



INFORME para



Autores:

Director del proyecto: **Dr. Endika Quintano Erraiz**

Dpto. Biología Vegetal y Ecología

Dr. Endika Quintano Erraiz
Dr. José María Gorostiaga Garai
Dra. Isabel Díez San Vicente
Dra. Nahiara Muguerza Latorre

Dpto. Zoología y Biología Celular Animal

Dr. José Ignacio Saiz Salinas
Dra. María Bustamante González
Dr. F. Javier Tajadura Martín

Bilbao, 29 de marzo de 2023

Si procede este documento deberá ser citado del siguiente modo:

Quintano E., Gorostiaga J.M., Díez I., Muguerza N., Saiz-Salinas J.I., Bustamante M., Tajadura F.J. 2022. Plan de Vigilancia del medio receptor de la EDAR de Laida (T.M. Ibarangelua). Campaña 2022. Informe para el Consorcio de Aguas Bilbao-Bizkaia/Bilbao-Bizkaia Ur Patzuergoa. 86 pp.

ÍNDICE

RESUMEN	1
1. INTRODUCCIÓN.....	5
2. OBJETIVOS.....	9
3. COLUMNA DE AGUA.....	11
3.1. MATERIALES Y MÉTODOS.....	11
3.1.1. Situación de las estaciones de muestreo y obtención de las muestras	11
3.1.2. Métodos analíticos	12
3.1.2.1. Variables medidas “in situ”	12
3.1.2.2. Variables medidas en laboratorio	14
3.1.2.3. Variables derivadas	15
3.1.3. Metodología para la valoración de la calidad fisicoquímica del agua.....	16
3.2. RESULTADOS	17
3.2.1. Temperatura, pH y salinidad	17
3.2.2. Oxígeno disuelto.....	18
3.2.3. Condiciones ópticas.....	19
3.2.4. Turbidez.....	20
3.2.5. Sólidos en suspensión.....	20
3.2.6. Nutrientes inorgánicos disueltos.....	22
3.2.7. Estado de calidad fisicoquímica.....	23
3.3. DISCUSIÓN.....	24
4. COMUNIDADES BIOLÓGICAS DE FONDO DURO.....	25
4.1. MATERIALES Y MÉTODOS.....	25
4.1.1. Red de vigilancia y estrategia de muestreo.....	25
4.1.2. Variables biológicas estudiadas.....	26
4.1.3. Valoración del estado ecológico de las comunidades.....	27
4.2. MACROALGAS: RESULTADOS.....	28
4.2.1. Estación 1	28
4.2.2. Estación 2	28
4.2.3. Estación 3.....	29
4.2.4. Diferencias espacio-temporales de la vegetación.....	30
4.2.4.1. Parámetros estructurales de la vegetación.....	30
4.2.4.2. Similitud florística entre las estaciones.....	33
4.2.5. Discusión.....	36
4.3. MACROINVERTEBRADOS: RESULTADOS	37
4.3.1. Estación 1	37
4.3.2. Estación 2	38
4.3.3. Estación 3.....	39
4.3.4. Diferencias espacio-temporales de la fauna	39
4.3.4.1. Parámetros estructurales de la fauna.....	39
4.3.4.2. Similitud faunística entre las estaciones.....	42
4.3.5. Discusión.....	44

4.4. EVALUACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO DE LAS COMUNIDADES EN EL CONTEXTO DE LA DIRECTIVA MARCO DEL AGUA 2000/60/CE.....	45
5. COMUNIDADES BIOLÓGICAS DE FONDO BLANDO.....	47
5.1. MATERIALES Y MÉTODOS.....	47
5.1.1. Red de vigilancia y estrategia de muestreo.....	47
5.1.2. Análisis de las muestras en el laboratorio.....	48
5.1.2.1. Análisis de los sedimentos.....	48
5.1.3. Análisis de las comunidades bentónicas.....	48
5.2. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	49
5.2.1. Caracterización del sustrato.....	49
5.2.2. Análisis de las comunidades bentónicas.....	50
5.2.2.1. Parámetros estructurales de las comunidades bentónicas.....	50
5.2.2.2. Coeficiente biótico AMBI.....	54
5.2.2.3. Índice M-AMBI.....	55
6. CONCLUSIONES.....	57
7. BIBLIOGRAFÍA.....	59
ANEXOS.....	67
ANEXO I.I. INVENTARIOS DE MACROALGAS DE FONDO DURO.....	67
ANEXO I.II. TABLAS DE COBERTURA DE MACROALGAS.....	68
ANEXO II.I. INVENTARIOS DE MACROINVERTEBRADOS DE FONDO DURO.....	70
ANEXO II.II. TABLAS DE COBERTURA DE MACROINVERTEBRADOS.....	71
ANEXO III. LISTA DE TAXONES DEL BENTOS DE FONDO DURO.....	73
ANEXO IV. LISTA DE TAXONES DEL BENTOS DE FONDO BLANDO.....	75
ANEXO FOTOGRAFICO DEL BENTOS DE FONDO DURO.....	77

RESUMEN

La Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR) de Laida está situada en la zona lateral del camping de Arketas y trata las aguas del barrio de Laida, del barrio de Kanala y de las instalaciones de la playa, así como del propio camping. En la correspondiente Autorización de Vertido otorgada por la Agencia Vasca del Agua-URA se exige el seguimiento ambiental del impacto del vertido en el medio receptor. En este contexto surge el convenio de colaboración entre el Consorcio de Aguas de Busturialdea/Busturialdeko Ur Partzuergoa (BUP) y la Universidad del País Vasco/Euskal Herriko Unibertsitatea (UPV/EHU) para la realización del “Plan de vigilancia del medio receptor de la EDAR de Laida (T.M. Ibarangelua)”. Hasta 2021, el BUP era la entidad responsable de la ejecución del Plan de vigilancia. Con la integración del BUP en el Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia, desde 2022 es ésta última entidad la responsable de su ejecución.

La presente memoria da cuenta de los resultados obtenidos en dicho estudio para la Campaña 2022, siendo su objetivo principal evaluar el impacto del efluente de la EDAR de Laida (T.M. Ibarangelua) en el medido receptor, y realizar la valoración del estado ecológico de las aguas (EcoQ) de acuerdo a la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE) (DMA).

Para la elaboración del plan de vigilancia de la EDAR de Laida se han considerado elementos de calidad fisicoquímicos y biológicos. Concretamente, se han medido y evaluado las condiciones fisicoquímicas generales de la columna de agua (temperatura, pH, salinidad, oxígeno disuelto, transparencia del agua, turbidez, sólidos en suspensión, materia orgánica e inorgánica y nutrientes), además de la composición y estructura de las comunidades bentónicas de sustrato duro (especies indicadoras, riqueza, densidad y abundancia de especies, grupos tróficos de la fauna y grupos morfo-funcionales de algas) y blando (densidad y biomasa específica y total de macroinvertebrados, índice de Shannon, índice de equitatividad de Pielou y diversidad máxima) y las características fisicoquímicas del sedimento (potencial redox, análisis granulométrico y contenido de materia orgánica). La red de muestreo de la columna de agua abarca un total de 3 estaciones situadas a 235 m y 175 m en dirección suroeste y 165 m en dirección noroeste del punto de vertido, respectivamente. La recogida de muestras y la medición de variables “in situ”, se ha realizado en una campaña de muestreo estival, periodo de mayor impacto del vertido, en dos momentos del día (bajamar y pleamar). La red de muestreo para el estudio de las comunidades biológicas de sustrato duro se localiza en el internareal rocoso de la ensenada Arketas, y abarca un total de tres estaciones situadas a 175 m y 140 m en dirección suroeste y 140 m en dirección noroeste del punto de vertido, respectivamente. El estudio de las comunidades biológicas de sustrato blando y composición del sedimento se ha realizado en una estación de muestreo localizada a una distancia aproximada de 50 m, en dirección oeste, del punto de vertido, en una zona de sustrato limoso-fangoso de la ensenada de Arketas.

Con respecto a las condiciones fisicoquímicas del agua, las variables oceanográficas generales (temperatura, salinidad, pH) mostraron valores normales en el contexto de la

zona de estudio y época del año. Las diferencias entre las estaciones de muestreo en cuanto a estas variables fueron mínimas, lo cual indica que la influencia del efluente no fue mayor en la estación más próxima al vertido. Las condiciones de oxigenación de la columna de agua se situaron por encima del umbral Muy Bueno/Bueno (92%) en las tres estaciones de muestreo en las dos condiciones de marea estudiadas. Las condiciones ópticas, así como la turbidez y los sólidos en suspensión mostraron registros normales para este tipo de ambientes manteniéndose en todo momento dentro de los valores de referencia de Muy Buen Estado para aguas de transición euhalinas de la Costa Vasca. Sin embargo, los valores medios del coeficiente de extinción de luz indican que la transparencia del agua no es elevada. Con respecto a los nutrientes inorgánicos disueltos, no se observó un patrón en relación al vertido ya que los niveles entre las diferentes estaciones apenas han variado. Además, las concentraciones de nutrientes se han situado por debajo del umbral Muy bueno/Bueno en todos los casos. En cuanto al estado fisicoquímico del agua, según índice PCQI se concluye que la columna de agua presentaba un estado “Muy Bueno” en todas las estaciones en las dos condiciones de marea estudiadas. Todo lo anterior indica que el impacto del efluente de la EDAR de Laida en la calidad del agua del medio receptor no era significativo.

En relación al sustrato duro, cabe destacar que el área de muestreo se encuentra localizada en un entorno estuárico con una marcada influencia de los aportes de sólidos en suspensión transportados por las aguas del río Oka y de los sedimentos de tipo fangoso-arenoso. Esto, unido a la naturaleza fluctuante de los parámetros físicos del sistema, conlleva que la vegetación se haya caracterizado en su mayoría por especies de naturaleza cespitosa como *Caulacanthus ustulatus* y *Gelidium pusillum*, además de algunas especies incrustantes como *Ralfsia verrucosa* o *Phymatolytho lenormandii*. La presencia de este tipo de vegetación y de sus principales acompañantes: *Ceramium ciliatum*, clorófitos y algunas cianofíceas en la zona del entorno de la EDAR de Laida, podría deberse a una mayor sedimentación y un menor hidrodinamismo característico de las zonas estuáricas. Por su parte, la comunidad faunística intermareal del área de estudio ha quedado dominada por especies de estrategia filtradora y se ha observado una escasa diversidad trófica en todo el área de muestreo. El invertebrado más destacado ha sido la ostra *Crassostrea* sp., como corresponde a áreas estuáricas con un significativo aporte orgánico. No obstante, el leve aumento de cobertura registrado en especies vegetales perennes y de morfología compleja, junto al avance generalizado de los invertebrados herbívoros, principalmente las lapas del género *Patella*, la presencia del artrópodo *Chthamalus perforatus* y del anélido omnívoro *Eulalia viridis*, revelan aspectos positivos destacables. En resumen, estos resultados ponen de manifiesto que el efecto del vertido de la EDAR de Laida en las comunidades de flora y fauna de sustrato duro en las tres estaciones que componen el área de estudio es leve. No obstante, dada la localización de estas estaciones en un entorno influenciado por los aportes orgánicos que transporta la pluma fluvial, el estado ecológico de las comunidades biológicas de sustrato duro, en base al juicio de experto, se considera moderado.

El sustrato blando del área de estudio es de naturaleza fangoso-arenosa y presenta un contenido alto de materia orgánica. El potencial redox indica la presencia de condiciones oxidantes. La comunidad bentónica de la zona de estudio es asimilable a una Comunidad de *Scrobicularia plana*-*Cerastoderma edule*. Presenta un valor moderado de densidad y biomasa moderadamente baja, con un peso medio de los organismos relativamente bajo. La riqueza específica es relativamente alta, y los valores de las diversidades y las equitabilidades, moderadas o moderadamente altas. La relativa incoherencia entre los

valores estimados para los parámetros estructurales, junto con la ausencia en la muestra de una de las especies que dan nombre a la comunidad (*Cerastoderma edule*) puede indicar cierto desequilibrio. Además, las curvas de abundancia y biomasa se entrecruzan en varios puntos a lo largo del gráfico ABC, dando lugar a un valor del estadístico W indicativo de alteración moderada. Como es habitual en ambientes estuáricos con presencia de la comunidad arriba indicada, el coeficiente biótico AMBI indica la presencia de una comunidad desequilibrada, correspondiente a ambientes ligeramente alterados, con dominancia de especies tolerantes al enriquecimiento orgánico. Los valores de M-AMBI indican un Buen Estado de las comunidades de invertebrados bentónicos en la zona en la presente campaña de 2022. Estos resultados se encuentran en el rango de los correspondientes a las estaciones de muestreo de la Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la CAPV, en las que se basa la calificación de Estado Ecológico de la Masa de Agua de Transición del Oka Exterior, por lo que no se puede afirmar que exista un impacto reconocible de los vertidos sobre dicha valoración.

1. INTRODUCCIÓN

El Consorcio de Aguas de Busturialdea/Busturialdeko Ur Partzuergoa (BUP) gestiona el ciclo integral del agua de los 16 municipios que conforman el consorcio, encargándose del abastecimiento y saneamiento del agua. Entre sus cometidos aborda la captación del agua, tratamiento, garantía de la calidad del agua, distribución, depuración de las aguas residuales, y finalmente, devolución al entorno natural en buenas condiciones.

La Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR) de Laida (T.M. de Ibarangelua) se incluye entre las estaciones depuradoras de aguas residuales gestionadas por el BUP. Se trata de una depuradora situada en la zona lateral del camping de Arketas y que recibe las aguas de los barrios de Laida y Kanala, así como de las instalaciones de la playa, y del camping de Arketas, para una población estival estimada de 1.400 habitantes y de 300 habitantes en invierno. La EDAR de Laida es de pequeñas dimensiones, teniendo una capacidad máxima de tratamiento de 65 m³/hora y un caudal diario de 280 m³/día durante la época estival.

Dentro del trámite para la autorización administrativa de vertido desde tierra al Dominio Público Marítimo Terrestre, la Agencia Vasca del Agua (URA) incluye la realización de un Plan de Vigilancia del Medio Receptor y control de vertido, tal como queda recogido en el Decreto 459/2013, de 10 de diciembre (BOPV), sobre los vertidos efectuados desde tierra al mar.

En este contexto, surge en el año 2019 el convenio de colaboración entre el BUP y la Universidad del País Vasco/Euskal Herriko Unibertsitatea (UPV/EHU) para la realización del “Plan de vigilancia del medio receptor de la EDAR de Laida (T.M. Ibarangelua)”. Con la integración del BUP en el Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia, desde 2022 es dicha entidad la responsable de la ejecución del Plan de vigilancia.

El vertido de las aguas residuales domésticas es considerado uno de los focos contaminantes más extendidos que afectan a los ecosistemas costeros. El incremento de la tasa de crecimiento de los asentamientos urbanos en la costa, y el consiguiente aumento de las aguas residuales que generan, pueden llegar a tener consecuencias drásticas en la estructura y en el funcionamiento de los ecosistemas marinos (Halpern et al, 2007). En este ámbito, los estudios de seguimiento ambiental encaminados a evaluar los efectos nocivos de las aguas residuales son esenciales para proteger los ecosistemas acuáticos y evaluar la eficacia de las medidas de mitigación de los planes de saneamiento.

Cuando las aguas residuales domésticas entran en el medio, aumentan la disponibilidad de nutrientes y materia orgánica. Muchas de las sustancias disueltas que forman parte de las aguas residuales de origen urbano, por su contenido en carbono orgánico, así como en nitrógeno y fósforo, pueden ser utilizadas por las comunidades microbianas y originar cambios no deseables en los ecosistemas acuáticos. Los nutrientes en concentración y proporción adecuada son esenciales para las comunidades del microplancton que forman la base de las redes tróficas en estos ecosistemas. Sin embargo, un aporte excesivo de nutrientes puede causar un incremento de la producción primaria que resulte perjudicial,

tanto para el funcionamiento del ecosistema como para los usos del agua. Este fenómeno se conoce como eutrofización. Asimismo, el alto contenido de materia orgánica de las aguas residuales puede dar lugar a descensos en la concentración de oxígeno disuelto en el agua, como consecuencia del consumo de oxígeno por la respiración microbiana. Una reducción del oxígeno disuelto podría hacer inviable la existencia de numerosas especies. En el medio bentónico, la mayor concentración de nutrientes en el agua promueve el desplazamiento de las macroalgas perennes de crecimiento lento por otras algas efímeras y anuales de crecimiento rápido (Cloern, 2001), mientras que un aumento de materia orgánica supone una ventaja competitiva para los invertebrados filtradores y suspensívoros (Kautsky et al, 1992). Por ello, resulta de interés vigilar las concentraciones de diferentes formas de nutrientes en el agua y del oxígeno disuelto.

Junto al aumento de nutrientes y materia orgánica, las aguas residuales también elevan la turbidez del agua, lo cual resulta generalmente en un régimen lumínico más bajo que limita la realización de la fotosíntesis de las macroalgas del fondo, y con ello la producción de oxígeno libre (Eriksson et al, 1998; Kautsky et al, 1986). Además, la elevada carga de sólidos en suspensión de las aguas residuales origina un aumento de las tasas de sedimentación. La asfixia por sedimento reduce la disponibilidad de oxígeno y nutrientes, y limita la disponibilidad de sustrato firme para la fijación de esporas y propágulos (Devinsky y Volse 1978; Eriksson y Johansson 2003), afectando especialmente a las especies con reproducción sexual (Eriksson et al, 1998). Por otra parte, la toxicidad de las aguas residuales ha sido documentada en ensayos de laboratorio (Kevekorde, 2001), sin embargo, los efectos en la naturaleza son difíciles de detectar, ya que su presencia es crónica y con bajas concentraciones, lo cual puede dar lugar a cambios a largo plazo difíciles de diferenciar de la variabilidad espacial y temporal natural (Walker y Kendrick, 1998).

Con objeto de evitar los efectos adversos en el medioambiente derivados de la contaminación, se estableció la Directiva sobre el Tratamiento de Aguas Residuales Urbanas (91/271/CEE) para mitigar los efectos de las aguas residuales. A través de esta directiva la Unión Europea estableció en 1991 la necesidad de depuración de las aguas fecales, antes del fin del año 2000 para aquellas aglomeraciones urbanas con más de 15.000 habitantes equivalentes, y del 2005 para las que tienen entre 2.000 y 15.000 habitantes equivalentes. Los logros obtenidos por la Directiva 91/271/CEE deben ser integrados con los objetivos de la Directiva Marco del Agua 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo (DMA), con el objetivo de asegurar el 'Buen Estado Ecológico' en todas las aguas. La DMA establece que la calidad de los elementos se determina mediante indicadores, que deberán quedar clasificados en uno de cinco estados posibles: 'Malo', 'Deficiente', 'Moderado', 'Bueno' y 'Muy Bueno'. Esta metodología implica también el cálculo de un ratio de calidad ecológica (EQR, Ecological Quality Ratio), así como la aplicación de valores numéricos que definan los límites entre las clases de estado.

A diferencia de otros vertidos de depuradoras localizadas en costa abierta donde el potencial impacto del efluente es puntual y ceñido al entorno, en el caso particular del vertido de la depuradora de Laida, al producirse en aguas estuáricas, éstas a su paso por la ensenada de Arketas en periodo de vaciado llevan una carga significativa de material disuelto y particulado (materia orgánica, sedimentos y limos) procedente de la cabecera y parte media del estuario (especialmente procedente del núcleo urbano de Gernika). Por lo anterior, el impacto del vertido será más difícil de evaluar ya que existe una contaminación difusa significativa procedente de aguas arriba del estuario. Sin embargo, es

previsible que se produzca en un futuro cercano una mejora sustancial de la calidad de éstas aguas como consecuencia de la finalización para el año 2022 de las actuaciones previstas en el Plan Integral de Saneamiento de Busturialdea. De esta forma, al ser la Reserva de la Biosfera del Urdaibai, zona de especial protección, la monitorización en el tiempo de la presente estación de Laida y de otros puntos de la Reserva permitirá evaluar las potenciales mejoras que se produzcan cuando los vertidos que actualmente se tratan en la depuradora de Gemika y los provenientes de otros núcleos urbanos de la Reserva sean tratados en la nueva depuradora comarcal de Lamiaran (Bermeo).

La valoración del impacto del vertido de la depuradora de Laida conlleva dificultades intrínsecas al producirse en un medio estuarino, el cual se caracteriza por sufrir cambios significativos en la salinidad y por presentar una carga de material disuelto y particulado (tanto de origen orgánico como inorgánico). Estos factores tienen una gran incidencia sobre las comunidades biológicas de zonas estuáricas, lo cual hace que tengan unas características propias y bien diferenciadas con respecto a las comunidades de costa abierta, presentando estas últimas una mayor diversidad y estabilidad. Por otro lado, así como en masas de agua de costa abierta existe una aceptable información sobre la composición de las comunidades biológicas en condiciones naturales (controles) en el caso de los estuarios la tipificación de las comunidades biológicas en condiciones naturales es notablemente más difícil ya que los estuarios son generalmente ecosistemas con alta influencia antrópica, con diferentes niveles de alteración. Adicionalmente, la propia variabilidad física de los estuarios y la existencia de gradientes fisicoquímicos muy marcados producen una alta variabilidad de las comunidades biológicas.

Para la elaboración del plan de vigilancia de la EDAR de Laida se han considerado los elementos de calidad fisicoquímicos y los biológicos, ya que son los que mejor podrían reflejar el impacto que produce el vertido de aguas residuales en el medio receptor. Como elementos de calidad fisicoquímicos se estudiarán en la columna de agua diversos parámetros: transparencia, turbidez, sólidos en suspensión, temperatura, materia orgánica e inorgánica total, oxígeno disuelto, salinidad, pH y nutrientes (Amonio; Nitratos; Fosfatos). Con estos elementos se podrá obtener el Índice de Calidad del Estado Físicoquímico (IC-EFQ) o PCQI de sus siglas en inglés (Physico-Chemical Quality Index). En cuanto a los indicadores biológicos, la zona de influencia directa del vertido de la depuradora de Laida (Oka exterior) pertenece a una masa de agua de transición, clasificación del Anexo II (BOE Real Decreto 817/2015), corresponde al tipo de Aguas de Transición AT-T09 ("Estuario atlántico intermareal con dominancia marina"). Para evaluar el estado ecológico de este tipo de aguas se pueden aplicar los siguientes elementos biológicos:

- Fitoplancton: Clorofila-a; SPTT-2 (*Spanish Phytoplankton Tool-Transitional*, version 2).
- Macroalgas: TMI (*Transitional Macroalgae Index*).
- Angiospermas: AQI (*Angiosperm Quality Index*).
- Fauna bentónica de invertebrados: M-AMBI (*Multivariate-AZTI's Marine Biotic Index*); QSB (*Quality of Soft Bottoms*).

Para el caso particular del plan de vigilancia de la EDAR de Laida se ha considerado que el caudal del vertido es muy reducido y que este impacta en una zona intermareal

constituída tanto por sustrato rocoso como por sustrato blando. Por lo anterior, la elección de las comunidades bentónicas intermareales de sustrato duro (macroalgas e invertebrados) y de sustrato blando (invertebrados) como principales elementos de calidad biológica puede considerarse adecuado. El esfuerzo de muestreo sobre ambos tipos de comunidades también será en un principio moderado tal como se detallará en el apartado metodológico. A los datos de flora y fauna obtenidos del intermareal rocoso no se podrá aplicar el índice RICQI-Rocky Intertidal Community Quality Index ya que está diseñado para la evaluación de la calidad en aguas costeras. De modo que como en la actualidad no existe un índice para la evaluación del estado ecológico en aguas de transición para el análisis conjunto de flora y fauna; teniendo en cuenta la larga experiencia en monitorización del Grupo de Investigación Bentos Marino UPV/EHU, dicha evaluación se llevará a cabo mediante juicio de experto en base a diversos parámetros de la comunidad (especies indicadoras, riqueza de especies, grupos funcionales y proporción de fauna y flora) y considerando el particular medio físico y entorno ambiental donde se produce el vertido. Con respecto a las comunidades de sustrato blando, AZTI evaluará el estado ecológico mediante la aplicación del índice biótico M-AMBI.

El presente informe detalla los resultados de la Campaña 2022 de las comunidades biológicas de sustrato duro (flora y fauna) y sustrato blando (fauna), así como de las características fisicoquímicas del medio receptor. En los capítulos correspondientes a los elementos objeto de este estudio se describe primero la metodología, a continuación los resultados (incluyendo una valoración de la calidad de la masa de agua) y por último se realiza una discusión con el fin de ayudar a la interpretación de los resultados. Posteriormente se realiza una discusión general y se emiten las principales conclusiones.

2. OBJETIVOS

El propósito general del presente estudio es evaluar el impacto ambiental del efluente de la EDAR de Laida (T.M. Ibarrangelua) en el medido receptor mediante la consecución de los siguientes objetivos:

- (1) Obtener información actualizada para el año 2022 sobre las condiciones fisicoquímicas generales de la columna de agua (temperatura, pH, salinidad, oxígeno disuelto, transparencia del agua, turbidez, sólidos en suspensión, materia orgánica e inorgánica y nutrientes) en el entorno receptor del efluente de la EDAR de Laida.
- (2) Obtener información actualizada para el año 2022 sobre la composición y estructura (especies indicadoras, riqueza, densidad y abundancia de especies, grupos tróficos de la fauna y grupos morfo-funcionales de algas) de las comunidades intermareales de macroalgas e invertebrados de sustrato duro bajo la influencia del efluente de la EDAR de Laida.
- (3) Obtener información actualizada para el año 2022 sobre las comunidades de invertebrados bentónicos de sustrato blando, así como de las características fisicoquímicas generales del sedimento presente, bajo la influencia del efluente de la EDAR de Laida.
- (4) Valorar el estado ecológico de las aguas (EcoQ) de acuerdo a la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE) (DMA), utilizando indicadores de calidad biológicos (macroalgas e invertebrados de sustrato rocoso, en base al juicio de experto; invertebrados de sustrato blando, en base al índice biótico M-AMBI) e indicadores de calidad del estado fisicoquímico de la columna de agua (en base al índice IC-EFQ).

3. COLUMNA DE AGUA

3.1. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1.1. Situación de las estaciones de muestreo y obtención de las muestras

La Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR) de Laida fue construida en 1998 por la Diputación Foral de Bizkaia, entró en funcionamiento ininterrumpido en 1999, gestionada por el Consorcio de Aguas de Busturialdea hasta 2021 y por el Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia desde 2022. La depuradora de Laida está situada en la zona lateral del camping de Arketas (Fig. 3.1) recibe las aguas del barrio de Laida, del barrio de Kanala y de las instalaciones de la playa, así como del camping de Arketas, para una población estival estimada de 1.400 habitantes. Las aguas son transportadas por gravedad hasta el pozo de bombeo situado en las proximidades de la entrada del camping (a 200 m de la depuradora).

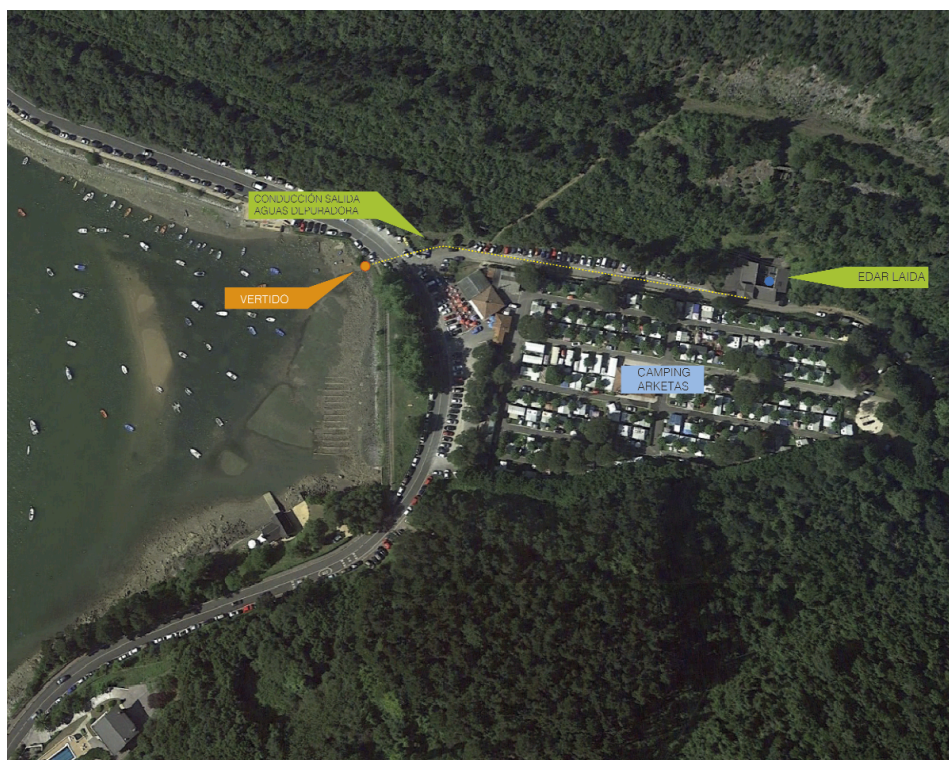


Fig. 3.1. Localización de la EDAR de Laida (T.M. de Ibarangelua) y del punto de vertido del efluente de aguas residuales tratadas.

La EDAR de Laida es de pequeñas dimensiones, teniendo una capacidad máxima de tratamiento de 65 m³/hora y un caudal diario de 280 m³/día durante la época estival. Antes de su bombeo a la planta de tratamiento, el agua residual sufre en el pozo próximo al camping un tratamiento previo de trituración. Este pozo está conectado a un depósito de tormentas que absorbe el exceso de agua procedente de las lluvias. Las aguas brutas

que llegan a la depuradora sufren previamente un desbaste fino para posteriormente pasar a dos líneas de tratamiento biológico que operan en paralelo (la utilización de las 2 líneas o bien de una sola depende de la variabilidad de caudales entre verano e invierno, respectivamente). Cada línea dispone de una zona de anoxia (provista de un agitador sumergible) y de una zona de aireación (con difusores de aire). A continuación, el agua de cada línea llega a un decantador estático para pasar, posteriormente, a un depósito cuya agua de salida recibe un tratamiento terciario por ultrafiltración. Finalmente, el agua ultrafiltrada sufre desinfección mediante rayos ultravioleta y las aguas tratadas son impulsadas por una tubería hacia la margen derecha de la ensenada rocosa-fangosa-arenosa de Arketas, saliendo el efluente en la zona superior del intermareal.

Para la vigilancia y control de la calidad de las aguas en el entorno del vertido de la EDAR se llevaron a cabo cuatro campañas de muestreo estival (9/9/19, 3/9/20, 8/7/21 y 4/8/22), periodo de mayor impacto del vertido, en dos momentos del día (bajamar y pleamar). Los resultados de la analítica en bajamar permiten caracterizar la masa de agua con mayor influencia fluvial, mientras que en pleamar se caracteriza la masa de agua con mayor influencia marina. La red de muestro en la columna del agua abarca un total de 3 estaciones localizadas en la ensenada de Arketas (LAI_CA_E1, LAI_CA_E2, LAI_CA_E3, a distancias con respecto del punto de vertido de 235 m y 175 m en dirección suroeste y 165 m en dirección noroeste, respectivamente) (Fig. 3.2 y Tabla 3.1).

3.1.2. Métodos analíticos

3.1.2.1. Variables medidas “in situ”

El oxígeno disuelto, la salinidad, la temperatura y el pH fueron medidos con una sonda modelo HI9829 de “Hanna Instruments S.L”. Previamente a la realización de las medidas “in situ”, los sensores fueron calibrados en el laboratorio como se indica a continuación:

Oxígeno disuelto: El sensor utilizado fue el HI7609829-2. Debido a que la precisión del sensor de oxígeno disuelto está directamente relacionada con la limpieza y el estado de su membrana, ésta se sustituye antes de cada calibrado. La calibración del % de saturación del oxígeno disuelto se realiza un ajuste en dos puntos: 0% y 100%. Para el ajuste del 0% se utiliza una solución patrón HI7040L. Para ello se vierte la solución en un vaso de calibrado y se encaja en la parte de la sonda donde se encuentra el sensor de oxígeno disuelto. Cuando la sonda avisa de que el valor está estable se almacena el valor de oxígeno disuelto como 0%. Para ajustarlo al 100% se hace del mismo modo, pero en aire.

pH: Para la calibración del sensor de pH HI7609829-0 se realiza un ajuste en tres puntos: 4.01, 7.01 y 9.18. Para el ajuste del 4.01 se utiliza una solución patrón HI5004. Para ello se vierte la solución en un vaso de calibrado y se encaja en la parte de la sonda donde se encuentran el sensor de pH. Cuando la sonda avisa de que el valor está estable se almacena el valor de pH como 4.01. Para ajustarlo al 7.01 y 9.18 se utilizan las soluciones patrón HI5007 y HI5091, respectivamente, utilizando el mismo procedimiento que con la solución de pH 4.01. Una vez realizados los tres ajustes, la sonda almacena los datos. Al igual que con el oxígeno disuelto, es importante que este sensor esté limpio en todo momento y para su almacenaje se utiliza un tapón con una solución patrón HI70300L.

Conductividad: La sonda multiparamétrica HI9829 calcula los valores de salinidad partiendo de los datos de conductividad mediante un algoritmo matemático, por lo tanto,



Fig. 3.2. Localización del punto de vertido del efluente de la EDAR de Laida (T.M. de Ibarrangelua) y de las tres estaciones de muestreo de la columna de agua.

Estación	Código Estación	Distancia (m)	Latitud	Longitud
1	LAI_CA_E1	235 m	43°23'44.10"N	2°41'0.69"O
2	LAI_CA_E2	175 m	43°23'40.95"N	2°40'53.85"O
3	LAI_CA_E3	165 m	43°23'45.23"N	2°40'58.12"O

Tabla 3.1. Coordenadas y distancia al punto de vertido del efluente de la EDAR de Laida de las 3 estaciones de muestreo de la columna de agua.

lo que se calibra es la conductividad. Para la calibración del sensor de conductividad HI7609829-3 se realiza un ajuste en un punto: 80.000 μS . Este método de calibración está compensado respecto a la temperatura, ya que la conductividad varía con la temperatura, por lo que no es necesario ajustarlo a la temperatura ambiente. Para el ajuste del 80.000 μS se utiliza una solución patrón HI7034L. Para ello se vierte la solución en un vaso de calibrado y se encaja en la parte de la sonda donde se encuentran el sensor de conductividad. Cuando la sonda avisa de que el valor está estable se almacena el valor. Al igual que con los parámetros anteriores, es importante que este sensor esté limpio en todo momento para evitar posibles derivas en sus mediciones.

En cada estación de muestreo (Fig. 3.2; Tabla 3.1), el oxígeno disuelto, la salinidad, la temperatura, el pH y la radiación PAR fueron medidos desde un máximo de -3,5 metros de profundidad (en las zonas más profundas) hasta la superficie, a intervalos de 0,5 metros.

La intensidad lumínica de cada estación (radiación PAR: ancho de banda 400 700 nm) fue estimada (en $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$) mediante un sensor de Quantum subacuático (LICOR, modelo LI-192SA) para la medida de la radiación fotosintéticamente activa (PAR) y un registrador digital modelo LI-1000-32.

Además, en cada estación se tomó una muestra en superficie (-0,2 m) y otra en fondo mediante el empleo de botellas alfa de tipo vertical (Wildco, USA) de 2,2 litros de volumen. Estas muestras de agua de mar fueron transportadas en oscuridad al laboratorio,

en botes de polietileno previamente numerados, los cuales se conservaron en el frigorífico a 4 °C hasta su posterior procesado. En dichas muestras se analizaron las variables turbidez, sólidos suspendidos, formas de nitrógeno (amonio y nitratos) y fosfatos inorgánicos disueltos. Los nutrientes fueron únicamente analizados en las muestras de superficie.

3.1.2.2. Variables medidas en laboratorio

Nutrientes inorgánicos disueltos

Los nutrientes disueltos a analizar fueron amonio, nitrato calculado a partir del nitrógeno oxidado total y ortofosfato. Los análisis se realizaron mediante colorimetría VIS/UV en analizador automático de 5 canales con flujo segmentado en el Laboratorio Químico de la Unidad de Investigación Marina de Fundación AZTI en Pasaia (Gipuzkoa).

Las muestras se determinaron aplicando un rango de concentraciones inferiores a las ofertadas (Tabla 3.2).

Nutriente	Rango concentraciones ($\mu\text{mol/l}$)
AMONIO	0,4 - 20
NITRITO	0,2 - 8
NITRÓGENO OXIDADO TOTAL (NOT)	0,96 - 48
NITRATO	0,8 - 40
ORTOFOSFATO	0,08 - 4,0

Tabla 3.2. Rango de concentraciones del método de determinación en $\mu\text{mol/l}$

Las determinaciones individuales de estos nutrientes disueltos se basaron en métodos que aplican reacciones colorimétricas clásicas y ampliamente utilizadas, tanto para aguas continentales como para aguas marinas (GO-SHIP manual de Hydes et al, 2010).

- La determinación de amonio se basa en la formación del azul de indofenol (reacción de Berthelot).
- La determinación de nitrito se basa en la reacción de Griess-Ilosvay y la adaptación a agua de mar de Bendschneider y Robinson (1952).
- El nitrato se determina por cálculo a partir de la suma de nitrato y nitrito (llamado comúnmente NOT o nitrógeno oxidado total). El nitrato se reduce a nitrito. El método de reducción más habitual para el agua de mar utiliza cadmio o cadmio-cobre como reductores (Brewer y Riley, 1965). En la versión actual del método se utiliza un coil de cadmio activado mediante deposición de cobre.
- El silicato y el ortofosfato se determinan mediante el método del azul de molibdeno. En ambos casos se utiliza ácido ascórbico como reductor. El ácido oxálico y una menor acidez limitan la interferencia del fosfato sobre el silicato. Recíprocamente, un medio ácido fuerte evita la interferencia del silicato sobre el fosfato.

Sólidos en suspensión

Para medir los sólidos en suspensión, se utilizó un sistema de filtración SCHARLAU, una bomba de membrana VACUUBRAND ME2NT con un flujo de 2 m³/h y filtros WHATMAN GF/C de 1,2 µm de luz de poro. Anteriormente al proceso de filtrado, los filtros de microfibra de vidrio fueron secados durante 12 horas a 450 °C en una mufla Select Horn para determinar su peso posteriormente en una balanza Sartorius R 200 D con una precisión de 5 dígitos. De cada bote se extrajo 1 litro de agua previamente agitado y se filtró a través de un embudo filtrante en un matraz Kitasatos con la ayuda de la succión producida por la bomba de trompa de vacío por agua. Se añadió agua destilada por la superficie de las paredes del embudo con el fin de eliminar los posibles restos de sal y sólidos adheridos a éstas. Los filtros se secaron en una estufa INDELAB durante 8 horas a 80 °C y se volvieron a pesar (filtro + sólidos en suspensión retenidos), determinándose así el peso de los sólidos en suspensión en cada filtro.

La materia orgánica se obtuvo por sustracción de la materia inorgánica que presentaban los sólidos en suspensión. Para ello se calcinaron los filtros en la mufla durante 12 horas a 450 °C y se determinó el peso de la materia inorgánica que quedó retenida en cada filtro. Los análisis se realizaron en el departamento de Zoología y Dinámica Celular Animal de la Universidad del País Vasco/Euskal Herriko Unibertsitatea.

Turbidez del agua

Las medidas de turbidez se efectúan en un intervalo inferior a 24 h tras la toma de muestras. En una submuestra, se emplea un turbidímetro Hach 2100P, USA, calibrado con un set de calibración StablCal 26594-05 de 4 viales. Las medidas del turbidímetro se expresan en NTU (Nephelometric Turbidity Units).

3.1.2.3. Variables derivadas

Coeficiente de atenuación de la luz

Con los valores de radiación PAR recogidos a lo largo de la columna de agua durante los dos muestreos, se realizaron regresiones lineales de los datos de la columna de agua de cada estación para obtener los correspondientes coeficientes de extinción de la luz.

Se acepta que un haz de luz monocromática se atenúa a su paso a través de cierto medio, de acuerdo con la ecuación:

$$I_z = I_0 e^{-\mu z}$$

siendo: I_0 : intensidad de la luz incidente; I_z : intensidad luminosa después de haber atravesado una capa de medio de espesor; μ : coeficiente de extinción (que reúne absorción y difusión), que varía con la longitud de onda de la radiación considerada.

En el medio acuático se suele considerar la atenuación luminosa de un haz que incluye un determinado espectro de longitudes de onda, en este caso el espectro de luz visible. El coeficiente de extinción (μ) de la columna de agua se obtiene a partir de la ecuación anterior, donde:

$$I_z/I_0 = e^{-\mu z}$$

$$-\mu z = \ln I_z/I_0$$

$$\mu = -\ln(I_z/I_0)/z$$

de manera que realizando una regresión lineal entre el incremento de profundidad (Δz) y $-\ln I_z/I_0$, la pendiente de la recta obtenida es el valor de μ .

3.1.3. Metodología para la evaluación de la calidad fisicoquímica del agua

La evaluación del estado fisicoquímico de las estaciones de muestreo se llevó a cabo mediante el índice IC-EFQ o PCQI de sus siglas en inglés (*Physico-Chemical Quality Index*), a partir de la metodología desarrollada por Bald et al (2005) con ligeras modificaciones (Borja et al, 2015; URA, 2015).

Las variables utilizadas son: porcentaje de saturación de oxígeno, nutrientes (amonio, nitrato y fosfato) y propiedades ópticas (turbidez y sólidos en suspensión).

El índice arroja un valor de EQR (*Ecological Quality Ratio*) con el cual se clasifica el estado fisicoquímico en un sistema de cinco clases, tal y como requiere la DMA. En años recientes, la aplicación del índice PCQI se ha hecho más sencilla mediante el desarrollo de ecuaciones que permiten calcular el valor de EQR sin necesidad de aplicar técnicas de Análisis Factorial (Borja et al, 2015; URA, 2015).

La ecuación que relaciona el valor de EQR de una estación de muestreo euhalina de transición con respecto al valor transformado logarítmicamente ($\ln(1+x)$) de cada una de las variables fisicoquímicas es como sigue (URA, 2015):

$$\text{EQR} = -0,735464 + 0,52888 \cdot O_2 - 0,148648 \cdot \text{AM} - 0,100287 \cdot \text{NA} - 0,208895 \cdot \text{PO}_4 - 0,0496191 \cdot \text{TURB} - 0,0246398 \cdot \text{SS}$$

Donde:

O_2 = Porcentaje de saturación de oxígeno

AM = Amonio ($\mu\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$)

NA = Nitrato ($\mu\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$)

PO_4 = Fosfato ($\mu\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$)

TURB = Turbidez (NTU)

SS = Sólidos en suspensión ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)

El EQR se calcula desglosado para cada estación y momento de muestreo (bajamar o pleamar), pudiéndose integrar finalmente en un EQR total mediante el cálculo del percentil 25 de los EQRs parciales.

Los límites de EQR que definen las clases de estado son los siguientes: Muy bueno/Bueno= 0,83; Bueno/Moderado= 0,62; Moderado/Deficiente= 0,41; Deficiente/Malo= 0,20 (URA, 2015).

3.2. RESULTADOS

En este apartado se exponen los resultados obtenidos en el estudio de las variables fisicoquímicas analizadas en la columna de agua en las inmediaciones del vertido de la EDAR de Laida en 2019, 2020, 2021 y 2022. Se detalla la información de las tres estaciones que componen la red de estudio en los dos niveles de marea (bajamar y pleamar) estudiadas en el verano de 2019, 2020, 2021 y 2022. Asimismo, se realiza una valoración de la calidad fisicoquímica del agua mediante el índice IC-EFQ (Índice de Calidad del Estado Fisicoquímico) a partir de la metodología desarrollada por Bald et al (2005).

3.2.1. Temperatura, pH y salinidad

En la Figura 3.3 quedan representados los valores promedio de la temperatura del agua de mar medidos desde superficie (0 m) a 3,5 m de profundidad en las tres estaciones y en los dos niveles de marea estudiados en el verano de 2019, 2020, 2021 y 2022. La temperatura varió en un rango entre 17,9 °C, en la Estación 3 (LAI_CA_E3) durante la bajamar de la Campaña 2019, y 24,7 °C, en la Estación 1 (LAI_CA_E1) durante la bajamar de la Campaña 2022, situándose en valores típicos de la zona del Oka exterior (Madariaga et al, 1994). Destaca que la temperatura ha mostrado siempre una elevada homogeneidad entre las tres estaciones estudiadas en cada nivel de marea y en cada jornada de muestreo, así como el leve aumento de este parámetro en 2022.

Los valores de pH promedio para cada estación y nivel de marea en 2019, 2020, 2021 y 2022 quedan recogidos en la Figura 3.4. Los valores de pH muestran un estrecho rango de variación, con 7,95 en la Estación 1 (LAI_CA_E1) durante la bajamar de la actual Campaña 2022, y 8,20 durante la pleamar de 2021 en las estaciones 2 y 3. Estos valores se corresponden con los que se registran en aguas marinas en equilibrio con la atmósfera (Millero, 1996). Destaca la alta similitud del área de estudio en cada uno de los dos niveles de marea analizados.

En la Figura 3.5 quedan representados los valores de la salinidad promedio medida desde superficie (0 m) a 3,5 m de profundidad de las tres estaciones en los dos niveles de marea estudiados en el verano de 2019, 2020, 2021 y 2022. La similitud de las tres estaciones en cada uno de los niveles de marea fue alta. Los valores oscilaron entre los 30,15 USP, durante la bajamar en la anterior Campaña 2021 en la Estación 1 (LAI_CA_E1) y los 35,35 USP de la Estación 2 (LAI_CA_E2) durante la pleamar de la Campaña 2019. La salinidad promedio fue de 33,37 USP, la cual se corresponde con los valores de aguas de transición del tipo euhalino con una marcada influencia marina por su proximidad a las aguas costeras (Mitsch y Gosselink, 1986). Por lo tanto, se descarta una influencia significativa del aporte de agua dulce del vertido de la EDAR de Laida.

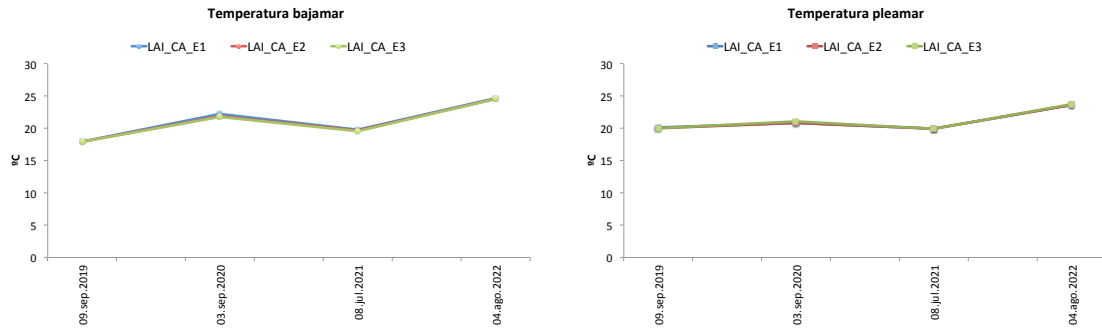


Fig. 3.3. Temperatura del agua superficial del mar en las 3 estaciones de muestreo en bajamar y pleamar en las campañas realizadas en 2019, 2020, 2021 y 2022.

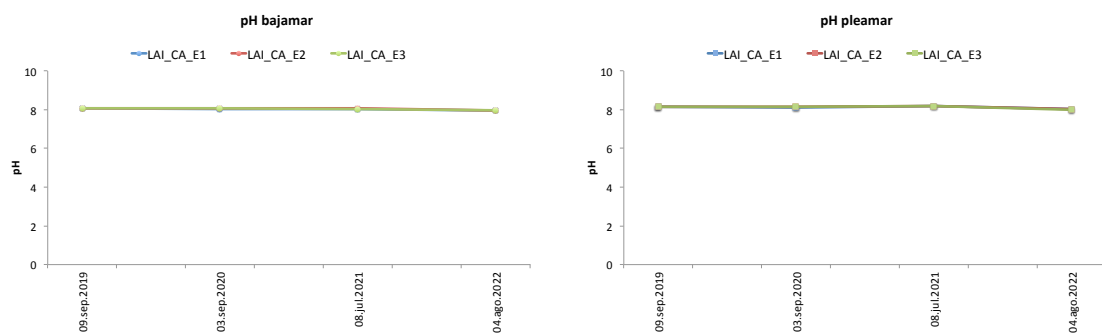


Fig. 3.4. pH promedio de los primeros 3,5 m de profundidad de la columna de agua de las 3 estaciones de muestreo en bajamar y pleamar en las campañas realizadas en 2019, 2020, 2021 y 2022.

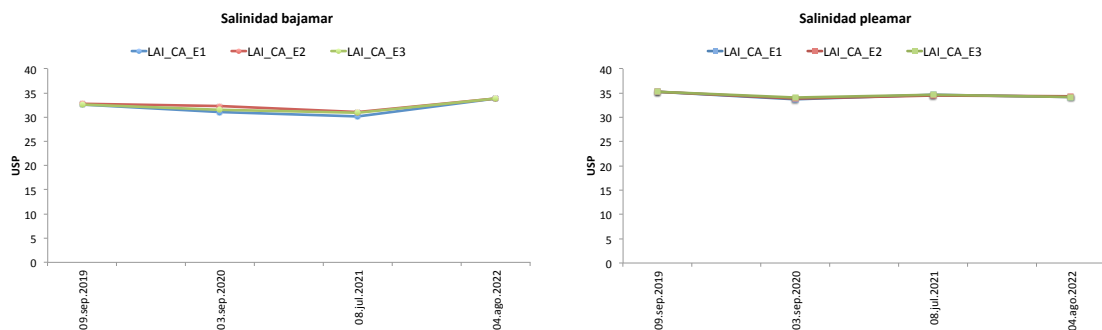


Fig. 3.5. Salinidad promedio de los primeros 3,5 m de profundidad de la columna de agua en las 3 estaciones de muestreo en bajamar y pleamar en las campañas realizadas en 2019, 2020, 2021 y 2022.

3.2.2. Oxígeno Disuelto

La saturación de oxígeno media durante el estudio en las tres estaciones en bajamar fue de 80,1%, y de 90,0% en pleamar (Fig. 3.6). Estas diferencias se deben a que durante la marea creciente se da una gran renovación de las masas de agua que impiden situaciones de baja oxigenación. El promedio de los dos niveles de marea fue de 85,1%. Estas condiciones de oxigenación se consideran Buenas, ya que superan el valor del umbral Bueno/Moderado (83%) para aguas de transición euhalinas de la Costa Vasca (BOE, 2016; Borja et al, 2018). No obstante, en relación a la actual Campaña 2022 han destacado los elevados registros de este parámetro en las tres estaciones de muestreo durante las dos condiciones de marea estudiadas. Así, todos los resultados obtenidos han superado el

umbral Muy Bueno/Bueno (92%). De modo similar a campañas anteriores, no se observa un patrón relacionado con la cercanía al punto de vertido, por lo que las condiciones de oxigenación de la columna de agua del entorno del efluente durante el estudio podrían guardar relación con la dinámica de corrientes y el escaso flujo de agua en bajamar.

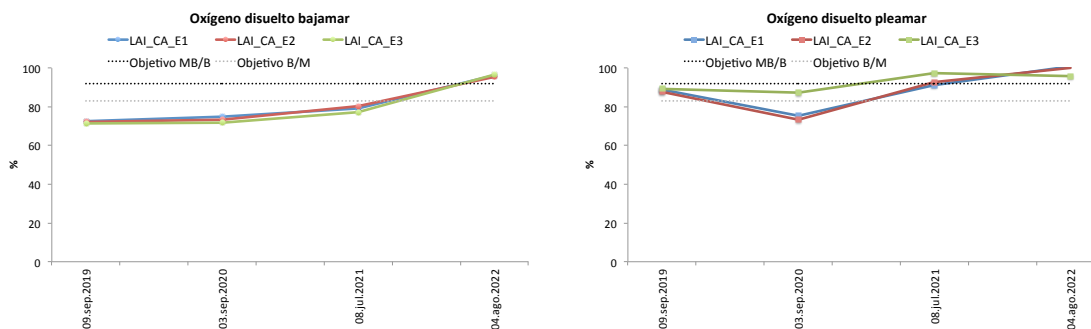


Fig. 3.6. Promedio del oxígeno disuelto en los primeros 3,5 m de profundidad de la columna de agua de las 3 estaciones de muestreo en bajamar y pleamar en las campañas realizadas en 2019, 2020, 2021 y 2022. La línea discontinua indica el objetivo de calidad. Línea discontinua negra: umbral entre los estados Muy Bueno y Bueno, Línea discontinua gris: umbral entre los estados Bueno y Moderado (CHC y URA, 2016; BOE, 2016).

3.2.3. Condiciones ópticas

El coeficiente de extinción de luz (Fig. 3.7) presentó un registro promedio en pleamar (0,432) y en bajamar (0,597) que indica leves diferencias en relación a la transparencia de las aguas en cada una de las condiciones de marea durante el periodo de estudio. Respecto a las campañas analizadas, cabe destacar el retroceso generalizado de este coeficiente (mayor transparencia del agua) en condiciones de pleamar en las campañas 2021 y 2022, con registros similares a 2019, e indicando una menor influencia de la carga del río en las citadas campañas. Asimismo, destacó la elevada transparencia de las aguas en la Estación 2 (LAI_CA_E2) en 2020 en condiciones de bajamar. Por el contrario, los mayores registros de este parámetro (menor transparencia) se han observado en las estaciones 1 y 2 (LAI_CA_E1 y LAI_CA_E2) en pleamar en la Campaña 2020. En general, los valores promedio detectados en el área de estudio, en torno a 0,514, indican unas condiciones de escasa transparencia del agua, relacionadas con los aportes provenientes del río y con la escasa profundidad y la morfología que presenta el área de muestreo.

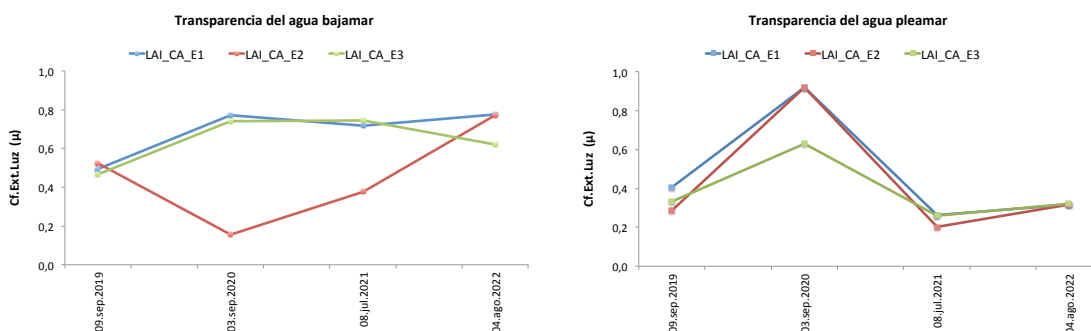


Fig. 3.7. Coeficiente de extinción de la luz en los primeros 3,5 m de profundidad de la columna de agua de las 3 estaciones de muestreo en bajamar y pleamar en las campañas realizadas en 2019, 2020, 2021 y 2022.

3.2.4. Turbidez

La transparencia del agua es una propiedad óptica relacionada con la turbidez. La turbidez varió durante el estudio en un rango entre 1,96 NTU y 2,87 NTU en pleamar y bajamar, respectivamente (Fig. 3.8), con un promedio entre los dos niveles de marea de 2,41 NTU. Destaca un gradiente en relación a este parámetro, ya que los registros de turbidez en superficie siempre son más elevados en el área de estudio en condiciones de bajamar, especialmente en 2019, 2020 y 2022. Este aspecto indica un mayor efecto de los aportes fluviales en la zona superficial de la columna de agua, por donde discurre preferentemente la descarga dulce del río debido a su menor densidad en comparación con el agua salada, que circula mayoritariamente por el fondo. Asimismo destaca el aumento generalizado de la turbidez en la actual Campaña 2022 en todo el área de estudio durante el muestreo de superficie y fondo en condiciones de bajamar. No obstante, los valores obtenidos en las tres estaciones en todas las campañas y condiciones de marea se sitúan por debajo (<5 NTU) de aquellos de condiciones de referencia de Muy Buen Estado en aguas de transición euhalinas de la Costa Vasca (BOE, 2016; Borja et al, 2018). De este modo, se descarta un efecto significativo del vertido de la EDAR de Laida en la turbidez del área de estudio.

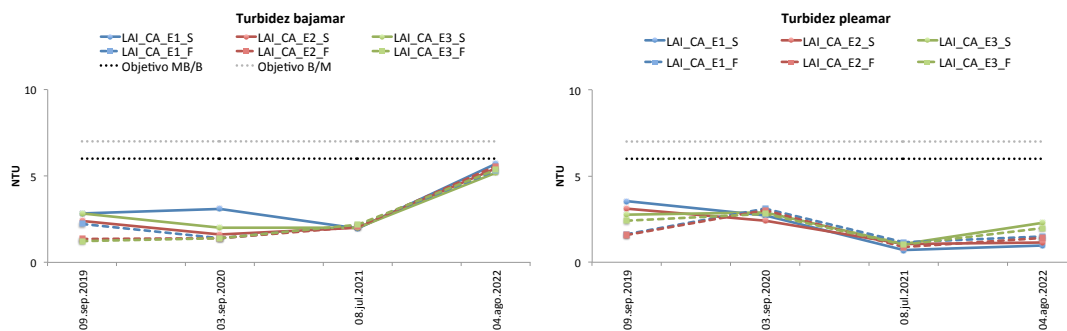


Fig. 3.8. Turbidez del agua de las 3 estaciones de muestreo en superficie y fondo, en bajamar y pleamar en las campañas realizadas en 2019, 2020, 2021 y 2022. La línea discontinua indica el objetivo de calidad. Línea discontinua negra: umbral entre los estados Muy Bueno y Bueno, Línea discontinua gris: umbral entre los estados Bueno y Moderado (CHC y URA, 2016; BOE, 2016).

3.2.5. Sólidos en suspensión

En la Figura 3.9 se muestra el contenido de sólidos en suspensión en el agua de mar en superficie (0 m) y en el fondo (a 3,5 m de profundidad) en los dos niveles de marea analizados en el verano de 2019, 2020, 2021 y 2022. El valor promedio de este parámetro durante la bajamar fue de 6,92 mg/l y durante la pleamar, 4,40 mg/l. En ambas condiciones de marea, se observó una variabilidad relativamente baja entre estaciones y las diferencias en el contenido de sólidos en suspensión entre las masas de agua superficiales y las de fondo no fueron significativas. Únicamente han sido destacables los mayores niveles puntuales obtenidos en la Estación 3 (LAI_CA_E3, más próxima al vertido) en las medidas de fondo durante la bajamar (14,57 mg/l) en 2019 y en la Estación 2 (LAI_CA_E2, cercana al vertido) en las medidas de fondo durante la pleamar (15,90 mg/l) en 2020. La explicación a este resultado podría estar asociada a la remoción de la capa de sedimento a la hora de tomar la muestra de agua de esta estación. No obstante, cabe destacar que la concentración de sólidos en suspensión se mantuvo en

todos los casos muy por debajo de las condiciones de referencia de Muy Buen Estado para aguas de transición euhalinas para la Costa Vasca (BOE, 2016; Borja et al, 2018).

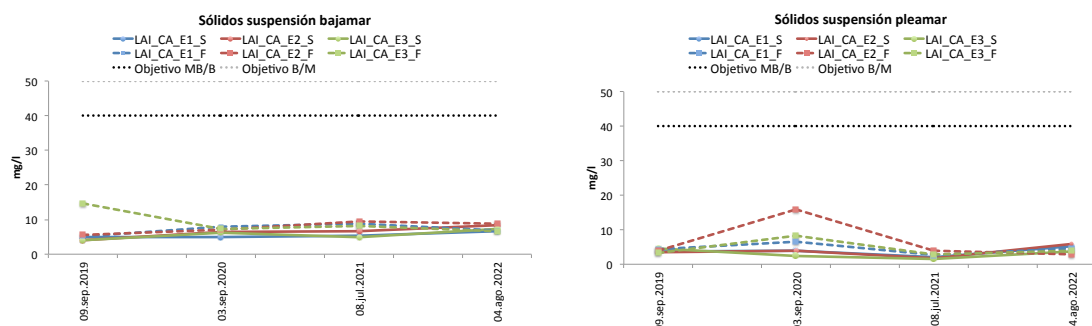


Fig. 3.9. Sólidos en suspensión del agua de las 3 estaciones de muestreo en superficie y fondo, en bajamar y pleamar en las campañas realizadas en 2019, 2020, 2021 y 2022. La línea discontinua indica el objetivo de calidad. Línea discontinua negra: umbral entre los estados Muy Bueno y Bueno, Línea discontinua gris: umbral entre los estados Bueno y Moderado (CHC y URA, 2016; BOE, 2016).

En las Figuras 3.10 y 3.11 se muestra la proporción de la materia orgánica e inorgánica de los sólidos en suspensión en la superficie y en el fondo, respectivamente, para los muestreos realizados en 2019, 2020, 2021 y 2022. Se observa que el porcentaje de materia inorgánica era significativamente superior a la de materia orgánica en todo el área de estudio, tanto en condiciones de bajamar como durante la pleamar. Asimismo, los porcentajes de materia orgánica fueron más altos en las muestras de fondo. No obstante, en los registros de pleamar en 2021 y en los de bajamar en 2022 el porcentaje de materia orgánica e inorgánica se ha igualado. En general, se descarta que la elevada concentración de sólidos en suspensión registrada para estas muestras esté relacionada con el porcentaje de materia orgánica.

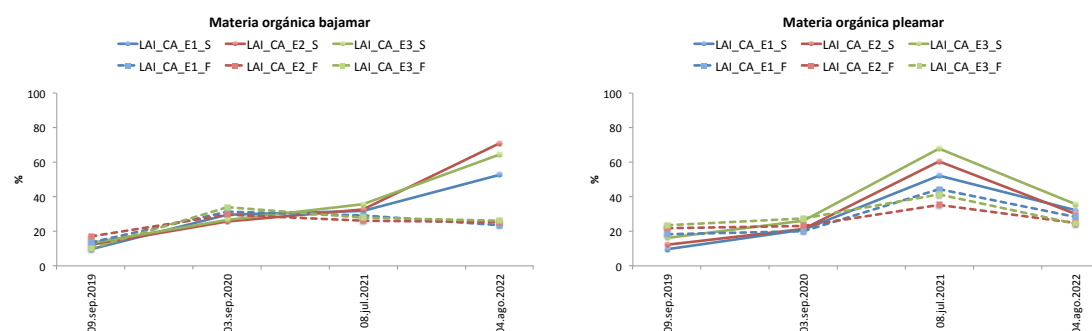


Fig. 3.10. Materia orgánica del agua de mar en superficie y fondo en las 3 estaciones de muestreo en bajamar y pleamar en las campañas realizadas en 2019, 2020, 2021 y 2022.

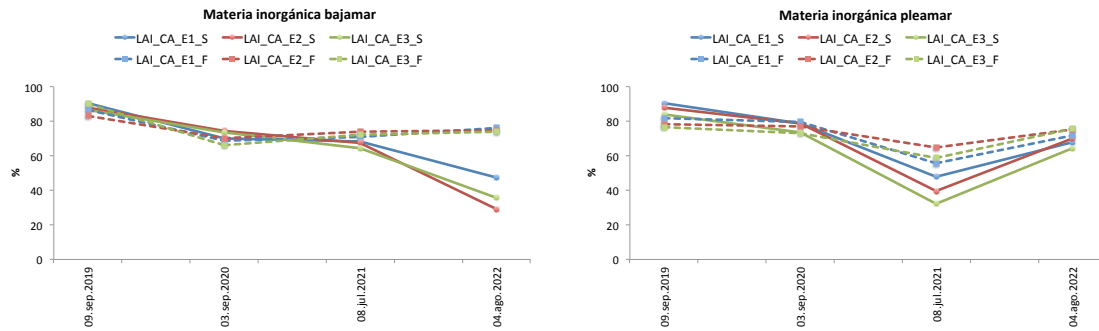


Fig. 3.11. Materia inorgánica del agua de mar en superficie y fondo en las 3 estaciones de muestreo en bajamar y pleamar en las campañas realizadas en 2019, 2020, 2021 y 2022.

3.2.6. Nutrientes inorgánicos disueltos

Los resultados del análisis de la concentración de nitratos, amonio y fosfato en el agua de superficie de cada una de las estaciones durante las condiciones de bajamar y pleamar en las cuatro campañas analizadas (2019, 2020, 2021 y 2022) quedan detallados en la Figura 3.12. En cuanto a la concentración de nitrato, el valor medio del área de muestreo durante el periodo de estudio fue de 1,34 $\mu\text{mol/l}$, teniendo en cuenta los niveles de bajamar y pleamar. Los valores oscilaron entre menos de 0,2 $\mu\text{mol/l}$, en las estaciones 1 y 2 (LAI_CA_E1 y LAI_CA_2) en 2019, y 5,9 $\mu\text{mol/l}$ en la Estación 1 (LAI_CA_E1) en 2020, todos ellos durante las condiciones de bajamar. En todas las campañas estudiadas, las concentraciones de nitrato obtuvieron valores muy por debajo del límite establecido para unas condiciones de referencia de Muy Buen Estado (15 $\mu\text{mol/l}$) en tramos euhalinos de la Costa Vasca (Bald et al, 2005; BOE, 2016; Borja et al, 2018). La concentración de amonio obtuvo un valor medio en el área de estudio de 4,55 $\mu\text{mol/l}$ y de 3,09 $\mu\text{mol/l}$ en durante el periodo de bajamar y pleamar, respectivamente, teniendo en cuenta el periodo 2019-2022, siendo la media total del área de muestreo de 3,82 $\mu\text{mol/l}$, inferior al umbral de calidad Muy Bueno y Bueno (5 $\mu\text{mol/l}$). No obstante, si bien se observó que las concentraciones de amonio se mantuvieron en todos los casos por debajo del citado umbral en 2019, 2021 y 2022, se detectó un aumento notable de este parámetro en las medidas realizadas en la Campaña 2020. Así, los resultados del muestreo en bajamar indicaron que en las estaciones 1 (LAI_CA_E1, más alejada del vertido) y 3 (LAI_CA_E3, más cercana al vertido) los niveles de amonio superaron el umbral de calidad Bueno y Moderado (9 $\mu\text{mol/l}$). No obstante, estos resultados revelaban que el vertido no parecía ser la fuente de estas elevadas concentraciones debido a que fueron registradas en las zona más cercana y más alejada del vertido, mientras que en la Estación 2 (LAI_CA_E2), que se encuentra a una distancia intermedia del efluente, la concentración de amonio fue menor. Por otro lado, los resultados obtenidos en las tres estaciones durante la pleamar en 2020 se situaron entre los umbrales Muy Bueno y Bueno y Bueno y Moderado para tramos euhalinos de la Costa Vasca (BOE 2016; Borja et al, 2018), descartándose también su relación con el efluente. La concentración de fosfato fue mayor para las tres estaciones en las medidas realizadas en bajamar en la Campaña 2022 (valor máximo de 0,60 $\mu\text{mol/l}$, 0,55 $\mu\text{mol/l}$ y 0,45 $\mu\text{mol/l}$, en LAI_CA_E3, LAI_CA_E2 y LAI_CA_E1, respectivamente). No obstante, durante todo el estudio el valor de fosfato se ha mantenido por debajo del límite establecido para unas condiciones de referencia de Muy Buen Estado (0,60 $\mu\text{mol/l}$) para tramos euhalinos de la Costa Vasca (Bald et al, 2005; BOE, 2016; Borja et al, 2018).

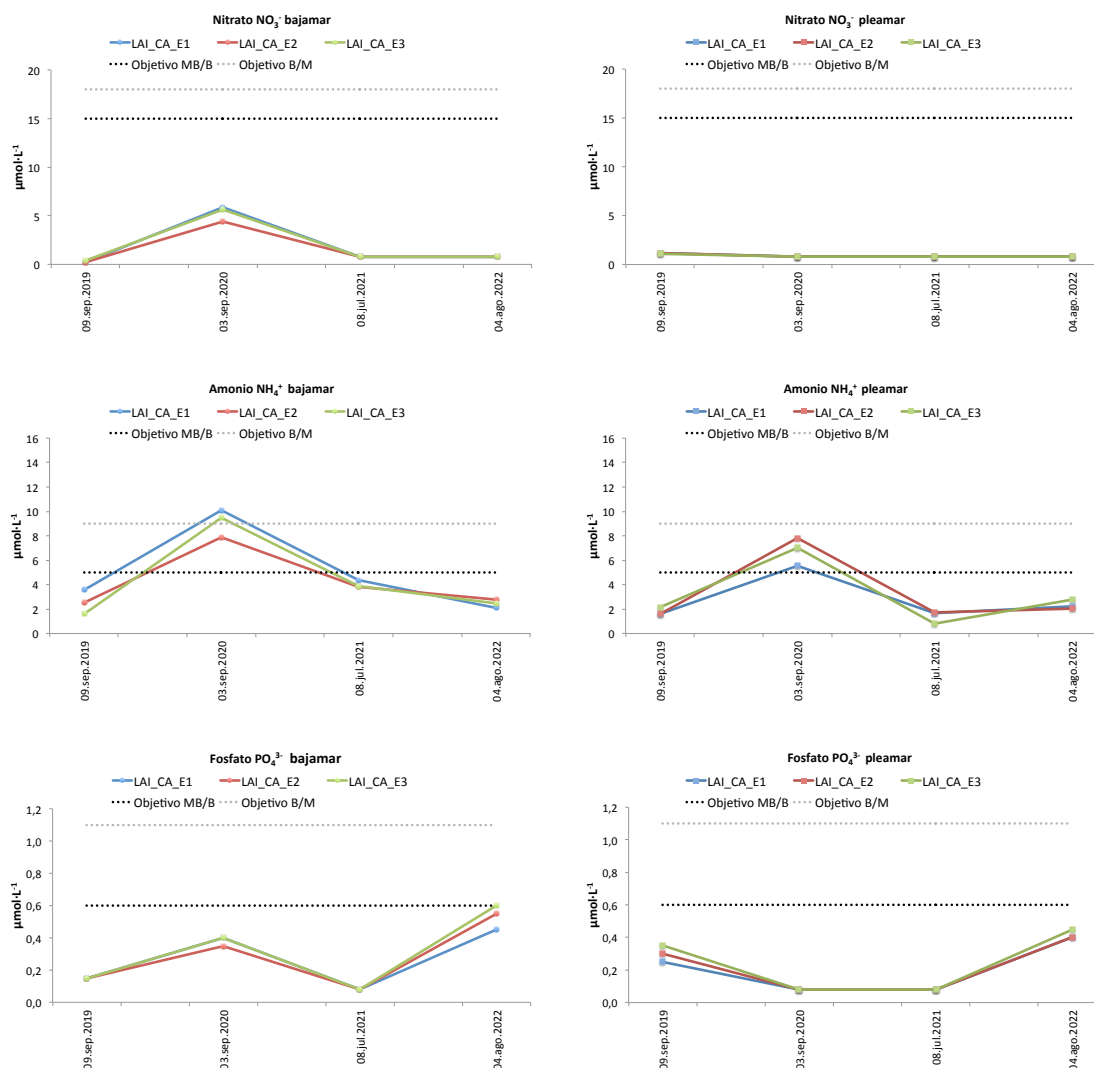


Fig. 3.12. Concentración de Nitrato, Amonio y Fosfato en agua de mar de superficie en las 3 estaciones de muestreo en bajamar y pleamar en las campañas realizadas en 2019, 2020, 2021 y 2022. Línea discontinua negra: umbral entre los estados Muy Bueno y Bueno, Línea discontinua gris: umbral entre los estados Bueno y Moderado (CHC y URA, 2016; BOE, 2016).

3.2.7. Estado de calidad fisicoquímica

Aplicando el índice que utiliza los datos de saturación de oxígeno, nutrientes, turbidez y sólidos en suspensión, el estado fisicoquímico se clasificó en cada estación de muestreo y nivel de marea en la categoría de 'Muy Bueno' (Tabla 3.3).

Integrando los dos niveles de marea, el EQR total (percentil 25 de los EQRs parciales) de las estaciones de muestreo varió entre 1,21 y 1,25 en 2022, presentando los valores medios del EQR en las tres localidades una elevada similitud. En base a estos resultados el efecto del vertido de la EDAR de Laida en las estaciones del área de estudio es mínimo.

Índice PCQI Campaña	LAI_CA_E1		LAI_CA_E2		LAI_CA_E3	
	EQR	Estado	EQR	Estado	EQR	Estado
2019_Bajamar	1,18	MB	1,21	MB	1,21	MB
2019_Pleamar	1,28	MB	1,27	MB	1,23	MB
2019	1,19	Muy bueno	1,22	Muy bueno	1,22	Muy bueno
2020_Bajamar	0,83	MB	0,89	MB	0,83	MB
2020_Pleamar	1,09	MB	1,02	MB	1,14	MB
2020	0,89	Muy bueno	0,92	Muy bueno	0,90	Muy bueno
2021_Bajamar	1,15	MB	1,17	MB	1,15	MB
2021_Pleamar	1,37	MB	1,37	MB	1,54	MB
2021	1,21	Muy bueno	1,22	Muy bueno	1,25	Muy bueno
2022_Bajamar	1,23	MB	1,18	MB	1,2	MB
2022_Pleamar	1,32	MB	1,33	MB	1,24	MB
2022	1,25	Muy bueno	1,21	Muy bueno	1,22	Muy bueno

Tabla. 3.3. Clasificación del estado de calidad fisicoquímica en las estaciones del entorno de la EDAR de Laida mediante el índice PCQI (Physico_chemical Quality Index) en 2019, 2020, 2021 y 2022. EQR: Ecological Quality Ratio. Límites de EQR que definen las clases de estado: Muy bueno/Bueno= 0,83; Bueno/Moderado= 0,62; Moderado/Deficiente= 0,41; Deficiente/Malo= 0,20.

3.3. DISCUSIÓN

Con respecto a las condiciones fisicoquímicas del agua, en la actualidad (2022) las variables oceanográficas generales (temperatura, salinidad, pH) mostraron valores normales en el contexto de la zona de estudio y época del año. Las diferencias entre las estaciones de muestreo en cuanto a estas variables fueron mínimas, lo cual indica que la influencia del efluente no fue mayor en la estación más próxima al vertido. Las condiciones de oxigenación de la columna de agua se situaron por encima del umbral Muy Bueno/Bueno (92%) en las tres estaciones de muestreo en las dos condiciones de marea estudiadas. Las condiciones ópticas, así como la turbidez y los sólidos en suspensión mostraron registros normales para este tipo de ambientes manteniéndose en todo momento dentro de los valores de referencia de Muy Buen Estado para aguas de transición euhalinas de la Costa Vasca. Sin embargo, los valores medios del coeficiente de extinción de luz indican que la transparencia del agua no es elevada. Con respecto a los nutrientes inorgánicos disueltos, no se observó un patrón en relación al vertido ya que los niveles entre las diferentes estaciones apenas han variado. Además, las concentraciones de nutrientes se han situado por debajo del umbral Muy bueno/Bueno en todos los casos. En cuanto al estado fisicoquímico del agua, según índice PCQI se concluye que la columna de agua presentaba un estado “Muy Bueno” en todas las estaciones en las dos condiciones de marea estudiadas. Todo lo anterior indica que el impacto del efluente de la EDAR de Laida en la calidad del agua del medio receptor no era significativo.

4. COMUNIDADES BIOLÓGICAS DE FONDO DURO

4.1. MATERIALES Y MÉTODOS

4.1.1. Red de vigilancia y estrategia de muestreo

La red de muestro se localiza en el término municipal de Ibarangelua, en el entorno costero próximo al vertido de aguas residuales tratadas por la EDAR de Laida, conocido como la ensenada de Arketas (Fig. 4.1). La red de muestreo abarca 3 estaciones: LAI_BD_E1, LAI_BD_E2 y LAI_BD_E3. Las 3 estaciones se encuentran en un área potencialmente afectada por el vertido (a 175 m y 140 m, dirección suroeste y a 140 m, en dirección noroeste del punto de vertido, respectivamente). Las coordenadas geográficas quedan recogidas en la Tabla 4.1.



Fig. 4.1. Localización del punto de vertido del efluente de aguas tratadas de la EDAR de Laida (Ibarangelua) y de las tres estaciones de muestreo de las comunidades intermareales de sustrato duro (algas e invertebrados).

Estación	Código Estación	Distancia (m)	Latitud	Longitud
1	LAI_BD_E1	175 m	43°23'38.15"N	2°40'56.24"O
2	LAI_BD_E2	140 m	43°23'38.31"N	2°40'53.58"O
3	LAI_BD_E3	140 m	43°23'45.54"N	2°40'55.76"O

Tabla. 4.1. Coordenadas y distancia al punto de vertido del efluente de la EDAR de Laida de las tres estaciones de muestreo de las comunidades de bentos duro.

La campaña de muestreo se realizó el 19/03/2022. En cada estación se seleccionaron aleatoriamente 3 superficies (0,4 m x 0,4 m) o unidades muestrales en dos niveles intermareales (+0,75 m y 1,25 m) (Fig. 4.2).

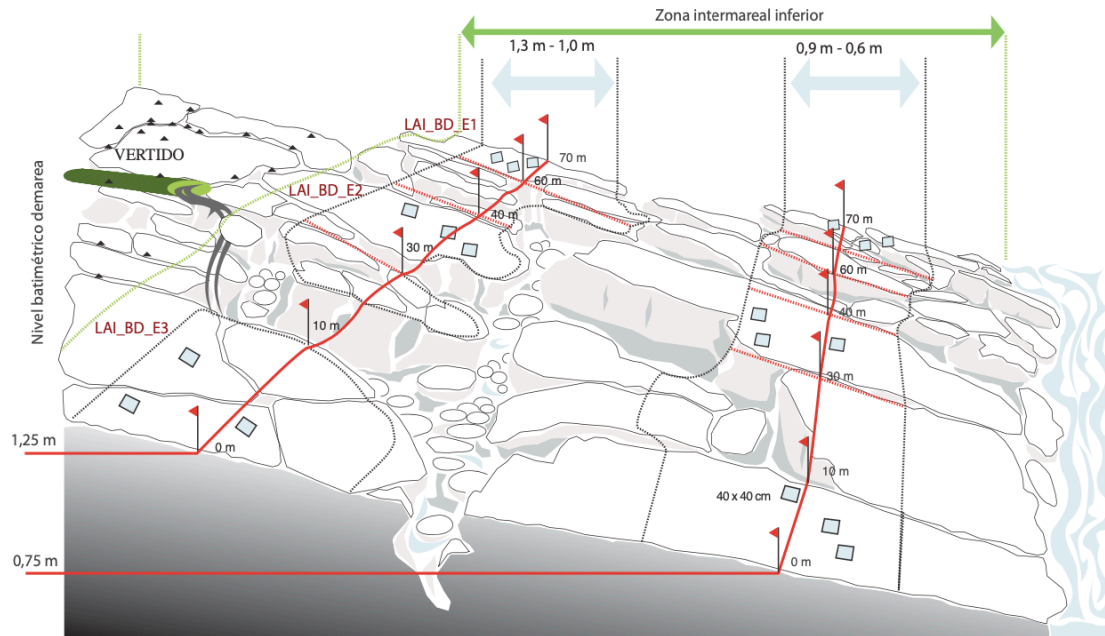


Fig. 4.2. Esquema de la disposición de las superficies de muestreo (40 cm x 40 cm) en cada una de las estaciones estudiadas.

En cada superficie de muestreo se estimó la abundancia de macrófitos (Rhodophyta, Chlorophyta, Ochrophyta), e invertebrados (Mollusca, Arthropoda, Porifera, Bryozoa, Cnidaria, Echinodermata, Annelida, Tunicata, Phoronida, Nemertina y Sipuncula) mediante una estima visual de su cobertura (1-100%). Las especies de sustrato duro que no pudieron ser identificadas en el campo fueron recolectadas para su posterior identificación en el laboratorio.

4.1.2. Variables biológicas estudiadas

Entre la bibliografía utilizada para la identificación de las algas destacan los trabajos de: Feldmann-Mazoyer, 1940; Gayral, 1958, 1966; van den Hoek, 1963; Ardré, 1970; Dixon e Irvine, 1977; Irvine, 1983; Koeman, 1985; Fletcher, 1987; Burrows, 1991; Nizamuddin, 1991; Maggs y Hommersand, 1993; Irvine y Chamberlain, 1994; Coppejans, 1995. Los trabajos consultados para la identificación de las especies faunísticas fueron: Burton, 1963; Zariquiey, 1968; Fauvel, 1969; Tebble, 1976; Ryland y Hayward, 1977; Lincoln, 1979; Borja, 1983; Graham, 1988; Ingle, 1993; Cornelius, 1995.

Tras la recopilación y revisión de los datos, estos se organizaron en tablas Excel con el fin de hallar las medidas estadísticas descriptivas (promedios y medidas de dispersión) de las variables estudiadas, así como para la representación gráfica de las mismas. Junto a la composición específica y la abundancia relativa de las especies, y con objeto de evaluar estado ecológico de las comunidades, se calcularon las siguientes variables:

- Cobertura algal y animal media.
- Porcentaje de cobertura de grupos morfo-funcionales de algas. Los datos de cobertura de las especies de macroalgas fueron agregados en 3 tipos morfológicos: algas calcáreas (especies articuladas e incrustantes), formas simples (uniseriadas, polisifonadas, foliosas no corticadas y ligeramente corticadas: córtex con dos capas) y algas morfológicamente complejas (algas corticadas: córtex con más de dos capas, más macrófitos correosos).
- Estrategias tróficas de la fauna. Los datos de cobertura de invertebrados fueron agregados en las siguientes categorías tróficas: suspensívoros, detritívoros, herbívoros, omnívoros y carnívoros.
- Diversidad específica. Para cada estación de muestreo se calcularon la riqueza específica (S) y la densidad media de especies.

A los datos recogidos en el campo se les aplicaron técnicas multivariantes con el fin de describir, identificar y valorar diferencias espaciales en las comunidades bentónicas. Para ello, se realizaron análisis de clasificación y análisis de ordenación nMDS (*non-metric multidimensional scaling*) sobre la base de una matriz de similitud de Bray-Curtis. La rutina SIMPER (análisis de porcentaje de similitud) se aplicó para identificar las especies que podrían contribuir más a las diferencias detectadas. Tanto los análisis multivariantes como las medidas de diversidad y tests univariantes se realizaron con el programa estadístico PRIMER v6 (v. 6.1.6) (Clarke y Gorley, 2006) que incluye el paquete PERMANOVA+add-on (Anderson et al, 2008).

4.1.3. Valoración del estado ecológico de las comunidades

La Directiva Marco del Agua 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo (DMA) establece un marco comunitario cuya finalidad es proteger, mejorar y regenerar las aguas superficiales continentales, las aguas de transición, las aguas costeras y las aguas subterráneas. Los indicadores de calidad biológicos (BQEs) determinados por la DMA para valorar el estado ecológico (EcoQ) de las aguas costeras incluyen fitoplancton, macroalgas, angiospermas y macroinvertebrados.

La evaluación del estado ecológico de las comunidades intermareales de aguas costeras se lleva a cabo mediante el índice RICQI de sus siglas en inglés *Rocky Intertidal Community Quality Index*, a partir de la metodología desarrollada por Díez et al (2012). Esta metodología aborda conjuntamente la valoración de dos indicadores de calidad biológica (BQEs): macroalgas e invertebrados de sustrato rocoso. No obstante, el área de muestreo se encuentra ubicada en una zona de aguas de transición. Por ello, a los datos biológicos obtenidos no se les podrá aplicar el índice RICQI. Como en la actualidad no existe un índice para la evaluación del estado ecológico en aguas de transición para el análisis conjunto de flora y fauna, y teniendo en cuenta la larga experiencia en monitorización del Grupo de Investigación Bentos Marino UPV/EHU, dicha evaluación se llevará a cabo mediante juicio de experto, teniendo en cuenta el particular medio físico y entorno ambiental donde se produce el vertido.

4.2. FLORA: RESULTADOS

En este apartado se exponen los principales resultados obtenidos en el estudio de la vegetación intermareal del entorno receptor del efluente de aguas tratadas de la EDAR de Laida. Se analiza y describe la estructura y composición de las comunidades fitobentónicas existentes en primavera de 2022 en las tres estaciones de muestreo y se describen los cambios principales con respecto a las campañas de 2019 (campaña inicial), 2020 y 2021. En el Anexo I.I se presentan los inventarios correspondientes a la flora (listado de especies visualizadas con sus respectivas abundancias en términos de cobertura) y en el Anexo I.II las tablas a las que se hace referencia a lo largo de este capítulo. Asimismo, se incluye un listado de todos los taxones de algas registrados en 2022. En el Anexo Fotográfico se puede observar el aspecto y características de la vegetación bentónica estudiada.

4.2.1. Estación 1

En la Tabla 1 (Anexo I.II) se muestra la cobertura media de las especies registradas en la estación, así como su cobertura en cada uno de los dos niveles de marea estudiados. Del total de 11 especies de algas registradas en 2022, la más abundante fue *Caulacanthus ustulatus*. Junto a esta rodofícea perenne, destacaron las también rodofíceas *Ceramium ciliatum* y *Gelidium pusillum*, además de las incrustantes *Phymatolithon lenormandii* y *Ralfsia verrucosa*, aunque con coberturas notablemente más bajas. Los valores promedio del resto de especies registradas fueron prácticamente testimoniales.

La vegetación intermareal presentaba una ligera zonación vertical, es decir, mostraba ciertas diferencias en la distribución de las especies en función del nivel de marea (Tabla 1). Sin embargo, la riqueza específica era igual en ambos niveles (9 y 9 especies, en el nivel superior e inferior, respectivamente). Asimismo, *C. ustulatus* dominaba en los dos niveles de marea estudiados, siendo su cobertura mayor en el nivel superior (31,7% y 6,7%, nivel superior e inferior, respectivamente). Además, la rodofícea *C. ciliatum* se registró en ambos niveles de marea, con valores de cobertura ligeramente más bajos.

En el nivel inferior se registró también la rodofícea cespitosa *Aglaothamnion tenuissimum* que no se identificó en el nivel superior. Por su parte, en el nivel superior se registraron las incrustantes perennes *P. lenormandii*, *R. verrucosa* e *Hildenbrandia rubra*, las cuales presentaban coberturas muy bajas en el nivel inferior.

En relación al nivel intermareal superior (+1,25 m), los principales cambios entre 2021 y 2022 en la abundancia vegetal fueron la mayor cobertura de *C. ustulatus*, *C. ciliatum* y *P. lenormandii*, así como la menor cobertura de *G. pusillum* y *R. verrucosa* en 2022. En el caso de las comunidades del nivel inferior (+ 0,75 m), las diferencias más destacadas entre la actual campaña (2022) y la anterior (2021) fueron el aumento de cobertura de *A. tenuissimum* y el descenso de *C. ustulatus* y de *C. ciliatum* en la presente campaña (Tabla 1).

4.2.2. Estación 2

En la Tabla 2 (Anexo I.II) se muestra la cobertura media de las especies registradas en la estación, así como su cobertura en cada uno de los dos niveles de marea estudiados. Del total de 12 especies de algas registradas en 2022, las más abundantes fueron *Caulacanthus*

ustulatus y *Gelidium pusillum* con una cobertura promedio de 14,2% y 10,0%, respectivamente. De entre el resto de especies destacan la también rodofícea *Ceramium ciliatum* y la feofícea incrustante *Ralfsia verrucosa* aunque con coberturas más bajas, sin embargo, ninguna otra especie registró coberturas significativas (>2%).

La vegetación intermareal presentaba una clara zonación vertical, es decir, presentaba diferencias en la distribución de las especies en función del nivel de marea (Tabla 2). De igual modo, la riqueza específica mostraba ligeras diferencias entre ambos niveles (11 especies en el nivel superior frente a 7 especies en el inferior).

La vegetación del nivel más alto (+ 1,25 m) era una vegetación cespitosa, dominada por rodofíceas: *C. ustulatus* (18,3%), principalmente, además de *C. ciliatum* (8,3%) y *G. pusillum* (8,3%). Entre las especies acompañantes se registraron las perennes *Phymatolithon lenormandii* y *R. verrucosa*. El resto de especies lo componían ceramiáceas, cianofíceas y los clorófitos anuales *Blidingia minima* y *Cladophora albida*.

El nivel inferior (+ 0,75 m) también presentaba una vegetación cespitosa, pero en este caso sin una clara dominante. De hecho, las rodofíceas perennes *C. ustulatus* (10,0%) y *G. pusillum* (11,7%) codominan en este nivel. Además, la incrustante *R. verrucosa* mostraba un nivel de ocupación destacable (6,7%). Cabe señalar que el resto de especies observadas mostraron coberturas muy bajas y que la especie anual *Ulva rigida* fue registrada únicamente en este nivel.

En relación a los principales cambios en la abundancia de especies entre 2021 y 2022, en el nivel intermareal superior (+1,25 m), destaca el descenso de cobertura de *C. ustulatus* frente a la estabilidad mostrada por *C. ciliatum* en 2022 (Tabla 2). En el caso de las comunidades del nivel inferior (+ 0,75 m), las principales diferencias entre ambas campañas fueron el descenso de cobertura de *C. ustulatus* y de *Aglaothamnion tenuissimum*, junto con el de las cianofíceas del género *Phormidium*, además del aumento registrado por la incrustante *R. verrucosa* durante la última campaña.

4.2.3. Estación 3

En la Tabla 3 (Anexo I.II) se muestra la cobertura media de las especies registradas en la estación, así como su cobertura en cada uno de los dos niveles de marea estudiados. Del total de 12 especies de algas registradas en 2022, la más abundante fue la rodofícea *Caulacanthus ustulatus* con una cobertura promedio del 18,5%. Otras especies que mostraban una cobertura significativa (> 2%) fueron la incrustante *Phymatolithon lenormandii* y la cespitosa *Gelidium pusillum*, ambas rodofíceas.

La vegetación intermareal presentaba una ligera zonación vertical, es decir, mostraba diferencias en la distribución y cobertura de las especies en función del nivel de marea (Tabla 3). Asimismo, la riqueza específica no era igual en ambos niveles (6 y 9 especies, en el nivel superior e inferior, respectivamente).

En el nivel superior (+ 1,25 m), la cobertura más elevada la presentaban dos especies, la cespitosa perenne *C. ustulatus* y la clorofícea *Blidingia minima*. Acompañando a estas se registraron la rodofícea incrustante *Hildenbrandia rubra* y la rodofícea cespitosa *G. pusillum*, además de la feofícea incrustante *Ralfsia verrucosa*.

La vegetación del nivel inferior (+ 0,75 m) era predominantemente cespitosa, debido a la cobertura dominante de *C. ustulatus* (31,7%). Junto a esta, se registraron además con ocupaciones significativas *G. pusillum* y *P. lenormandii*. Destaca también en este nivel la cobertura que presentaba la clorofícea *Cladophora albida*.

En relación a los principales cambios en la abundancia de las especies entre 2021 y 2022, destaca en el nivel intermareal superior (+ 1,25 m) el aumento de cobertura de *C. ustulatus* y de *B. minima*, frente al descenso registrado por *R. verrucosa* en 2022. Respecto a las comunidades del nivel inferior (+0,75 m) entre lo más destacable entre ambas campañas es el aumento de cobertura registrado por las rodofíceas *C. ustulatus*, *G. pusillum* y *P. lenormandii*, mientras que *R. verrucosa* no ha sido registrada en este nivel de marea durante la última campaña.

4.2.4. Diferencias espaciales de la vegetación intermareal

4.2.4.1. Parámetros estructurales de la vegetación intermareal

Se detectaron ligeras diferencias entre las tres estaciones en relación a la riqueza específica (Fig. 4.3), aunque no se observó la misma tendencia en los dos niveles de marea estudiados. En 2022, en la vegetación del nivel más alto (+ 1,25 m) este parámetro fue muy similar, aunque el mayor número de especies fue registrado en la Estación 3 (9 especies), con 8 especies en la Estación 1 y en la Estación 2. Sin embargo, en el nivel intermareal inferior (+0,75 m) la riqueza fue más heterogénea entre estaciones. Así el mayor número de especies fue registrado en la Estación 2 (11 especies), seguido de la Estación 1, con 9 especies y la Estación 3, con 6 especies.

En líneas generales, durante la última campaña (2022), la riqueza no ha mostrado cambios destacables en todo el área de estudio, a excepción de la Estación 3, donde se ha registrado un aumento notable (5 y 9, en 2021 y 2022, respectivamente) en el nivel intermareal superior.

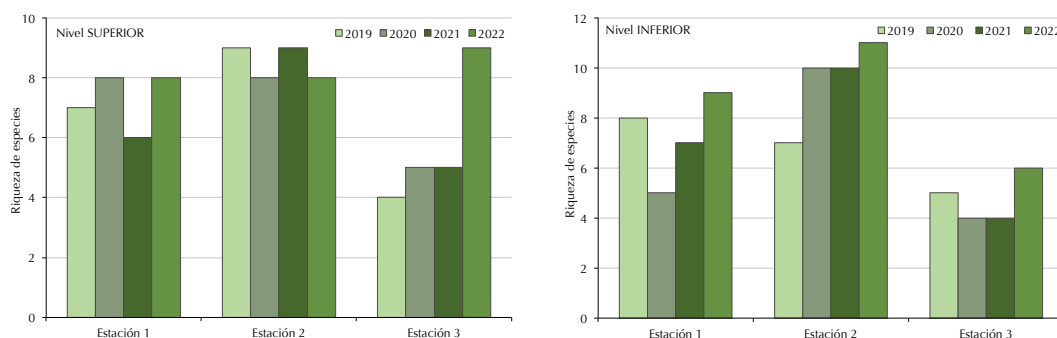


Fig. 4.3. Riqueza o número total de especies en los niveles intermareales Superior (izquierda) e Inferior (derecha) de las 3 estaciones estudiadas en primavera de 2019, 2020, 2021 y 2022.

En cuanto a la densidad de especies de la vegetación intermareal (número medio de especies por superficie de muestreo: 40 cm x 40 cm) (Fig. 4.4), en el nivel más alto (+ 1,25 m) la mayor densidad de especies fue registrada en la Estación 2 (8 especies),

seguida por la Estación 1 (7,7 especies) y la Estación 3 (5,3 especies) En el nivel intermareal inferior (+0,75 m), el mayor número de especies fue registrado en la Estación 3 (7,8 especies), seguido de la Estación 1 (6,8 especies) y de la Estación 2 (5,8 especies). De este modo, los resultados muestran que la densidad de especies apenas ha registrado cambios destacables en la mayoría de los casos durante la última campaña, a excepción del aumento en la Estación 3 del nivel intermareal inferior (4,0 y 7,8, en 2021 y 2022, respectivamente).

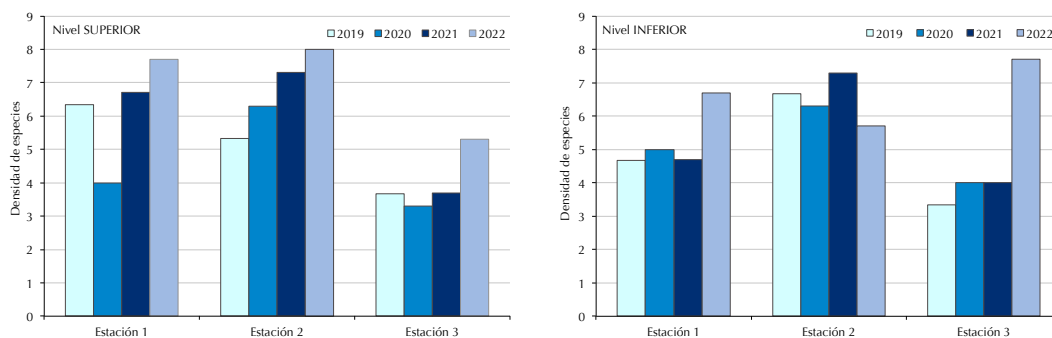


Fig. 4.4. Densidad de especies en los niveles intermareales Superior (izquierda) e Inferior (derecha) de las 3 estaciones estudiadas en primavera de 2019, 2020, 2021 y 2022.

La cobertura vegetal acumulada (Fig. 4.5) mostró diferencias entre estaciones y entre ambos niveles de marea. Así la cobertura total media en el nivel intermareal superior (+ 1,25 m) fue más alta en la Estación 1 (59,0%), seguida de la Estación 2 (41,3%) y de la Estación 3 (14,7%). Por el contrario, en el nivel inferior, la mayor cobertura corresponde a la Estación 3 (57,2%), seguida de la Estación 2 (30,7%), registrándose la menor cobertura en la Estación 1 (17,8%). Respecto a la campaña anterior (2021), los resultados muestran en la actualidad diferencias en la cobertura algal en el nivel intermareal inferior (+ 0,75 m). Así, el valor promedio disminuye ligeramente en la Estación 1 y en la Estación 2, mientras que aumenta de forma notable en la Estación 3. Sin embargo, en el nivel intermareal superior (+ 1,25 m) la cobertura aumenta notablemente en la Estación 1 durante la última campaña (2022) y se mantiene sin cambios destacables en las estaciones 2 y 3.

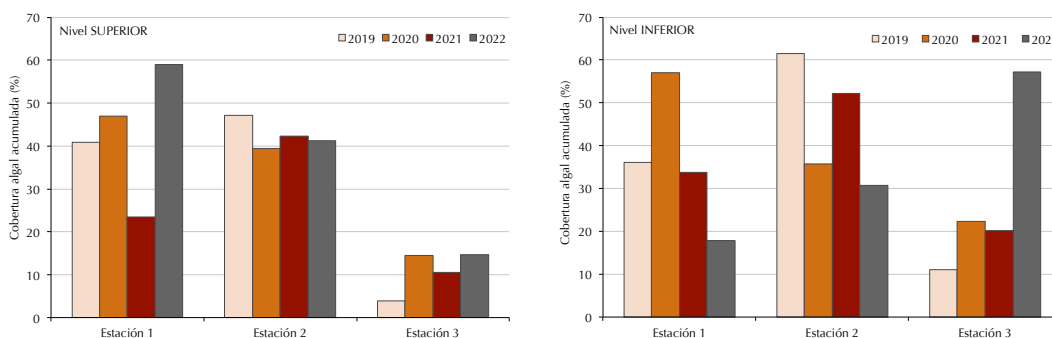


Fig. 4.5. Cobertura algal acumulada en los niveles intermareales Superior (izquierda) e Inferior (derecha) de las 3 estaciones estudiadas en primavera de 2019, 2020, 2021 y 2022.

La Figura 4.6 muestra la cobertura de las especies calcáreas (incrustantes y erectas) en el nivel más alto de marea (+ 1,25 m) y en el más bajo (+ 0,75 m). Este grupo morfológico era prácticamente inexistente hasta la actual campaña (2022). Sin embargo, los resultados muestran un aumento notable en la cobertura de algas calcáreas entre los años 2021 y 2022 en el nivel superior de la Estación 1 (0,0% y 8,7%) y en el nivel inferior de la Estación 3 (0,0% y 8,3%).

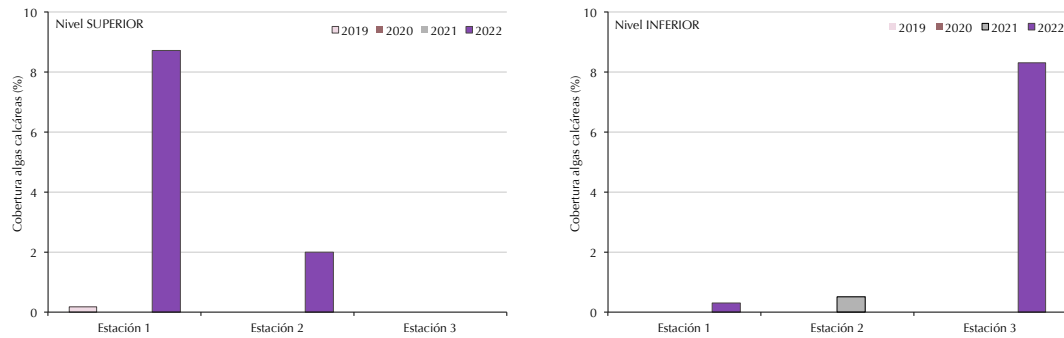


Fig. 4.6. Cobertura de algas calcáreas en los niveles intermareales Superior (izquierda) e Inferior (derecha) de las 3 estaciones estudiadas en primavera de 2019, 2020, 2021 y 2022.

La cobertura de las algas de morfología simple en el nivel intermareal superior (+1,25 m) apenas ha registrado cambios durante la actual Campaña 2022 (Fig. 4.7). De hecho, los resultados muestran un leve aumento de especies con morfología simple en la Estación 3 (1,7 y 5,5, en 2021 y 2022, respectivamente), frente al ligero descenso registrado en la Estación 2 (14,7 y 11,5), mientras que en la Estación 1 apenas ha habido diferencias (12,2 y 12,8). En el nivel inferior (+ 0,75 m), la abundancia de algas de morfología simple también es relativamente baja. La cobertura promedio más alta en este nivel de marea durante la presente campaña se registro en la Estación 1 (9,3%), seguida de la Estación 3 (8,8%) y de la Estación 2 (2,0%). Respecto a la anterior campaña (2021), en la actualidad la cobertura de especies de morfología simple se ha mantenido prácticamente estable en la Estación 1, mientras que en la Estación 2 se ha registrado un descenso y en la Estación 3 se ha detectado un aumento de este parámetro.

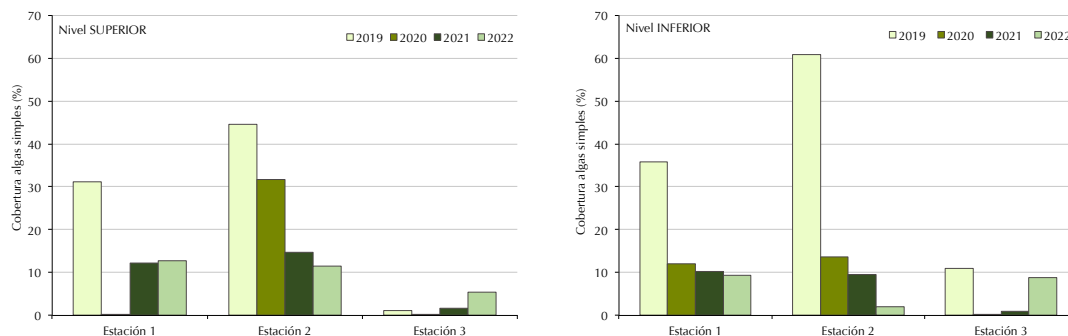


Fig. 4.7. Cobertura de algas de morfología simple en los niveles intermareales Superior (izquierda) e Inferior (derecha) de las 3 estaciones estudiadas en primavera de 2019, 2020, 2021 y 2022.

La cobertura de las algas de morfología compleja (Fig. 4.8) en el nivel intermareal superior (+1,25 m) registró los valores más elevados en la Estación 1 (46,2%), seguido de la Estación 2 (29,8%) y de la Estación 3 (9,2%). Sin embargo, en el nivel inferior (+ 0,75 m), la Estación 3 (48,3 %) presenta la mayor cobertura algal de este grupo morfológico, seguida por la Estación 2 (28,7%) y la Estación 1 (8,5%). Los resultados muestran que en 2022 esta tipología de algas ha registrado cambios de forma generalizada en todas las estaciones del nivel inferior, mientras que en el nivel intermareal superior se han mantenido de forma estable, salvo en la Estación 1, donde han aumentado. Así, en el nivel intermareal superior (+1,25 m) se ha registrado un avance notable de las especies de morfología compleja en la Estación 1 (18,3 y 46,2, en 2021 y 2022 respectivamente), mientras que tanto en la Estación 2 (31,7 y 29,8), como en la Estación 3 (9,7 y 9,2), apenas se han registrado cambios destacables. Con respecto al nivel intermareal inferior (+ 0,75 m), el valor promedio disminuye de forma notable en la Estación 1 (23,5 y 8,5) y en la Estación 2 (43,5 y 28,7), mientras que aumenta de forma significativa en la Estación 3 (19,7 y 48,3).

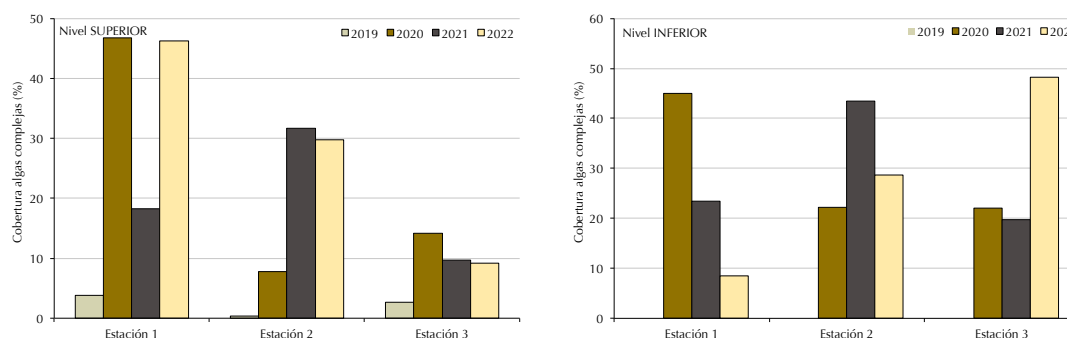


Fig. 4.8. Cobertura de algas de morfología compleja en los niveles intermareales Superior (izquierda) e Inferior (derecha) de las 3 estaciones estudiadas en primavera de 2019, 2020, 2021 y 2022.

4.2.4.2. Similitud florística entre las estaciones del intermareal

La similitud entre los inventarios fue explorada mediante la aplicación de técnicas multivariantes. En el diagrama resultante del análisis de ordenación nMDS realizado conjuntamente con los inventarios de los dos niveles de marea estudiados (Fig. 4.9), se detecta como a un nivel de similitud del 50% se forman 5 grupos, en los que ambos niveles intermareales de las estaciones 1 y 2 quedan unidos, es decir, presentaban comunidades ligeramente similares. En el caso de la Estación 3, ambos niveles no se solapan hasta la última campaña, indicando que las comunidades eran diferentes, siendo los del nivel inferior más similares a las estaciones 1 y 2. No obstante, la zonación vertical era más acusada en la Estación 3 (reflejada por la mayor distancia de los puntos en el diagrama). El Grupo A reúne las muestras del nivel superior (+1,25 m) de la Estación 3 de los años 2019, 2020 y 2021 y, según la prueba SIMPER, se caracteriza por presentar una cobertura ligeramente superior de las incrustantes *Hildenbrandia rubra* y *Ralfsia verrucosa*, así como del clorófito *Blidingia minima*. En el Grupo B, formado por la mayoría de las muestras de ambos niveles de las campañas 2019 y 2020 tanto de la Estación 1 como de la Estación 2, destaca la especie *Caulacanthus ustulatus* acompañada de *Ceramium spp.* Las especies *C. ustulatus* y *Gelidium pusillum* son las que más contribuyen a la formación del

Grupo C, compuesto íntegramente por muestras de la Campaña 2022 (las 3 estaciones del nivel inferior y la Estación 1 y la Estación 2 del nivel superior). El Grupo D está formado únicamente por muestras del nivel inferior de la Estación 1 de la Campaña 2021, y se caracteriza por la presencia de *Antithamnionella ternifolia*. Por su parte, el Grupo E está formado por diferentes muestras de las 4 campañas y de ambos niveles de marea, además se diferencia del resto por presentar mayor cobertura de *R. verrucosa* y de *C. ustulatus*.

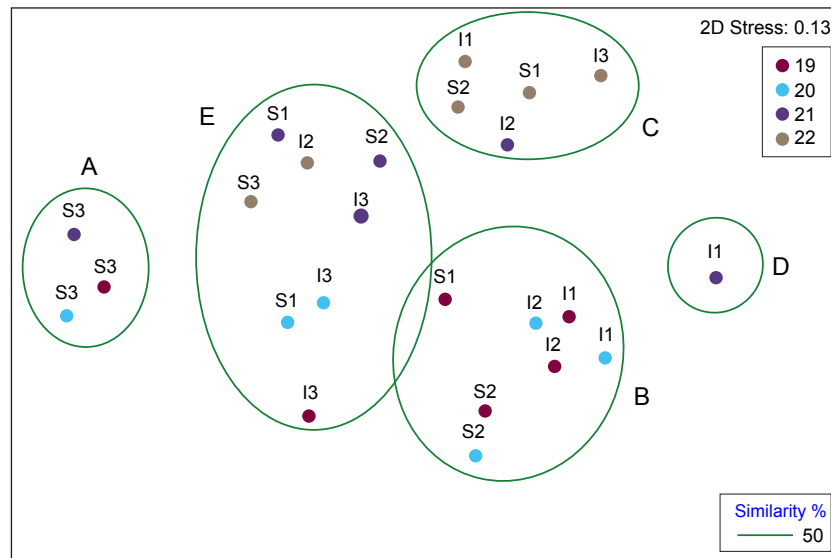


Fig. 4.9. Análisis de ordenación nMDS de las muestras de la flora intermareal del nivel Superior e Inferior de las 3 estaciones estudiadas en el entorno receptor del vertido de la EDAR de Laida en primavera de 2019, 2020, 2021 y 2022. Datos transformados con raíz cuadrada; índice de similitud aplicado: Bray-Curtis.

Un segundo nMDS realizado únicamente con las muestras del nivel superior (Fig. 4.10) permite ver más detalladamente las diferencias entre las estaciones. En el diagrama resultante se observa una elevada dispersión de los inventarios, aunque en 2022, ésta es inferior a la del resto de campañas. De hecho, la similitud promedio entre los inventarios de 2022 (55,76%) es superior a la de 2021 (53,6%) y a la de 2020 (42,3%). Por otro lado, a un nivel de similitud del 50% se forman 5 grupos. De modo que el Grupo A, formado por una única muestra, se caracteriza de acuerdo a la rutina SIMPER por presentar coberturas significativamente bajas de *Caulacanthus ustulatus*. El Grupo B, se diferencia del resto por tener coberturas más elevadas de *Ralfsia verrucosa*, *Hildenbrandia rubra* y *Blidingia minima*. En el Grupo C destacan *Caulacanthus ustulatus*, y especies del género *Ceramium*. El Grupo C, compuesto únicamente por muestras de 2019 y 2020 se diferencia por presentar mayor abundancia de *Ceramium spp.*, *C. ustulatus* y ceramiáceas. El Grupo D está formado exclusivamente por muestras de la última campaña (2022) y se diferencia de los demás por las elevadas coberturas de *C. ustulatus*, *Ceramium spp.*, *Gelidium pusillum* y *Phymatolithon lenormandii*. El Grupo E presenta significativas ocupaciones de *C. ustulatus*, *R. verrucosa*, *B. minima*, *G. pusillum* e *H. rubra*.

En el nMDS realizado exclusivamente con las muestras del nivel inferior (Fig. 4.11), también se observa una alta dispersión entre ellas, tanto en las de la última Campaña 2022 (similitud promedio 53,9%), como en las de 2021 (53,1%) e incluso las del año 2020 (50,1%). En dicho diagrama, con un nivel de similitud del 50% se forman 6 grupos.

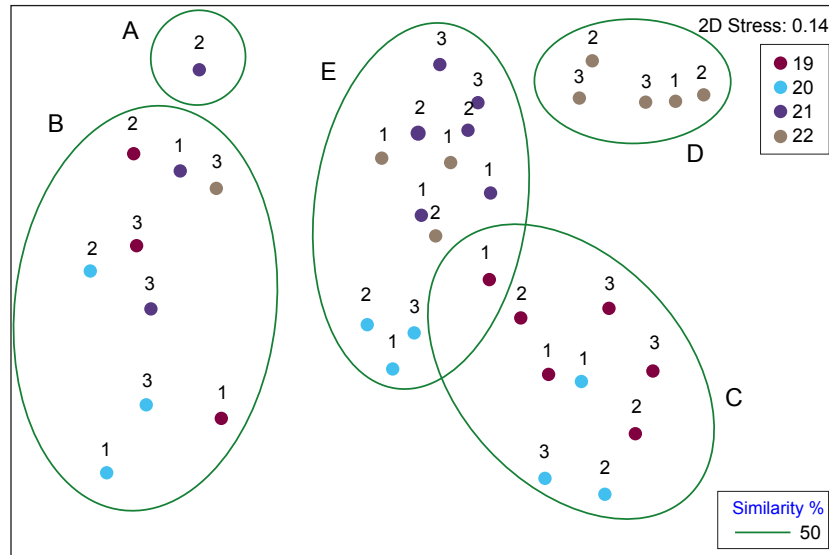


Fig. 4.10. Análisis de ordenación nMDS de las muestras de la flora intermareal del nivel Superior de las 3 estaciones estudiadas en el entorno receptor del vertido de la EDAR de Laida en primavera de 2019, 2020, 2021 y 2022. Datos transformados con raíz cuadrada; índice de similitud aplicado: Bray-Curtis.

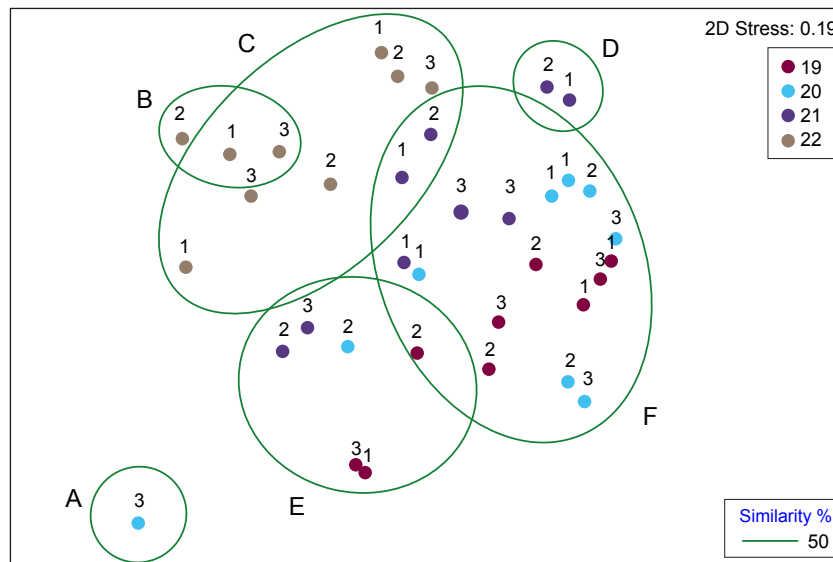


Fig. 4.11. Análisis de ordenación nMDS de las muestras de la flora intermareal del nivel Inferior de las 3 estaciones estudiadas en el entorno receptor del vertido de la EDAR de Laida en primavera de 2019, 2020, 2021 y 2022. Datos transformados con raíz cuadrada; índice de similitud aplicado: Bray-Curtis.

El Grupo A está compuesto por un único inventario de 2021 y atendiendo al análisis SIMPER se caracteriza por presentar una elevada cobertura de *Ralfsia verrucosa*. El Grupo B, formado solamente por 3 muestras de 2022, se diferencia del resto por presentar coberturas significativas de *Caulacanthus ustulatus*, *Ceramium spp.* y *Gelidium pusillum*. El Grupo C, que reúne a la mayoría de los inventarios de la última campaña, se diferencia por presentar coberturas más elevadas que el resto de grupos de *Ulva rigida*, *Cladophora albida*, y *Phymatolithon lenormandii*. El Grupo D destaca por la presencia de *Antithamnionella ternifolia* y en el Grupo E, *Blidingia minima* y *C. ustulatus* presentan coberturas elevadas. El Grupo F es el más numeroso en cuanto a muestras, y se caracteriza por la presencia claramente dominante de *C. ustulatus* acompañado con coberturas bajas de *Ceramium spp.*, *U. rigida* y *G. pusillum*.

4.2.5. Discusión

Los sistemas estuáricos se caracterizan por presentar notables fluctuaciones en sus parámetros fisicoquímicos y por ser además difíciles de predecir en algunos casos. Por lo tanto, las comunidades de estos ecosistemas deben estar adaptadas a un mayor estrés ambiental en comparación con aquellas de costa abierta (McLusky, 1981). Los resultados del presente estudio (2022) muestran una baja riqueza de la vegetación intermareal del entorno receptor del efluente de aguas tratadas de la EDAR de Laida. Este resultado podría ser un reflejo del mayor estrés ambiental al que están expuestos estos organismos (McLusky, 1981), ya que, a pesar de que el área de estudio tiene una significativa influencia marina por estar situado próximo a la desembocadura del estuario, las comunidades bentónicas todavía están supeditadas a los cambios en las condiciones ambientales de la zona (variaciones de salinidad, menor hidrodinamismo o mayor sedimentación).

Por otro lado, la cobertura que presenta el fitobentos del entorno de la EDAR de Laida, en la mayoría de las superficies estudiadas, ha sido notablemente más baja que la existente en zonas de costa abierta (Díez et al, 2009; Díez et al, 2012). Este resultado podría ser explicado por las condiciones ambientales cambiantes propias de zonas estuáricas que imposibilitan una elevada colonización del sustrato disponible por parte de las macroalgas (McLusky, 1981). Asimismo, la vegetación se ha caracterizado en su mayoría por especies de naturaleza cespitosa como *Caulacanthus ustulatus* y *Gelidium pusillum*, además de algunas especies incrustantes como *Ralfsia verrucosa* o *Phymatolython lenormandii*. Este tipo de vegetación se ha asociado a condiciones de moderado estrés ambiental en trabajos de referencia sobre el fitobentos rocoso intermareal de la Costa Vasca (Díez et al, 2009; Díez et al, 2012). La presencia de este tipo de vegetación y de sus principales acompañantes: *Ceramium ciliatum*, clorófitos y algunas cianofíceas en la zona del entorno de la EDAR de Laida, podría deberse a una mayor sedimentación y un menor hidrodinamismo característico de las zonas estuáricas (McLusky, 1981). No obstante, el hecho de haber registrado un leve aumento de cobertura en especies perennes y de morfología compleja supone un aspecto positivo destacable. De hecho, generalmente estas especies suelen ser más sensibles a la contaminación (Munda, 1993; Rodríguez-Prieto y Polo, 1996; Pinedo et al, 2007; Arévalo et al, 2007; Díez et al, 2014; Benedetti-Cecchi et al, 2001; Gorgula y Connell, 2004) y, si bien su abundancia no fue elevada, indicando de la existencia de cierta alteración del medio, se puede concluir que las comunidades de la zona de estudio, en general, presentaban en 2022 un estado de conservación moderado y con ligeros signos de mejora.

Otros de los aspectos a destacar en el presente estudio son las diferencias encontradas en la riqueza, composición y abundancia vegetal entre las tres estaciones estudiadas, siendo en general la cobertura y la riqueza de la Estación 3 levemente inferiores que en las otras dos estaciones. Por su localización y por el sentido de la corriente fluvial, la Estación 3 sería potencialmente la más afectada por el efluente de la depuradora. De modo que la menor cobertura de las especies que dominan la comunidad algal (*C. ustulatus*, *Gelidium pusillum* y *Ceramium ciliatum*) registrada en la Estación 3 podría deberse a su cercanía al vertido. La pérdida de riqueza de especies en el entorno de los vertidos de aguas residuales es otro de los impactos más ampliamente reconocido por la comunidad científica (Munda, 1993; Arévalo et al, 2007; Díez et al, 2013). No obstante, si bien es cierto que la riqueza algal en la Estación 3 era ligeramente menor que en la Estación 1 y la Estación 2 (localidades más internas y alejadas del potencial efecto del efluente), la mayor riqueza de estas últimas era debida a la presencia de especies oportunistas como *Blidingia minima*, *Cladophora albida*, *Ulva spp.* o algas cianofíceas. Las algas de esta naturaleza son habituales en zonas con aportes de nutrientes y sometidas a frecuentes perturbaciones (McLusky, 1981; Rodríguez-Prieto et al, 2013) propias de los estuarios.

En general, los resultados indican que el efecto del vertido de aguas tratadas de la EDAR de Laida en la vegetación intermareal del entorno del efluente es mínimo, y que no provoca un impacto detectable.

4.3. FAUNA: RESULTADOS

4.3.1. Estación I

En la Tabla I (Anexo II.1) se muestra la cobertura media de las especies de invertebrados registradas en la Campaña 2022 en la Estación I. Teniendo en cuenta el promedio de los dos niveles de marea estudiados (superior e inferior) se registraron un total de 10 especies. La especie más abundante fue la ostra *Crassostrea sp.* (51,7% de cobertura), seguida de las lapas del género *Patella* (0,8%) y del molusco *Bivalvia indet.* (0,6%), quedando las coberturas del resto de invertebrados por debajo del 0,5%.

La fauna en ambos niveles de marea presentó diferencias en relación a la composición específica (Tabla I), si bien las diferencias en la cobertura del invertebrado más abundante, la ostra *Crassostrea sp.* se han reducido entre ambos horizontes. Así, en el nivel más alto (+1,25 m), la fauna alcanzó un valor de ocupación más elevado y fue menos diversa respecto al nivel inferior (+0,75 m), debido al claro dominio de la ostra *Crassostrea sp.* (58,3%). Por el contrario, en la actualidad se ha observado el avance de las lapas del género *Patella* (1,7%) y de los bivalvos *Bivalvia indet.* (0,5%). El cambio más reseñable con respecto a la anterior Campaña 2021 ha sido el retroceso de la ostra *Crassostrea sp.* (78,3% y 58,3%, en 2021 y 2022, respectivamente). En segundo lugar ha destacado el avance de las lapas *Patella spp.* (0,7% y 1,7%) y el registro de los moluscos *Bivalvia indet.* (0,0% y 0,5%) y *Janua heterostropha* (0,0% y 0,5%), mientras que los artrópodos *Chthamalus stellatus* han retrocedido (0,8% y 0,3%), quedando así la comunidad animal definida por completo.

En el nivel intermareal inferior (+0,75 m) la comunidad faunística también se encuentra dominada por la ostra *Crassostrea sp.*, con una cobertura ligeramente inferior (45,0%) que

en el nivel superior (Tabla 1). También ha destacado la ocupación alcanzada por el porífero *Aptos aptos* (0,7%) y los moluscos *Bivalvia* indet. (0,7%), registrando el resto de invertebrados menores abundancias. No obstante, cabe señalar también al anélido errante *Eulalia viridis* (0,5%), al gasterópodo *Steromphala umbilicalis* (0,2%) y al decápodo *Pachygrapsus marmoratus* (0,2%). La evolución de la comunidad faunística entre las campañas 2021 y 2022 se detalla a continuación. El cambio más reseñable ha sido el notable avance de la especie más abundante: la ostra *Crassostrea* sp. (18,3% y 45,0%, en 2021 y 2022, respectivamente), cuyo grado de cobertura se ha acercado a los elevados registros del nivel superior. Con variaciones de ocupación mucho menores, ha destacado el retroceso del porífero *Aptos aptos* (5,0% y 0,7%), el avance del anélido *Eulalia viridis* (0,3% y 0,5%) y el registro de los moluscos *Bivalvia* indet. (0,0% y 0,2%), el anélido *Janua heterostroma* (0,0% y 0,2%), el artrópodo *Pachygrapsus marmoratus* (0,0% y 0,2%) y el gasterópodo *Steromphala umbilicalis* (0,0% y 0,2%).

4.3.2. Estación 2

En la Tabla 2 (Anexo II.1) se muestra la cobertura media de las especies de invertebrados registrados en la Campaña 2022 en la Estación 2. Se han observado 9 especies en el promedio de los dos niveles de marea estudiados, siendo la ostra *Crassostrea* sp. el invertebrado más representado (25,8%). Este bivalvo ha mostrado una notable diferencia de cobertura respecto a las siguientes especies más abundantes: el porífero *Aptos aptos* (1,3%), las lapas del género *Patella* (0,7%) y el anélido *Eulalia viridis* (0,2%).

La fauna presentó una marcada zonación entre ambos niveles de marea, con una diferente estructuración de la comunidad en cada uno de ellos (Tabla 2). En el nivel más alto (+1,25 m), la especie más abundante fue el molusco *Crassostrea* sp. Este bivalvo filtrador presentó una significativa ocupación (35,0%). Con un grado de cobertura cercano al 1%, le han seguido las lapas del género *Patella* (1,3%), el porífero *Aptos aptos* (0,3%) y el artrópodo *Chthamalus stellatus* (0,2%). Entre los cambios ocurridos en la comunidad faunística de las campañas 2021 y 2022 (Tabla 2) destacan el leve retroceso del bivalvo *Crassostrea* sp. (40,0% y 35,0%, en 2021 y 2022, respectivamente) y el avance de la lapa *Patella* sp. (0,5% vs 1,3%). El resto de invertebrados han presentado cambios menores. Ha sido el caso del anélido *Janua heterostropho* (0,2% y 0,0%) y del artrópodo *Perforatus perforatus* (0,2% y 0,0%), que no han sido registrados en la actualidad, y del porífero *Aptos aptos* (0,3% vs 0,3%) y del artrópodo *Chthamalus stellatus* (0,3% vs 0,2%), que se han mantenido estables.

En el nivel intermareal inferior (+0,75 m) también destacó la ostra *Crassostrea* sp. con un grado de ocupación del 16,7% y distribuida de modo heterogéneo en este horizonte (Tabla 2). Con coberturas notablemente inferiores han aparecido el porífero *Aptos aptos* (2,3%) y el anélido *Eulalia viridis* (0,3%). Por otro lado, el molusco *Bivalvia* indet. (0,2%), el mejillón *Mytilus galloprovincialis* (0,2%) y el gasterópodo *Steromphala umbilicalis* (0,2%) han sido registrados por primera vez en la presente Campaña 2022. El cambio más destacado en la fauna ocurrido en el periodo 2021-2022 ha sido el significativo retroceso de la ostra *Crassostrea* sp. (63,3% y 16,7%, en 2021 y 2022, respectivamente). También ha sido reseñable el avance del porífero *Aptos aptos* (0,5% y 2,3%), mientras que el resto de invertebrados citados anteriormente han mostrado menores variaciones de ocupación.

4.3.3. Estación 3

En la Tabla 3 (Anexo II.II) se muestra la cobertura promedio de las especies de invertebrados registradas en la Campaña 2022 en la Estación 3. El promedio de los dos niveles de marea estudiados refleja un valor de riqueza total de 7 especies. La ostra *Crassostrea* sp. (54,2% de cobertura) ha sido el invertebrado más representado, con una diferencia de ocupación muy elevada sobre la lapa *Patella* sp. (1,2%). De modo similar a lo ocurrido en las dos estaciones anteriores, el resto de especies faunísticas obtuvo un nivel de cobertura muy inferior, destacando entre ellos el cirrípedo *Chthamalus stellatus* (0,4%) y el anélido *Janua pagenstecheri* (0,3%).

La fauna presentó notables similitudes en la composición y los parámetros estructurales de ambos niveles de marea (Tabla 3), aunque en el nivel más alto (+1,25 m) se registró una riqueza de especies levemente inferior. El invertebrado más abundante fue la ostra *Crassostrea* sp. (58,3%) y, con coberturas notablemente menores, las lapas del género *Patella* (0,7%). Les han seguido el artrópodo *Chthamalus stellatus* (0,5%) y el anélido *Janua pagenstecheri* (0,3%). Las principales variaciones en la fauna entre las dos últimas campañas (2021 y 2022) se refieren al avance de la ocupación de los moluscos *Crassostrea* sp. (51,7% y 58,3%, en 2021 y 2022, respectivamente) y al retroceso de las lapas del género *Patella* sp. (1,0% vs 0,7%), mientras que el anélido *Janua pagenstecheri* (0,0% vs 0,3%) ha avanzado levemente, el artrópodo *Chthamalus stellatus* (0,5% vs 0,5%) se ha mantenido estable y el mejillón *Mytilus galloprovincialis* (0,0% vs 0,0%) no ha sido registrado.

En el nivel intermareal inferior (+0,75 m), la ostra *Crassostrea* sp. ha sido la especie más abundante, con una cobertura del 50,0% (Tabla 3) y distribuida de modo equitativo en este nivel, al igual que la lapa *Patella* sp. (1,7%). El resto de invertebrados (el artrópodo *Chthamalus stellatus*, el porífero *Aaptos aaptos*, el anélido *Janua pagenstecheri*, el gasterópodo *Littorina littorea* y el artrópodo *Pachygrapsus marmoratus*) han mostrado coberturas inferiores a 0,4% y bajas frecuencias de aparición en los inventarios (Tabla 3). En relación a los cambios de la comunidad faunística en el último periodo 2021-2022, en términos de ocupación, únicamente ha destacado el avance de la ostra *Crassostrea* sp. (41,7% y 50,0%, en 2021 y 2022, respectivamente) en la actualidad.

4.3.4. Diferencias espaciales de la fauna bentónica intermareal

4.3.4.1. Parámetros estructurales de la fauna intermareal

La riqueza de especies de invertebrados en 2022 alcanzó valores relativamente semejantes en los dos niveles de marea estudiados (Fig. 4.12), con diferencias de una o dos especies entre las distintas estaciones estudiadas. En el nivel intermareal superior, el mayor número de invertebrados se ha registrado en la Estación 1 (5 especies), con menores niveles de este parámetro en las estaciones 1 y 3 (4 especies). De modo similar, en el nivel intermareal inferior se ha observado en la presente campaña una relativa homogeneidad (6, 5 y 5 especies, en las estaciones 1, 2 y 3, respectivamente) para este parámetro. Los resultados muestran un retroceso en el nivel superior (excepto en la Estación 1) y un avance en el inferior.

En cuanto a la densidad de especies o número medio de especies por superficie de muestreo (Fig. 4.13), se ha observado en la actualidad (2022) cierta similitud para la

riqueza específica en ambos niveles, con cambios que implican a uno o dos invertebrados entre las distintas estaciones analizadas. Así, en la zona intermareal superior la densidad de especies más destacada se ha observado en la Estación 1 (4,7 especies por inventario), con registros levemente menores en el resto (3,0 y 3,3 especies por inventario, en las estaciones 2 y 3, respectivamente). En el nivel intermareal inferior también se ha registrado la mayor densidad específica en la Estación 1 (5,0 especies por inventario), con menores valores en las estaciones 2 y 3 (3,7 y 4,0 especies por inventario, respectivamente). Al igual que en el caso de la riqueza específica, este parámetro ha registrado un leve retroceso entre las campañas 2021 y 2022 en el nivel superior, salvo en el caso de la Estación 1 (3,0 y 4,7 especies por inventario, en 2021 y 2022, respectivamente). Por el contrario, en la zona inferior ha experimentado un leve avance.

La cobertura acumulada por el conjunto de invertebrados de la zona intermareal superior en la última Campaña 2022 (Fig. 4.14) muestra el mayor registro en la Estación 1 (61,3%), con menores valores de este parámetro en las estaciones 3 y 2 (59,8% y 36,8%, respectivamente). Por otro lado, en el nivel intermareal inferior, el mayor grado de ocupación ha sido registrado en la Estación 3 (52,7%), con menores coberturas en las estaciones 1 y 2 (47,5% y 20,0%, respectivamente). Los resultados muestran un retroceso de este parámetro en el nivel superior durante el periodo 2021-2022, excepto en la Estación 3, y un avance en el nivel inferior, salvo en el caso de la 2.

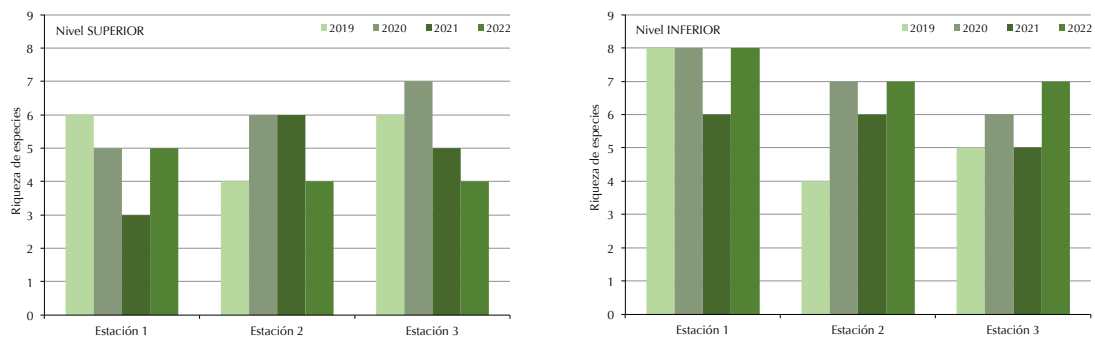


Fig. 4.12. Riqueza o número total de especies en los niveles intermareales Superior (izquierda) e Inferior (derecha) de las 3 estaciones estudiadas en primavera de 2019, 2020, 2021 y 2022.

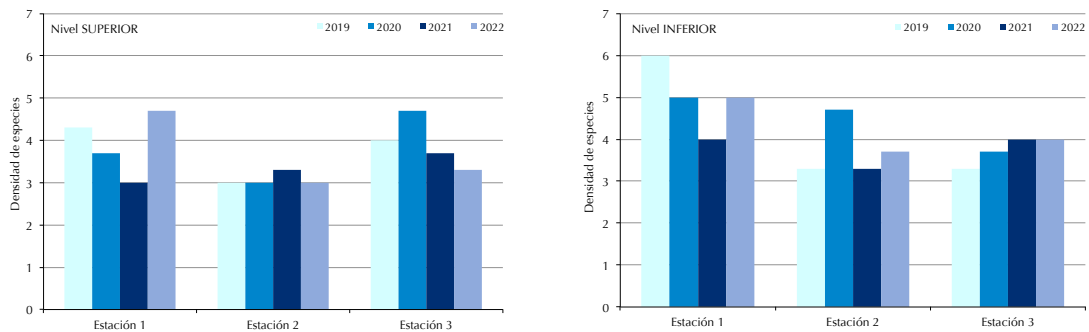


Fig. 4.13. Densidad de especies en los niveles intermareales Superior (izquierda) e Inferior (derecha) de las 3 estaciones estudiadas en primavera de 2019, 2020, 2021 y 2022.

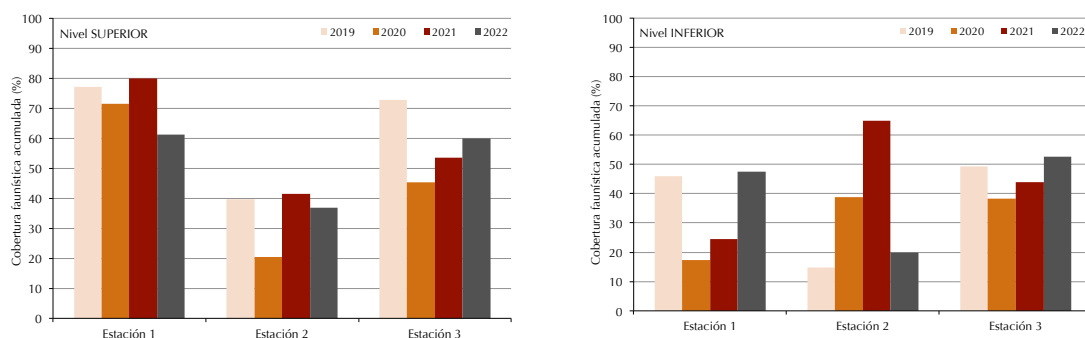


Fig. 4.14. Cobertura faunística acumulada en los niveles intermareales Superior (izquierda) e Inferior (derecha) de las 3 estaciones estudiadas en primavera de 2019, 2020, 2021 y 2022.

Analizando los valores de cobertura de las especies en función de su estrategia trófica en la última Campaña 2022 (Figs. 4.15 y 4.16) se observó que las especies suspensívoras fueron los invertebrados más abundantes en ambos niveles. Por ello, la evolución de los suspensívoros (Fig. 4.15) es altamente similar a la descrita anteriormente para la cobertura faunística acumulada. Así, en la zona intermareal superior el mayor registro de invertebrados suspensívoros se ha observado en la Estación 1 (59,7%), con menores valores en las estaciones 3 y 2 (59,2% y 35,5%, respectivamente). En relación al nivel intermareal inferior, el mayor grado de ocupación de esta estrategia trófica ha sido registrado en las estaciones 3 y 1 (50,7% y 43,7%, respectivamente) y el menor en la Estación 2 (19,5%). De igual modo, los resultados revelan un retroceso de los suspensívoros durante el periodo 2021-2022 en la zona intermareal superior (salvo en la Estación 3) y un avance de esta estrategia trófica en el nivel inferior, con la excepción de la Estación 2. En relación a los invertebrados de naturaleza herbívora (Fig. 4.16), destaca su escaso grado de ocupación en todas las campañas y niveles mareales, especialmente si lo comparamos con el obtenido por las especies de estrategia suspensívora. No obstante, la cobertura de los invertebrados herbívoros es sensiblemente más elevada en el nivel intermareal superior en las campañas analizadas, mientras que en la actualidad se ha registrado un avance generalizado de esta estrategia trófica en ambos niveles en el último periodo 2021-2022, salvo en el caso puntual de la Estación 3 en la zona superior.

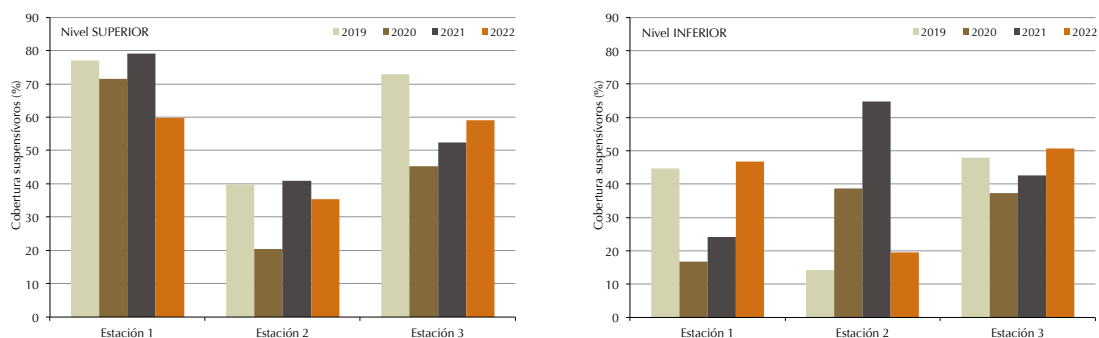


Fig. 4.15. Cobertura faunística acumulada de los invertebrados suspensívoros del nivel intermareal Superior (izquierda) e Inferior (derecha) de las 3 estaciones estudiadas en primavera de 2019, 2020, 2021 y 2022.

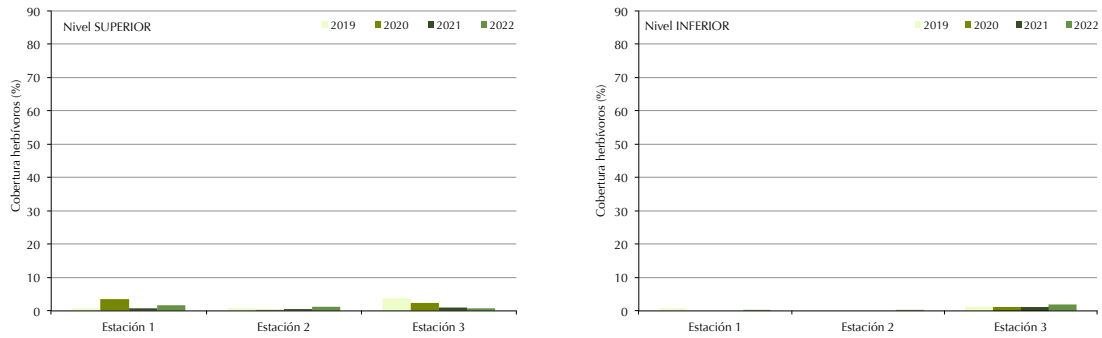


Fig. 4.16 Cobertura faunística acumulada de los invertebrados herbívoros del nivel intermareal Superior (izquierda) e Inferior (derecha) de las 3 estaciones estudiadas en primavera de 2019, 2020, 2021 y 2022.

4.3.4.2. Similitud faunística entre las estaciones del intermareal

La similitud entre los inventarios de cada nivel de marea fue explorada mediante la aplicación de técnicas multivariadas. En líneas generales, en el MDS de la Figura 4.17 se ha observado la existencia de 4 grupos según la prueba SIMPROF. El Grupo A queda compuesto por los inventarios del nivel superior y por los del nivel inferior de la Estación 3 durante el periodo de estudio (excepto los del nivel superior de la Estación 2 en 2020) y por los de la Estación 2 en 2021. Este grupo se ha caracterizado por haber registrado las mayores ocupaciones de la ostra *Crassostrea* sp., las lapas del género *Patella* y del cirrípedo *Chthamalus stellatus*, así como las menores coberturas del anélido *Eulalia viridis*, los poríferos *Halichondria* sp. y *Aptos aptos* y los moluscos *Bivalvia* indet. El Grupo B, compuesto por los inventarios del nivel intermareal inferior de la Estación 1 en 2019 y 2020, queda caracterizado principalmente por los registros más bajos de la ostra *Crassostrea* sp. y de las lapas *Patella* sp., así como por la mayor cobertura del mejillón *Mytilus galloprovincialis* y del anélido *E. viridis*. El Grupo C (nivel intermareal inferior de la

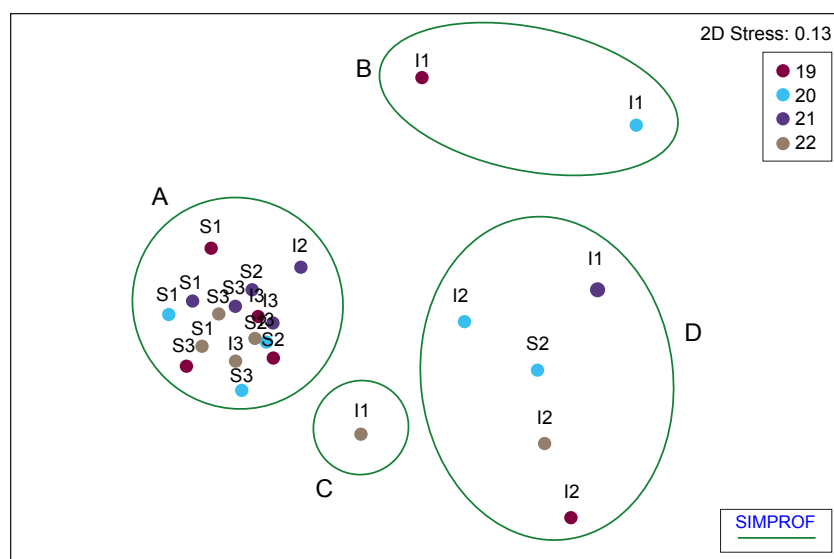


Fig. 4.17. Análisis de ordenación nMDS de las muestras de la fauna intermareal del nivel Superior e Inferior de las 3 estaciones estudiadas en el entorno receptor del vertido de la EDAR de Laida en primavera de 2019, 2020, 2021 y 2022. Datos transformados con raíz cuadrada; índice de similitud aplicado: Bray-Curtis.

Estación 2 en 2022) ha mostrado una notable cobertura de *Crassostrea* sp. y los mayores registros de del anélido *E. viridis*, el porífero *A. aaptos* y los moluscos *Bivalvia* indet. Finalmente, el Grupo D reúne a los inventarios de la zona inferior de la Estación 2 en 2019, 2020 y 2022 y a los de la zona inferior de la Estación 1 en 2020 y 2021, con una ocupación intermedia de la ostra *Crassostrea* sp., los mayores registros del porífero *Halichondria* sp. y una escasa representación del mejillón *M. galloprovincialis*.

Con objeto de visualizar las diferencias faunísticas entre cada una de las estaciones estudiadas de modo detallado, se realizaron análisis de ordenación con los dos niveles intermareales independientemente (Figs. 4.18 y 4.19). Comparando los diagramas correspondientes a cada nivel de marea, se observa cómo las estaciones se ordenan formando grupos diferentes según el nivel intermareal analizado. En el nMDS correspondiente al nivel superior (Fig. 4.18) se ha detectado una gran similitud entre los diferentes inventarios, con la existencia de dos grupos según la prueba SIMPROF. El Grupo B incluye únicamente a un inventario de la Estación 2 en 2020 y se ha caracterizado, según la prueba SIMPER, por haber registrado las mayores coberturas de los poríferos de los géneros *Suberites* y *Halichondria* y las menores ocupaciones de la ostra *Crassostrea* sp. El Grupo A reúne al resto de inventarios de este nivel superior, caracterizados por haber presentado las mayores ocupaciones de la ostra *Crassostrea* sp. y de los moluscos *Patella* sp.

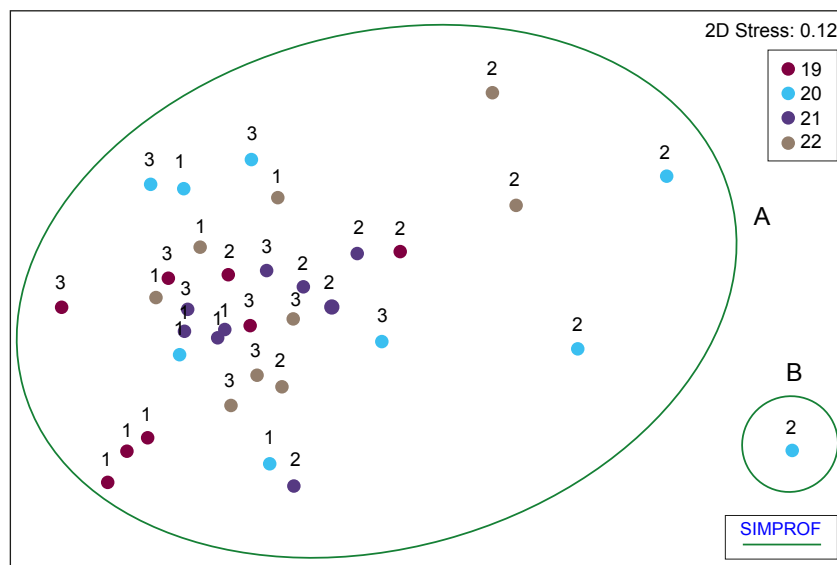


Fig. 4.18. Análisis de ordenación nMDS de las muestras de la fauna intermareal del nivel Superior de las 3 estaciones estudiadas en el entorno receptor del vertido de la EDAR de Laida en primavera de 2019, 2020, 2021 y 2022. Datos transformados con raíz cuadrada; índice de similitud aplicado: Bray-Curtis.

En el nMDS correspondiente al nivel inferior (Fig. 4.19), se ha observado la existencia de seis grupos, indicados por la prueba SIMPROF. El Grupo A incluye a todos los inventarios (3) de la Estación 3 en el periodo de estudio, a los de la Estación 2 en 2021, a un inventario de la Estación 2 en 2020 y 2022 y a dos inventarios de la Estación 1 en 2022. Este grupo ha quedado caracterizado por los notables registros de la ostra *Crassostrea* sp., las ocupaciones más elevadas de las lapas del género *Patella* y por las mínimas coberturas del mejillón *Mytilus galloprovincialis*, de los poríferos de los géneros *Aaptos*, *Suberites* y

Halichondria y del decápodo *Pachygrapsus marmoratus*. El Grupo B reúne a los inventarios (3) de la Estación 2 en 2019 y a un inventario de las estaciones 1 y 2 en 2022 y se ha caracterizado por haber registrado las mínimas ocupaciones del anélido *Eulalia viridis* y coberturas intermedias de los invertebrados citados anteriormente. El Grupo C incluye a los inventarios (3) de la Estación 1 en 2019 y 2021, a los de la Estación 2 en 2020 (2 inventarios) y a un inventario de la Estación 2 en 2020. Se ha caracterizado por haber registrado las mayores ocupaciones del mejillón *M. galloprovincialis* y del anélido *E. viridis*, moderados registros de *Crassostrea* sp. y la menor cobertura del porífero *A. aaptos* y de las lapas *Patella* sp. El Grupo D incluye un inventario de la Estación 2 en 2020, con las mayores ocupaciones de *Crassostrea* sp., de los poríferos de los géneros *Halichondria* y *Suberites*, del briozoo *Conopeum seurati* y del anélido *Spirobranchus triqueter*. El Grupo E contiene un inventario de la Estación 2 en 2022, con las coberturas más elevadas del porífero *A. aaptos* y del molusco *Bivalvia* indet. Finalmente, el Grupo F incluye a un inventario de la Estación 1 en 2020, con los menores registros de *Crassostrea* sp. y los mayores del mejillón *M. galloprovincialis*, del gasterópodo *Ocenebra erinacea* y de los anélidos Sabellidae indet.

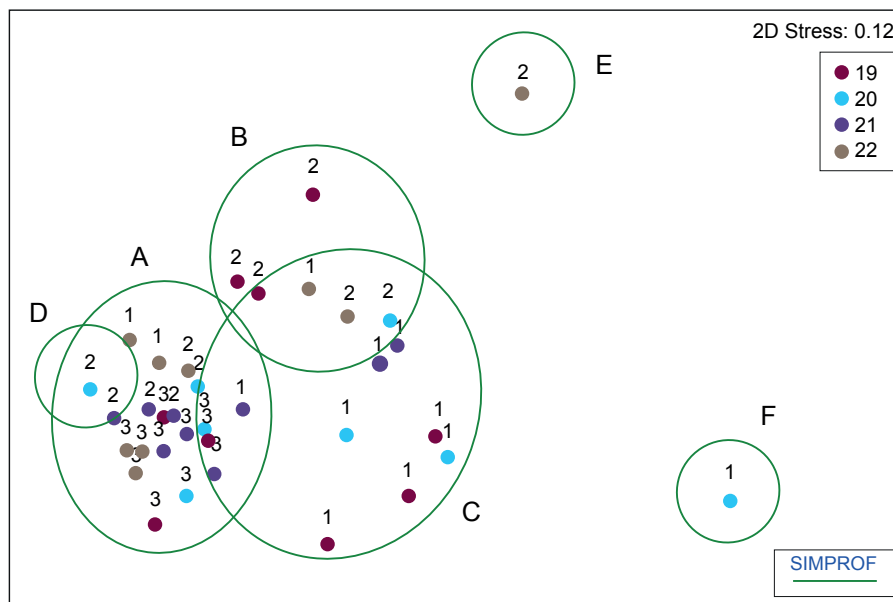


Fig. 4.19. Análisis de ordenación nMDS de las muestras de la fauna intermareal del nivel Inferior de las 3 estaciones estudiadas en el entorno receptor del vertido de la EDAR de Laida en primavera de 2019, 2020, 2021 y 2022. Datos transformados con raíz cuadrada; índice de similitud aplicado: Bray-Curtis.

4.3.5. Discusión

Los resultados del presente estudio indican que la fauna de la zona intermareal del entorno receptor del efluente de aguas tratadas de la EDAR de Laida se caracteriza por presentar una comunidad animal notablemente desarrollada, con valores de abundancia elevados y ligeramente superiores a los de la fracción vegetal. Se ha observado el dominio de las especies de estrategia filtradora, como corresponde a áreas estuáricas con un significativo aporte orgánico debido al funcionamiento natural de la ría. También se ha registrado una escasa diversidad trófica en todo el área de muestreo, dominada principalmente por invertebrados de naturaleza suspensívora, revelando una influencia

generalizada de los nutrientes y la materia orgánica transportada por las aguas fluviales que provocan una elevada tasa de sedimentación en la zona. Así, los registros de especies pertenecientes a otras estrategias tróficas han sido escasos y, como en campañas anteriores, las principales diferencias observadas entre las distintas localidades se refieren a cambios en la cobertura de los suspensívoros. El invertebrado más destacado ha sido la ostra *Crassostrea* sp., especialmente en el nivel intermareal superior. En la presente Campaña 2022 se han detectado diferencias en la evolución de este invertebrado en las tres estaciones estudiadas. Así, en la Estación 1 se ha observado su retroceso en la zona superior y su avance en la inferior. En la Estación 2, la ostra se ha mantenido estable en el nivel superior y ha registrado un significativo retroceso en el inferior. Finalmente, cabe destacar un leve avance de este invertebrado en los dos niveles estudiados de la Estación 3. Este comportamiento diferenciado de la población de ostra en las tres estaciones de la zona de estudio descartan un posible efecto del efluente de la depuradora en la evolución de *Crassostrea* sp. Por otro lado, cabe destacar en la actual Campaña 2022 el leve avance generalizado de los organismos herbívoros, principalmente las lapas del género *Patella*, que además han aumentado su distribución en las distintas estaciones de muestreo, lo que indica un aspecto positivo. El registro de esta especie herbívora, con capacidad estructuradora del nivel intermareal (Jenkins et al, 2005; Coleman et al, 2006a, 2006b; Henriques et al, 2017; Casal et al, 2018) y asociada a hábitats de costa abierta, revela el escaso efecto del vertido y una significativa influencia marina en el entorno de las localidades de estudio. No obstante, cabe destacar que estas lapas no son tan abundantes en las estaciones muestreadas como en los trabajos de referencia sobre el zoobentos rocoso intermareal realizados en la Costa Vasca (Bustamante et al, 2010; Díez et al, 2012). También ha sido reseñable la aparición del anélido omnívoro *Eulalia viridis* en la Estación 2 y su aumento de ocupación en el nivel superior de la Estación 1 en la actualidad. En conjunto, estos cambios han contribuido al aumento de la variabilidad trófica en la zona de estudio. Asimismo, destaca la presencia generalizada del artrópodo suspensívoro *Chthamalus perforatus*. A pesar del escaso grado de ocupación que ha mostrado, su aparición en los inventarios realizados, especialmente en la Estación 3, es un aspecto positivo (Tablado et al, 1994; Mettam, 1994; Pagola-Carte y Saiz-Salinas, 2001; Gorostiaga et al, 2004; Cabral-Oliveira et al, 2014). Se puede concluir que las comunidades de la zona de estudio, en general, presentaban en 2022 un estado de conservación moderado y con leves cambios que indican una evolución favorable.

4.4. EVALUACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO DE LAS COMUNIDADES EN EL CONTEXTO DE LA DIRECTIVA MARCO DEL AGUA 2000/60/CE

A continuación se exponen los resultados obtenidos al aplicar los procedimientos establecidos por la Directiva Marco del Agua 2000/60/CE (DMA) para evaluar el estado ecológico de las comunidades intermareales estuáricas del área de estudio. Debido a que en la actualidad no existe un índice para la evaluación del estado ecológico en aguas de transición para el análisis conjunto de flora y fauna; teniendo en cuenta la larga experiencia en monitorización del Grupo de Investigación Bentos Marino UPV/EHU, la evaluación de las tres localidades del área de estudio se llevará a cabo mediante juicio de experto en base a diversos parámetros de la comunidad (especies indicadoras, riqueza de especies, grupos funcionales y proporción de fauna y flora) y considerando el particular medio físico y entorno ambiental donde se produce el vertido.

En la Tabla 4.2 queda detallada la puntuación obtenida en la evaluación del estado ecológico de las comunidades intermareales (flora y fauna) de las 3 estaciones estudiadas

en 2019, 2020, 2021 y 2022 en base al juicio de experto. De acuerdo a la citada evaluación, las estaciones 1, 2 y 3 se clasifican en todas las campañas analizadas con el estado ecológico “Moderado”. Esta clasificación queda relacionada principalmente con el entorno en el que se encuentra localizado el área de estudio, influenciado por los aportes orgánicos que transporta la pluma fluvial. No obstante, los resultados del presente estudio ponen de manifiesto que el efecto del vertido de la EDAR de Laida en las tres estaciones que componen el área de estudio es leve.

Estado ecológico (EcoQ) del Bentos Intermareal (Juicio de Experto)		
	Estado	Año
ESTACIÓN 1		
	Mo	2019
	Mo	2020
	Mo	2021
	Mo	2022
ESTACIÓN 2		
	Mo	2019
	Mo	2020
	Mo	2021
	Mo	2022
ESTACIÓN 3		
	Mo	2019
	Mo	2020
	Mo	2021
	Mo	2022

Tabla. 4.2. Puntuación obtenida en las variables biológicas consideradas en el Juicio de Experto para la clasificación del Estado Ecológico (EcoQ) del bentos intermareal presente en el área de estudio en 2019, 2020, 2021 y 2022. MB: Muy Bueno; B: Bueno; Mo: Moderado; D: Deficiente; M: Malo. Colores que definen las clases de estado: Muy bueno=Azul; Bueno = Verde; Moderado = Amarillo; Deficiente = Naranja; Malo = Rojo.

5. COMUNIDADES BIOLÓGICAS DE FONDO BLANDO

5.1. MATERIALES Y MÉTODOS

5.1.1. Red de vigilancia y estrategia de muestreo

La toma de muestras se realizó el 1 de septiembre de 2022, a las 15:20, aproximadamente. La bajamar, de 1,21 m, se alcanzó a las 14:24 (hora local). El punto de muestreo se situó en una zona intermareal, a unos 50 m del punto de vertido, aproximadamente, en dirección oeste (Figura 5.1, Tabla 5.1).

Al igual que en las pasadas campañas de 2019 y de 2020, debido a que el acceso a pie al punto de muestreo era seguro y no comportaba ninguna complicación, la recogida de las muestras se realizó desde tierra, manualmente y con ayuda de una pala.



Fig. 5.1. Localización del punto de vertido del efluente de aguas tratadas de la EDAR de Laida (Ibarrangelua) y de la estación de muestreo de las comunidades intermareales de sustrato blando.

Código Estación	Distancia (m)	Latitud	Longitud
LAI_SED_E1	50 m	43°23,726'N	2°40,875'O

Tabla 5.1. Coordenadas y distancia al punto de vertido del efluente de la EDAR de Laida del área de muestreo de las comunidades de bentos blando.

El muestreo consistió en la toma de tres réplicas para el análisis de la comunidad de invertebrados bentónicos del área de estudio. La operativa consiste en delimitar una superficie cuadrada de 0,25 m² (0,5×0,5 m), con ayuda de un marco metálico de las dimensiones adecuadas, y en recoger con la pala el sedimento enmarcado, hasta una profundidad de 10-15 cm, para cada una de las réplicas. Además, se tomó material suficiente de una cuarta réplica para el estudio de las características fisicoquímicas del sedimento.

Para el estudio de las comunidades bentónicas cada una de las réplicas se tamizó a través de un tamiz de 1 mm de luz de malla, suficiente para la retención de casi todas las especies (Viéitez, 1976; Seapy y Kitting, 1978; Andrade y Cancela da Fonseca, 1979; Mora, 1982). Los organismos retenidos fueron fijados en una solución de formaldehído (estabilizado con metanol químicamente puro y tamponado a pH=7) al 4% en agua de mar, para su conservación hasta proceder a los procesos de separación, identificación y recuento de especies de macroinvertebrados bentónicos.

5.1.2. Análisis de las muestras en el laboratorio

5.1.2.1. Análisis de los sedimentos

En la muestra correspondiente al estudio de sedimentos se midió el potencial de oxidación/reducción en campo mediante un medidor portátil METROHM 826 pH-mobile (resolución: 0,1 mV; exactitud: 0,2 mV) con electrodo combinado de anillo de platino METROHM 60451100 con electrolito interno de KCl 3M y sistema de referencia Ag/AgCl. La verificación del calibrado se realizó con patrón METROHM 62306020 de +250 mV. Los valores de potencial redox indicados en este informe han sido convertidos a valores de electrodo de hidrógeno (Eh) según las indicaciones de Langmuir (1971).

Se realizó también un análisis granulométrico del sedimento siguiendo las recomendaciones de Folk (1974), Gee y Bauder (1986) y Jonasz (1991). Las diferentes fracciones de partículas (limos, arenas y gravas) se determinaron por tamizado en seco.

El contenido en materia orgánica se estimó gravimétricamente, determinando la pérdida de peso por calcinación en una alícuota (30 g) de la muestra.

5.1.3. Análisis de las comunidades bentónicas

Una vez en el laboratorio, y con la ayuda de lupas binoculares, se procedió a la separación e identificación de los macroinvertebrados bentónicos hasta el nivel taxonómico de especie (siempre que se pudo). A continuación, se procedió al recuento de los ejemplares separados e identificados y se estimó su peso seco tras desecarlos en una estufa a 90 °C durante 24 h.

Con los datos obtenidos se calcularon: la densidad específica y total (por muestra), en ind · m⁻²; la biomasa específica y total (por muestra), en g · m⁻²; el índice de diversidad de Shannon (H'), tanto a partir de los datos de densidad (Shannon y Weaver, 1963), en bit · ind⁻¹, como de biomasa (Wilhm, 1968), en bit · g⁻¹; el índice de equitabilidad de Pielou (J'), también a partir de los datos de densidad y de biomasa; y la diversidad máxima por muestra (H'max), en bit.

Se elaboraron también las curvas de comparación de abundancia y biomasa (ABC) (Warwick, 1986). Dichas curvas consisten en la representación, en una misma gráfica, de las dominancias relativas acumuladas en densidad y en biomasa, de las especies ordenadas de más a menos dominante (en densidad y en biomasa). Cuando la curva de biomasa se encuentra por encima de la de densidad, se considera que la comunidad de macroinvertebrados bentónicos no se encuentra alterada; cuando se encuentra por debajo, la comunidad se encuentra muy alterada; cuando ambas curvas se cruzan, existe una alteración moderada. Además, se estimó el estadístico W (Clarke, 1990), que hace referencia a la posición relativa de las curvas: cuando la curva de biomasa se encuentra por encima de la de densidad, W es positivo; cuando ambas curvas se cruzan, W es aproximadamente 0; cuando la curva de densidad se encuentra por encima de la de biomasa, W es negativo. Para estos cálculos se empleó el paquete para análisis de datos ecológicos PRIMER 6 (v. 6.1.6).

Se calculó el coeficiente biótico AMBI (Borja et al, 2000 y 2003; Muxika et al, 2005) con ayuda del software AMBI 6.0, alimentado con la lista de especies actualizada a mayo de 2022, ambos disponibles gratuitamente en la web de AZTI (<http://ambi.azti.es>), y siguiendo las recomendaciones de Borja y Muxika (2005), Muxika (2007) y Muxika et al (2007a).

Por último, se calculó el índice M-AMBI. Este índice fue desarrollado por AZTI en respuesta a los requerimientos de la Directiva Marco del Agua, e integra las medidas de riqueza específica, diversidad de Shannon y AMBI por medio de un análisis factorial (Muxika et al., 2007b). El M-AMBI está oficialmente aceptado en España como herramienta para la evaluación de la calidad del bentos de sustrato blando de fondos submareales costeros de las costas del Atlántico y del Cantábrico.

5.2. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.2.1. Caracterización del sustrato

Las características generales del sedimento en la zona de estudio se resumen en la Tabla 5.2.

Estación	Redox(mV)	M.O. (%)	Ø (µm)	G (%)	A (%)	F (%)
LAI_SED_01	53	8,4	60	0,3	19,1	80,6

Tabla 5.2. Composición granulométrica del sedimento en la estación de control (Ø: tamaño medio de grano; G: gravas; A: arenas; F: limos y arcillas). Se indica también el potencial redox (REDOX) y el porcentaje de materia orgánica (M.O.).

El sedimento presentó una fracción mayoritaria de limos (62% de fracción <63 µm), pero con contenido relevante en arenas (19%), quedando clasificado como fango arenoso según la clasificación textural de Folk (1954). El tamaño medio de grano (60 µm) corresponde, asimismo, a limos. En comparación con las pasadas campañas de 2019 y de 2020, se observa un menor contenido arenoso (43% y 62%, en 2019 y 2020, respectivamente), a costa de una reducción de la fracción limosa (57% y 38%, en 2019 y

2020, respectivamente), lo que se ve reflejado en un menor tamaño medio de grano (89 μm y 132 μm , en 2019 y 2020, respectivamente).

Por otro lado, el contenido en materia orgánica fue alto (8,4%), sensiblemente mayor al de las pasadas campañas de 2019 (6,2%) y, sobre todo, de 2020 (4,0%). El incremento detectado podría responder al mayor contenido en limos de la presente campaña y a que el tamaño medio de grano fue, por tanto, menor, ya que las partículas finas tienen más capacidad de retención de materia orgánica que las más gruesas.

A pesar del pequeño tamaño de grano debido a la alta proporción de partículas finas en el sedimento y al también alto contenido en materia orgánica, el potencial redox fue positivo (53 mV), aunque menor a los valores determinados en las pasadas campañas de 2019 (64 mV) y, especialmente, de 2020 (340 mV). Esto estaría indicando unas condiciones oxidantes y disponibilidad de oxígeno para la degradación de la materia orgánica presente. En estas condiciones, no se esperaría un impacto negativo sobre las comunidades bentónicas de sustrato blando.

5.2.2. Análisis de las comunidades bentónicas

5.2.2.1. Parámetros estructurales de las comunidades bentónicas

Los datos brutos correspondientes a este apartado pueden verse en el Anexo IV. En la Tabla 5.2 se muestra el número de taxones identificados en la estación muestreada, así como el porcentaje que representan por cada *phylum*.

PHYLUM	LAI_SED_01
NEMERTEA	2 (6,7)
ANNELIDA	13 (43,3)
ARHTROPODA	4 (13,3)
MOLLUSCA	10 (33,3)
PHORONIDA	1 (3,3)
TOTAL	30

Tabla 5.2. Número de taxones de invertebrados bentónicos identificados y, entre paréntesis, porcentaje que representan por *phylum*.

Los anélidos, con 13 taxones identificados, supusieron el 43% del total de la estación y fueron el grupo dominante. En segundo lugar, se encuentran los moluscos (10 taxones; 33% del total), con los artrópodos ocupando el tercer lugar (4 taxones; 13%). Además, se identificaron dos taxones de nemertinos y un forónido.

Aunque con ligeras variaciones en las riquezas absolutas, se mantuvo el reparto de taxones descrito para las pasadas campañas de 2019 y de 2020, con los mismos phyla identificados y representación relativa similar de cada uno de ellos. Las principales diferencias vinieron dadas por la ausencia de nematodos en la presente campaña de 2022 y porque, al contrario que en 2019 y en 2020, los moluscos presentaron mayor riqueza que los artrópodos.

En densidad, se observó alguna diferencia respecto al reparto de taxones por phyla. Así, aunque, con un total de 1.209 ind · m⁻², dominaron los anélidos (75% de la densidad total de la estación), seguidos por los moluscos (343 ind · m⁻²; 21% de los efectivos) y, con

densidad ya menor, los artrópodos y los forónidos (ambos con $32 \text{ ind} \cdot \text{m}^{-2}$; 2%). Este reparto fue similar al de las pasadas campañas de 2019 y 2020, aunque en 2019 los forónidos eran menos abundantes y en 2020 fueron más abundantes que los artrópodos. Respecto a la biomasa, en cambio, los moluscos conformaron el grupo dominante en la estación ($0,8 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$; 45% de la biomasa total). El segundo lugar lo ocuparon los anélidos ($0,6 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$; 33% de la biomasa), con los artrópodos en tercer lugar ($0,4 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$; 21% del total). En este caso, el reparto coincidió con los de las pasadas campañas de 2019 y de 2020, aunque la biomasa relativa de los moluscos ha ido decreciendo campaña tras campaña (85% y 65%, en 2019 y 2020, respectivamente).

En este punto, es importante señalar que la concha de los moluscos y, en menor medida, el exoesqueleto de los artrópodos suponen un peso añadido sobre el peso real del cuerpo en sí, haciendo que habitualmente alcancen biomásas muy superiores a las de otros grupos como los anélidos.

En general, las dominancias encontradas en la zona de vertido están en el orden de las que pueden esperarse en sustratos fangoso-arenosos de la zona intermareal de los estuarios. En este tipo de sedimentos dominan habitualmente anélidos y moluscos, tanto en número de taxones, como en densidad.

En cuanto a las especies dominantes en densidad en la presente campaña de septiembre de 2022 destacaron el anélido poliqueto *Alkmaria romijni* ($752 \text{ ind} \cdot \text{m}^{-2}$; 46% de la densidad), el grupo de los oligoquetos ($189 \text{ ind} \cdot \text{m}^{-2}$; 12%) y el molusco gasterópodo *Peringia ulvae* ($167 \text{ ind} \cdot \text{m}^{-2}$; 10%). Respecto a la pasada campaña de 2020, repitieron *A. romijni* y *P. ulvae*, sustituyendo los oligoquetos al poliqueto *Pygospio elegans*, que en 2020 se encontraba entre las especies dominantes en densidad, pero que, en 2022, aunque presente, no alcanzó el 10% de la densidad de la estación. En la actual campaña de 2022 tampoco el molusco bivalvo *Scrobicularia plana* (que se encontraba entre las especies dominantes, junto con *A. romijni* y *P. ulvae* en 2019) alcanzó el 10% de la densidad de la estación.



A. romijni es un anélido poliqueto de pequeño tamaño, perteneciente a la familia Ampharetidae. Debido a su pequeño tamaño, posiblemente muchos de los ejemplares de las muestras escapan a través de las mallas de filtrado. Es una especie citada en muy contadas ocasiones en regiones del norte de Europa y en las costas ibéricas (Junoy, 1988; Sola, 1994) (imagen: <http://v3.boldsystems.org/pics/SFPOM/SFP1-002%2BI302032088.jpg>).



Los oligoquetos constituyen un grupo de especies pertenecientes a varias familias entre las que no suelen faltar Tubificidae y Enchytraeidae. El grupo como tal presenta ciertas características de interés medioambiental. Por ejemplo, este grupo se ha asociado a la presencia de fibra vegetal o materia orgánica, componentes del sedimento que propician el desarrollo de poblaciones bacterianas de las que obtienen gran parte de sus nutrientes (Kathman et al, 1984; Denis, 1983). Igualmente, en otras ocasiones su presencia se ha relacionado con el

enriquecimiento orgánico (Bamber y Spencer, 1984) y, también, con los medios de baja salinidad, tales como ciertas áreas de los estuarios, generalmente las más internas (Sola, 1994). Además, se considera que el grupo está formado mayoritariamente por especies oportunistas de primer orden. En cualquier caso, se trata de un taxón que se considera característico de la comunidad de *Scrobicularia plana*-*Cerastoderma edule* descrita para los estuarios vascos por Borja et al (2004). (imagen: https://upload.wikimedia.org/wikipedia/commons/thumb/5/5f/Olavius_algarvensis_from_Elba%2C_Italy.jpg/200px-Olavius_algarvensis_from_Elba%2C_Italy.jpg).

El caracolillo *P. ulvae* se suele encontrar sobre sedimentos de arenas fangosas en la mayoría de los estuarios de la costa vasca, donde incluso puede llegar a alcanzar densidades importantes. Es por ello por lo que también es considerada una de las especies características de la comunidad de *Scrobicularia plana*-*Cerastoderma edule* (Borja et al, 2004). Se trata de un depositívoro superficial que, como tal, se alimenta de detritus y microalgas perifíticas que encuentra en el sedimento. Se considera tolerante al enriquecimiento orgánico, ya que se ve beneficiado por aportes moderados de materia orgánica (imagen: https://images.marinespecies.org/thumbs/63372_peringia-ulvae.jpg?w=700).



En lo referente a la biomasa, dominó el anélido poliqueto *Nephtys hombergii* ($0,5 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$; 27% de la biomasa), seguido por el caracolillo *P. ulvae* ($0,4 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$; 22% de la estación) y por el artrópodo *Palaemon elegans* ($0,3 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$; 19%). Como ocurriera con las especies dominantes en densidad, respecto a las pasadas campañas de 2019 y de 2020, repitieron dos de las especies dominantes (*N. hombergii* y *P. ulvae*). En cambio, no se encontraron entre las especies dominantes *S. plana*, que sí se encontraba entre las especies dominantes en 2019 y en 2020, ni el bivalvo *Cerastoderma edule*, que se encontraba entre las especies dominantes en 2019 y que no se ha identificado ni en 2020 ni en 2022.



N. hombergii es un anélido poliqueto que puede alcanzar una longitud considerable (hasta 20 cm). Se trata de un carnívoro excavador que se alimenta de moluscos, crustáceos y otros anélidos que captura de forma activa. Normalmente, se suele encontrar entre el nivel litoral medio y la franja sublitoral, y sobre sustratos que van desde el fango arenoso hasta las arenas gruesas limpias. Se considera una especie indiferente a la alteración del medio (imagen: http://upload.wikimedia.org/wikipedia/commons/9/9e/Nephtys_hombergii.jpg).

La quisquilla *P. elegans* es un pequeño crustáceo decápodo de hasta 5 cm de longitud que vive en zonas protegidas poco profundas (hasta 2 m de profundidad). Su rango de distribución geográfico abarca desde las costas de Noruega hasta el Mediterráneo y también el Mar Negro. Es una especie omnívora, que se alimenta de pequeños animales (vivos o muertos), de algas y de cualquier otro detrito orgánico que pueda capturar con sus pinzas. Se considera una especie sensible a la alteración del medio (imagen: https://www.cibsub.cat/rcs_gene/Palaemon_elegans02.jpg).



Tal y como se indicó en los informes correspondientes a las pasadas campañas de 2019 y de 2020, las especies dominantes, tanto en densidad como en biomasa, parecen indicar la presencia de una Comunidad de *Scrobicularia plana*-*Cerastoderma edule* (Borja et al, 2004), de la que son características las especies arriba descritas (salvo *N. hombergii*).

Para los parámetros estructurales calculados (Tabla 5.3) se observó cierta incoherencia entre los resultados obtenidos con cada uno de ellos. Se trata de una estación que presentó un valor de densidad moderado ($1.620 \text{ ind} \cdot \text{m}^{-2}$) y biomasa moderadamente baja ($1,7 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$), lo que indica que el peso medio de los organismos fue relativamente bajo (1 mg). Esto indica una presencia importante de especies de pequeño tamaño (habitualmente oportunistas) y presencia limitada de especies de tamaño grande (especies especialistas).

		LAI_SED_01
Riqueza específica	(nº de taxa)	30
Densidad	($\text{ind} \cdot \text{m}^{-2}$)	1.620
Biomasa	($\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$)	1,688
Diversidad de Shannon	($\text{bit} \cdot \text{ind}^{-1}$)	2,91
Diversidad máxima (bit)	($\text{bit} \cdot \text{g}^{-1}$)	3,09
Equitabilidad de Pielou (densidad)		4,91
Equitabilidad de Pielou (biomasa)		0,59
		0,63

Tabla 5.3. Parámetros estructurales de la comunidad bentónica del área de estudio.

Por otro lado, la riqueza específica fue relativamente alta (30 taxones). Sin embargo, los valores de diversidad de Shannon y de equitabilidad fueron sólo moderados para las densidades ($2,91 \text{ bit} \cdot \text{ind}^{-1}$ y $0,59$, respectivamente), y moderadamente altos para las biomásas ($3,09 \text{ bit} \cdot \text{g}^{-1}$ y $0,63$, respectivamente), debido a las dominancias más claras en densidad que en biomasa.

En este sentido, estos resultados muestran cierta similitud respecto a los de la campaña de 2020, y diferencias respecto a los observados en la campaña de 2019, en la que existía una mayor coherencia entre los parámetros estructurales: valores moderados de densidad, biomasa, peso medio de los organismos y de la diversidad y la equitabilidad estimados a partir de los datos de biomasa, y moderadamente altos de riqueza y de la diversidad y la equitabilidad estimadas a partir de los datos de densidad.

Comparados con los rangos de valores propuestos por Borja et al (2004) para la Comunidad de *Scrobicularia plana*-*Cerastoderma edule* en los estuarios del País Vasco, los valores de los parámetros estructurales básicos estimados para la presente campaña se encontraron por encima de dichos rangos, a excepción de la biomasa que sí se encuentra en el rango propuesto. Como ya se indicó en el informe correspondiente a la campaña de 2020, el hecho de que los valores de los parámetros estructurales básicos superen en cierta medida los rangos habituales, sobre todo en el caso de la densidad, podría indicar cierto desequilibrio.

De hecho, las curvas ABC elaboradas a partir de los datos de abundancia y de biomasa específicos obtenidos para la estación de control, se cruzan en varios puntos, comenzando además con la curva de la abundancia por encima de la de biomasa (Figura 5.2). Esto indica que las especies más abundantes en densidad presentaban dominancias

relativamente altas y, en biomasa, dominaban especies de talla más moderada. Todo esto implica que el valor de W se próximo a 0 (-0,01), lo que indica que la comunidad bentónica presenta una alteración moderada.

En resumen, los resultados indican que se trata de una comunidad rica, pero que presenta cierto grado de desequilibrio, con unas pocas especies que, aunque pueden considerarse características de la comunidad, presentan dominancia relativamente importante. Además, destaca la ausencia en la muestra de una de las especies que dan nombre a la comunidad: *C. edule*.

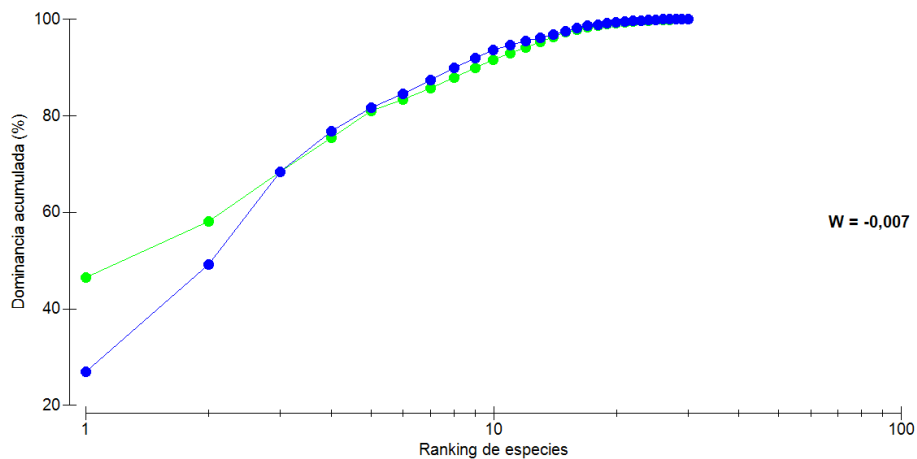


Fig. 5.2. Curvas de comparación de abundancia (en verde) y biomasa (en azul) a partir de los resultados obtenidos para la estación de control. El eje de abscisas (Ranking de especies) hace referencia al orden de las especies de más a menos dominante en densidad y en biomasa (sin que tengan que ser necesariamente coincidentes).

5.2.2.2. Coeficiente biótico AMBI

La clasificación en función del coeficiente biótico AMBI (Borja et al, 2000) es de alteración ligera (Tabla 5.4).

El valor medio del coeficiente AMBI (3,2) fue del orden de los de las pasadas campañas de 2019 y de 2020 (2,9 en ambas) e indica, en las tres campañas, que la estación muestreada presenta una comunidad desequilibrada (Borja et al, 2000). La desviación típica fue relativamente baja (0,3), indicando un alto grado de homogeneidad entre las réplicas, lo que aporta robustez al resultado.

	LAI_SED_01		
	1	2	3
GE I	5,8	9,7	2,0
GE II	6,5	7,8	4,7
GE III	63,1	70,5	68,6
GE IV	17,5	3,5	6,3
GE V	7,1	8,4	18,4
AMBI	3,203	2,895	3,516
AMBI medio		3,204	
S		0,311	

Tabla 5.4. Densidad relativa de cada uno de los grupos ecológicos (GE) para cada una de las réplicas (1, 2 y 3), AMBI por réplica y AMBI promedio para la estación muestreada junto con la desviación típica correspondiente (S).

Como es habitual en ambientes estuáricos con presencia de la Comunidad de *Scrobicularia plana-Cerastoderma edule*, el grupo ecológico III (GE III), al que se adscriben las especies tolerantes al enriquecimiento orgánico, dominó en las tres réplicas, con el 63-71% de los efectivos (Tabla 5.4). El resto de los grupos ecológicos presentaron densidades similares entre sí, aunque algo mayores en el caso de los grupos oportunistas: 2-10% las especies sensibles a la alteración del medio (GE I); 5-8% las especies indiferentes a la alteración (GE II); 4-18% las especies oportunistas de segundo orden (GE IV); y 7-18% las especies oportunistas de primer orden (GE V).

Respecto a las pasadas campañas de 2019 y de 2020, se observó un incremento de la densidad relativa de las especies oportunistas, y una menor representación especies tolerantes que en la campaña de 2020. Ese incremento de los grupos oportunistas explica el mayor valor de AMBI de la presente campaña de 2022, aunque no implica cambio en la calificación de la estación.

5.2.2.3. Índice M-AMBI

Los resultados (Tabla 5.5) indican que la zona de estudio presentó en 2022 'Buen Estado' (M-AMBI= 0,76), próximo al valor límite entre 'Buen Estado' y 'Muy Buen Estado' (0,77). Para este índice, se aplicaron las condiciones de referencia correspondientes a una comunidad de *Abra alba* en aguas estuáricas euhalinas.

Estado ecológico (EcoQ) del Bentos Intermareal (M-AMBI)		
M-AMBI	Estado	Año
0,822	MB	2019
0,805	MB	2020
0,76	B	2022

Tabla. 5.5. Puntuación obtenida en el índice M-AMBI para la clasificación del Estado Ecológico (EcoQ) del bentos intermareal blando presente en el área de estudio en 2019, 2020 y 2022. MB: Muy Bueno; B: Bueno; Mo: Moderado; D: Deficiente; M: Malo. Colores que definen las clases de estado: Muy bueno=Azul; Bueno = Verde; Moderado = Amarillo; Deficiente = Naranja; Malo = Rojo.

En la estación E-OK20 de la Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la CAPV, situada en la margen izquierda en la isla de Txatxaramendi (en el mismo tramo estuárico), en 2022 el valor de M-AMBI fue 0,44 (muestreo realizado en época invernal y en el que una de las tres réplicas resultó azóica), lo que corresponde a un 'Estado Moderado', si bien históricamente esta estación ha presentado Estado entre Bueno y Muy Bueno (salvo en 2002 y 2013, que presentó 'Estado Deficiente'). Por otro lado, existe otra estación de muestreo de la Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la CAPV aguas arriba (E-OK10, a la altura de los Astilleros Murueta) que presentó en 2022 también 'Estado Moderado'. Con estos resultados, el global de la Masa de Agua de Transición del Oka Exterior, en la que se sitúa la estación de control correspondiente al presente trabajo, quedaría calificada en 'Estado Moderado'.

Por tanto, la valoración correspondiente a la estación de control del presente trabajo es mejor que la correspondiente tanto al global de la masa de agua en la que se sitúa, como a cada una de las estaciones de control en las que se basa dicha calificación, lo que parece apuntar a una ausencia de impacto del vertido en las comunidades del bentos que sea detectable en términos de Estado de los invertebrados bentónicos de acuerdo a la Directiva Marco del Agua al menos en la presente campaña de 2022.

En cuanto a la evolución del índice M-AMBI, la zona de estudio ha presentado un estado 'Muy bueno' en las dos campañas previas (0,822 en 2019 y 0,805 en 2020), con una calificación global de 'Buen Estado' para la Masa de Agua de Transición del Oka Exterior a partir de los datos de la Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la CAPV (Borja et al., 2020, 2021). Sin embargo, hay que señalar que los valores individuales de M-AMBI en la estación E-OK20 fueron superiores a los de la estación de control del presente trabajo en 2019 (0,931) y en 2020 (0,815), lo que sí podría estar indicando cierto efecto de los vertidos en los invertebrados de la zona, aunque la intensidad no sea suficientemente alta como para afectar a la calificación de la estación.

6. CONCLUSIONES

El presente estudio tiene como objetivo general conocer el impacto ambiental del vertido de la EDAR de Laida sobre los principales componentes del ecosistema estuárico del entorno receptor en 2022. El vertido de las aguas residuales tratadas tiene lugar en la ensenada de Arketas. Para cumplir dicho objetivo, se han estudiado las condiciones fisicoquímicas del agua y el sedimento, así como las comunidades bentónicas de sustrato duro y blando presentes en las proximidades del vertido. Para la evaluación del estado ecológico de la masa de agua se ha aplicado un índice conforme a la Directiva 2000/60/CE (DMA).

Con respecto a las condiciones fisicoquímicas del agua, las variables oceanográficas generales (temperatura, salinidad, pH) mostraron valores normales en el contexto de la zona de estudio y época del año. Las diferencias entre las estaciones de muestreo en cuanto a estas variables fueron mínimas, lo cual indica que la influencia del efluente no fue mayor en la estación más próxima al vertido. Las condiciones de oxigenación de la columna de agua se situaron por encima del umbral Muy Bueno/Bueno (92%) en las tres estaciones de muestreo en las dos condiciones de marea estudiadas. Las condiciones ópticas, así como la turbidez y los sólidos en suspensión mostraron registros normales para este tipo de ambientes manteniéndose en todo momento dentro de los valores de referencia de Muy Buen Estado para aguas de transición euhalinas de la Costa Vasca. Sin embargo, los valores medios del coeficiente de extinción de luz indican que la transparencia del agua no es elevada. Con respecto a los nutrientes inorgánicos disueltos, no se observó un patrón en relación al vertido ya que los niveles entre las diferentes estaciones apenas han variado. Además, las concentraciones de nutrientes se han situado por debajo del umbral Muy bueno/Bueno en todos los casos. En cuanto al estado fisicoquímico del agua, según índice PCQI, se concluye que la columna de agua presentaba un estado "Muy Bueno" en todas las estaciones. Todo lo anterior indica que el impacto del efluente de la EDAR de Laida en la calidad del agua del medio receptor no era significativo.

En relación al sustrato duro, cabe destacar que el área de muestreo se encuentra localizada en un entorno estuárico con una marcada influencia de los aportes de sólidos en suspensión transportados por las aguas del río Oka y de los sedimentos de tipo fangoso-arenoso. Esto, unido a la naturaleza fluctuante de los parámetros físicos del sistema, conlleva que la vegetación se haya caracterizado en su mayoría por especies de naturaleza cespitosa como *Caulacanthus ustulatus* y *Gelidium pusillum*, además de algunas especies incrustantes como *Ralfsia verrucosa* o *Phymatolytho lenormandii*. La presencia de este tipo de vegetación y de sus principales acompañantes: *Ceramium ciliatum*, clorófitos y algunas cianofíceas en la zona del entorno de la EDAR de Laida, podría deberse a una mayor sedimentación y un menor hidrodinamismo característico de las zonas estuáricas. Por su parte, la comunidad faunística intermareal del área de estudio ha quedado dominada por especies de estrategia filtradora y se ha observado una escasa diversidad trófica en todo el área de muestreo. El invertebrado más destacado ha sido la ostra *Crassostrea* sp., como corresponde a áreas estuáricas con un significativo aporte orgánico. No obstante, el leve aumento de cobertura registrado en especies vegetales perennes y

de morfología compleja, junto al avance generalizado de los invertebrados herbívoros, principalmente las lapas del género *Patella*, la presencia del artrópodo *Chthamalus perforatus* y del anélido omnívoro *Eulalia viridis*, revelan aspectos positivos destacables y ponen de manifiesto el escaso efecto del vertido de la EDAR de Laida en el área de estudio.

En resumen, estos resultados ponen de manifiesto que el efecto del vertido de la EDAR de Laida en las comunidades de flora y fauna de sustrato duro en las tres estaciones que componen el área de estudio es leve. No obstante, dada la localización de estas estaciones en un entorno influenciado por los aportes orgánicos que transporta la pluma fluvial, el estado ecológico de las comunidades biológicas de sustrato duro, en base al juicio de experto, se considera moderado.

El sustrato blando del área de estudio es de naturaleza fangoso-arenosa y presenta un contenido alto de materia orgánica. El potencial redox indica la presencia de condiciones oxidantes. La comunidad bentónica de la zona de estudio es asimilable a una Comunidad de *Scrobicularia plana*-*Cerastoderma edule*. Presenta un valor moderado de densidad y biomasa moderadamente baja, con un peso medio de los organismos relativamente bajo. La riqueza específica es relativamente alta, y los valores de las diversidades y las equitabilidades, moderadas o moderadamente altas. La relativa incoherencia entre los valores estimados para los parámetros estructurales, junto con la ausencia en la muestra de una de las especies que dan nombre a la comunidad (*Cerastoderma edule*) puede indicar cierto desequilibrio. Además, las curvas de abundancia y biomasa se entrecruzan en varios puntos a lo largo del gráfico ABC, dando lugar a un valor del estadístico W indicativo de alteración moderada. Como es habitual en ambientes estuáricos con presencia de la comunidad arriba indicada, el coeficiente biótico AMBI indica la presencia de una comunidad desequilibrada, correspondiente a ambientes ligeramente alterados, con dominancia de especies tolerantes al enriquecimiento orgánico. En definitiva, se observa cierto grado de desequilibrio en la zona analizada, aunque no un claro impacto que pueda ser atribuido de forma inequívoca al vertido de la EDAR. Los valores de M-AMBI indican un Buen Estado de las comunidades de invertebrados bentónicos en la zona en la presente campaña de 2022, con Muy Buen Estado en las pasadas campañas de 2019 y de 2020. Estos resultados se encuentran en el rango de los correspondientes a las estaciones de muestreo de la Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la CAPV, en las que se basa la calificación de Estado Ecológico de la Masa de Agua de Transición del Oka Exterior, por lo que no se puede afirmar que exista un impacto reconocible de los vertidos sobre dicha valoración.

7. BIBLIOGRAFÍA

Anderson, M.J., Gorley, R.N., Clarke, K.R., 2008. PERMANOVA for PRIMER. PRIMER-E Ltd, Plymouth.

Andrade, F., Cancela Da Fonseca, L., 1979. Estrategia de amostragem num ecossistema bentónico estaurino visando a análise numérica de sus estructura e volução (estuario do Sado, Portugal). Actas del Ier Simposio Ibérico de Estudios del Bentos Marino, San Sebastián, II: 873-888.

Ardre, F., 1970. Contribution a l'etude des algues marines du Portugal. I. La Flore. Port. Acta Biol. sér. B, 1-423, 56 pls.

Arévalo, R., Pinedo, S., Ballesteros, E., 2007. Changes in the composition and structure of Mediterranean rocky-shore communities following a gradient of nutrient enrichment: Descriptive study and test of proposed methods to assess water quality regarding macroalgae. Marine Pollution Bulletin 55: 104-113.

Bald, J., Borja, A., Muxika, I., Franco, J., Valencia, V., 2005. Assessing reference conditions and physico-chemical status according to the European Water Framework Directive: a case-study from the Basque Country (Northern Spain). Marine Pollution Bulletin 50(12): 1508-1522.

Bamber, R.N. & Spencer, J.F. 1984. The benthos of a coastal power station thermal discharge canal. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 64: 603-623.

Bendschneider, K., Robinson, R.J., 1952. A new spectrophotometric method for the determination of nitrite in sea water. Journal of Marine Research 11: 87-96.

Benedetti-Cecchi, L., Pannacciulli, F., Bulleri, F., Moschella, P.S., Airoidi, L., Relini, G. & Cinelli, F. (2001). Predicting the consequences of anthropogenic disturbance: largescale effects of loss of canopy algae on rocky shores. Marine Ecology Progress Series, 214: 137-150.

BOE 2016. RD 1/2016. Valores de las diferentes variables para cada una de las referencias de muy buen y mal estado fisicoquímico. Objetivos de calidad (umbral Bueno/Moderado) y umbral Muy Bueno/Bueno para cada variable y tramo euhalino.

BOPV, 2013. Disposiciones Generales. Decreto 459/2013, de 10 de diciembre, sobre los vertidos efectuados desde tierra al mar. Boletín Oficial del País Vasco N° 237. 2013/5406 (1-35).

Borja, Á., 1983. Sistemática de los moluscos marinos de la Costa Vasca. Sociedad Cultural INSUB, pub. n° 2. Donostia, 96 pp.

Borja, Á., Aguirrezabalaga, F., Martínez, J., Sola, J.C., García-Arberas, L., Gorostiaga, J.M., 2004. Benthic communities, biogeography and resources management. En: Á. Borja y M. Collins (Eds.), *Oceanography and Marine Environment of the Basque Country*, Elsevier Oceanography Series, 70, Amsterdam: 455-492.

Borja, A., Bald, J., Belzunce, M.J., Franco, J., Garmendia, J.M., Larreta, J., Menchaca, I., Muxika, I., Revilla, M., Rodríguez, J.G., Solaun, O., Uriarte, A., Valencia, V., Zorita, I., Adarraga, I., Aguirrezabalaga, F., Cruz, I., Laza, A., Marquiegui, M.A., Martínez, J., Orive, E., Ruiz, J.M.^a, Sola, J.C., Manzanos, A., 2015. Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Informe de AZTI-Tecnalia para la Agencia Vasca del Agua, 651 pp.

Borja, A., Bald, J., Belzunce, M.J., Franco, J., Larreta, J., Menchaca, I., Muxika, I., Revilla, M., Rodríguez, J.G., Sagarmínaga, Y., Solaun, O., Uriarte, A., Valencia, V., Zorita, I., Adarraga, I., Aguirrezabalaga, F., Sola, J.C., Cruz, I., Marquiegui, M.A., Martínez, J., Ruiz, J.M., Cano, M., Laza-Martínez, A., Manzanos, A., 2018. Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Informe de AZTI-Tecnalia para la Agencia Vasca del Agua, 412 pp.

Borja, Á.; Bald, J.; Franco, J.; Larreta, J.; Menchaca, I.; Muxika, I.; Revilla, M.; Rodríguez, J.G.; Sagarmínaga, Y.; Solaun, O.; Uriarte, A.; Zorita, I.; Adarraga, I.; Aguirrezabalaga, F.; Sola, J.C.; Cruz, I.; Marquiegui, M.A.; Martínez, J.; Ruiz, J.M.; Cano, M.; Laza-Martínez, A.; Manzanos, A. 2020. Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Informe de resultados. Campaña 2019. Informe de AZTI para la Agencia Vasca del Agua. 410 pp.

Borja, Á.; Bald, J.; Franco, J.; Larreta, J.; Menchaca, I.; Muxika, I.; Revilla, M.; Rodríguez, J.G.; Solaun, O.; Uriarte, A.; Valencia, V.; Zorita, I.; Adarraga, I.; Aguirrezabalaga, F.; Sola, J.C.; Cruz, I.; Marquiegui, M.A.; Martínez, J.; Ruiz, J.M.; Cano, M.; Laza-Martínez, A.; Manzanos, A. 2021. Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la CAPV. Informe de resultados. Campaña 2020. Informe de AZTI para la Agencia Vasca del Agua, 385 pp.

Borja, Á., Franco, J., Pérez, V., 2000. The application of a Marine Biotic Index to different impact sources affecting soft-bottom benthic communities along European coasts. *Marine Pollution Bulletin* 40: 1100-1114.

Borja, Á., Muxika, I., 2005. Guidelines for the use of AMBI (AZTI's Marine Biotic Index) in the assessment of the benthic ecological quality. *Marine Pollution Bulletin* 50: 787-789.

Borja, Á., Muxika, I., Franco, J., 2003. The application of a Marine Biotic Index to different impact sources affecting soft-bottom benthic communities along European coasts. *Marine Pollution Bulletin* 46: 835-845.

Brewer, P.G., Riley, J.P., 1965. The automatic determination of nitrate in sea water. *Deep-Sea Research*, 12: 765-772.

Burrows, E.M., 1991. *Seaweeds of the British Isles. Vol. 2. Chlorophyta*. British Museum (Natural History), London.

Burton, M., 1963. A revision of the Classification of the Calcareous Sponges. British Museum (Natural History). London, 693 pp.

Bustamante, M., Tajadura-Martín, F.J., Saiz-Salinas, J.I., 2010. Intertidal macrofaunal communities in an intensely polluted estuary. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 90: 1305-1317.

Cabral-Oliveira, J., Mendes, S., Maranhão, P., Pardal, M.A., 2014. Effects of sewage pollution on the structure of rocky shore macroinvertebrate assemblages. *Hydrobiologia* 726: 271-283.

Casal, G., Aceña-Matarranz, S., Fernández-Márquez, D., Fernández, N., 2018. Distribution and abundance patterns of three coexisting species of *Patella* (Mollusca Gastropoda) in the intertidal areas of the NW Iberian Peninsula: Implications for management. *Fisheries Research* 6: 86-98.

Clarke, K.R., 1990. Comparisons of dominance curves. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 138: 143-157.

Clarke, K.R., Gorley, R.N., 2006. *PRIMER v6: User Manual/Tutorial* (Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research). PRIMER-E, Plymouth.

Cloern, J., 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series* 210: 223-253. Coleman, R., Hawkins, S., Wood, H., 2006a. Testing the reproductive benefits of aggregation: the limpet *Patella vulgata* shows no evidence of synchrony in gonad development. *Marine Ecology Progress Series* 306: 201-207.

Coleman, R.A., Underwood, A.J., Benedetti-Cecchi, L., Åberg, P., Arenas, F., Arrontes, J., Castro, J., Hartnoll, R.G., Jenkins, S.R., Paula, J., Santana, P.D., Hawkins, S.J., 2006b. A continental scale evaluation of the role of limpet grazing on rocky shores. *Oecologia* 147: 556-564.

Coppejans, E., 1995. Flore algologique des côtes du Nord de la France et de la Belgique. Jardin Botanique National de Belgique, Meise.

Cornelius, P.F.S., 1995. Thecate Hydroids and their Medusae (Parts 1&2). Synopses of the British Fauna, N° 50. The Linnean Society of London and The Estuarine and Coastal Sciences Association. Shrewsbury, 732 pp.

Denis, P. 1983. La macrofaune benthique des vasières du bassin oriental du Golfe de Morhihan. *Cahiers de Biologie Marine* 24: 257-268.

Devlin, J.S., Vorse, L.A., 1978. Effects of sediments on the development of *Macrocystis pyrifera* gametophytes. *Marine Biology* 48: 343-348.

Díez I., Bustamante, M., Santolaria, A., Tajadura, J., Muguerza, N., Borja, A., Muxika, I., Saiz-Salinas, J.I., Gorostiaga, J.M., 2012. Development of a tool for assessing the ecological quality status of intertidal coastal rocky assemblages, within Atlantic Iberian coasts. *Ecological Indicators* 12: 58-71.

Díez, I., Santolaria, A., Mugerza, N., Gorostiaga, J.M., 2013. Measuring restoration in intertidal macrophyte assemblages following wastewater treatment upgrade. *Marine Environmental Research* 84: 31-42.

Díez, I., Santolaria, A., Secilla, A., Gorostiaga, J.M., 2009. Recovery stages over long-term monitoring of the intertidal vegetation in the 'Abra de Bilbao' area and on the adjacent coast (N. Spain). *European Journal of Phycology* 44: 1-14.

Díez, I., Santolaria, A., Mugerza, N., Gorostiaga, J.M., 2014. Capacity for recovery of rocky subtidal assemblages following pollution abatement in a scenario of global change. *Marine Pollution Bulletin* 86, 197–209.

Dixon, P.S., Irvine, L.M., 1977. *Seaweeds of the British Isles. Vol. I. Rhodophyta. Part I. Introduction, Nemaliales, Gigartinales.* British Museum (Natural History), London.

Eriksson, B.K., Johansson, G., Snoeijs, P., 1998. Long-term changes in the sublittoral zonation of brown algae in the southern Bothnian Sea. *European Journal of Phycology* 33: 241-249.

Eriksson, B.K., Johansson, G., 2003. Sedimentation reduces recruitment success of *Fucus vesiculosus* in the Baltic Sea. *European Journal of Phycology* 38: 217-222.

Fauvel, P., 1969. *Polychètes Sédentaires. Faune de France*, 16. Paris, 493 pp.

Feldmann-Mazoyer, G., 1940. *Recherches sur les Céramiacées de la Méditerranée, Alger.* (Reprinted in 1977 by Otto Koeltz Science Publishers).

Fletcher, R.L., 1987. *Seaweeds of the British Isles. Vol. 3. Fucophyceae (Phaeophyceae). Part I.* British Museum (Natural History), London.

Folk, R.L. 1954. The distinction between grain size and mineral composition in sedimentary rock nomenclature. *Journal of Geology* 62 (4): 344-359.

Folk, R.L., 1974. *Petrology of sedimentary rocks.* Hemphill Publishing Company, Austin, 182 pp.

Gayral, P., 1958. *Algues de la Côte Atlantique Marocaine. La Nature of Maroc* 11: 1-523, Rabat.

Gayral, P., 1966. *Les algues des côtes françaises (Manche et Atlantique).* Deren & Cie, Paris (Reprinted in 1982 by Otto Koeltz Science Publishers).

Gee, G.W., Bauder, J.W., 1986. Particle-size analysis. En: Klute, A. (Ed.), *Methods of soil analysis. Part I. Physical and Mineralogical Methods.* American Society of Agronomy, Madison: 383-411.

Gorgula, S.K. & Connell, S.D. (2004). Expansive covers of turf-forming algae on humandominated coast: the relative effects of increasing nutrient and sediment loads. *Marine Biology*, 145: 613–619.

Gorostiaga, J.M., Borja, A., Díez, I., Francés, G., Pagola-Cardé, S., Sáiz-Salinas, J.I., 2004. Recovery of benthic communities, in polluted systems. En: Borja, A., Collins, M. (Eds.), Oceanography and Marine Environment of the Basque Country. Elsevier Oceanography Series 70: 549-578.

Graham, A., 1988 (2^a ed.). Molluscs: Prosobranch and Pyramidellid Gastropods. Synopses of the British fauna, n^o 2. The Linnean Society of London and The Estuarine & Brackish-Water.

Halpern, B., Selkoe, K., Micheli, F., Kappel, C., 2007. Evaluating and ranking the vulnerability of global marine ecosystems to anthropogenic threats. Conservation Biology 21: 1301-1315.

Henriques, P., Delgado, J., Sousa, R., 2017. Patellid Limpets: An Overview of the Biology and Conservation of Keystone Species of the Rocky Shores. En: Ray S. (Ed.), Organismal and Molecular Malacology: 71-95.

Hydes, D.J., Aoyama, M., Aminot, A., Bakker, K., Becker, S., Coverly, S., Daniel, A., Dickson, A.G., Grosso, O., Kerouel, R., van Oijjen, J., Sato, K., Tanhua, T., Woodward, E.M.S., Zhang, J.Z., 2010. Recommendations for the determination of nutrients in seawater to high levels of precision and inter-comparability using continuous flow analysers. 87 pp.

Ingle, R., 1993. Hermit crabs of the Northeastern Atlantic Ocean and the Mediterranean Sea. British Museum (Natural History). London, 495 pp.

Irvine, L.M., 1983. Seaweeds of the British Isles. Vol. I. Rhodophyta. Part 2A. Cryptonemiales (sensu stricto), Palmariales, Rhodymeniales. British Museum (Natural History), London.

Irvine, L.M., Chamberlain, Y.M., 1994. Seaweeds of the British Isles. Vol. I. Rhodophyta. Part 2B. Corallinales, Hildenbrandiales. HMSO, London.

Jenkins, S.R., Coleman, R.A., Della Santina, P., Hawkins, S.J., Burrows, M.T., Hartnoll, R.G., 2005. Regional scale differences in the determinism of grazing effects in the rocky intertidal. Marine Ecology Progress Series 287: 77-86.

Jonasz, M., 1991. Size, shape, composition and structure of microparticles from light scattering. En: Syvitske, J.P.M. (Ed.), Principles, methods, and application of particle size analysis. Cambridge University Press, Cambridge: 143-162.

Junoy, J., 1988. Estudio de la Macrofauna Intermareal de Sustrato Blando de la Ría de Foz (Lugo). Tesis Doctoral. Universidad de Alcalá de Henares, 619 pp.

Kathman, R.D., Cross, S.F., Waldichuk, M. 1984. Effects of wood waste on the recruitment potential of marine benthic communities. Canadian Technical Report of Fisheries & Aquatic Sciences, 1284: 1-50.

Kautsky, H., Kautsky, L., Kautsky, N., Kautsky, V., Lindblad, C., 1992. Studies on the *Fucus vesiculosus* community in the Baltic Sea. Acta phytogeographica Suecica 78: 33-48.

Kautsky, N., Kautsky, H., Kautsky, U., Waera, M., 1986. Decreased depth penetration of *Fucus vesiculosus* (L.) since the 1940's indicates eutrophication of the Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series* 28: 1-8.

Kevekordes, K., 2001. Toxicity tests using developmental stages of *Hormosira banksii* (Phaeophyta) identify ammonium as a damaging component of secondary treated sewage effluent discharged into Bass Strait, Victoria, Australia. *Marine Ecology Progress Series* 219: 139-148.

Koeman, R.P.T., 1985. The taxonomy of *Ulva* Lannaeus, 1753, and *Enteromorpha* Link, 1820, (Chlorophyceae) in the Netherlands. Drukkerij van Denderen BV, Groningen.

Langmuir, D., 1971. Eh-pH determination. En: Carver, R.E. (Ed.), *Sedimentary petrology*. John Wiley & Sons: 597-634.

Lincoln, R.J., 1979. *British Marine Amphipoda: Gammaridea*. British Museum (Natural History), London, 658 pp.

Madariaga, I., Díez-Garagarza, F., Revilla, M., 1994. Caracterización hidrográfica del estuario de Urdaibai durante el desarrollo de una floración fitoplanctónica estival. *Kobie (serie Ciencias Naturales)*. Bizkaiko Foru Aldundia. N° XXII.

Maggs, C., Hommersand, M.H., 1993. *Seaweeds of the British Isles. Vol. I. Rhodophyta. Part 3A. Ceramiales*. HMSO, London.

McLusky, D.S., 1981. *The estuarine ecosystem* (2nd edition). Chapman & Hall, New York, 215 pp.

Mettam, C., 1994. Intertidal zonation of animals and plants on rocky shores in the Bristol Channel and Severn Estuary-the northern shores. *Biological Journal of Linnean Society* 51:123-147.

Millero, F.J., 1996. *Chemical oceanography*. CRC Marine Science Series. Florida.

Mitsch, W.J., Gosselink, J.G., 1986. *Wetlands*. New York, Van Nostrand Reinhold, 539 pp.

Mora, J., 1982. Consideraciones generales sobre la macrofauna bentónica de la ría de Arosa. *Oecologia Aquatica* 6: 41-50.

Munda, I.M., 1993. Changes and degradation of seaweed stands in the Northern Adriatic. In *Proceedings of 14th International Seaweed Symposium* eds. A. R. O. Chapman, M. T. Brown and M. Lahaye, pp. 239-253, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Muxika, I., 2007. AMBI, una herramienta para la evaluación del estado de las comunidades bentónicas: modo de uso y aplicación a la Directiva Marco del Agua. Tesis Doctoral. Euskal Herriko Unibertsitatea/Universidad del País Vasco, Leioa, 230 pp.

Muxika, I., Borja, Á., Bonne, W., 2005. The suitability of the marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts. *Ecological Indicators* 5: 19-31.

Muxika, I., Ibaibarriaga, L., Sáiz, J.I., Borja, Á., 2007a. Minimal sampling requirements for a precise assessment of soft-bottom macrobenthic communities, using AMBI. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 349: 323-333.

Muxika I.; Borja, Á.; Bald, J. 2007b. Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, 55: 16-29.

Nizamuddin, M., 1991. *The green marine algae of Libya*. Bern.

Pagola-Cardo, S., Saiz-Salinas, J.I., 2001. Cambios en el macrozoobentos de sustrato rocoso del Abra de Bilbao: 14 años de seguimiento de la recuperación biológica. *Boletín Español de Oceanografía* 17: 163-177.

Pinedo, S., García, M., Satta, M.P., De Torres, M. & Ballesteros, E. (2007). Rocky-shore communities as indicators of water quality: A case study in the Northwestern Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*, 55: 126–135.

Rodríguez-Prieto, C. & Polo, L. (1996). Effects of sewage pollution in the structure and dynamics of the community of *Cystoseira mediterranea* (Fucales, Phaeophyceae). *Scientia Marina (Barcelona)*, 60: 253–263.

Rodríguez-Prieto, C., Ballesteros, E., Boisset, F., Alfonso-Carrillo, J., 2013. *Macroalgas y fanerógamas marinas del Mediterráneo occidental*. Ediciones OMEGA, Barcelona, 656 pp.

Ryland, J.S., Hayward, P.J., 1977. *British Anascan Bryozoans*. Academic Press. London, 199 pp.

Seapy, R.R., Kitting, C.L. 1978. Spatial structure of an intertidal molluscan assemblage on a sheltered sandy beach. *Marine Biology* 46: 137-145.

Shannon, C.E., Weaver, W., 1963. *The mathematical theory of communication*. Urbana University Press, Illinois: 117-127.

Sola, J.C., 1994. Estudio de la comunidad reducida de *Macoma* en el estuario del Bidasoa: evolución de la estructura y biología de las especies dominantes (dinámica poblacional, reproducción, crecimiento y producción secundaria). Tesis Doctoral, Universidad de Navarra, Pamplona, 526 pp.

Tablado, A., López-Gappa, J.J., Magaldi, N.H. , 1994. Growth of the pulmonate limpet *Siphonaria lessona* (Blainville) in a rocky intertidal area affected by a sewage pollution. *Journal Experimental Marine Biology and Ecology* 175: 211-226.

Tebble, N., 1976. (2ª ed.). *British Bivalve Shells*. Royal Scottish Museum. Edinburgh, 212 pp.

URA 2015. Propuesta de Proyecto de Plan Hidrológico, Revisión 2015 - 2021. Parte española de la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Oriental. MEMORIA - ANEJO VIII: Seguimiento y evaluación del estado. Octubre de 2015.

<http://www.uragentzia.euskadi.eus/nuevo-plan-hidrologico-cantabrico-oriental-2015-2021/u81-000333/es/>

van den Hoek, C., 1963. Revision of the European species of Cladophora. Leiden (Reprinted in 1976 by Otto Koeltz Science Publishers).

Viéitez, J.M., 1976. Ecología de poliquetos y moluscos de la playa de Meira (ría de Vigo). *Investigación Pesquera* 40(1): 223-248.

Walker, D.I., Kendrick, G.A., 1998. Threats to macroalgal diversity: marine habitat destruction and fragmentation. *Botanica Marina* 41: 105-112.

Warwick, R.M., 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine Biology* 92: 557-562.

Wilhm, J.L., 1968. Use of biomass units in Shannon's formule. *Ecology* 49(1): 153-156.

Zariquiey-Álvarez, R., 1968. Crustáceos decápodos ibéricos. *Investigación pesquera*, tomo 32. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Barcelona, 510 pp.

ANEXOS

ANEXO I.I. INVENTARIOS DE MACROALGAS DE FONDO DURO

EDAR Laida																		
Fecha: 19/03/22																		
Nivel intermareal ESTACIÓN	Superior (+ 1,25 m)									Inferior (+ 0,75 m)								
	1			2			3			1			2			3		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Especies / muestra																		
<i>Aglaothamnion tenuissimum</i>					+	+				+	5	1						
<i>Blidingia minima</i>				1	+	+	10	1	5				+					
<i>Caulacanthus ustulatus</i>	25	30	40	20	10	25	5	10	1	5	5	10	5	15	10	25	20	50
<i>Ceramium ciliatum</i>	10	15	10		20	5				5	10	5				5	1	1
Cianofíceas						+				+			1		+			
<i>Cladophora albida</i>						+							1		1	5	5	5
<i>Derbesia tenuissima</i>																1	+	
<i>Gelidium pusillum</i>	5	5	5	10	5	10	1	1	+	1	+	1	5	20	10	10	10	5
<i>Hildenbrandia rubra</i>			+	+		+	+	+	1				1					
<i>Phormidium</i> sp.					5	+												
<i>Phymatolithon lenormandii</i>	10	15	1		1	5					+	+				10	10	5
<i>Pterothamnion plumula</i>																+		
<i>Ralfsia verrucosa</i>	1	+	+	1	+	1	1	1	5	+	1	+	15		5			
<i>Rhizoclonium riparium</i>	+	+	+													+		+
<i>Ulva intestinalis</i>	+																	
<i>Ulva rigida</i>	+	+	+				+			+		+	+	1	+	+	+	+

Tabla I.I.1. Inventarios de la flora intermareal del entorno receptor del efluente de la EDAR de Laida. Campaña 2022.

ANEXO I.II. TABLAS DE COBERTURA DE MACROALGAS

EDAR Laida		ESTACIÓN I											
Nivel intermareal	Campaña	Nivel superior (+1,25m)				Nivel inferior (+0,75m)				PROMEDIO			
		2019	2020	2021	2022	2019	2020	2021	2022	2019	2020	2021	2022
		C%	C%	C%	C%	C%	C%	C%	C%	C%	C%	C%	C%
	<i>Aglaothamnion tenuissimum</i>	-	-	-	-	-	-	-	2,2	-	-	-	1,1
	<i>Antithamnionella ternifolia</i>	-	-	-	-	-	-	0,8	-	-	-	0,4	-
	<i>Blidingia minima</i>	2,3	0,3	2,3	-	-	0,2	-	-	1,2	0,3	1,2	-
	<i>Caulacanthus ustulatus</i>	23,3	25,0	8,3	31,7	31,7	45,0	23,3	6,7	27,5	35,0	15,8	19,2
	<i>Ceramium ciliatum</i>	5,2	-	2,2	11,7	2,3	5,7	8,7	6,7	3,8	2,8	5,4	9,2
	Cianofíceas	5,7	-	-	-	0,3	2,0	-	0,2	3,0	1,0	-	0,1
	<i>Cladophora albida</i>	-	-	-	-	0,2	-	0,3	-	0,1	-	0,2	-
	<i>Enteromorpha spp.</i>	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1	-	-
	<i>Gelidium pusillum</i>	-	1,7	7,0	5,0	0,7	-	-	0,8	0,3	0,8	3,5	2,9
	<i>Hildenbrandia rubra</i>	0,2	10,0	0,7	0,2	-	-	-	0,0	0,1	5,0	0,3	0,1
	<i>Phymatolithon lenormandii</i>	0,2	-	-	8,7	-	-	-	0,3	0,1	-	-	4,5
	<i>Phormidium sp.</i>	-	-	0,7	-	-	-	-	-	-	-	0,3	-
	<i>Ralfsia verrucosa</i>	3,7	10,0	2,3	0,7	-	-	0,2	0,7	1,8	5,0	1,3	0,7
	<i>Rhizoclonium riparium</i>	-	-	-	0,5	-	-	-	-	-	-	-	0,3
	<i>Ulva compressa</i>	-	-	-	0,2	0,8	-	-	-	0,4	-	-	0,1
	<i>Ulva rigida</i>	0,3	-	-	0,5	0,2	3,5	0,3	0,3	0,3	1,8	0,2	0,4

Tabla I.II.1. Cobertura media (C%) de las especies de macroalgas registradas en la primavera de 2019, 2020, 2021 y 2022 en los niveles intermareales de + 1,25 m y 0,75 m de la Estación 1 del entorno receptor del efluente de la EDAR de Laida.

EDAR Laida		ESTACIÓN 2											
Nivel intermareal	Campaña	Nivel superior (+1,25m)				Nivel inferior (+0,75m)				PROMEDIO			
		2019	2020	2021	2022	2019	2020	2021	2022	2019	2020	2021	2022
		C%	C%	C%	C%	C%	C%	C%	C%	C%	C%	C%	C%
	<i>Aglaothamnion tenuissimum</i>	-	0,3	1,8	0,3	0,3	8,3	2,3	-	0,2	4,3	2,1	0,2
	<i>Antithamnionella ternifolia</i>	-	0,2	-	-	0,2	-	-	-	0,1	0,1	-	-
	<i>Blidingia minima</i>	0,3	0,3	1,0	0,7	0,5	1,8	-	0,2	0,4	1,1	0,5	0,4
	<i>Caulacanthus ustulatus</i>	15,0	6,7	25,0	18,3	50,0	21,7	40,0	10,0	32,5	14,2	32,5	14,2
	<i>Ceramium ciliatum</i>	28,3	30,0	7,0	8,3	8,3	0,7	0,5	-	18,3	15,3	3,8	4,2
	Cianofíceas	2,3	0,5	-	0,2	0,7	2,0	2,0	0,5	1,5	1,3	1,0	0,3
	<i>Cladophora albida</i>	-	0,2	0,2	0,2	0,2	-	-	0,7	0,1	0,1	0,1	0,4
	<i>Enteromorpha spp.</i>	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1	-	-
	<i>Gelidium pusillum</i>	0,7	0,5	4,0	8,3	0,8	0,5	0,8	11,7	0,8	0,5	2,4	10,0
	<i>Hildenbrandia rubra</i>	-	-	0,3	0,3	-	0,0	0,0	0,3	-	0,0	0,2	0,3
	<i>Phormidium sp.</i>	-	-	0,5	1,8	-	-	3,7	-	-	-	2,1	0,9
	<i>Phymatolithon lenormandii</i>	-	-	-	2,0	-	-	0,5	-	-	-	0,3	1,0
	<i>Ralfsia verrucosa</i>	0,3	0,7	2,3	0,8	-	0,0	2,2	6,7	0,2	0,3	2,3	3,8
	<i>Ulva rigida</i>	0,2	0,2	0,2	-	0,5	0,7	0,2	0,7	0,3	0,4	0,2	0,3

Tabla I.II.2. Cobertura media (C%) de las especies de macroalgas registradas en la primavera de 2019, 2020, 2021 y 2022 en los niveles intermareales de + 1,25 m y 0,75 m de la Estación 2 del entorno receptor del efluente de la EDAR de Laida.

EDAR Laida		ESTACIÓN 3											
Nivel intermareal	Campaña	Nivel superior (+1,25m)				Nivel inferior (+0,75m)				PROMEDIO			
		2019 C%	2020 C%	2021 C%	2022 C%	2019 C%	2020 C%	2021 C%	2022 C%	2019 C%	2020 C%	2021 C%	2022 C%
	<i>Blidingia minima</i>	0,7	0,3	0,8	5,3	0,5	0,3	0,5	-	0,6	0,3	0,7	2,7
	<i>Caulacanthus ustulatus</i>	0,2	0,0	-	5,3	8,3	17,0	16,7	31,7	4,3	8,5	8,3	18,5
	<i>Ceramium ciliatum</i>	-	-	-	-	-	-	-	2,3	-	-	-	1,2
	<i>Cladophora albida</i>	-	-	-	-	-	-	-	5,0	-	-	-	2,5
	<i>Derbesia tenuissima</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,5	-	-	-	0,3
	<i>Gelidium pusillum</i>	0,3	0,3	0,8	0,8	2,0	1,0	0,5	8,3	1,2	0,7	0,7	4,6
	<i>Hildenbrandia rubra</i>	0,5	5,2	1,8	0,7	-	0,2	0,2	-	0,3	2,7	1,0	0,3
	<i>Phymatolithon lenormandii</i>	-	-	-	-	-	-	-	8,3	-	-	-	4,2
	<i>Pterothamnion plumula</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1
	<i>Ralfsia verrucosa</i>	2,2	8,7	7,0	2,3	-	3,8	2,3	-	1,1	6,3	4,7	1,2
	<i>Rhizoclonium riparium</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,3	-	-	-	0,2
	<i>Ulva rigida</i>	-	-	-	0,2	0,2	-	-	0,5	0,1	-	-	0,3

Tabla I.II.3. Cobertura media (C%) de las especies de macroalgas registradas en la primavera de 2019, 2020, 2021 y 2022 en los niveles intermareales de + 1,25 m y 0,75 m de la Estación 3 del entorno receptor del efluente de la EDAR de Laida.

ANEXO II.I. INVENTARIOS DE MACROINVERTEBRADOS DE FONDO DURO

EDAR Laida																			
Fecha: 19/03/22																			
Especies / muestra	ESTACIÓN	Superior (+ 1,25 m)									Inferior (+ 0,75 m)								
		1			2			3			1			2			3		
		1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
<i>Aaptos aaptos</i>					+	+						1	1	5	1	1			+
<i>Bivalvia indet.</i>		+	+	+								+	+	1	+				
<i>Chthamalus stellatus</i>		+	+				+	+	+	+								+	+
<i>Clibanarius erythropus</i>														+					
<i>Crassostrea sp.</i>		75	40	60	20	25	60	65	45	65	40	80	15		15	35	50	50	50
<i>Eulalia viridis</i>											+	+	+	+	+				
<i>Janua heterostropha</i>		+	+	+				+		+	+								+
<i>Littorina littorea</i>																		+	
<i>Mytilus galloprovincialis</i>															+				
<i>Pachygrapsus marmoratus</i>											+								+
<i>Patella sp.</i>		2	2	1	3	+	+	1	1									1	2
<i>Serpula concharum</i>																			
<i>Steromphala umbilicalis</i>														+		+			

Tabla II.I.1. Inventarios de la fauna intermareal del entorno receptor del efluente de la EDAR de Laida. Campaña 2022.

ANEXO II.II. TABLAS DE COBERTURA DE MACROINVERTEBRADOS

EDAR Laida		ESTACIÓN 1											
Nivel intermareal	Campaña	Nivel superior (+1,25m)				Nivel inferior (+0,75m)				PROMEDIO			
		2019 C%	2020 C%	2021 C%	2022 C%	2019 C%	2020 C%	2021 C%	2022 C%	2019 C%	2020 C%	2021 C%	2022 C%
		-	-	-	-	0,5	-	5,0	0,7	-	-	2,5	0,3
		0,2	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-	-	-
		-	-	-	0,5	-	-	-	0,7	-	-	-	0,6
		2,2	0,8	0,8	0,3	0,2	-	-	-	1,2	0,4	0,4	0,2
		-	-	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1
		73,3	66,7	78,3	58,3	21,7	10,3	18,3	45,0	47,5	38,5	48,3	51,7
		-	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1	-
		0,2	-	-	-	0,7	0,3	0,3	0,5	0,4	0,2	0,2	0,3
		-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1	-	-
		-	-	-	0,5	0,2	-	-	0,2	0,1	-	-	0,3
		-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1	-	-
		-	-	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1
		-	3,5	0,7	1,7	0,7	-	-	-	0,3	1,8	0,3	0,8
		0,3	-	-	-	0,5	0,2	-	-	0,4	0,1	-	-
		-	0,3	-	-	-	0,2	-	-	-	0,3	-	-
		-	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1	-
		-	0,2	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-	-
		0,8	-	-	-	-	-	-	0,2	0,4	-	-	0,1
		-	-	-	-	-	0,7	-	-	-	0,3	-	-

Tabla II.II.1. Cobertura media (C%) de las especies de macroinvertebrados registrados en la primavera de 2019, 2020, 2021 y 2022 en los niveles intermareales de + 1,25 m y 0,75 m de la Estación 1 del entorno receptor del efluente de la EDAR de Laida.

EDAR Laida		ESTACIÓN 2											
Nivel intermareal	Campaña	Nivel superior (+1,25m)				Nivel inferior (+0,75m)				PROMEDIO			
		2019 C%	2020 C%	2021 C%	2022 C%	2019 C%	2020 C%	2021 C%	2022 C%	2019 C%	2020 C%	2021 C%	2022 C%
		-	-	0,3	0,3	2,3	-	0,5	2,3	1,2	-	0,4	1,3
		-	-	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1
		0,3	-	0,3	0,2	-	-	0,2	-	0,2	-	0,3	0,1
		-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1	-	-
		38,3	18,3	40,0	35,0	11,7	35,0	63,3	16,7	25,0	26,7	51,7	25,8
		-	-	-	-	-	-	0,3	-	-	-	0,2	-
		-	-	-	-	-	-	-	0,3	-	-	-	0,2
		-	0,2	-	-	-	1,8	-	-	-	1,0	-	-
		-	-	0,2	-	-	-	0,3	-	-	-	0,3	-
		-	-	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1
		0,2	0,2	-	-	0,7	0,2	-	-	0,4	0,2	-	-
		0,8	-	0,5	1,3	-	-	-	-	0,4	-	0,3	0,7
		-	-	0,2	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-
		-	0,2	-	-	-	0,5	0,2	0,2	-	0,3	0,1	0,1
		-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1	-	-	-
		-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1	-	-
		-	0,2	-	-	-	-	-	0,2	-	0,1	-	0,1
		-	1,5	-	-	-	0,8	-	-	-	1,2	-	-

Tabla II.II.2. Cobertura media (C%) de las especies de macroinvertebrados registrados en la primavera de 2019, 2020, 2021 y 2022 en los niveles intermareales de + 1,25 m y 0,75 m de la Estación 2 del entorno receptor del efluente de la EDAR de Laida.

EDAR Laida		ESTACIÓN 3											
Nivel intermareal	Campaña	Nivel superior (+1,25m)				Nivel inferior (+0,75m)				PROMEDIO			
		2019 C%	2020 C%	2021 C%	2022 C%	2019 C%	2020 C%	2021 C%	2022 C%	2019 C%	2020 C%	2021 C%	2022 C%
	<i>Aaptos aaptos</i>	-	-	-	-	-	-	0,3	0,2	-	-	0,2	0,1
	<i>Chthamalus stellatus</i>	0,5	0,7	0,5	0,5	0,7	0,3	0,5	0,3	0,6	0,5	0,5	0,4
	<i>Crassostrea sp.</i>	66,7	41,7	51,7	58,3	46,7	36,7	41,7	50,0	56,7	39,2	46,7	54,2
	<i>Cryptosula pallasiana</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Eulalia viridis</i>	-	-	0,2	-	-	-	0,2	-	-	-	0,2	-
	<i>Janua pagenstecheri</i>	-	-	-	0,3	-	0,2	-	0,2	-	0,1	-	0,3
	<i>Littorina littorea</i>	-	0,3	-	-	-	-	-	0,2	-	0,2	-	0,1
	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	1,7	0,3	0,2	-	0,7	-	0,3	-	1,2	0,2	0,1	-
	Nereidae indet.	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1	-	-
	<i>Pachygrapsus marmoratus</i>	0,2	0,2	-	-	-	-	-	0,2	0,1	0,1	-	0,1
	<i>Patella sp.</i>	3,7	2,0	1,0	0,7	1,0	0,7	1,3	1,7	2,3	1,3	1,2	1,2
	<i>Steromphala umbilicalis</i>	0,2	0,2	-	-	0,2	0,2	-	-	0,2	0,2	-	-

Tabla II.II.3. Cobertura media (C%) de las especies de macroinvertebrados registrados en la primavera de 2019, 2020, 2021 y 2022 en los niveles intermareales de + 1,25 m y 0,75 m de la Estación 3 del entorno receptor del efluente de la EDAR de Laida.

ANEXO III. LISTA DE TAXONES DEL BENTOS DE FONDO DURO

MACROALGAS

Phylum Chlorophyta

Blidingia minima (Nägeli ex Kützing) Kylin
Cladophora albida (Nees) Kützing
Derbesia tenuissima (Moris & De Notaris) P.Crouan & H.Crouan
Rhizoclonium riparium (Roth) Harvey
Ulva rigida C. Agardh

Phylum Cyanophyta

Phormidium sp.

Phylum Ochrophyta

Ralfsia verrucosa (Areschoug) Areschoug

Phylum Rhodophyta

Aglaothamnion tenuissimum (Bonnemaison) Feldmann-Mazoyer
Antithamnionella temifolia (J.D.Hooker & Harvey) Lyle
Caulacanthus ustulatus (Mertens ex Turner) Kützing
Ceramium ciliatum (J.Ellis) Ducluzeau
Gelidium pusillum (Stackhouse) Le Jolis
Hildenbrandia rubra (Sommerfelt) Meneghini
Phymatolithon lenormandii (J.E.Areschoug) Adey
Pterothamnion plumula (J.Ellis) Nägeli

MACROINVERTEBRADOS

Phylum Mollusca

Bivalvia indet.
Crassostrea sp. Sacco, 1897
Littorina littorea (Linnaeus, 1758)
Mytilus galloprovincialis Lamarck, 1819
Patella ulyssiponensis Gmelin, 1791
Patella sp. Linnaeus, 1758
Steromphala umbilicalis (da Costa, 1778)

Phylum Annelida

Eulalia viridis (Linnaeus, 1767)
Janua pagenstecheri (Montagu, 1803)
Serpula concharum Langerhans, 1880

Phylum Arthropoda

Chthamalus stellatus (Poli, 1791)
Clibanarius erythropus (Latreille, 1818)
Pachygrapsus marmoratus (Fabricius, 1787)

Phylum Porifera

Aaptos aaptos (Schmidt, 1864)

ANEXO IV. LISTA DE TAXONES DEL BENTOS DE FONDO BLANDO

LAI_SED_01	1		2		3		TOTAL (m ²)	
Especie	Abund. (Nº ind.)	P. S. (g)	Abund. (Nº ind.)	P. S. (g)	Abund. (Nº ind.)	P. S. (g)	Dens. (Nº ind.)	P. S. (g)
PHYLUM NEMERTEA								
Nemertea			1	0,001	1	0,001	3	0,002
<i>Tetrastemma fozensis</i>			1	-			1	-
PHYLUM ANNELIDA								
<i>Phylodoce mucosa</i>	1	0,001	1	0,001			3	0,003
<i>Nephtys hombergii</i>	6	0,078	10	0,117	14	0,147	40	0,456
<i>Polydora cornuta</i>	51	0,005	10	0,002	24	0,002	113	0,011
<i>Pygospio elegans</i>	7	0,001	8	0,001	12	0,002	36	0,004
<i>Streblospio eunataeae</i>	3	0,001	2	-	16	0,001	28	0,002
<i>Spiochaetopterus costarum</i>	1	0,001					1	0,001
<i>Cossura pygodactylata</i>					6	-	8	0,001
<i>Capitella capitata</i>	1	-	2	0,001	2	0,001	7	0,002
<i>Heteromastus filiformis</i>	6	0,005	3	0,004	2	0,004	15	0,018
<i>Melinna palmata</i>	1	0,004					1	0,005
<i>Alkmaria romijni</i>	158	0,009	163	0,012	243	0,014	752	0,047
<i>Desdemona ornata</i>			10	0,001	2	-	16	0,001
<i>Oligochaeta</i>	22	0,001	29	0,003	91	0,005	189	0,011
PHYLUM MOLLUSCA								
<i>Peringia ulvae</i>	18	0,066	67	0,124	40	0,091	167	0,374
<i>Bittium reticulatum</i>			27	0,062			36	0,082
<i>Arcuatula senhousia</i>					1	0,009	1	0,011
<i>Loripes orbiculatus</i>					2	0,002	3	0,003
<i>Parvicardium exiguum</i>	3	0,011	8	0,09	6	0,006	23	0,142
<i>Scrobicularia plana</i>	16	0,006	19	0,02	32	0,011	89	0,049
Veneridae	1	0,025					1	0,034
<i>Ruditapes</i> sp. (juvenil)	3	0,015	4	0,011	7	0,005	19	0,043
<i>Ruditapes philippinarum</i>					1	0,006	1	0,008
<i>Ruditapes decussatus</i>					2	0,011	3	0,015
PHYLUM ARTHROPODA								
<i>Schistomysis</i> sp.			5	-	2	0,001	9	0,001
<i>Palaemon elegans</i>	13	0,205	1	0,037			19	0,323
<i>Upogebia deltaura</i>	1	0					1	0
<i>Carcinus maenas</i>	1	0,015			1	0,006	3	0,028
PHYLUM PHORONIDA								
<i>Phoronis</i> sp.	15	0,005	3	-	6	0,003	32	0,01

Tabla IV.1. Listado de los datos brutos de abundancia (en densidad y biomasa), totales y para cada una de las tres réplicas (1, 2 y 3). Abund.=Abundancia; P. S.=Peso seco; Dens.=Densidad; ind.=individuo.

ANEXO FOTOGRÁFICO DEL BENTOS DE FONDO DURO

Estación 1 - Nivel intermareal + 1,25 m

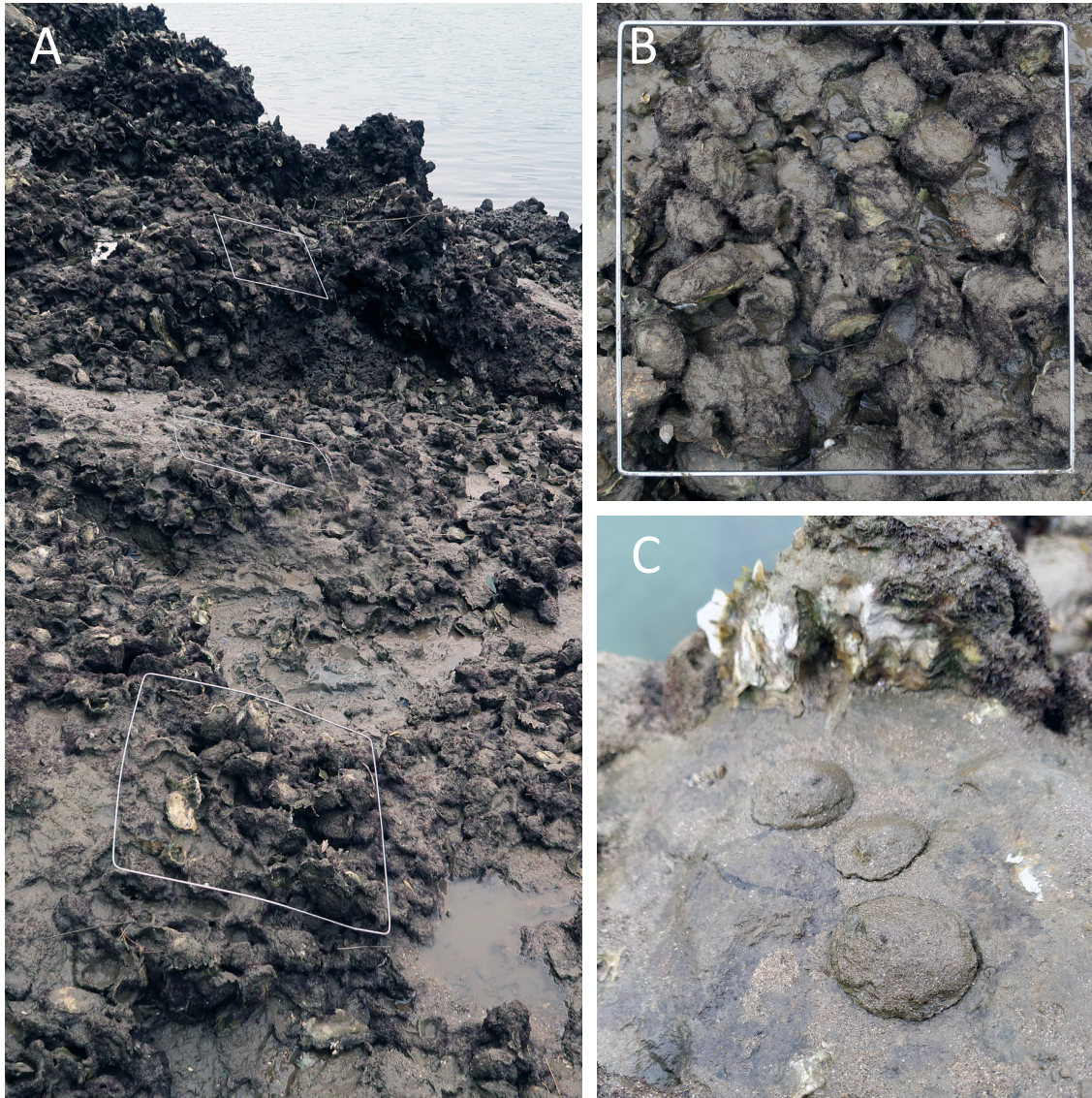


Fig. A.I. (A) Aspecto general de las comunidades de sustrato rocoso presentes en nivel intermareal +1,25 m de la estación LAI_BD_EI. El fitobentos se caracterizó por presentar una vegetación cespitosa no muy abundante en términos de cobertura, pero en la que dominaba el alga roja perenne *Caulcanthus ustulatus*. Junto a ella, aunque con valores de cobertura muy bajos, destacan el alga roja cespitosa *Ceramium ciliatum*, el clorófito *Blidingia minima*, cianofíceas y la presencia de especies incrustantes perennes como *Ralfsia verrucosa* e *Hildenbrandia rubra*. La comunidad faunística alcanzó su máxima ocupación, siendo esta significativamente superior a la obtenida por la flora. Ha destacado el dominio de la ostra *Crassostrea* sp. (B), a pesar del retroceso registrado en la actualidad (2022). Por el contrario, la lapa *Patella ulyssiponensis*, que se alimenta del alga *R. Verrucosa* (C), ha experimentado un avance.

Estación 1 - Nivel intermareal + 0,75 m

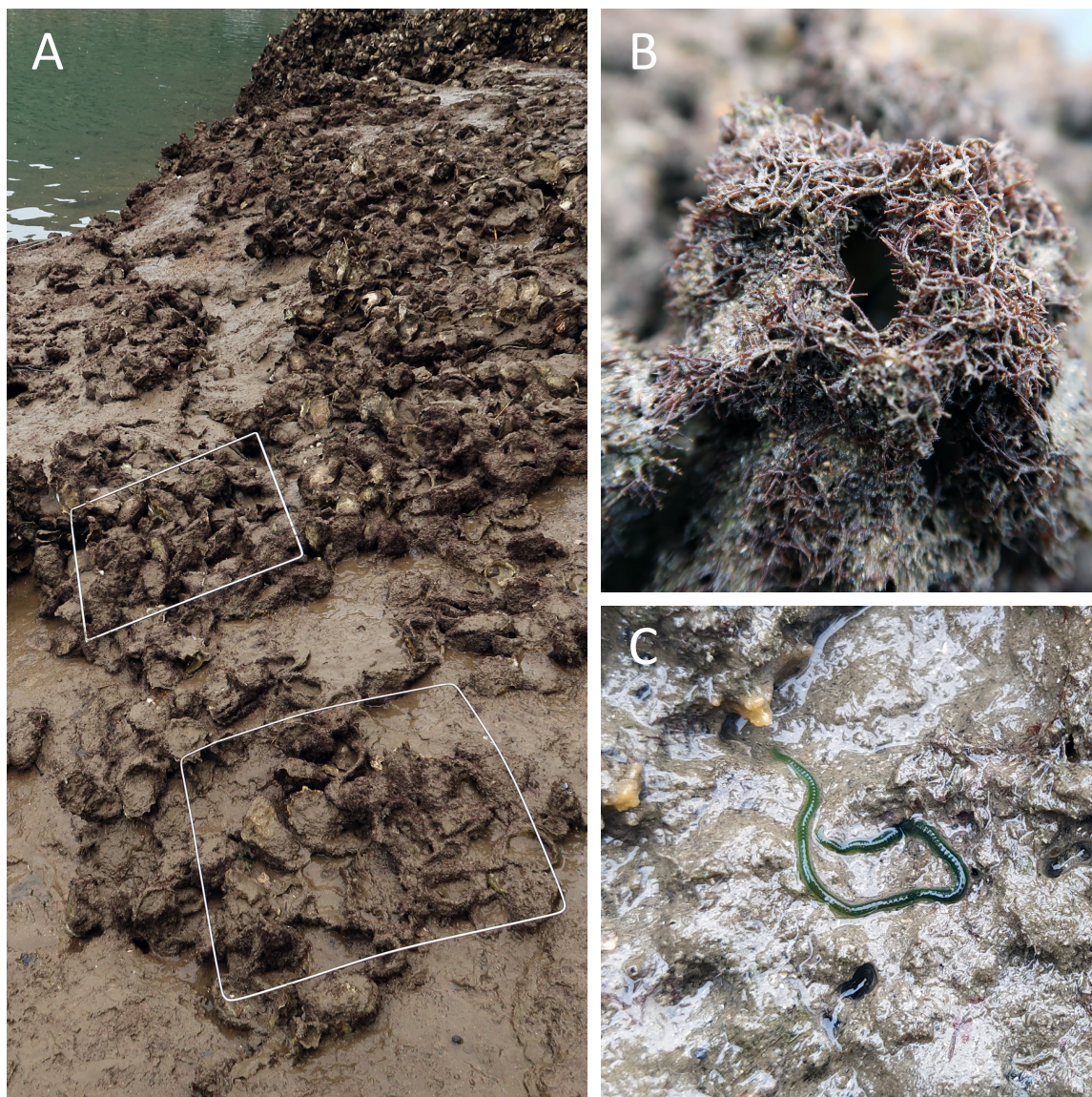


Fig. A.2. (A) En las comunidades de sustrato rocoso presentes en nivel intermareal +0,75 m de la estación LAI_BD_EI, el macrófito más abundante fue la rodofícea perenne y cespitosa *Caulacanthus ustulatus* (B). También destacó, aunque con coberturas muy bajas, la presencia de las rodofíceas *Ceramium ciliatum* y *Gelidium pusillum* además de varias especies de clorófitos. La comunidad faunística se encuentra dominada por la ostra *Crassostrea* sp., que ha duplicado su ocupación en la presente Campaña 2022. El porífero *Aptos aptos* ha sido la segunda especie en abundancia, junto al molusco *Bivalvia* indet. También ha destacado el anélido *Eulalia viridis* (C).

Estación 2 - Nivel intermareal + 1,25 m

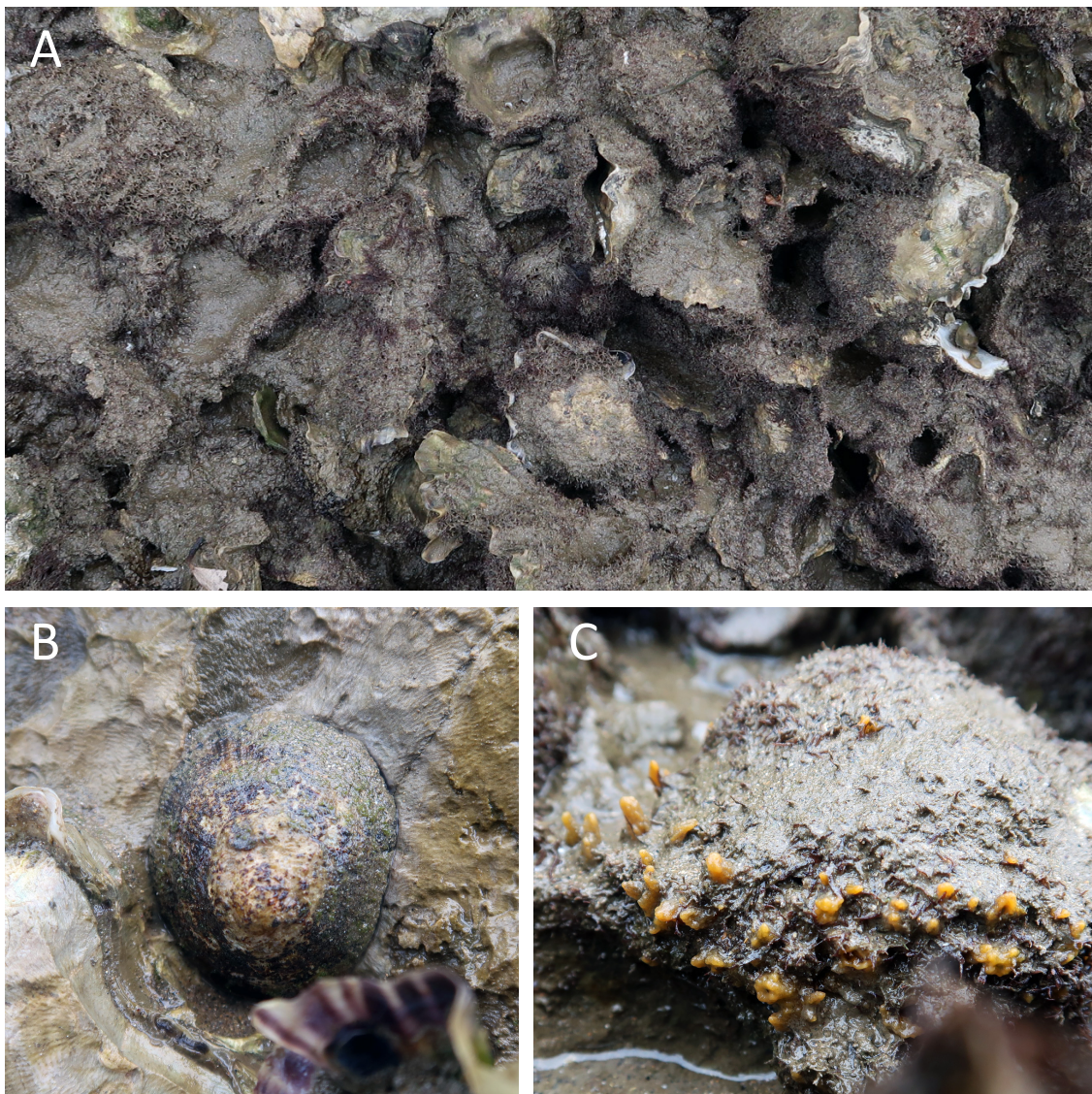


Fig. A.3. (A) Detalle de las comunidades de sustrato rocoso presentes en nivel intermareal +1,25 m de la estación LAI_BD_E2. La vegetación era de naturaleza cespitosa, dominada por la rodofícea perenne *Caulacanthus ustulatus* seguida de *Ceramium ciliatum* y *Gelidium pusillum*. Entre las especies acompañantes se registraron las perennes *Ralfsia verrucosa* y *Phymatolithon lenormandii*. El resto de especies lo componían cianofíceas y el dorófito anual *Blidingia minima*. En cuanto al zoobentos, la especie más abundante fue la ostra *Crassostrea* sp. Este bivalvo de estrategia suspensívora se mantuvo estable con respecto a la anterior Campaña 2021. Ha destacado el avance de las lapas del género *Patella* (B), que han sido registradas en la totalidad de los inventarios realizados. El resto de invertebrados mostraron menores ocupaciones y frecuencias de aparición en los inventarios. Detalle del porífero *Aiptos aiptos* (C).

Estación 2 - Nivel intermareal + 0,75 m

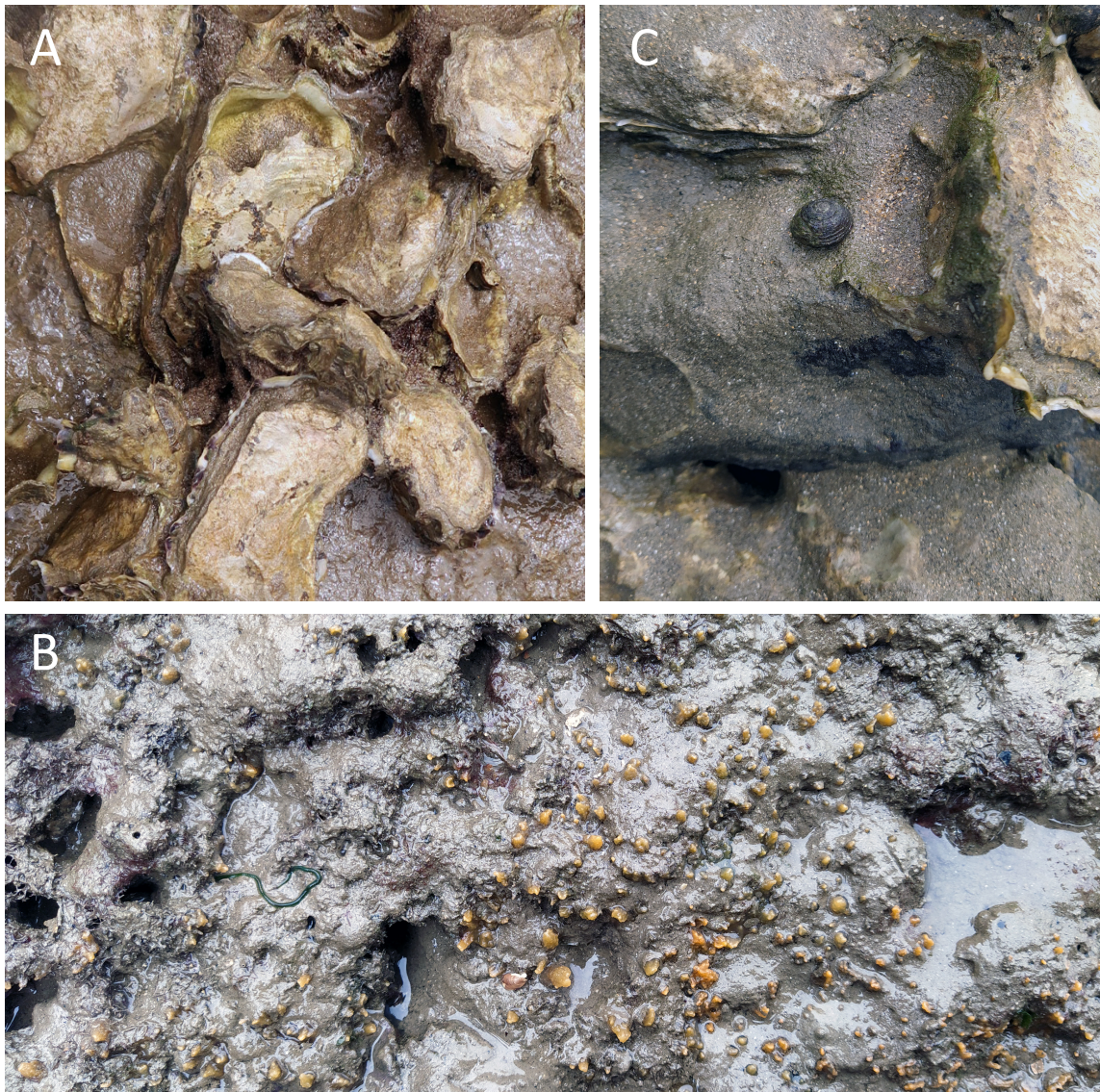


Fig. A.4. (A) Aspecto general de las comunidades de sustrato rocoso presentes en nivel intermareal +0,75 m de la estación LAI_BD_E2. Respecto al fitobentos, son las algas cespitosas y perennes *Caulacanthus ustulatus* y *Gelidium pusillum* las más abundantes y dominantes de la comunidad. Entre las especies acompañantes más destacables se encontraba la incrustante *Ralfsia verrucosa* y con coberturas meramente presenciales los clorófitos *Blidingia minima*, *Cladophora albida* y *Ulva rigida*. En relación a la fauna, destacó el drástico retroceso de la ostra *Crassostrea* sp., siendo además la única ocasión en la que no ha sido encontrada en todos los inventarios realizados. Con niveles de cobertura significativamente inferiores han destacado el porífero *Aaptos aaptos* y el anélido *Eulalia viridis* (B) y el gasterópodo *Steromphala umbilicalis* (C), siendo registrados los dos últimos por primera vez en la actualidad.

Estación 3 - Nivel intermareal + 1,25 m



Fig. A.5. (A) Respecto a las comunidades de sustrato rocoso presentes en nivel intermareal +1,25 m de la estación LAI_BD_E3, la vegetación del nivel más alto presentó un nivel de ocupación bajo, siendo las especies con mayor cobertura la rodofícea cespitosa perenne *Caulacanthus ustulatus* y la clorofícea *Blidingia minima*. Acompañando a estas, se registraron las rodofíceas incrustantes perennes *Ralfsia verrucosa* e *Hildenbrandia rubra*. La fauna registró un mayor grado de ocupación. La especie más abundante fue la ostra *Crassostrea* sp., que experimentó un leve avance. Con coberturas por debajo del 1% han destacado la lapa *Patella* sp., el artrópodo *Chthamalus stellatus* (B) y el anélido *Janua heterostropha* (C), que puede desarrollarse sobre las conchas de diversos invertebrados.

Estación 3 - Nivel intermareal + 0,75 m

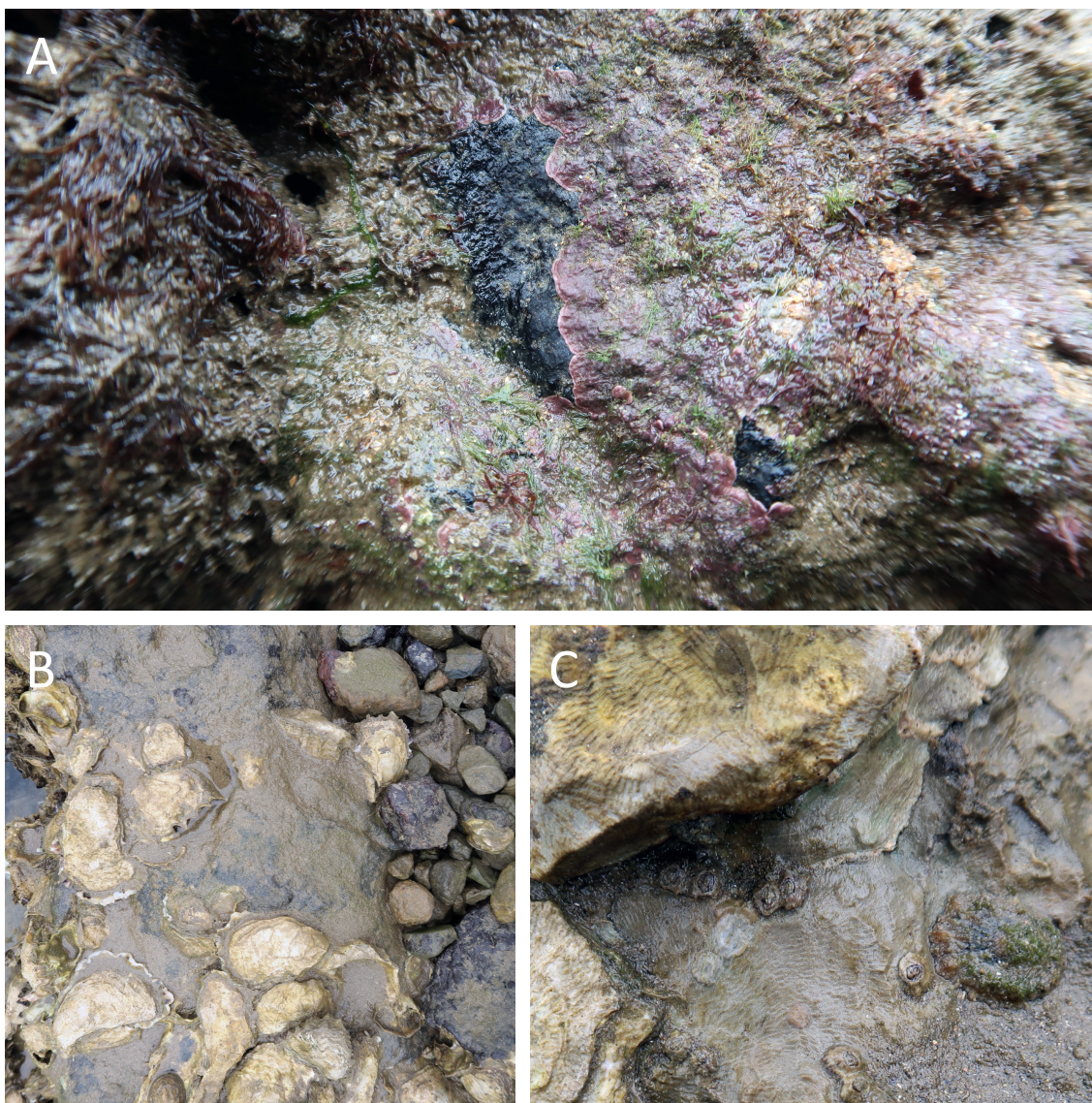


Fig. A.6. La vegetación de sustrato rocoso presentes en nivel intermareal +0,75 m de la estación LAI_BD_E3 estaba dominada por la cespitosa perenne *Caulacanthus ustulatus*. Destacan también, aunque con coberturas más bajas, la incrustante *Phymatoliton lenormandii* (A) y la cespitosa *Gelidium pusillum*. Junto a estas, se registró la presencia de los clorófitos anuales *Cladophora albida* y *Derbesia tenuissima* junto con la rodófitica *Ceramium cilliatum*. En relación a los invertebrados, el bivalvo *Crassostrea* sp., ha sido la especie más abundante y, junto a la lapa *Patella* sp., han sido las dos únicas especies que han sido registradas en la totalidad de los inventarios realizados (B). El resto de especies han mostrado coberturas por debajo del 0,5% y escasas frecuencias de aparición en los inventarios, aunque ha destacado el registro del gasterópodo *Littorina littorea* y del decápodo *Pachygrapsus marmoratus* por primera vez en este nivel. Detalle del artrópodo *Chthamalus stellatus* (C).

