

2. OBJETIVOS E HIPÓTESIS

Una vez conocidas las similitudes entre ambas especies y algunos de los estudios sobre la interacción de éstas, sabemos que la gambusia ejerce un efecto negativo sobre el fartet. Sin embargo, se desconoce en la actualidad cómo afecta a la dinámica poblacional del mismo, por lo que el **objetivo general** de este TFM es determinar el efecto de las interacciones ecológicas entre el fartet y la gambusia en la dinámica poblacional de ambas especies, en condiciones naturales semicontroladas. Para ello se parte de la hipótesis de que la presencia de gambusia afecta negativamente a las poblaciones de fartet.

Este objetivo general se subdivide en varios objetivos específicos establecidos para entender un poco mejor la conservación y hábitos de esta especie:

- Conocer las preferencias de microhábitat del fartet.
- Estudiar el efecto que ejerce la presencia de cada especie sobre la otra en términos de abundancia y biomasa poblacional.
- Estudiar la dinámica poblacional de fartet en presencia y ausencia de gambusia
- Analizar las variaciones interanuales de las poblaciones de ambas especies en dos contextos ecológicos distintos
- Estudiar la colonización experimental de fartet en una laguna natural con presencia de gambusia

3. MATERIAL Y MÉTODOS

3.1 INTERACCIÓN INTERESPECÍFICA EN CONDICIONES NATURALES SEMICONTROLADAS

Para estudiar la interacción entre la gambusia y el fartet, se realizó el experimento en lagunas experimentales semicontroladas que fueron creadas para un estudio anterior. El diseño experimental constó de dos factores, siendo el primero la *presencia de las especies* el cual tenía dos niveles: “Especie sola” y “ambas especies”. De esta manera, 2 de las 6 lagunas presentaban únicamente fartet, otras 2 tenían únicamente gambusia y las 2 restantes contaban con la presencia de ambas especies (**Figura 3**). El otro factor fue el *Tiempo*, con 13 niveles: “1”, “2”, “3”, “4”, “5”, “6”, “7”, “8”, “9”, “10”, “11”, “12” y “13” semanas. Se obtuvo así un diseño con 3 tratamientos y cada uno de ellos 2 réplicas, siendo controles las dos lagunas que presentaban las especies solas (**Figura 3**).

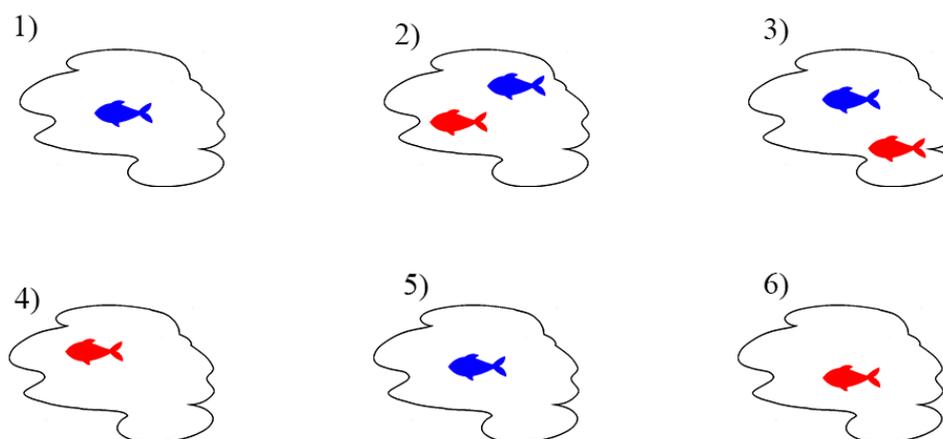


Figura 3. Diseño experimental de las 6 lagunas experimentales, los colores simbolizan la especie, en rojo *G. holbrooki* y en azul *A. iberus*.

Estas lagunas fueron excavadas para un experimento anterior el 12-03-2020, con unas dimensiones de 2x2x2m. Previo al primer muestreo, se realizó una homogeneización de la flora acuática, retirando el exceso de vegetación que se había desarrollado en algunas para que hubiese menos diferencia entre estas (**Anexo 3**). Los peces fueron introducidos el 23/03/2021, introduciéndose en las lagunas de “especie sola” 100 individuos de la especie correspondiente a una razón de sexos 1:1 y 50 individuos de cada especie a la misma razón de sexos en las lagunas de “ambas especies”.

Los muestreos empezaron a realizarse el 23/4/2022, con una periodicidad de 7 días, realizándose un total de 18 muestreos. La metodología seguida consistió en lanzar 1 nasa cilíndrica en cada laguna, de 47x25cm y dos aperturas en cada lado de 4 cm de diámetro por donde entran los peces, cebándolas siempre con el mismo tipo de pescado (**Anexo 2**). Se realizaron 3 tiradas cada día en el fondo de la laguna, dejando una hora entre tirada para que entrasen los peces y siendo la primera siempre alrededor de las 9:50.

En cada tirada, se anotaron el número de individuos capturados, y en el caso del fartet, también se apuntó el sexo. Adicionalmente, en 2 períodos diferentes (14-05-22 hasta 27-05-2022 y del 11-07-22 hasta 25-7-2022) se tomaron mediciones usando una báscula de la masa total obtenida por especie, diferenciando también entre sexos para el fartet.

Adicionalmente, se tomaron medidas el 1-4-2022, el 26-5-2022 y el 9-7-2022 de diversos parámetros físico-químicos (*Profundidad de Secchi, pH, Temperatura, Salinidad, TDS, Oxígeno disuelto (DO), Conductividad y potencial oxido-reductor (ORP)*) de las 6 lagunas mediante una sonda multiparamétrica con objeto de comprobar que las condiciones sean similares para todas.

3.2 SEGUIMIENTO DE POBLACIONES DE FARTET SIN GAMBUSIA

La Laguna de Aclimatación se caracteriza por ser la única que hay en la reserva carente de gambusia, por lo que se eligió para albergar las primeras poblaciones iniciales de fartet, recibiendo 400 individuos el 06-4-2018 y posteriormente otros 250 el 17-7-2019. Además, esta laguna es relativamente heterogénea a pesar de la pequeña superficie que abarca (3 m x 16 m x 0,5 m), por lo que es idónea

para estudiar la preferencia del fartet por los diferentes microhábitats que esta presenta. Se diferencian principalmente 3 microhábitats en función de la densidad de vegetación, profundidad e iluminación (**Anexo 4**).

Microhábitat A: Es el que presenta menor cobertura vegetal (30%) y menor profundidad (16 cm) de los 3 microhábitats.

Microhábitat B: Presenta una mayor profundidad que el A (26 cm) y una cobertura vegetal intermedia (70%).

Microhábitat C: De los 3 microhábitats, es el que tiene mayor cobertura vegetal (90%) y mayor profundidad (35 cm).

En este caso el diseño experimental constaba de 2 factores, *Microhábitat* con 3 niveles: “Microhábitat A”, “Microhábitat B” y “Microhábitat C” y el factor *Tiempo* con 15 niveles: “1”, “2”, “3”, “4”, “5”, “6”, “7”, “8”, “9”, “10”, “11”, “12”, “13”, “14” y “15” semanas.

El primer muestreo comenzó el 9/4/2022, siguiendo una frecuencia de 7 días, y por lo tanto, realizando un total de 28 muestreos. La metodología seguida fue exactamente idéntica a la realizada en las lagunas experimentales, es decir, 3 tiradas de nasa usando el mismo tipo de cebo, siempre la primera tirada a la misma hora aproximadamente (9:40) y dejando 1 hora entre conteo en el que se anotaron machos y hembras.

3.3 INTRODUCCIÓN DE FARTET EN LAGUNA CON GAMBUSIA

La Laguna del Taraje se caracteriza por presentar una gran área en comparación al resto de lagunas estudiadas en este trabajo, con 5500 m² y un rango de profundidades que llega hasta los 1,6 m. Además, esta laguna cuenta con la presencia de altas densidades de gambusia.

El 16-06-2022 se realizó una suelta de 200 individuos de fartet en la Laguna del Taraje, para lo que previamente el 13-06-2022 se realizaron muestreos con objeto de asegurar la ausencia de este antes de realizar la introducción.

Los muestreos comenzaron el 17-6-2022, tras 24h de haber realizado la suelta de los individuos de fartet y se siguieron con una periodicidad de 7 días. Se realizaron sobre 7 puntos en concreto de la Laguna del Taraje, con diversas profundidades y cantidad de vegetación (**Anexo 5**). La manera de muestrear realizada fue exactamente idéntica al resto de lagunas, una nasa en cada punto de muestreo, cebadas de la misma manera y con 1 hora de descanso entre cada una de las 3 tiradas.

3.4 ANÁLISIS ESTADÍSTICOS

Los análisis estadísticos se realizaron con el software “R Studio” con la versión 4.2.1 (2022-06-23 ucrt). Las gráficas se han realizado en “Python” versión 3.10 con la librería matplotlib (3.5.2, 2022-06-02).

Para estudiar la preferencia de microhábitat del fartet en la Laguna de Aclimatación se realizó una ANOVA de medidas repetidas con la función "anova_test" de la librería "rstatix" y la función "get_anova_table" con el argumento "Correction="GG"" donde se obtiene la tabla de ANOVA de medidas repetidas en el tiempo con las correcciones de Greenhouse-Geisser directamente aplicadas al factor intrasujetos (*Tiempo*), incluso si se cumple la asunción de esfericidad. Los factores fueron "*Tiempo*" y "*Microhábitat*", mientras que la variable respuesta fue "*Abundancia total de fartet*". Adicionalmente se hizo un post-hoc para comprobar la diferencia entre los 3 niveles del factor "*Microhábitat*" con la función "pairwise_t_test" del paquete "rstatix". Se comprobó la normalidad con la función "shapiro.test", que, al no cumplirse, se transformaron los datos con el logaritmo decimal, para obtener así un valor de p superior a 0.05.

Para comprobar el efecto de la presencia de una especie sobre la otra se tuvo en cuenta el factor "*Tiempo*" y el factor "*Presencia de gambusia*" para el caso del fartet, mientras que para la gambusia se tomó el factor "*Presencia de fartet*" además del tiempo. Los análisis realizados fueron exactamente iguales a los realizados para la preferencia de microhábitat. Asimismo, también fue necesaria la transformación de las variables respuesta, abundancia de fartet y abundancia de gambusia, en logaritmo decimal para cumplir la normalidad, además de la normalización de los datos de abundancia para las lagunas que contaban con ambas especies pues en éstas la cantidad de individuos inicial introducida fue la mitad que en las que las especies se encontraban solas. Adicionalmente, se analizó el efecto de la presencia de una especie sobre la otra en la variable respuesta "*Peso*". Para ello, se hizo una ANOVA de una vía con la función "lm" y "anova" del paquete "stats", donde se comprobó el efecto de la presencia de gambusia sobre el peso medio de machos y hembras de fartet y la presencia de fartet sobre el peso medio de gambusia. Fue necesario comprobar la normalidad, que se cumplió usando la función "lillie.test" del paquete "nortest" y la transformación logarítmica de los datos de peso. También se cumplió la homocedasticidad, que fue testada usando la función "leveneTest" del paquete "nortest".

Para estudiar la posible influencia de factores abióticos como "*Temperatura*", "*Oxígeno disuelto*" y "*Profundidad de Secchi*" sobre la dinámica de las poblaciones de fartet y gambusia en las lagunas experimentales, se analizó las diferencias de dichas variables entre lagunas ("*Tipo Laguna*") y tiempos ("*Día muestreo*") mediante ANOVA de dos vías con la función "lm" y la función "Anova" del paquete "car". Se comprobó la normalidad de los residuos con la función "shapiro.test" y la homocedasticidad con la función "leveneTest".

Para la comparación del estado de las poblaciones de 2021 respecto al año 2022 se realizó el test de muestras pareadas de Wilcoxon (no paramétrico) usando la función "wilcox.test" perteneciente a la librería "stats". En el caso de la Laguna de Aclimatación se compararon los datos de abundancia total de un año respecto al otro independientemente de los microhábitats, mientras que para las lagunas experimentales se comparó por separado las lagunas con presencia y ausencia de gambusia.

4.RESULTADOS

4.1 ANÁLISIS DE PREFERENCIA DE MICROHÁBITAT POR EL FARTET

En la Laguna de Aclimatación, el microhábitat tuvo un efecto significativo sobre la abundancia de fartet (**Tabla 1**), siendo ésta inferior en el microhábitat C respecto a la del microhábitat B y A, en la mayoría de las semanas muestreadas (**Figura 4; Tabla 2**). El efecto del tiempo fue muy significativo sobre la cantidad media de individuos capturados, observándose por lo general unos valores más bajos en las 6 primeras semanas en contraposición a más altas densidades alcanzadas en los subsiguientes muestreos. Los valores de abundancia en el microhábitat C mostraron unas oscilaciones menos acusadas que en los otros dos microhábitats (**Figura 4**).

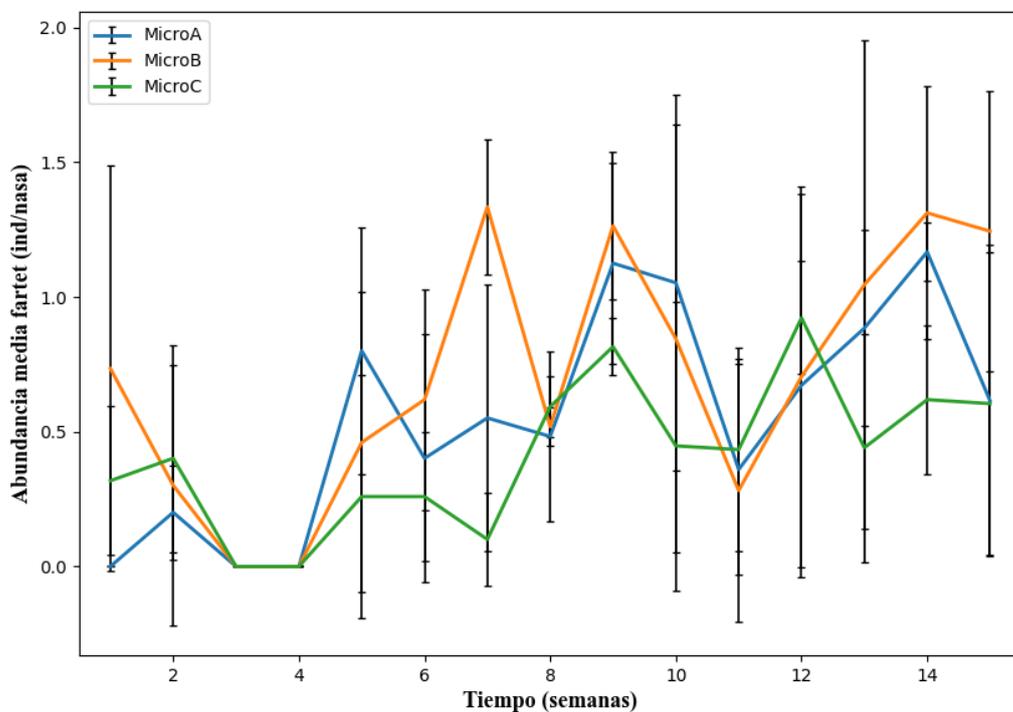


Figura 4. Abundancia media de fartet (logarítmico) a lo largo del tiempo (semanas). Datos de la Laguna de Aclimatación. El error representa la desviación estándar. Tiempo 1 corresponde al 9/4/2022 y tiempo 15 al 25/7/2022.

Tabla 1. Tabla de ANOVA de medidas repetidas en el tiempo con los factores “*Microhábitat*”, “*Tiempo*” y la interacción de ambos sobre el logaritmo de la abundancia de fartet. Las correcciones de Greenhouse-Geisser han sido directamente aplicadas. Se destaca con un asterisco los valores significativos.

ANOVA de medidas repetidas en el tiempo: Abundancia de fartet					
	DFn	DFd	F	p	ges
Intercept	1	6	105.517	4.97E-05	0.793
<i>Microhábitat</i>	2	6	5.647	0.042*	0.107
<i>Tiempo</i>	14	84	5.264	4.90E-07*	0.451
<i>Microhábitat:Tiempo</i>	28	84	0.995	0.49	0.237

Tabla 2. Tabla Post-hoc para la variable respuesta “*Abundancia de fartet*” en la Laguna de Aclimatación, con valores significativos para la comparación entre el microhábitat B y el microhábitat C.

Post-hoc								
	group1	group2	n1	n2	stati~1	df	p	p.adj
logfar	A	B	45	45	-1.74	44	0.089	0.267
logfar	A	C	45	45	2.09	44.00	0.042	0.126
logfar	B	C	45	45	3.23	44	0.002	0.007*

4.2 ANÁLISIS DEL EFECTO DE LA PRESENCIA DE UNA ESPECIE SOBRE LA OTRA

4.2.1 Efecto de la presencia de fartet sobre la abundancia de gambusia

Pese a que en los primeros (1-6) y últimos muestreos (11-13) (**Figura 5**) el número medio de individuos capturados de gambusia fue superior en las lagunas carentes de fartet respecto a las que sí lo presentaban, la presencia de fartet no tuvo un efecto significativo sobre la abundancia de gambusia (**Tabla 3**). Sin embargo, la media de capturas de gambusia se incrementó a lo largo del tiempo, con picos en la semana 9 para las lagunas con fartet presente y en la semana 12 con el fartet ausente. Por tanto, el factor tiempo fue significativo ($p < 0.001$) (**Tabla 3**)

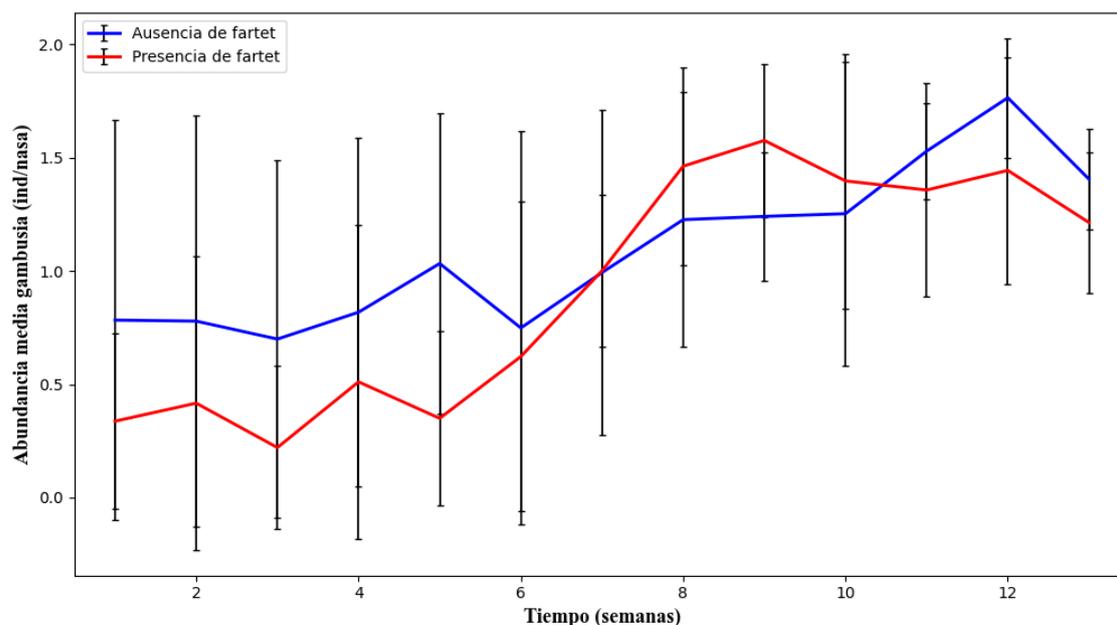


Figura 5. Abundancia de gambusia (logarítmico) a lo largo del tiempo (semanas) en ausencia y presencia de fartet. Datos de las lagunas experimentales. Tiempo 1 corresponde al 23/4/2022.

Tabla 3. Tabla de ANOVA de medidas repetidas en el tiempo con los factores “Presencia de fartet”, “Tiempo” y la interacción de ambos sobre el logaritmo de la abundancia de gambusia. Las correcciones de Greenhouse-Geisser han sido directamente aplicadas.

ANOVA de medidas repetidas en el tiempo: Abundancia de gambusia					
	DFn	DFd	F	p	ges
Intercept	1	10	77.363	5.08E-06	0.78
Presencia de fartet	1	10	0.631	0.45	0.029
Tiempo	12	120	10.581	4.99E-14*	0.358
Presencia de fartet:Tiempo	12	120	1.407	0.17	0.069

4.2.2 Efecto de la presencia de gambusia sobre la abundancia de fartet

La presencia de gambusia tuvo un efecto negativo sobre la abundancia de fartet, siendo ésta inferior en todos los tiempos cuando la gambusia estaba presente (**Figura 6**), por lo que el factor “Presencia de gambusia” fue significativo (**Tabla 4**). Por otro lado, el tiempo también tuvo un efecto significativo sobre la abundancia de fartet, presentando una tendencia a una mayor abundancia de fartet conforme transcurren las semanas.

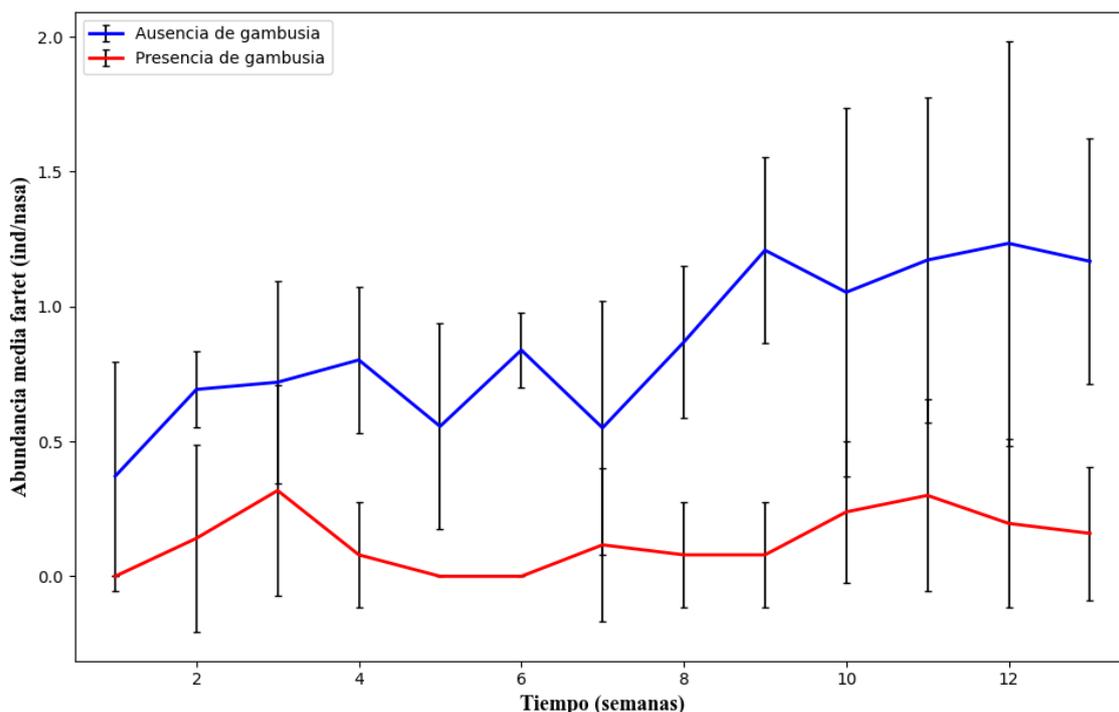


Figura 6. Abundancia de fartet (logarítmico) a lo largo del tiempo (semanas) en ausencia y presencia de gambusia. Datos de las lagunas experimentales. Tiempo 1 corresponde al 23/4/2022.

Tabla 4. Tabla de ANOVA de medidas repetidas en el tiempo con los factores “Presencia de gambusia”, “Tiempo” y la interacción de ambos sobre el logaritmo de la abundancia de fartet. Las correcciones de Greenhouse-Geisser han sido directamente aplicadas.

ANOVA de medidas repetidas en el tiempo: Abundancia de fartet					
	DFn	DFd	F	p	ges
Intercept	1	10	199.276	6.26E-08	0.694
Presencia de gambusia	1	10	107.979	1.12E-06*	0.551
Tiempo	12	120	2.896	2.00E-03*	0.204
Presencia de gambusia:Tiempo	12	120	1.512	0.13	0.118

4.2.3 Efecto de la presencia de una especie sobre el peso de la otra

La presencia de la gambusia incrementó el peso medio de los fartet capturados, tanto para los machos como para las hembras (**Figura 7**), siendo este efecto significativo (**Tabla 5 y 6**). En contraparte, a pesar de que los pesos medios de gambusia en presencia de fartet fueron ligeramente superiores (**Figura 7**), la presencia de fartet no tuvo un efecto significativo sobre el peso medio de gambusia (**Tabla 7**).

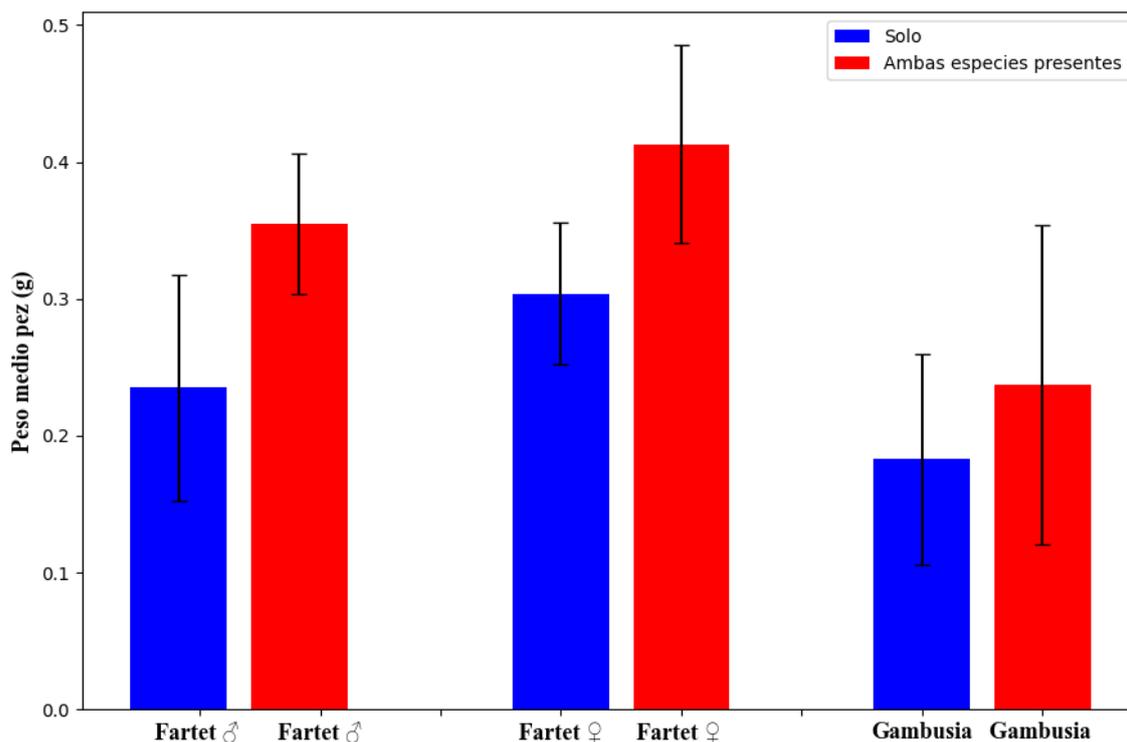


Figura 7. Peso medio de fartet y gambusia (logarítmico) en ausencia y presencia de la otra especie. Datos de las lagunas experimentales.

Tabla 5. Tabla de ANOVA de una vía con el factor “Presencia de gambusia” sobre el logaritmo del peso medio de individuos de fartet hembra.

ANOVA de una vía: Peso fartet hembra					
	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Intercept	1	19.27	19.27	1259.291	2.00E-16
Presenciadegambusia	1	0.11536	0.115359	7.5388	0.01436
Residuals	16	0.24483	0.015302		

Tabla 6. Tabla de ANOVA de una vía con el factor “Presencia de gambusia” sobre el logaritmo del peso medio de individuos de fartet macho.

ANOVA de una vía: Peso fartet macho					
	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Intercept	1	11.424	11.424	320.638	5.05E-10
Presenciadegambusia	1	0.18879	0.188787	5.2989	0.04006 *
Residuals	12	0.42754	0.035628		

Tabla 7. Tabla de ANOVA de una vía con el factor “Presencia de fartet” sobre el logaritmo del peso medio de individuos de gambusia

ANOVA de una vía: Peso fartet gambusia					
	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Intercept	1	24.463	24.463	442.105	2.00E-16
Presenciadefartet	1	0.17955	0.179555	3.245	0.07937
Residuals	39	2.15794	0.055332		

4.3 COMPARACIÓN INTERANUAL DE ABUNDANCIA DE FARTET

4.3.1 Laguna de Aclimatación

La abundancia media de fartet fue considerablemente superior para el año 2021 que para el año 2022 en todos los tiempos estudiados (**Figura 8**). Tanto es así, que el valor medio de abundancia de todos los tiempos de muestreo de 2021 (14,9) es superior al pico más alto de abundancia de 2022 (13,7). Por tanto, las diferencias entre años fueron significativas (**Tabla 8**).

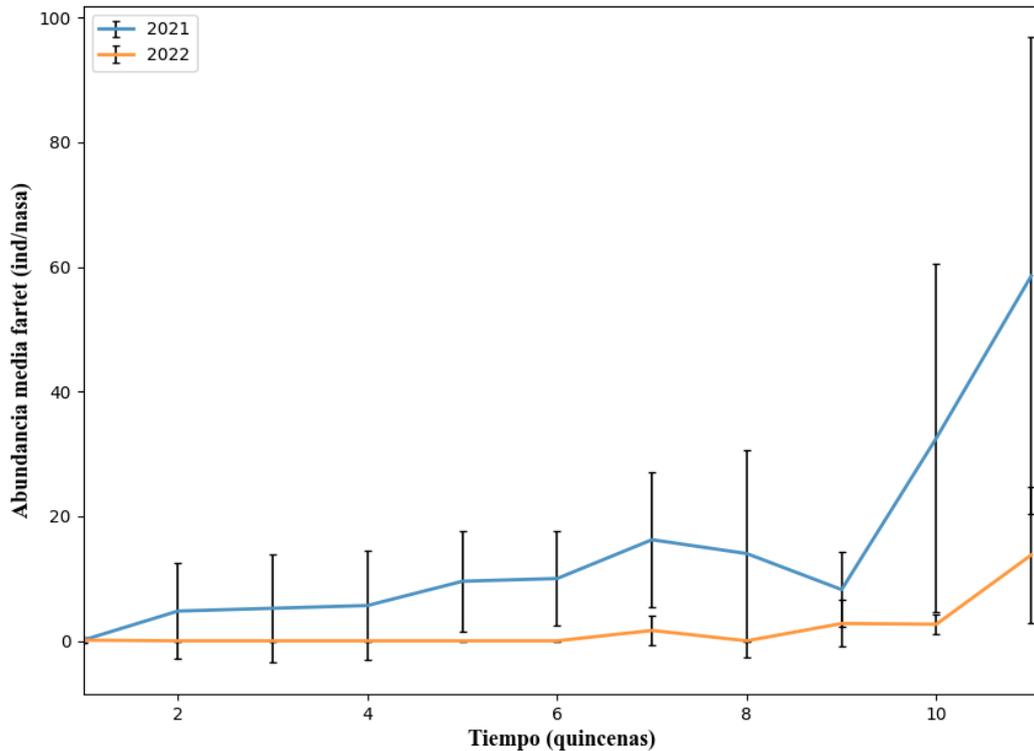


Figura 8. Abundancia de fartet (logarítmico) a lo largo del tiempo (quincenas) en los diferentes microhábitats, en 2 años. Datos de la Laguna de Aclimatación. Tiempo 1 corresponde al 16/1.

Tabla 8 Tablas del test de muestras pareadas de Wilcoxon para los valores de abundancia de fartet de 2021 vs 2022 en la Laguna de Aclimatación.

Test de muestras pareadas de Wilcoxon	
Laguna de Aclimatación	
V	2154.5
p-value	2.08E-11*

4.3.2 Lagunas experimentales

La abundancia de fartet en las lagunas que contaban con la presencia de gambusia no mostraron diferencias significativas entre años (**Figura 9; Tabla 9**). Sin embargo, las lagunas con ausencia de gambusia presentaron unos valores medios de capturas más altos para todos los tiempos (**Figura 9**), con valores máximos de 17 individuos medios capturados en 2022 respecto a 1 individuo medio capturado en 2021, por lo que las diferencias entre años fueron significativas (**Tabla 9**).

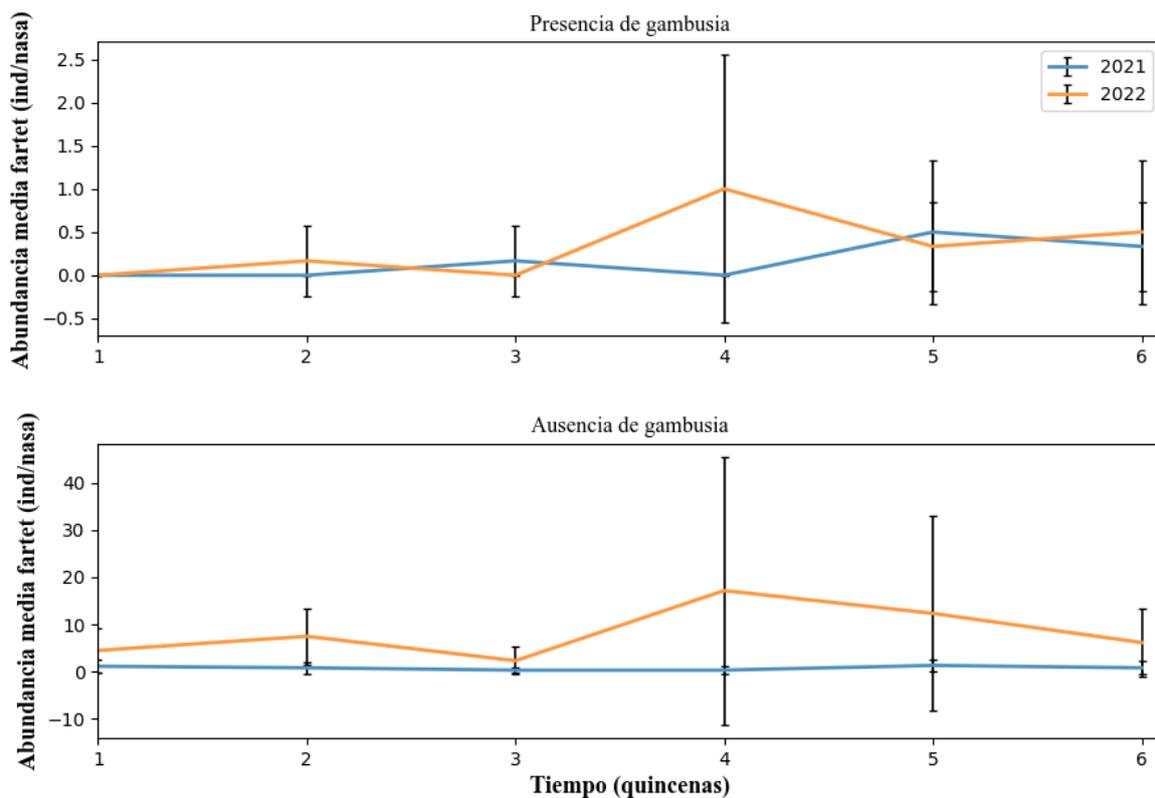


Figura 9. Abundancia de fartet (logarítmico) a lo largo del tiempo (quincenas) en ausencia y presencia de gambusia, en 2 años. Datos de las lagunas experimentales. Tiempo 1 corresponde al 20/4.

Tabla 9. Tablas del test de muestras pareadas de Wilcoxon para los valores de abundancia de fartet de 2021 vs 2022 en las lagunas experimentales. Se muestran los valores de significancia en presencia y ausencia de gambusia.

Test de muestras pareadas de Wilcoxon			
Presencia de <i>Gambusia</i>		Ausencia de <i>Gambusia</i>	
V	27.5	V	26.5
p-value	0.36	p-value	3.71E-05*

4.4 ANÁLISIS DESCRIPTIVO DE LAS POBLACIONES DE FARTET INTRODUCIDAS

Se observó un incremento en la proporción fartet/gambusia a partir de la semana 5, (**Figura 10**) con un destacado aumento en las semanas siguientes debido a una mayor cantidad de fartet contados en los muestreos en contraparte a la abundancia de gambusia que se mantuvo relativamente constante.

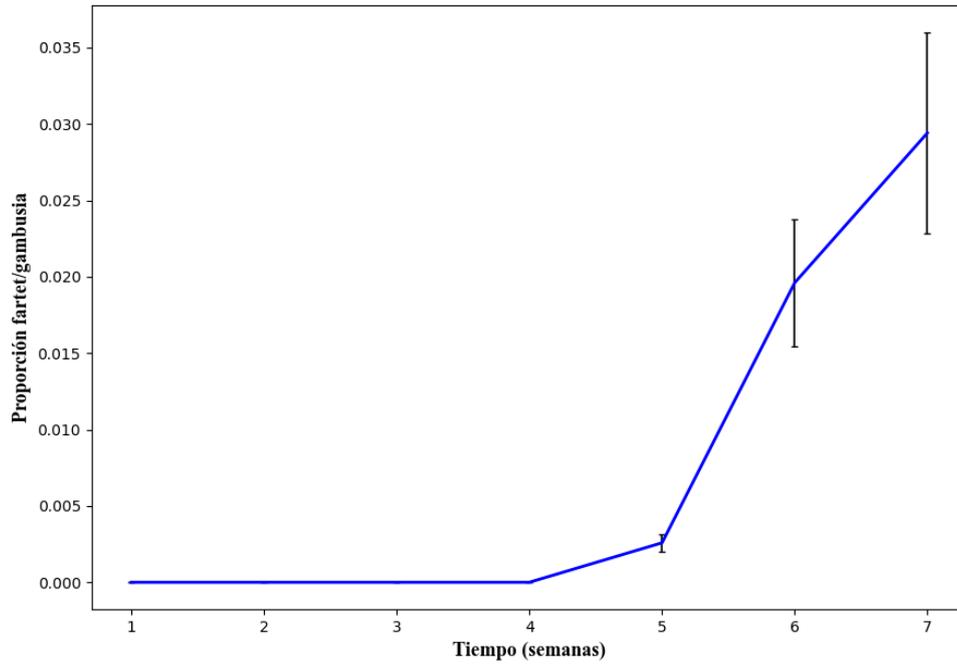


Figura 10. Proporción de la media de capturas de fartet/gambusia a lo largo del tiempo (semanas) en la Laguna del Taraje. Tiempo 1 corresponde a 13/6/2022.

4.5 PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DE LAS LAGUNAS EXPERIMENTALES

Los valores medios de temperatura fueron muy similares entre los 3 tipos de lagunas dentro de cada día de muestreo (**Figura 11a**), por lo que no existieron diferencias significativas entre las mismas, si bien, la temperatura aumentó con la fecha de muestreo (hacia el verano), por lo que el factor día de muestreo fue significativo (**Tabla 10**). El valor medio de oxígeno disuelto de las lagunas experimentales fue relativamente similar entre los tres tipos de lagunas, aunque con alta varianza (**Figura 11b**), por lo que tampoco existieron diferencias significativas entre los tipos de lagunas, ni entre la fecha de muestreo (**Tabla 10**). Por otro lado, los valores medios de profundidad de Secchi fueron muy variables para el tercer muestreo realizado (**Figura 11c**), por lo que sí hubo diferencias marginalmente significativas entre los tipos de lagunas para este parámetro (**Tabla 10**).

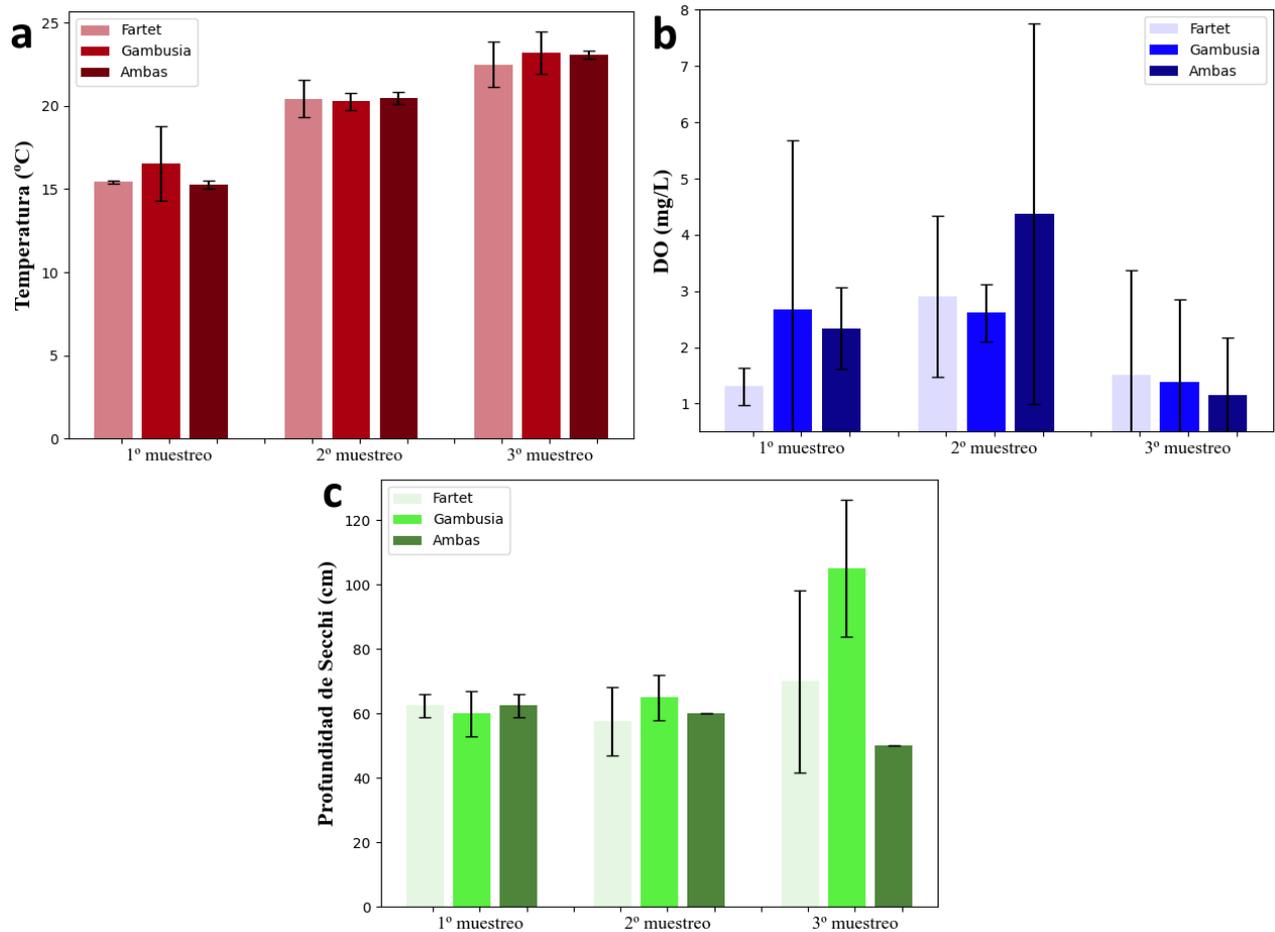


Figura 11. Valores medios de Temperatura, Oxígeno disuelto y Profundidad de Secchi de las lagunas de experimentales que tenían fartet solo (Laguna 1 y 5), gambusia sola (4 y 6) y ambas especies (3 y 2).

Tabla 10. Tablas de ANOVA de dos vías con los factores “*Día muestreo*” y “*Tipo Laguna*” sobre el oxígeno disuelto (DO), la profundidad de Secchi y la temperatura.

ANOVA de dos vías: Temperatura				
	Sum Sq	Df	F value	Pr(>F)
(Intercept)	6976.6	1	6112.5517	4.64E-14
<i>Día muestreo</i>	159.3	2	69.7864	3.314E-06*
<i>Tipo Laguna</i>	1	2	0.4256	0.6659
<i>Día:Laguna</i>	1.6	4	0.3466	0.84
Residuals	10.3	9		

ANOVA de dos vías: DO				
	Sum Sq	Df	F value	Pr(>F)
(Intercept)	91.08	1	27.2515	0.000549
<i>Día muestreo</i>	11.61	2	1.7369	0.230187
<i>Tipo Laguna</i>	1.54	2	0.2304	0.798791
<i>Día:Laguna</i>	4.212	4	0.3151	0.860929
Residuals	30.08	9		

ANOVA de dos vías: Profundidad de Secchi				
	Sum Sq	Df	F value	Pr(>F)
(Intercept)	78013	1	472.0084	4.37E-09
<i>Día muestreo</i>	758	2	2.2941	0.15662
<i>Tipo Laguna</i>	1158	2	3.5042	0.07491
<i>Día:Laguna</i>	2008	4	3.0378	0.07666
Residuals	1487	9		

5. DISCUSIÓN

5.1 Efecto del microhábitat sobre la abundancia de fartet

Los resultados obtenidos sobre la preferencia de microhábitat por el fartet muestran que existió una diferencia significativa entre el microhábitat B y C, presentando el primero una mayor abundancia de fartet que el segundo. Sin embargo, el microhábitat A, que es el que presenta una estructura más diferente de los 3, no mostró diferencias significativas en la abundancia de fartet con ninguno de los otros dos. Este patrón podría deberse a que el microhábitat C presentaba demasiada vegetación (tanto sumergida como emergida) y, por lo tanto, muy poca radiación solar incidente, por lo que en los meses en los que la actividad del fartet se reanuda este microhábitat se mantendría como una especie de “invierno” ya que contaría con poca luz, de manera que los peces se desplazarían a una zona más iluminada (Moreno-Valcárcel et al., 2017). Por otro lado, la diferencia estructural entre los otros dos microhábitats podría inducir a pensar que el microhábitat A también debería haber mostrado una diferencia significativa con el C. Sin embargo, el microhábitat A no cuenta con las características de mayor preferencia para el fartet, ya que es muy escaso en vegetación sumergida y fue muy poco profundo especialmente en los meses más cálidos, lo que hace que los peces estuvieran más expuestos a posibles depredadores debido a una relativa falta de refugios (Verdiell-Cubedo et al., 2013). Como

consecuencia, los peces prefirieron un hábitat con valores intermedios de vegetación, cierto grado de profundidad y radiación solar.

Los resultados relativos a la influencia del factor “*Tiempo*” muestran que hubo un incremento significativo en la abundancia de fartet con el transcurso de las semanas. Esto se debe a la estacionalidad de la especie, donde en los meses más fríos (octubre-febrero) cesa considerablemente su actividad y crecimiento, incluso muchos de los individuos de clase de edad más alta mueren por el esfuerzo invertido en la reproducción, mientras que, a partir de marzo cuando comienza la época reproductiva, aumenta drásticamente tanto la actividad como la densidad de los peces presentes en las lagunas (Oliva Paterna, 2008; Moreno-Valcárcel et al., 2017).

5.2 Efecto de la presencia de una especie sobre la otra

La presencia de gambusia tuvo un efecto muy negativo sobre la abundancia de fartet, lo que puede deberse a la competencia directa por los recursos entre ambas especies, ya que está descrita la existencia de un gran solapamiento de nicho (alimentación, reproducción, espacio, etc.) (Ruiz-Navarro et al., 2013; Kalogianni et al., 2014). Además, existe evidencia de que los adultos de gambusia pueden depredar sobre otros peces más pequeños, presuntamente sobre alevines de fartet (Rincón et al., 2002), lo cual concuerda con la total ausencia de capturas de alevines en las lagunas donde coexistían ambas especies. Por otro lado, al estudiar el estado de las poblaciones de fartet en las lagunas experimentales en ausencia y presencia de gambusia, se observó que en las lagunas donde se encontraban ambas especies no hubo un cambio significativo de abundancia para el fartet entre años, mientras que en las que vivía solo prosperó rápidamente.

En contraparte, la presencia de fartet no afectó a las densidades de gambusia capturadas en las lagunas. Probablemente esto se deba a la superior capacidad de reproducción de la gambusia (Gao et al., 2019), además de tener una dieta más amplia que el fartet y, por lo tanto, realizar una explotación más óptima de los recursos (Caiola & Sostoa, 2005). Ruiz-Navarro et al., (2013) observaron que la gambusia era mucho más voraz que el fartet, encontrando siempre más comida y menos estómagos vacíos en esta que en el fartet. De esta manera, la interacción ecológica que parece darse entre ambas especies para la variable respuesta “*Abundancia*” es el amensalismo, reflejado en el hecho de que el número de fartet en presencia de gambusia es inferior mientras que el número de gambusia en presencia de fartet no varía significativamente. Esta interacción de amensalismo concuerda con los experimentos llevados a cabo entre ambas especies en condiciones de laboratorio por Sánchez-Iglesias (2021).

Los factores abióticos no parecen haber sido factores de primer orden afectando a la dinámica poblacional de cada especie, ya que éstos se mantuvieron relativamente invariables entre los 3 tipos de lagunas (**Figura 11**), por lo que las variaciones en las abundancias y pesos de cada especie probablemente se debieron sólo a las interacciones ecológicas entre el fartet y la gambusia. Sólo la transparencia de la columna de agua, medida con la profundidad del disco de Secchi, fue ligeramente superior en las lagunas con sólo gambusia en relación con las lagunas con ambas especies y tan sólo en el último día de muestreo, por lo que su influencia generando algún tipo de sesgo en el resultado de la interacción ecológica entre ambas especies se puede considerar mínima o nula.

Por otro lado, los resultados obtenidos en las diferencias entre pesos de las especies solas y juntas parecen contradecir los resultados de abundancia. Sin embargo, el hecho de que el valor medio de peso de tanto machos como hembras sea superior en presencia de gambusia puede estar explicado porque fueron menos frecuentes los individuos de menor tamaño y alevines, ya que son lesionados e incluso depredados más fácilmente por la gambusia (Rincón et al., 2002; Sánchez-Iglesias, 2021). De esta manera, la distribución de las clases de edad propia de un estrategia de la r como es el fartet, donde hay muchos más individuos juveniles que adultos, estaría ligeramente modificada, siendo bastante más común encontrar grandes individuos de más de un año, que son menos susceptibles a los ataques de la gambusia cuando ambas especies coexisten, lo que podría ser un signo de extinción local por falta de reclutamiento. Además, se ha visto en otros grupos de peces que en presencia de gambusia estos pueden aumentar el tamaño corporal (Galat & Robertson, 1992).

5.3 Abundancia interanual de fartet

En concordancia con los resultados obtenidos en el estudio de interacción ecológica, en las lagunas que presentaban gambusia, esta especie impidió que aumentara el número de individuos de las poblaciones de fartet, probablemente debido a la depredación de los alevines por parte de la gambusia, además de la presión que ejerce ésta sobre la supervivencia de los adultos. Por otra parte, las lagunas carentes de gambusia, en donde el fartet se pudo desarrollar solo, las poblaciones fueron más prósperas y por lo tanto hubo un gran incremento respecto al año 2021, lo que pudo deberse a que las poblaciones introducidas en las lagunas experimentales aún no estaban establecidas ya que fueron introducidas ese mismo año (23/03/2021), como se ha visto en otras introducciones similares (Pou-Rovira et al., 2018). Se puede esperar que las poblaciones de fartet que viven en las lagunas ausentes de gambusia seguirán aumentando hasta alcanzar un valor máximo y, por lo tanto, la población se mantendrá relativamente constante a lo largo de los años siempre que la gambusia no colonice la laguna (Pou-Rovira et al., 2008), mientras que en las que cuentan con la presencia de la especie invasora los valores de abundancia caerán a mínimos o incluso se llegue a la extinción de estas poblaciones, ya que las lagunas experimentales comprenden un área muy pequeña y pueden no contar con los refugios suficientes para mitigar los efectos de la presencia de gambusia (Magellan & García-Berthou, 2016).

En contraposición a lo que sucedió en las lagunas experimentales sin presencia de gambusia, la abundancia de fartet en la Laguna de Aclimatación fue superior en el año 2021 respecto al año 2022. Es importante destacar que esta población lleva habitando esta laguna al menos 4 años (primeras introducciones a finales de 2018), con lo cual es esperable que no existiese un marcado incremento ya que se encuentra bien establecida. Estos cambios poblacionales interanuales se han visto en otros seguimientos de la especie (Pou-Rovira et al., 2004; Prado et al., 2017), donde se han reducido las capturas medias por nasa de un año a otro de manera significativa. El hecho de que haya un descenso interanual en la abundancia de fartet puede deberse a que existiesen diferencias en las condiciones climatológicas entre años, como cambios en las temperaturas (ej: invierno más largo y frío) o en los regímenes hídricos, que medien la entrada de depredadores entre otras causas (Prado et al., 2017).

5.4 Introducción en la Laguna del Taraje

La introducción de fartet en la Laguna del Taraje parece estar siendo exitosa a corto plazo, ya que incrementaron las capturas en las últimas semanas, aunque es de importancia destacar que los datos con los que contamos son aún escasos y que esta población de fartet presenta cierta presión al coexistir con elevadas densidades de gambusia. Sin embargo, esta laguna presenta una gran extensión, con alta densidad de vegetación en la zona central, donde además fue menos abundante la gambusia (media de 188 ind/nasa en contraposición a 55 ind/nasa en los puntos de muestreo 6 y 7 que contaban con mayor densidad de vegetación), lo que puede servir como refugio y zona de cría para el fartet. A pesar de esto, el período de tiempo estudiado es muy corto y por lo tanto no es suficiente para hablar de un establecimiento permanente del fartet en la Laguna del Taraje, por lo que es de gran interés continuar los muestreos para comprobar que el estado de la población mejora con el transcurso del tiempo (Marín et al., 2017).

6. CONCLUSIONES

1. El tipo de microhábitat fue determinante sobre la abundancia de fartet, con una preferencia de este por zonas que presentan profundidades intermedias y abundante vegetación sumergida pero cierto grado de radiación solar.
2. La abundancia de fartet estuvo condicionada por la presencia de gambusia, con valores mucho más bajos cuando esta estuvo presente. Por el contrario, la abundancia de gambusia no se vio afectada por el fartet. Estos resultados son compatibles con una interacción amensalista entre ambas especies.
3. La presencia de gambusia incrementó el peso medio de los individuos de fartet capturados, debido principalmente a la ausencia de peces pequeños y alevines capturados, compatible con una interacción (también) de depredación de la gambusia sobre fartet.
4. En las lagunas experimentales se ha constatado un incremento interanual en las poblaciones de fartet que no contaban con la presencia de gambusia, lo que refuerza nuestras interpretaciones relativas a las interacciones ecológicas entre ambas especies. La población de la Laguna de Aclimatación ha sufrido un ligero descenso, dentro de las oscilaciones esperables y sin que suponga una amenaza para la conservación de la misma.
5. La población introducida en la Laguna del Taraje ha ido incrementando su abundancia lentamente, por lo que sería de alta importancia seguir su evolución en los próximos meses para confirmar así un establecimiento.

7. BIBLIOGRAFÍA

- Alcaraz, C., & García-Berthou, E. (2007). Food of an endangered cyprinodont (*Aphanius Iberus*): Ontogenetic diet shift and prey electivity. *Environmental Biology of Fishes*, 78(3), 193–207. <https://doi.org/10.1007/s10641-006-0018-0>
- Araguas, R. M., Roldán, M. I., García-Marín, J. L., & Pla, C. (2007). Management of gene diversity in the endemic killifish *Aphanius iberus*: revising Operational Conservation Units. *Ecology of Freshwater Fish*, 16(2), 257–266. <https://doi.org/10.1111/J.1600-0633.2006.00217.X>
- Ayuntamiento de Motril. Reserva Natural Concertada Charca de Suárez. Medio Ambiente. <http://www.motril.es/index.php?id=1343> (consultado el 10/8/2022)
- Belk, M. C., & Lydeard, C. (1994). Effect of *Gambusia holbrooki* on a similar-sized, syntopic poeciliid, *Heterandria formosa*: Competitor or predator? *Copeia*, 2, 296–302. <https://doi.org/10.2307/1446979>
- Blanes-García, M., Risueño, P., Pérez, L., Asturiano, J. F., & Gallego, V. (2021). Sperm quality parameters of Iberian toothcarp (*Aphanius iberus*) and Valencia toothcarp (*Valencia hispanica*): New conservation tools from a gamete perspective. *Aquaculture*, 530, 735819. <https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2020.735819>
- Boudjelas, S., Browne, M., de Poorter, M., & Lowe, S. (2000). *100 of the world's worst invasive alien species : a selection from the Global Invasive Species Database*. IUCN: International Union for Conservation of Nature.
- Caiola, N., & Sostoa, A. (2005). Possible reasons for the decline of two native toothcarps in the Iberian Peninsula: evidence of competition with the introduced Eastern mosquitofish. *Journal of Applied Ichthyology*, 21(4), 358–363. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2005.00684.x>
- Capdevila-Argüelles, L., Zilletti, B., & Suárez-Álvarez, V. Á. (2013). Causas de la pérdida de biodiversidad: Especies Exóticas Invasoras. *Memorias Real Sociedad Española de Historia Natural*. 2a. época, 10.
- Castello, L., & Macedo, M. N. (2016). Large-scale degradation of Amazonian freshwater ecosystems. *Global Change Biology*, 22(3), 990–1007. <https://doi.org/10.1111/GCB.13173>
- Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (online, <http://www.magrama.gob.es/>)
- Condon, C. H. L., & Wilson, R. S. (2006). Effect of thermal acclimation on female resistance to forced matings in the eastern mosquitofish. *Animal Behaviour*, 72(3), 585–593. <https://doi.org/10.1016/J.ANBEHAV.2005.11.016>
- Crivelli, A. J. (2006). *Aphanius iberus*. IUCN (2012). *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2012.2. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2006.RLTS.T1846A8299534.en>
- Doadrio, I. (2001). *Atlas y libro rojo de los peces continentales de España*. Instituto Nacional de Conservación de la Naturaleza.
- Freyhof, J., & Yöğurtçuoğlu, B. (2020). A proposal for a new generic structure of the killifish family Aphaniidae, with the description of *Aphaniops teimorii* (Teleostei: Cyprinodontiformes). *Zootaxa*, 4810(3), 421–451. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4810.3.2>
- Galat, D. L., & Robertson, B. (1992). Response of endangered *Poeciliopsis occidentalis sonoriensis* in the Río Yaqui drainage, Arizona, to introduced *Gambusia affinis*. *Environmental Biology of Fishes* 1992 33:3, 33(3), 249–264. <https://doi.org/10.1007/BF00005869>
- Gao, J., Santi, F., Zhou, L., Wang, X., Riesch, R., & Plath, M. (2019). Geographical and temporal variation of multiple paternity in invasive mosquitofish (*Gambusia holbrooki*, *Gambusia affinis*). *Molecular Ecology*, 28(24), 5315–5329. <https://doi.org/10.1111/mec.15294>

- GEIB (2006). Las 20 especies exóticas invasoras más dañinas presentes en España. GEIB, Serie Técnica N. 2. 116 pp.
- Gonzalez, E. G., Cunha, C., Ghanavi, H. R., Oliva-Paterna, F. J., Torralva, M., & Doadrio, I. (2018). Phylogeography and Population Genetic Analyses in the Iberian Toothcarp (*Aphanius iberus* Valenciennes, 1846) at Different Time Scales. *Journal of Heredity*, 109(3), 253–263. <https://doi.org/10.1093/JHERED/ESX076>
- Hermoso, V., Clavero, M., Blanco-Garrido, F., & Prenda, J. (2011). Invasive species and habitat degradation in Iberian streams: an analysis of their role in freshwater fish diversity loss. *Ecological Applications*, 21(1), 175–188. <https://doi.org/10.1890/09-2011.1>
- Howe, E., Howe, C., Lim, R., & Burchett, M. (1997). Impact of the introduced poeciliid *Gambusia holbrooki* (Girard, 1859) on the growth and reproduction of *Pseudomugil signifer* (Kner, 1865) in Australia. *Marine and Freshwater Research*, 48(5), 425–434. <https://doi.org/10.1071/MF96114>
- Kalogianni, E., Giakoumi, S., Andriopoulou, A., & Chatzinikolaou, Y. (2014). Prey utilisation and trophic overlap between the non native mosquitofish and a native fish in two Mediterranean rivers. *Mediterranean Marine Science*, 15(2), 287–301. <https://doi.org/10.12681/mms.609>
- Keller, K., & Brown, C. (2008). Behavioural interactions between the introduced plague minnow *Gambusia holbrooki* and the vulnerable native Australian ornate rainbowfish *Rhadinocentrus ornatus* , under experimental conditions. *Journal of Fish Biology*, 73(7), 1714–1729. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2008.02045.x>
- Maceda-Veiga, A. (2013). Towards the conservation of freshwater fish: Iberian Rivers as an example of threats and management practices. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 23(1), 1–22. <https://doi.org/10.1007/S11160-012-9275-5/TABLES/3>
- Magellan, K., & García-Berthou, E. (2016). Experimental evidence for the use of artificial refugia to mitigate the impacts of invasive *Gambusia holbrooki* on an endangered fish. *Biological Invasions*, 18(3), 873–882. <https://doi.org/10.1007/S10530-016-1057-X/FIGURES/5>
- Mainka, S. A., & Howard, G. W. (2010). Climate change and invasive species: double jeopardy. *Integrative Zoology*, 5(2), 102–111. <https://doi.org/10.1111/j.1749-4877.2010.00193.x>
- Moreno-Valcárcel, R., Ruiz Navarro, A. (2009). *Gambusia* – *Gambusia holbrooki*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador, A. (Ed.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- Moreno-Valcárcel, R., Torralva, M., Verdiell-Cubedo, D., Ruiz-Navarro, A., & Paterna, F. J. O.-. (2017). Dinámica poblacional y relaciones con el hábitat de *Aphanius iberus* (Valenciennes 1846) en un humedal con salinas en explotación. *Anales de Biología*, 0(34), 91–104. <https://doi.org/10.6018/analesbio.0.34.13>
- Navarro, A. R., & Oliva Paterna, F. J. (2017). En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Sanz. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- Oliva Paterna, F. J. (2008). Biología y Conservación de *Aphanius iberus* (Valenciennes, 1846) en la Región de Murcia. *TDR (Tesis Doctorales En Red)*, 34. <https://digitum.um.es/digitum/handle/10201/184>
- Oliva-Paterna, F. J., Ruiz-Navarro, A., Torralva, M., & Fernández-Delgado, C. (2009). Biology of the endangered cyprinodontid *Aphanius iberus* in a saline wetland (SE Iberian Peninsula). <http://Dx.Doi.Org/10.1080/11250000802488159> , 76(3), 316–329. <https://doi.org/10.1080/11250000802488159>
- Oltra, R., & Todolí, R. (2000). Reproduction of the endangered killifish *Aphanius iberus* at different salinities. *Environmental Biology of Fishes*, 57(1), 113–115. <https://doi.org/10.1023/A:1007579527064>
- Pou-Rovira, Q. & Feo C. (2008). Seguiment de la població de fartet (*Aphanius iberus*) de les llacunes de la Pletera. Informe per a la Càtedra d'Ecosistemes Litorals Mediterranis.

- Pou-Rovira, Q. & Cruset, E. (2018). Seguimiento de las poblaciones de fartet en el PNMMBT. LIFE Pletera. Informe para el PNMMBT. 21 pp.
- Prado, P., Alcaraz, C., Jornet, L., Caiola, N., & Ibañez, C. (2017). Effects of enhanced hydrological connectivity on mediterranean salt marsh fish assemblages with emphasis on the endangered Spanish toothcarp (*Aphanius iberus*). *PeerJ*, 2017(2), e3009. <https://doi.org/10.7717/PEERJ.3009/SUPP-3>
- Pyke, G. H. (2005). A review of the biology of *Gambusia affinis* and *G. holbrooki*. In *Reviews in Fish Biology and Fisheries* (Vol. 15, Issue 4, pp. 339–365). <https://doi.org/10.1007/s11160-006-6394-x>
- Rincon, P. A., Correas, A. M., Morcillo, F., Risueno, P., & Lobon-Cervia, J. (2002). Interaction between the introduced eastern mosquitofish and two autochthonous Spanish toothcarps. *Journal of Fish Biology*, 61(6), 1560–1585. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2002.tb02498.x>
- Ruiz-Navarro, A., Torralva, M., & Oliva-Paterna, F. J. (2013). Trophic overlap between cohabiting populations of invasive mosquitofish and an endangered toothcarp at changing salinity conditions. *Aquatic Biology*, 19(1), 1–11. <https://doi.org/10.3354/AB00512>
- Sánchez-Iglesias, J.M. (2021). Establecimiento y viabilidad de nuevas poblaciones de fartet (*Aphanius Iberus*) en presencia del pez mosquito (*Gambusia holbrooki*) en Charca de Suárez (Motril, Granada). Trabajo Fin de Máster.
- Thomaz, S. M., Kovalenko, K. E., Havel, J. E., & Kats, L. B. (2015). Aquatic invasive species: general trends in the literature and introduction to the special issue. In *Hydrobiologia* (Vol. 746, Issue 1, pp. 1–12). Kluwer Academic Publishers. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2150-8>
- Vargas, M. J., & de Sostoa, A. (1996). Life history of *Gambusia holbrooki* (Pisces, Poeciliidae) in the Ebro delta (NE Iberian Peninsula). *Hydrobiologia* 1996 341:3, 341(3), 215–224. <https://doi.org/10.1007/BF00014686>
- Verdiell-Cubedo, D., Ruiz-Navarro, A., Torralva, M., Moreno-Valcárcel, R., & Oliva-Paterna, F. J. (2013). Habitat use of an endangered cyprinodontid fish in a saline wetland of the Iberian Peninsula (SW Mediterranean Sea). *Mediterranean Marine Science*, 15(1), 27–36. <https://doi.org/10.12681/mms.432>
- Vidal, O., García-Berthou, E., Tedesco, P. A., & García-Marín, J. L. (2010). Origin and genetic diversity of mosquitofish (*Gambusia holbrooki*) introduced to Europe. *Biological Invasions*, 12(4), 841–851. <https://doi.org/10.1007/S10530-009-9505-5/TABLES/3>
- Xu, T., Weng, B., Yan, D., Wang, K., Li, X., Bi, W., Li, M., Cheng, X., & Liu, Y. (2019). Wetlands of International Importance: Status, Threats, and Future Protection. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 2019, Vol. 16, Page 1818, 16(10), 1818. <https://doi.org/10.3390/IJERPH16101818>

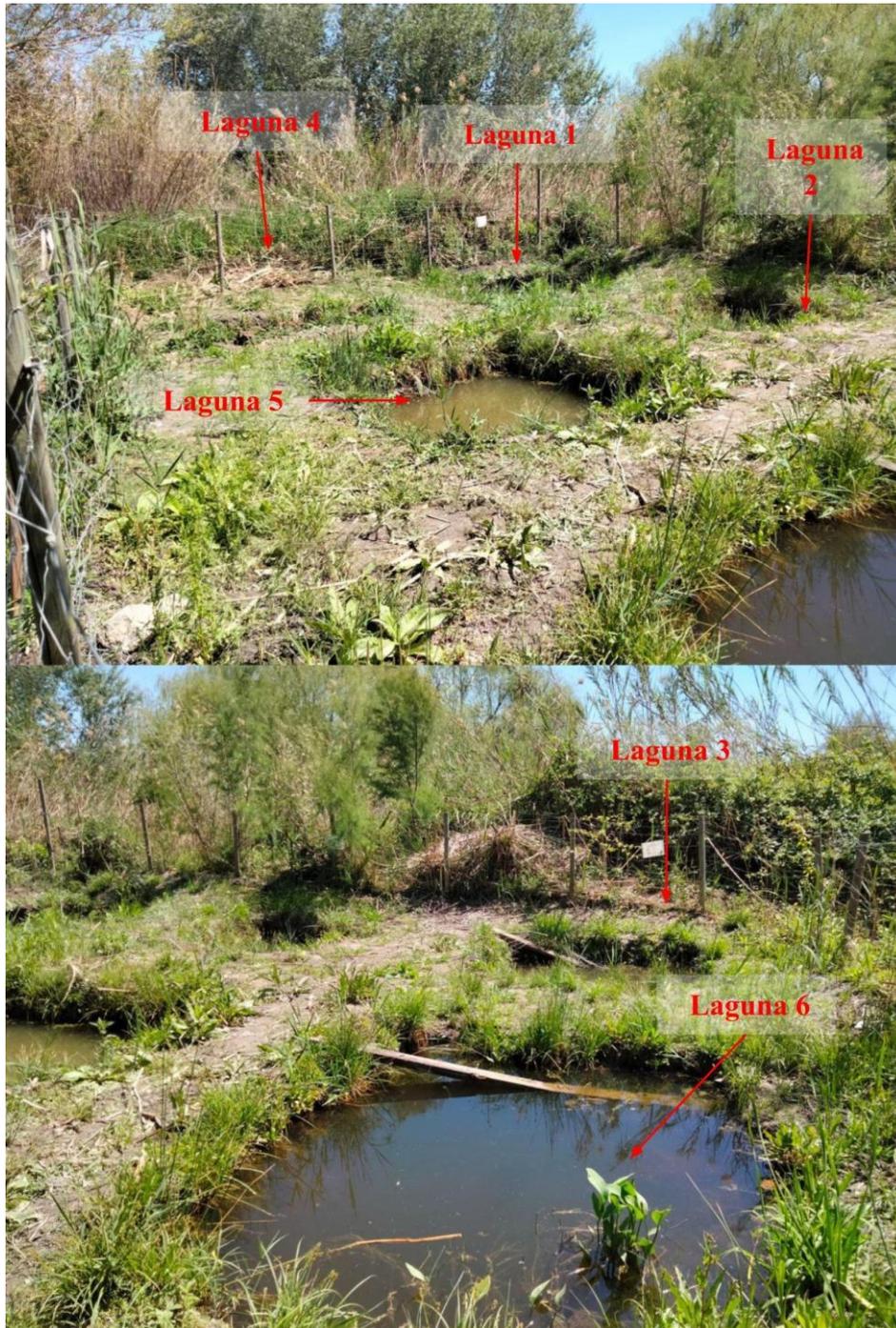
8. ANEXOS



Anexo 1. Hembra (arriba) y macho (abajo) adultos de fartet capturados en la Laguna de Aclimatación.



Anexo 2. Principales materiales usados para los muestreos. A) Nasa para realizar las capturas, B) Cebo utilizado para las capturas (sardinas).



Anexo 3. Las 6 lagunas experimentales donde se realizaron los experimentos de interacción entre gambusia y fartet. En las lagunas 1 y 5 solamente habita el fartet, en la 4 y 6 solo la gambusia y en la 3 y 2 conviven ambas especies.



Anexo 4. Fotografías de los diferentes microhábitats (A, B y C) de la Laguna de Aclimatación. Se pueden apreciar la diferente densidad de vegetación y luminosidad.



Anexo 5. Diferentes puntos de muestreo (1-7) en la laguna de Taraje. Imagen extraída de www.google.com/intl/es/earth/

Anexo 6. Datos de parámetros físico-químicos de las 6 lagunas experimentales obtenidos el 1/4/22. Las lagunas 1 y 5 presentaban fartet solo, la 4 y 6 gambusia sola y la 2 y 3 ambas especies.

Medidas de sondas multiparamétricas 1-4-22						
	Laguna 1	Laguna 2	Laguna 3	Laguna 4	Laguna 5	Laguna 6
	Fartet	Ambas	Ambas	Gambusia	Fartet	Gambusia
<i>Profundidad de Secchi (cm)</i>	60	60	65	55	65	65
<i>pH</i>	7.49	7.33	7.46	7.5	7.34	7.61
<i>Temperatura (°C)</i>	15.5	15.09	15.43	14.94	15.35	18.13
<i>Sal</i>	0.84	0.73	0.65	0.9	0.73	0.52
<i>TDS (g/L)</i>	1,078	0.937	0.846	1,146	0.945	0.678
<i>DO (mg/L)</i>	1.07	1.82	2.85	0.56	1.54	4.8
<i>Conductividad (μS/cm)</i>	1359	1168	1064	1424	1186	906
<i>ORP</i>	-194.7	18.09	55.8	-246	-23.3	52.8

Anexo 7. Datos de parámetros físico-químicos de las 6 lagunas experimentales obtenidos el 26/5/22. Las lagunas 1 y 5 presentaban fartet solo, la 4 y 6 gambusia sola y la 2 y 3 ambas especies.

Medidas de sondas multiparamétricas 26-5-22						
	Laguna 1	Laguna 2	Laguna 3	Laguna 4	Laguna 5	Laguna 6
	Fartet	Ambas	Ambas	Gambusia	Fartet	Gambusia
<i>Profundidad de Secchi (cm)</i>	50	60	60	60	65	70
<i>pH</i>	7.55	7.77	7.56	7.55	7.63	7.5
<i>Temperatura (°C)</i>	19.63	20.23	20.75	19.92	21.25	20.62
<i>Sal</i>	0.75	0.68	0.6	0.76	0.66	0.52
<i>TDS (g/L)</i>	0.97	0.877	0.779	0.98	0.857	0.676
<i>DO (mg/L)</i>	1.89	6.77	1.98	2.97	3.92	2.25
<i>Conductividad (μS/cm)</i>	1339	1227	1102	1361	1225	953
<i>ORP</i>	113.9	116.5	121.5	126.5	129.1	130.3

Anexo 8. Datos de parámetros físico-químicos de las 6 lagunas experimentales obtenidos el 9/7/22. Las lagunas 1 y 5 presentaban fartet solo, la 4 y 6 gambusia sola y la 2 y 3 ambas especies.

Medidas de sondas multiparamétricas 9-7-22						
	Laguna 1	Laguna 2	Laguna 3	Laguna 4	Laguna 5	Laguna 6
	Fartet	Ambas	Ambas	Gambusia	Fartet	Gambusia
<i>Profundidad de Secchi (cm)</i>	50	50	50	90	90	120
<i>pH</i>	7.3	7.51	7.41	7.17	7.34	7.19
<i>Temperatura (°C)</i>	21.54	23.23	22.91	22.32	23.44	24.09
<i>Sal</i>	0.65	0.57	0.53	0.61	0.59	0.54
<i>TDS (g/L)</i>	0.65	0.576	0.539	0.61	0.597	0.549
<i>DO (mg/L)</i>	0.19	1.87	0.43	0.34	2.82	2.42
<i>Conductividad (μS/cm)</i>	1309	1152	1077	1216	1194	1098
<i>ORP</i>	-255.7	-130.5	-108	-100.6	-75.2	-52.5