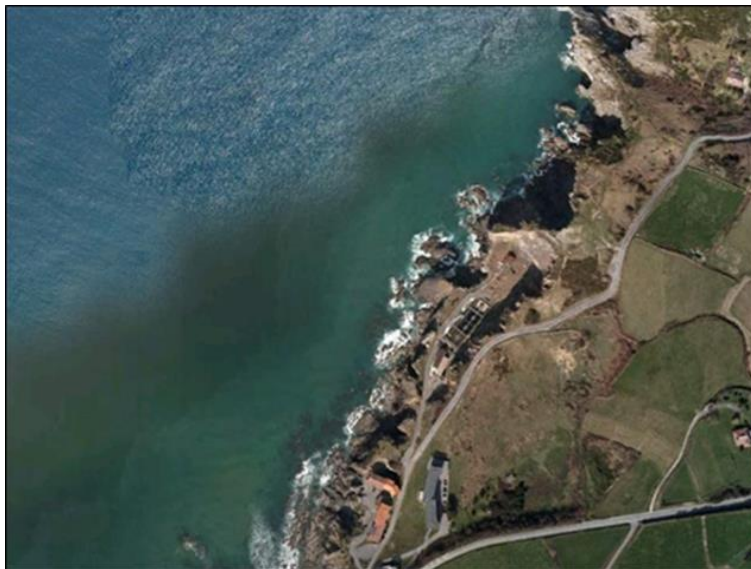


Plan de vigilancia del medio receptor del vertido de la EDAR de Bakio. Año 2021



Informe Final
para



Bilbao Bizkaia Ur Partzuergoa
Consortio de Aguas Bilbao Bizkaia

Pasaia, 22 de junio de 2022

| | |
|-------------------------|---|
| Tipo documento | Informe Final |
| Título documento | Plan de vigilancia del medio receptor del vertido de la EDAR de Bakio. Año 2021 |
| Fecha | 02/09/2022 |
| Proyecto | Realización de los planes de vigilancia del medio receptor correspondientes a las autorizaciones de vertido de las EDAR de Galindo, Gorliz, Bakio, Lekeitio y Ondarroa durante el año 2021 |
| Código | IM-21-CONSOR |
| Autores | Dra. Marta Revilla (AZTI) Dr. Javier Franco (AZTI) Dra. Joana Larreta (AZTI) Dra. Izaskun Zorita (AZTI) Dra. Almudena Fontán (AZTI) Dra. Iratxe Menchaca (AZTI) Dr. José Germán Rodríguez (AZTI) Dr. Joxe Mikel Garmendia (AZTI) Dr. Iñigo Muxika (AZTI) Dr. Aitor Laza-Martínez (UPV/EHU) |

Si procede, este documento deberá ser citado del siguiente modo:

Revilla, M., A. Fontán, J. Franco, J.M. Garmendia, J. Larreta, A. Laza-Martínez, I. Menchaca, I. Muxika, J.G. Rodríguez, I. Zorita, 2022. Plan de vigilancia del medio receptor del vertido de la EDAR de Bakio. Año 2021. Elaborado por AZTI para Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia. 90 pp.

AUTORES Y AGRADECIMIENTOS

La coordinación de este trabajo ha sido llevada a cabo por Marta Revilla y Javier Franco.

En la redacción del informe han intervenido Almudena Fontán, Iratxe Menchaca, Joxe Mikel Garmendia y Marta Revilla, de la Unidad de Investigación Marina de AZTI.

En las labores de muestreo, análisis de muestras, elaboración de bases de datos, gráficos y edición del informe han participado otras personas de dicha unidad, tanto investigadores (Joana Larreta, Iñigo Muxika, J. Germán Rodríguez e Izaskun Zorita), como analistas (Ainhoa Arévalo, Beatriz Beldarrain, Jon Berregi, Luis Cuesta, Maite Cuesta, Goretti García, Deniz Kukul, Marivi Lucero, M^a Inmaculada Martín y Naiara Serrano) y personal de muestreo (Gaizka Bidegain, Ekaitz Erauskin, Lander Larrañaga, Jon Uskola e Iker Urtizbera).

La identificación y el recuento de las comunidades del fitoplancton se llevaron a cabo en el Laboratorio de Fitoplancton de la Universidad del País Vasco por Aitor Laza-Martínez, quien también aportó información de gran utilidad para la interpretación de los resultados.

La identificación y recuento de las comunidades bentónicas se llevaron a cabo en AZTI y en INSUB (Sociedad Cultural de Investigación Submarina, de Donostia).

Finalmente, queremos destacar la colaboración ofrecida por el Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia en lo relativo a la entrega de datos y en la organización general de este trabajo. Cabe mencionar en concreto al Laboratorio de Saneamiento (EDAR Galindo), por la realización de las analíticas de las muestras de sedimento.

ÍNDICE

| | |
|---|-----------|
| 1. ANTECEDENTES | 7 |
| 2. INTRODUCCIÓN | 9 |
| 3. OBJETIVOS | 15 |
| 4. COLUMNA DE AGUA | 17 |
| 4.1 Localización de las estaciones de muestreo y obtención de las muestras | 17 |
| 4.2 Métodos analíticos | 18 |
| 4.2.1 Variables medidas “in situ” mediante CTD | 18 |
| 4.2.2 Variables medidas en laboratorio | 19 |
| 4.2.3 Variables derivadas | 21 |
| 4.3 Representación de los datos | 23 |
| 4.4 Metodología para la evaluación de la calidad fisicoquímica del agua | 23 |
| 4.5 Resultados | 25 |
| 4.5.1 Contexto meteorológico e hidrográfico | 25 |
| 4.5.2 Temperatura, pH y salinidad | 27 |
| 4.5.3 Oxígeno y clorofila “a” | 29 |
| 4.5.4 Condiciones ópticas | 31 |
| 4.5.5 Nutrientes inorgánicos disueltos y carbono orgánico total | 34 |
| 4.5.6 Estado de calidad fisicoquímica | 36 |
| 4.6 Discusión | 38 |
| 5. COMUNIDADES DEL FITOPLANCTON | 43 |
| 5.1 Localización de las estaciones de muestreo y obtención de las muestras | 43 |
| 5.2 Métodos analíticos | 43 |
| 5.3 Metodología para la evaluación de la calidad del fitoplancton | 44 |
| 5.4 Resultados | 45 |
| 5.4.1 Composición y abundancia del fitoplancton | 45 |
| 5.4.2 Floraciones fitoplanctónicas y algas potencialmente tóxicas | 46 |
| 5.4.3 Estado de calidad del fitoplancton | 48 |
| 5.4.4 Evolución temporal de las comunidades | 48 |
| 5.5 Discusión | 50 |
| 6. SEDIMENTOS | 55 |
| 6.1 Localización de las estaciones de muestreo y obtención de las muestras | 55 |
| 6.2 Métodos analíticos | 56 |
| 6.3 Resultados | 56 |
| 6.3.1 Granulometría | 56 |
| 6.3.2 Potencial redox y demanda química de oxígeno (materia orgánica) | 57 |

| | | |
|------------|--|-----------|
| 6.3.3 | Nitrógeno total | 58 |
| 6.4 | Discusión | 59 |
| 7. | COMUNIDADES DEL BENTOS DE FONDO BLANDO | 61 |
| 7.1 | Localización de las estaciones de muestreo y obtención de las muestras | 61 |
| 7.2 | Métodos analíticos | 61 |
| 7.3 | Metodología para la evaluación de la calidad del bentos blando | 62 |
| 7.4 | Resultados | 62 |
| 7.4.1 | Taxonomía y parámetros estructurales | 62 |
| 7.4.2 | Índices de calidad AMBI y M-AMBI | 65 |
| 7.4.3 | Evolución temporal de las comunidades | 66 |
| 7.4.4 | Evolución temporal de los índices de calidad | 68 |
| 7.5 | Discusión | 70 |
| 8. | DISCUSIÓN GENERAL | 73 |
| 9. | CONCLUSIONES | 77 |
| 10. | BIBLIOGRAFÍA | 79 |
| 11. | ANEXOS | 87 |
| 11.1 | Comunidades del fitoplancton | 87 |
| 11.2 | Comunidades del bentos de sustrato blando | 90 |

1. ANTECEDENTES

La Agencia Vasca del Agua (URA) incluye en las autorizaciones de vertido al dominio público marítimo-terrestre o al mar la elaboración y realización de un plan de vigilancia del medio receptor del vertido, cuyo alcance se establece en la documentación que se presenta para la tramitación de la autorización de vertido.

En la actualidad el Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia (CABB) gestiona 30 Sistemas de Saneamiento, con sus respectivas Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR). En el caso de la EDAR de Bakio, el efluente de agua depurada se vierte directamente al mar.

Con fecha 18 de abril de 2013, la Dirección General de URA resuelve autorizar el vertido de aguas residuales urbanas procedentes de la EDAR de Bakio, solicitado por el CABB (VTM-48-00050 / 2-11/V/B). Esta autorización tiene en su condicionado la remisión anual del estudio de evaluación de los efectos del vertido sobre el medio receptor.

Tras sucesivas reuniones mantenidas en 2013 entre el CABB, representado por Alejandro de la Sota y AZTI, representada por Javier Franco, se presentó una primera propuesta con fecha 21 de mayo de 2013 para el “Plan de vigilancia del medio receptor de los vertidos de la EDAR de Bakio”.

Dicha propuesta tuvo entrada en la oficina de las Cuencas Cantábricas Occidentales de URA con fecha 24 de mayo de 2013. Posteriormente, la Dirección de Planificación y Obras de URA emitió un informe en el que se hacían una serie de consideraciones a esta propuesta. El comunicado de URA con dicho informe tuvo entrada en el CABB con fecha 13 de agosto de 2013.

Siguiendo las recomendaciones de URA, se realizó el “Plan de vigilancia del medio receptor correspondiente a la autorización de vertido de la EDAR de Bakio para el año 2013”. Asimismo, dichas recomendaciones han sido tenidas en cuenta para la realización de los planes de vigilancia de años posteriores.

El presente informe da cuenta de los resultados obtenidos en el seguimiento ambiental del impacto del vertido en el medio receptor de la EDAR de Bakio durante el año 2021.

2. INTRODUCCIÓN

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 tiene consecuencias drásticas en la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas marinos (Halpern *et al.*, 2007). En este contexto, los estudios de seguimiento ambiental encaminados a evaluar los efectos nocivos de las aguas residuales son esenciales para proteger los ecosistemas marinos.

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 los ecosistemas pelágicos. 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. Por ello, resulta de interés vigilar las concentraciones de diferentes formas de nutrientes en el agua. Además, la clorofila se considera una variable de gran utilidad como aproximación a la biomasa fitoplanctónica y como indicador de la respuesta del fitoplancton al enriquecimiento en nitrógeno y fósforo del medio marino (Harding, 1994). Asimismo, pueden ocurrir impactos que no se traduzcan en aumentos de biomasa, sino en cambios en la estructura de las comunidades fitoplanctónicas (p. ej., favoreciendo unas especies frente a otras, que pueden ser tóxicas o no consumibles por los niveles tróficos superiores).

Entre las variables fisicoquímicas del agua, el oxígeno es una de las que más se utilizan para evaluar la calidad de los ecosistemas acuáticos. Los descensos en la concentración de oxígeno disuelto se asocian a factores antrópicos, como los vertidos con alto contenido en materia orgánica, o los crecimientos masivos de fitoplancton que, a su vez, introducen carbono orgánico por vía fotosintética y cuya degradación microbiana se puede encontrar desacoplada (en el tiempo o en el espacio) con su producción.

También resulta de interés incluir en este tipo de estudios las comunidades del bentos de sustrato duro. Las algas y los invertebrados de sustrato duro aportan una información esencial en la evaluación del estado ecológico de las aguas, ya que por su tipo de vida sésil integran las condiciones ambientales del medio donde viven, convirtiéndoles en excelentes indicadores de la salud del ecosistema (Hiscock y Tyler-Walters, 2006). Además, hay que tener en cuenta que la costa vasca es en un 70% rocosa (Pascual *et al.*, 2004) por lo que, dentro de los ecosistemas marinos costeros, dichas comunidades son susceptibles de ser afectadas por los vertidos de aguas residuales.

El vertido de aguas residuales ocasiona una serie de alteraciones crónicas en el medio marino caracterizadas por un enriquecimiento de materia orgánica, introducción de sustancias tóxicas, un aumento de la turbidez y de la tasa de sedimentación, así como un descenso de la salinidad (Azzurro *et al.*, 2010). Como consecuencia, las comunidades de sustrato duro experimentan un deterioro que se manifiesta en un descenso de la riqueza específica y de la diversidad, desaparición de especies sensibles a la contaminación, simplificación estructural de las comunidades y dominancia de especies oportunistas indicadoras de estrés ambiental (Díez *et al.*, 2012).

Por su parte, las comunidades bentónicas de macroinvertebrados de sustrato blando, tanto de fangos como de arenas, están bien representadas en los diferentes hábitats litorales del País Vasco (EUNIS, *European Nature Information System*: <http://eunis.eea.eu.int/habitats.jsp>).

Las comunidades del bentos de sustrato blando resultan indicadores apropiados para evaluar el impacto ecológico de este tipo de contaminación, por diversas razones: proporcionan información integrada en el tiempo, son especies con ciclos de vida cortos que responden de una manera rápida a presiones antrópicas, y presentan sensibilidad al grado de contaminación de los sedimentos, lo que las convierte en buenos indicadores globales de la calidad de éste (Borja *et al.*, 2013).

El Consejo de las Comunidades Europeas adoptó en mayo de 1991 la Directiva 91/271/CEE con el objetivo de proteger al medio ambiente de los efectos negativos de los vertidos de aguas residuales urbanas y aguas residuales procedentes de determinados sectores industriales. La Directiva 91/271/CEE, modificada por la Directiva 98/15/CE, define los sistemas de recogida, tratamiento y vertido de las aguas residuales urbanas. Esta Directiva ha sido transpuesta a la normativa española por el Real Decreto Ley 11/1995, el Real Decreto 509/1996, que lo desarrolla, y el Real Decreto 2116/1998 que modifica el anterior.

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 fin de asegurar el 'Buen Estado Ecológico' en todas las aguas.

El principal instrumento de la DMA para conseguir sus objetivos son los Planes Hidrológicos, que deben elaborarse para cada demarcación hidrográfica y que deben incluir el conjunto de actuaciones dirigidas a alcanzar dichos objetivos (URA, 2012). En el caso de las aguas de transición y costeras de la CAPV actualmente está en vía de aprobación el Plan Hidrológico de la demarcación hidrográfica del Cantábrico Oriental correspondiente al tercer ciclo de planificación (2022-2027).

En la normativa española el Real Decreto 817/2015 establece los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales, así como las normas de calidad ambiental. Para la clasificación del estado o potencial ecológico de las **masas de agua costeras** en su Artículo 13 se recogen:

- **Elementos de calidad biológicos**, que incluyen la composición, abundancia y biomasa del fitoplancton, la composición y abundancia de otro tipo de flora acuática y la composición y abundancia de la fauna bentónica de invertebrados.
- **Elementos de calidad químicos y fisicoquímicos** de soporte a los elementos de calidad biológicos, que incluye parámetros generales (transparencia, condiciones térmicas y de oxigenación, salinidad y nutrientes) y contaminantes específicos vertidos en cantidades significativas.
- **Elementos de calidad hidromorfológicos** de soporte a los elementos de calidad biológicos, que incluyen las condiciones morfológicas (variación de la profundidad, estructura y sustrato del lecho costero y estructura de la zona ribereña intermareal) y el régimen de mareas (dirección de las corrientes dominantes y exposición al oleaje).

Los indicadores de los citados elementos se definen en el anexo II y los contaminantes específicos en los anexos V y VI (BOE, 2015). Recientemente se ha publicado el Real Decreto 47/2022, *sobre protección de las aguas contra la contaminación difusa producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias*, que modifica el Real Decreto 817/2015 en cuestiones relativas a la eutrofización (BOE, 2022).

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*) que oscilará entre 0 (peor estado) y 1 (mejor estado), así como la aplicación de valores numéricos que definan los límites entre las clases de estado.

Según la DMA, la valoración del estado ecológico se corresponde con la peor de las valoraciones efectuadas para cada uno de los indicadores biológicos (el principio 'uno fuera, todos fuera'). La calidad fisicoquímica sólo interviene en el cálculo del estado ecológico cuando la calidad biológica es 'Buena' o 'Muy buena' (Figura 2.1).

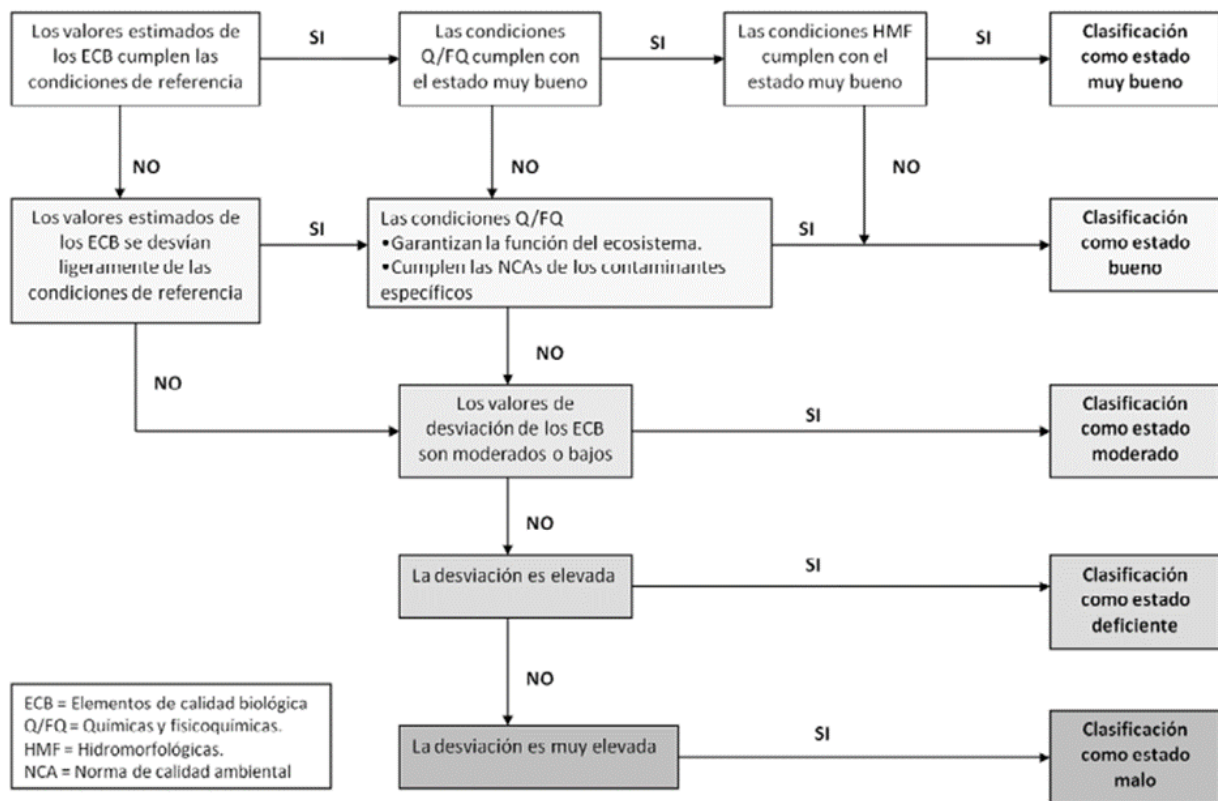


Figura 2.1. Proceso de calificación del Estado Ecológico, basado en la DMA (tomado de Borja *et al.*, 2022).

Para la elaboración de los planes de vigilancia se ha considerado pertinente incluir los elementos que, por las razones mencionadas anteriormente, podrían reflejar mejor el impacto que producen los vertidos de aguas residuales en el medio receptor. Estos han sido: las condiciones fisicoquímicas generales del agua, el fitoplancton (comunidades y biomasa estimada como clorofila "a"), así como las comunidades del bentos de sustrato blando y de sustrato duro. Las características generales del sedimento se han utilizado como apoyo a la interpretación de los resultados de las comunidades del bentos blando.

El estudio del bentos de sustrato duro está planificado para hacerlo cada tres años y habiéndolo realizado en 2013, 2016 y 2019, el siguiente estudio de este elemento biológico corresponde al plan de vigilancia de 2022.

Para la evaluación de la calidad de cada elemento de manera acorde a lo que exige la DMA se han seguido los protocolos que pueden descargarse libremente en la página de URA: <https://www.uragentzia.euskadi.eus/seguimiento-del-estado-de-las-aguas/webura00-01040102seguimiento/es/>.

Para cada elemento se han utilizado varias estaciones de muestreo, con el fin de conocer la extensión espacial que podría verse afectada por el vertido, la posible existencia de gradientes, patrones de dispersión de la contaminación, etc.

En los capítulos correspondientes a los elementos objeto de este estudio se describe primero la metodología. A continuación, los resultados obtenidos (incluyendo una valoración de la calidad mediante índices, conforme a la DMA) y, por último, se realiza una discusión con el fin de ayudar a la interpretación de los resultados y para poner éstos en el contexto de estudios anteriores. Posteriormente, para dar una visión integradora de los distintos elementos se realiza una discusión general y, al final, se emiten las principales conclusiones, así como algunas recomendaciones (si las hubiera) de cara a futuros trabajos.

En los anexos se incluyen los listados taxonómicos de las comunidades biológicas objeto de estudio.

3. OBJETIVOS

En este informe se detallan las tareas realizadas y los resultados obtenidos durante 2021 para dar respuesta a los requerimientos del plan de vigilancia y control del vertido de la EDAR de Bakio en el medio receptor, correspondiente al expediente de autorización del vertido.

El objetivo general consiste en evaluar el impacto del vertido de la EDAR en el ecosistema marino de su entorno.

Con el fin de dar cumplimiento a este objetivo general, como objetivos específicos se propone describir y valorar el estado en el medio receptor de:

1. Las variables relacionadas con la calidad de las aguas (temperatura, salinidad, pH, oxígeno disuelto, transparencia, turbidez, sólidos en suspensión, clorofila "a", carbono orgánico total, amonio, nitrato y fosfato). Valoración integrada del estado actual mediante PCQI (Índice de Calidad del Estado Físicoquímico) y según valores límite (oxígeno y nutrientes).
2. Las comunidades del fitoplancton: identificación y recuento de los diferentes taxones; presencia de especies potencialmente tóxicas. Valoración del estado actual mediante el índice P90 Chl-a (percentil 90 de clorofila "a").
3. Los sedimentos: granulometría, potencial redox, materia orgánica y nitrógeno total.
4. Los macroinvertebrados bentónicos que habitan los sedimentos: composición taxonómica y parámetros estructurales. Valoración del estado actual (indicador de calidad M-AMBI).

4. COLUMNA DE AGUA

4.1 Localización de las estaciones de muestreo y obtención de las muestras

Los muestreos para caracterizar las variables del agua los lleva a cabo el personal de AZTI, a bordo de embarcación neumática, en tres estaciones situadas en el entorno de la EDAR. El tiempo empleado en completar el muestreo de los tres puntos está en torno a unos 10-15 minutos. Los muestreos se realizan a la mañana o al mediodía.

En cuanto a la distribución espacial de los puntos de muestreo, el más cercano a la zona de vertidos se sitúa a 100 m (BAK_AGUA_01); los dos restantes a unos 140 m (BAK_AGUA_02 y BAK_AGUA_03) (Figura 4.1; Tabla 4.1). La profundidad de la columna de agua en la zona de estudio es de unos 4-10 m (pueden producirse pequeñas variaciones en función de la marea).

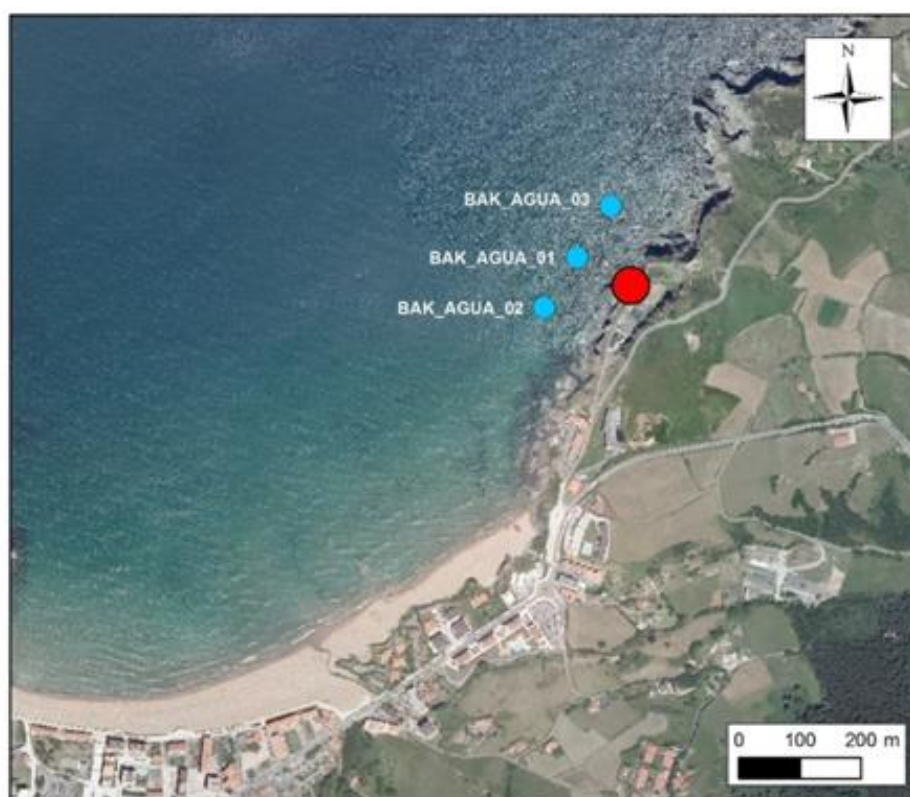


Figura 4.1. Estaciones de muestreo de aguas en el entorno de los vertidos de la EDAR de Bakio. El punto de vertido se señala con círculo rojo.

Tabla 4.1. Estaciones de muestreo de aguas en el entorno de los vertidos de la EDAR de Bakio. Se indica la distancia y orientación aproximadas respecto al punto de vertido, así como sus coordenadas UTM (ETRS89).

| Código estación | Distancia (m) | Orientación | UTMX | UTMY |
|-----------------|---------------|-------------|---------|-----------|
| BAK_AGUA_01 | 100 | NW | 516 264 | 4 809 338 |
| BAK_AGUA_02 | 141 | SW | 516 210 | 4 809 255 |
| BAK_AGUA_03 | 141 | N | 516 319 | 4 809 423 |

En cada estación, se registran la profundidad total y la profundidad de visión del disco de Secchi. También se realizan perfiles verticales con un CTD, que reporta información para cada metro de profundidad de: temperatura del agua, salinidad, pH, oxígeno disuelto, fluorescencia (clorofila “a”) y transmitancia (porcentaje de luz transmitida).

Además, por medio de botellas oceanográficas Niskin se tomaron muestras de agua en superficie y en fondo, con el fin de analizar posteriormente en el laboratorio otras variables indicadoras de las condiciones ópticas (turbidez y sólidos en suspensión) y tróficas del sistema (carbono orgánico total, nitrógeno y fósforo inorgánico disuelto).

Las muestras se recogen en botes oscuros de plástico (PE) de 2 L y se trasladan inmediatamente a los laboratorios de AZTI (centro de Pasaia, Gipuzkoa). El submuestreo (esto es, las filtraciones y el llenado de botes para realizar posteriores análisis) se realiza en un plazo máximo de 24 h desde la recepción de las muestras, manteniéndolas en cámara frigorífica a 4°C, en caso de no poderlo realizar inmediatamente.

4.2 Métodos analíticos

4.2.1 Variables medidas “in situ” mediante CTD

El CTD adquiere hasta 8 datos por segundo por cada uno de los sensores que contiene. En configuración normal, promedia internamente grupos de 4 datos almacenando 2 valores medios para cada segundo. Con esta configuración y a una tasa de descenso de 0,5 m·s⁻¹, se aseguran 4 datos de cada parámetro para cada metro de la columna de agua, lo que supone una resolución vertical inferior al metro.

En cuanto a la salinidad, es importante señalar que las unidades empleadas, Unidades de Salinidad Práctica (USP), son equivalentes a ‰, es decir, a g·kg⁻¹ (Tabla 4.2).

La calibración del sensor de oxígeno disuelto se realiza vía software, sin modificar los ajustes potenciométricos, frente a determinaciones con el método de Winkler en aguas profundas de concentración relativamente estable.

Tabla 4.2. Especificaciones técnicas de los sensores del CTD empleado.

| Sensor | Nombre | Resolución | Precisión |
|---------------------------|---------------------|---------------------------|-------------------------|
| Temperatura | SBE 25-01 Sealogger | 0,0003° C | 0,01°C |
| Salinidad | SBE 25-01 Sealogger | 0,00004 S·m ⁻¹ | 0,004 USP |
| pH | SBE 25-01 Sealogger | --- | 0,01 u |
| O ₂ disuelto | SBE 25-01 Sealogger | --- | 0,03 ml·L ⁻¹ |
| Fluorescencia (clorofila) | Sea -Tech | 0,001 U.A.F. | 0,02 µg·L ⁻¹ |
| Transmitancia | Sea -Tech (25 cm) | 0,01% | 0,1% |

La conversión de unidades arbitrarias de fluorescencia a unidades de concentración de clorofila “a” se realiza por ajuste de medidas “in situ” y concentraciones determinadas por espectrofotometría (Jasco V-730) tras extracción en acetona de muestras naturales filtradas por filtros GF/F (entre 24 y 48 horas) y aplicando la fórmula para clorofila “a” de Jeffrey & Humphrey (1975). La precisión señalada corresponde a los rangos de expansión medio y bajo del aparato.

La transmitancia (porcentaje de luz transmitida) medida por el transmisómetro no corresponde exactamente a la medida de la turbidez, aunque resulta un índice general de la distribución vertical de material particulado en la columna de agua, de la que puede separarse el fitoplancton (por su relación con la distribución de clorofila). En general, en ausencia de valores extremos, la transmitancia y la turbidez se correlacionan significativamente, en especial para zonas y épocas concretas.

4.2.2 Variables medidas en laboratorio

La turbidez se mide en un intervalo inferior a 24 horas tras la toma de las muestras. Se emplea un turbidímetro HACH 2100N calibrado con formazina en el rango necesario para cada muestra, asegurando $\pm 2\%$ de precisión y $<0,05$ NTU de límite de detección esperado. El método es acorde con la Norma ISO 7027:1990.

La concentración de sólidos en suspensión se determina por gravimetría. Para ello, en las 24 h posteriores al muestreo, se filtra un volumen de agua por un filtro Whatman GF/C de 4,7 cm de diámetro previamente pesado. El volumen depende de cómo se vea de colmatado el filtro, pero generalmente es cercano a 2 L. Este filtro se seca otra vez (24 horas a 105 °C) y se vuelve a pesar para el cálculo de los sólidos totales. Se utiliza una balanza analítica METTLER con resolución de 10^{-5} g, lo que garantiza una precisión de $0,5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

Las submuestras destinadas a los nutrientes inorgánicos disueltos se mantienen congeladas hasta su análisis. Las concentraciones se miden con un analizador automático BRAN LUEBBE AUTOANALYZER 3. Los métodos empleados son los descritos en Grasshoff *et al.* (1983), modificados para evitar interferencias y contaminación en amonio y fosfato. En la Tabla 4.3 se presentan los límites de cuantificación (LC), correspondientes a los niveles medios de concentración esperados en las estaciones litorales.

Tabla 4.3. Límites de cuantificación (LC) para los nutrientes inorgánicos disueltos. Ténganse en cuenta las unidades.

| Nutriente | LC ($\mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$) | LC ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) |
|--------------------------------|--|--------------------------------------|
| Amonio | 1,6 | 0,029 |
| Nitrato | 1,6 | 0,099 |
| Fosfato | 0,16 | 0,015 |
| ^(*) Silicato | 1,6 | 0,147 |
| ^(*) Nitrito | 0,4 | 0,018 |

^(*) Estos datos se proporcionan en el Anexo I (electrónico), pero no se comentan en el informe.

Las submuestras para el análisis de carbono orgánico total (COT) también se mantienen congeladas hasta su análisis. La determinación, que se realiza con un TOC-L (Shimadzu), se basa en una combustión seca a alta temperatura en atmósfera de oxígeno puro y en la medida del CO_2 desprendido mediante detector de IR (infrarrojo). Se determina mediante el método NPOC (*Non-Purgable Organic Carbon*), para ello se purga el carbono inorgánico con ácido y a la parte no purgable se le realiza una combustión catalítica ($\text{Pt-Al}_2\text{O}_3$) en tubo de cuarzo.

En lo referente al tratamiento de los datos que se encuentran en cantidades inferiores al LC, atendiendo al anexo V del Real Decreto 60/2011, para la realización de este informe se ha tomado la mitad del valor de dicho límite (BOE, 2011).

4.2.3 Variables derivadas

Tras la recopilación y revisión de los datos, estos se organizaron en tablas Excel con el fin de facilitar los análisis matemáticos y estadísticos posteriores. A partir de los datos originales se calcularon otras variables oceanográficas más complejas: el porcentaje de agua dulce y la profundidad de la capa fótica.

El **porcentaje de agua dulce** es fundamental a la hora de interpretar los resultados de los nutrientes e identificar los procesos de aporte producidos por los ríos o los vertidos, y los procesos de dilución producidos por la influencia del mar.

El cálculo del porcentaje de agua dulce se realiza de la siguiente manera:

- Primero, se estima la diferencia de salinidad entre el valor medido en la estación de muestreo y 35,6 (salinidad media de las aguas oceánicas del golfo de Vizcaya):

$$35,6 - \text{valor medido} = \text{diferencia de salinidad}$$

- Posteriormente, se aplica una simple regla de tres: 35,6 es a 100% lo que diferencia de salinidad es a % de agua dulce.

Por otra parte, las condiciones lumínicas de la columna de agua son de especial interés para estimar la capacidad de crecimiento del fitoplancton. La **profundidad de la zona fótica (Z_{eu})** se define como aquella donde llega el 1% de la luz recibida justo bajo la superficie.

De forma general, se acepta que la profundidad de compensación (es decir, la profundidad a la cual se igualan la fotosíntesis y la respiración) es similar a la profundidad de la zona fótica (Madariaga, 1987; 1989). Por lo tanto, en la capa fótica el fitoplancton puede mantenerse vivo y dar lugar a nueva biomasa, mientras que la clorofila que se detecta por debajo de la capa fótica deriva de células que no son productivas.

Para calcular la profundidad de la capa fótica se han utilizado los perfiles verticales de PAR ("Photosynthetically Active Radiation") registrados en los muestreos "in situ" con el CTD. Como aproximación a Z_{eu} se ha tomado la profundidad a la cual el dato de PAR corresponde al 1% del valor registrado en el primer metro de profundidad.

El coeficiente de extinción luminosa (k) se puede calcular a partir de la profundidad de la capa fótica tal y como se indica a continuación.

Teniendo en cuenta que la variación vertical de la luz sigue la Ley de Beer-Lambert, la radiación recibida a una profundidad concreta se define como I_z ($E \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$) y equivale a: $I_z = I_f \cdot e^{-kz}$

Donde I_f ($E \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$) es la radiación medida justo bajo la superficie del agua, k (m^{-1}) es el coeficiente de atenuación o extinción luminosa, y z (m) es la profundidad concreta.

El coeficiente de extinción puede despejarse así en la anterior ecuación:

$$k = \frac{1}{z} \ln \left(\frac{I_f}{I_z} \right)$$

Finalmente, el coeficiente de extinción (k) puede expresarse en función de la profundidad de la capa fótica, introduciendo en la anterior ecuación un valor teórico para la radiación medida justo bajo la superficie del agua (I_f). Así, si I_f es igual a $100 E \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$, entonces la radiación a la profundidad donde llega la capa fótica (Z_{eu}) es $I_z = 1 E \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$, y la ecuación anterior queda como:

$$k = - (1 / Z_{eu}) \cdot \ln (1 / 100)$$

$$k = (1 / Z_{eu}) \cdot \ln (100)$$

$$k = 4,605 / Z_{eu}$$

La profundidad de visión del disco de Secchi (Z_S) también puede relacionarse con el coeficiente de extinción luminosa mediante el parámetro (J_S):

$$k \cdot Z_S = J_S$$

Normalmente, $1,3 < J_S < 1,8$. Este parámetro se establece de forma empírica (p. ej., para el estuario de Urdaibai como caso de estudio, véase Madariaga, 1987).

4.3 Representación de los datos

En los planes de vigilancia realizados entre los años 2013 y 2017 los datos de las variables del agua se representaban para cada una de las estaciones del entorno de la EDAR. Sin embargo, en el presente informe se muestra la media aritmética realizada con los valores de todas las estaciones. En los cinco primeros años no se habían observado patrones espaciales, lo que justifica que se haya realizado un promedio de los valores de las estaciones de muestreo.

No obstante, en las representaciones gráficas se siguen diferenciando las épocas del año y los niveles de profundidad (superficie y fondo). Este análisis se ha llevado a cabo tanto con los datos del presente plan de vigilancia, como con los de años anteriores, con el fin de mostrar la evolución en el tiempo de las condiciones del agua.

4.4 Metodología para la evaluación de la calidad fisicoquímica del agua

La evaluación del estado fisicoquímico de las aguas de superficie se ha llevado a cabo de dos maneras. Por una parte, mediante el índice IC-EFQ, o **PCQI** de sus siglas en inglés (*Physico-Chemical Quality Index*), calculado de forma anual tal y como se ha hecho en informes anteriores. Por otra, aplicando la normativa más reciente del País Vasco (<https://www.uragentzia.euskadi.eus/plan-hidrologico-tercer-ciclo-planificacion-2022-2027/webura00-01020102planrevision/es/>).

Para el PCQI se ha seguido la misma metodología que comenzó a aplicarse en el PVA de 2013. Como se describe a continuación, se trata de la desarrollada por Bald *et al.* (2005), con ligeras modificaciones (Borja *et al.*, 2015; CHC y URA, 2016).

Las variables utilizadas en el cálculo del PCQI son: porcentaje de saturación de oxígeno, nutrientes (amonio, nitrato y fosfato) y propiedades ópticas (turbidez y sólidos en suspensión). La metodología de Bald *et al.* (2005) implica:

1. Clasificación de las estaciones de muestreo en tramos halinos.
2. Definición de unas condiciones de referencia para cada uno de estos tramos.
3. Evaluación del estado fisicoquímico en función de las condiciones de referencia, mediante técnicas de análisis multivariante (Análisis Factorial).

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; CHC y URA, 2016).

Tal y como figura en el Plan Hidrológico para la Demarcación del Cantábrico Oriental (CHC y URA, 2016) se presenta a continuación la ecuación que relaciona el valor de EQR de una estación de muestreo euhalina costera con respecto al valor transformado logarítmicamente ($\ln(1+x)$) de cada una de las variables fisicoquímicas:

$$\text{EQR} = -1,09558 + 0,600299 \cdot \text{O}_2 - 0,162074 \cdot \text{AM} - 0,10975 \cdot \text{NA} - 0,229412 \cdot \text{PO}_4 - 0,0552014 \cdot \text{TURB} - 0,0268181 \cdot \text{SS}$$

Donde:

O₂ = Porcentaje de saturación de oxígeno

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

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

PO₄ = 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 para cada estación y fecha de muestreo, pudiéndose integrar en un EQR anual para la estación evaluada mediante el cálculo del percentil 25 de los EQRs parciales. Aunque ha habido modificaciones posteriores para adaptar el PCQI a condiciones de referencia ligeramente distintas y a periodos de seis años de datos (Borja *et al.*, 2021), en los PVA se seguirá utilizando la metodología aquí descrita con el fin de no interrumpir la serie temporal.

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 (CHC y URA, 2016).

Por otro lado, la normativa ambiental incluye unos objetivos respecto al control de la eutrofización de las aguas superficiales, que abarcan a las aguas marinas costeras. Tal y como recoge el Real Decreto 47/2022 (que modifica el 817/2015), el límite entre el estado bueno y el moderado deberá utilizarse a efectos de evaluar el cumplimiento de dichos objetivos (BOE, 2022). En este sentido, la Propuesta de Proyecto de Plan Hidrológico 2022-2027 que compete al País Vasco dispone de unos indicadores y límites de cambio de clase para amonio, nitrato, fosfato y porcentaje de saturación de oxígeno (CHC y URA, 2021). Estos se van a utilizar siguiendo la metodología que se detalla en el informe de URA sobre el estado ecológico de las masas de agua costeras y de transición durante el año 2020 (Borja *et al.*, 2021). Básicamente, consiste en calcular la media aritmética en periodos de seis años para cada una de dichas variables fisicoquímicas y por cada estación de muestreo. Después, cada resultado se evalúa frente a los límites de clase propuestos más recientemente (Tabla 4.4). Finalmente, se aplica el criterio OAOO (“One Out All Out”), es decir, la clasificación que le corresponde a cada estación de muestreo es la peor de las clasificaciones parciales obtenidas entre los indicadores empleados.

Tabla 4.4. Indicadores fisicoquímicos y límites de cambio de clase de estado para aguas costeras, según constan en el Apéndice 2.6.2 de las Disposiciones Normativas del Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Oriental - Propuesta de Confederación Hidrográfica del Cantábrico (CHC) y URA, junio 2021. <https://www.uragentzia.euskadi.eus/plan-hidrologico-tercer-ciclo-planificacion-2022-2027/webura00-01020102planrevision/es/>

| Tipo | Tramo | Indicador | Unidades | Límites entre clases de estado | |
|------------|--------------------------|-----------------------|----------------------|--------------------------------|--------------------|
| | | | | Muy Bueno/ Bueno | Bueno/ Moderado |
| AC- T12 | Euhalino marino (>34) | Saturación de oxígeno | % | ≥95 | ≥85 |
| | | Amonio | μmol·L ⁻¹ | ≤2,4 | ≤6,7 |
| | | Nitrato | μmol·L ⁻¹ | ≤3,2 | ≤12,9 |
| | | Fosfato | μmol·L ⁻¹ | ≤0,23 | ≤0,65 |

4.5 Resultados

4.5.1 Contexto meteorológico e hidrográfico

Con el fin de describir las condiciones del agua en diferentes épocas del año, se realizaron cuatro campañas de muestreo repartidas en los meses de febrero, mayo, agosto y noviembre de 2021.

La Figura 4.2 muestra para cada mes del mismo año algunas variables meteorológicas medidas cerca de la costa de Bizkaia. Para evaluar si hubo condiciones anómalas de precipitación y temperatura, se han representado también los valores medios del nuevo periodo de referencia (1991-2020) recomendado por la Organización Meteorológica Mundial.

En resumen, las temperaturas en 2021 se situaron por debajo o en torno a la media de largo plazo a excepción de los meses de febrero, septiembre y diciembre, que fueron muy cálidos. En cuanto a precipitación, 2021 se caracterizó por ser seco con la salvedad de los meses de enero, junio, noviembre y diciembre, que acumularon el 67% de la precipitación total del año (Figura 4.2).

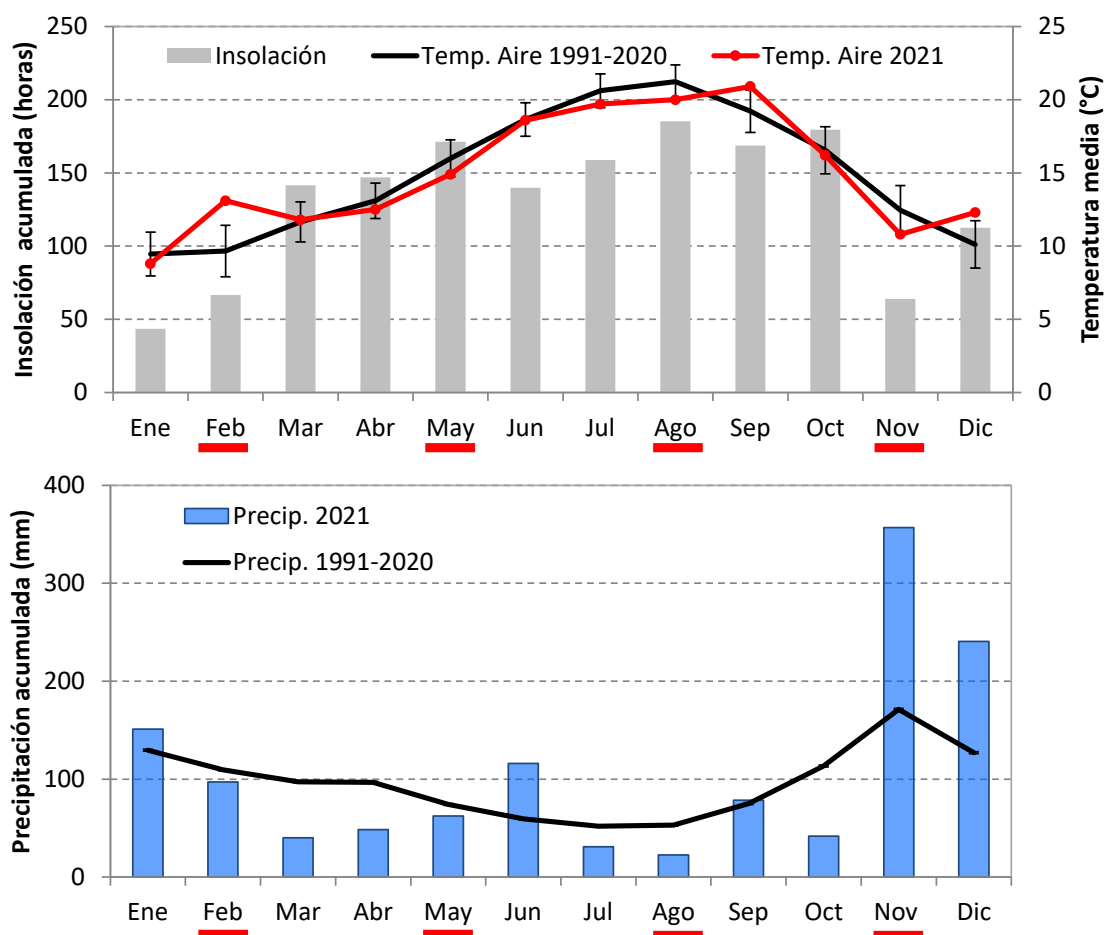


Figura 4.2. Insolación (horas sin nubosidad), temperatura del aire y precipitación mensual entre enero y diciembre de 2021. Se indica también el promedio de largo plazo 1991-2020 (línea negra). Los meses durante los cuales se realizaron campañas de muestreo de aguas y fitoplancton se subrayan en rojo. Datos de AEMET (estación del aeropuerto de Bilbao).

El río más cercano a la EDAR de Bakio para el cual existe una estación de aforo es el Butroe. Su caudal medio anual es del orden de $4,7 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (Valencia *et al.*, 2004). Para conocer la importancia relativa que tuvieron los aportes fluviales en esta zona costera durante las campañas, se ha hecho uso de los datos de caudal de la estación de aforo de Mungia. También, se han promediado los datos de algunas variables atmosféricas medidas en la costa de Bizkaia para los días cercanos a los muestreos.

El muestreo de febrero se caracterizó por las condiciones de mayor precipitación y caudal fluvial, aunque éste no superó la media histórica anual, con lo cual, no puede decirse que los aportes fuesen altos. El resto de las campañas se realizaron en torno a días de bajas precipitaciones y con un caudal del río Butroe muy inferior a la media anual (Tabla 4.5). El muestreo de otoño se realizó antes de un periodo muy lluvioso que comenzó el 21 de noviembre, abarcó tres semanas ininterrumpidas y sumó 469 mm.

Tabla 4.5. Información relativa a las campañas de muestreo de aguas. Las condiciones meteorológicas y el caudal fluvial se han calculado como promedio del día de muestreo y los cuatro días previos, a excepción de la precipitación, que indica el acumulado durante los mismos días.

| Año 2021 | 23-Feb | 6-May | 10-Ago | 11-Nov |
|---|--------|-------|--------|--------|
| * Temp. máx. aire (°C) | 19,0 | 19,2 | 23,1 | 15,0 |
| * Insolación (horas) | 3,1 | 5,4 | 5,5 | 3,7 |
| * Viento ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$) | 5,3 | 2,4 | 2,3 | 1,7 |
| * Precipitación (mm) | 29,6 | 1,4 | 1,4 | 1,2 |
| † Caudal ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) | 4,7 | 0,3 | 0,2 | 0,9 |

(*) AEMET (estación del aeropuerto de Bilbao, altitud 42 m, UTMX 507.638; UTM Y 4.793.919).

(†) Río Butroe (Mungia). Datos proporcionados por URA.

En cuanto a la insolación y la temperatura del aire, aunque no mostraron mucha variación entre las campañas de 2021, los máximos se observaron durante la de agosto. Hay que destacar que la campaña realizada a finales de febrero presentó una temperatura más alta de lo esperado para la época del año, de hecho, fue casi igual que la de mayo (Tabla 4.5).

4.5.2 Temperatura, pH y salinidad

El rango de variación de la **temperatura del agua** entre 2013 y 2021 fue desde 11,8 hasta 22,4 °C (datos de las tres estaciones de muestreo y de las dos profundidades). El máximo absoluto se midió en agosto de 2020 y se situó 1 °C por encima del máximo observado en años precedentes (21,4 °C). En agosto de 2021 también se midieron temperaturas relativamente altas, hasta 21,8 °C.

En la Figura 4.3 se muestra la evolución temporal en las aguas de superficie y de fondo, como promedio de las tres estaciones de muestreo. A lo largo de la serie se aprecia claramente un ciclo estacional. En cuanto a la **estratificación térmica**, no ha sido nunca marcada y en 2021 fue prácticamente inapreciable.

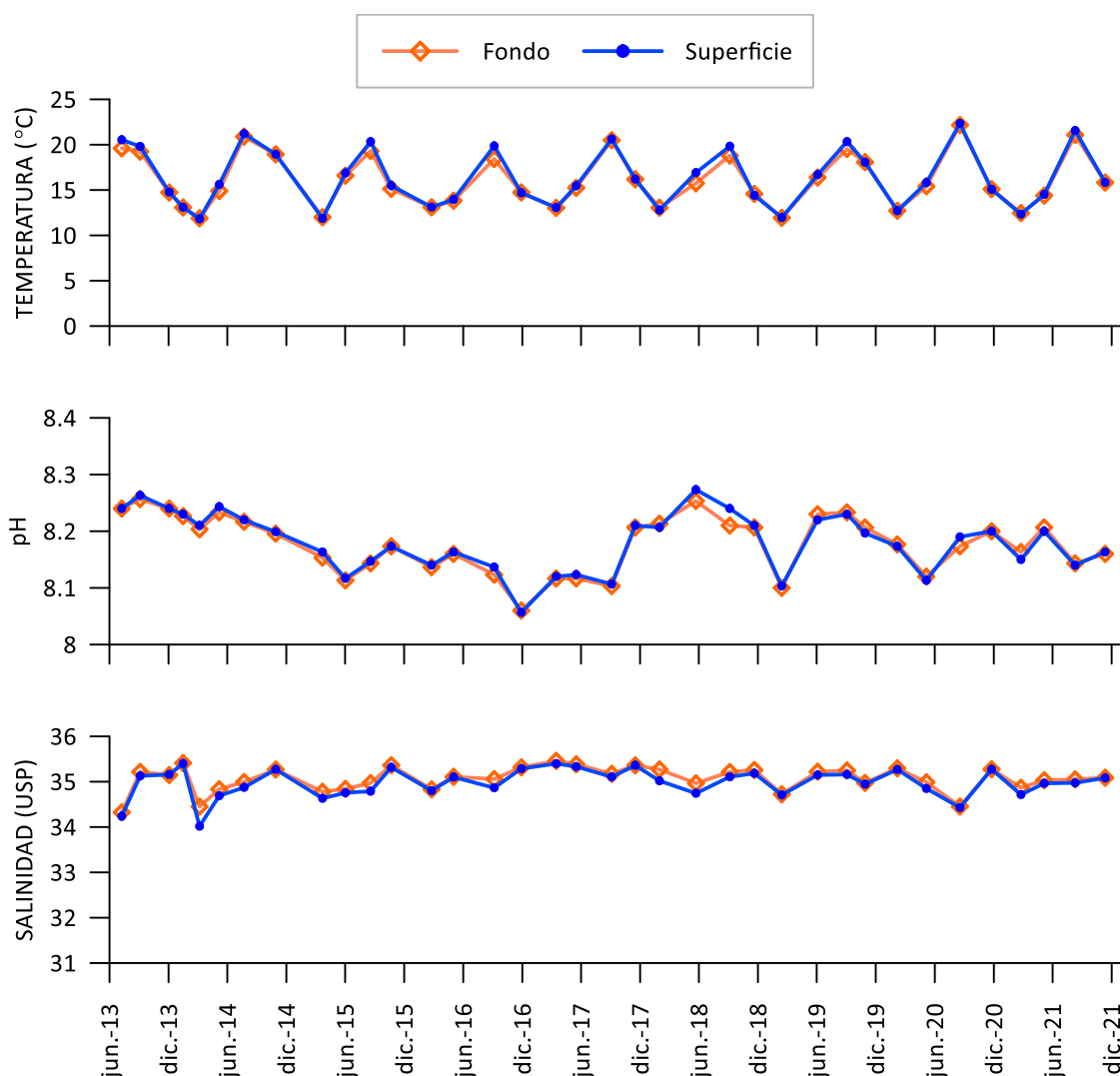


Figura 4.3. Evolución temporal del valor medio de temperatura, pH y salinidad de las tres estaciones de muestreo situadas en el entorno del vertido, en superficie y fondo.

En lo que se refiere al **pH**, en el conjunto de todas las medidas realizadas entre 2013 y 2021 abarcó un rango muy estrecho: desde 8,05 hasta 8,28. En la Figura 4.3 no se aprecian ciclos estacionales. Sin embargo, a largo plazo se produjo un ligero descenso del pH desde 2013 hasta 2017, aproximadamente. Después ha habido oscilaciones. En lo que respecta a 2021 los valores se encontraron dentro del rango de años precedentes y fueron bastante estables. Las diferencias entre los valores de superficie y fondo han sido siempre muy pequeñas.

En cuanto a la **salinidad**, su rango de variación en el total de los datos tomados desde 2013 fue desde 34,0 hasta 35,5 USP. En 2021 los valores se encontraron dentro del rango de los años anteriores. En la Figura 4.3 se muestra la evolución temporal de la salinidad promedio de las estaciones de muestreo. Los valores se han mantenido en general bastante estables tanto en superficie como en fondo, con algunos descensos ocasionales que han podido relacionarse con lluvias en los días o semanas precedentes.

En la Tabla 4.6 se indica el **porcentaje de agua dulce** calculado a partir de la salinidad, para todas las muestras, durante el último plan de vigilancia. Los valores fueron bajos, en un rango desde aproximadamente 1% (otoño) hasta 3% (invierno). El contenido de agua dulce en las aguas de superficie fue casi idéntico que en las de fondo, tampoco se observaron diferencias destacables entre estaciones de muestreo.

Tabla 4.6. Contenido aproximado de agua dulce (%), para los diferentes puntos de muestreo y campañas realizadas. S: Superficie. F: Fondo.

| Código estación | Profundidad | 23-Feb, 2021 | 6-May, 2021 | 10-Ago, 2021 | 11-Nov, 2021 |
|-----------------|-------------|--------------|-------------|--------------|--------------|
| BAK_AGUA_01 | S | 2 | 2 | 2 | 1 |
| BAK_AGUA_02 | S | 3 | 2 | 2 | 1 |
| BAK_AGUA_03 | S | 2 | 2 | 2 | 1 |
| BAK_AGUA_01 | F | 2 | 2 | 2 | 1 |
| BAK_AGUA_02 | F | 2 | 2 | 2 | 1 |
| BAK_AGUA_03 | F | 2 | 2 | 2 | 1 |

4.5.3 Oxígeno y clorofila “a”

La **concentración de oxígeno** disuelto varió entre 6,5 y 9,3 mg L⁻¹, teniendo en cuenta el total de los datos recopilados desde 2013. Los valores de 2021 se situaron dentro del rango de los años previos.

En la Figura 4.4 se presenta el promedio de las tres estaciones de muestreo, para las aguas de superficie y para las de fondo. La concentración de oxígeno muestra valores generalmente más altos en invierno y primavera, y más bajos en verano (en algunos años también en otoño).

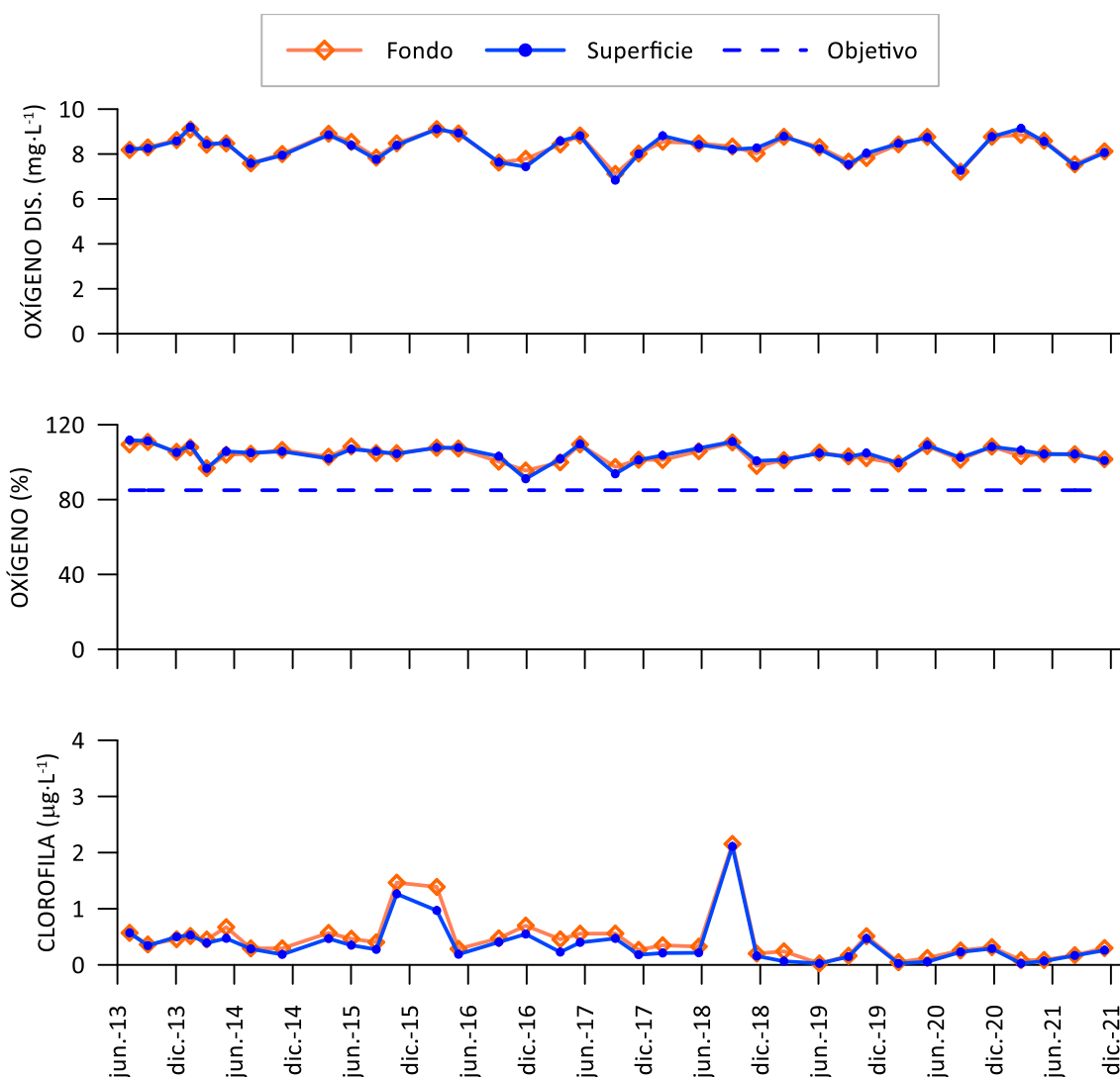


Figura 4.4. Evolución temporal del valor medio de la concentración de oxígeno disuelto, de la saturación de oxígeno y de la concentración de clorofila determinada *in situ* en el entorno del vertido, en superficie y fondo. La línea discontinua azul indica el objetivo de calidad (límite entre los estados Moderado y Bueno) para la saturación de oxígeno en aguas de superficie (BOE, 2016; CHC y URA, 2021).

La **saturación de oxígeno**, en el conjunto de los datos desde 2013 hasta 2021, osciló entre 80 y 113%. El valor mínimo se registró en otoño de 2016 en las aguas de superficie de la estación BAK_AGUA_02. Exceptuando ese dato, todos los valores de la serie histórica se situaron por encima de un 90% de saturación, lo que denota que las condiciones de oxigenación son generalmente buenas en el medio receptor del vertido, al cumplirse el objetivo de calidad ($\geq 85\%$) (BOE, 2016; CHC y URA, 2021).

La saturación apenas presentó diferencias entre superficie y fondo, al igual que lo observado en los valores concentración. Tampoco hasta ahora se evidencian tendencias a largo plazo (Figura 4.4).

En cuanto a la concentración de **clorofila**, en el total de los datos medidos desde 2013, los valores oscilaron entre medidas inferiores al LC ($< 0,05 \mu\text{g L}^{-1}$) y $2,31 \mu\text{g L}^{-1}$. El año 2021 se caracterizó por bajas concentraciones ($< 0,35 \mu\text{g L}^{-1}$) a lo largo de todas las campañas, en todas las estaciones de muestreo y en las dos profundidades. Esta situación de bajos valores repite la de los dos años previos y se ha producido también en otras zonas de la costa de Bizkaia (véanse los informes de los PVA de Gorliz, Ondarroa, Lekeitio).

En la Figura 4.4 se presenta la evolución temporal de la concentración de clorofila promediada para las tres estaciones de muestreo. La serie histórica no manifiesta, de manera clara, ciclos estacionales. Solo de forma muy esporádica el valor medio superó $1 \mu\text{g L}^{-1}$. Estos picos de pequeña magnitud se midieron en las campañas de otoño de 2015, invierno de 2016 y verano de 2018. En cuanto a las diferencias de la clorofila en el eje vertical, hasta la campaña de invierno de 2019 no era raro observar en fondo valores ligeramente mayores que en superficie; posteriormente, con valores mucho más bajos, apenas se observa diferencia entre ambas profundidades.

4.5.4 Condiciones ópticas

Desde el inicio del estudio en 2013 la **turbidez** varió en un rango de 0,05 a 26,70 NTU (considerando todas las muestras, sin realizar promedios). Las medidas realizadas en 2021 se situaron dentro del rango de los años previos.

A lo largo de la serie temporal en algunas muestras puntuales se encontraron picos de turbidez superiores a 5 NTU. Estos valores se encontraron en las estaciones BAK_AGUA_01 y BAK_AGUA_02, y pudieron afectar indistintamente a cualquiera de las dos profundidades de medida. Concretamente, se midieron en una muestra tomada en primavera de 2015, en cuatro de invierno de 2016 (cuando se registró el máximo) y en otra de otoño de 2017.

El hecho de haber encontrado la mayoría de los picos en invierno indica que puede existir una influencia estacional relacionada con las riadas y/o la turbulencia debida a oleaje, procesos que son más frecuentes en esa época del año.

En la Figura 4.5 se muestra la media calculada con los datos de las tres estaciones, a lo largo de los años. En la mayoría de las campañas los valores medios fueron muy similares entre superficie y fondo.

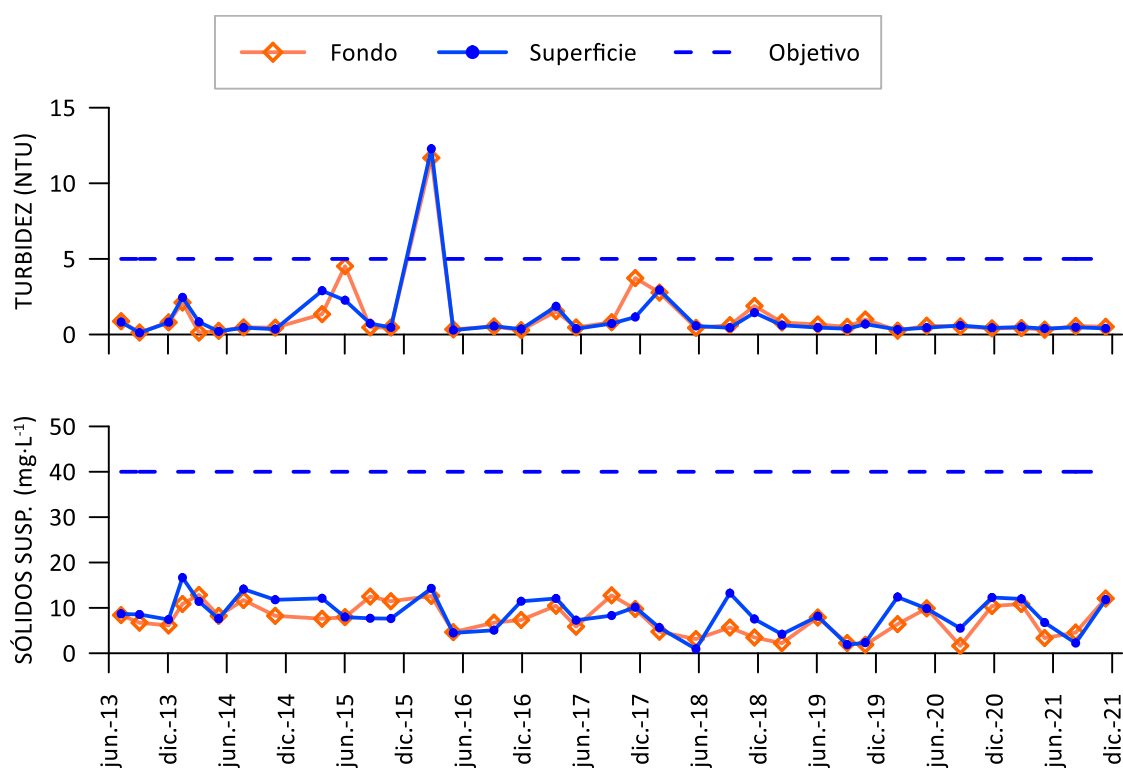


Figura 4.5. Evolución temporal del valor medio de la turbidez y de la concentración de sólidos en suspensión en el entorno del vertido, en superficie y fondo. La línea discontinua azul indica, de manera orientativa, el límite entre los estados Moderado y Bueno (CHC y URA, 2016), aunque para estas variables no se hayan establecido objetivos en la última revisión del Plan Hidrológico (CHC y URA, 2021).

En cuanto a tendencias o ciclos a largo plazo, los últimos años presentan valores de turbidez más bajos, desde mediados de 2018 (Figura 4.5). Esto es algo que también se está observando en las zonas costeras de Bizkaia cercanas a los vertidos de las EDAR de Gorliz, Lekeitio y Ondarroa. Además, la menor turbidez de las aguas en los últimos años coincide con menores concentraciones de clorofila y abundancia fitoplanctónica en las cuatro zonas receptoras de vertidos. Como se comentará a continuación, se percibe también cierto descenso en los sólidos en suspensión, otra de

las variables que influyen en la transparencia de las aguas. Todo ello podría reflejar una reducción de las cargas de material disuelto y particulado procedente de los vertidos, aunque no se descarta tampoco la posible influencia de otros factores (p. ej., variabilidad hidrográfica a corta escala temporal o procesos océano-climáticos que estén afectando a amplias zonas de la costa).

La concentración de **sólidos en suspensión**, considerando cada uno de los datos de la serie histórica, varió entre 0,8 y 29,9 mg·L⁻¹. En 2021 los valores se situaron dentro del rango de los años precedentes.

La concentración de sólidos promediada con los datos de las tres estaciones presenta un patrón de dientes de sierra a lo largo del tiempo, sin poderse percibir patrones estacionales (Figura 4.5). En cuanto a la variabilidad vertical, a partir de 2018 las aguas de fondo tienden a presentar valores inferiores a los de superficie, un patrón que no era tan consistente en años anteriores. Otro de los cambios observados a largo plazo es que a partir de primavera de 2018 los mínimos se han hecho más acusados.

En cuanto a la **transparencia del agua**, la profundidad de visión del disco de Secchi a lo largo de la serie temporal varió entre 2 y 9 m (datos no mostrados). El valor mínimo se observó en las campañas de invierno de 2017 y 2018. En algunos casos la profundidad de visión del disco llegó al fondo de la columna de agua y, por tanto, el valor medido probablemente subestimase el valor real.

En las campañas de invierno la profundidad de visión del disco de Secchi generalmente no ha llegado a 5 m, mientras que en el resto ha mostrado valores relativamente altos (8-9 m). Al igual que ocurría con la turbidez, lo observado con la transparencia pone de manifiesto una influencia estacional sobre la calidad óptica del agua. Las campañas de invierno de 2020 y 2021 fueron anómalas en este sentido, ya que la profundidad de visión del disco de Secchi llegó casi hasta el fondo (6-8 m).

La profundidad de la **zona fótica** (a la que llega el 1% de la luz incidente en superficie y que delimita la zona de crecimiento del fitoplancton) en los muestreos realizados a lo largo de 2021 abarcó en todos los casos el 100% de la profundidad de la columna de agua. Esto ha sido así desde el primer estudio en 2013 y es lo esperable, dada la poca profundidad de la zona de estudio.

4.5.5 Nutrientes inorgánicos disueltos y carbono orgánico total

Desde 2013 hasta 2021, considerando todas las muestras, la concentración de **nitrateo** osciló entre valores inferiores al LC ($<1,6 \mu\text{mol L}^{-1}$) y $8,4 \mu\text{mol L}^{-1}$. En 2021 los valores se situaron en el rango de los años precedentes. Por tanto, no hay datos en la serie que superen $12,9 \mu\text{mol L}^{-1}$, límite entre el estado 'Bueno' y 'Moderado' que figura como objetivo para aguas costeras (CHC y URA, 2021). En la Figura 4.6 se muestra el promedio de las tres estaciones de muestreo para cada una de las campañas realizadas. Puede apreciarse cierto ciclo estacional, con concentraciones relativamente altas en invierno, así como, valores cercanos al LC bastante frecuentes en primavera y verano.

El **amonio**, en el conjunto de datos desde 2013 a 2021, osciló desde medidas inferiores al LC ($<1,6 \mu\text{mol L}^{-1}$) y $13,8 \mu\text{mol L}^{-1}$. Los valores registrados en 2021 se encontraron dentro del rango de los de años precedentes. Solo ocasionalmente se superó el umbral establecido como objetivo de calidad para el amonio, que en aguas costeras es $6,7 \mu\text{mol L}^{-1}$ (CHC y URA, 2021). Esto ocurrió en las campañas de enero de 2014 y noviembre de 2018, en las aguas de superficie y fondo de casi todas las estaciones. En otoño de 2018 se observaron concentraciones de amonio relativamente altas a lo largo de toda la costa del País Vasco (véanse los informes de los planes de vigilancia de Ondarroa, Lekeitio y Gorliz, así como Borja *et al.*, 2019). Por tanto, el pico de noviembre de ese año no debería relacionarse con el vertido de la EDAR.

Considerando el promedio espacial de las concentraciones de amonio, al contrario que con el nitrateo no se observa un ciclo estacional (Figura 4.6). Pero, de manera similar, no se aprecian tendencias a largo plazo, ni diferencias importantes entre superficie y fondo.

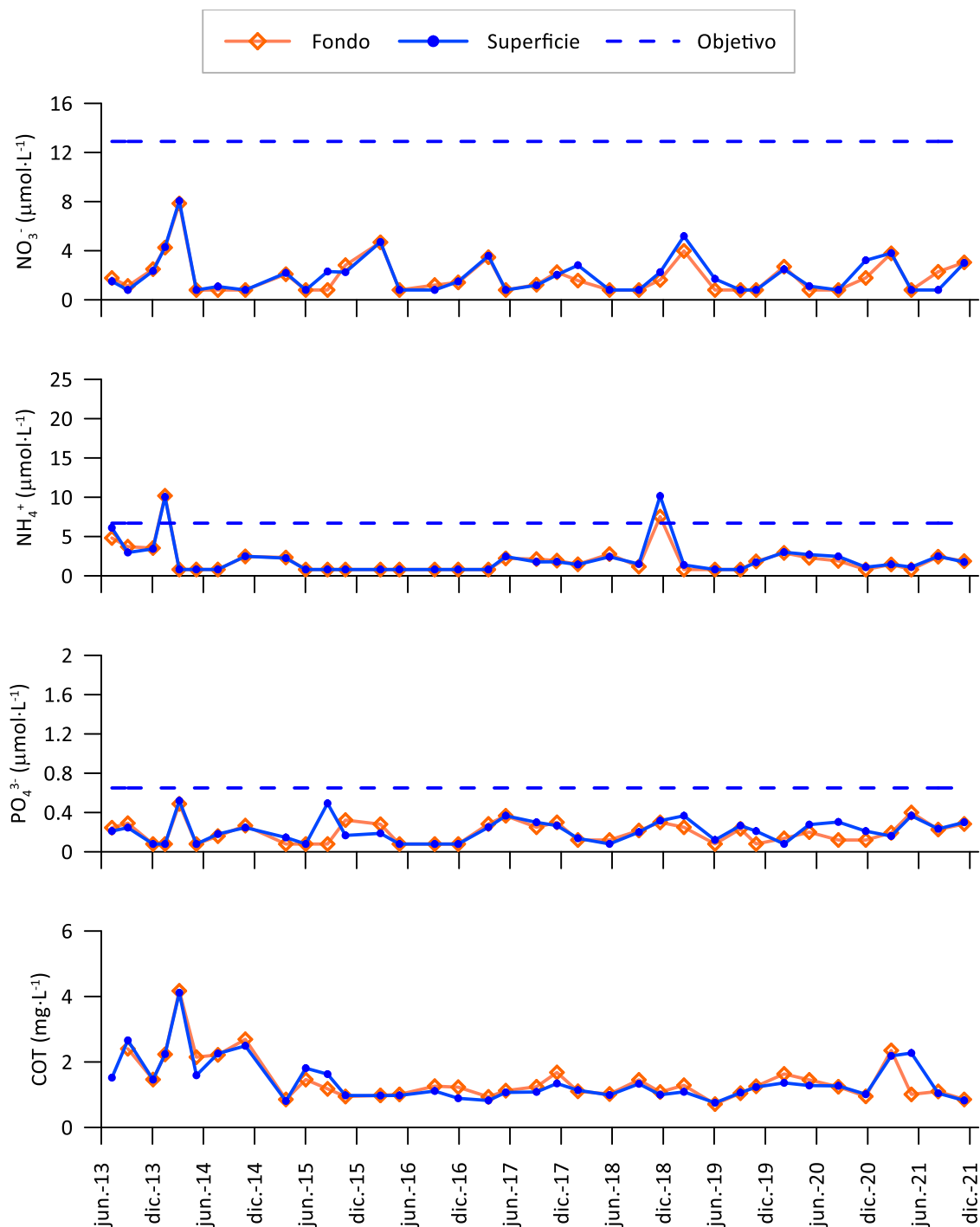


Figura 4.6. Evolución temporal del valor medio de la concentración de nitrato, amonio, fosfato y carbono orgánico total en el entorno del vertido, en superficie y fondo. La línea discontinua azul indica el objetivo de calidad (límite entre los estados Moderado y Bueno) para los nutrientes en aguas de superficie (CHC y URA, 2021).

La concentración de **fosfato**, en el total de las muestras medidas desde el inicio del estudio, varió entre valores inferiores al LC ($<0,16 \mu\text{mol L}^{-1}$) y $1,20 \mu\text{mol L}^{-1}$. En 2021 los valores de fosfato se situaron en el rango de años precedentes. Solo dos valores han superado hasta ahora el umbral establecido como objetivo de calidad en aguas costeras ($0,65 \mu\text{mol L}^{-1}$). Estos han sido: el máximo de la serie, que se midió en agosto de 2015 en BAK_AGUA_01 superficie, y en esa misma estación y profundidad un pico de $0,75 \mu\text{mol L}^{-1}$ en agosto de 2020. No obstante, el criterio actual que determina incumplimiento del objetivo de calidad es que el promedio de seis años de datos adquiridos en superficie de manera estacional supere dicho umbral (CHC y URA, 2021).

Con el promedio de las concentraciones de fosfato de las tres estaciones de muestreo no se pueden describir claramente tendencias a largo plazo, ni patrones cíclicos (Figura 4.6).

La concentración de **carbono orgánico total**, considerando el total de las muestras recogidas desde 2013, osciló en un rango de $0,5$ a $4,5 \text{ mg L}^{-1}$. En 2021 el COT se situó dentro del rango de los años precedentes, a pesar de presentar algún pico moderado en invierno y primavera.

Como puede observarse en la Figura 4.6, el promedio de la concentración de COT realizado con los datos de las tres estaciones para cada campaña estima los valores más altos en 2013 y 2014. La disminución de las concentraciones de COT en 2015 puede deberse a que el equipo de análisis se sustituyó en octubre del mismo año por uno nuevo y más específico para aguas marinas.

En cuanto a la variación del COT con la profundidad, al igual que lo observado con los nutrientes inorgánicos, generalmente las diferencias no fueron importantes entre las aguas de superficie y las de fondo (Figura 4.6). Tampoco, como en el caso del amonio y el fosfato, se aprecia un ciclo estacional para esta variable.

4.5.6 Estado de calidad fisicoquímica

Aplicando el PCQI a los datos 2021 de saturación de oxígeno, nutrientes y condiciones ópticas obtenidos en las aguas de superficie, el estado fisicoquímico se clasificó en cada campaña y estación de muestreo en la categoría de 'Muy bueno' (Tabla 4.7). Los valores de EQR fueron ligeramente superiores a 1, en todos los casos.

Tabla 4.7. Clasificación del estado de calidad fisicoquímica en las aguas de superficie de las estaciones del entorno de la EDAR mediante el índice PCQI. EQR: *Ecological Quality Ratio*.

| Código estación | Campaña | EQR | Estado |
|--------------------|--------------|-------------|------------------|
| BAK_AGUA_01 | 23-feb-21 | 1,25 | Muy bueno |
| | 6-may-21 | 1,34 | Muy bueno |
| | 10-ago-2 | 1,35 | Muy bueno |
| | 11-nov-21 | 1,17 | Muy bueno |
| | Total | 1,23 | Muy bueno |
| BAK_AGUA_02 | 23-feb-21 | 1,31 | Muy bueno |
| | 6-may-21 | 1,39 | Muy bueno |
| | 10-ago-2 | 1,32 | Muy bueno |
| | 11-nov-21 | 1,28 | Muy bueno |
| | Total | 1,30 | Muy bueno |
| BAK_AGUA_03 | 23-feb-21 | 1,25 | Muy bueno |
| | 6-may-21 | 1,39 | Muy bueno |
| | 10-ago-2 | 1,33 | Muy bueno |
| | 11-nov-21 | 1,23 | Muy bueno |
| | Total | 1,24 | Muy bueno |

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.

En la Tabla 4.8 se muestra el resultado de utilizar los indicadores fisicoquímicos que constan en la actual normativa ambiental para la evaluación del estado trófico (BOE, 2022). A diferencia del PCQI, en esta otra evaluación no se contempla la calidad óptica de las aguas y, además, se hace uso de los datos de seis años.

Los objetivos se llevan cumpliendo desde el primer periodo para el cual es posible evaluarlos (2013-2018), alcanzándose como mínimo un estado 'Bueno' entre los indicadores fisicoquímicos contemplados en el Proyecto de Plan Hidrológico (CHC y URA, 2021). El oxígeno y el nitrato se han clasificado en la máxima categoría ('Muy Bueno') en todos los periodos evaluados hasta la fecha, y el amonio lo ha hecho en todos salvo en el primero. La concentración de fosfato promediada durante seis años se sitúa en torno al límite entre los estados 'Muy Bueno' y 'Bueno' ($0,23 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$), siendo la concentración de este nutriente relativamente más alta en la estación BAK_AGUA_01 (Tabla 4.8).

Tabla 4.8. Clasificación del estado de calidad fisicoquímica de las aguas de superficie en periodos de seis años, mediante los indicadores y límites de clase incluidos en la Propuesta de Proyecto del Plan Hidrológico 2022-2027 (CHC y URA, 2021). La última columna indica el resultado final del estado fisicoquímico, que corresponde a la calificación mínima obtenida en el conjunto de los indicadores.

| PVA | Datos (Superf.) | Estación (AGUA) | Promedio de las medidas | | | | Estado según indicadores | | | | |
|------|-----------------|-----------------|-------------------------|------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|--------------------------|--------|---------|---------|--------|
| | | | O2 (%) | Amonio ($\mu\text{mol/l}$) | Nitrato ($\mu\text{mol/l}$) | Fosfato ($\mu\text{mol/l}$) | O2 | Amonio | Nitrato | Fosfato | Mínimo |
| 2018 | 2013-2018 | BAK_01 | 104 | 2,4 | 2,2 | 0,23 | MB | MB | MB | MB | MB |
| | | BAK_02 | 105 | 2,5 | 2,0 | 0,20 | MB | B | MB | MB | B |
| | | BAK_03 | 105 | 2,2 | 1,9 | 0,18 | MB | MB | MB | MB | MB |
| 2019 | 2014-2019 | BAK_01 | 103 | 1,8 | 2,3 | 0,26 | MB | MB | MB | B | B |
| | | BAK_02 | 104 | 1,6 | 1,9 | 0,20 | MB | MB | MB | MB | MB |
| | | BAK_03 | 104 | 1,6 | 1,9 | 0,19 | MB | MB | MB | MB | MB |
| 2020 | 2015-2020 | BAK_01 | 103 | 2,1 | 2,3 | 0,29 | MB | MB | MB | B | B |
| | | BAK_02 | 104 | 1,7 | 1,7 | 0,17 | MB | MB | MB | MB | MB |
| | | BAK_03 | 104 | 1,7 | 1,7 | 0,17 | MB | MB | MB | MB | MB |
| 2021 | 2016-2021 | BAK_01 | 103 | 2,2 | 2,2 | 0,26 | MB | MB | MB | B | B |
| | | BAK_02 | 103 | 1,7 | 1,8 | 0,20 | MB | MB | MB | MB | MB |
| | | BAK_03 | 104 | 1,8 | 1,8 | 0,20 | MB | MB | MB | MB | MB |

O2 (oxígeno, %): Muy bueno (MB) si ≥ 95 ; Bueno (B) si ≥ 85 ; Incumple si < 85
 Amonio ($\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$): Muy bueno (MB) si $\leq 2,4$; Bueno (B) si $\leq 6,7$; Incumple si $> 6,7$
 Nitrato ($\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$): Muy bueno (MB) si $\leq 3,2$; Bueno (B) si $\leq 12,9$; Incumple si $> 12,9$
 Fosfato ($\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$): Muy bueno (MB) si $\leq 0,23$; Bueno (B) si $\leq 0,65$; Incumple si $> 0,65$

4.6 Discusión

En cuanto a las condiciones hidrográficas generales, no se observan anomalías en la zona cercana al vertido de la EDAR. La temperatura del agua sigue el ciclo anual esperado y se encuentra en el rango típico de las aguas de la plataforma del sudeste del golfo de Vizcaya (González *et al.*, 2008; Goikoetxea *et al.*, 2009; Revilla *et al.*, 2010). En las campañas de verano de los dos últimos años se han medido los valores máximos de temperatura del agua desde el comienzo en 2013 de los planes de vigilancia, lo cual es coherente con las condiciones atmosféricas observadas, en general cálidas respecto a las de la década anterior (por ejemplo, febrero de 2021).

En la zona receptora del vertido, la temperatura fue bastante homogénea a lo largo de la columna de agua, sin apenas percibirse estratificación (ni siquiera en agosto). Al contrario que en otros puntos más exteriores, esto es lo habitual en las estaciones de muestreo cercanas a la EDAR y puede explicarse por la poca profundidad que presentan (como mucho unos 10 m), lo cual favorece la mezcla vertical por oleaje.

La estratificación térmica facilita la permanencia de los aportes de agua dulce en superficie (Revilla *et al.*, 2009). En las campañas realizadas en 2021 el porcentaje de agua dulce en el medio receptor del vertido de la EDAR fue bajo y muy similar entre superficie y fondo, lo cual es coherente con la débil estratificación térmica y con las precipitaciones, bajas o moderadas, que tuvieron lugar en esas fechas.

Como en años anteriores, los resultados obtenidos en las estaciones del medio receptor se han comparado con los de la estación L-B20 de la "Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la Comunidad Autónoma del País Vasco" de URA. Dicha estación se encuentra más alejada de la costa (a ~1,5 km de distancia) y, por tanto, de la presión antrópica (Figura 4.7).

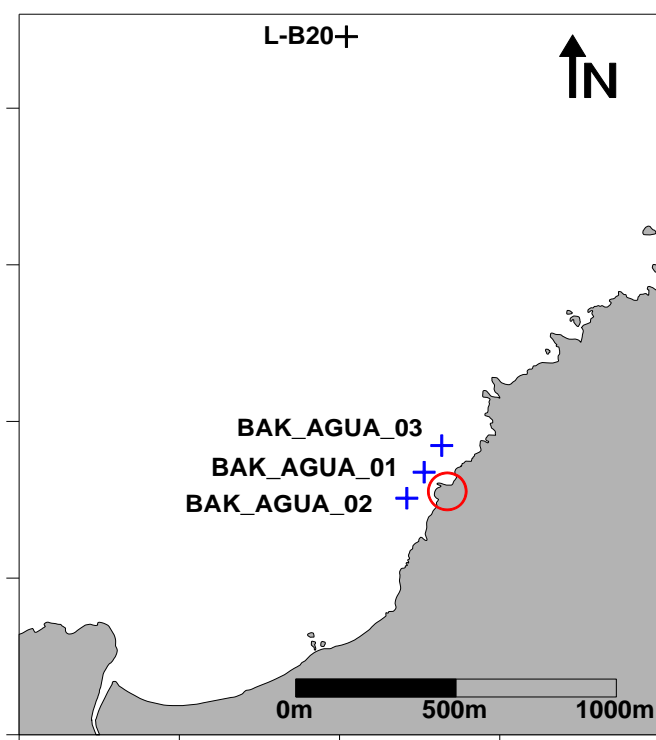


Figura 4.7. Localización de las estaciones de muestreo para la caracterización de la columna de agua en la zona del vertido y localización de la estación más próxima de la Agencia Vasca del Agua (L-B20). El punto de vertido se señala con círculo rojo. En la parte inferior del mapa puede apreciarse la desembocadura del río Estepona.

En 2021 los muestreos tuvieron lugar en los mismos días en la zona de vertido de la EDAR y en la estación L-B20. Como puede verse en la Tabla 4.9, la salinidad superficial promediada con las cuatro campañas apenas se diferenció entre las dos zonas. Por tanto, el contenido medio de agua dulce en superficie fue muy similar, solo ligeramente mayor en la zona de vertido. Esto no debería achacarse únicamente a la influencia de la EDAR, ya que la zona de vertido también se encuentra más cerca del medio terrestre y los aportes de los ríos se diluyen hacia el exterior de la plataforma (Figura 4.7).

Los valores medios anuales fueron muy similares entre ambas zonas para otras variables medidas en superficie: temperatura, pH, saturación de oxígeno, turbidez y clorofila. Sin embargo, las concentraciones de sólidos en suspensión y de nutrientes inorgánicos fueron algo más altas en la zona de vertido, especialmente el fosfato (Tabla 4.9). Estas diferencias podrían deberse, en parte, a otro factor de influencia natural: la menor profundidad de la zona cercana a la EDAR (≤ 10 m), frente a la de la estación L-B20 (30–35 m) que implica diferencias en cuanto a los aportes procedentes del sedimento.

Tabla 4.9. Promedio calculado para las diferentes variables del agua en las estaciones del entorno de la EDAR y en la estación L-B20. En ambos seguimientos se incluyen los datos de superficie de las cuatro campañas de muestreo más recientes realizadas en 2021. S.D. Sin dato.

| Variable | Unidades | EDAR | L-B20 |
|------------------------|----------------------|--------|--------|
| Salinidad | USP | 34,93 | 35,00 |
| Temperatura | °C | 16,06 | 16,07 |
| pH | Unid. pH | 8,16 | 8,18 |
| Saturación de Oxígeno | % | 103,90 | 103,28 |
| Turbidez | NTU | 0,44 | 0,54 |
| Sólidos en suspensión | mg·L ⁻¹ | 8,19 | 5,73 |
| Amonio | μmol·L ⁻¹ | 1,70 | 1,11 |
| Nitrato | μmol·L ⁻¹ | 2,10 | 1,75 |
| Fosfato | μmol·L ⁻¹ | 0,27 | 0,15 |
| Carbono orgánico total | mg·L ⁻¹ | 1,58 | S.D. |
| Clorofila "a" | μg·L ⁻¹ | 0,13 | 0,13 |

Aplicando el Índice PCQI, que utiliza oxígeno, condiciones ópticas y nutrientes para evaluar el estado fisicoquímico de manera integrada, en 2021 las tres estaciones estudiadas en el entorno del vertido de la EDAR quedaron clasificada en estado 'Muy bueno'. Además, en la zona receptora del vertido se alcanzó al menos el Buen estado en cuanto a tres nutrientes (amonio, nitrato y fosfato) y al oxígeno (CHC y URA, 2021).

La costa del País Vasco tiene una elevada capacidad de dilución y de dispersión, basada en su elevado volumen de agua y en su dinamismo. Por lo tanto, es coherente con esta capacidad que la calidad de sus aguas sea generalmente buena (Valencia *et al.*, 2004). De manera muy esporádica podrían encontrarse condiciones de mala calidad. Por ejemplo, Valencia *et al.* (1989) indican que la transparencia en las aguas internas de la plataforma del País Vasco puede verse ocasionalmente muy afectada por la influencia de plumas fluviales.

En la zona cercana al vertido la transparencia del agua suele ser menor en invierno, lo que se corresponde con el ciclo típico de las aguas costeras del País Vasco (Revilla *et al.*, 2012). Al igual que en la campaña de invierno de 2020, en ésta de 2021 se midieron valores relativamente altos de profundidad de visión del disco de Secchi, ello concuerda con la ausencia de plumas fluviales esos días, así como también, con las bajas concentraciones de clorofila medidas a lo largo de la columna de agua. Cabe indicar que parece estar produciéndose una tendencia en los últimos tres años, aproximadamente, de descenso de los valores de clorofila, turbidez y sólidos en suspensión (también abundancia celular, como se comentará en el siguiente capítulo) y que, ésta podría ser general en la costa de Bizkaia.

La concentración de clorofila “a” (que puede utilizarse como una estima de la biomasa fitoplanctónica) es un indicador adecuado de la respuesta del fitoplancton a la presión de eutrofización en medios que no presentan limitación por luz.

En el entorno de la EDAR de Bakio la zona fótica supuso el 100% de la columna de agua, por lo que la producción primaria no habría estado limitada por la luz y el fitoplancton podría haber respondido al aporte de nutrientes. Pero, los valores de clorofila observados en 2021 en el entorno de la EDAR fueron bajos y muy similares a los de las aguas costeras cercanas.

Aunque la costa vasca recibe aportes de aguas continentales con frecuencia debido al régimen de lluvias y esto hace que aumenten de manera puntual las concentraciones de nutrientes, la respuesta del fitoplancton no siempre es proporcional a dichos aportes. Esto es debido a la advección (arrastré) de las comunidades y a la turbidez asociada a las plumas costeras, así como a las condiciones atmosféricas nubosas durante dichos aportes (Valencia y Franco, 2004).

En el capítulo siguiente, que trata del fitoplancton, se realizará una evaluación de la clorofila como indicador de eutrofia de acuerdo a la normativa vigente (BOE, 2015; 2022).

5. COMUNIDADES DEL FITOPLANCTON

5.1 Localización de las estaciones de muestreo y obtención de las muestras

En cada campaña de aguas se tomó una muestra en superficie en la estación central (Figura 4.1; Tabla 4.1), a la cual se le asignó el código BAK_FITO_01_S. Estas muestras se depositaron en botellas de cristal topacio de 125 ml, fijándose con 0,5 ml de una solución de Lugol ácido (concentración final 0,4% v/v). Las muestras se mantuvieron refrigeradas y en oscuridad hasta el momento de su análisis.

5.2 Métodos analíticos

Para el recuento de las microalgas se siguió el método de Utermöhl (Utermöhl, 1958). Esto consiste en utilizar cámaras de sedimentación donde se introduce una alícuota de agua y, por gravedad, al cabo de un tiempo determinado, las células de fitoplancton quedan depositadas en el fondo de manera aleatoria (Figura 5.1). La identificación y el análisis cuantitativo de la muestra que queda recogida en la base de la cámara se realiza mediante microscopio invertido (Edler y Elbrächter, 2010). Se trata del mismo método que el empleado en la “Red de Seguimiento del Estado Ecológico de las Aguas de Transición y Costeras de la CAPV” (p. ej., Borja *et al.*, 2013) y los análisis son efectuados por el mismo equipo investigador (Laboratorio de Fitoplancton de la UPV/EHU). Para ello, se siguieron las recomendaciones de las normas europeas EN 15204:2006 (AENOR, 2007) y EN 15972:2011 (AENOR, 2012).



Figura 5.1 Utilización de cámaras de sedimentación para la preparación de las muestras de fitoplancton según el método de Utermöhl.

La identificación se llevó a cabo a nivel de género o especie, cuando ello fue posible. Las células de tamaño muy pequeño, u organismos muy frágiles, se clasificaron en niveles jerárquicos superiores (orden o clase). Finalmente, se integraron en los siguientes grupos: clorofitas (clorofíceas, prasinofíceas, trebouxiofíceas y ulvofíceas), diatomeas, ocrofitas (crisofíceas, dictiocofíceas, xantofíceas y rafidofíceas), criptofíceas, dinoflagelados, euglenofíceas, haptofitas (primnesiales), ciliados kleptoplastidiales (*Mesodinium* spp.), cianofíceas (filamentos), nanoflagelados heterótrofos (sólo aquellos que se incluyen tradicionalmente en estudios de fitoplancton, esto es, *Ebria tripartita*, *Katablepharis remigera*, *Leucocryptos* sp. y *Telonema* sp.) y pequeñas formas sin clasificar ($\leq 10 \mu\text{m}$).

Para comprobar los nombres científicos actualmente aceptados y evitar la utilización de sinónimos se consultó el Registro Europeo de Especies Marinas (www.marbef.org/data) y el de AlgaeBase (www.algaebase.org).

5.3 Metodología para la evaluación de la calidad del fitoplancton

La DMA indica que en cuanto al fitoplancton deberán tenerse en cuenta la biomasa, abundancia y composición, así como la frecuencia e intensidad de las floraciones. Revilla *et al.* (2009; 2012) desarrollaron una herramienta de evaluación de las aguas costeras del País Vasco. Posteriormente, sufrió algunas modificaciones que dieron lugar al índice SPT (*Spanish Phytoplankton Tool*), tal y como aparece en BOE (2015). Dicho índice se basa en dos métricas: el percentil 90 de la concentración de clorofila “a” (P90 Chl-a) y la frecuencia de floraciones de un taxón individual cualquiera (Blooms). Sin embargo, a lo largo del ejercicio de intercalibración de métodos entre los Estados miembros fue posible validar la Chl-a únicamente (Comisión Europea, 2018).

Por ello, se ha decidido utilizar solo el P90 Chl-a para la evaluación. Esta métrica requiere un periodo de seis años de datos, el primer periodo al cual puede aplicarse en este PVA es el de 2013–2018. El protocolo para efectuar la evaluación se encuentra publicado en la web de URA (<https://www.uragentzia.euskadi.eus/seguimiento-del-estado-de-las-aguas/webura00-01040102seguimiento/es/>).

Por otra parte, aunque la DMA no tenga en cuenta las especies tóxicas o nocivas, éstas se han incluido en el informe con el fin de tener una visión más completa del fitoplancton. Además, se han seguido identificando las floraciones mediante el umbral que se estableció para el índice SPT ($400\,000 \text{ células}\cdot\text{L}^{-1}$), aunque no se utilicen en la evaluación.

Los resultados de la evaluación con la métrica Blooms conllevan mayor incertidumbre que los que se obtienen con el P90 Chl-a. Una comparación realizada por Revilla *et al.* (2014) concluyó que la métrica basada en el porcentaje de floraciones tiende a sobrestimar la calidad del fitoplancton en las aguas menos impactadas, ya que origina un ratio de calidad ecológica (EQR) muy superior al máximo teórico (1,000) en muchos casos. Sin embargo, dichas métricas miden aspectos distintos de las comunidades, pudiendo generar información complementaria, no redundante. Por ello, estos investigadores recomendaron que, en caso de que se decidiera utilizar solo la clorofila “a” para la evaluación, se siguiese estudiando la abundancia y composición del fitoplancton, al menos, en las zonas que reciben aportes antrópicos de nutrientes.

5.4 Resultados

5.4.1 Composición y abundancia del fitoplancton

En el Anexo 11.1 se aportan los datos de la abundancia celular registrada en las muestras del presente plan de vigilancia, por cada taxón individual. Para facilitar el estudio de la estructura de la comunidad, se han agrupado dichos taxones en grupos de orden jerárquico superior cuya abundancia relativa se muestra en la Figura 5.2.

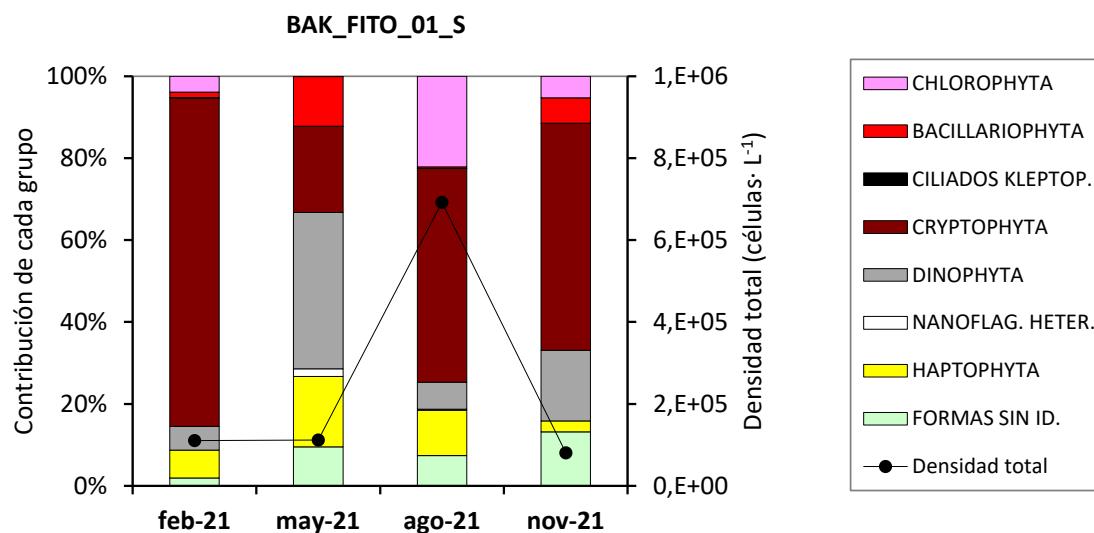


Figura 5.2. Contribución de cada grupo a la densidad total (en %) y densidad total de fitoplancton (en células L⁻¹) durante las campañas del presente plan de vigilancia. No se muestra la contribución relativa de aquellos grupos que, aunque se detectaron, aportaron en conjunto menos del 1%.

La abundancia total en 2021 fue muy baja, con la excepción de un pico moderado en agosto producido por células nanoplanctónicas (criptofitas, clorofitas prasinofíceas y haptofitas) (Figura 5.2). El grupo de las criptofitas dominó en esa muestra de verano y, también, en las de invierno y otoño (con diferente composición en cada una, como puede verse en el Anexo 11.1).

El grupo de los dinoflagelados dominó en la muestra de primavera. Aunque no presentó nunca abundancias elevadas, en cuanto a número de especies fue un grupo bien representado. Su riqueza fue especialmente alta en las muestras de mayo y agosto (22–23 *taxa*).

Diatomeas (Bacillariophyta) se encontraron en todas las muestras, pero en conjunto no aportaron nunca más del 12% de la abundancia y la mayoría fueron pennales sin identificar (10–50 μm). En cuanto a otras células que requieren silicato, dictiocofíceas se detectaron solo en febrero y noviembre, en valores mínimos (0,1%). En algunas muestras se encontraron diatomeas cuyo origen podría ser bentónico, además de las pennales citadas, también *Bellerochea malleus* y *Licmophora* sp. La presencia de especies asociadas al bentos no es de extrañar en zonas litorales poco profundas. Sería el caso también, por ejemplo, de los dinoflagelados epifíticos *Amphidinium crassum* y *Coolia monotis*, que se observaron en muy baja densidad en primavera y verano, respectivamente.

Ciliados kleptoplastidiales (*Mesodinium rubrum* complex) se observaron en todas las muestras, pero en densidades muy bajas (80–160 células·L⁻¹). Entre los nanoflagelados heterótrofos solo se detectaron en mayo y en agosto *Leucocryptos* spp., que alcanzaron unas 2100 células·L⁻¹.

La presencia de euglenofitas fue testimonial y no se detectaron filamentos de cianofíceas.

5.4.2 Floraciones fitoplanctónicas y algas potencialmente tóxicas

En los cuatro muestreos efectuados en 2021 ningún taxón superó el umbral de “bloom”, que para el Cantábrico oriental se sitúa en 400·10³ células·L⁻¹ (BOE, 2015). El valor más alto se observó en agosto, con casi 360·10³ células·L⁻¹ de la criptofita *Plagioselmis* spp.

En cuanto a las especies con potencial para producir toxinas, como es habitual en los medios marinos costeros, se observaron varias en el entorno del vertido de la EDAR. En relación con las especies que se tienen en cuenta en los programas de vigilancia de aguas destinadas al cultivo de marisco (por su potencial efecto sobre la salud humana), todas las muestras excepto la de invierno presentaron algún taxón potencialmente tóxico.

Así, en lo que respecta a dinoflagelados que pueden producir el síndrome diarreico, *Dinophysis acuminata* y *Phalacroma rotundatum* se observaron en mayo, pero en muy baja abundancia (20 células·L⁻¹ cada uno).

En la muestra de primavera también estuvieron presentes *Alexandrium* spp. (20 células·L⁻¹). Con microscopía, dentro de este género las especies que pueden producir toxinas paralizantes son difícilmente distinguibles de las que no.

Respecto a dinoflagelados que pueden producir azaspirácidos, tampoco se logró identificar a nivel de especie, citándose cf. *Azadinium* spp. (12 744 células·L⁻¹ en agosto).

Por último, un dinoflagelado con capacidad teórica para producir yessotoxinas, *Protoceratium reticulatum*, se observó en la muestra de mayo y en la de agosto (20 células·L⁻¹).

En cuanto a diatomeas potencialmente tóxicas, *Pseudo-nitzschia* spp. se contabilizaron en todos los muestreos salvo en el de febrero y su abundancia fue del orden de 10²–10³ células·L⁻¹. Solo pudo identificarse a nivel de especie *P. galaxiae*, cuya abundancia máxima tuvo lugar en otoño (unas 1600 células·L⁻¹).

Por otra parte, se identificaron organismos planctónicos que no se relacionan con efectos tóxicos en humanos, pero que pueden ser perjudiciales para los ecosistemas cuando alcanzan abundancias relativamente altas, del orden de 10⁵–10⁶ células·L⁻¹ (lo cual no ocurrió). Así, aparecieron los dinoflagelados *Prorocentrum cordatum*, *P. micans*, *P. triestinum*, *Tripos furca* y *T. fusus*. Entre todos ellos, *T. fusus* mostró la máxima abundancia (440 células·L⁻¹ en mayo).

También cabe citar entre los dinoflagelados potencialmente nocivos unas formas gymnodiniales pequeñas que no fue posible identificar a mayor detalle y que podrían incluir especies tóxicas (Kareniaceae). Los gymnodiniales de tamaño pequeño fueron frecuentes y su abundancia máxima se registró en agosto (unas 25 500 células·L⁻¹). En la muestra de verano, además, se detectó *Karenia* cf. *papilionacea* (140 células·L⁻¹).

En cuanto a diatomeas que pueden producir mortalidad de peces, se observaron *Rhizosolenia* spp., *Skeletonema* sp. (5-10 µm), *Coscinodiscus* spp., todas ellas en muy baja abundancia (en conjunto del orden de 10² células·L⁻¹). No se detectaron rafidofíceas y las dictiocofíceas potencialmente nocivas fueron poco abundantes (*Dictyocha fibula* y *Octactis speculum*, 80 y 140 células·L⁻¹, respectivamente).

Por último, en lo que se refiere a pequeños flagelados potencialmente nocivos, las primnesiofíceas de difícil identificación englobadas como *Chrysochromulina/Imantonia/Phaeocystis* pudieron contabilizarse en todas las campañas, su máximo fue de aproximadamente 76 500 células·L⁻¹ y tuvo lugar en verano.

5.4.3 Estado de calidad del fitoplancton

En el periodo de evaluación que comprende los últimos seis años (2016–2021) el percentil 90 calculado con los datos de clorofila de superficie en la estación BAK_AGUA_01 es 0,53 µg L⁻¹. Este valor es menor que el obtenido en evaluaciones previas (desde el periodo 2013-2018 había sido 0,87 µg L⁻¹). Por lo tanto, se observa una disminución de la biomasa fitoplanctónica en la zona, lo cual, por otro lado, es algo que se ha observado de manera general a lo largo de la costa de Bizkaia (véanse los PVA de Gorliz, Ondarroa y Lekeitio).

El EQR obtenido es 1,887, lo que indica un estado 'Muy bueno'. Esta misma calificación le ha correspondido a la estación L-B20 de la "Red de Seguimiento" de URA desde el periodo 1995-2000, el primero en el cual es posible evaluarla con Chl-a. En este último periodo el EQR de la estación litoral también presenta el máximo de su serie temporal, con 1,818 (Borja *et al.*, 2022).

5.4.4 Evolución temporal de las comunidades

El máximo de abundancia desde el primer plan de vigilancia se midió en 2013, con casi 5·10⁶ células·L⁻¹, el 9 de julio (Figura 5.3). En esa campaña, tras unos meses muy lluviosos, las condiciones hidrográficas se asemejaron a las de finales de primavera y la comunidad estuvo dominada por criptofitas, haptofitas primnesiales y pequeñas formas que no pudieron identificarse.

También hubo picos secundarios, con algo más de 2·10⁶ células·L⁻¹, en mayo de 2014 y septiembre de 2018. En ambos destacaron las diatomeas, con una contribución no desdeñable de criptofitas en el de primavera.

Las muestras de invierno y otoño generalmente presentaron los valores más bajos. Aunque hay excepciones, como el 22 de octubre de 2015 cuando se contabilizaron un millón de células·L⁻¹ (principalmente diatomeas).

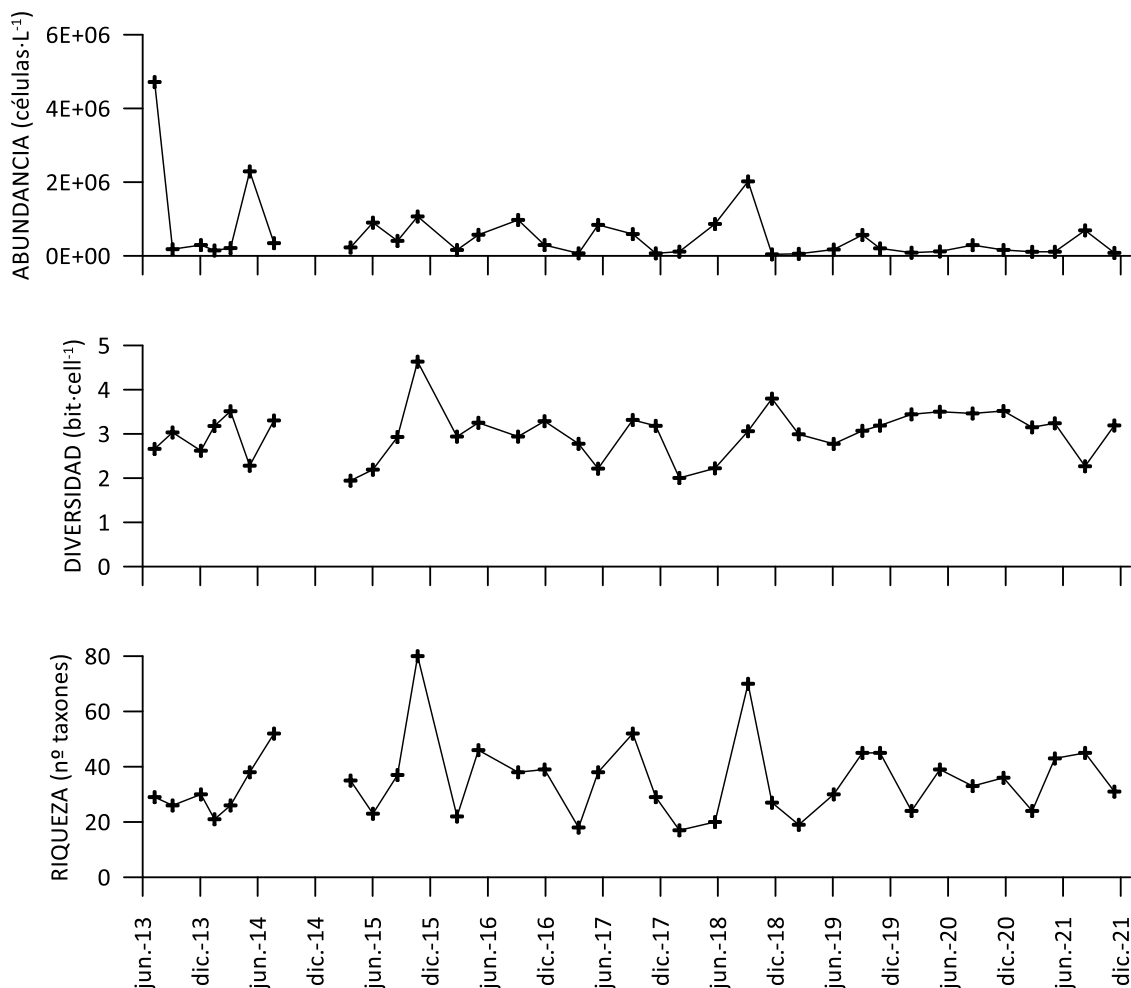


Figura 5.3. Evolución temporal de la densidad celular, el índice de diversidad de Shannon (H') y el número de taxones de fitoplancton en superficie en BAK_AGUA_01.

Debido a la fuerte variabilidad temporal que presenta el fitoplancton, no es posible detectar de manera sencilla tendencias a largo plazo con la frecuencia de muestreo utilizada. Sin embargo, la abundancia podría haber descendido en años recientes. Concretamente, en los años 2019, 2020 y 2021 la mayoría de las muestras presenta muy baja abundancia celular (inferior o cercana a 200 000 células·L⁻¹, incluso en primavera) y los máximos anuales se sitúan por debajo de los de años anteriores (Figura 5.3).

En cuanto a la diversidad no se observa un ciclo estacional, ni tendencia a largo plazo (Figura 5.3). El índice H' ha variado en un amplio rango: desde 1,9 hasta 4,6 bit·cell⁻¹. Los valores registrados en 2021 se encuentran en el rango de años previos.

La riqueza ha variado desde el primer plan de vigilancia entre 17 y 80 taxones, aunque generalmente no excede de 50 (Figura 5.3). Hasta ahora los picos se han registrado en verano u otoño, pero no se observa con claridad un ciclo estacional. En las muestras de 2021 la riqueza se encuentra en un nivel medio y no parece que esta variable siga una tendencia a largo plazo.

5.5 Discusión

Con el fin de evaluar si las comunidades del fitoplancton en el entorno del vertido de la EDAR de Bakio presentaban diferencias con las de la zona costera adyacente, se han tenido en cuenta los resultados obtenidos en años recientes en la “Red de Seguimiento del Estado Ecológico de las Aguas de Transición y Costeras de la CAPV” de URA.

En cuanto a la abundancia total del fitoplancton, Muñiz *et al.* (2017) obtuvo a lo largo de la costa vasca un rango de variación espacial entre 2,7 y $4,7 \cdot 10^5$ células L⁻¹ (media geométrica de 11 años) al analizar las series de datos de URA. En la estación BAK_AGUA_01 la abundancia observada en los planes de vigilancia del vertido de la EDAR ha sido generalmente de ese orden y, por tanto, puede considerarse de magnitud normal para las aguas costeras del País Vasco. No ha sido raro tampoco medir algunos valores más altos, entre uno y cinco millones de células por litro, en el entorno de la EDAR (Revilla *et al.*, 2014b; 2015; 2016; 2019). Pero, valores similares o mayores se han registrado en años recientes en otras estaciones de la red de URA (Muñiz *et al.*, 2018).

El punto de muestreo de fitoplancton de la red de monitoreo de URA más cercano al entorno del vertido de la EDAR de Bakio es la estación L-B20. Esta estación dejó de muestrearse para fitoplancton en 2020, pero dispone de una serie de datos relativamente larga que puede servir para comparar. Centrándonos en las campañas trimestrales efectuadas allí desde 2010 hasta 2019 inclusive, los mayores picos de abundancia se debieron a las diatomeas *Chaetoceros socialis* y *Pseudo-nitzschia* spp. ($2,4$ y $1,3 \cdot 10^6$ células L⁻¹, respectivamente). Con densidades cercanas a 500 000 células L⁻¹ se observaron las diatomeas *Thalassiosira* spp., las criptofíceas *Plagioselmis* spp. y las haptofitas primnesiales (*Chrysochromulina/Imantonia/Phaeocystis*). Aunque estos máximos se han observado en diferentes épocas del año, su frecuencia ha sido mayor en primavera.

Las floraciones fitoplanctónicas son fenómenos naturales y comunes en los mares costeros de clima templado. En el Cantábrico se ha descrito un patrón de variabilidad estacional, relacionado con las condiciones hidrográficas, que se caracteriza por la aparición habitual de floraciones, especialmente durante la primavera y, con menor intensidad, en otoño (Varela, 1996).

Las floraciones primaverales observadas en el entorno de la EDAR (desde que comenzó su estudio en 2013) presentan bastante similitud con las de la estación L-B20. En la estación BAK_AGUA_01 se han observado en mayo de 2014, pero también a comienzos de julio de 2013 tras varias semanas de lluvias intensas que dieron lugar a condiciones similares a las de finales de primavera (Revilla *et al.*, 2014b; 2015). Las especies que han producido estas floraciones han sido diatomeas (*Chaetoceros salsaugineus*), criptofitas (*Plagioselmis* spp. y *Teleaulax gracilis*) y haptofitas primnesiales, además de otros organismos de pequeño tamaño que no ha sido posible identificar.

En septiembre de 2018 las diatomeas de pequeño tamaño *Pseudo-nitzschia galaxiae* y *Skeletonema* sp. florecieron en BAK_AGUA_01, con algo más de 500 000 células L⁻¹ cada una. Ambos taxones también aparecieron en algunas estaciones de la red de URA en fechas cercanas (a finales de agosto), pero en menor abundancia. En la bibliografía se señala que algunas diatomeas del género *Skeletonema* se ven favorecidas por aportes de agua dulce y nutrientes (por su requerimiento de silicato) y que pueden ser indicadoras de eutrofización (Nincevic-Gladan *et al.*, 2015). No obstante, las floraciones que se produjeron en verano de 2018 no debieron aportar grandes cantidades de biomasa al agua, ya que no fueron de magnitud elevada y, además, se trató de células de tamaño muy pequeño. Por ello, no produjeron impactos relevantes sobre la calidad físicoquímica del agua (Revilla *et al.*, 2019).

En este sentido, dentro de los seguimientos del fitoplancton es importante tener en cuenta la presencia de “blooms” considerados nocivos por su elevada biomasa (Masó y Garcés, 2006).

El exceso de biomasa fitoplanctónica puede dar lugar a una disminución de la transparencia del agua y a un aumento de la sedimentación de material particulado que afecte a los organismos bentónicos. Esto probablemente no haya ocurrido en el medio receptor de la EDAR de Bakio, ya que las series de datos de turbidez y sólidos en suspensión obtenidas desde 2013 no muestran indicios de impacto en la calidad óptica del agua que se puedan relacionar con picos de abundancia celular o de clorofila.

Los crecimientos masivos de fitoplancton también pueden afectar a la fauna piscícola debido al descenso de oxígeno que ocurre con la degradación bacteriana de la materia orgánica. Algunas diatomeas producen mucilagos que pueden dar lugar a fenómenos de anoxia (los géneros *Thalassiosira*, *Coscinodiscus*, *Chaetoceros* y *Rhizosolenia*). Cualquiera de estos taxones que aparezca regularmente en densidades muy elevadas, del orden de 10^5 – 10^6 células·L⁻¹, puede ser considerado como perjudicial. Como puede verse en el Anexo 11.1, en las muestras de 2021 se detectaron algunas de esas diatomeas, pero muy lejos de alcanzar esos órdenes de magnitud.

Otras especies de fitoplancton pueden ocasionar daños en los epitelios branquiales cuando están en densidades características de “bloom”, entre ellas se citan las diatomeas *Chaetoceros socialis* y *Leptocylindrus minimus*, así como la familia de las dictiocofíceas. Entre dichos taxones, en las campañas realizadas en 2021 en el entorno de la EDAR de Bakio se observaron *Dictyocha fibula* y *Octactis speculum*, pero en muy baja densidad (Anexo 11.1).

Por otra parte, la capacidad de producción de toxinas que presentan algunas especies de fitoplancton hace que su presencia en el agua suponga un peligro para la salud humana y/o la fauna marina (Anderson, 2009). Entre las microalgas, los dinoflagelados son el grupo que presenta un mayor número de especies tóxicas conocidas (Tabla 5.1).

Algunos dinoflagelados producen potentes endotoxinas que pueden pasar por la cadena alimenticia y llegar a las personas a través del consumo de marisco o pescado. En función de los efectos que producen se pueden distinguir diferentes intoxicaciones, como síndromes diarreicos (DSP), neurotóxicos (NSP) o paralizantes (PSP) (Van Dolah, 2000). Hay que recalcar que algunas especies de dinoflagelados pueden resultar tóxicas en concentraciones mucho más bajas que las que se consideran típicas de una floración. Por ejemplo, cuando la concentración de *Dinophysis* spp. alcanza 500 células·L⁻¹ el riesgo de acumulación de toxinas en bivalvos es ya elevado (Ifremer, 2013). En Escocia, los umbrales de alerta que se utilizan para los dinoflagelados en las zonas de producción de moluscos son 100 células·L⁻¹ en el caso de *Dinophysis* sp. o de *Prorocentrum lima*, y “presencia” para *Alexandrium* sp. (Swan y Davidson, 2012).

En el entorno de la EDAR de Bakio la densidad de dinoflagelados potencialmente productores de toxinas fue muy baja. Sin embargo, no debería obviarse su importancia desde el punto de vista del consumo de organismos filtradores (mejillones, por ejemplo), dado que esporádicamente alguna especie puede superar los umbrales recomendados. En todo caso, su abundancia estuvo en el rango que habitualmente presentan dichas especies en las aguas costeras del País Vasco (Muñiz *et al.*, 2017).

Tabla 5.1. Algunas especies de dinoflagelados marinos que en la actualidad son reconocidas como tóxicas o causantes de otros efectos perjudiciales. DSP: *Diarrheic Shellfish Poisoning*; NSP: *Neurotoxic Shellfish Poisoning*; PSP: *Paralytic Shellfish Poisoning*. Fuente: *UNESCO Taxonomic Reference List of Harmful Micro Algae*.

| Dinoflagelados perjudiciales | Distribución | Efecto |
|--|---|---|
| <i>Alexandrium</i> spp. (PSP), <i>Gymnodinium catenatum</i> (PSP), | Cosmopolita, aguas costeras, estuarios. | Ciertas especies pueden producir PSP , afectan también a la fauna marina. |
| <i>Amphidinium carterae</i> , <i>A. operculatum</i> | Cosmopolita, aguas costeras. | Compuestos hemolíticos y antifúngicos. Ictiotóxicas, efectos en invertebrados. |
| <i>Tripos fusus</i> , <i>T. tripos</i> , <i>T. furca</i> (sinónimos: <i>Ceratium fusus</i> , <i>C. tripos</i> , <i>C. furca</i>). | Cosmopolita, aguas costeras y salobres. | Mareas rojas y fenómenos de anoxia que afectan a diversos organismos marinos. |
| <i>Cochlodinium polykrikoides</i> | Cosmopolita, aguas templadas y tropicales. | Mortandades masivas de peces. |
| <i>Dinophysis</i> spp. (DSP); <i>Phalacroma mitra</i> (DSP), <i>P. rotundatum</i> (DSP) (sinónimos: <i>Dinophysis mitra</i> , <i>D. rotundata</i>) | Cosmopolita, zonas templadas y frías, aguas costeras y salobres. | Producen DSP a concentraciones bajas, de 10 ² -10 ³ células L ⁻¹ . <i>Dinophysis caudata</i> puede formar mareas rojas. |
| <i>Gambierdiscus</i> spp. | Bentónica. Tropical | Ciguatera, una intoxicación por consumo de pescado. |
| <i>Gonyaulax spinifera</i> , <i>Lingulodinium polyedra</i> , <i>Protoceratium reticulatum</i> | Cosmopolita | Producen yessotoxinas que pueden causar intoxicación por consumo de marisco. Asociados a mortandades de fauna marina (anoxia). |
| <i>Heterocapsa circularisquama</i> | Japón, aguas costeras | Forma mareas rojas que producen mortandades de peces y bivalvos por la actividad hemolítica de su toxina. |
| <i>Karenia brevis</i> (NSP), <i>K. brevisulcata</i> , <i>K. papilionacea</i> , <i>K. mikimotoi</i> | Cosmopolita, zonas templadas (Irlanda, Galicia, Portugal) y subtropicales (golfo de México) | Brevetoxinas (compuestos neurotóxicos). Mortandades de fauna marina. <i>K. brevisulcata</i> produce aerosoles tóxicos (perjudicial en aguas de baño). |
| <i>Karlodinium</i> spp., <i>K. veneficum</i> | Cosmopolita, aguas costeras, estuarios | Algunas especies resultan tóxicas para peces y bivalvos. |
| <i>Noctiluca scintillans</i> | Tropical, subtropical y templada | Forma mareas rojas, pudiendo resultar mortal para los peces al acumular grandes cantidades de amonio. |
| <i>Pfiesteria piscicida</i> | Costa Este de EE. UU. | Ictiotóxica, epizootica. También produce el <i>síndrome del estuario</i> en humanos. |
| <i>Prorocentrum lima</i> (DSP), <i>Prorocentrum</i> spp. | Aguas costeras, estuarios | La especie bento-planctónica <i>P. lima</i> puede producir DSP ; otras (p. ej., <i>P. minimum</i>) relacionadas con efectos deletéreos en fauna marina. |
| <i>Protoperidinium crassipes</i> (vector, no productor), <i>Azadinium dexteroporum</i> | Cosmopolita | Azaspirácidos (biotoxinas lipofílicas asociadas a síndromes por consumo de marisco). |

En cuanto al grupo de las diatomeas, el carácter tóxico de varias especies del género *Pseudo-nitzschia* se debe a que son capaces de sintetizar ácido domoico, una potente neurotoxina que puede bioacumularse en organismos planctófagos como bivalvos, crustáceos o peces. Este hecho conlleva un grave riesgo para los niveles superiores ya que se puede transmitir fácilmente a otras especies de aves marinas y mamíferos. En el caso de los humanos provoca la intoxicación denominada *Amnesic Shellfish Poisoning* (ASP). En su fase más leve, los síntomas incluyen diversos trastornos gastrointestinales, mientras que en casos extremos se producen importantes disfunciones neurológicas (pérdida de memoria, alucinaciones, desorientación).

En la literatura científica se citan diferentes umbrales de alerta para *Pseudo-nitzschia*. Así, Trainer y Suddleson (2005) indican 30 000 células·L⁻¹ para *P. australis/heimii/fraudulenta*, 100 000 células·L⁻¹ para *P. multiseriata/pungens* y 1 000 000 células·L⁻¹ para *P. pseudodelicatissima*. En zonas de producción de bivalvos de Escocia se utiliza un umbral de 50 000 células·L⁻¹ para *Pseudo-nitzschia* spp. (Swan y Davidson, 2012).

En el entorno de la EDAR de Bakio se identificó también el género *Pseudo-nitzschia*, pero su abundancia no superó los umbrales de alerta citados en la bibliografía. Hay que señalar que *Pseudo-nitzschia* es habitual en la costa del País Vasco, donde puede alcanzar niveles propios de una floración. Esto se ha observado en la estación control, L-B20 (Borja *et al.*, 2011), así como en otras zonas costeras del Cantábrico (Seoane *et al.*, 2012).

Por último, entre los pequeños flagelados algunas haptofitas (p. ej., *Chrysochromulina polylepis*) pueden resultar tóxicas para la fauna marina (peces, bivalvos, crustáceos, etc.) cuando alcanzan abundancias del orden de 10⁶ células·L⁻¹ o superiores (Landsberg, 2002). En la zona cercana al vertido de la EDAR se encontraron haptofitas primnesiales que podrían pertenecer al género *Chrysochromulina*, aunque no alcanzaron niveles tan elevados. Este género también está ampliamente extendido por la costa vasca (p. ej., Borja *et al.*, 2013). En la zona receptora del vertido no se detectó *Phaeocystis globosa*, otra primnesiofícea que se cita como perjudicial cuando alcanza densidades elevadas ya que produce espumas y malos olores que interfieren con las redes de pesca y con los usos recreativos (playas, aguas de baño, etc.).

6. SEDIMENTOS

6.1 Localización de las estaciones de muestreo y obtención de las muestras

Con objeto de controlar la posible afección del vertido a los fondos desde el punto de vista de su estructura y calidad fisicoquímica, se tomó una muestra de sedimento en una única estación, situada en el entorno del punto de vertido (Figura 6.1). El muestreo se realizó el día 4 de marzo de 2021.

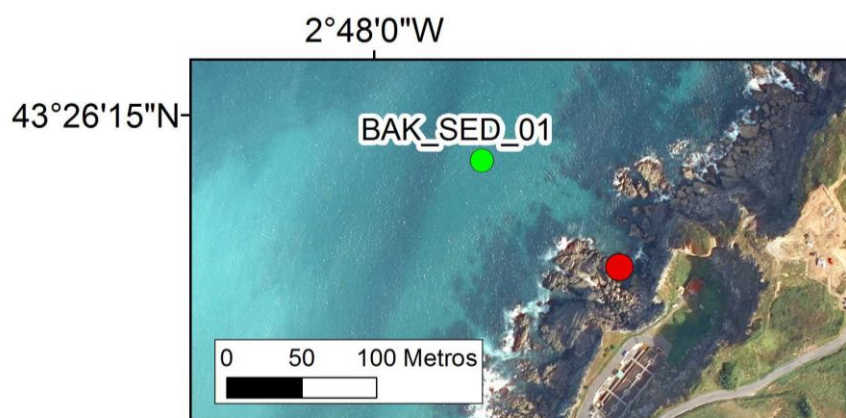


Figura 6.1. Estación de muestreo de sedimento y bentos de fondo blando en el entorno del vertido de la EDAR de Bakio. El punto de vertido se señala con círculo rojo.

Dicha estación se situó en el punto lo más cercano posible a la zona de vertido (a ~140 m de la misma, Tabla 6.1), donde existía sustrato blando con suficiente potencia de sedimento para ser muestreado.

Tabla 6.1. Información de la estación de muestreo de sedimento y bentos de fondo blando en el entorno de los vertidos de la EDAR de Bakio. Se indica la distancia y orientación aproximadas respecto al punto de vertido, así como sus coordenadas UTM (ETRS89) y profundidad de la toma de muestra.

| Código estación | Distancia (m) | Orientación | UTMX | UTMY | Prof. (m) |
|-----------------|---------------|-------------|---------|-----------|-----------|
| BAK_SED_01 | ~140 | NW | 516 257 | 4 809 389 | 7 |

Se llevó a cabo una campaña anual. Esta frecuencia de muestreo es suficiente para evaluar este componente, que presenta una variabilidad temporal muy inferior a la de la columna de agua. El muestreo se llevó a cabo mediante draga oceanográfica y desde una embarcación neumática.

6.2 Métodos analíticos

El potencial redox se midió “in situ” mediante un electrodo de anillo de Pt combinado Metrohm, conectado a un medidor digital Metrohm 826 pH mobile y calibrado con un sistema redox patrón. La resolución de esta medida es de ± 1 mV. Los valores se transforman a equivalente con electrodo de hidrógeno (Eh), según especificaciones del fabricante.

Los análisis de las muestras de sedimento incluyeron las siguientes variables sedimentológicas generales: granulometría (determinación de 9 fracciones), demanda química de oxígeno (determinada según método PNTeFQ/LS/001) y nitrógeno orgánico total (método PNTeFQ/LS/012).

6.3 Resultados

6.3.1 Granulometría

En la Figura 6.2 se presenta la granulometría del sedimento en cada una de las campañas anuales realizadas desde 2013. Se han agrupado las fracciones de acuerdo a la clasificación más habitual: gravas (>2 mm), arenas (0,063 – 2 mm) y limos-arcillas (<0,063 mm). Como puede verse, la fracción predominante es la de arenas. En 2021, el sedimento presentó un tamaño medio de 0,339 mm, correspondiendo a un tamaño de *arena media* (según la escala de Wentworth, 1922).

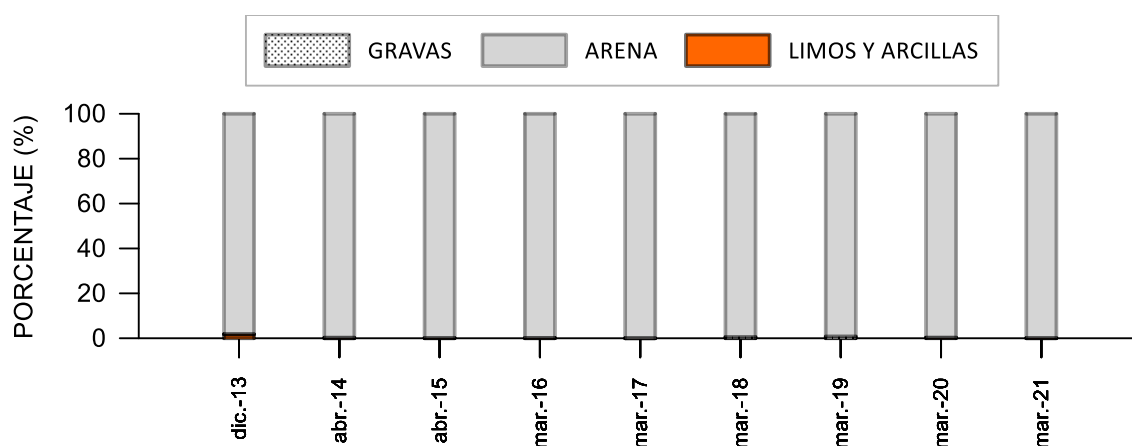


Figura 6.2. Evolución temporal de la composición granulométrica del sedimento superficial en la estación BAK_SED_01 localizada en Bakio.

En la Figura 6.3 se muestran los tipos sedimentarios según la clasificación de Folk (1974) con base en los porcentajes de gravas, arenas y fracción limo-arcillosa. Según esta clasificación, el sedimento en la campaña de 2021 correspondió a la categoría *arena*, con un contenido en la fracción arenosa del 99,7%.

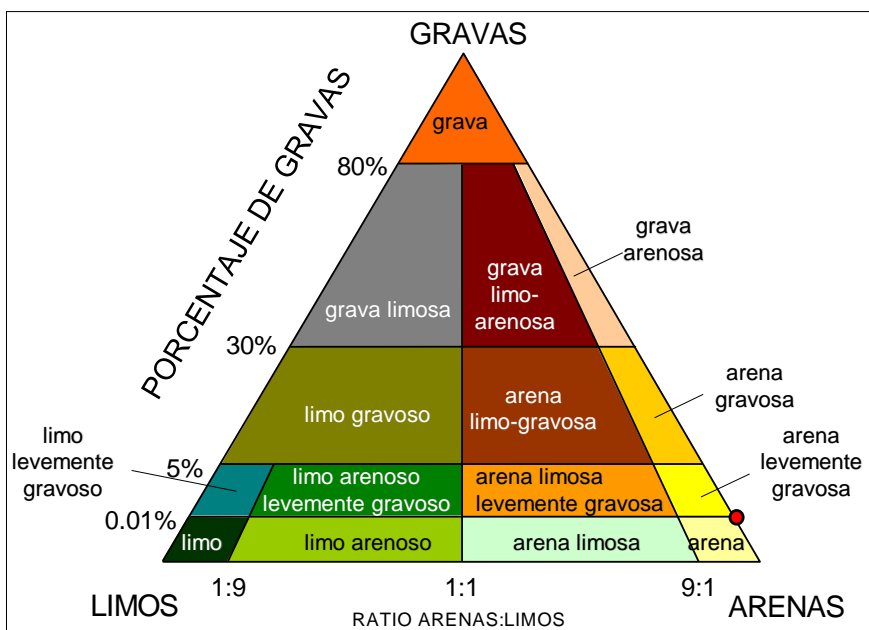


Figura 6.3. Tipo sedimentario, según la clasificación de Folk (1974), del sedimento de la estación BAK_SED_01 localizada en Bakio (indicado con punto rojo).

6.3.2 Potencial redox y demanda química de oxígeno (materia orgánica)

El potencial redox del sedimento está generalmente relacionado con los procesos biológicos, químicos y físicos existentes en el mismo. Así, valores de Eh negativos generalmente son consecuencia del consumo de oxígeno intersticial debido a los procesos de degradación de la materia orgánica que llevan a cabo los microorganismos bentónicos. Al contrario, valores elevados de Eh generalmente indican un elevado contenido en oxígeno intersticial. Sedimentos con granulometría fina, elevado contenido en materia orgánica y localizados en zonas con condiciones hidrodinámicas de baja energía, generalmente presentan valores de Eh muy negativos y viceversa.

El potencial redox (Eh) medido en el sedimento recogido en 2021 fue +410 mV. Este valor elevado es acorde a las condiciones hidrodinámicas predominantes en la zona de estudio, sometida a la influencia del oleaje. En años previos se han obtenido valores muy similares (Figura 6.4).

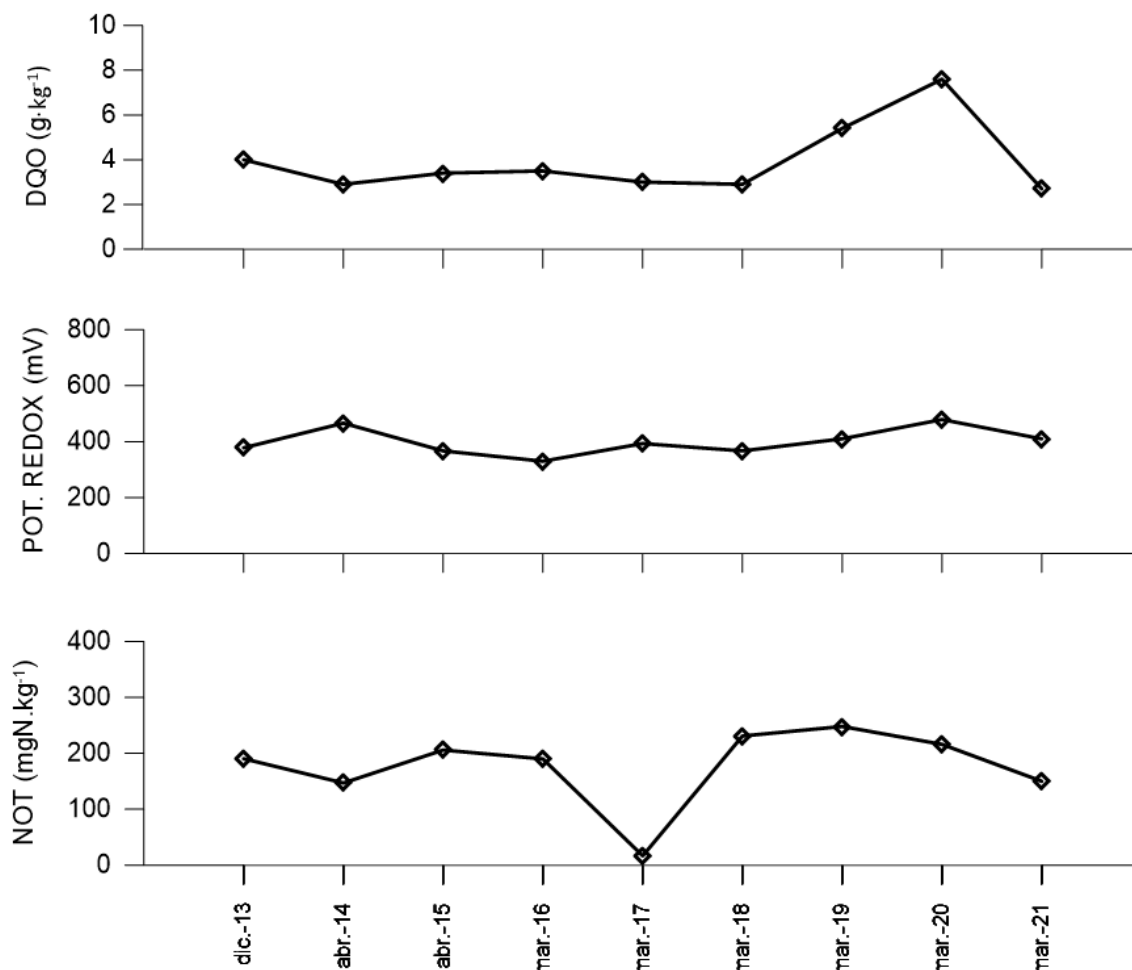


Figura 6.4. Evolución temporal de la demanda química de oxígeno (DQO), del potencial redox y de la concentración de nitrógeno orgánico total (NOT) en la estación BAK_SED_01 localizada en Bakio.

La demanda química de oxígeno (DQO) en los sedimentos marinos también está relacionada con las condiciones existentes. El valor estimado en 2021 fue 2,7 g kg⁻¹, coherente con las condiciones hidrodinámicas de la zona de estudio que favorecen la oxigenación del agua intersticial y la degradación de la materia orgánica. El rango de variación de la DQO hasta ahora ha sido estrecho, entre el mínimo observado en la campaña de 2021 y el valor máximo observado en 2020 (7,6 g kg⁻¹) (Figura 6.4).

6.3.3 Nitrógeno total

El contenido en nitrógeno orgánico total (NOT) en sedimentos en el medio marino generalmente presenta una variabilidad similar al contenido en materia orgánica. El valor determinado en 2021 fue 150 mg N.kg⁻¹, siendo acorde con el bajo contenido en materia orgánica y las condiciones hidrodinámicas de la zona de estudio.

El NOT no ha sufrido apenas variaciones, salvo por el valor extremadamente bajo de marzo de 2017, que no estuvo en coherencia con otras variables medidas ese mismo día, siendo normales los valores de DQO y potencial redox (Figura 6.4), así como de granulometría (Figura 6.2). Por tanto, cabe pensar que pudo fallar el procesado de esa muestra y, también, la de la zona costera donde vierte la EDAR de Lekeitio, donde se encontró un valor similar, muy bajo, de NOT en marzo de 2017 (véase informe de dicho plan de vigilancia). En todo caso, al ser más bajos de lo esperado, los valores no son indicativos de contaminación y, por tanto, simplemente deberían tomarse como valores dudosos, pero no preocupantes.

6.4 Discusión

En la Figura 6.5 se muestra la localización de la estación L-B20, utilizada desde 1995 para el estudio de los sedimentos y las comunidades bentónicas en la "Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la CAPV" de URA. Esta estación se localiza aproximadamente a 1275 m al norte de la estación BAK_SED_01 y puede ser utilizada como estación control debido a su mayor distancia de la línea de costa y, por tanto, de las fuentes de contaminación.

Para la estación control, L-B20, no se dispone de datos de materia orgánica. En cuanto al contenido de nitrógeno, solo se midió hasta 2014 y en la fracción más fina, por tanto, los resultados no habrían sido comparables con los de la estación BAK_SED_01.

Sin embargo, sí se dispone de datos anuales de potencial redox en la estación L-B20 con los que comparar la zona de vertido de la EDAR.

El potencial redox en la estación L-B20 en los últimos años varió entre +248 y +479 mV. Si comparamos los datos de Eh en 2021 en la estación BAK_SED_01 con los valores más recientes de la estación L-B20, se observa que se encuentran dentro del rango de la estación control. Por tanto, teniendo en cuenta esta variable, no se observan evidencias de enriquecimiento orgánico en el sedimento, por efecto del vertido de la EDAR de Bakio.

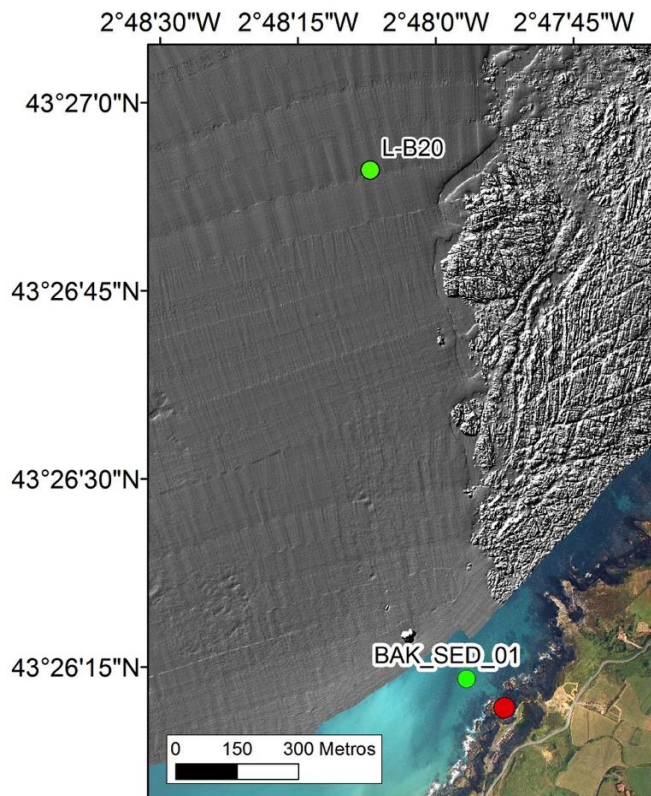


Figura 6.5. Localización de la estación L-B20 de la "Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la CAPV", junto con la estación BAK_SED_01 y el punto de vertido (círculo rojo). Se superpone una imagen gris, realizada con batimetría de alta resolución, donde pueden observarse las zonas con fondo blando (liso) y duro (rugoso).

7. COMUNIDADES DEL BENTOS DE FONDO BLANDO

7.1 Localización de las estaciones de muestreo y obtención de las muestras

El día 4 de marzo de 2021 se muestrearon los sedimentos de la estación BAK_SED_01. Las coordenadas UTM y profundidad de esta estación, así como el mapa que señala su ubicación respecto al punto de vertido pueden verse en el capítulo anterior (Tabla 6.1 y Figura 6.1).

Para la recogida de la muestra se utilizó una draga de tipo Van Veen de una superficie de muestreo aproximada de 0,1 m². Se tomaron tres réplicas (tres lances) para el estudio de 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).

Para su conservación, los organismos retenidos se fijaron en una solución de formaldehído (estabilizado con metanol químicamente puro y tamponado a pH=7) al 4% en agua de mar.

7.2 Métodos analíticos

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 ello fue posible). A continuación, se contaron los ejemplares.

Con los datos obtenidos se calcularon:

- Densidad específica y total (por muestra), en ind·m⁻²
- Índice de diversidad de Shannon (H'), a partir de los datos de densidad (Shannon y Weaver, 1963), en bit·ind⁻¹
- Índice de equitabilidad de Pielou (J'), a partir de los datos de densidad
- Diversidad máxima por muestra (H'_{max}), en bit

7.3 Metodología para la evaluación de la calidad del bentos blando

Para evaluar el estado biológico de estas comunidades se calculó el coeficiente biótico AMBI (Borja *et al.*, 2000; 2003; Muxika *et al.*, 2005) con ayuda del software AMBI 5.0, alimentado con la lista de especies actualizada a diciembre de 2020, 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.* (2007b).

Además, 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.*, 2007a). 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.

7.4 Resultados

7.4.1 Taxonomía y parámetros estructurales

En la Tabla 7.1 se muestra el número de taxones contabilizados en el conjunto de las réplicas, así como el porcentaje aportado por cada *phylum* a la riqueza. En 2021 todos los organismos encontrados pertenecieron a un único grupo: el de los artrópodos (concretamente, crustáceos).

Tabla 7.1. Número de taxones identificados y porcentaje que representó cada *phylum* en la muestra tomada en la estación BAK_SED_01, en marzo de 2020.

| <i>Phylum</i> | nº taxones | % |
|-------------------|------------|-----|
| <i>Arthropoda</i> | 5 | 100 |
| TOTAL | 5 | 100 |

En general, la dominancia por parte de los artrópodos se ajusta a la que cabría esperar en sedimentos arenosos no alterados o poco alterados, aunque también se podría esperar la presencia de anélidos.

En el Anexo 11.2 puede consultarse el número de individuos obtenido en cada una de las tres réplicas. La abundancia faunística en 2021 fue muy baja: las especies más abundantes fueron *Eurydice spinigera* y *Cumopsis fagei*, con dos ejemplares en cada caso; las otras tres especies estuvieron representadas por un único ejemplar.

En la Figura 7.1 se aportan imágenes de las especies observadas en 2021 y, a continuación, una descripción general de cada una.

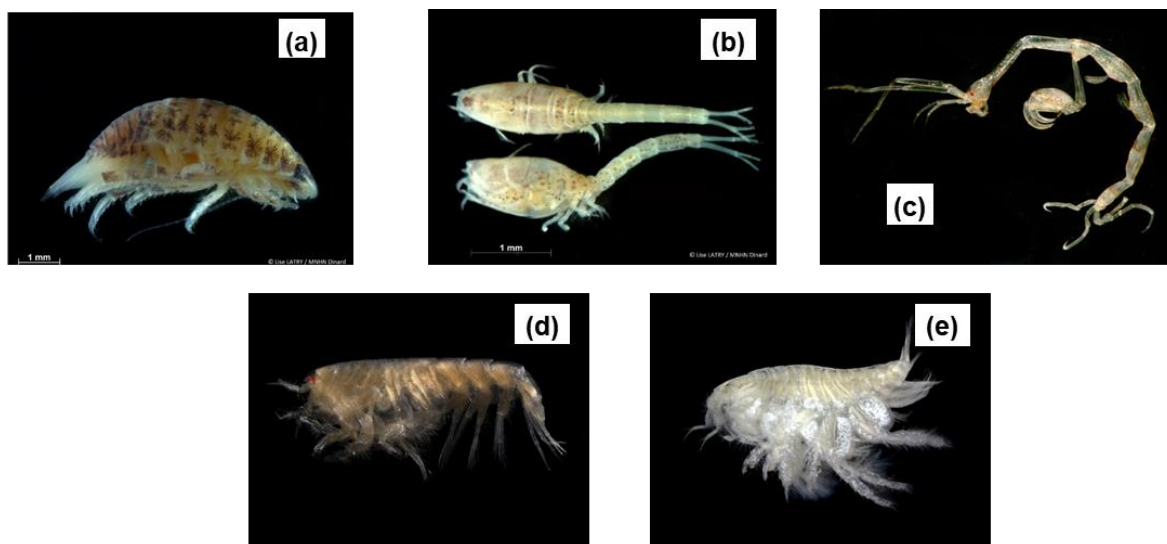


Figura 7.1. Imágenes de (a) *Eurydice spinigera*, (b) *Cumopsis fagei*, (c) *Caprella* sp., (d) *Pontocrates altamarinus* y (e) *Urothoe brevicornis*. Fuentes:

(a) https://inpn.mnhn.fr/espece/cd_nom/531267/tab/fiche;

(b) https://inpn.mnhn.fr/espece/cd_nom/384707?lg=en;

(c) <https://nathistoc.bio.uci.edu/crustacea/Amphipoda/Caprella.htm>;

(d) http://upload.wikimedia.org/wikipedia/commons/6/60/Pontocrates_altamarinus.jpg;

(e) http://upload.wikimedia.org/wikipedia/commons/f/fd/Urothoe_brevicornis.jpg.

Eurydice spinigera es un crustáceo isópodo de pequeño tamaño (hasta 9 mm de longitud) (Figura 7.1, a). Se puede encontrar sobre fondos marinos de hasta 40 m de profundidad, normalmente cerca de la costa. Su rango de distribución geográfica incluye el Atlántico Este y el mar Mediterráneo. Se considera sensible a la alteración del medio.

Cumopsis fagei (Figura 7.1, b) es un crustáceo cumáceo de pequeño tamaño (5-8 mm), intermareal, aunque también suele encontrarse en aguas someras. Su rango de distribución geográfica incluye desde las costas de las Islas Británicas hasta las de Marruecos. Los cumáceos se alimentan de microorganismos y materia orgánica de los depósitos del fondo, las especies que viven en arenas se alimentan limpiando la parte orgánica de los granos. Se considera indiferente a la alteración del medio.

El crustáceo anfípodo *Caprella fretensis* (Figura 7.1, c) pertenece a la familia de los caprélidos que, debido a su morfología, se llaman comúnmente “camarones esqueleto” o “camarones fantasma”, debido a su morfología: tienen un cuerpo delgado en forma de hilo que les permite “desaparecer” entre los filamentos de algas, hidrozooos y briozoos. Su morfología corporal les hace fácilmente distinguibles del resto de anfípodos. Esta familia es exclusivamente marina y está distribuida por todo el mundo. Tiene preferencia por hábitats intermareales y submareales entre praderas marinas, hidrozooos y briozoos, en los que se suelen ver adheridos mediante sus apéndices. Son omnívoros, algunos suspensívoros, pero la mayoría predadores. Tanto esta especie en concreto, como la familia en general, se consideran indiferentes a la alteración del medio.

El crustáceo *Pontocrates altamarinus* (Figura 7.1, d) es un pequeño anfípodo (7 mm) que suele encontrarse en fondos de entre 5 m y 100 m de profundidad. Puede hallarse en distintos tipos de sustrato. Aunque en ninguno suele alcanzar densidades importantes, muestra preferencia por sedimentos de arenas finas o medias con un ligero contenido de limos. Su rango de distribución geográfica incluye todas las costas atlánticas europeas, con el límite septentrional en sur de Noruega. En cuanto a sus hábitos tróficos, es un detritívoro superficial que se va enterrando en el sedimento a medida que se alimenta, separando la parte orgánica de los granos de sedimento. Es una especie que se considera indiferente a la alteración del medio.

El crustáceo *Urothoe brevicornis* (Figura 7.1, e) es un pequeño anfípodo que no suele llegar a alcanzar 1 cm de longitud. Es una especie que se alimenta de partículas orgánicas que captura en la superficie o en la subsuperficie del sedimento (se considera depositívora). Se considera una especie sensible a la alteración del medio.

En relación a los parámetros estructurales calculados (Tabla 7.2), cabe destacar los bajos valores de densidad (23 ind·m⁻²) y riqueza (5 taxones). Se trata de una población pobre de macroinvertebrados bentónicos, con diversidad intermedia (2,24 bit·ind⁻¹) y equitabilidad elevada (0,96).

Tabla 7.2. Parámetros estructurales calculados a partir de la muestra tomada en la estación BAK_SED_01, en marzo de 2021.

| Bentos de sustrato blando | BAK_SED_01 |
|-------------------------------------|------------|
| Densidad (ind·m ⁻²) | 23 |
| Riqueza (nº sp.) | 5 |
| Diversidad máxima (bit) | 2,32 |
| Diversidad (bit·ind ⁻¹) | 2,24 |
| Equitabilidad | 0,96 |

Dos de las especies presentes en esta zona (*E. spinigera* y *P. altamarinus*) son congéneres de las especies características y que dan nombre a la comunidad de *Pontocrates arenarius*–*Eurydice pulchra* en la costa vasca (Borja *et al.*, 2004). Se trata de una comunidad dominada por crustáceos, típica de fondos submareales someros (5-10 m de profundidad), en zonas muy expuestas y de sustrato arenoso a gravoso.

En la presente campaña de 2021, los resultados obtenidos de la muestra de macroinvertebrados bentónicos tomada en el litoral de Bakio repitieron la situación observada en años anteriores: presencia de una comunidad asimilable a la comunidad de *Pontocrates arenarius*–*Eurydice pulchra* descrita por Borja *et al.* (2004) para sustratos arenosos a gravosos, submareales someros en zonas expuestas, aunque también habría que mencionar la presencia de algunas especies típicas de la comunidad de transición *Tellina*–*Venus*.

Entre los parámetros estructurales de la población, si bien la riqueza específica (5 especies) resultó dentro del rango previsto por Borja *et al.* (2004) para este tipo de comunidad (5–9 especies), la diversidad de Shannon (2,24 bit ind⁻¹) fue ligeramente superior al rango esperado (1,5–2 bit ind⁻¹) y la densidad (23 ind·m⁻²) inferior (50–100 ind·m⁻²).

Aparece por primera vez en esta serie de muestreos el crustáceo anfípodo *Caprella fretensis*. Además, reaparecen después de haber estado dos o más años sin ser colectadas en estas muestras, el crustáceo cumáceo *Cumopsis fagei* y el crustáceo anfípodo *Urothoe brevicornis*.

7.4.2 Índices de calidad AMBI y M-AMBI

La clasificación en función del coeficiente biótico AMBI para esta estación fue de alteración nula (Tabla 7.3). Basándonos en la interpretación de Borja *et al.* (2000) en relación al estado de salud de la comunidad bentónica, los valores de dos de las réplicas (0,0) corresponden al estado más saludable, y el de la restante (1,2) corresponde al siguiente nivel inferior en una escala de ocho niveles. No obstante, los valores de las tres réplicas indican una situación de ausencia de alteración.

Atendiendo al reparto entre grupos ecológicos (GE), destacó la ausencia total de especies oportunistas (GE V y GE IV) e, incluso, tolerantes (GE III), correspondiendo la mayor dominancia en densidad a grupos distintos (GE II o GE I) en función de la réplica considerada (Tabla 7.3). Integrando los valores de las tres réplicas, las especies sensibles al enriquecimiento orgánico (GE I) alcanzaron el 73% de los efectivos, seguidos de los indiferentes (GE II) con un 27%.

Tabla 7.3. Densidad relativa de cada uno de los grupos ecológicos (GE), en porcentaje, para cada una de las réplicas (a, b y c), AMBI por réplica y AMBI promedio para la estación muestreada, junto con la desviación típica correspondiente (S).

| Estación | BAK_SED_01 | | |
|----------------------|------------------------|-------|-------|
| Réplica | a | b | c |
| GE I | 100 | 20 | 100 |
| GE II | 0 | 80 | 0 |
| GE III | 0 | 0 | 0 |
| GE IV | 0 | 0 | 0 |
| GE V | 0 | 0 | 0 |
| AMBI | 0,000 | 1,200 | 0,000 |
| AMBI promedio | | 0,400 | |
| S | | 0,693 | |
| Clasificación | Alteración nula | | |
| M-AMBI | 0,96 | | |
| Clasificación M-AMBI | Muy Buen Estado | | |

Límites de EQR que definen las clases de estado M-AMBI: Muy bueno/Bueno= 0,77; Bueno/Moderado= 0,53; Moderado/Deficiente= 0,38; Deficiente/Malo= 0,20.

En la “Red de Seguimiento del Estado Ecológico de las Aguas de Transición y Costeras de la CAPV” (último informe hasta la fecha: Borja *et al.*, 2022) hay una estación de muestreo (L-B20) cercana a BAK_SED_01, a unos 1275 m al norte (Figura 6.5), que mostró en 2021 una situación de alteración nula (AMBI= 0,73). Esa estación corresponde a una zona ocupada por especies típicas de sedimentos arenosos del litoral costero pudiendo perfectamente corresponder a una comunidad de transición de *Tellina-Venus*, que no coincide con la de *Pontocrates arenarius-Eurydice pulchra* asignada para la estación BAK_SED_01. Este hecho podría reflejar un espacio heterogéneo o de transición.

En cuanto al índice M-AMBI, los resultados de la Tabla 7.3 indican que la zona de estudio presentó en 2021 ‘Muy Buen Estado’ (M-AMBI= 0,96). Para este índice, al igual que en años anteriores, se aplicaron las condiciones de referencia correspondientes a una comunidad de *Pontocrates-Eurydice*.

7.4.3 Evolución temporal de las comunidades

En la Figura 7.2 se observa la evolución que han presentado en esta estación tanto la riqueza de taxones como la densidad desde el primer plan de vigilancia.

Después de encontrarse 7 taxones en 2013 (utilizando solo dos réplicas), en años posteriores, con una réplica añadida, la riqueza ha variado entre un mínimo de 4 (abril de 2014) y un máximo 14 taxones (abril de 2015).

En lo que a densidad se refiere, también se ha observado cierta variabilidad interanual, pero siempre en valores bajos. En 2013 se encontraron 50 ind·m⁻² (con dos réplicas) y, posteriormente, con tres réplicas, desde un mínimo de 23 ind·m⁻² (marzo de 2021), hasta un máximo de 97 ind·m⁻² (abril de 2015).

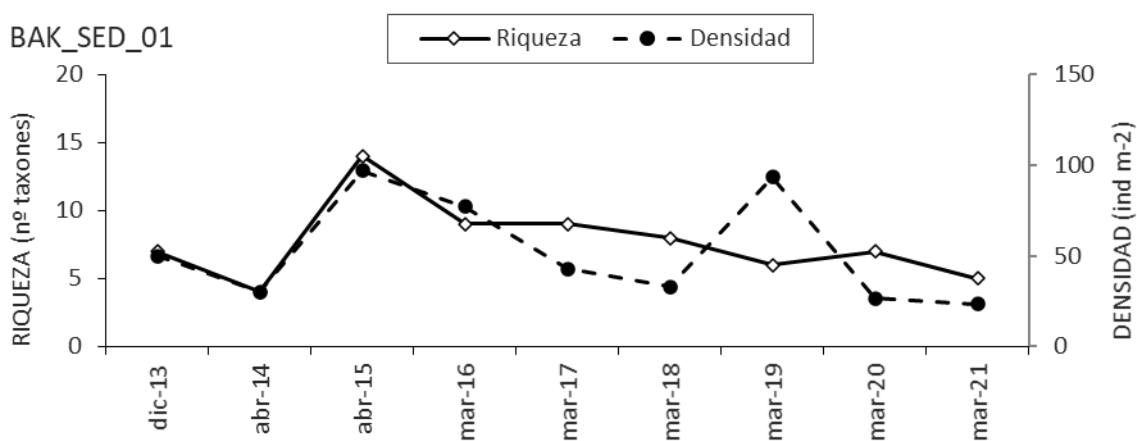


Figura 7.2. Riqueza (número de taxones distintos de todas las réplicas en conjunto) y densidad media observada en la estación BAK_SED_01 desde el año 2013 hasta el 2021. El primer valor de las series deriva de dos réplicas y los posteriores de tres.

Por primera vez el grupo de los anélidos ha estado ausente en esta estación desde el inicio de las campañas en 2013. Este ha sido el grupo más frecuente hasta ahora, junto con el de artrópodos, que también se ausentó en un único año (2014). Moluscos, en cambio, sólo se detectaron en la estación BAK_SED_01 en los años 2015 y 2017. Aún con menor frecuencia se identificaron nemertinos (2013) y nematodos (2020).

La permanencia de la riqueza de taxones y densidad en valores bajos y la composición de especies y grupos faunísticos, más o menos repetida a lo largo de estos años, dan una idea de la estabilidad que presenta la población macrobentónica de esta estación y su pertenencia a la comunidad de *Pontocrates-Eurydice* (predominante en este tipo de hábitats de fondos arenosos en zonas poco profundas y expuestas) con cierta contribución de la comunidad de transición de *Tellina-Venus*.

7.4.4 Evolución temporal de los índices de calidad

Excepto en 2014, el valor de AMBI de la estación BAK-SED-01 había indicado la presencia de una comunidad desequilibrada (Borja *et al.*, 2000), correspondiente a una zona con alteración ligera, resultado habitual a lo largo de toda la costa vasca, incluso en zonas alejadas de fuentes de impacto y no sometidas a presión antrópica conocida. Así, con la excepción de 2014 (AMBI= 4,3), su valor había oscilado entre 1,5 y 2,3, clasificando a la comunidad de esta estación en alteración ligera (Figura 7.3). Sin embargo, en esta última campaña de 2021 se ha obtenido un valor de 0,4, lo que corresponde a una zona con alteración nula.

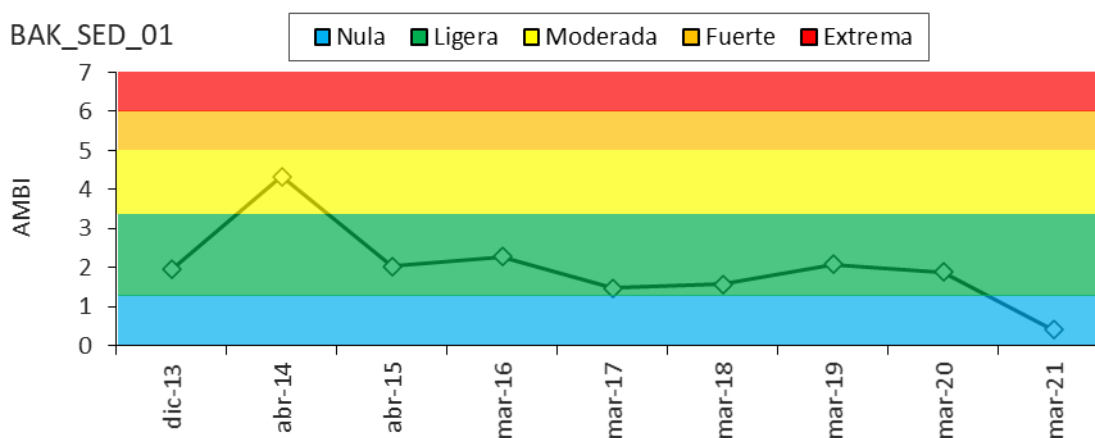


Figura 7.3. Valores de AMBI calculados en la estación BAK_SED_01 desde el año 2013, mostrando el nivel de alteración en el cual queda clasificada la muestra: nula, ligera, moderada, fuerte y extrema.

Además, la presencia de especies oportunistas (GE IV y GE V) ha sido nula o anecdótica desde el comienzo del estudio (Figura 7.4). La comunidad en 2014 reflejó una situación de alteración moderada, en la cual las especies dominantes pertenecieron al grupo GE III (especies tolerantes a la contaminación orgánica). En 2021 solamente se han hallado especies sensibles o indiferentes, lo cual ha originado la obtención de un valor bajo de AMBI.

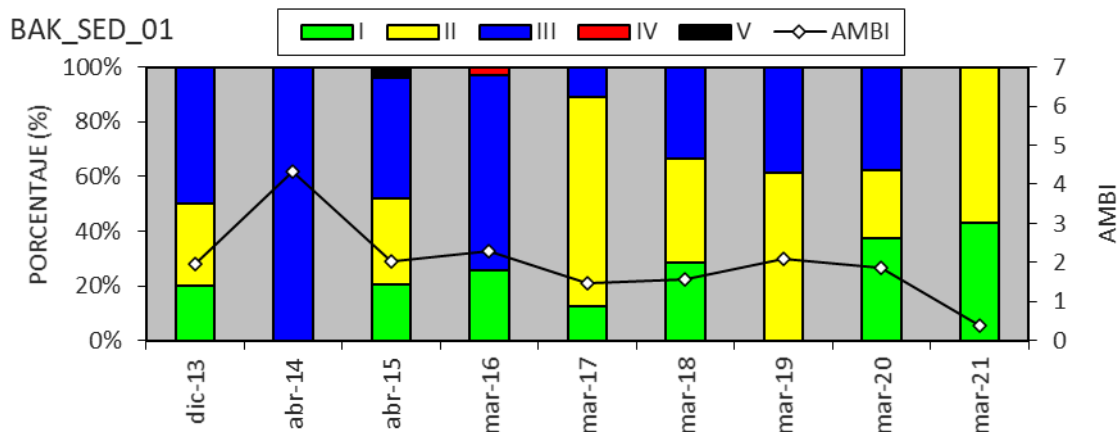


Figura 7.4. Valores de AMBI calculados en la estación BAK_SED_01 desde el año 2013, junto con la densidad relativa en la que aparecen los distintos grupos ecológicos: especies sensibles (I), indiferentes (II), tolerantes (III), oportunistas de 2º orden (IV) y oportunistas de 1º orden (V).

En cuanto a la evolución del índice M-AMBI (Figura 7.5), aprobado para la evaluación del bentos de sustrato blando en fondos submareales costeros de las costas del Atlántico y del Cantábrico, los resultados obtenidos son acordes a los de AMBI: en todos los años, excepto en 2014, la zona de estudio ha presentado un estado ‘Muy bueno’ (M-AMBI= 0,78-1,27); en 2014, su estado se clasificó como ‘Bueno’ (M-AMBI= 0,52). El estado de la estación de la Red de Seguimiento L-B20, tomado como referencia para esta zona, se clasificó en 2021 en ‘Muy Buen Estado’ (Borja *et al.*, 2022).

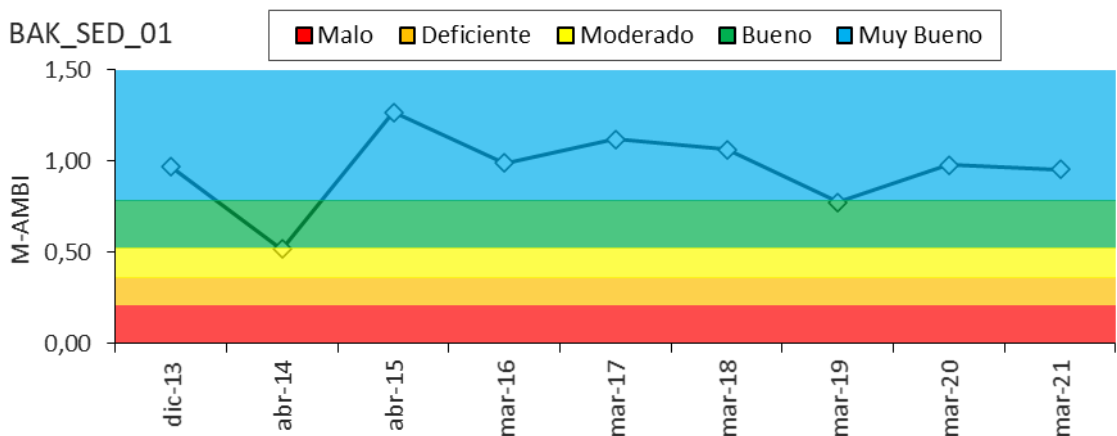


Figura 7.5. Valores M-AMBI calculados en cada año en la estación PV_BAK_S01 desde el año 2013 hasta el 2020. A: Grupos ecológicos: especie sensibles (I), indiferentes (II), tolerantes (III), oportunistas de 2º orden (IV) y oportunistas de 1º orden (V); B: Niveles de alteración: nula, ligera, moderada, fuerte y extrema.

7.5 Discusión

La estación BAK_SED_01 se encuentra a 7 m de profundidad, donde suelen aparecer especies de la comunidad de *Pontocrates-Eurydice* y de la comunidad de *Tellina-Venus*. La primera es una comunidad con pocas especies y pocos ejemplares, donde suelen dominar crustáceos y poliquetos de pequeña talla. La segunda normalmente conlleva la presencia de moluscos y un aumento de sus valores de diversidad. Por tanto, a pesar de que este año 2021 solamente se han encontrado crustáceos, nos encontramos en un fondo de composición faunística mixta, principalmente ocupado por la comunidad de *Pontocrates-Eurydice*, y aportaciones de la comunidad de *Tellina-Venus*. Esta situación se ha venido observando durante los últimos años, lo cual indica cierta estabilidad en este aspecto.

El índice AMBI refleja una situación de alteración ligera durante la mayoría de los años, lo cual coincide con la mencionada estabilidad en composición taxonómica y poblacional. Sin embargo, este último año 2021 se ha roto dicha estabilidad, habiendo mejorado la situación hacia la alteración nula.

Dicha estabilidad también se refleja en el índice M-AMBI, que clasifica a la estación BAK_SED_01 generalmente en un estado 'Muy bueno' (y de manera esporádica en 'Bueno'), lo cual se interpreta como ausencia de afección por parte de un posible agente perturbador. En 2021 el valor de M-AMBI obtenido (0,96) ha sido igual al de la estación L-B20 (0,96), que puede ser utilizada como control, correspondiendo a ambas un estado ecológico 'Muy bueno'.

En teoría, el índice M-AMBI debería dar un máximo de 1,00. En la estación BAK_SED_01 se han aplicado las condiciones de referencia correspondientes a la comunidad de *Pontocrates-Eurydice* (baja densidad y número de especies) y en algunos años se han obtenido valores de M-AMBI superiores al máximo teórico, lo que podría ser debido a la mezcla que se produce en esta estación con otra comunidad (más diversa y abundante).

La baja densidad de efectivos y la elevada probabilidad de obtener réplicas azoicas en lo que a macrobentos se refiere en este tipo de medios (arenas móviles que no permiten el establecimiento de muchas especies) es un factor a tener en cuenta de cara al seguimiento y al análisis de los resultados. Dada la heterogeneidad observada entre las réplicas recogidas en esta zona, de cara a próximas campañas, se aconseja continuar con la estrategia de recoger tres réplicas para obtener una evaluación suficientemente robusta del índice M-AMBI.

Todo lo anterior lleva a concluir que la presión ejercida por el vertido no provocó en 2021 un impacto relevante sobre las comunidades bentónicas de sustrato blando en el entorno de la EDAR de Bakio.

8. DISCUSIÓN GENERAL

El presente estudio tiene como objetivo básico conocer el impacto antrópico que tiene el vertido de la EDAR de Bakio sobre los principales componentes del ecosistema marino de su entorno. Para ello, se han estudiado las condiciones fisicoquímicas del agua, las comunidades fitoplanctónicas, el sedimento y las comunidades bentónicas de sustrato blando. Además, se han aplicado índices que evalúan la calidad ecológica de manera acorde a la Directiva 2000/60/CE (DMA).

Las variables del agua y las del fitoplancton se estudiaron en la zona cercana al vertido (100–150 m), realizándose cuatro campañas entre febrero y noviembre de 2021. Posteriormente, se compararon los resultados obtenidos con los de una estación situada aproximadamente 1,5 km mar adentro, que puede ser utilizada como control (L-B20).

En la zona cercana al vertido, la temperatura y la salinidad fueron muy similares a las de las aguas de la plataforma costera del País Vasco. Sin embargo, se encontraron diferencias con las aguas costeras exteriores en cuanto al grado de estratificación termohalina, que fue más leve en el entorno de la EDAR. Esto es coherente con la poca profundidad del área de muestreo, como mucho 10 m, frente a la estación control (L-B20) cuya profundidad es de unos 30–35 m. Como consecuencia de ello, en el entorno de la EDAR de Bakio las características fisicoquímicas a penas se diferenciaron entre las aguas de superficie y las de fondo.

Durante años previos, en los planes de vigilancia de esta EDAR se han observado resultados muy similares (Revilla *et al.*, 2014b–2021). Además, se ha visto que las condiciones meteorológicas en las cuencas hidrográficas cercanas (precipitaciones y consiguiente aumento del caudal fluvial) influyen en las variables fisicoquímicas del agua. Sin embargo, al contrario que en los estuarios del País Vasco, donde los cambios en las condiciones del agua suelen ser muy destacables y a corto plazo (menos de una semana), en zonas costeras abiertas (como es el caso de la zona de vertido) el forzamiento meteorológico actúa a una escala espacial y temporal más amplia.

Aunque los factores meteorológicos y oceanográficos (aportes fluviales, oleaje y corrientes) influyen en las condiciones fisicoquímicas del agua del entorno de la EDAR de Bakio, las variables tróficas medidas en el agua generalmente se mantienen en rangos muy estrechos. Además, el contenido de agua dulce en el medio receptor del vertido suele alcanzar como mucho el 3%. Esto refleja la capacidad que presentan las masas de agua costeras del Cantábrico para diluir y dispersar los aportes continentales.

Comparando los promedios anuales obtenidos para las variables del agua, en 2021, entre la zona receptora del vertido y la estación control, las diferencias fueron en general muy leves. El fosfato en las aguas de superficie acusó cierta influencia de la EDAR, pero en todo caso el estado del periodo 2016–2021 se clasificó como ‘Bueno’ en la estación más cercana al vertido y como ‘Muy bueno’ en las otras dos, según los criterios más recientes (CHC y URA, 2021; BOE, 2022).

Además, mediante el índice PCQI, al integrar los resultados de 2021 de calidad óptica (turbidez y sólidos en suspensión), concentración de nutrientes (amonio, nitrato y fosfato) y porcentaje de saturación de oxígeno, el estado fisicoquímico en cada una de las tres estaciones muestreadas en la zona receptora del vertido quedó clasificado en la máxima categoría (‘Muy bueno’).

En cuanto al fitoplancton, la concentración celular observada en el medio receptor de la EDAR de Bakio se sitúa en el rango característico de las aguas interiores de la plataforma costera del País Vasco (Muñiz *et al.*, 2017; 2018).

En esta zona, desde 2013, se han registrado algunos valores de abundancia celular relativamente altos en condiciones de primavera y de otoño, lo cual es un fenómeno natural en los mares costeros de clima templado (Varela, 1996).

Como excepción, en septiembre de 2018 se observaron floraciones de dos diatomeas de diferentes géneros (*Skeletonema* sp. y *Pseudo-nitzschia galaxiae*). El “bloom” de *Skeletonema* sp. también se observó en la zona receptora del vertido de la EDAR de Gorliz (Revilla *et al.*, 2019). Algunas diatomeas del género *Skeletonema* se señala en la bibliografía que se ven favorecidas por aportes de agua dulce y cierto grado de enriquecimiento en nutrientes (Nincevic-Gladan *et al.*, 2015). Las floraciones observadas en verano de 2018 dieron lugar a un leve descenso de la transparencia del agua, pero no causaron impactos negativos sobre el oxígeno.

En todas las muestras de 2021 la densidad celular ha sido muy baja, algo que también ocurrió en 2020 y 2019. En años previos se habían observado valores por encima de un millón de células por litro, pero no de manera frecuente. Además, aplicando criterios acordes a la DMA, el estado del fitoplancton ha quedado hasta ahora clasificado en la máxima categoría (‘Muy bueno’) en función del indicador basado en la biomasa (clorofila).

Como suele ser habitual en esta zona, en 2021 las diatomeas que poseen capacidad para producir mucílagos y, por tanto, pueden dar lugar a fenómenos de anoxia presentaron densidades bajas. Por otra parte, las especies que pueden ocasionar daños

en los epitelios branquiales se observaron muy raramente y en muy baja densidad. Además, aunque se detectaron algunas especies potencialmente tóxicas, se mantuvieron en concentraciones que son normales para estas especies a lo largo de la costa vasca.

Todo lo anterior nos lleva a concluir que no existe un riesgo de eutrofización importante en el entorno de la EDAR de Bakio, lo cual es coherente con la ya mencionada alta capacidad de dilución y dispersión que tienen las zonas expuestas de la costa del País Vasco sobre los aportes alóctonos (Valencia *et al.*, 2004).

En cuanto al sedimento de la estación cercana a la EDAR de Bakio (BAK_SED_01), como en años anteriores, fue predominantemente arenoso. Presentó valores de potencial redox, demanda química de oxígeno y nitrógeno orgánico que son los habituales en sedimentos marinos de la costa vasca sometidos a la acción del oleaje. Los valores de potencial redox se encontraron en el rango de los medidos en los últimos años en la estación L-B20 de la "Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la Comunidad Autónoma del País Vasco".

En la estación BAK_SED_01 se identificó la presencia de una comunidad asimilable fundamentalmente a la de *Pontocrates arenarius-Eurydice pulchra*, característica de fondos arenosos submareales someros, en litoral expuesto. Se trata de una comunidad naturalmente pobre y que suele estar dominada por crustáceos. Los parámetros estructurales estimados, así como el índice AMBI y también M-AMBI, indicaron que el vertido no ejercía una presión relevante sobre la comunidad descrita.

La siguiente tabla resume, desde el primer estudio, las valoraciones obtenidas en los componentes del ecosistema. El estado fisicoquímico del agua evaluado de manera integrada con el PCQI ha sido siempre 'Muy bueno' y las variables para las que actualmente hay objetivos (nutrientes y oxígeno) han alcanzado como mínimo un estado 'Bueno'. La biomasa fitoplanctónica, las comunidades del bentos de sustrato blando y las de sustrato duro (evaluando en estas últimas conjuntamente la flora y la fauna) también han cumplido hasta ahora el objetivo de la DMA. Aunque el índice CFR señala estado 'Moderado' para las macroalgas en dos puntos de muestreo, en los otros dos puntos indica estado 'Bueno' y 'Muy bueno' (Revilla *et al.* 2020).

| Plan de vigilancia | PCQI | | | Umbral P. H. 3 ^{er} ciclo (*) | | | P90 Chl-a | M-AMBI | RICQI | | | | CFR | | | |
|--------------------|--------------------------------|--------|--------|--|--------|--------|--------------------------|----------------------------------|---|-------|-------|-------|-----------------------------------|-------|-------|-------|
| | Fisicoquímica general del agua | | | Oxígeno, Amonio, Nitrato y Fosfato | | | Biomasa del Fitoplancton | Macroinvertebrados del sedimento | Flora y fauna del bentos de sustrato duro | | | | Flora del bentos de sustrato duro | | | |
| | BAK_01 | BAK_02 | BAK_03 | BAK_01 | BAK_02 | BAK_03 | BAK_01 | BAK_01 | 01_01 | 01_02 | 01_03 | 01_04 | 01_01 | 01_02 | 01_03 | 01_04 |
| 2013 | MB | MB | MB | - | - | - | - | MB | - | B | - | - | - | B | - | - |
| 2014 | MB | MB | MB | - | - | - | - | B | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 2015 | MB | MB | MB | - | - | - | - | MB | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 2016 | MB | MB | MB | - | - | - | - | MB | B | B | B | - | Mo | B | MB | - |
| 2017 | MB | MB | MB | - | - | - | - | MB | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 2018 | MB | MB | MB | MB | B | MB | MB | MB | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 2019 | MB | MB | MB | B | MB | MB | MB | MB | B | B | - | B | Mo | B | - | Mo |
| 2020 | MB | MB | MB | B | MB | MB | MB | MB | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 2021 | MB | MB | MB | B | MB | MB | MB | MB | - | - | - | - | - | - | - | - |

PCQI: "Physico-Chemical Quality Index"

(*) Clasificación según los límites que figuran en la revisión de junio de 2021 del Plan Hidrológico. Estos se han aplicado a la media aritmética de los valores obtenidos en superficie en periodos de 6 años y se ha tomado como resultado la peor de las clasificaciones obtenidas con los cuatro indicadores;

P90 Chl-a: Percentil 90 de Clorofila "a" (aplicado a periodos de 6 años);

M-AMBI: "Multivariate AMBI (AZTI Marine Biotic Index)";

RICQI: "Rocky Intertidal Community Quality Index";

CFR: Calidad de Fondos Rocosos;

Calificación del estado: (-) No evaluado; (MB) Muy bueno; (B) Bueno; (Mo) Moderado; (D) Deficiente; (M) Malo.

9. CONCLUSIONES

En cuanto a la calidad de las aguas, a la vista de los resultados obtenidos en este informe, se puede concluir que el medio receptor del vertido de la EDAR de Bakio cumplió en 2021 con los objetivos de la Directiva 2000/60/CE (DMA). Así, las tres estaciones muestreadas en su entorno presentaron un estado fisicoquímico 'Muy bueno' según el índice PCQI y cumplieron los objetivos de calidad de los nutrientes y el oxígeno.

El estado biológico del fitoplancton en el medio receptor se clasificó en la categoría máxima ('Muy bueno'), en base a la concentración de clorofila "a" medida en las aguas de superficie, durante los últimos seis años. Además, como en años previos, la abundancia celular del fitoplancton y su composición taxonómica fue la que habitualmente se encuentra en las aguas costeras del País Vasco, sin apreciarse crecimientos masivos que pudieran generar efectos nocivos sobre los ecosistemas.

El sedimento de la estación BAK_SED_01 fue predominantemente arenoso, con elevado potencial redox, baja demanda química de oxígeno y baja concentración de nitrógeno, lo cual es acorde a las condiciones hidrodinámicas de la zona, sin observarse en estos parámetros la influencia de la EDAR de Bakio. En estos sedimentos, los parámetros estructurales estimados para el bentos de sustrato blando, así como el índice AMBI y también M-AMBI, indicaron que el vertido no ejercía una presión relevante sobre las comunidades. Concretamente, el índice M-AMBI calificó su estado biológico como 'Muy bueno'.

Por lo tanto, los resultados obtenidos para los diferentes elementos del ecosistema (condiciones fisicoquímicas del agua, fitoplancton, características generales del sedimento y comunidades del bentos de sustrato blando) son coherentes entre sí e indican que el vertido de la EDAR de Bakio tiene un impacto asumible en el medio receptor. Dicho impacto no produce alteraciones ecológicas relevantes en la masa de agua del entorno de la EDAR.

10. BIBLIOGRAFÍA

- AENOR, 2007. Calidad del agua. Guía para el recuento de fitoplancton por microscopía invertida (técnica de Utermöhl). Norma española UNE-EN 15204. 44 pp.
- AENOR, 2012. Calidad del agua. Directrices para el estudio cuantitativo y cualitativo del fitoplancton marino. Norma española UNE-EN 15972. 29 pp.
- Anderson D.M. 2009. Approaches to monitoring, control and management of harmful algal blooms (HABs). *Ocean and Coastal Management*, 52: 342–347.
- Andrade F., L. Cancela Da Fonseca, 1979. Estratgia de amostragem num ecossistema bentónico estaurino visando a análise numérica de sus estructura e volução (estuario do Sado, Portugal). *Actas del 1er Simposio Ibérico de Estudios del Bentos Marino, San Sebastián, II*: 873-888.
- Azzurro, E., M. Matiddi, E. Fanelli, P. Guidetti, G. La Mesa, A. Scarpato, V. Axiak, 2010. Sewage pollution impact on Mediterranean rocky-redfish assemblages. *Mar. Environ. Res.* 69: 390-397.
- Bald J., A. Borja, I. Muxika, J. Franco, V. Valencia, 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.
- BOE, 2011. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Real Decreto 60/2011, de 21 de enero, sobre las normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas. *Boletín Oficial del Estado Núm. 19*, pp. 6854-6870.
- BOE, 2015. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental. *Boletín Oficial del Estado Núm. 219*, pp. 80582-80662.
- BOE, 2016. Real Decreto 1/2016, de 8 de enero, por el que se aprueba la revisión de los Planes Hidrológicos de las demarcaciones hidrográficas del Cantábrico Occidental, Guadalquivir, Ceuta, Melilla, Segura y Júcar, y de la parte española de las demarcaciones hidrográficas del Cantábrico Oriental, Miño-Sil, Duero, Tajo, Guadiana y Ebro. *Boletín Oficial del Estado Núm. 16, Sec. I.*, pp. 2972-4301. <http://www.boe.es>.
- BOE, 2022. Real Decreto 47/2022, de 18 de enero, sobre protección de las aguas contra la contaminación difusa producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias. *Boletín Oficial del Estado Núm. 17*, pp. 5664-5684.
- Borja Á., I. Muxika, 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., J. Franco, V. Pérez, 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., I. Muxika, J. Franco, 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.

- Borja, Á., F. Aguirrezabalaga, J. Martínez, J.C. Sola, L. García-Arberas, J.M. Gorostiaga, 2004. Benthic communities, biogeography and resources management. En: Oceanography and Marine Environment of the Basque Country. Á. Borja y M. Collins (Eds.). Elsevier Oceanography Series, 70: 455-492.
- Borja, Á., J. Bald, M.J. Belzunce, J. Franco, J.M. Garmendia, J. Larreta, I. Menchaca, I. Muxika, M. Revilla, J.G. Rodríguez, O. Solaun, A. Uriarte, V. Valencia, I. Zorita, I. Adarraga, F. Aguirrezabalaga, I. Cruz, A. Laza, M.A. Marquiegui, J. Martínez, E. Orive, J.M^a Ruiz, S. Seoane, J.C. Sola, A. Manzanos, 2011. Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Informe de Resultados. Campaña 2010. *Informe de AZTI-Tecnalia para la Agencia Vasca del Agua*. 19 Tomos, 667 pp.
- Borja, Á., J. Bald, M.J. Belzunce, J. Franco, J.M. Garmendia, J. Larreta, I. Menchaca, I. Muxika, M. Revilla, J.G. Rodríguez, O. Solaun, A. Uriarte, V. Valencia, I. Zorita, I. Adarraga, F. Aguirrezabalaga, I. Cruz, A. Laza, M.A. Marquiegui, J. Martínez, E. Orive, J.M^a Ruiz, J.C. Sola, A. Manzanos, 2013. Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Informe de Resultados. Campaña 2012. *Informe de AZTI-Tecnalia para la Agencia Vasca del Agua*. 20 Tomos, 641 pp.
- Borja, A., J. Bald, M.J. Belzunce, J. Franco, J.M. Garmendia, J. Larreta, I. Menchaca, I. Muxika, M. Revilla, J.G. Rodríguez, O. Solaun, A. Uriarte, V. Valencia, I. Zorita, I. Adarraga, F. Aguirrezabalaga, I. Cruz, A. Laza, M.A. Marquiegui, J. Martínez, E. Orive, J.M^a Ruiz, J.C. Sola, A. Manzanos, 2015. Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Informe de Resultados. Campaña 2014. *Informe de AZTI-Tecnalia para la Agencia Vasca del Agua*, 651 pp.
- Borja Á., J. Bald, M.J. Belzunce, J. Franco, J.M. Garmendia, J. Larreta, I. Menchaca, I. Muxika, M. Revilla, J.G. Rodríguez, O. Solaun, A. Uriarte, V. Valencia, I. Zorita, I. Adarraga, F. Aguirrezabalaga, I. Cruz, A. Laza, M.A. Marquiegui, J. Martínez, E. Orive, J.M^a Ruiz, J.C. Sola, A. Manzanos, 2019. Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Campaña 2018. *Informe de AZTI-Tecnalia para la Agencia Vasca del Agua*, 412 pp.
- Borja Á., J. Bald, M.C. Uyarra, J. Franco, J. Larreta, I. Menchaca, I. Muxika, S. Pouso, J.M. Garmendia, A. Lanzén, M. Revilla, J.G. Rodríguez, Y. Sagarminaga, O. Solaun, A. Uriarte, I. Zorita, I. Adarraga, F. Aguirrezabalaga, J.C. Sola, I. Cruz, M.A. Marquiegui, J. Martínez, J.M^a Ruiz, M. Cano, A. Laza-Martínez, A. Manzanos, 2021. Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Campaña 2020. Informe de AZTI para la Agencia Vasca del Agua, 384 pp.
- Borja Á., J. Bald, M.C. Uyarra, J. Franco, J. Larreta, I. Menchaca, I. Muxika, S. Pouso, J.M. Garmendia, A. Lanzén, M. Revilla, J.G. Rodríguez, Y. Sagarminaga, O. Solaun, A. Uriarte, I. Zorita, I. Adarraga, F. Aguirrezabalaga, J.C. Sola, I. Cruz, M.A. Marquiegui, J. Martínez, J.M^a Ruiz, M. Cano, A. Laza-Martínez, A. Manzanos, 2022. Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Campaña 2021. Informe de AZTI para la Agencia Vasca del Agua, en preparación.

- CHC (Confederación Hidrográfica del Cantábrico), URA, 2016. Plan Hidrológico, Revisión 2015 – 2021. Parte española de la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Oriental. MEMORIA - ANEJO VIII: Seguimiento y evaluación del estado. *Aprobado por Real Decreto 1/2016, de 8 de enero, por el que se aprueba la revisión de los Planes Hidrológicos de las demarcaciones hidrográficas del Cantábrico Occidental, Guadalquivir, Ceuta, Melilla, Segura y Júcar y de la parte española de las demarcaciones hidrográficas del Cantábrico Oriental, Miño-Sil, Duero, Tajo, Guadiana y Ebro.* <http://www.uragentzia.euskadi.eus/informacion/plan-hidrologico-de-la-demarcacion-hidrografica-del-cantabrico-oriental-2015-2021/u81-0003333/es/>
- CHC (Confederación Hidrográfica del Cantábrico), URA, 2021. Propuesta de Proyecto de Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Oriental. Revisión para el tercer ciclo: 2022-2027. Texto Consulta Pública Junio 2021. **NORMATIVA.** <https://www.uragentzia.euskadi.eus/plan-hidrologico-tercer-ciclo-planificacion-2022-2027/webura00-01020102planrevision/es/>
- Comisión Europea, 2018. Decisión de la Comisión de 12 de febrero de 2018 por la que se fijan, de conformidad con la Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, los valores de las clasificaciones de los sistemas de seguimiento de los Estados miembros a raíz del ejercicio de intercalibración, y por la que se deroga la Decisión 2013/480/UE. Diario Oficial de la Unión Europea, L47: 1-91. Decisión notificada con el número C(2018) 696.
- Díez, I., M. Bustamante, A. Santolaria, J. Tajadura, N. Muguerza, A. Borja, I. Muxika, J.I. Saiz-Salinas, J.M. Gorostiaga, 2012. Development of a tool for assessing the ecological quality status of intertidal coastal rocky assemblages, within Atlantic Iberian coasts. *Ecol. Indic.* 12: 58-71.
- Edler, L., M. Elbrächter, 2010. The Utermöhl method for quantitative phytoplankton analysis. En: B. Karlson, C. Cusack, E. Bresnan (Eds.). *Microscopic and molecular methods for quantitative phytoplankton analysis.* IOC Manuals and Guides, 55: 13-22. Paris, UNESCO.
- Folk R.L. 1974. *Petrology of Sedimentary Rocks.* Hemphill Publishing Co., Austin, Texas. 184 pp.
- García-Soto, C., I. de Madariaga, F. Villate, E. Orive, 1990. Day-to-day variability in the plankton community of a coastal shallow embayment in response to changes in river runoff and water turbulence. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 31(3): 217-229.
- Goikoetxea, N., Á. Borja, A. Fontán, M. González, V. Valencia, 2009. Trends and anomalies of sea surface temperature during the last 60 years, within the southeastern Bay of Biscay. *Continental Shelf Research*, 29: 1060-1069.
- González, M., J. Mader, A. Fontán, A. Uriarte, L. Ferrer, 2008. Análisis de la tendencia de la temperatura superficial del agua en Donostia-San Sebastián, a partir del estudio de la serie del Aquarium (1946-2007). *Revista de investigación marina.* 4: 7pp. <http://www.azti.es/rim>.
- Grasshoff, K., M. Ehrhardt, K. Kremling, 1983. *Methods in seawater analysis.* Weinheim, Verlag Chemie, Germany. 419 pp.
- Halpern, B., K. Selkoe, F. Micheli, C. Kappel, 2007. Evaluating and ranking the vulnerability of global marine ecosystems to anthropogenic threats. *Con. Biol.* 21: 1301-1315.
- Harding L. 1994. Long term trends in the distribution of phytoplankton in Chesapeake Bay: roles of light, nutrients and streamflow. *Marine Ecology Progress Series*, 104: 267-291.

- Hiscock, K., H. Tyler-Walters, 2006. Assessing the sensitivity of seabed species and biotopes – the Marine Life Information Network (MarLIN). *Hydro*. 555: 309-332.
- Ifremer 2013. Bulletin de la Surveillance de la Qualité du Milieu Marin Littoral 2012. Laboratoire Environnement Ressources Arcachon, 127 pp.
- Jeffrey S.W., G.F. Humphrey, 1975. New spectrophotometric equations for determining Chlorophyll a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochemie und Physiologie Pflanzen*, 167: 191-194.
- Landsberg J.H. 2002. The Effects of Harmful Algal Blooms on Aquatic Organisms. *Reviews in Fisheries Science*, 10(2): 113-390.
- Madariaga I. 1987. Variabilidad a pequeña escala temporal de la biomasa y de la producción primaria en el estuario de Gernika en julio de 1987. Tesis de Licenciatura, Universidad del País Vasco, Bilbao. 157 pp.
- Madariaga I. 1989. Uhertasun-aldakuntzak Gernikako estuarioan. *Elhuyar* 15: 8-12.
- Madariaga I., E. Orive, 1995. Variabilidad hidrográfica a pequeña escala espacio-temporal en el estuario de Gernika: apuntes para su modelización. En: Angulo, E. y Quincoces, I. (eds.). Reserva de la Biosfera de Urdaibai. Investigación Básica y Aplicada, 19-38. Gobierno Vasco, Vitoria-Gazteiz.
- Masó M., E. Garcés, 2006. Harmful microalgae blooms (HAB); problematic and conditions that induce them. *Marine Pollution Bulletin*, 53: 620–630.
- Mora J. 1982. Consideraciones generales sobre la macrofauna bentónica de la ría de Arosa. *Oecologia Aquatica*, 6: 41-50.
- Muñiz O., M. Revilla, J.G. Rodríguez, A. Laza-Martínez, S. Seoane, J. Franco, E. Orive, 2017. Evaluation of phytoplankton quality and toxicity risk based on a long-term time series previous to the implementation of a bivalve farm (Basque coast as a case study). *Regional Studies in Marine Science*, 10: 10-19.
- Muñiz O., J.G. Rodríguez, M. Revilla, A. Laza-Martínez, S. Seoane, J. Franco, 2018. Seasonal variations of phytoplankton community in relation to environmental factors in an oligotrophic area of the European Atlantic coast (southeastern Bay of Biscay). *Regional Studies in Marine Science*, 17: 59-72.
- 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., Á. Borja, W. Bonne, 2005. The suitability of the marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts. *Ecological indicators*, 5: 19-31.
- Muxika I., Á. Borja, J. Bald, 2007a. 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.
- Muxika I., L. Ibaibarriaga, J.I. Saiz, Á. Borja, 2007b. Minimal sampling requirements for a precise assessment of soft-bottom macrobenthic communities, using AMBI. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 349: 323–333.
- Neish N. 2005. *Scolelepis (Scolelepis) squamata*. A bristleworm. Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Sub-programme. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. <http://www.marlin.ac.uk/speciessensitivity.php?speciesID=4303> (04/03/2014).

- Nincevic-Gladan, Z., M. Buzancic, G. Kuspilic, B. Grbec, S. Matijevic, S. Skejic, I. Marasovic, M. Morovic, 2015. The response of phytoplankton community to anthropogenic pressure gradient in the coastal waters of the eastern Adriatic Sea. *Ecological Indicators*, 56: 106–115.
- Pascual A., A. Cearreta, J. Rodriguez-Lázaro, A. Uriarte, 2004. Geology and palaeoceanography. In: Borja A. and Collins M (eds.), *Oceanography and Marine Environment of the Basque Country*. Elsevier Oceanography series 70, Elsevier, Amsterdam. pp 53-73.
- Price N.M., P.J. Harrison, 1987. Comparison of methods for the analysis of dissolved urea in seawater. *Marine Biology*, 94: 307-317.
- Revilla M., J. Franco, J. Bald, Á. Borja, A. Laza, S. Seoane, V. Valencia, 2009. Assessment of the phytoplankton ecological status in the Basque coast (northern Spain) according to the European Water Framework Directive. *Journal of Sea Research* 61: 60–67.
- Revilla, M., Á. Borja, A. Fontán, J. Franco, M. González, V. Valencia, 2010. A two-decade record of surface chlorophyll "a" and temperature in offshore waters of the Basque country (southeastern Bay of Biscay). *Revista de Investigación Marina* 17(2): 13–20. <http://www.azti.es/rim>.
- Revilla M., Á. Borja, G. Chust, A. Fontán, J. Franco, M. González, S. Novoa, Y. Sagarminaga, V. Valencia, 2012. Estudio de la clorofila, elemento clave para la Estrategia Marina Europea y la Directiva Marco del Agua. Informe elaborado por AZTI-Tecnalia para la Agencia Vasca del Agua. 102 pp.
- Revilla M., J.M. Garmendia, A. Uriarte, O. Solaun, I. Zorita, J. Franco, 2014a. Eutrofización en el medio marino del País Vasco: influencia antrópica e impactos sobre el fitoplancton. Informe elaborado por AZTI-Tecnalia para la Agencia Vasca del Agua. 120 pp.
- Revilla M., J. Franco, J. Bald, V. Valencia, J.G. Rodríguez, I. Muxika, A. Laza, E. Orive, I. Saiz, J.M. Gorostiaga, M. Bustamante, I. Díez, J. Tajadura, A. Santolaria, N. Muguerza, 2014b. Plan de Vigilancia del Medio Receptor de la EDAR de Bakio- Año 2013. Informe elaborado por AZTI-Tecnalia para Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia. 91 pp + anexos.
- Revilla M., J. Franco, J. Bald, V. Valencia, I. Menchaca, I. Zorita, J.M. Garmendia, J.G. Rodríguez, I. Muxika, A. Laza-Martínez, E. Orive, 2015. Plan de Vigilancia del Medio Receptor de la EDAR de Bakio- Año 2014. Informe elaborado por AZTI-Tecnalia para Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia. 84 pp + anexos.
- Revilla M., J. Franco, J.M. Garmendia, I. Muxika, I. Zorita, V. Valencia, J.G. Rodríguez, A. Laza-Martínez, 2016. Plan de Vigilancia del Medio Receptor de la EDAR de Bakio- Año 2015. Informe elaborado por AZTI-Tecnalia para Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia. 85 pp + anexos.
- Revilla M., J. Bald, J. Franco, J.M. Garmendia, I. Menchaca, I. Muxika, J.G. Rodríguez, I. Zorita, A. Laza-Martínez, M. Bustamante, I. Díez, J.M. Gorostiaga, N. Muguerza, E. Quintano, I. Saiz, J. Tajadura, 2017. Plan de Vigilancia del Medio Receptor de la EDAR de Bakio- Año 2016. Informe elaborado por AZTI-Tecnalia para Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia. 96 pp + anexos.
- Revilla M., J. Bald, J.M. Garmendia, I. Muxika, J.G. Rodríguez, I. Zorita, A. Laza-Martínez, 2018. Plan de Vigilancia del Medio Receptor de la EDAR de Bakio- Año 2017. Informe elaborado por AZTI-Tecnalia para Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia. 84 pp + anexos.

- Revilla M., J. Bald, J. Franco, J.M. Garmendia, J. Larreta, I. Menchaca, I. Muxika, J.G. Rodríguez, I. Zorita, A. Laza-Martínez, 2019. Plan de Vigilancia del Medio Receptor de la EDAR de Bakio- Año 2018. Informe elaborado por AZTI-Tecnalia para Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia. 82 pp + anexos.
- Revilla, M., J. Bald, M. Bustamante, I. Díez, J. Franco, J.M. Gorostiaga, J.M. Garmendia, A. Laza-Martínez, I. Menchaca, N. Muguerza, I. Muxika, E. Quintano, J.G. Rodríguez, J.I. Saiz-Salinas, J. Tajadura, I. Zorita, 2020. Plan de vigilancia del medio receptor del vertido de la EDAR de Bakio. Año 2019. Elaborado por AZTI para Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia. 103 pp.
- Revilla, M., J. Bald, A. Fontán, J. Franco, J.M. Garmendia, A. Laza-Martínez, I. Menchaca, I. Muxika, , J.G. Rodríguez, I. Zorita, 2021. Plan de vigilancia del medio receptor del vertido de la EDAR de Bakio. Año 2020. Elaborado por AZTI para Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia. 84 pp.
- Seapy R.R., C.L. Kitting, 1978. Spatial structure of an intertidal molluscan assemblage on a sheltered sandy beach. *Marine Biology*, 46: 137-145.
- Seoane S., A. Puente, X. Guinda, J.A. Juanes, 2012. Bloom forming and toxic phytoplankton in transitional and coastal waters of Cantabria region coast (Southeastern Bay of Biscay, Spain). *Marine Pollution Bulletin*, 64: 2860–2866.
- Shannon C.E., W. Weaver, 1963. The mathematical theory of communication. Urbana University Press, Illinois: 117-127.
- Swan S.C., K. Davidson, 2012. Monitoring Programme for the Presence of Toxin Producing Plankton in Shellfish Production Areas in Scotland. Contract Reference: FS315019/PAU179E. Food Standards Agency. 70 pp.
- Trainer V., L. Suddleson, 2005. Monitoring approaches for early warning of DA Events in Washington State. *Oceanography* 18 (2), 228–237.
- URA, 2012. Proyecto de Plan Hidrológico. Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Oriental 2010-2021. Ámbito de las Cuencas Internas del País Vasco. 376 pp.
- Utermöhl H. 1958. Zur vervollkommung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitteilungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 9:1-38.
- Valencia V., F. Franco, 2004. Main characteristics of the water masses. In: Borja, A., Collins, M. (eds.), *Oceanography and Marine Environment of the Basque Country*. Elsevier Oceanography Series, vol. 70. Elsevier, Amsterdam, pp. 197–232.
- Valencia V., L. Motos, J. Urrutia, 1989. Estudio de la variación temporal de la hidrografía y el plancton en la zona nerítica frente a San Sebastián. *Informes Técnicos (Departamento de Agricultura y Pesca, Gobierno Vasco)* 20: 1-81.
- Valencia V., J. Franco, Á. Borja, A. Fontán, 2004. Hydrography of the southeastern Bay of Biscay. In: Borja, A., Collins, M. (eds.), *Oceanography and Marine Environment of the Basque Country*. Elsevier Oceanography Series, vol. 70. Elsevier, Amsterdam, pp. 159–194.
- Van Dolah F.M. 2000. Marine algal toxins: Origins, health effects, and their increased occurrence. *Environmental Health Perspectives* 108: 133-141.
- Varela M. (1996). Phytoplankton ecology in the Bay of Biscay. *Scientia Marina*, 60, 45-53.
- Viéitez J.M. 1976. Ecología de poliquetos y moluscos de la playa de Meira (ría de Vigo). *Investigación Pesquera*, 40(1): 223-248.

Wentworth CK. 1922. A scale of grade and class terms for clastic sediments. *Journal of Geology*, 30: 377–392.

11. ANEXOS

11.1 Comunidades del fitoplancton

Tabla 11.1. Taxones fitoplanctónicos y su densidad (en células·L⁻¹) en las muestras tomadas en las aguas de superficie de la estación BAK_AGUA_01. Se indican también los órdenes jerárquicos superiores. CHLRO.: Chlorophyta; BACILL.: Bacillariophyta; OCHRO.: Ochrophyta.

| Phylum | Clase/Familia | Taxón | 23/02/2021 | 06/05/2021 | 10/08/2021 | 11/11/2021 |
|--------------------------------|-------------------------|---|------------|------------|------------|------------|
| CHLORO. | Prasinophyceae | <i>Pachysphaera</i> sp. | | 20 | | |
| | | <i>Pyramimonas</i> sp. | 4248 | | 38232 | 4248 |
| | | <i>Tetraselmis</i> sp. | | | 114696 | |
| | Ulvophyceae | <i>Oitmannsiellopsis</i> sp. | | | 20 | |
| BACILL. | Bacillariophyceae | <i>Bacteriastrium</i> sp. | | 480 | | |
| | | <i>Bellerochea malleus</i> | | | | 20 |
| | | <i>Cerataulina pelagica</i> | | 20 | | |
| | | <i>Chaetoceros curvisetus</i> | | | 380 | 40 |
| | | <i>Chaetoceros danicus</i> | | 60 | | |
| | | <i>Chaetoceros decipiens/lorenzianus</i> | | | 80 | |
| | | <i>Chaetoceros pseudocurvisetus</i> | | | | 60 |
| | | <i>Chaetoceros (Hyalochaete) spp.</i> | | | 260 | |
| | | <i>Coccinodiscus</i> sp. | 20 | | | |
| | | <i>Guinardia delicatula</i> | 20 | 40 | | 120 |
| | | <i>Guinardia flaccida</i> | | 20 | | |
| | | cf. <i>Haslea</i> | | 280 | | |
| | | <i>Hemiaulus</i> sp. | | | | 440 |
| | | <i>Lauderia annulata</i> | 680 | | | |
| | | <i>Leptocylindrus convexus</i> | | | 100 | |
| | | <i>Leptocylindrus danicus/hargravesii</i> | | 260 | | |
| | | <i>Licmophora</i> sp. | 20 | 120 | | |
| | | <i>Lithodesmium undulatum</i> | | | 80 | |
| | | <i>Nitzschia longissima</i> | 20 | 140 | 440 | 300 |
| | | <i>Paralia sulcata</i> | | | | 80 |
| | | PENNALES 10-50 µm | 708 | 10620 | | 2124 |
| | | <i>Proboscia alata</i> | | 200 | | |
| | | <i>Pseudo-nitzschia galaxiae</i> | | | 797 | 1640 |
| | | <i>Pseudo-nitzschia</i> spp. >5 µm | | 440 | | 20 |
| | | <i>Pseudo-nitzschia</i> spp. <5 µm | | 840 | 80 | 60 |
| | | <i>Rhizosolenia setigera</i> f. <i>setigera</i> | | | | 60 |
| | | <i>Rhizosolenia</i> spp. | | 60 | | |
| <i>Skeletonema</i> sp. 5-10 µm | | | 360 | | | |
| OCHRO. | Chrysophyceae | <i>Dinobryon faculiferum</i> | | | 20 | |
| | | Dictyochophyceae | | | | 80 |
| | <i>Dictyocha fibula</i> | | | | | |
| | | <i>Octactis speculum</i> | 140 | | | |

Tabla 11.1 (cont.). Taxones fitoplanctónicos y su densidad (en células·L⁻¹) en las muestras tomadas en las aguas de superficie de la estación BAK_AGUA_01. Se indican también los órdenes jerárquicos superiores. CRYPTO.: Cryptophyta; DINO.: Dinophyta.

| Phylum | Clase/Familia | Taxón | 23/02/2021 | 06/05/2021 | 10/08/2021 | 11/11/2021 |
|----------------------------|---------------|---|------------|------------|------------|------------|
| CRYPTO. | Cryptophyceae | CRYPTOPHYCOPHYTA 5-10 µm | 28674 | | | 4248 |
| | | CRYPTOPHYCOPHYTA <5 µm | 5310 | | | 6372 |
| | | <i>Plagioselmis</i> spp. | 25488 | 14868 | 356832 | 23364 |
| | | <i>Teleaulax amphioxeia</i> | 15930 | | | |
| | | <i>Teleaulax gracilis</i> | 5310 | 8496 | 4248 | |
| | | <i>Teleaulax minuta</i> | 2124 | | | 10620 |
| DINO. | Dinophyceae | <i>Teleaulax</i> spp. | 5310 | | | 20 |
| | | <i>Alexandrium</i> sp. | | 20 | | |
| | | <i>Amphidinium crassum</i> | | 80 | | |
| | | cf. <i>Azadinium</i> spp. | | | 12744 | |
| | | <i>Coolia monotis</i> | | | 40 | |
| | | DINOPHYCEAE (THECATA) <=20 µm | | 1062 | 20 | |
| | | <i>Dinophysis acuminata</i> | | 20 | | |
| | | <i>Goniodoma polyedricum</i> | | | 20 | |
| | | GYMNODINIALES <=20 µm | 3186 | 19116 | 25488 | 10620 |
| | | <i>Gyrodinium</i> cf. <i>flagellare</i> | 1062 | 19116 | 20 | 2124 |
| | | <i>Gyrodinium</i> sp. <=20 µm | | | 2124 | |
| | | <i>Gyrodinium</i> sp. 20-50 µm | | 40 | 20 | |
| | | <i>Gyrodinium</i> sp. >50 µm | | | 20 | |
| | | <i>Heterocapsa</i> sp. | 2124 | 2124 | 4248 | 1062 |
| | | <i>Karenia</i> cf. <i>papilionacea</i> | | | 140 | |
| | | <i>Katodinium</i> sp. | | 140 | | 40 |
| | | <i>Lessardia elongata</i> | | 20 | 80 | |
| | | <i>Mesoporos perforatus</i> | | 40 | 20 | 20 |
| | | <i>Oxytoxum gracile</i> | | | 60 | |
| | | <i>Oxytoxum sceptrum</i> | | | | 20 |
| | | <i>Oxytoxum sphaeroideum</i> | | | | 20 |
| | | <i>Phalacroma rotundatum</i> | | 20 | | |
| | | <i>Phalacroma</i> sp. | | | 20 | |
| | | <i>Prorocentrum cordatum</i> | | 20 | | |
| | | <i>Prorocentrum cordatum</i> s.s. | | | 40 | |
| | | <i>Prorocentrum micans</i> | 20 | 120 | 80 | |
| | | <i>Prorocentrum triestinum</i> | | | 60 | |
| | | <i>Protoceratium areolatum</i> | | | | 20 |
| | | <i>Protoceratium reticulatum</i> | | 20 | 20 | |
| | | <i>Protoperidinium divergens</i> | | 60 | | |
| <i>Protoperidinium</i> sp. | 20 | 20 | 60 | | | |
| <i>Scrippsiella</i> group | | 20 | 40 | | | |
| <i>Torodinium</i> sp. | 20 | 60 | | 20 | | |
| <i>Tripos furca</i> | | 20 | 20 | | | |
| <i>Tripos fusus</i> | | 440 | | | | |
| <i>Tripos horridus</i> | | 20 | 60 | | | |

Tabla 11.1 (cont.). Taxones fitoplanctónicos y su densidad (en células·L⁻¹) en las muestras tomadas en las aguas de superficie de la estación BAK_AGUA_01. Se indican también los órdenes jerárquicos superiores. EUGLEN.: Euglenophyta; HAPTO.: Haptophyta; CYANO: Cyanophyta.

| Phylum | Clase/Familia | Taxón | 23/02/2021 | 06/05/2021 | 10/08/2021 | 11/11/2021 |
|---------|---------------------|---------------------------------------|------------|------------|------------|------------|
| EUGLEN. | Euglenophyceae | <i>Eutreptiella eupharyngea</i> | | | 120 | |
| | | <i>Rapaza viridis</i> | | | 20 | |
| HAPTO. | Prymnesiophyceae | Chrysochromulina/mantonia/Phaeocystis | 7434 | 19116 | 76464 | 2124 |
| | | <i>Chrysochromulina lanceolata</i> | | | 20 | |
| OTROS | Autótrofos y heter. | Formas sin identificar (<=10 µm) | 2124 | 10620 | 50976 | 10620 |
| | Ciliados autótrofos | <i>Mesodinium rubrum</i> complex | 160 | 80 | 160 | 60 |
| | Nano. heterótrofos | <i>Leucocryptos</i> spp. | | 2124 | 2124 | |

11.2 Comunidades del bentos de sustrato blando

Tabla 11.2. Listado de los datos brutos de abundancia para cada una de las tres réplicas (a, b y c) y densidad (para el total) en la estación BAK_SED_01, en 2021.

| | a (nº ind) | b (nº ind) | c (nº ind) | TOTAL (ind·m ⁻²) |
|--------------------------------|------------|------------|------------|------------------------------|
| PHYLUM ARTHROPODA | | | | |
| <i>Caprella fretensis</i> | | 1 | | 3,3 |
| <i>Cumopsis fagei</i> | | 2 | | 6,7 |
| <i>Eurydice spinigera</i> | 1 | | 1 | 6,7 |
| <i>Pontocrates altamarinus</i> | | 1 | | 3,3 |
| <i>Urothoe brevicornis</i> | | 1 | | 3,3 |