



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

Departament de Ciències del Mar i Biologia Aplicada
Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada

Informe anual de 2018

**PROGRAMA DE VIGILANCIA AMBIENTAL DE LA DESALADORA DE
XÀBIA**



Han intervenido en la elaboración de este informe:

José Luis Sánchez Lizaso (coordinador)

Yolanda Fernández Torquemada

Aitor Forcada

José Antonio de la Ossa

Mercedes Varela

JOSÉ LUIS SÁNCHEZ LIZASO, Doctor en Ciencias Biológicas y Profesor Titular de la Universidad de Alicante CERTIFICA que el presente informe ha sido realizado bajo mi dirección.

Y para que conste a los efectos oportunos firmo el presente escrito, en Alicante a 24 de enero de 2019.

A handwritten signature in blue ink, consisting of several overlapping strokes that form a stylized, somewhat abstract shape.

Fdo: Dr José Luis Sánchez Lizaso

Índice

1.- INTRODUCCION	7
2.- MATERIAL Y METODOS	7
2.1.- Control de la salinidad en el medio receptor	7
2.2.- Seguimiento de organismos marinos	7
2.2.1.- Equinodermos	7
2.2.2.- Pradera de <i>Posidonia oceanica</i>	9
2.2.3.- Comunidades nectónicas	14
2.2.3.1.- Diseño experimental	15
2.2.3.2.- Análisis de los datos	16
3.- RESULTADOS	19
3.1.- Equinodermos	19
3.1.1.- Resultados del muestreo de mayo de 2017	19
3.2.- Pradera de <i>Posidonia oceanica</i>	21
3.2.1.- Resultados del muestreo de mayo de 2017	21
3.3.- Comunidad nectónica	23
4.- CONCLUSIONES	30
5.- REFERENCIAS	31
Anexo 1: Primer informe semestral	36
Anexo 2: Segundo informe semestral	44

1.- INTRODUCCION

La autorización de vertido de la desaladora de Xàbia establece que se debe presentar una memoria anual del programa de vigilancia y control que recoja la documentación presentada trimestral y semestralmente durante el año, así como los resultados del resto de estudios presentados con periodicidad anual. El presente informe presenta dicha documentación en aquellos aspectos que han sido encargados a la Universidad de Alicante y que incluyen los apartados 2.2 (Control de salinidad en el medio receptor) y 2.3 (Seguimiento de organismos marinos).

2.- MATERIAL Y METODOS

2.1.- Control de la salinidad en el medio receptor

Como establece la presente autorización de vertido se han realizado dos campañas anuales de distribución de la salinidad que se han incluido en los correspondientes informes semestrales. Dichos informes semestrales se incluyen como anexos al presente informe.

2.2.- Seguimiento de organismos marinos

2.2.1.- Equinodermos

La densidad de equinodermos se estimó en la zona más próxima al Canal de la Fontana, sobre substrato rocoso, así como en otros dos puntos de características similares, pero lo suficientemente alejados como para ser considerados controles (Figura 2.1). Para ello se lanzó al azar diez veces un cuadrado metálico de 1 m² y se contaron e identificaron los equinodermos presentes en su interior. Del mismo modo se determinó la densidad de este grupo en el límite superior de la pradera de *Posidonia oceanica*, a unos 3 m de profundidad.

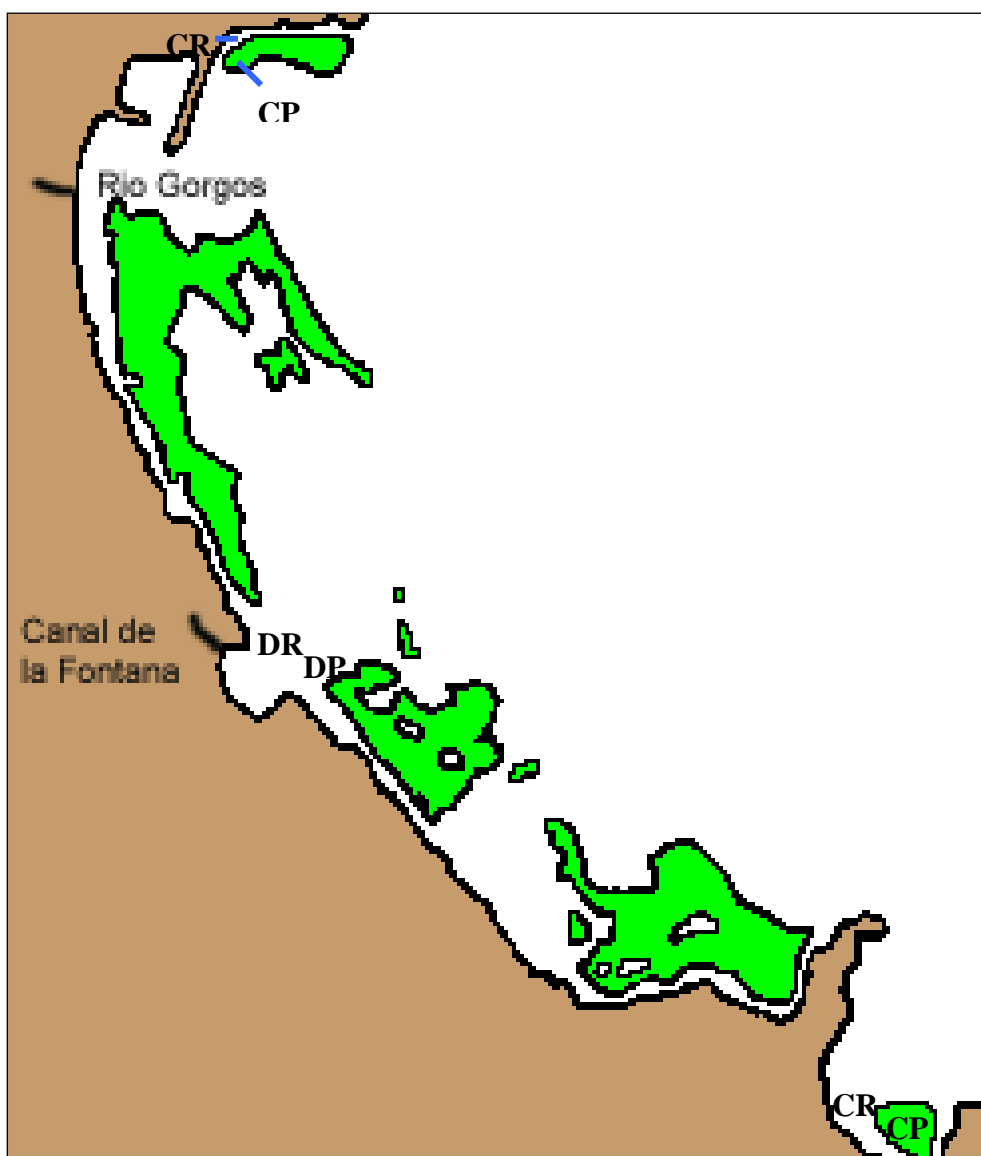


Figura 2.1. Localización de las estaciones en las que se determinó la densidad de equinodermos (C = control, D = desaladora, R = substrato rocoso, P = pradera de *Posidonia oceanica*).

Los datos se recogieron en la hoja de cálculo Excel para su posterior análisis estadístico con el programa GMAV.5 (Underwood y Chapman, 1997). Con este programa se realizó un análisis de la varianza asimétrico de dos factores fijos y ortogonales entre sí, las localidades (con dos niveles: desaladora y controles) y el tipo de substrato (también con dos niveles, de tipo rocoso y pradera de posidonia), con diez replicas anidadas (los cuadrados), tal y como muestra el siguiente modelo:

$$\text{Resultados} = \text{media} + \text{localidad} + \text{substrato} + \text{localidad} * \text{substrato} + \text{residual}$$

Finalmente, los resultados de todos estos análisis se recogieron en tablas donde se indicaba el nivel de significación (p - valor) de las fuentes de variación para cada parámetro estudiado.

2.2.2.- Pradera de *Posidonia oceanica*

En el año 2001 se llevaron a cabo inmersiones puntuales mediante buceo con escafandra autónoma y a diferentes profundidades dentro del área de estudio, en las que se tomaron datos de densidad y cobertura de la pradera de *Posidonia oceanica*. A su vez se seleccionaron las estaciones en las que se situarían las parcelas permanentes para el seguimiento de los posibles efectos del vertido de la desaladora.

En junio de 2003, con prácticamente un año de funcionamiento de la planta desaladora, se comprobó el estado de replicación de los haces marcados en las parcelas permanentes. El muestreo se ha repetido desde entonces todos los años, al menos en un tiempo (mayo).

Parcelas permanentes para el seguimiento de los efectos del vertido

El seguimiento ("monitoring") consiste en la observación en repetidas ocasiones de un sistema, normalmente con la finalidad de detectar un cambio en el mismo y cuantificar las causas que lo han provocado, pudiendo establecer un rango aceptable de cambios para una zona concreta y determinando los niveles críticos de los agentes causantes del impacto (Short *et al.*, 2002). Este seguimiento se suele centrar en un organismo o en un hábitat en concreto, como ocurre en el caso que nos ocupa, en el que se ha seleccionado la comunidad de *Posidonia oceanica* por su elevado valor ecológico y actual protección.

Las praderas de fanerógamas marinas, y en concreto las de *Posidonia oceanica*, pueden cambiar de numerosas formas, así, se pueden producir cambios en su área de distribución, en la composición de sus especies asociadas, en su biomasa, en su crecimiento y productividad, tanto de una forma aislada como combinada. Pero algunos de estos cambios pueden ser provocados por causas naturales, por lo que debemos ser capaces de diferenciarlos de los que son debidos al impacto objeto de estudio.

Hasta ahora el cartografiado de la distribución de fanerógamas marinas en un área determinada era considerada una de las principales herramientas empleadas en los estudios de seguimiento (Short *et al.*, 2002). Pero esta técnica no parece ser la más apropiada para detectar pequeños cambios producidos en un corto periodo de tiempo, por lo que en el presente trabajo nos centramos en la evolución, perdida o aumento, del número de haces de *P. oceanica*.

Con esta finalidad se seleccionaron tres localidades (Figura 2.2), dos de ellas para que actuasen a modo de control frente a la tercera, situada lo más próxima posible al futuro punto de vertido. En cada una de las localidades se instalaron tres estaciones a - 3, -7 y -15 m de profundidad, cada una de ellas con cuatro parcelas permanentes.

Las tres localidades se encontraban separadas algo más de 2 km entre ellas, ya que estimamos que se trata de una distancia suficiente para que los controles, uno frente al Puerto de Xàbia y el otro cercano a la Isla de Portichol, no se viesan afectados por la desaladora. Los controles no se situaron más alejados del vertido porque así aseguramos, en parte, que la pradera sea de características similares y que se encuentre sometida a otros posibles impactos independientes del funcionamiento de la desaladora y que si no son tenidos en cuenta podrían llevarnos a emitir falsas conclusiones en el seguimiento de la evolución de la pradera.

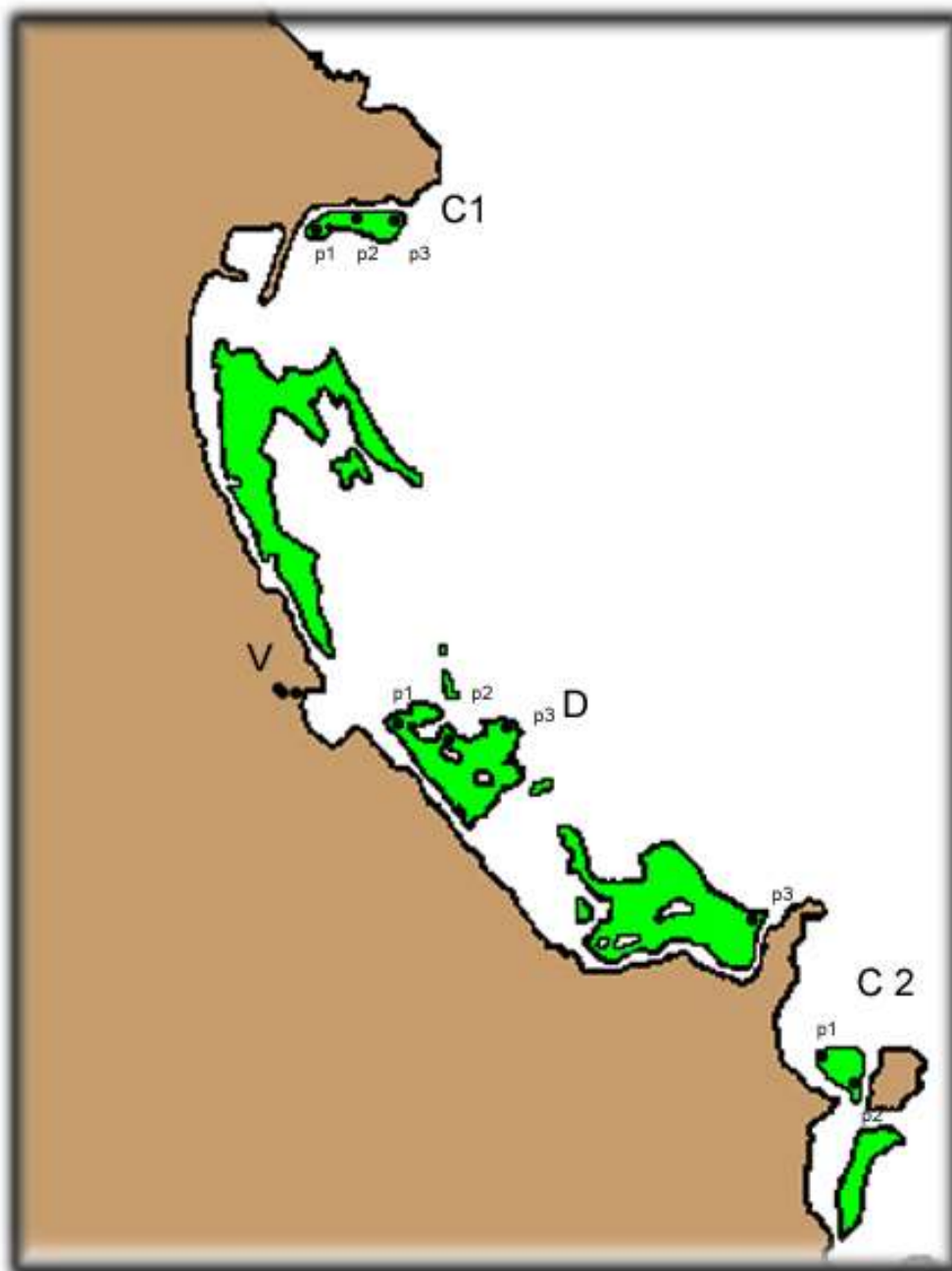


Figura 2.2. Localización de las estaciones de seguimiento de pradera de *Posidonia oceanica*.

Las parcelas permanentes consistían en cuadrados de 40 x 40 cm rodeados por alambre plastificado y señalizados mediante piquetas con boyas, numeradas para su posterior reconocimiento (Figura 2.3). Dentro de cada parcela se marcaron todos y cada uno de los haces presentes mediante la fijación de bridas de plástico en la base de cada uno de ellos. Anualmente desde el comienzo del vertido se revisan los haces marcados, anotando los haces muertos, divididos y sin cambios.

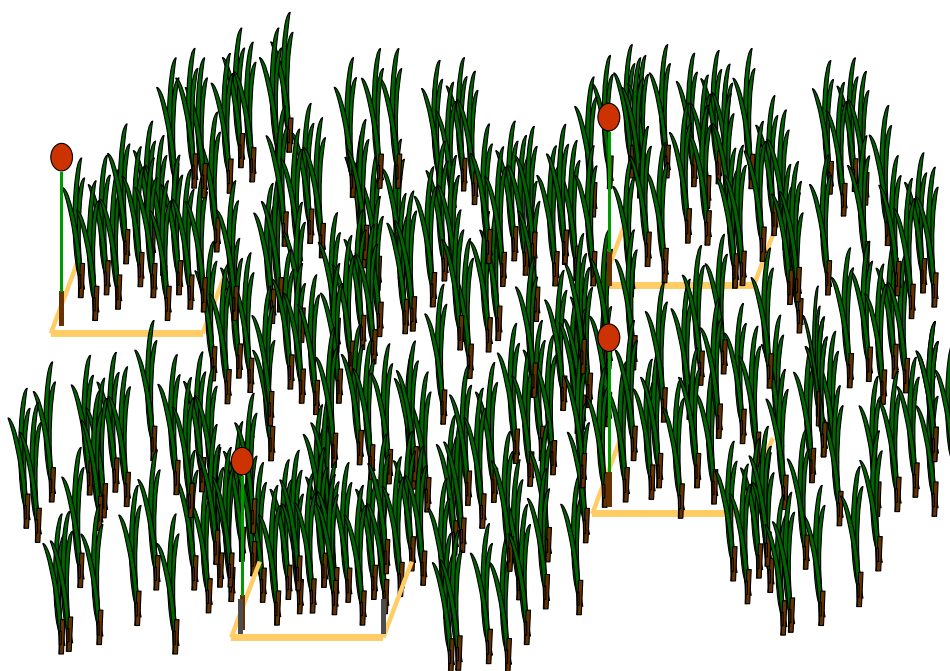


Figura 2.3. Diseño de las parcelas colocadas en la pradera de *Posidonia oceanica*. En ellas todos los haces fueron anillados con bridas de plástico.

Con esta técnica se determina la tasa de desaparición y división de las plantas marcadas, lo que nos permitirá estimar la evolución de la pradera en un futuro, hacia un estado estacionario, un incremento de la densidad o una regresión de dicha pradera.

Análisis de los datos

Los datos obtenidos de esta forma, junto con los recogidos directamente en la zona se almacenaron en la hoja de cálculo Microsoft Excel, se analizaron y, cuando fue necesario, se trataron estadísticamente para lo que se empleó el programa GMAV.5 (Underwood y Chapman, 1997).

Para poder determinar la existencia de diferencias significativas entre las localidades se empleó el análisis de la varianza (ANOVA), comprobándose con anterioridad la homogeneidad de las varianzas mediante el test de Cochran (Underwood, 1997).

El diseño del muestreo se fundamenta en un modelo asimétrico balanceado, formado por una localidad de posible impacto (denominada Desaladora) frente a dos localidades control (Puerto y Portichol). En cada localidad se establecieron cuatro cuadros permanentes en tres profundidades (-3 m, -7 m y -15 m).

Previo al análisis de la varianza (ANOVA), se comprobaron que los datos cumplían el test de Cochran (Cochran, 1947)

La resolución del modelo asimétrico partió de un modelo equivalente* pero suponiéndolo simétrico. Luego se desdoblaron las fuentes de variabilidad que lo forman en sus componentes y se analizaron por separado, en función de su interés (Tabla 2.1; Underwood, 1997; Kingsford y Battershill, 1998).

$$\text{*Modelo simétrico: } X_{ijn} = \mu + L_i + P_j + L \times P_{(ixj)} + \text{Residual}_{n(i,j,(ixj))}$$

Donde X_{ijn} es cada variable dependiente, μ es la media total, L_i es el factor localidad, y estima el efecto de las i -ésimas localidades en la variable balance; P_j corresponde al factor profundidad, y estima el efecto de las j -ésimas profundidades en la variable balance; $L \times P_{(ixj)}$ es la interacción de los dos factores tratados y estima los efectos combinados de la i -ésima localidad y la j -ésima profundidad en la variable balance. $\text{Residual}_{n(i,j,(ixj))}$ es el término que estima la variabilidad entre muestras. L_i y P_j , son factores fijos y ortogonales entre sí.

Finalmente, los resultados de todos estos análisis se recogieron en tablas donde se indicaba el nivel de significación (p - valor) de las fuentes de variación para cada parámetro estudiado.

Tabla 2.1. Desdoblamiento del factor localidad, cálculo de grados de libertad, cuadrados medios y contrastes posibles de interés.

Fuentes de variabilidad	gl	Cálculo de Cuadrados Medios	Contrastes posibles de interés
Localidades. (L _i)	2		
-Impacto vs controles (lvsC)	1	$CM_{lvsC} = \frac{SS_L - SS_C}{1}$	$F_{lvsC} = CM_{lvsC} / CM_R$
-Entre controles (C)	1		
Profundidad. (P _j)	2	$CM_P = SS_P / 2$	$F_P = CM_P / CM_R$
Interacción entre Localidades y Profundidades (L x P _(i x j))	4		
-Impacto vs controles x Profundidades (I vs C x P)	2	$CM_{lvsC \times P} = \frac{SS_{L \times P} - SS_{C \times P}}{2}$	$F_{lvsC \times P} = \frac{CM_{lvsC \times P}}{CM_R}$
-Controles x Profundidades (C x P)	2		
Residual (R).	27	$CM_R = SS_R / 27$	-

SS = Diferencia de cuadrados, gl = grados de libertad

2.2.3.- Comunidades nectónicas

Para este estudio se decidió utilizar la metodología de censos visuales por ser un método no destructivo y rápido, lo que permite la obtención de un número alto de muestras replicadas con un esfuerzo adecuado. La cuantificación de un poblamiento íctico mediante censos visuales constituye una alternativa a métodos tradicionales de recolección destructivos, e incluso a otras técnicas no destructivas pero difíciles de utilizar en el medio marino. Su aplicación está ampliamente tratada, incluyendo la discusión de sus ventajas e inconvenientes (Harmelin-Vivien y Harmelin, 1975; Sale y Douglas, 1981).

Mediante esta técnica, se realizaron censos en la zona directamente afectada por el vertido de salmuera y en un área control no afectada por el mismo (Figura 2.4), durante la época estival de trece años: 2003, 2004, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016. 2017 y 2018. Tanto la zona impactada como la control presentan una profundidad máxima de 6.5 metros. En cuanto al tipo de fondo, ambas muestran el mismo tipo de comunidades (arena, roca y algunas manchas de *Posidonia oceanica*), aunque en la zona impactada, el porcentaje de cobertura del sustrato rocoso es algo superior y con profundidades un poco más heterogéneas.

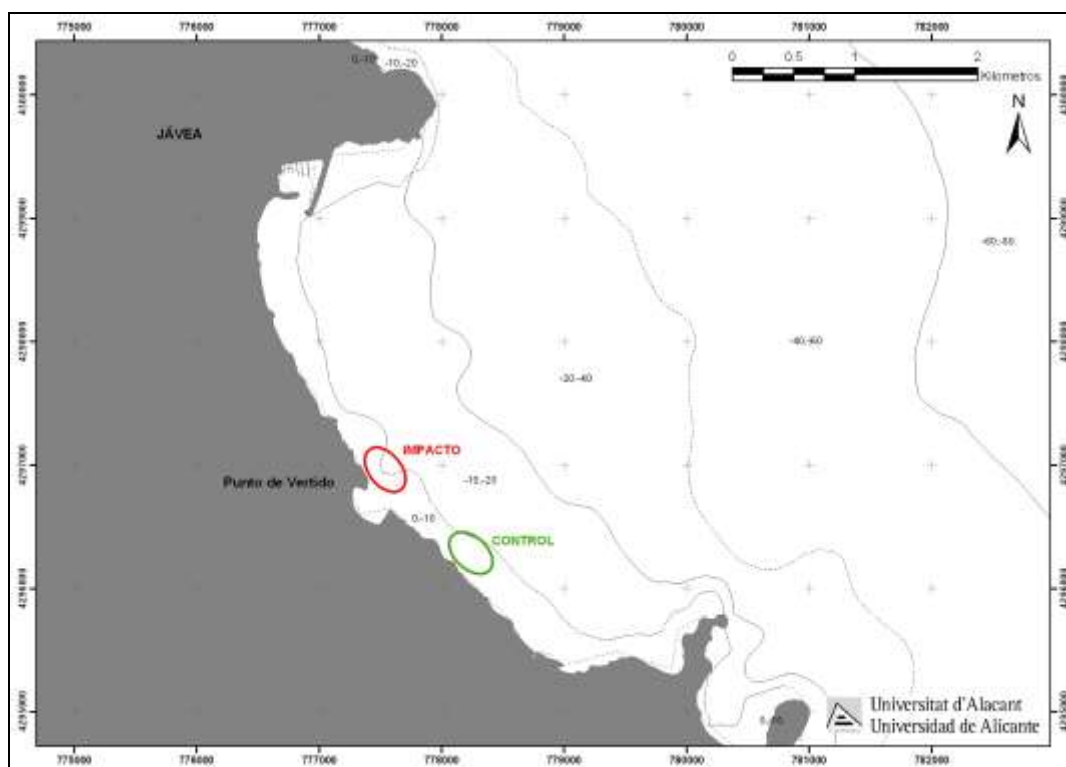


Figura 2.4. Situación del área impactada y del área control.

2.1. Diseño experimental

La hipótesis de partida se basa en que la comunidad de peces asociada a estos fondos puede presentar diferencias en la zona afectada por esta actividad. Para realizar el estudio, se eligieron dos sitios junto a la desembocadura (impacto) y otros dos, alejados de ella (control). Se consideró, por tanto, un diseño experimental en el que se tuvo en cuenta un primer factor principal, llamado *impacto*, con dos niveles (impactado y control) y un factor de replicación espacial, llamado *sitio*, con dos niveles. Se eligieron dos sitios junto a la desembocadura (impacto) y otros dos alejados de ella (control).

Por tanto, el estudio incorporó dos factores:

- Impacto / Control
- Sitio: 2 sitios dentro de la zona impactada y 2 en la control

En cada uno de estos sitios, se realizaron cuatro réplicas de 25 metros de longitud y 5 metros de ancho, obteniéndose por cada año muestreado un total de 16 muestras o réplicas independientes de 125 m² cada una. Se garantiza así la repartición espacial de los tratamientos y la independencia de los datos, evitando así la existencia de pseudoreplicación (Hurlbert, 1984; Hurlbert y White, 1993).

2.2. Análisis de los datos

Para el análisis de los datos, en primer lugar, se ha utilizado un método univariante mediante técnicas de análisis de la varianza para evaluar la diferencia entre los factores del diseño, utilizando como variables: el número de especies presentes, la abundancia y biomasa total y la abundancia de las especies seleccionadas a partir del análisis multivariante.

Por otro lado, se ha realizado un análisis multivariante mediante técnicas no paramétricas de escalamiento multidimensional, que permite estudiar los cambios en la estructura del poblamiento entre los factores considerados en el diseño experimental. Este análisis multivariante se ha realizado en términos de abundancia de todo el poblamiento de peces.

Análisis univariante

Para el análisis univariante de los datos se utilizó el Análisis de la Varianza (ANOVA). Antes del análisis, se comprobó la homogeneidad de las varianzas con el test de Cochran (Cochran, 1951). Los factores que se tuvieron en cuenta en el análisis de los datos fueron los siguientes:

IC (Impacto / Control): Factor fijo con dos niveles.

SI (Sitio): Factor de replicación espacial. Factor al azar y anidado en el factor IC.

El modelo lineal de las fuentes de variación se definió con la siguiente ecuación:

$$X_{ijk} = \mu + IC_i + SI(IC)_{j(i)} + Residual_{k(ij)}$$

donde:

X_{ijk} = valor estimado en el muestreo

μ = media poblacional

IC_i = variaciones debidas al factor impacto/control

$SI(IC)_{j(i)}$ = variaciones debidas al factor sitio, anidado en impacto/control

$Residual_{k(ij)}$ = error residual o aleatorio

Análisis multivariante

Para el análisis multivariante de los datos se escogieron técnicas no paramétricas mediante la utilización del paquete estadístico PRIMER. Se calcularon las matrices de similitud para la matriz de abundancia de peces en base al coeficiente de *Bray-Curtis* y se emplearon las siguientes aplicaciones del PRIMER:

1. CLUSTER: Representa el poblamiento (de peces) de cada muestra mediante un dendrograma, uniendo las muestras en grupos jerárquicos basados en niveles de similitud a partir de la matriz de similitud o disimilitud que crea. Esta aplicación es de gran utilidad cuando se espera que las muestras se dividan en grupos bien definidos, como es el caso de una clara distinción ambiental (Clarke y Warwick, 1994).
2. MDS: Es una técnica no paramétrica de escalamiento multidimensional (no metric Multi Dimensional Scaling: MDS). Representa las muestras en un gráfico de dos dimensiones de tal forma que, el rango de orden de las distancias entre muestras en el gráfico coincida con el rango de orden de similitud o disimilitud a partir de la matriz triangular de similitud. En esta

representación existe un proceso de minimización del *coeficiente de estrés*. Este coeficiente es el cálculo de la diferencia entre las distancias de los puntos en la matriz original y las correspondientes distancias entre puntos en la ordenación final. Para una correcta interpretación de la representación, el estrés debe oscilar entre 0 (completamente ajustada) y 0.2 (mínima posibilidad de definir relaciones entre las muestras). Valores mayores de estrés se corresponden con distribuciones al azar de las muestras dentro de la ordenación (Didby y Kempton, 1987; Clarke, 1993).

3. SIMPER: Test de Porcentajes de Similitud a partir del índice de similitud de Bray-Curtis. Determina la importancia relativa de cada una de las variables en la disimilitud de las muestras o de similitud entre las réplicas de cada grupo de muestras. En este caso, permite reconocer cuales son las principales especies responsables de las distinciones entre muestras, por lo que se utilizó esta aplicación para seleccionar las especies en las que se debía realizar análisis univariante. Por otra parte, del mismo modo que se utilizó la matriz de similitud sin transformar para reforzar la importancia de las especies más abundantes, en el SIMPER se descartaron inicialmente las especies raras (Clarke, 1993).

3.- RESULTADOS

3.1.- Equinodermos

3.1.1.- Resultados del muestreo de mayo de 2018

La figura 3.1 presenta la densidad de equinodermos en las distintas localidades de estudio y en los dos hábitats considerados. Los valores más bajos se han obtenido en el Puerto en la pradera de *P. oceanica* y los más altos se observan en la localidad próxima a la desaladora sobre pradera de *Posidonia*. En este muestreo no se detectan diferencias significativas, ni entre las localidades control y la impactada, ni entre hábitats (Tabla 3.1), a pesar de que la abundancia en el puerto es mucho menor que en el resto de localidades.

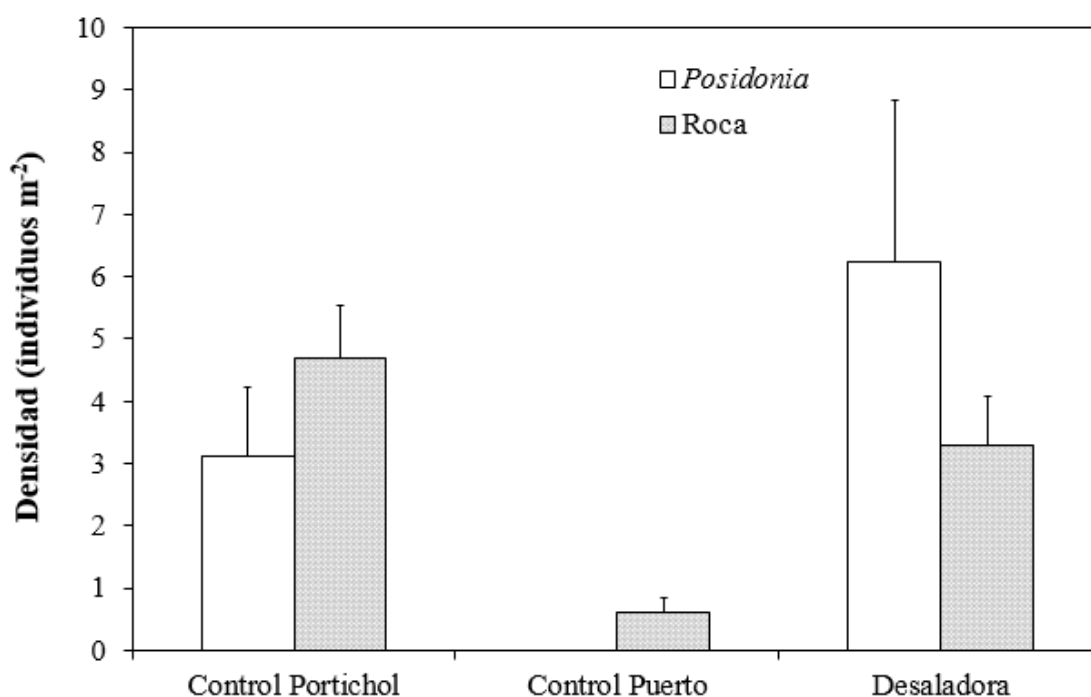


Figura 3.1. Equinodermos totales por metro cuadrado de sustrato de *Posidonia oceanica* y roca en las localidades de estudios (Desaladora, Control Portichol, Control puerto). Los datos representados corresponden a medias (\pm Error típico); n=10.

En la figura 3.2 se presentan los resultados desagregados por especies. En el presente muestreo se vuelven a detectar más ejemplares de la especie de erizo *Paracentrotus lividus* que de *Arbacia lixula*, y que de la estrella de mar *Echinaster sepositus*, mientras que las holoturias también han estado ausentes como en años previos.

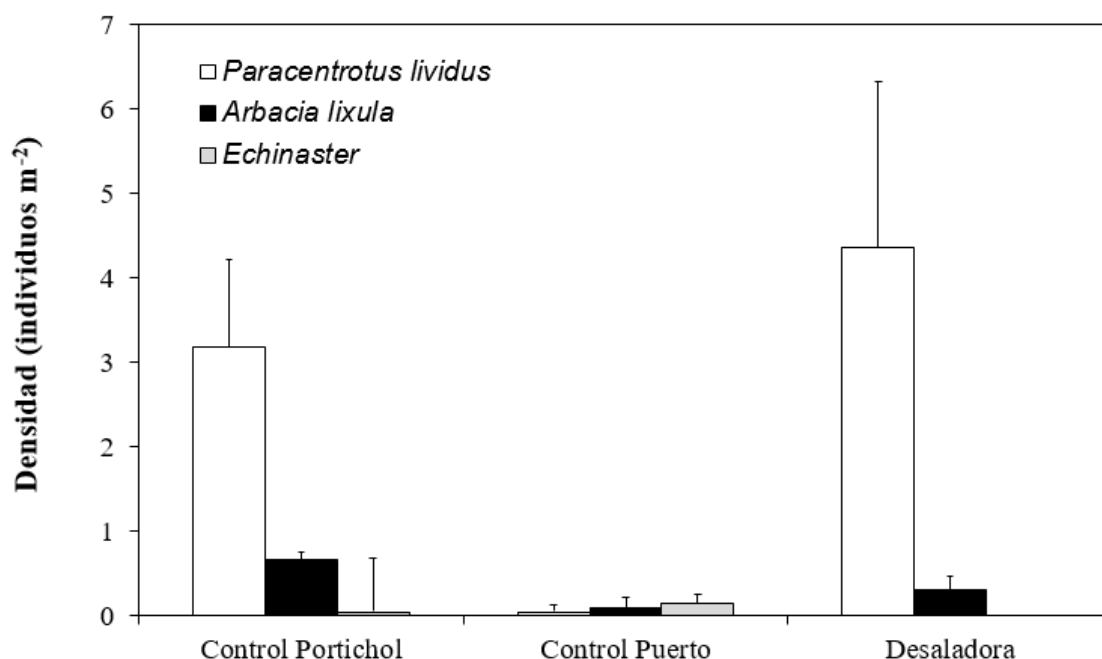


Figura 3.2. Promedio de especies de equinodermos registradas en las localidades de estudio (\pm Error típico); n=20.

Tabla 3.1. Resultados del ANOVA realizado para la densidad de equinodermos (individuos m⁻²) en las tres localidades del estudio (Desaladora, Control Portichol y Control Puerto) (gl = grados de libertad, CM = cuadrados medios, F = valor del estadístico F de Snedecor).

Variabes	Fuentes de variación	g.l.	vs.	CM	F	p
Equinodermos (equinodermos m ⁻²)	Imp vs Controles	1	Residual	94.9630	6.79	ns
	Substrato	1	Residual	1.0010	0.07	ns
	Imp vs Controles x Substrato	1	Residual	54.3380	3.88	ns
	Residual	54		13.9839		

* p<0.05; ** p<0.01; *** p<0.001; ns= diferencias no significativas

3.2.- Pradera de *Posidonia oceanica*

3.2.1.- Resultados del muestreo de mayo de 2018

La figura 3.5 presenta los resultados de la dinámica de poblaciones de *Posidonia oceanica* durante el último periodo estudiado. Se vuelve a observar, como en años previos, que no existen diferencias significativas ni entre localidades, ni en la interacción de ambos factores, pero sí respecto a la profundidad (Tabla 3.3). Así, las tres localidades presentan un balance positivo y este balance es mayor en la profundidad de 15 m.

Estos resultados son debidos a una tasa de división similar en las zonas próximas al vertido y en los controles, lo que indica que la pradera se sigue encontrando estable o en ligera progresión en dichas estaciones, tal y como se puede observar al estimar el reclutamiento neto de haces de *Posidonia* por año (Fig. 3.5). En todo caso, se detecta cierta disminución en el reclutamiento de haces en la pradera próxima al puerto a -7 m de profundidad.

Tabla 3.3. Resultados del ANOVA para el balance de haces de *P. oceanica*.

Variables	Fuentes de variación	g.l.	vs.	CM	F	p
Balance (haces año ⁻¹)	Imp vs Controles	1	Residual	0.0004	0.06	ns
	Profundidad	2	Residual	0.0212	3.37	*
	Imp vs Controles x Profundidad	2	Residual	0.0002	0.03	ns
	Residual	27		0.0062		

* p<0.05; ** p<0.01; ns= diferencias no significativas

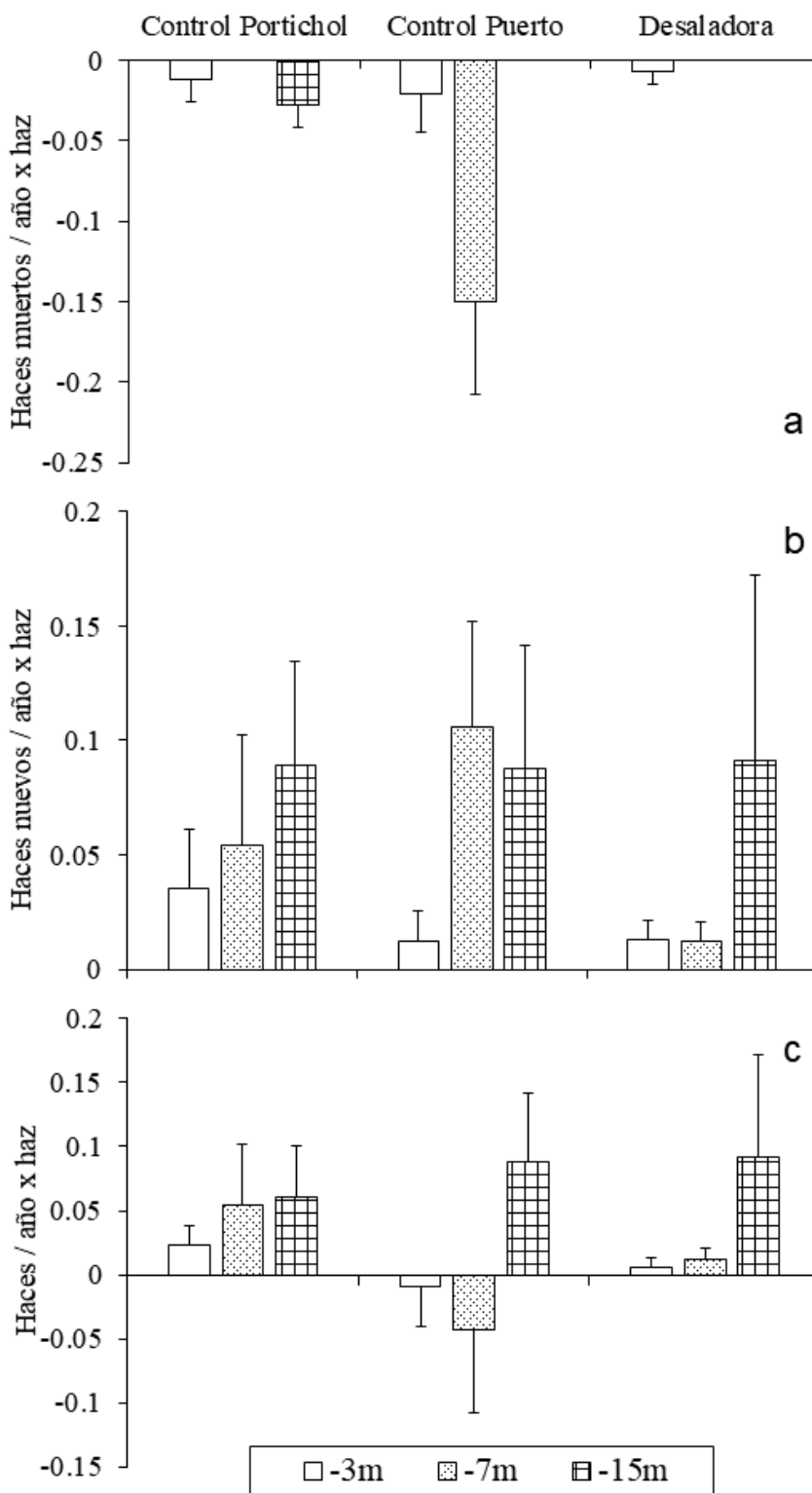


Figura 3.5. Dinámica de poblaciones de *Posidonia oceanica* en las tres localidades y a las tres profundidades de estudio. a) Haces muertos, b) Haces nuevos y c) Reclutamiento neto de haces por haz y año, en tres profundidades (-3m, -7m y -15m) dentro de las tres localidades del estudio (Desaladora, Control Portichol y Control Puerto). Los datos representados corresponden a medias (\pm Error típico); n=4.

3.3.- Comunidad nectónica

En 2018, todas las variables que se consideraron (número de especies, abundancia y biomasa) fueron superiores en la localidad afectada por la salmuera (Tabla 3.4). Cuando se realizaron los análisis de la varianza se observó que, a pesar de estas tendencias, ninguna de estas variables mostró diferencias significativas entre la zona impactada y control (Tabla 3.5). Este patrón es diferente al observado en años anteriores, y se ha de destacar que este año, en la zona impactada, se ha producido un aumento notable tanto en la biomasa como en la abundancia total, en comparación con los tiempos anteriores de muestreo (2014, 2015, 2016 y 2017), aunque el número de especies mostró un valor similar al año pasado (Figura 3.6). Por otro lado, en la zona control, han disminuido los tres parámetros en comparación con los datos obtenidos en el muestro del 2017.

Tabla 3.4. Variables del poblamiento de peces (media \pm error estándar).

	2017		2018	
	Impacto	Control	Impacto	Control
Nº de especies /125 m²				
	6.8 \pm 0.6	6.8 \pm 0.8	6.6 \pm 0.5	5.8 \pm 1.0
Abundancia (ind./125 m²)				
	109.1 \pm 38.6	149.0 \pm 55.7	233.8 \pm 87.6	42.9 \pm 12.8
Biomasa (g/125 m²)				
	2 156.9 \pm 478.5	2 069.0 \pm 764.6	3835.6 \pm 1457.2	805.3 \pm 322.5

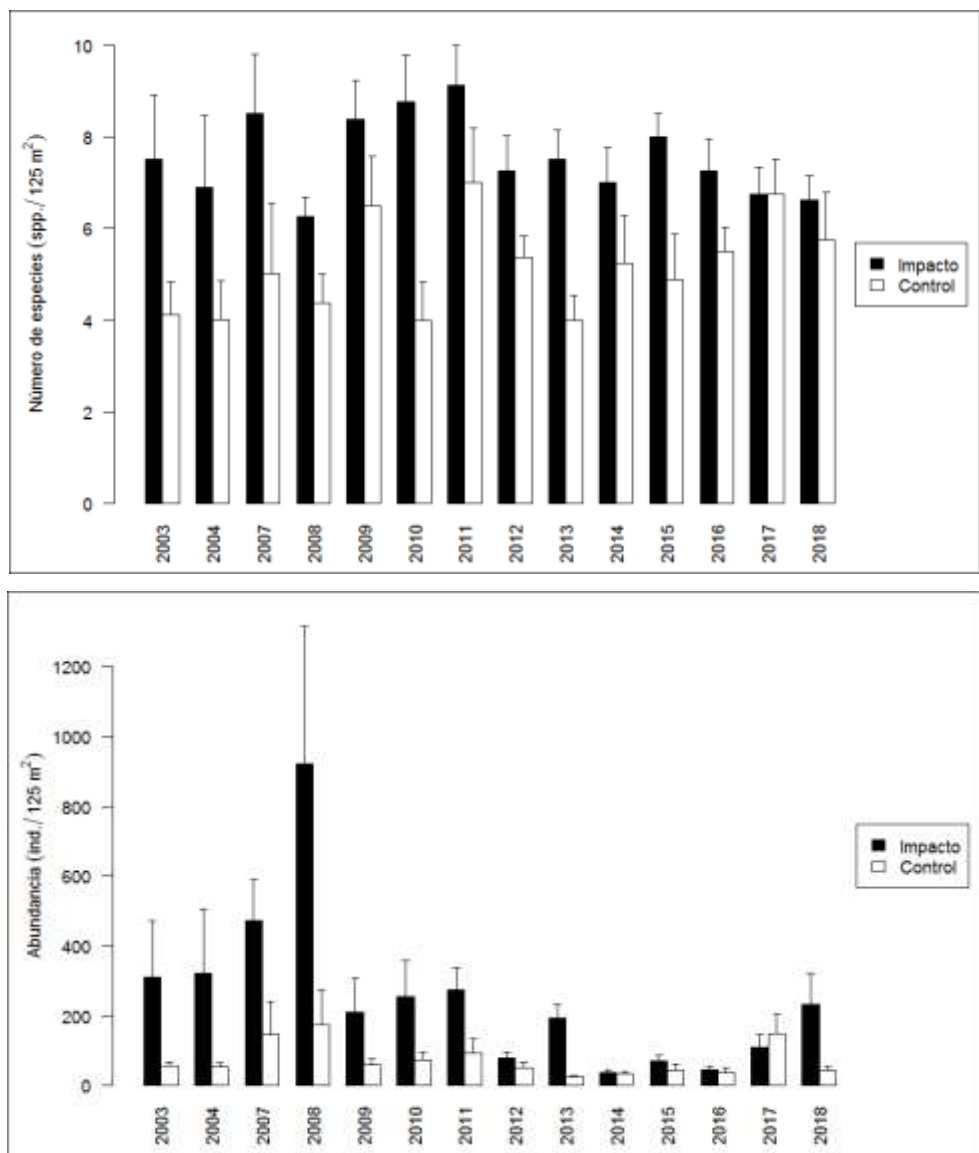


Figura 3.6. Variables del poblamiento de peces (\pm error estándar).

Tabla 3.5. Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) con dos factores (IC: Impacto-control, Si: sitio), para las variables del poblamiento de peces. g. l.: grados de libertad; C.M.: cuadrados medios; F: F real. Nivel de significación; *=P<0.05; **=P<0.01; ***=P<0.001. ω indica que no existe homogeneidad en la varianza, siendo el nivel de significación: *=P<0.01; **=P<0.001.

Fuentes de variación	Nº de especies				Abundancia			Biomasa			F versus
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F	P	
IC	1	3.062	0.434	0.578	207.446	1.309	0.371	36731175.4	10.83	0.081	Si(IC)
Si(IC)	2	7.062	1.34	0.298	158.45	9.442	0.003**	3391507.38	0.345	0.715	RES
Residual	12	5.271			16.781			9829924.35			
Transform.	-				$\sqrt{(x+1)}$			-			

Tabla 3.6. Abundancia (nº individuos / 125 m²) de cada especie en las localidades muestreadas.

	2017		2018	
	Impacto	Control	Impacto	Control
			177.2 ±	
<i>Atherina hepsetus</i>	0	0	75.6	13.8 ± 9.5
<i>Boops boops</i>	0	75.1 ± 41.3	0	2.2 ± 2.2
<i>Chromis chromis</i>	36.4 ± 19.9	43.0 ± 22.8	0	0
<i>Coris julis</i>	3.6 ± 1.4	5.6 ± 2.0	6.9 ± 2.8	5.5 ± 1.0
<i>Dentex dentex</i>	0	0	0.1 ± 0.1	0
<i>Dicentrarchus labrax</i>	0	0	0.1 ± 0.1	0
<i>Diplodus annularis</i>	0.1 ± 0.1	0.4 ± 0.3	0	0
<i>Diplodus puntazzo</i>	0.5 ± 0.4	0.2 ± 0.2	0.1 ± 0.1	0
<i>Diplodus sargus</i>	10.1 ± 2.3	1.9 ± 0.5	6.4 ± 2.1	2.2 ± 0.7
<i>Diplodus vulgaris</i>	7.5 ± 2.7	4.1 ± 1.2	15.2 ± 6.9	4.5 ± 1.6
<i>Labrus merula</i>	0	0	0	0.1 ± 0.1
<i>Lithognathus mormyrus</i>	0	0	0.4 ± 0.4	0
<i>Mugillidae</i>	4.9 ± 2.5	0	0.9 ± 0.7	0
<i>Mullus surmuletus</i>	1.0 ± 0.7	0.2 ± 0.2	0	0.1 ± 0.1
<i>Oblada melanura</i>	0.4 ± 0.4	0.1 ± 0.1	11.1 ± 8.8	2.5 ± 2.2
<i>Pagrus pagrus</i>	0	0	0	0.2 ± 0.2
<i>Sarpa salpa</i>	40.0 ± 39.6	15.1 ± 9.1	10.1 ± 6.6	6.2 ± 6.2
<i>Serranus cabrilla</i>	0	0	0.1 ± 0.1	0
<i>Serranus scriba</i>	0.1 ± 0.1	0.5 ± 0.2	1.1 ± 0.5	0.6 ± 0.3
<i>Sparus aurata</i>	0.1 ± 0.1	0	0	0
<i>Symphodus</i>				
<i>mediterraneus</i>	0	0	0	0.1 ± 0.1
<i>Symphodus</i>				
<i>melanocercus</i>	0.1 ± 0.1	0	0.1 ± 0.1	0
<i>Symphodus ocellatus</i>	0	0	0.2 ± 0.2	0.5 ± 0.4
<i>Symphodus roissali</i>	0.1 ± 0.1	0.1 ± 0.1	0.2 ± 0.2	0.2 ± 0.2
<i>Symphodus tinca</i>	0.8 ± 0.6	2.1 ± 0.6	1.0 ± 0.5	3.5 ± 1.4
<i>Synodus saurus</i>	0	0	0	0.1 ± 0.1
<i>Thalassoma pavo</i>	3.4 ± 0.8	0.4 ± 0.2	2.2 ± 1.2	0.2 ± 0.2

En el muestreo del 2018 se observaron un total de 24 especies de peces (Tabla 3.6), siete más que las observadas el año anterior. De estas 24 especies, 17 estuvieron representadas en la zona control y 18 aparecieron en el área afectada por el impacto del vertido. Durante el 2018, la especie más abundante tanto en la zona afectada por el vertido como en el control fue *Atherina hepsetus*.

Al realizar los análisis multivariantes para comparar las diferencias del poblamiento asociados a las dos zonas durante el 2018 (Tabla 3.7), se obtuvo una gran diferencia entre ellos (disimilitud media: 79.99), debido principalmente

a la alta abundancia relativa de las especies *Atherina hepsetus*, *Sarpa salpa*, *Diplodus vulgaris* y *Diplodus sargus*, en la zona impactada, mientras que en el área utilizada como control, la aparición de estas especies fue menor.

Tabla 3.7. Resumen del análisis del porcentaje de similitud (SIMPER) con referencia a la diferencia entre impacto y control respecto a la abundancia de las especies (n° individuos / 125 m²), indicando únicamente las que contribuyen al 90% de la disimilitud. DM: disimilitud media entre tratamientos (impacto y control); Porcentaje: importancia de cada especie en la diferencia entre comunidades.

Impacto ↔ Control (DM=79.99)	Abundancia	Abundancia	Porcentaje	Porcentaje acumulado
	media Impacto	media Control		
<i>A. hepsetus</i>	177.25	13.75	54.16	54.16
<i>S. salpa</i>	10.12	6.25	9.88	64.03
<i>D. vulgaris</i>	15.25	4.5	7.53	71.56
<i>D. sargus</i>	6.38	2.25	5.69	77.25
<i>C. julis</i>	6.88	5.5	5.35	82.6
<i>O. melanura</i>	11.12	2.5	4.7	87.3
<i>T. pavo</i>	2.25	0.25	3.52	90.82

Aunque hubo diferencias claras en la abundancia que presentaron estas especies entre la zona control y la impactada, sólo *T. pavo* mostró diferencias significativas entre las localidades (Tabla 3.8). Además, se observaron diferencias significativas al nivel de sitio para *A. hepsetus*, destacando la variabilidad espacial observada en dicha especie.

Tabla 3.8. Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) con dos factores (IC: Impacto-control, Si: sitio), para la abundancia de las especies seleccionadas. g. l.: grados de libertad; C.M.: cuadrados medios; F: F real. Nivel de significación: *=P<0.05; **=P<0.01; ***=P<0.001. ϖ indica que no existe homogeneidad en la varianza, siendo el nivel de significación: *=P<0.01; **=P<0.001.

Fuentes de variación	<i>S. salpa</i>				<i>D. vulgaris</i>			<i>D. sargus</i>			F versus
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F	P	
IC	1	60.063	0.383	0.599	6.915	0.892	0.445	68.062	2.799	0.236	Si(IC)
Si(IC)	2	156.812	0.434	0.658	7.75	3.458	0.065	24.312	1.346	0.297	RES
Residual	12	361.563			2.242			18.062			
Transform.		-			$\sqrt{(x+1)}$			-			

Fuentes de variación	<i>A. hepsetus</i>				<i>O. melanura</i>			<i>T. pavo</i>			F versus
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F	P	
IC	1	231.222	1.026	0.418	297.562	0.577	0.527	1.748	275.762	0.004**	Si(IC)
Si(IC)	2	225.341	13.115	0.001**	515.312	1.708	0.222	0.006	0.013	0.987	RES
Residual	12	17.181			301.688			0.475			
Transform.		$\sqrt{(x+1)}$			ϖ			$\ln(x+1)$			

Fuentes de variación	<i>C. julis</i>				F versus
	g.l.	C. M.	F	P	
IC	1	0.002	0.003	0.959	Si(IC)
Si(IC)	2	0.443	0.337	0.72	RES
Residual	12	1.315			
Transform.		$\sqrt{(x+1)}$			

El análisis de escalamiento multidimensional (MDS; Figura 3.7) y dendrograma de similitud (Figura 3.8) han mostrado también que durante el 2018 el poblamiento asociado al lugar afectado por el vertido es diferente del encontrado en las zonas control, ya que casi la totalidad de las muestras de la zona control se encuentran separadas de las de la zona afectada por el vertido.

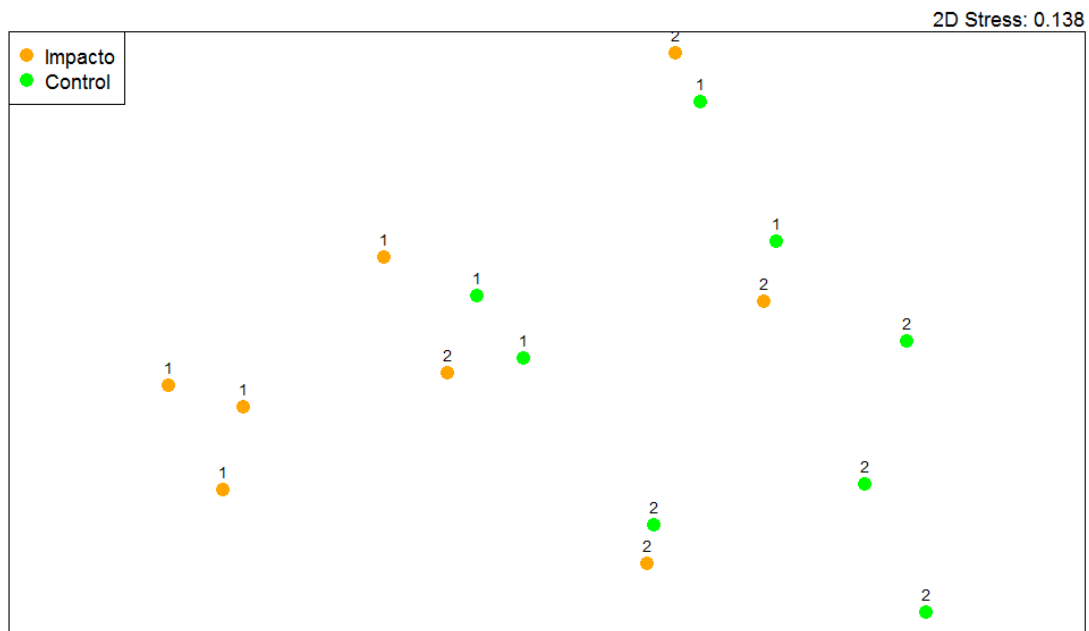


Figura 3.7. Análisis de escalamiento multidimensional (MDS) realizado con la abundancia de las especies observadas. Verde: Área control; Naranja: Área impactada. Número: sitio.

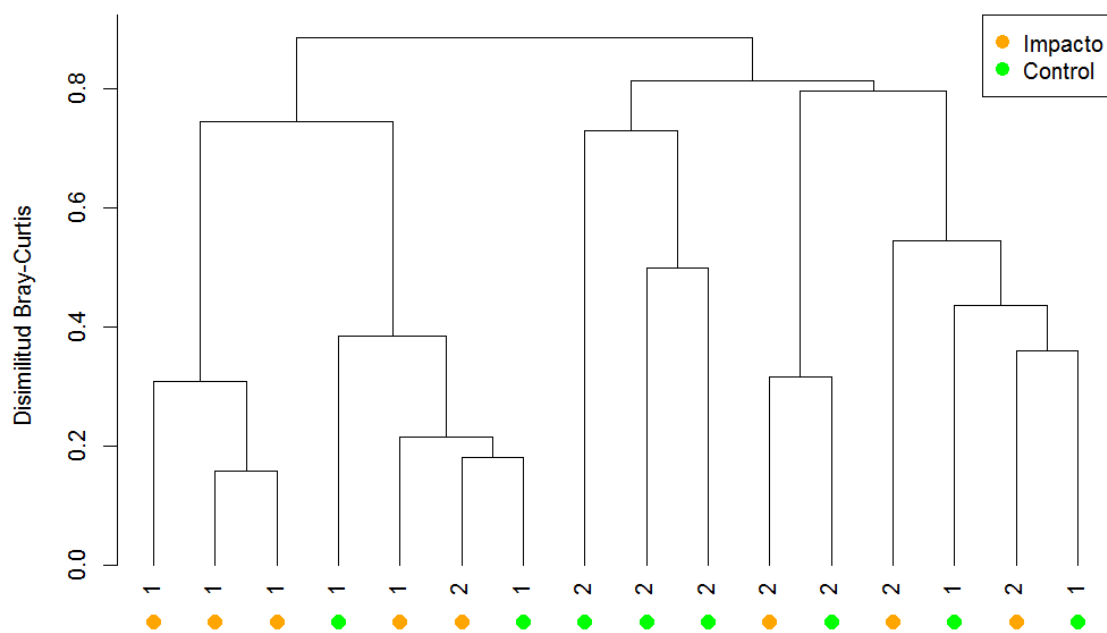


Figura 3.8. Dendrograma de similitud realizado con la abundancia de las especies observadas. Verde: Área control; Naranja: Área impactada. Número: sitio.

4.- CONCLUSIONES

Los datos obtenidos durante el año 2018 de seguimiento del vertido de la desaladora de Xàbia confirman los resultados de años anteriores. La modificación del vertido propuesta en el estudio de impacto ambiental (verter en el Canal de la Fontana y diluir previamente) ha conseguido minimizar el impacto de la planta al alejar la influencia de las praderas de *Posidonia oceanica* y favorecer una rápida dilución del vertido.

La salinidad del vertido ha alcanzado puntualmente 59 ups, debido a pequeñas interrupciones de la dilución, pero la salinidad promedio ha sido inferior a 44 durante todo el año lo que indica que la dilución ha estado funcionando correctamente.

Las zonas de influencia del vertido son pequeñas. Incluso este año la extensión de la pluma en otoño es más reducida que en primavera. En ambos casos, la influencia del vertido se limita a la zona interior del Canal de la Fontana no alcanzando a las comunidades más sensibles y, en particular, a las praderas de *Posidonia oceanica*.

Respecto al seguimiento de las comunidades biológicas hasta la fecha no se detectan impactos ambientales significativos. Las praderas de *Posidonia oceanica* se encuentran en un estado estacionario lo que indica que no están afectadas por el vertido. Del mismo modo, los equinodermos, muy sensibles a cambios de salinidad, presentan una abundancia similar en la zona cercana al vertido de la desalinizadora y en los controles, siendo incluso más abundantes que en la localidad próxima al puerto. Este año se vuelve a detectar una mayor abundancia y biomasa de peces en la desembocadura del canal de la Fontana como ha sido habitual desde que ha entrado en funcionamiento la desalinizadora lo que podría ser debido a un cierto efecto de atracción sobre algunas especies de peces.

5.- REFERENCIAS

Adams, S.M.; Brown, A.M.; Goede, R.W. 1993. A quantitative health assessment index for rapid evaluation of fish condition in the field. *Transactions of the American Fisheries Society*, 122: 63-73.

Bradstock, M. y Gordon, D.P. 1983. Coral-like bryozoan growths in Tasman Bay, and their protection to conserve commercial fish stocks. *New Zealand journal of marine and freshwater research*, 17: 159-163.

Brown, V.B.; Davies, S.A.; Synnot, R.N. 1990. Long-term monitoring of the effects of treated sewage effluent on the intertidal macroalgal assemblage near Cape Schanck, Victoria, Australia. *Botanica Marina*, 33: 85-98.

Cochran, W.G. 1947. Some consequences when the assumptions for the analysis of variance are not satisfied. *Biometrics*, 46: 35 – 43.

Connolly, R.M. 1994a. Removal of seagrass canopy: effects on small fish and their prey. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 184: 99-110.

Connolly, R.M. 1994b. A Comparison of Fish Assemblages from Seagrass and Unvegetated Areas of a Southern Australian Estuary. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, 45: 1033-1044.

De Troch, M.; Mees, J.; Papadopoulos, I.; Wakwabi, E.O. 1996. Fish communities in a tropical bay (Gazi Bay, Kenya): Seagrass beds vs unvegetated areas. *Netherlands Journal of Zoology*, 46(3-4): 236-252.

EPA. 1993. *Deformities and associated sublethal effects in fish exposed to sewage-borne contaminants: literature review* (Report 93/72, EPA). Sydney: Environment Protection Authority.

Gray, J.S. Effects on environmental stress on species rich assemblages. *Biological Journal of the Linnean Society*, 37: 19-32.

Harmelin-Vivien, M.L. y Harmelin, J.G. 1975. Présentation d'une méthode d'évaluation "in situ" de la fauna ichthyologique. *Trav. sci. Parc nation. Port Cros*, 1: 47-52.

Harris, J.H. 1995. The use of fish in ecological assessments. *Australian Journal of Ecology*, 20: 65-80.

Hurlbert, S.H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs*, 54(2): 187-211.

Hurlbert, S.H. y White, M.D. 1993. Experiments with freshwater invertebrate zooplanktivores: quality of statistical analyses. *Bulletin of Marine Science*, 53(1): 128-153.

Jenkins, G.P.; May, H.M.A.; Wheatley, M.J.; Holloway, M.G. 1997. Comparison of fish assemblages associated with seagrass and adjacent unvegetated habitats of Port Phillip Bay and Corner Inlet, Victoria, Australia, with emphasis on commercial species. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 44: 569-588.

Kingsford, M., Battershill, C. (Ed). 1998. *Procedures for establishing a study. Studying temperate marine environments: a handbook of methodology for ecologist*. Canterbury University Press, Christchurch, New Zealand.

Krebs, C.J. 1985. *Ecology: The experimental analysis of distribution and abundance*. Harper & Row, New York.

Latteman, S., Höpner, T. 2002. Seawater desalination in the Mediterranean region. Impacts of brine and chemical discharges on the marine environment. UNEP. Experts meeting on environmentally sound management of seawater desalination plants and brine discharges. Forlí, May 2002.

Lincoln Smith, M.P. 1985. *The development and application of visual survey procedures for fish assemblages on shallow rocky reefs*. MSc thesis, University of Sydney, NSW, Australia.

Livingston, R.J. 1984. Trophic response of fishes to habitat variability in coastal seagrass systems. *Ecology*, 65(4): 1258-1275.

Margalef, R. 1982. *Ecología*. Omega. Barcelona. 951 pp.

Ramos, A.A., Fernández, Y., González, J.M., Martínez, J.E., Valle, C. 2001. Valoración ambiental de posibles zonas de vertido de planta desaladora en el litoral de Xàbia (Alicante). *Informe técnico*, Unidad de Investigación de Biología Marina e Instituto del Agua y de las Ciencias Ambientales, Universidad de Alicante.

Sainsbury, K.J. 1988. The ecological basis if multispecies fisheries and management of a demersal fishery in tropical Australia. En Gulland, J.A. (Ed.), *Fish population dynamics* (2nd edn). London, 349-382.

Sale, P.F. y Douglas, W.A. 1981. Precision and accuracy of visual census techniques for fishes assemblages on coral patch reefs. *Environ. Biol. Fish.*, 6: 333-339.

Sánchez Jerez, P. y Ramos, A.A. 1996. Detection of environmental impacts by bottom trawling on *Posidonia oceanica* (L.) Delile meadows: sensitive of fish and macroinvertebrate communities. *J. Ecosyst. Health*, 5: 239-253.

Sánchez Lizaso, J.L. 1993. Estudio de la pradera de *Posidonia oceanica* (L.) Delile de la Reserva Marina de Tabarca (Alicante): Fenología y producción primaria. Universidad de Alicante, Tesis doctoral, 121p.

Sánchez Lizaso, J.L., Carratalá Giménez, A., Fernández Torquemada, Y., González Correa, J.M., Cano Pascual, F., Forcada Almarcha, A., Valle Perez, C., Cases López, V., Vicente Giner, C. 2003. Programa de vigilancia ambiental

de la desaladora de Xàbia. *Informe técnico*, Unidad de Investigación de Biología Marina e Instituto del Agua y de las Ciencias Ambientales, Universidad de Alicante. 99 pp.

Sánchez Lizaso, J.L., Carratalá Giménez, A., Fernández Torquemada, Y., González Correa, J.M., Cano Pascual, F., Forcada Almarcha, A., Valle Perez, C., Cases López, V., Vicente Giner, C. 2004. Informe final del segundo año. Programa de vigilancia ambiental de la desaladora de Xàbia. *Informe técnico*, Unidad de Investigación de Biología Marina e Instituto del Agua y de las Ciencias Ambientales, Universidad de Alicante. 86 pp.

Sánchez Lizaso, J.L., Fernández Torquemada, Y., González Correa, J.M. 2005. Informe final del tercer año. Programa de vigilancia ambiental de la desaladora de Xàbia. *Informe técnico*, Unidad de Investigación de Biología Marina e Instituto del Agua y de las Ciencias Ambientales, Universidad de Alicante. 61 pp.

Scanes, P.R., Scanes, K.; Otway, N.M. 1995. Environmental problems due to disposal of wastes, In A.J. Underwood, M.G. Chapman (Eds.), *Coastal marine ecology of temperate Australia* (pp. 297-310). Sydney: UNSW Press.

Short, F.T., Mckenzie, L.J., Coles, R.G., Vidler, K.P. 2002. *SeagrassNet manual for scientific monitoring of seagrass habitat*. 56 pp.

Short, F.T., Neckles, H.A. 1999. The effects of global climate change on seagrasses. *Aquatic Botany* 63, 169 - 196.

Smith, A.K., Ajani, P.A.; Roberts, D.E. 1999. Spatial and temporal variation in fish assemblages exposed to sewage and implications for management. *Marine Environmental Pollution*, 47: 241-260.

Smith, S.D. 1994. Impacts of domestic sewage effluent versus natural background variability: an example from Jervis Bay, New South Wales. *Marine and Freshwater Research*, 45: 1045-1064.

Underwood, A.J. 1997. *Experiments in ecology. Their logical design and interpretation using analysis of variance*. Ed. Cambridge University Press. 504 pp.

Programa de vigilancia ambiental desaladora de Xàbia

Anexo 1: Primer informe semestral

Programa de vigilancia ambiental desaladora de Xàbia



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

Departament de Ciències del Mar i Biologia Aplicada
Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada

Primer informe semestral de 2018

**PROGRAMA DE VIGILANCIA AMBIENTAL DE LA DESALADORA DE
XÀBIA**

Introducción

La autorización de vertido de la desaladora de Jávea establece que se deben presentar informes semestrales con el resultado del control de la salinidad en el medio receptor. Para ello se realizarán dos muestreos al año, distribuidos de manera estacional, en una retícula mediante CTD para caracterizar la dispersión y dilución del agua vertida. Dicha retícula abarcará al menos 30 puntos ubicados entre la costa y la isóbata de 10 metros. La posición de los puntos muestreados se indica en la figura 1. Las figuras 2 a 6 presentan los resultados obtenidos. Se incluyen además perfiles verticales de salinidad y temperatura en algunas estaciones seleccionadas.

Figura 1: Puntos de muestreo

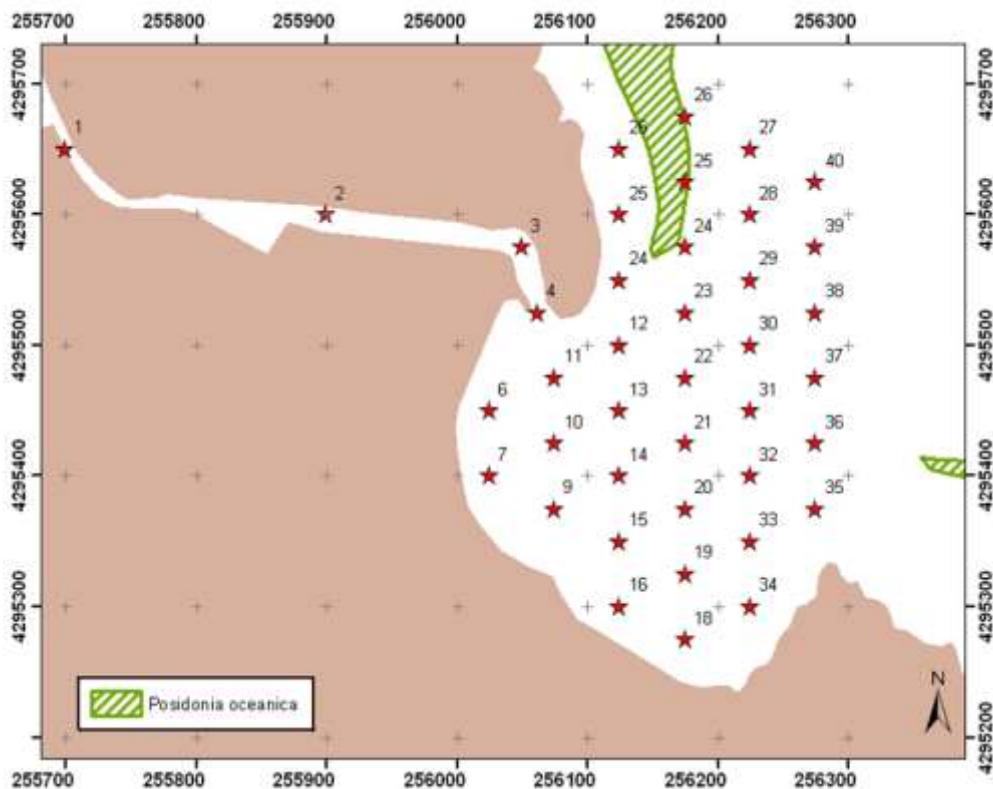


Figura 2: Medidas salinidad en el fondo

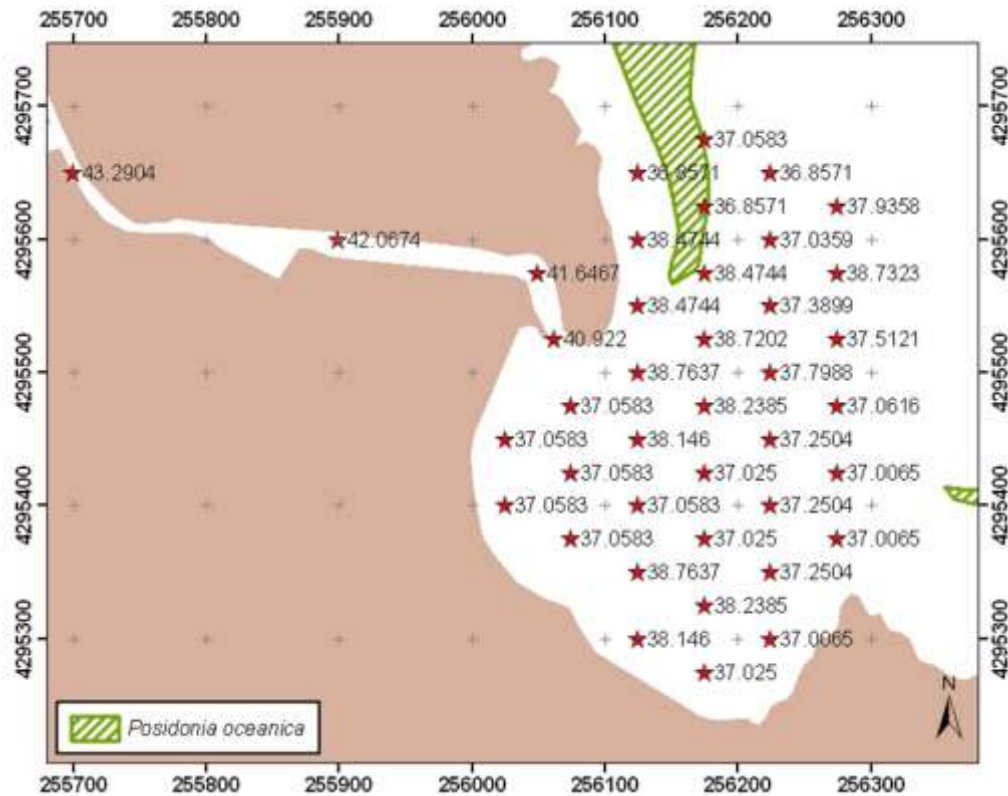


Figura 3: Distribución de la salinidad en el fondo

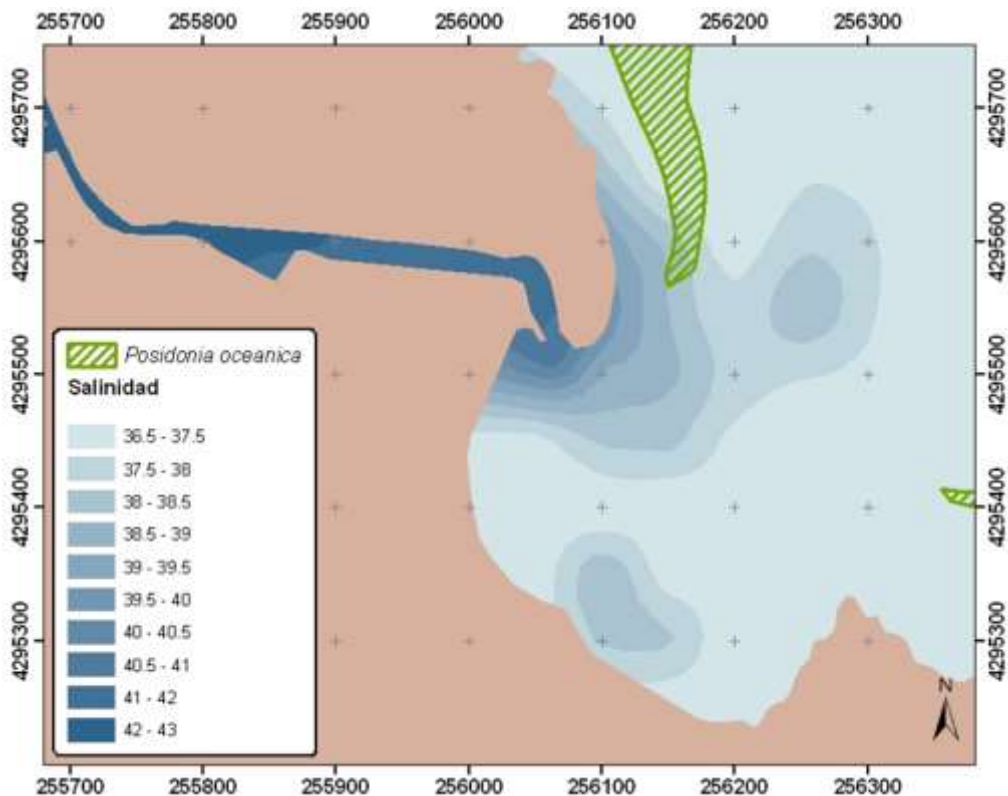


Figura 4: Salinidad superficial

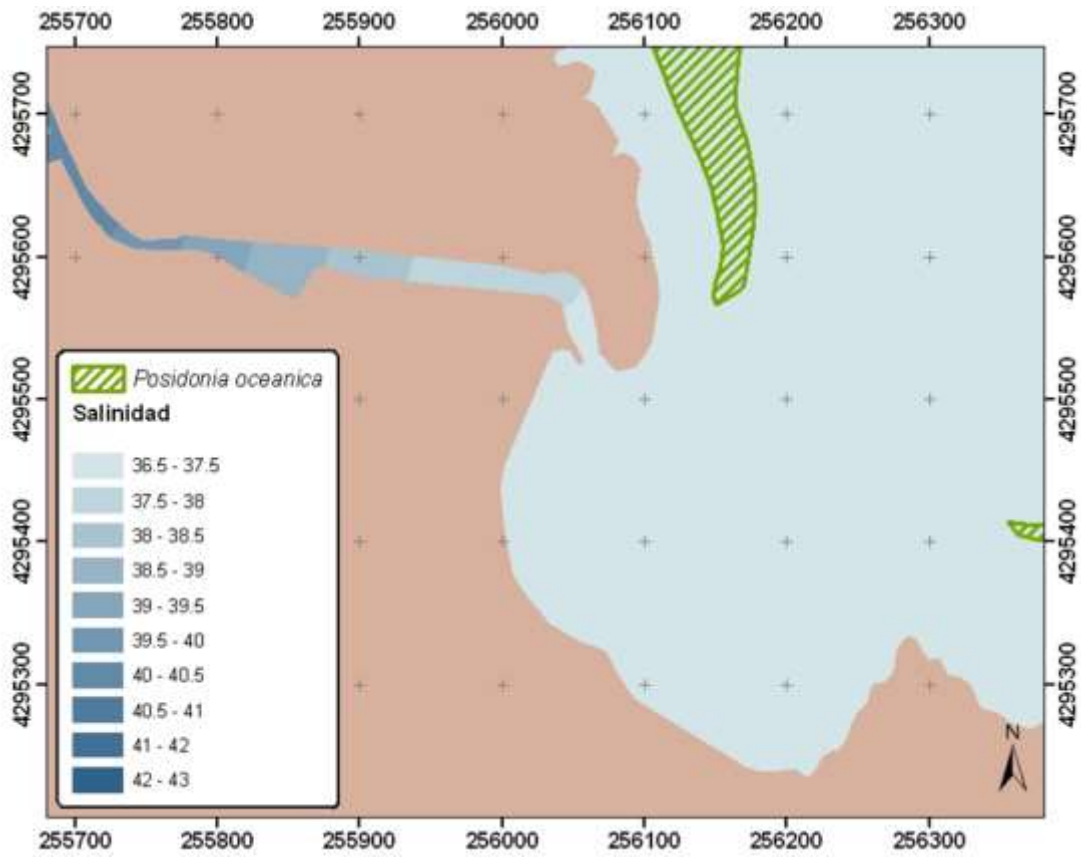


Figura 5: Temperatura en el fondo

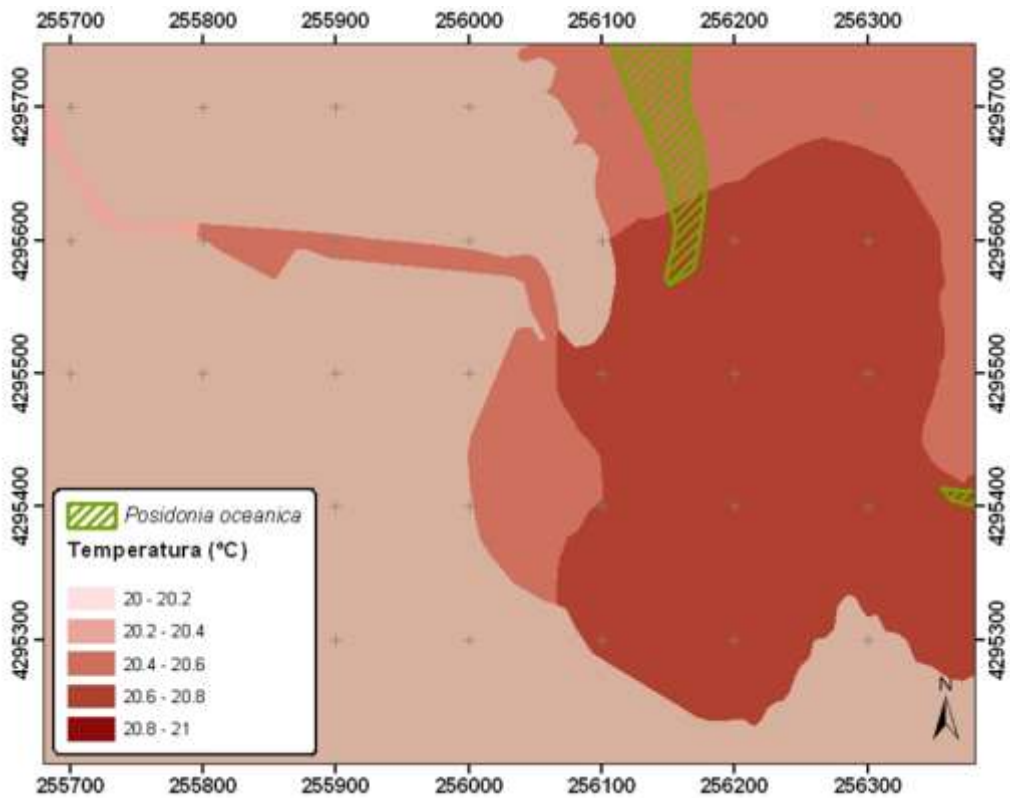
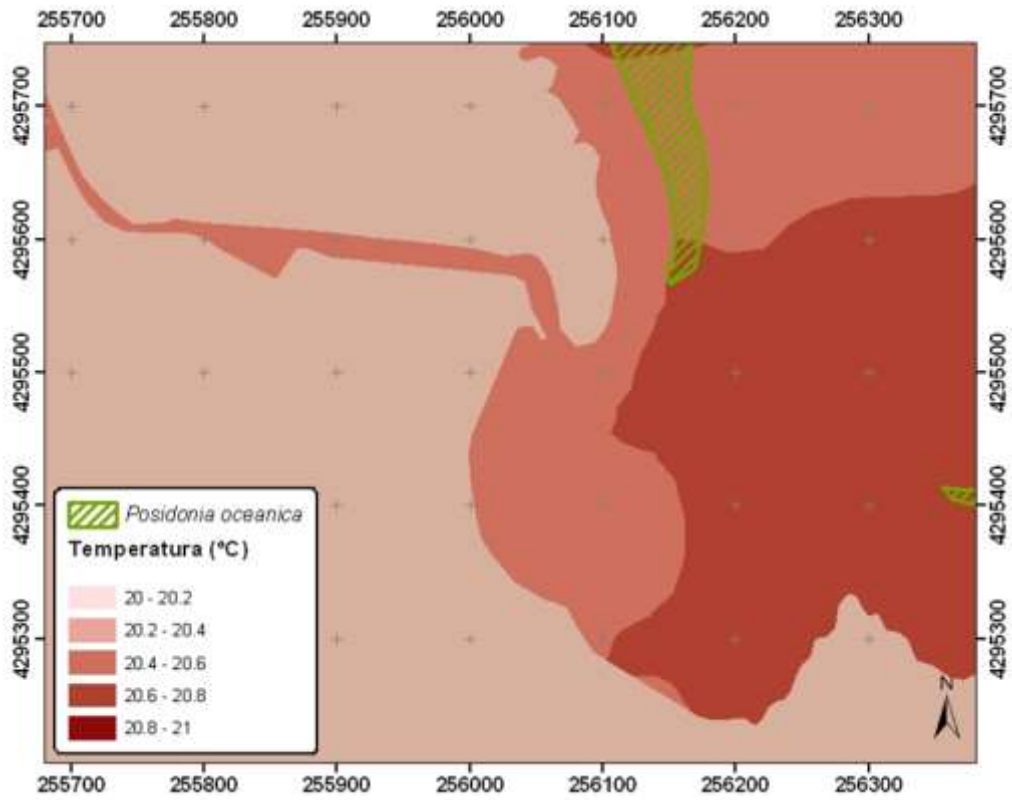
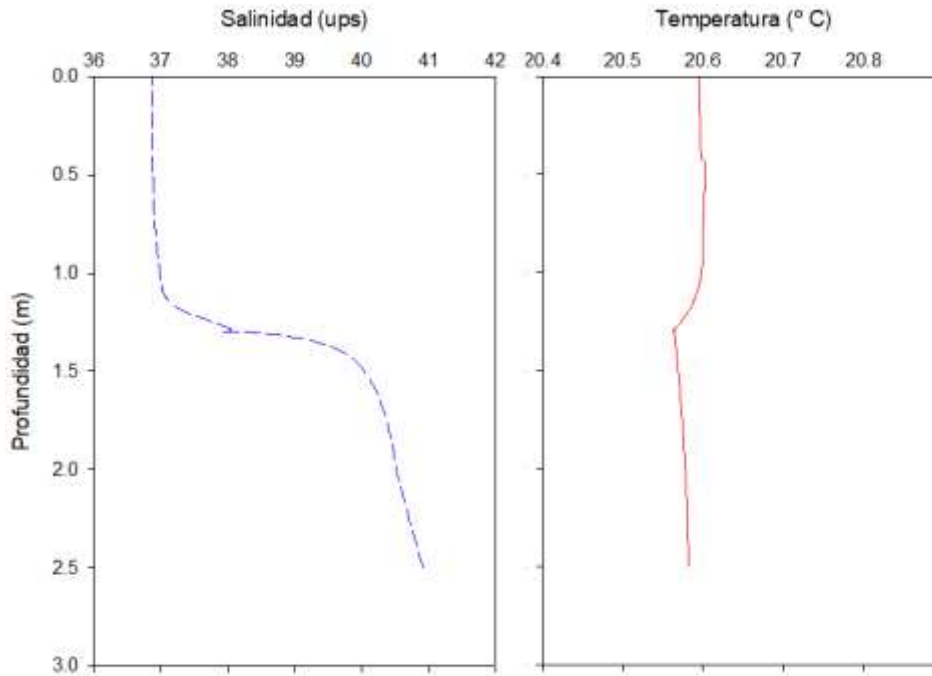


Figura 6: Temperatura superficial

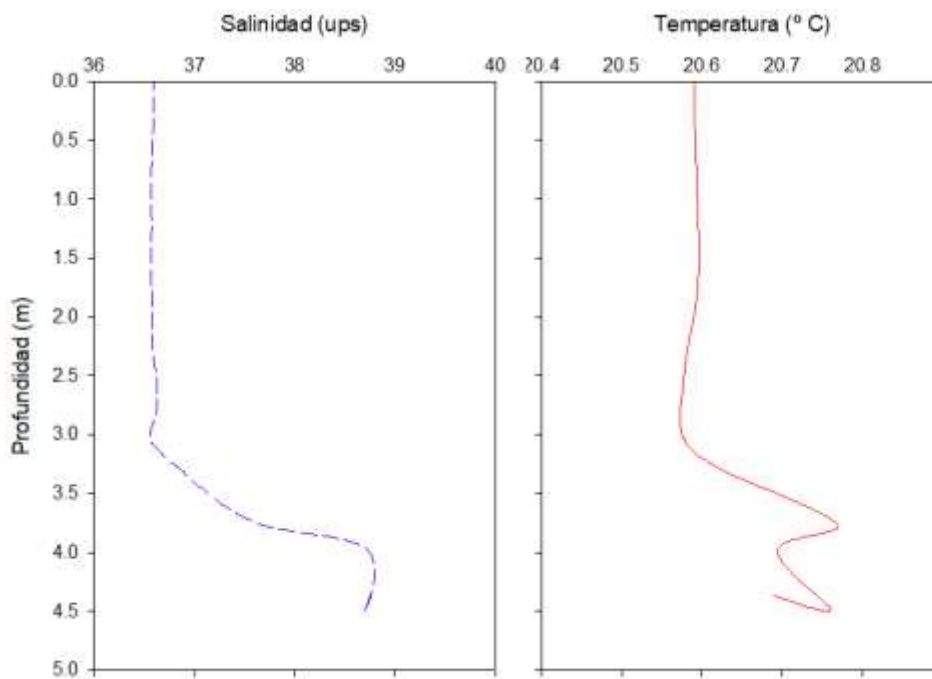


Perfiles salinidad:

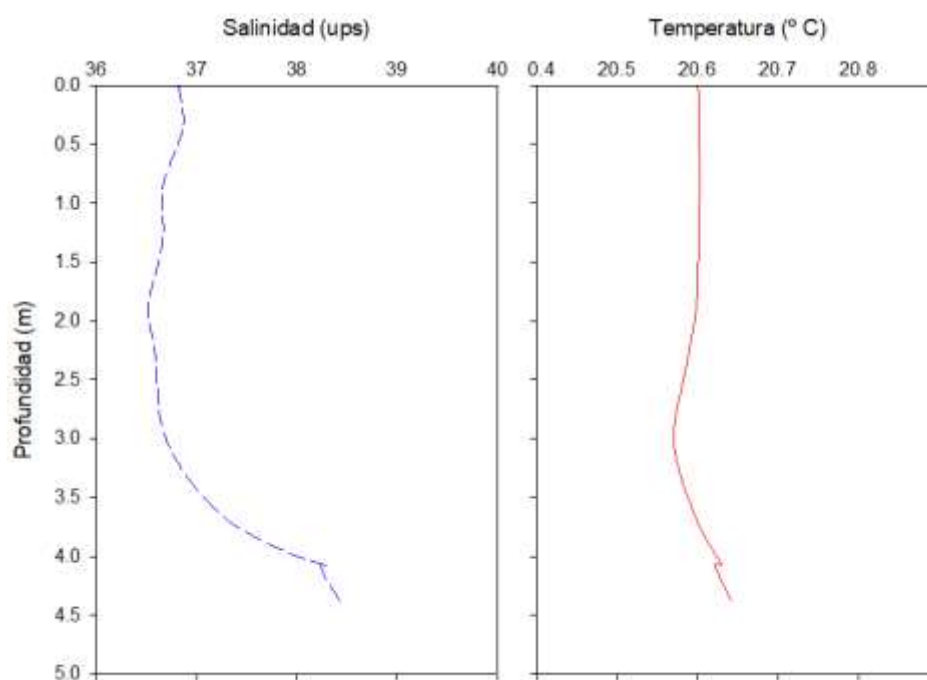
* Punto 4:



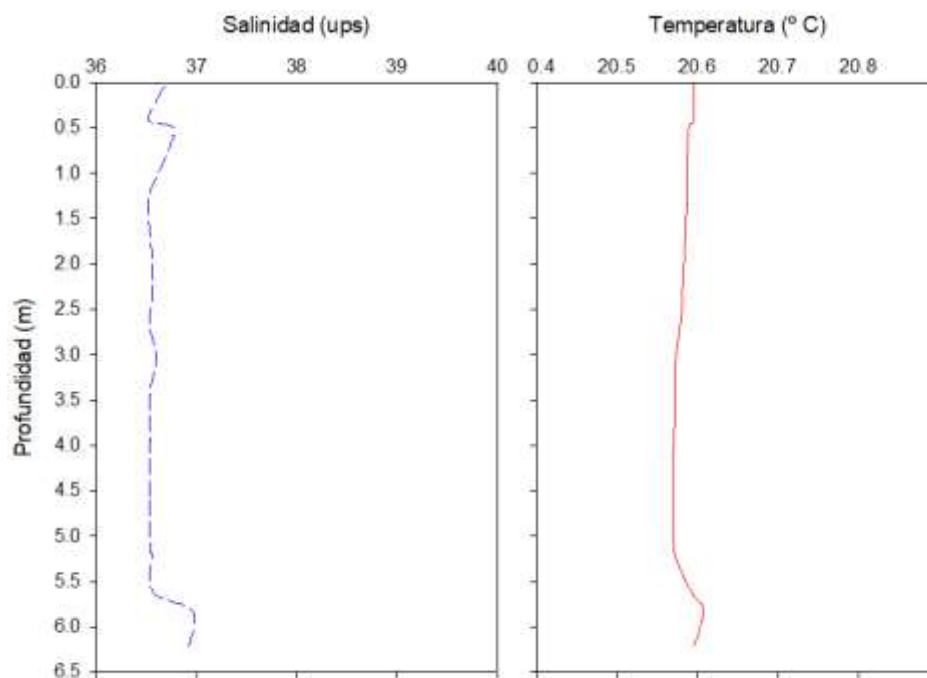
* Punto 12:



* Punto 22:



* Punto 39:



Anexo 2: Segundo informe semestral



Departament de Ciències del Mar i Biologia Aplicada
Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada

Segundo informe semestral de 2018

PROGRAMA DE VIGILANCIA AMBIENTAL DE LA DESALADORA DE XÀBIA

Introducción

La autorización de vertido de la desaladora de Jávea establece que se deben presentar informes semestrales con el resultado del control de la salinidad en el medio receptor. Para ello se realizarán dos muestreos al año, distribuidos de manera estacional, en una retícula mediante CTD para caracterizar la dispersión y dilución del agua vertida. Dicha retícula abarcará al menos 30 puntos ubicados entre la costa y la isóbata de 10 metros. La posición de los puntos muestreados se indica en la figura 1. Las figuras 2 a 6 presentan los resultados obtenidos. Se incluyen además perfiles verticales de salinidad y temperatura en algunas estaciones seleccionadas.

Figura 1: Puntos de muestreo

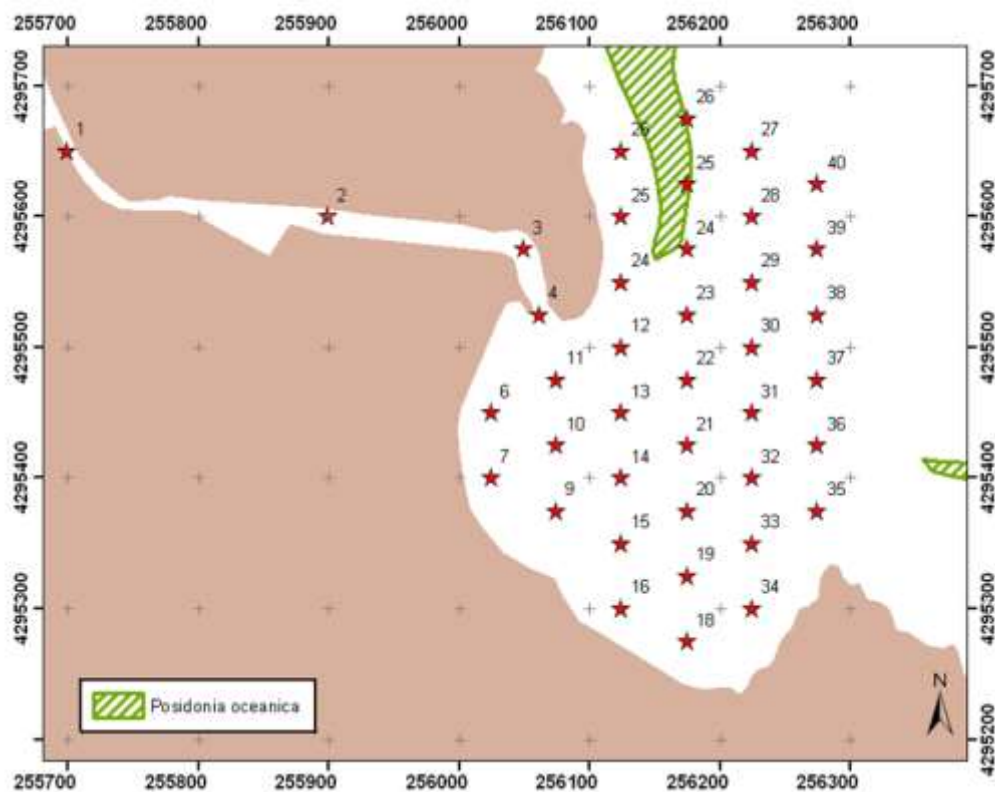


Figura 2: Medidas salinidad en el fondo

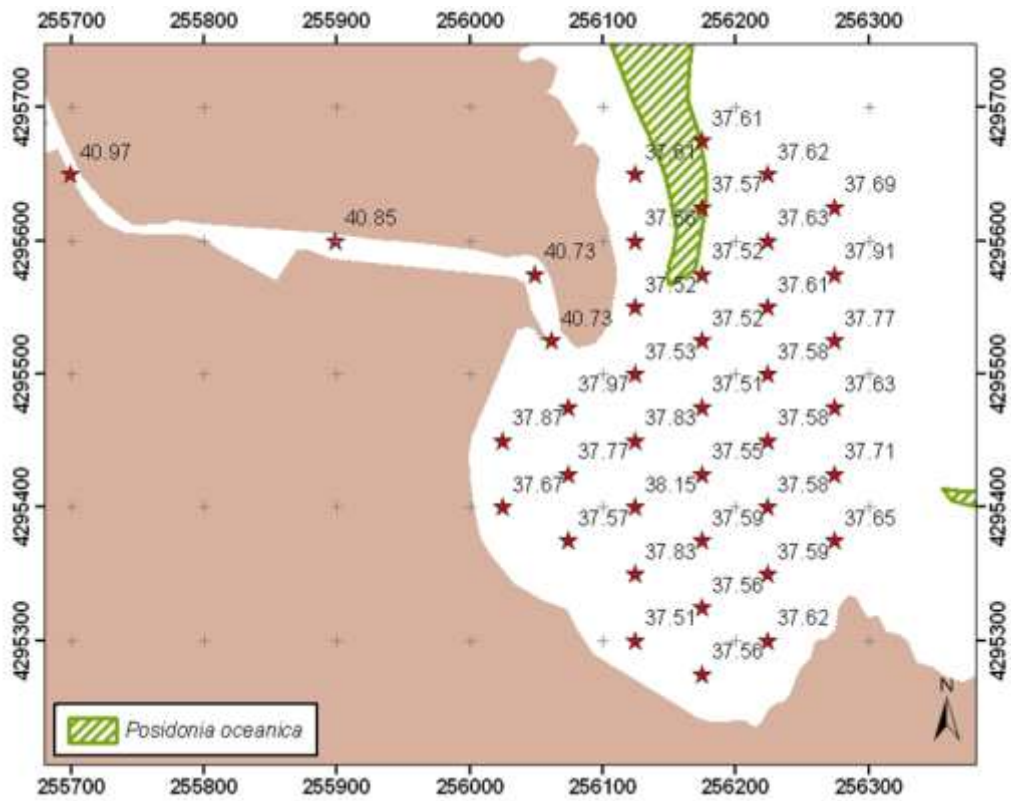


Figura 3: Distribución de la salinidad en el fondo

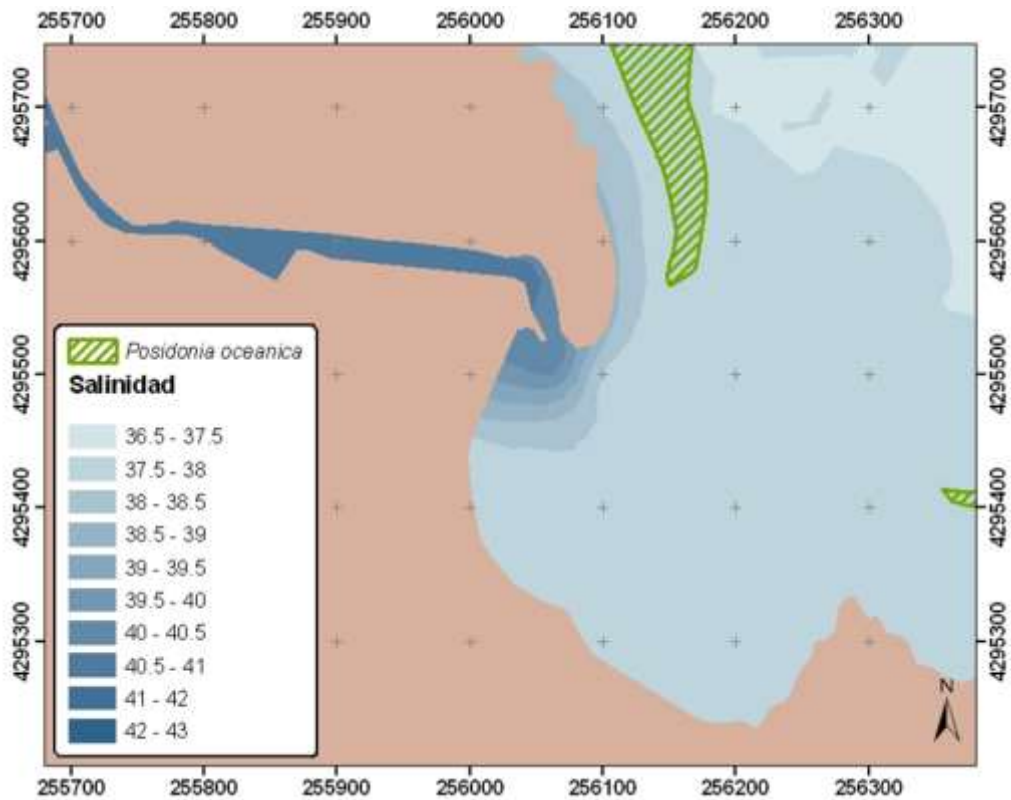


Figura 4: Salinidad superficial

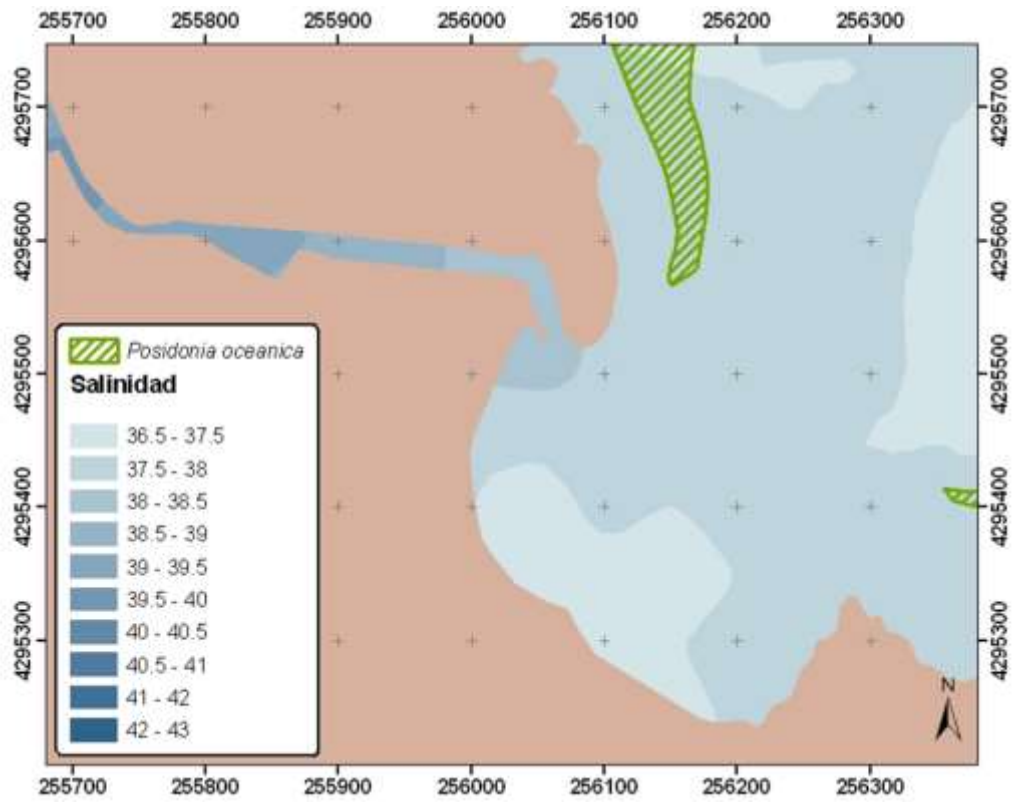


Figura 5: Temperatura en el fondo

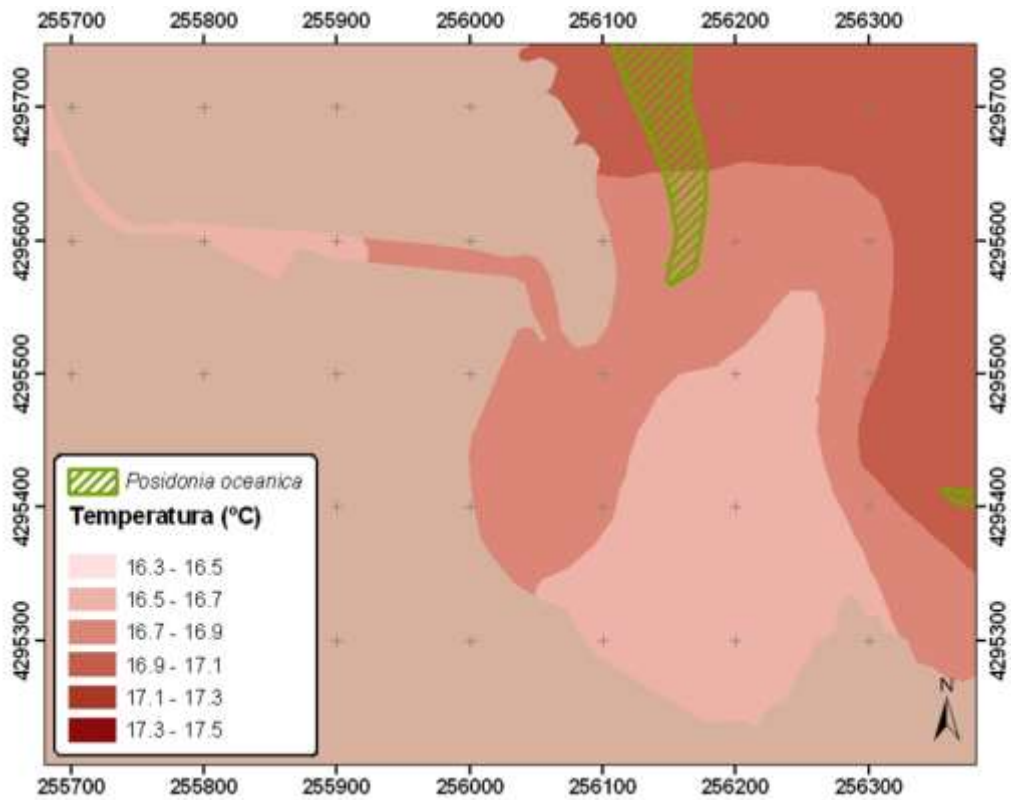
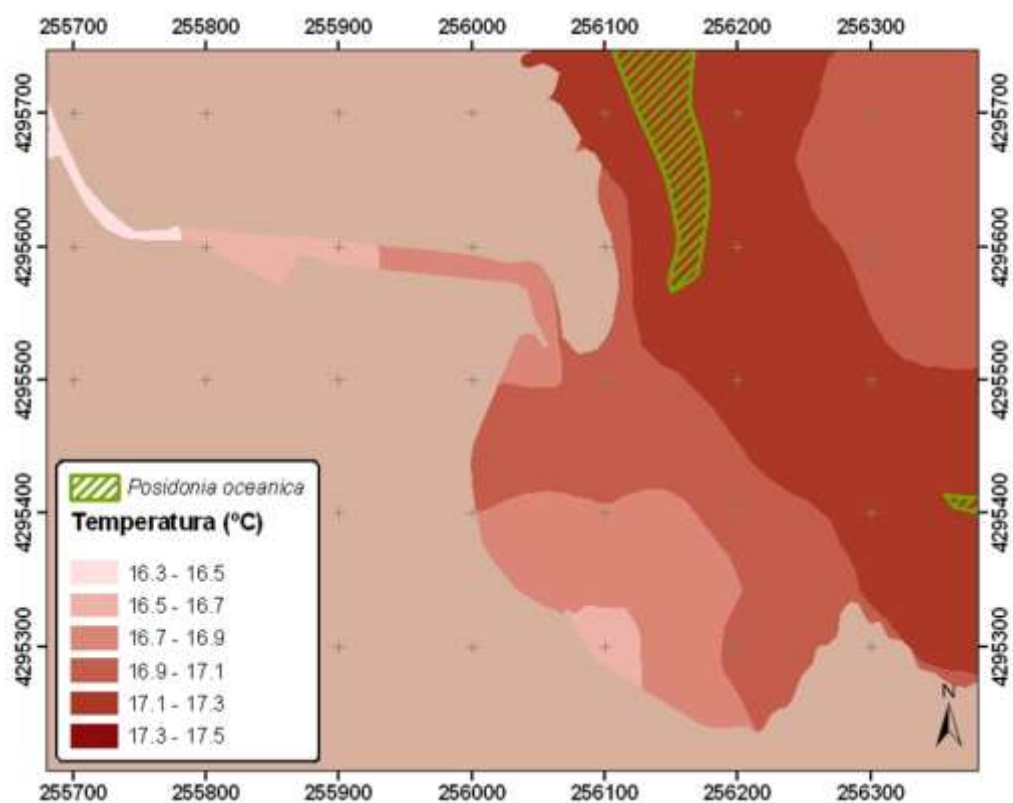
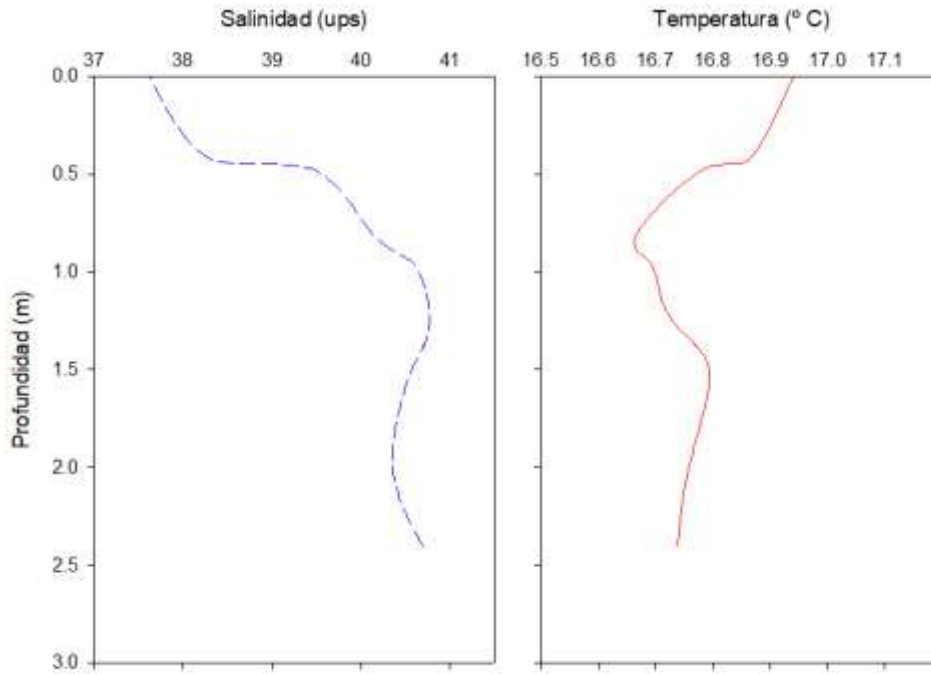


Figura 6: Temperatura superficial

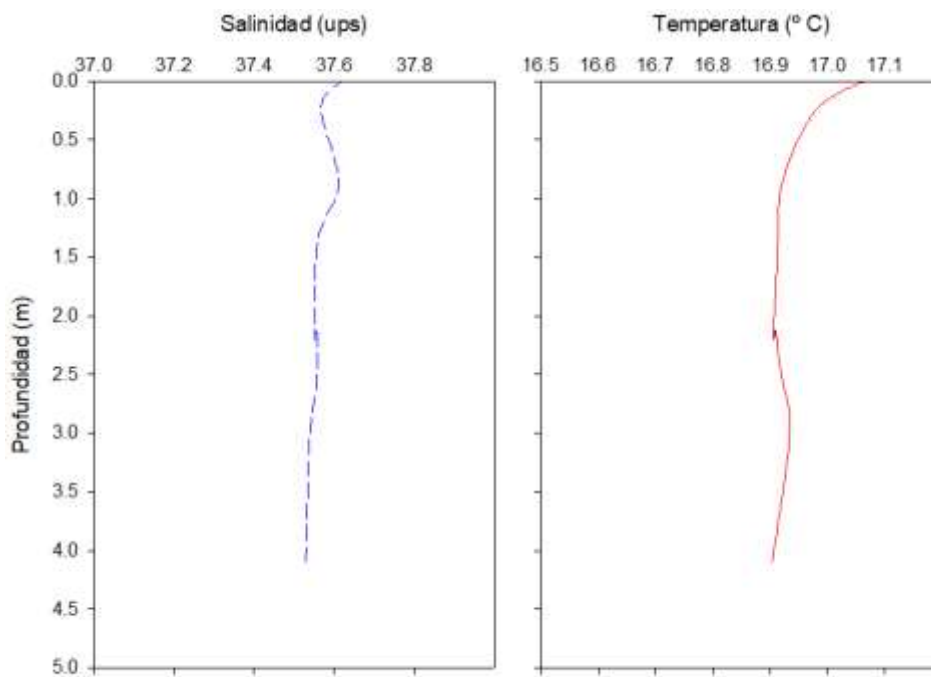


Perfiles salinidad:

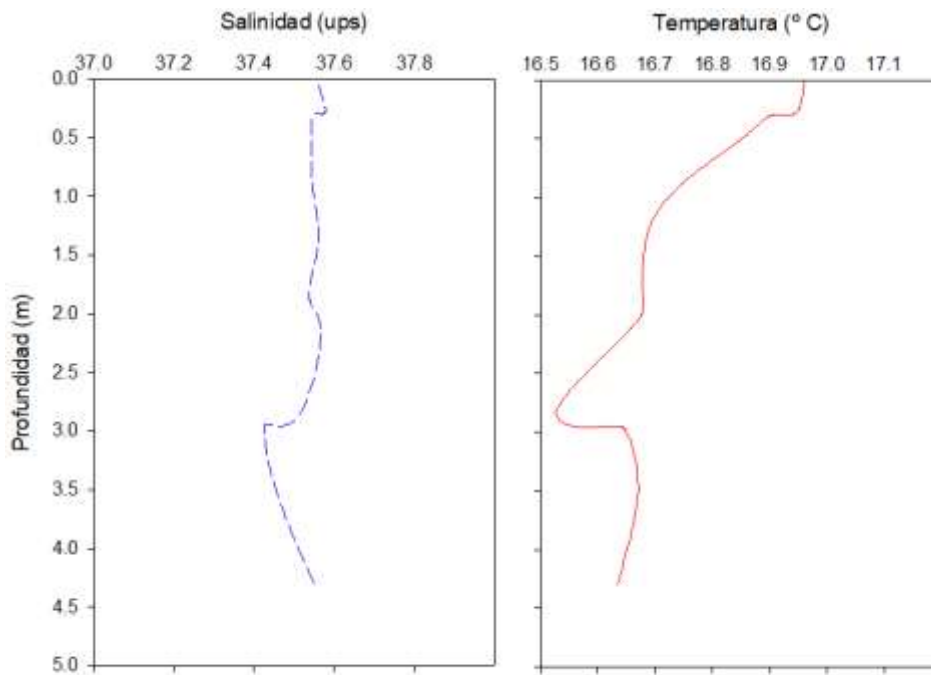
* Punto 4:



* Punto 12:



* Punto 22:



* Punto 39:

