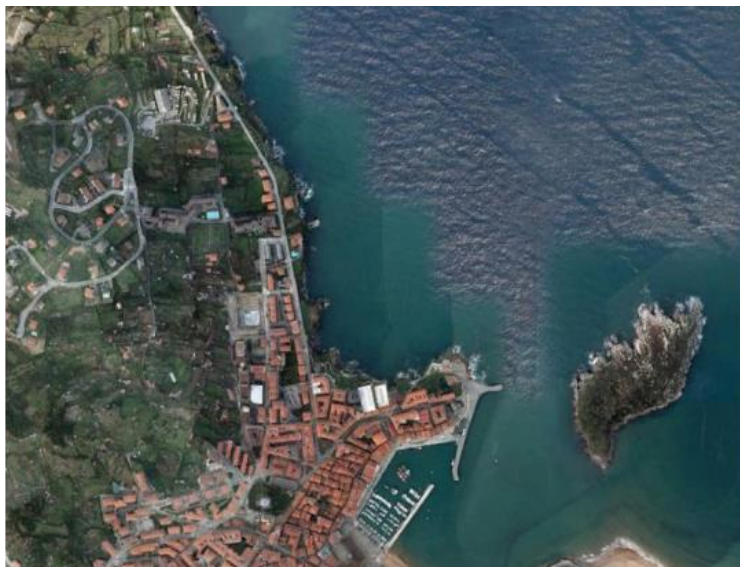


Plan de vigilancia del medio receptor del vertido de la EDAR de Lekeitio. Año 2021



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 Lekeitio. 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, Lekeitio, 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 Lekeitio. Año 2021. Elaborado por AZTI para Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia. 87 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	26
4.5.1 Contexto meteorológico e hidrográfico	26
4.5.2 Temperatura, pH y salinidad	28
4.5.3 Oxígeno y clorofila “a”	30
4.5.4 Condiciones ópticas	31
4.5.5 Nutrientes inorgánicos disueltos y carbono orgánico total	33
4.5.6 Estado de calidad fisicoquímica	36
4.6 Discusión	37
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 Descripción de las comunidades	45
5.4.2 Floraciones fitoplanctónicas y algas potencialmente tóxicas	46
5.4.3 Estado de calidad del fitoplancton	47
5.4.4 Evolución temporal de las comunidades	48
5.5 Discusión	49
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)	58

6.3.3	Nitrógeno total	58
6.4	Discusión	60
7.	COMUNIDADES DEL BENTOS DE FONDO BLANDO	63
7.1	Localización de las estaciones de muestreo y obtención de las muestras	63
7.2	Métodos analíticos	63
7.3	Metodología para la evaluación de la calidad del bentos blando	64
7.4	Resultados	64
7.4.1	Taxonomía y parámetros estructurales	64
7.4.2	Índices de calidad AMBI y M-AMBI	67
7.4.3	Evolución temporal de las comunidades	68
7.4.4	Evolución temporal de los índices de calidad	69
7.5	Discusión	71
8.	DISCUSIÓN GENERAL	73
9.	CONCLUSIONES	77
10.	BIBLIOGRAFÍA	79
11.	ANEXOS	85
11.1	Comunidades del fitoplancton	85
11.2	Comunidades del bentos de sustrato blando	87

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 Lekeitio, el efluente de agua depurada se vierte directamente al mar. En la correspondiente autorización de vertido otorgada por URA se exige el seguimiento ambiental del impacto del vertido en 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 Lekeitio”.

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 Lekeitio 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 Lekeitio 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).

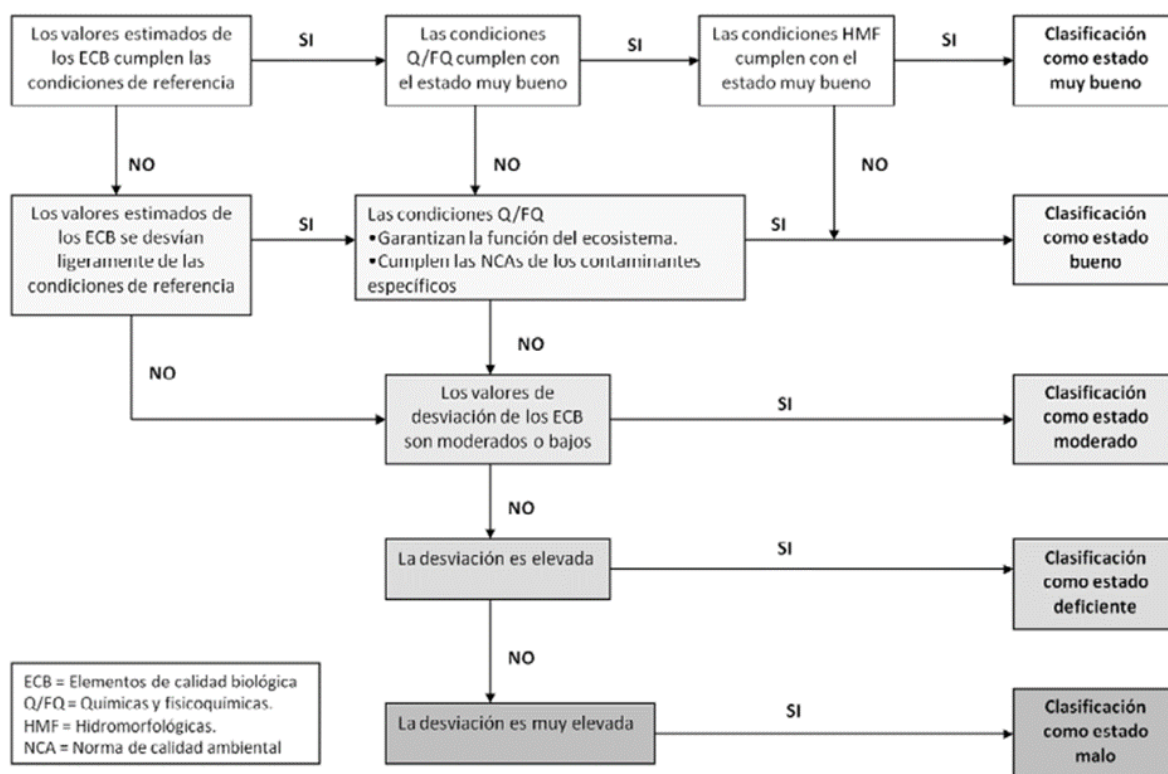


Figura 2.1. Proceso de calificación del Estado Ecológico, basado en la DMA (tomado de Borja *et al.*, 2022).

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 Lekeitio 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 al vertido se sitúa a 100 m (LEK_AGUA_01); los dos restantes a unos 200 m (LEK_AGUA_02 y LEK_AGUA_03) (Figura 4.1; Tabla 4.1). La profundidad de la columna de agua en la zona de estudio es de unos 6-13 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 Lekeitio. 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 Lekeitio. 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
LEK_AGUA_01	100	N	540 357	4 801 777
LEK_AGUA_02	200	NW	540 278	4 801 838
LEK_AGUA_03	200	NE	540 453	4 801 805

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 toman 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.

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.

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 transmisorómetro 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.

En cuanto a la salinidad, es importante señalar que las unidades empleadas, Unidades de Salinidad Práctica (USP), son equivalentes a ‰, es decir, a $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Tabla 4.2).

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 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
Transmitancia	Sea -Tech (25 cm)	0,01%	0,1%

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).

El 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:

$$\text{EQR} = -1,09558 + 0,600299 \cdot \text{O2} - 0,162074 \cdot \text{AM} - 0,10975 \cdot \text{NA} - 0,229412 \cdot \text{PO4} - 0,0552014 \cdot \text{TURB} - 0,0268181 \cdot \text{SS}$$

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 OOA ("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: temperatura media del aire, horas sin nubosidad y precipitación acumulada.

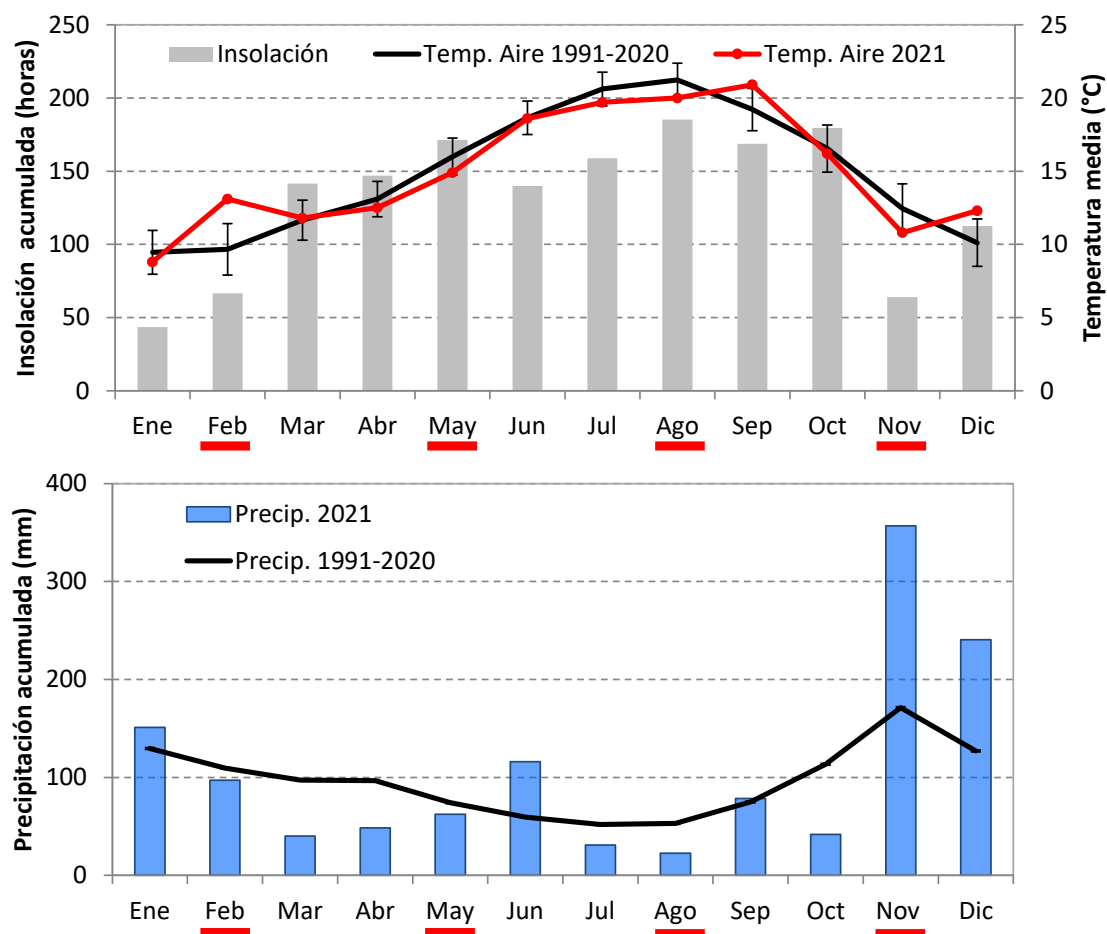


Figura 4.2. Insolación (horas sin nubosidad), temperatura del aire y precipitación mensual entre enero y diciembre de 2021. Se indica también el promedio de largo plazo 1991-2020 (línea negra). Los meses durante los cuales se realizaron campañas de muestreo de aguas y fitoplancton se subrayan en rojo.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

En este informe hemos seguido las recomendaciones de la Organización Meteorológica Mundial de utilizar el nuevo periodo de 30 años más reciente (1991-2020) para calcular las medias climatológicas. Así pues, para evaluar si hubo condiciones anómalas, en la Figura 4.2 se han representado también las climatologías del nuevo periodo de referencia (1991-2020) para precipitación y temperatura.

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 y, en especial, noviembre y diciembre (Figura 4.2). Cabe señalar que entre el 21 de noviembre y el 11 de diciembre llovió todos los días y se registró el 36% de la precipitación total del año.

El río Lea desemboca cerca de la EDAR de Lekeitio y la estación de aforo de Oleta puede servir para conocer la influencia que tuvieron los aportes fluviales en esta zona costera. En la Tabla 4.5 se muestra el dato de caudal fluvial, junto con los de diferentes variables atmosféricas, integrando los cinco días más cercanos a las fechas de muestreo.

Entre las campañas realizadas en 2021, la de invierno se caracterizó por las condiciones de mayor precipitación y descarga fluvial. En los días cercanos al 23 de febrero el caudal del Lea superó la media anual de $1,8 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, citada para este río por Valencia *et al.* (2004). Las campañas de primavera y verano se realizaron en condiciones muy semejantes, con mínimos de caudal, y valores relativamente altos de insolación y temperatura. La campaña de otoño, realizada a primeros de noviembre, presentó un caudal más elevado que las de mayo y agosto, pero también estuvo por debajo de la media anual en coherencia con las precipitaciones de los días anteriores.

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 ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	3,1	0,3	0,2	1,0

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

(†) Río Lea (Oleta). Datos proporcionados por URA.

4.5.2 Temperatura, pH y salinidad

El rango de variación de la **temperatura del agua** entre 2013 y 2021 abarcó desde 11,9 hasta 22,9 °C, considerando todas las estaciones y profundidades de muestreo. Los valores de 2021 estuvieron dentro del rango de los de años precedentes, el máximo se midió en agosto de 2020.

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.

La variabilidad anual de la temperatura del agua fue muy marcada y, de acuerdo con un ciclo estacional típico, presentó valores mínimos en invierno y máximos en verano. En 2021 la **estratificación térmica** fue imperceptible. En años previos las aguas de superficie llegaron a ser más cálidas que las de fondo en algunas campañas de primavera y verano, normalmente con menos de 1°C de diferencia (a excepción de julio de 2013, cuando fueron 5°C).

En lo que se refiere al **pH**, su rango de variación en la serie temporal completa (2013-2021) fue muy estrecho (desde 8,04 hasta 8,32). En 2021 los valores se situaron en este rango. En la Figura 4.3 no se aprecian tendencias a largo plazo, ni ciclos estacionales. Las diferencias entre profundidades fueron muy poco apreciables. La diferencia máxima se observó en el muestreo de verano de 2018, pero no llegó ni a una décima.

En cuanto a la **salinidad**, su rango de variación en el total de los datos tomados desde 2013 a 2021 fue 33,4–35,5 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 como promedio de las tres estaciones de muestreo. Los valores fueron en general bastante estables tanto en superficie como en fondo, con algunos descensos ocasionales que podrían relacionarse con lluvias en los días o semanas precedentes a los muestreos (por ejemplo, julio de 2013).

La **estratificación salina** generalmente fue muy leve a lo largo de toda la serie, con alguna excepción como julio de 2013 (campaña que tuvo lugar tras una primavera de alta pluviosidad). En 2021 las diferencias entre las aguas de superficie y las de fondo fueron casi inapreciables (Figura 4.3).

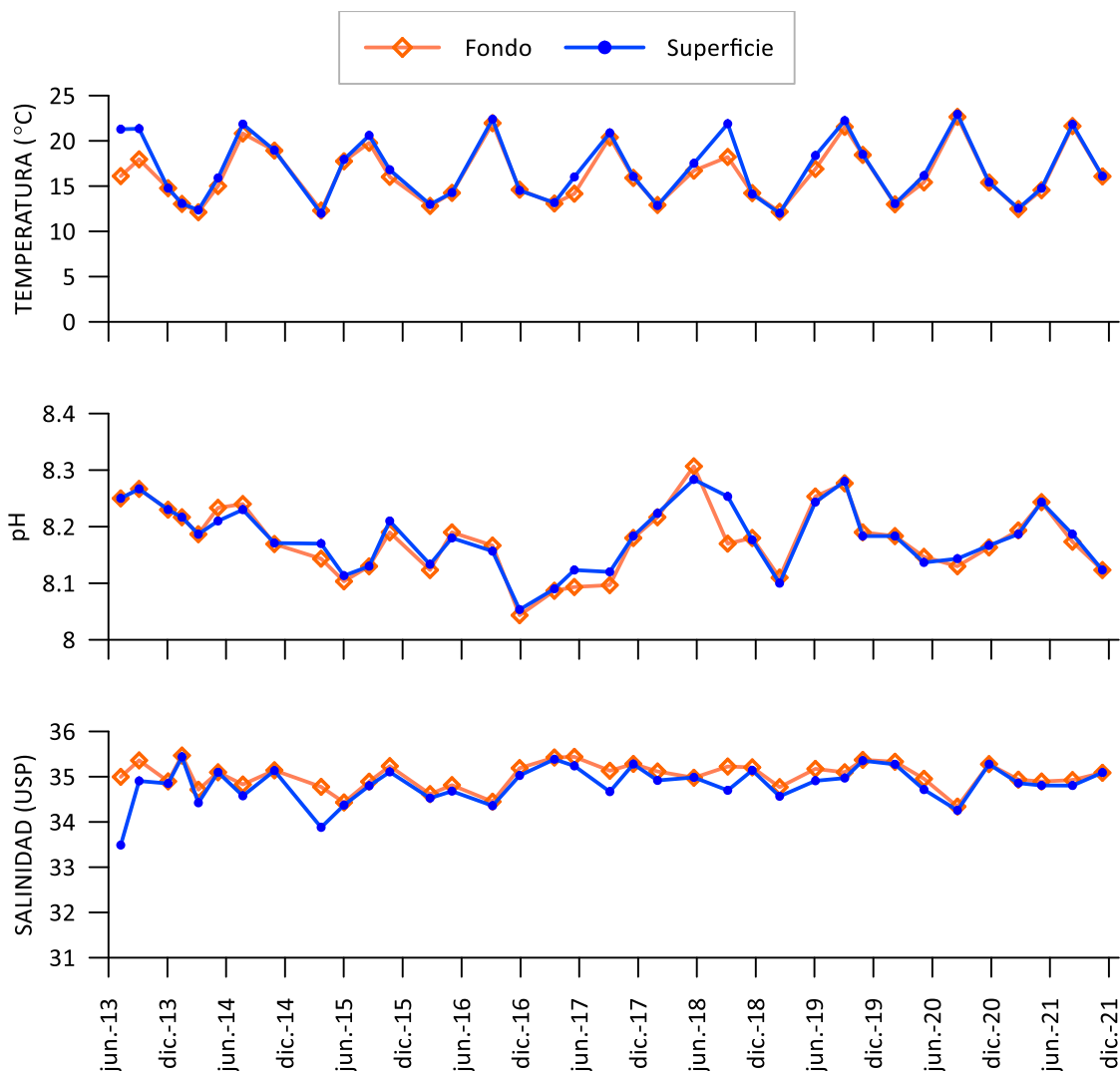


Figura 4.3. Evolución temporal del valor medio de temperatura, pH y salinidad de las tres estaciones de muestreo situadas en el entorno del vertido, en superficie y fondo.

El **contenido de agua dulce** correspondiente a los muestreos del último plan de vigilancia puede consultarse en la Tabla 4.6. Los valores fueron bajos, oscilando entre 1 y 3%, lo que indica que se trató de agua prácticamente marina.

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
LEK_AGUA_01	S	2	2	3	1
LEK_AGUA_02	S	2	2	2	1
LEK_AGUA_03	S	2	2	2	1
LEK_AGUA_01	F	2	2	2	1
LEK_AGUA_02	F	2	2	2	1
LEK_AGUA_03	F	2	2	2	1

4.5.3 Oxígeno y clorofila “a”

La **concentración de oxígeno** disuelto varió entre 6,3 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 su evolución temporal, como promedio de las tres estaciones de muestreo. La concentración de oxígeno de las aguas receptoras del vertido fue generalmente más alta en invierno y primavera, y más baja en verano (aunque a veces también en otoño). En cuanto a las diferencias entre superficie y fondo, fueron poco importantes.

La **saturación de oxígeno** en el conjunto de los datos desde 2013 hasta 2021 fluctuó entre 88 y 115%. Ello denota que hubo buenas condiciones de oxigenación en las aguas del entorno de la EDAR. De hecho, todos los valores cumplieron el objetivo de calidad de las aguas costeras (≥85%) (BOE, 2016; CHC y URA, 2021). Al igual que sucedía con la concentración de oxígeno, la saturación apenas presentó diferencias en el eje vertical de la columna de agua (Figura 4.4).

En cuanto a la concentración de **clorofila**, el rango de las medidas desde 2013 estuvo entre <0,05 y 0,92 µg L⁻¹. En la Figura 4.4 se presenta la evolución temporal del valor medio de las tres estaciones de muestreo, por una parte, para las medidas de superficie y por otra, para las de fondo. Desde 2019 los valores son muy bajos en ambas profundidades. En los informes sobre las zonas de vertido de las EDAR de Ondarroa, Bakio y Gorniz también en estos últimos años se observan menores concentraciones de clorofila y ello podría reflejar un descenso de la producción primaria en amplias zonas de la costa del País Vasco. Esto, aunque podría relacionarse con menores cargas de nutrientes de origen antrópico, también podría responder a procesos naturales.

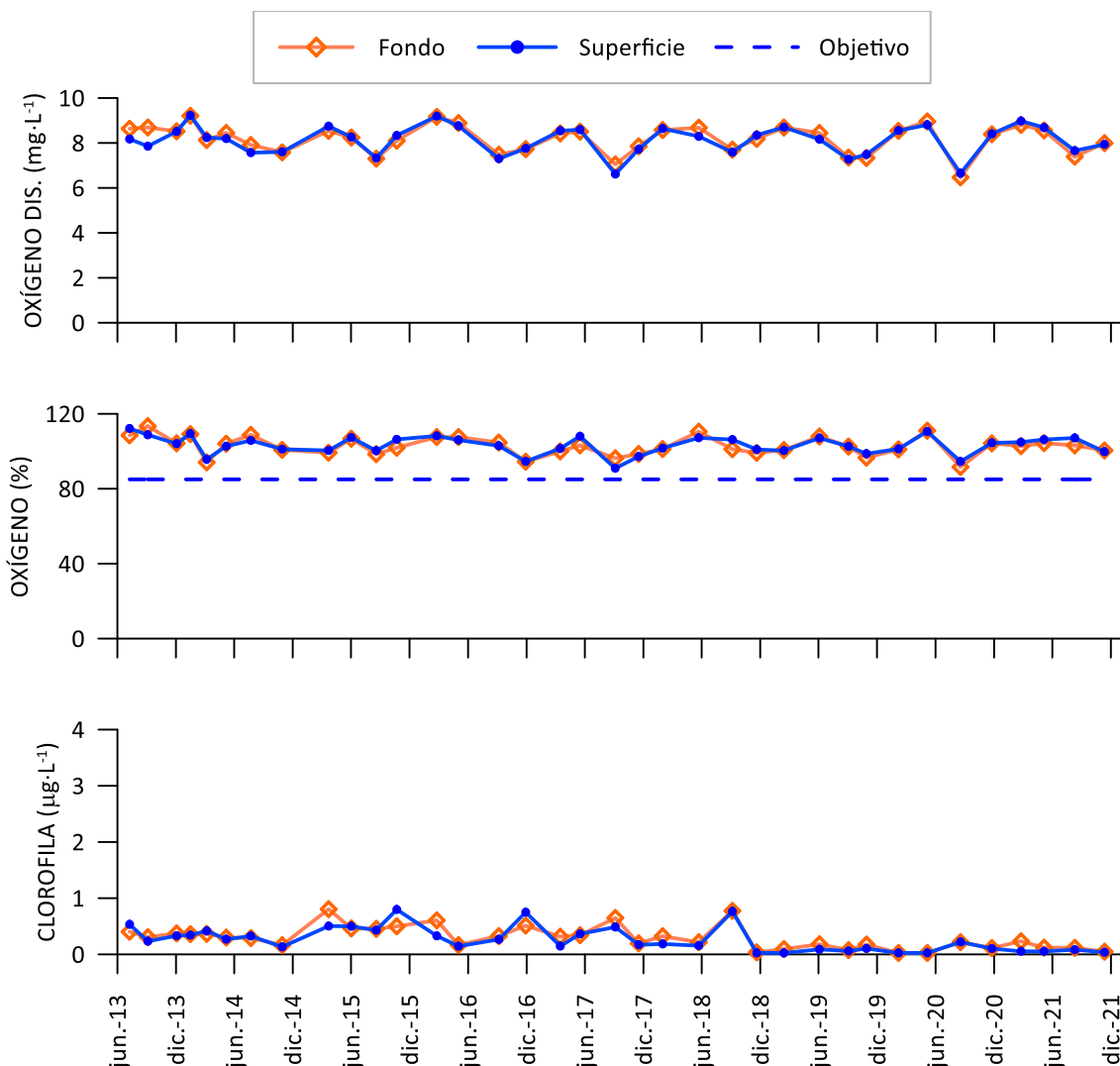


Figura 4.4. Evolución temporal del valor medio de la concentración de oxígeno disuelto, de la saturación de oxígeno y de la concentración de clorofila determinada *in situ* en el entorno del vertido, en superficie y fondo. La línea discontinua azul indica el objetivo de calidad (límite entre los estados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

4.5.4 Condiciones ópticas

Desde 2013 (considerado la totalidad de las muestras) la **turbidez** varió en un rango de 0,05 a 7,79 NTU. Como puede verse en la Figura 4.5, integrando espacialmente los datos de las tres estaciones, en la mayoría de las campañas la turbidez apenas se diferenció entre superficie y fondo. Tampoco se observan patrones estacionales. En cuanto a la variabilidad interanual, desde 2019 la turbidez se encuentra en el rango más bajo, al igual que se ha observado en las zonas de Ondarroa, Bakio y Gorliz.

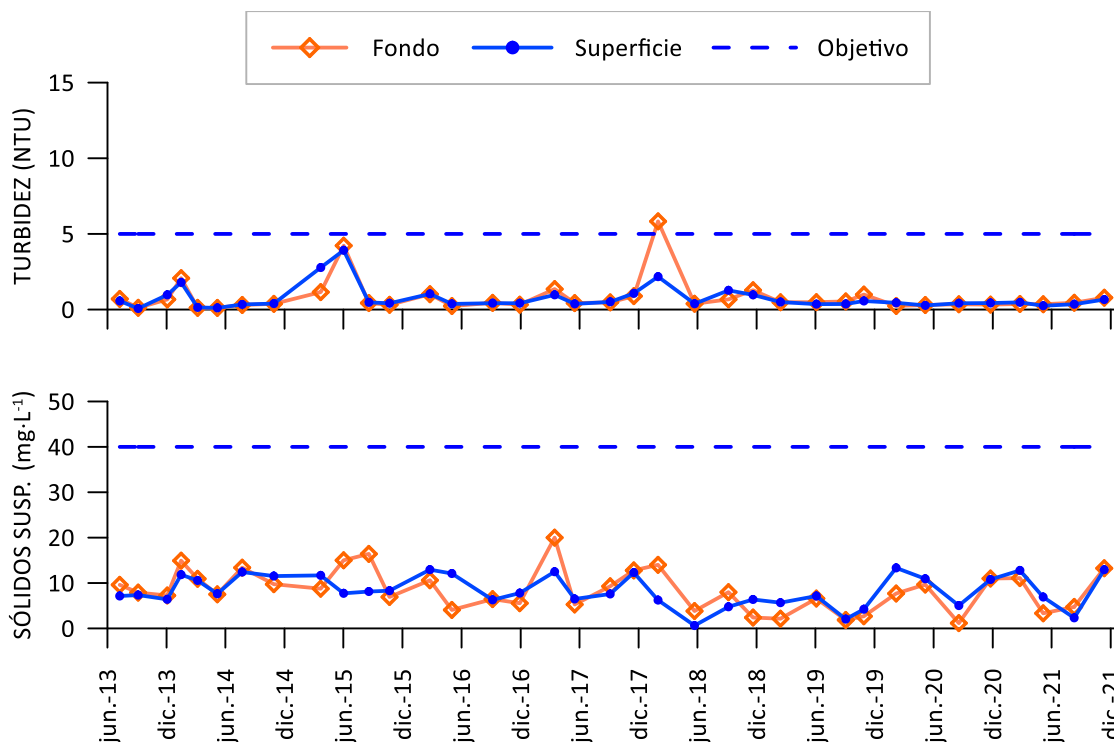


Figura 4.5. Evolución temporal del valor medio de la turbidez y de la concentración de sólidos en suspensión en el entorno del vertido, en superficie y fondo. La línea discontinua azul indica, de manera orientativa, el límite entre los estados Moderado y Bueno (CHC y URA, 2016), aunque para estas variables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

La concentración de **sólidos en suspensión**, tomando cada uno de los datos de la serie histórica, varió entre 0,09 y 27,37 mg.L⁻¹. En 2021 los valores se situaron en el rango de los años anteriores. El promedio de las tres estaciones de muestreo presenta un patrón de dientes de sierra a lo largo del tiempo, en el cual no se evidencia un ciclo estacional (Figura 4.5). Aunque tampoco se observa con claridad una tendencia a largo plazo, los valores más bajos de la serie tienen lugar a partir de junio de 2018. En cuanto a las diferencias entre superficie y fondo, no siguieron un patrón determinado ya que en algunas campañas las aguas más cargadas fueron las de superficie, y en otras las de fondo.

Respecto a la **transparencia del agua**, la profundidad de visión del disco de Secchi a lo largo de la serie temporal varió entre 2 y 11 m. Para esta variable no se han realizado representaciones gráficas debido a que, en varios 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.

Los datos de profundidad del disco de Secchi registrados en este último año (4–10 m) entraron en el rango de años previos. A lo largo de la serie temporal se han observado valores relativamente altos (≥ 9 m) todos los años, con mayor frecuencia en primavera y verano, aunque también esporádicamente en otoño e invierno. El valor mínimo de transparencia se observó en las campañas de invierno realizadas en 2014, 2017 y 2018.

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 aproximadamente el 100% de la profundidad de la columna de agua. Esto ha sido así también en los estudios previos y es coherente con la poca profundidad de la zona de muestreo.

4.5.5 Nutrientes inorgánicos disueltos y carbono orgánico total

Para el conjunto de las muestras analizadas entre 2013 y 2021, la concentración de **nitrito** osciló entre medidas inferiores al LC ($<1,6 \mu\text{mol L}^{-1}$) y $24,0 \mu\text{mol L}^{-1}$. El máximo de la serie se midió en la campaña de verano de 2021, en las aguas de superficie de la estación LEK_AGUA_01, la más cercana al punto de vertido.

El objetivo de calidad fijado para este nutriente es no superar $12,9 \mu\text{mol L}^{-1}$ (CHC y URA, 2021). En los planes de vigilancia de esta zona, realizados desde 2013, sólo se ha superado dicho límite de manera puntual, concretamente con el máximo de la serie (agosto de 2021) y con otro pico registrado también en LEK_AGUA_01 ($13,0 \mu\text{mol L}^{-1}$, agosto de 2015).

Considerando la media aritmética de las tres estaciones de muestreo no puede detectarse para el nitrito una tendencia a lo largo del tiempo (Figura 4.6). Sin embargo, en cierta manera se puede apreciar un patrón estacional que coincide con el esperado en las aguas de plataforma del País Vasco. Así, en las campañas de invierno lo habitual ha sido encontrar valores relativamente altos, mientras que los mínimos han sido característicos de las de primavera y verano. Aunque, algunos picos estivales como los arriba comentados no se adaptan a este patrón, lo que indica que probablemente fueran de origen antrópico.

En cuanto a la variabilidad vertical, la concentración de nitrito en las aguas de superficie fue en algunas ocasiones bastante mayor que en las de fondo, a pesar de que la estratificación salina suele ser muy débil en esta zona (véase Figura 4.3). Esto señala que, de manera esporádica hay cargas importantes de este nutriente en superficie.

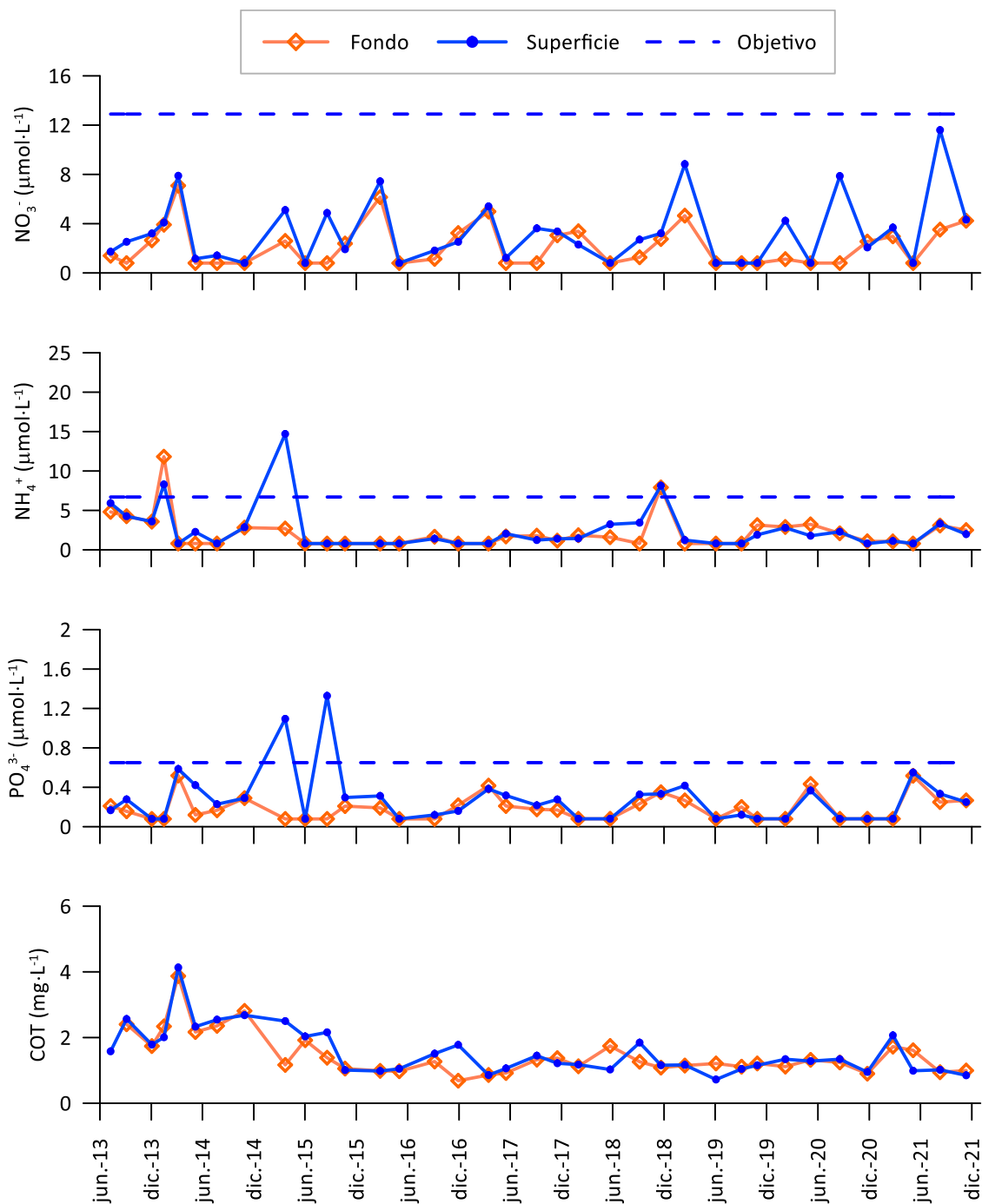


Figura 4.6. Evolución temporal del valor medio de la concentración de nitrato, amonio, fosfato y carbono orgánico total en el entorno del vertido, en superficie y fondo. La línea discontinua azul indica el objetivo de calidad (límite entre los estados Moderado y Bueno) para los nutrientes en aguas de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

La concentración de **amonio** desde 2013 osciló entre valores inferiores al LC ($<1,6 \mu\text{mol L}^{-1}$) y $35,0 \mu\text{mol L}^{-1}$. Los valores registrados en 2021 entraron en el rango de años precedentes. A lo largo de los años ha sido frecuente encontrar concentraciones muy bajas. Solo de manera esporádica se han observado valores superiores a $6,7 \mu\text{mol L}^{-1}$, umbral establecido como objetivo de calidad (CHC y URA, 2021). Esto ocurrió en tres campañas: enero de 2014, marzo de 2015 (máximo histórico) y noviembre de 2018.

Teniendo en cuenta el promedio de las tres estaciones del entorno de la EDAR, no se detecta una tendencia clara a largo plazo para el amonio (Figura 4.6). No obstante, al comienzo de la serie temporal los picos eran más frecuentes. El pico de otoño de 2018 no se debió al vertido de la EDAR, ya que se encontraron concentraciones similares a lo largo de toda la costa vasca (véanse los informes de los planes de vigilancia de Ondarroa, Bakio y Gorliz, así como Borja *et al.*, 2019). Respecto a la variabilidad en el eje vertical, aunque el máximo histórico se observó en aguas de superficie, generalmente el amonio no ha presentado diferencias importantes con la profundidad.

La concentración de **fosfato**, en el total de las muestras desde el inicio del estudio, varió entre valores inferiores al LC ($<0,16 \mu\text{mol L}^{-1}$) y $3,40 \mu\text{mol L}^{-1}$. En aguas costeras, el objetivo de calidad para el fosfato es $0,65 \mu\text{mol L}^{-1}$ (CHC y URA, 2021). En 2021 no se encontraron muestras que superasen dicho umbral. Sin embargo, hasta 2018 se habían encontrado algunos casos, la mayoría en LEK_AGUA_01.

Realizando el promedio con las tres estaciones de muestreo, en la Figura 4.6 se perciben dos fuertes picos de fosfato en superficie, ambos en 2015 (invierno y verano). Los valores promedio resultan algo más suavizados que si se considera cada muestra individualmente, pero siguen indicando un impacto fisicoquímico puntual en 2015 debido al vertido de aguas residuales.

La concentración de **carbono orgánico total**, considerando el total de las muestras recogidas desde 2013, osciló en un rango de $0,3$ a $4,5 \text{ mg L}^{-1}$. En las muestras de 2021 su concentración máxima fue $2,4 \text{ mg L}^{-1}$.

El COT calculado como promedio de las tres estaciones de muestreo presenta valores más altos al comienzo de la serie temporal: a partir de finales de 2015 los valores son más bajos y estables (Figura 4.6). Posiblemente haya influido en ello el hecho de que el equipo de análisis se sustituyera en octubre del 2015 por uno nuevo y más específico para aguas marinas. Las aguas de superficie y fondo mostraron concentraciones de COT muy similares entre sí, salvo en algún caso puntual.

4.5.6 Estado de calidad fisicoquímica

Como puede verse en la Tabla 4.7, en 2021 el estado fisicoquímico general se clasificó en la máxima categoría ('Muy bueno') en todas las muestras de superficie al aplicar el PCQI (que integra nutrientes inorgánicos, oxígeno, turbidez y sólidos en suspensión). El valor de EQR considerando el total de las campañas fue muy similar entre las tres estaciones de muestreo, solo ligeramente más bajo en la que se sitúa más cerca del vertido (LEK_AGUA_01).

Tabla 4.6. 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
LEK_AGUA_01	23-feb-21	1,25	Muy bueno
	6-may-21	1,41	Muy bueno
	10-ago-21	1,04	Muy bueno
	11-nov-21	1,17	Muy bueno
	Total	1,13	Muy bueno
LEK_AGUA_02	23-feb-21	1,32	Muy bueno
	6-may-21	1,37	Muy bueno
	10-ago-21	1,26	Muy bueno
	11-nov-21	1,15	Muy bueno
	Total	1,23	Muy bueno
LEK_AGUA_03	23-feb-21	1,34	Muy bueno
	6-may-21	1,38	Muy bueno
	10-ago-21	1,08	Muy bueno
	11-nov-21	1,18	Muy bueno
	Total	1,15	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. Como puede verse, los objetivos se llevan cumpliendo desde el primer periodo para el cual es posible evaluarlos (2013–2018), alcanzándose siempre un estado 'Muy bueno' con el oxígeno y, como mínimo, 'Bueno' con los nutrientes.

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	LEK_01	103	4,1	4,1	0,50	MB	B	B	B	B
		LEK_02	103	2,4	2,4	0,25	MB	MB	MB	B	B
		LEK_03	103	2,4	2,4	0,20	MB	MB	MB	MB	MB
2019	2014-2019	LEK_01	102	3,4	4,0	0,50	MB	B	B	B	B
		LEK_02	102	1,7	2,5	0,26	MB	MB	MB	B	B
		LEK_03	102	1,7	2,3	0,20	MB	MB	MB	MB	MB
2020	2015-2020	LEK_01	103	3,5	4,5	0,47	MB	B	B	B	B
		LEK_02	102	1,6	2,4	0,20	MB	MB	MB	MB	MB
		LEK_03	103	1,8	2,4	0,18	MB	MB	MB	MB	MB
2021	2016-2021	LEK_01	103	2,3	4,9	0,24	MB	MB	B	B	B
		LEK_02	102	1,6	2,6	0,21	MB	MB	MB	MB	MB
		LEK_03	102	1,8	2,7	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 $> 0,65$

Además, en la Tabla 4.8 se observa que la estación LEK_AGUA_01 presenta concentraciones de nutrientes superiores al resto, aunque en ésta el amonio y el fosfato han ido disminuyendo y en la última evaluación se sitúan en niveles de Muy Buen estado o bastante cercanos.

4.6 Discusión

A pesar de que febrero fue un mes muy cálido, la temperatura del agua durante las campañas de 2021 se encontró en el rango típico de las aguas de la plataforma del sudeste del golfo de Vizcaya y presentó, como éstas, una marcada estacionalidad (González *et al.*, 2008; Goikoetxea *et al.*, 2009; Revilla *et al.*, 2010).

La variación estacional de la temperatura del agua, debido a su influencia sobre la densidad, influye de manera importante en los procesos de mezcla y estratificación vertical. En invierno la columna de agua está bien mezclada, mientras que en verano se encuentra estratificada térmicamente (presentando grados intermedios en primavera y en otoño). Además, el oleaje modula la estructura de la columna de agua y también tiene un componente estacional, ya que en promedio es más fuerte durante otoño e invierno, potenciando la mezcla vertical.

En el entorno de la EDAR de Lekeitio la temperatura del agua no mostró apenas diferencia entre los niveles de superficie y fondo durante las campañas de 2021. Esto es una característica de la zona de muestreo y se debe a su escasa profundidad (alrededor de 10 m), como se ha señalado en informes de años anteriores.

Por su parte, el grado de estratificación salina en las zonas costeras responde a los aportes de aguas continentales. Además, en verano la estratificación térmica puede facilitar la permanencia de los aportes de agua dulce en las capas superficiales (Revilla *et al.*, 2009). En el entorno de la EDAR la estratificación salina en 2021 fue poco importante para cualquier época del año, lo que también puede explicarse por la escasa profundidad de la zona.

La desembocadura del río Lea se encuentra muy próxima a la EDAR de Lekeitio, a menos de 1 km (Figura 4.7). Por tanto, este río podría haber influido en la calidad del agua en el entorno de la EDAR. Sin embargo, los valores de salinidad registrados en 2021 indican que el contenido de agua dulce fue bajo (incluso en invierno), lo cual también se ha venido observando en campañas de años anteriores. Hay que tener en cuenta que los muestreos no se realizan nunca cuando hay plumas fluviales a lo largo de la costa.

En estuarios y bahías costeras del País Vasco se ha descrito una elevada variabilidad hidrográfica a corta escala temporal, acoplada a las descargas de los ríos que desembocan en ellas (véase, por ejemplo, García-Soto *et al.*, 1990; Madariaga y Orive, 1995). Sin embargo, en zonas costeras abiertas la dinámica puede ser diferente. Tanto la elevada capacidad de dilución (resultante del gran volumen de agua), como de dispersión (debido al oleaje, las mareas y corrientes) que caracteriza a la costa del País Vasco regulan el efecto que puedan tener los aportes de los ríos locales (Valencia *et al.*, 2004). Por ello, las condiciones del agua en el área de estudio, aunque responderían a los aportes de los ríos, lo harían a una escala espacial y temporal más amplia que la que puede esperarse en una zona abrigada.

Con el fin de comparar el entorno de la EDAR de Lekeitio con una zona sometida a menor presión antrópica, se ha utilizado la estación L-L20 de la “Red de Seguimiento del Estado Ecológico de las Aguas de Transición y Costeras de la CAPV” de URA, que se encuentra más alejada de la costa (a unos 1300 m de distancia, Figura 4.7). Para ello se han tenido en cuenta los valores medidos de las cuatro campañas estacionales realizadas en 2021 en ambas zonas.

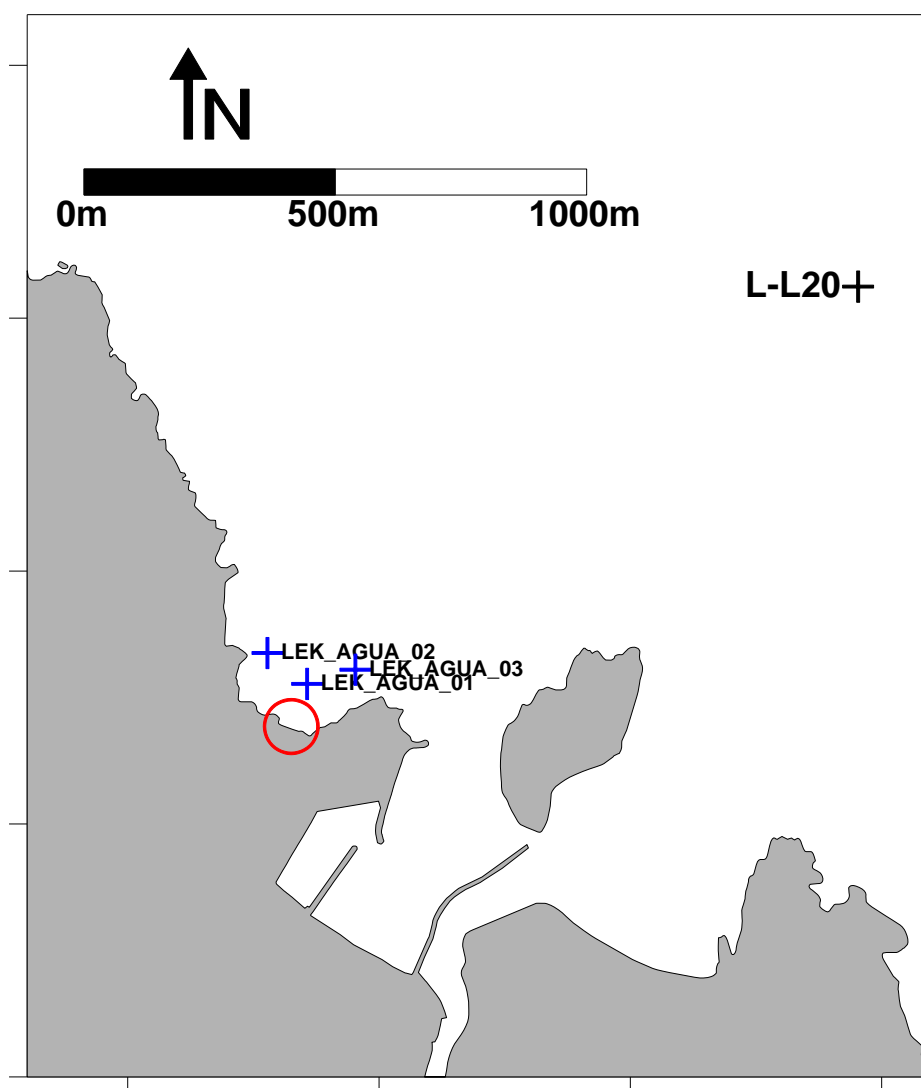


Figura 4.7. Localización de las estaciones de muestreo para la caracterización de la columna de agua en la zona del vertido y localización de la estación más próxima de la Agencia Vasca del Agua (L-L20). El punto de vertido se señala con círculo rojo. En la parte inferior del mapa puede apreciarse la desembocadura del río Lea.

Como puede verse en la Tabla 4.7, la salinidad promedio fue muy similar entre el entorno de la EDAR y la estación L-L20. Por tanto, el contenido medio de agua dulce fue prácticamente el mismo en la zona de vertido y en la estación situada a más de un kilómetro de éste. Las pequeñas diferencias observadas en temperatura, pH y saturación de oxígeno podrían deberse a que los muestreos, aunque realizados con frecuencia estacional en ambos seguimientos, no siempre coincidieron en el mismo día.

Tabla 4.7. Promedio calculado para las diferentes variables del agua en las estaciones del entorno de la EDAR y en la estación L-L20. 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-L20
Salinidad	USP	34,89	34,86
Temperatura	°C	16,30	16,49
pH	Unid. pH	8,19	8,18
Saturación de Oxígeno	%	104,51	103,80
Turbidez	NTU	0,43	0,33
Sólidos en suspensión	mg·L ⁻¹	8,74	5,70
Amonio	µmol·L ⁻¹	1,8	0,80
Nitrato	µmol·L ⁻¹	5,1	2,15
Fosfato	µmol·L ⁻¹	0,30	0,15
Carbono orgánico total	mg·L ⁻¹	1,23	S.D.
Clorofila "a"	µg·L ⁻¹	0,06	0,17

La turbidez fue algo más alta en la zona de vertido, así como también lo fueron las concentraciones de sólidos en suspensión y de nutrientes inorgánicos (Tabla 4.7). Esto podría indicar cierto impacto de la EDAR sobre las condiciones fisicoquímicas. Aunque, también hay que tener en cuenta que la menor profundidad de la zona de vertido (unos 10 m), frente a la estación L-L20 (unos 35 m) conlleva que pueda haber más aportes procedentes del sedimento por efecto del oleaje.

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, aplicando los objetivos propuestos más recientemente (CHC y URA, 2021), en la zona receptora del vertido se alcanzó al menos el Buen estado en todos los puntos de muestreo, en cuanto a tres nutrientes (amonio, nitrato y fosfato) y al oxígeno.

Como ya se ha señalado, la costa del País Vasco tiene una elevada capacidad de dilución y de dispersión. Por lo tanto, es coherente con esta capacidad que sus aguas cumplan con los objetivos de calidad. Aunque, de manera muy esporádica podrían encontrarse condiciones de mala calidad. Por ejemplo, Valencia *et al.* (1989) señalaron que las plumas fluviales afectaban de manera ocasional a la transparencia del agua en la zona interna de la plataforma costera del País Vasco.

En cuanto a 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, siempre que no exista limitación por luz.

En el entorno de la EDAR de Lekeitio 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. Por ejemplo, al pico de nitrato que tuvo lugar en agosto. Sin embargo, en el entorno de la EDAR la concentración de clorofila ha sido baja y similar a la de la estación L-L20 a lo largo de toda la serie, e incluso ha disminuido en los tres últimos años. Hay que tener en cuenta que los picos de nutrientes en la zona de vertido son esporádicos, como se evidencia con el cumplimiento de los objetivos ambientales (CHC y URA, 2021). Además, las concentraciones de amonio y fosfato han ido disminuyendo y en el periodo 2016-2021 se sitúan en niveles típicos de Muy Buen estado, o están muy cercanos.

En el siguiente capítulo (sobre fitoplancton) se realiza 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 LEK_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 Descripción de las comunidades

En el Anexo 11.1 se puede consultar con detalle la abundancia celular de cada taxón. Aquí se han agrupado dichos taxones en órdenes jerárquicos superiores, para facilitar el estudio de la estructura de la comunidad. Como puede verse en la Figura 5.2, hubo baja densidad celular en todas las muestras de 2021, especialmente en la de otoño (esta solo sumó unas 9000 células·L⁻¹).

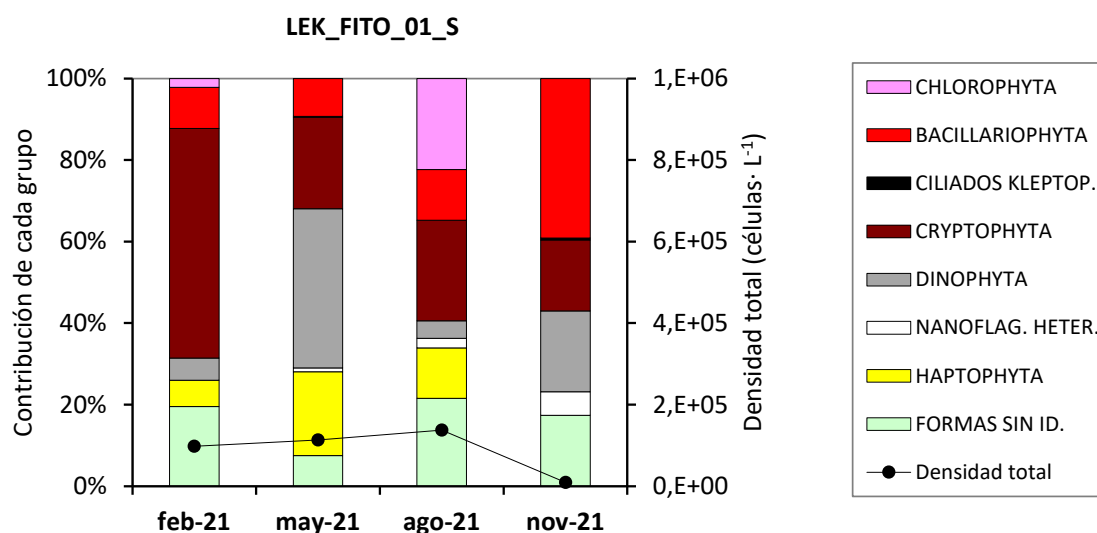


Figura 5.2. Contribución de cada grupo a la densidad total (en %) y densidad total de fitoplancton (en células L⁻¹) durante las campañas del presente plan de vigilancia. No se muestra la contribución relativa de aquellos grupos que, aunque se detectaron, aportaron en conjunto menos del 1%.

La mayoría de las células en las muestras de 2021 fueron de tamaño muy pequeño (clorofitas prasinofíceas, criptofitas, haptofitas primnesiales y formas indeterminadas inferiores a 10 μm). Los dinoflagelados destacaron en mayo al aportar una elevada riqueza (31 especies) y el 39% de las células, aunque también en esa muestra predominaron las formas de tamaño pequeño (gymnodiniales inferiores a 20 μm y *Gyrodinium cf. flagellare*).

Las diatomeas se encontraron siempre en muy baja abundancia, y más aún las dictiocofíceas (estas últimas representaron menos del 0,1%). En la muestra de noviembre fueron relativamente más importantes las diatomeas que el resto de los grupos, pero se trató de pennales de origen probablemente bentónico, que habrían pasado a la columna de agua por efecto del oleaje. La presencia de especies asociadas al bentos no es de extrañar en muestras tomadas en zonas litorales poco profundas. Sería el caso también de otras diatomeas como *Licmophora* sp. y de los dinoflagelados *Ostreopsis* spp., *Coolia monotis* y *Amphidinium* sp.

Nanoflagelados heterótrofos (*Leucocryptos* spp.) hubo en casi todas las muestras, su máximo se observó en agosto y fue poco destacable (~ 3200 células·L⁻¹). Tampoco destacaron los ciliados kleptoplastidiales (*Mesodinium rubrum* complex), cuyo máximo se midió en primavera (200 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 $400 \cdot 10^3$ células·L⁻¹ (BOE, 2015). El valor más alto se observó en agosto, con unas $34 \cdot 10^3$ células·L⁻¹ de las criptofitas *Plagioelmis* 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 pueden afectar a la salud humana, comenzando por los dinoflagelados, en primavera se detectó cf. *Azadinium* spp. (20 células·L⁻¹). Dentro de este género se citan en la bibliografía especies productoras de azaspirácidos, unas toxinas que se bioacumulan en moluscos filtradores. En verano y en otoño se observó *Ostreopsis* spp. (*siamensis/ovata*), con 540 y 180 células·L⁻¹, respectivamente. Este taxón epibentónico puede producir toxinas que se bioacumulan en pescado o que, en contacto con la piel o vías respiratorias, originan desde leves irritaciones, hasta cuadros más severos que requieren hospitalización.

En cuanto a las diatomeas, dentro del género *Pseudo-nitzschia* se conocen especies con capacidad para producir ácido domoico, una toxina que también se acumula en las redes tróficas. En todas las muestras excepto en la de invierno se detectaron células de este género, el máximo se encontró en verano (*Pseudo-nitzschia galaxiae*, con aproximadamente 5000 células·L⁻¹).

Por otra parte, se identificaron organismos que no se relacionan con efectos tóxicos en humanos, pero que pueden ser perjudiciales para los ecosistemas cuando alcanzan abundancias altas (lo cual no ocurrió).

Así, se pueden citar los dinoflagelados *Amphidinium* sp., *Prorocentrum micans*, *Tripos furca* y *T. fusus* (todos ellos por debajo de 1000 células·L⁻¹). También cabe citar entre los dinoflagelados potencialmente nocivos las formas gymnodiniales pequeñas, que no fue posible identificar a mayor detalle y que podrían incluir especies tóxicas (Kareniaceae). Los gymnodiniales de tamaño inferior a 20 µm fueron frecuentes y su abundancia máxima fue de unas 15 000 células·L⁻¹ (primavera). En todo caso, no se observaron individuos del género *Karlodinium*, ni *Karenia*.

En cuanto a las diatomeas y ocrofitas que pueden producir mortalidad de peces u otros efectos deletéreos en los ecosistemas se observaron *Skeletonema* sp. (5–10 µm), *Rhizosolenia setigera* f. *setigera*, *Rhizosolenia* spp. y *Octactis speculum*, pero su abundancia fue baja (como máximo 120 células·L⁻¹). No se detectaron rafidofíceas.

Por último, en lo que se refiere a pequeños flagelados potencialmente nocivos, unas primnesiales de difícil identificación englobadas como *Chrysochromulina/Imantonia/Phaeocystis* pudieron contabilizarse en primavera y verano, pero no llegaron a alcanzar 25 000 células·L⁻¹. *Phaeocystis globosa* se observó en invierno, con unas 6400 células·L⁻¹.

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 LEK_AGUA_01 es 0,39 µg L⁻¹. Este valor es menor que los obtenidos en evaluaciones previas, concretamente, desde el periodo 2013-2018 el rango de esta métrica había abarcado 0,63–0,64 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 Gorniz, Bakio y Ondarroa).

El EQR obtenido es 2,564, lo que indica un estado 'Muy bueno'. Esta misma calificación le ha correspondido a la estación L-L20 de la "Red de Seguimiento" de URA desde el periodo 2002-2007, 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 2,041 (Borja *et al.*, 2022).

5.4.4 Evolución temporal de las comunidades

En la Figura 5.3 se muestra desde 2013 (primer plan de vigilancia) la evolución de las variables que describen de forma general la estructura de la comunidad de fitoplancton (abundancia total, diversidad H' y riqueza), en las aguas receptoras del vertido.

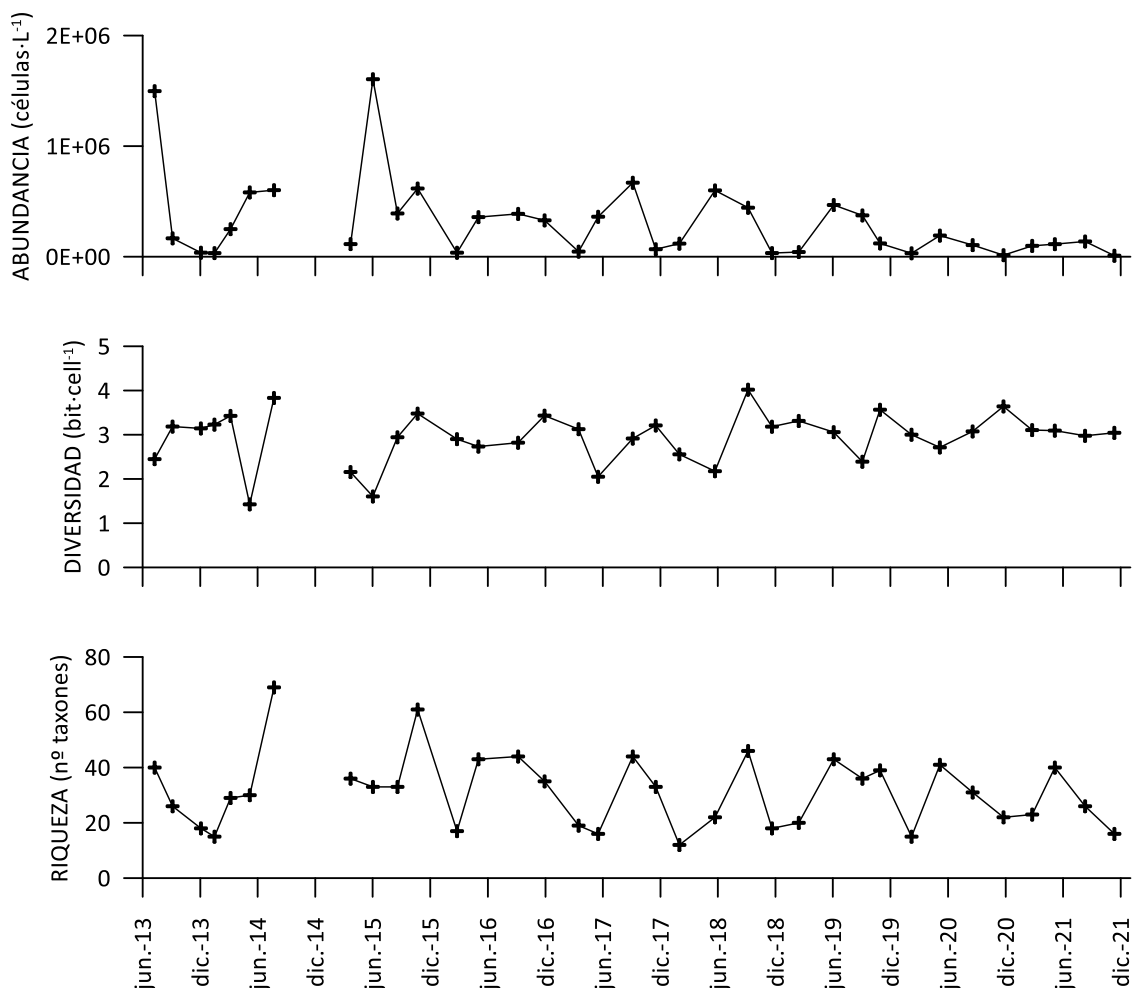


Figura 5.3. Evolución temporal de la densidad celular, el índice de diversidad de Shannon (H') y el número de taxones de fitoplancton en superficie en LEK_AGUA_01.

En cuanto a la abundancia, los máximos generalmente se han mantenido por debajo de un millón de células por litro (Figura 5.3). Solo en dos casos se ha superado dicho nivel, con valores cercanos a $1,5 \cdot 10^6$ células·L⁻¹, estos tuvieron lugar en condiciones hidrográficas típicas de primavera (julio de 2013 y junio de 2015) y en ambos las células más abundantes fueron haptofitas primnesiales.

En el fitoplancton, ni los ciclos ni las tendencias se suelen percibir de manera sencilla, debido a la variabilidad tan alta que tiene a corta escala temporal en el medio marino (en escala de días, o incluso horas). Aunque, en esta zona, la abundancia parece seguir cierto patrón estacional. Las muestras de invierno han presentado siempre valores relativamente bajos (<300 000 células·L⁻¹). Por encima de ese nivel han estado casi siempre las de primavera y en algunas ocasiones las de verano. Otoño, con alguna excepción, ha presentado valores bajos, similares a los de invierno. En 2020 y 2021 el ciclo anual no ha sido muy distinto, pero hay que destacar en estos dos últimos años que los valores han sido muy bajos en todas las muestras (Figura 5.3).

En cuanto a la diversidad, los valores de 2021 se encuentran en el rango de años previos, que abarca desde 1,4 hasta 4,0 bit·cell⁻¹ (Figura 5.3). El índice H' no presenta un ciclo estacional claro. Los mínimos (<2 bit·cell⁻¹) se han encontrado en las muestras de primavera de 2014 y 2015. Aunque dichas muestras presentaban un alto número de taxones distintos, en torno a 30, estaban dominadas en abundancia por pequeños flagelados (criptofitas y haptofitas primnesiales, respectivamente).

La riqueza ha variado a lo largo de la serie entre 12 y 69 taxones. Tampoco para esta variable se puede percibir un ciclo estacional. Los valores registrados en 2021 se encuentran en el rango de años previos (Figura 5.3).

5.5 Discusión

Con el fin de evaluar si las comunidades del fitoplancton en la zona próxima a los vertidos de la EDAR presentaban diferencias con las de la zona costera adyacente, se han tenido en cuenta los resultados obtenidos trimestralmente en la “Red de Seguimiento del Estado Ecológico de las Aguas de Transición y Costeras de la CAPV” de URA. Concretamente se han estudiado los de una serie de años recientes (2010–2019) en la estación L-L20, que se ha muestreado en superficie con periodicidad trimestral. No hay datos de fitoplancton para esta estación en años posteriores, con lo cual, la comparación con la estación LEK_AGUA_01 debe interpretarse con precaución dado que los periodos temporales de las series no son coincidentes en su totalidad.

En la estación L-L20 se han observado densidades de fitoplancton cercanas o superiores a 10^6 células·L⁻¹, concretamente en los meses de marzo (2011, 2013 y 2015), mayo (2010, 2011) y octubre (2016). Estas comunidades han estado generalmente dominadas por diatomeas, tales como *Chaetoceros* sp., *Thalassiosira* spp., centrales de pequeño tamaño y la especie potencialmente tóxica *Pseudo-nitzschia* spp. Además, en mayo de 2014 se observó un “bloom” de criptofíceas (*Rhodomonas* sp.).

Las floraciones de diatomeas a finales de invierno y comienzos de primavera, como las descritas en la estación L-L20, son naturales y comunes en los mares costeros de clima templado.

En los meses más cálidos (en verano y en ocasiones a comienzos de otoño) en la estación L-L20 se ha observado una mayor contribución de los dinoflagelados, tanto a la abundancia, como a la riqueza, en comparación con las campañas de invierno y primavera.

Otros taxones recurrentes en esta estación control han sido las pequeñas formas sin identificar y las haptofitas primnesiales.

En el entorno de la EDAR de Lekeitio, desde que comenzó su estudio en 2013, se han observado algunas floraciones en condiciones hidrográficas típicas de finales de primavera. Dos de ellas producidas por haptofitas primnesiales (*Chrysochromulina/Imantonia/Phaeocystis*): el 9 de julio de 2013, tras una época de lluvias persistentes, y el 2 de junio de 2015. La restante, el 7 de mayo de 2014, por la criptofícea *Plagioselmis* sp. (Revilla *et al.*, 2014b; 2015; 2016).

Por lo tanto, la abundancia fitoplanctónica en la zona de la EDAR, así como la composición general de la comunidad, presenta bastante similitud con la de la zona costera adyacente. Si bien es cierto que, hasta ahora, las floraciones de diatomeas observadas en la estación control a finales de invierno y en primavera no se han visto en la estación LEK_AGUA_01. En esta última han tenido más incidencia las floraciones primaverales de pequeños flagelados.

Por otra parte, la abundancia de especies potencialmente tóxicas o nocivas se tiene en cuenta dentro de los seguimientos del fitoplancton, ya que su presencia en el agua puede suponer un peligro para la salud humana y/o la fauna marina (Masó y Garcés, 2006; Anderson, 2009).

Ciertas floraciones producen efectos nocivos sobre los ecosistemas debido al exceso de biomasa fitoplanctónica. Por ejemplo, las praderas marinas pueden verse afectadas por la turbidez, o la fauna por el descenso de oxígeno que ocurre con la degradación bacteriana de la materia orgánica.

Algunas diatomeas producen mucílagos que pueden dar lugar a fenómenos de anoxia (los géneros *Thalassiosira*, *Coscinodiscus*, *Chaetoceros* y *Rhizosolenia*). Otras especies de fitoplancton pueden ocasionar daños en los epitelios branquiales, entre ellas las diatomeas *Chaetoceros socialis* y *Leptocylindrus minimus*, así como las de la familia de las dictiocofíceas (por ejemplo, *Dictyocha* spp.). En general, cualquier especie perteneciente a uno de estos géneros que aparezca regularmente en densidades muy elevadas (del orden de $10^5 - 10^6$ células·L⁻¹) puede ser considerada como perjudicial.

En el caso de la estación cercana al punto de vertido (LEK_AGUA_01), no se observaron crecimientos masivos de fitoplancton en 2021. Aunque se identificaron algunos géneros de diatomeas y dictiocofíceas que pueden ser perjudiciales para la fauna marina, su densidad fue muy baja. Además, no hubo problemas de anoxia (ni siquiera hipoxia).

En cuanto a la capacidad de producción de toxinas, los dinoflagelados son el grupo fitoplanctónico 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 (síndromes diarreicos, neurotóxicos o paralizantes) (Van Dolah, 2000).

Hay que recalcar que algunos dinoflagelados pueden causar síndromes tóxicos incluso cuando en el agua se encuentran en concentraciones muy bajas. En áreas destinadas al cultivo de marisco los umbrales de alerta que se aplican a la abundancia del fitoplancton potencialmente tóxico difieren a lo largo de las costas europeas, ya que la toxicidad también depende de factores ambientales y son, además, específicos para los distintos taxones. En todo caso, los umbrales son más bajos que los que habitualmente se entienden como característicos de un "bloom". Por ejemplo, para especies que pueden producir toxinas diarreicas (*Dinophysis* spp.) hay umbrales de 500 células·L⁻¹ (Ifremer, 2013) o incluso de 100 células·L⁻¹ (Swan y Davidson, 2012). En el caso de las que pueden causar el síndrome paralizante los umbrales son aún más restrictivos, por ejemplo, la sola presencia de *Alexandrium* sp. (una célula observada) puede decidir el cierre de una zona de producción (Swan y Davidson, 2012).

Tabla 5.1. Algunas especies de dinoflagelados marinos que en la actualidad son reconocidas como tóxicas o causantes de otros efectos perjudiciales. DSP: *Diarrhetic 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. Producen yessotoxinas que pueden causar intoxicación por consumo de marisco. Asociados a mortandades de fauna marina (anoxia).
<i>Gonyaulax spinifera</i> , <i>Lingulodinium polyedra</i> , <i>Protoceratium reticulatum</i>	Cosmopolita	Forma mareas rojas que producen mortandades de peces y bivalvos por la actividad hemolítica de su toxina.
<i>Heterocapsa circularisquama</i>	Japón, aguas costeras	Brevetoxinas (compuestos neurotóxicos). Mortandades de fauna marina. <i>K. brevisulcata</i> produce aerosoles tóxicos (perjudicial en aguas de baño).
<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)	Algunas especies resultan tóxicas para peces y bivalvos.
<i>Karlodinium</i> spp., <i>K. veneficum</i>	Cosmopolita, aguas costeras, estuarios	Forma mareas rojas, pudiendo resultar mortal para los peces al acumular grandes cantidades de amonio.
<i>Noctiluca scintillans</i>	Tropical, subtropical y templada	Ictiotóxica, epizootica. También produce el <i>síndrome del estuario</i> en humanos.
<i>Pfiesteria piscicida</i>	Costa Este de EE.UU.	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>Prorocentrum lima</i> (DSP), <i>Prorocentrum</i> spp.	Aguas costeras, estuarios	Azaspirácidos (biotoxinas lipofílicas asociadas a síndromes por consumo de marisco).
<i>Protoperidinium crassipes</i> (vector, no productor), <i>Azadinium dexteroporum</i>	Cosmopolita	

En el entorno de la EDAR de Lekeitio, aunque la abundancia de los dinoflagelados que se consideran con capacidad de producir toxinas suele ser muy baja, no debería obviarse su importancia para los cultivos de bivalvos por lo ya comentado sobre la bioacumulación en moluscos filtradores. No obstante, esas especies se han citado previamente a lo largo de la costa del País Vasco y no son indicadoras de eutrofización (Muñiz *et al.*, 2017).

Respecto a 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 aves y mamíferos marinos. 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).

Pseudo-nitzschia es habitual en la costa del País Vasco y en ocasiones ha alcanzado niveles de floración (Borja *et al.*, 2013). Dentro de este género, en la literatura científica se citan diferentes umbrales de alerta, según la especie, asociados a riesgo de toxicidad. 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 moluscos de Escocia se utiliza un umbral de alerta de 50 000 células·L⁻¹ para *Pseudo-nitzschia* spp. (Swan y Davidson, 2012).

En el entorno de la EDAR de Lekeitio también se identificaron en 2021 células pertenecientes al género *Pseudo-nitzschia*, pero en las muestras de este plan de vigilancia su abundancia estuvo muy por debajo de los umbrales de alerta citados.

Por último, algunas primnesiofíceas (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 las muestras de superficie de la estación LEK_AGUA_01 se encontraron primnesiofíceas que podrían pertenecer al género *Chrysochromulina*, aunque no alcanzaron niveles tan elevados (Anexo 11.1). Este género también está ampliamente extendido por la costa vasca (Borja *et al.*, 2013).

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 tomaron muestras de sedimentos en una única estación, localizada en el entorno del punto de vertido (Figura 6.1). Dicha estación se situó lo más cercana posible al punto de vertido (a unos 175 m, Tabla 6.1) y donde existía sustrato blando con suficiente potencia de sedimento para ser muestreado.

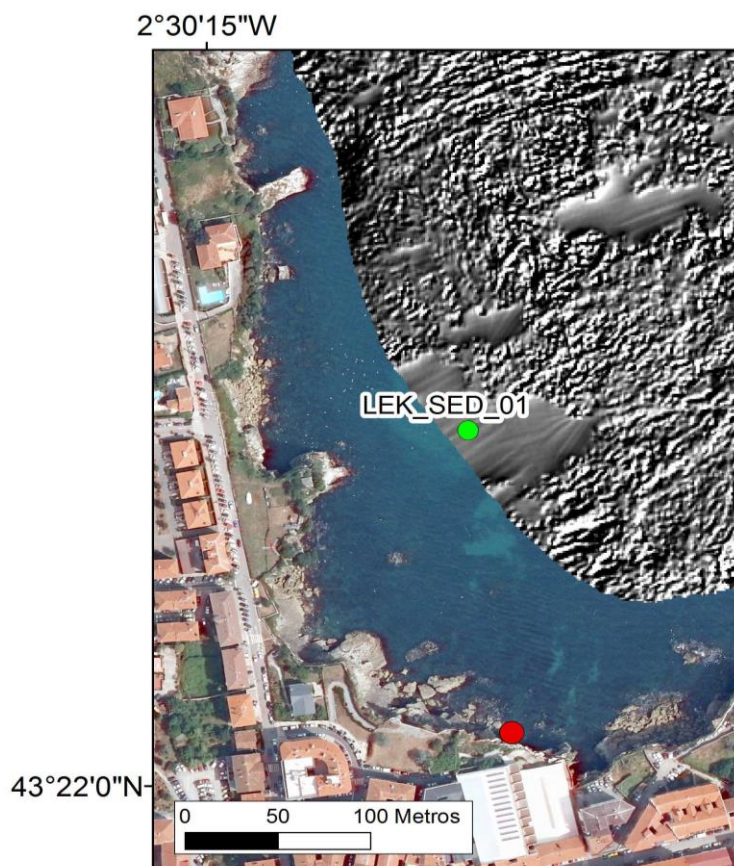


Figura 6.1. Estación de muestreo de sedimentos y bentos de fondo blando en el entorno de la EDAR de Lekeitio. El punto de vertido se señala con círculo rojo. Se superpone una imagen gris, realizada con batimetría de alta resolución, donde pueden observarse las zonas con fondo blando (liso) y duro (rugoso).

Se llevó a cabo una campaña anual, el día 2 de marzo de 2021. Esta frecuencia de muestreo es suficiente para caracterizar el sedimento, matriz que presenta una variabilidad temporal muy inferior a la de la columna de agua. El muestreo se llevó a cabo mediante draga oceanográfica en una embarcación neumática.

Tabla 6.1. Información de la estación de muestreo de sedimentos y bentos de fondo blando en el entorno de los vertidos de la EDAR de Lekeitio. 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)
LEK_SED_01	~175	N	540 311	4 801 859	10

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 (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, las arenas son la fracción predominante desde el comienzo de la serie temporal.

En 2021 el sedimento presentó un tamaño medio de 0,206 mm, lo que se corresponde con el tipo denominado *arena fina* (según la escala de Wentworth, 1922).

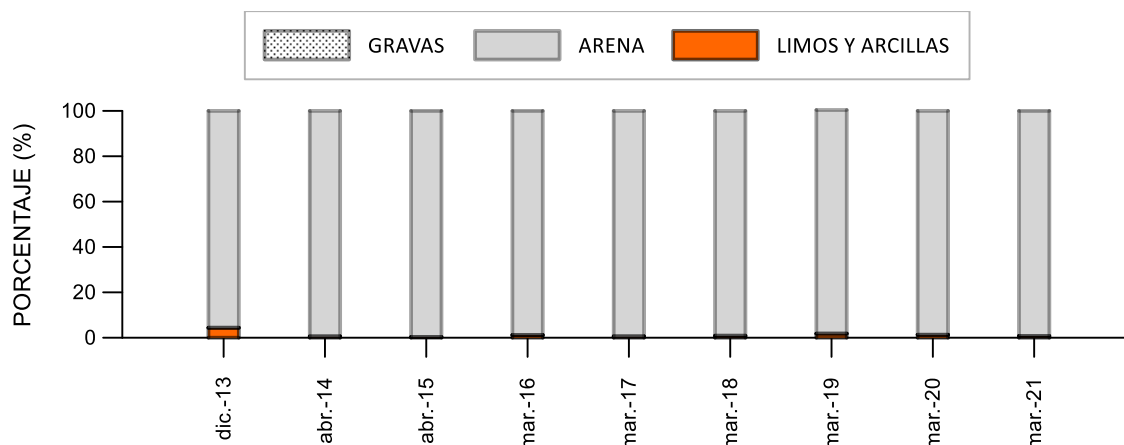


Figura 6.2. Evolución temporal de la composición granulométrica del sedimento superficial en la estación LEK_SED_01 localizada en Lekeitio.

En la Figura 6.3 se muestran los tipos sedimentarios según la clasificación de Folk (1974) basada 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 99,25%.

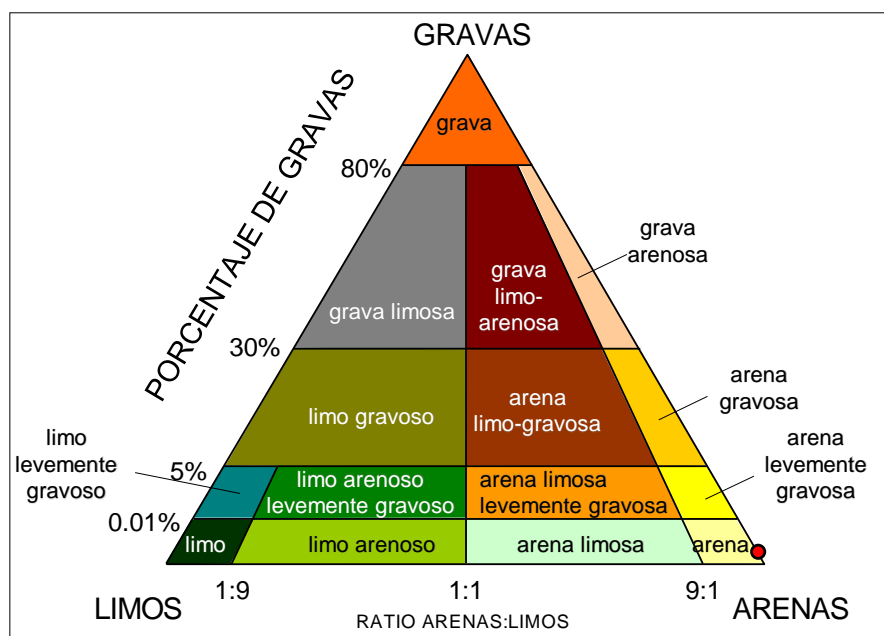


Figura 6.3. Tipo sedimentario según la clasificación de Folk (1974) del sedimento de la estación LEK_SED_01 localizada en Lekeitio (indicado con punto rojo).

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

El potencial redox del sedimento (Eh) está generalmente relacionado con los procesos biológicos, químicos y físicos que tienen lugar en esa matriz. Así, valores de Eh negativos suelen ser 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 que están localizados en zonas con condiciones hidrodinámicas de baja energía presentan generalmente valores de Eh muy negativos, y viceversa.

El potencial redox medido en el sedimento recogido en 2021 fue +353 mV. Este valor elevado es coherente con las condiciones hidrodinámicas predominantes en la zona de estudio, sometida a la acción del oleaje. En años previos se han obtenido valores muy similares (Figura 6.4).

La demanda química de oxígeno (DQO) en los sedimentos marinos está relacionada con su contenido en materia orgánica. El valor determinado en 2021 fue 9,1 g·kg⁻¹. Este valor puede considerarse bajo y respondería a 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 muy estrecho, entre el mínimo observado en el año 2015 (5,5 g·kg⁻¹) y el valor observado en 2020 (10 g·kg⁻¹, Figura 6.4).

6.3.3 Nitrógeno total

El contenido en nitrógeno orgánico total (NOT) en sedimentos en el medio marino suele presentar una variabilidad similar al contenido en materia orgánica. El valor determinado en 2021 puede considerarse bajo (380 mgN·kg⁻¹), acorde con la baja DQO y las condiciones hidrodinámicas de la zona de estudio.

La concentración de NOT no ha sufrido apenas variaciones, salvo por el valor extremadamente bajo de marzo de 2017. Dicho valor 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 la 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 Bakio, donde se encontró un valor similar, muy bajo, de NOT en marzo de 2017 (véase informe referente a dicho plan de vigilancia). En todo caso, al ser más bajos de lo esperado, dichos valores no resultan indicativos de contaminación y, por tanto, simplemente deberían tomarse como valores dudosos, pero no preocupantes.

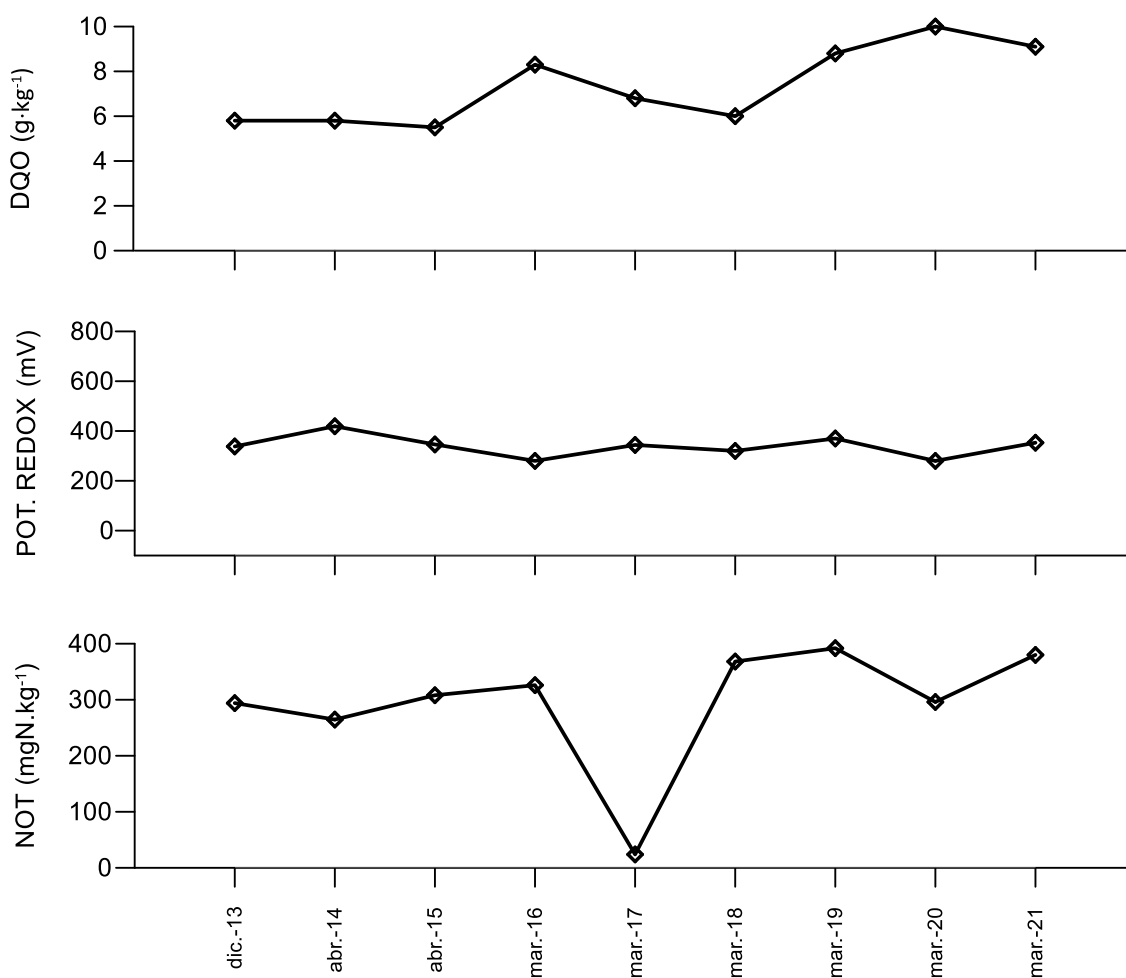


Figura 6.4. Evolución temporal de la demanda química de oxígeno (DQO), del potencial redox y de la concentración de nitrógeno orgánico total (NOT) en la estación LEK_SED_01 localizada en Lekeitio.

6.4 Discusión

En la Figura 6.5 se muestra la localización de la estación L-L20 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 sitúa a unos 1300 m al noreste de la estación LEK_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.

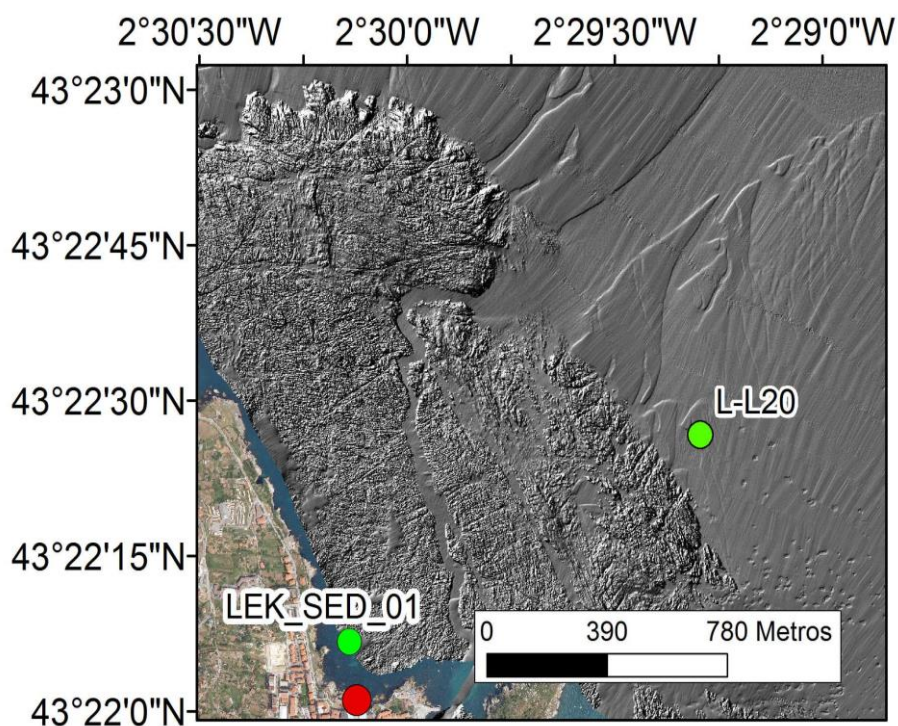


Figura 6.5. Localización de la estación L-L20 de la "Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la CAPV", junto con la estación LEK_SED_01 y el punto de vertido (círculo rojo). Se superpone una imagen gris, realizada con batimetría de alta resolución, donde pueden observarse las zonas con fondo blando (liso) y duro (rugoso).

Para la estación L-L20 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 LEK_SED_01. Sin embargo, sí se dispone de datos anuales de potencial redox con los que comparar la zona de vertido de la EDAR.

El potencial redox en la estación L-L20 en los últimos años ha variado entre +264 y +504 mV. El valor de Eh medido en 2021 en la estación LEK_SED_01 se encuentra dentro del rango de los valores más recientes de la estación L-L20. 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 Lekeitio.

7. COMUNIDADES DEL BENTOS DE FONDO BLANDO

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

Se llevó a cabo una única campaña de muestreo, el día 2 de marzo de 2021, en la estación LEK_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 (Figura 6.1 y Tabla 6.1).

Para la recogida de las muestras 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 llevó a cabo el recuento de los ejemplares identificados.

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 2000/60/CE (DMA) 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 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 identificados, así como el porcentaje que aportó cada *phylum*. En total se identificaron 7 taxones, siendo algo más de la mitad artrópodos y el resto, anélidos y moluscos.

Tabla 7.1. Número de taxones identificados y porcentaje que representó cada *phylum* en la muestra tomada en el litoral de Lekeitio en marzo de 2021.

<i>Phylum</i>	nº taxones	%
<i>Annelida</i>	2	28,6
<i>Mollusca</i>	1	14,3
<i>Arthropoda</i>	4	57,1
TOTAL	7	100

A diferencia de las campañas realizadas entre 2013 y 2018, desde 2019 han aparecido moluscos, organismos que normalmente suelen alcanzar densidades moderadas en sedimentos arenosos como los que caracterizan a esta estación.

El número de individuos obtenido en cada una de las tres réplicas y su densidad puede consultarse en el Anexo 11.2.

En cuanto a los efectivos que aportó cada *phylum*, destacaron los anélidos, que supusieron el 53,3% del total. Les siguieron los artrópodos (crustáceos) con el 40% y, por último, los moluscos con el 6,7%.

Por especies, destacaron los anélidos poliquetos *Nephtys cirrosa* y *Dispio elegans*, con una densidad media cada uno de 13,3 ind·m⁻². A estos les siguió el artrópodo anfípodo *Cumopsis fagei*, con 10 ind·m⁻². Las otras cuatro especies solamente contribuyeron con un único individuo, siendo la densidad media de cada una de ellas 3,3 ind·m⁻².

El anélido poliqueto *Dispio elegans* (Figura 7.1, a) es una especie de reciente identificación. Probablemente, en el ámbito de las costas ibéricas, corresponda a lo que se ha venido considerando como *Dispio uncinata*, que es un pequeño gusano que habita en la zona intermareal y en el submareal somero, hasta unos 40 m de profundidad. Es una especie tolerante al enriquecimiento orgánico.

El anélido poliqueto *Nephtys cirrosa* (Figura 7.1, b) suele encontrarse enterrado en sedimentos arenosos del nivel intermareal o en el submareal somero. Se desplaza tanto excavando en el sedimento como nadando. Puede alcanzar hasta 10 cm de longitud. Es una especie carnívora que se alimenta de pequeños moluscos, crustáceos y poliquetos que captura con su probóscide. Se considera una especie indiferente a la alteración del medio.

El artrópodo crustáceo *Cumopsis fagei* (Figura 7.1, c) es un pequeño cumáceo (5-8 mm) que, aunque es intermareal, 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 los microorganismos y la materia orgánica de los depósitos del fondo; las especies que viven en arenas se alimentan limpiando la parte orgánica de los granos de arena. Es una especie que se considera indiferente a la alteración del medio.



Figura 7.1. Imágenes de (a) *Dispio elegans*; (b) *Nephtys cirrosa*; (c) *Cumopsis fagei*. Fuentes:

(a) Delgado-Blas *et al.* (2018)

(b) http://www.delivery.superstock.com/WI/223/1566/200904/PreviewComp/SuperStock_1566-462585.jpg

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

Los parámetros estructurales (Tabla 7.2) muestran una población pobre en cuanto a densidad y riqueza (lo habitual en una comunidad de zonas arenosas someras). Sin embargo, los valores de diversidad y equitabilidad se encuentran en un nivel intermedio y alto (2,52 bit·ind⁻¹ y 0,90, respectivamente), lo cual es indicativo de ausencia de una especie dominante y de buen reparto de los ejemplares entre los taxones presentes.

Tabla 7.2. Parámetros estructurales calculados a partir de la muestra tomada en el litoral de Lekeitio en 2021.

Bentos de sustrato blando	LEK_SED_01
Densidad (ind·m ⁻²)	50
Riqueza (nº sp.)	7
Diversidad máxima (bit)	2,81
Diversidad (bit·ind ⁻¹)	2,52
Equitabilidad	0,90

La estación LEK_SED_01 está situada en una zona de mucho hidrodinamismo, donde la fuerza del oleaje hace que la movilidad del sedimento sea alta, lo que podría dificultar el establecimiento de especies y ofrecer situaciones cambiantes de un año a otro.

Teniendo en cuenta las características naturales del medio en el que se tomó la muestra, así como los valores observados en los parámetros estructurales, se trataría de una comunidad equiparable a *Pontocrates arenarius*–*Eurydice pulchra*, tal y como indican la presencia de ejemplares de *Dispio*. Esta es una comunidad que, con otras, representa la transición entre los estuarios y la plataforma continental (Borja *et al.*, 2004), suele estar dominada por pequeños crustáceos y está presente en arenas hasta 10 m de profundidad. A pesar de que el valor de diversidad resultó ligeramente superior al rango esperado para esta comunidad, la densidad y la riqueza específica halladas, aun siendo valores bajos, se ubicaron dentro del rango.

Sin embargo, la composición faunística hallada en la muestra de 2021 incluye especies representantes de la comunidad de *Tellina* (*Nephtys cirrosa*, *Dispio elegans* y *Cumopsis fagei*) y de *Venus* (*Bathyporeia guilliamsoniana*), dichas comunidades suelen convivir con la de *Pontocrates*–*Eurydice* en algunos ambientes (o espacios) de transición.

Aparecen por primera vez en esta serie de muestreos el molusco gasterópodo *Tritia reticulata* y el crustáceo anfípodo *Bathyporeia guilliamsoniana*. Además, reaparecen después de haber estado tres años sin ser colectadas en estas muestras, el crustáceo anfípodo *Ampelisca brevicornis* y el crustáceo cumáceo *Diastylis bradyi*.

7.4.2 Índices de calidad AMBI y M-AMBI

En función del coeficiente biótico AMBI (Borja *et al.*, 2000) la estación LEK_SED_01 presentó en 2021 alteración ligera (Tabla 7.3).

Atendiendo al reparto entre grupos ecológicos (GE), dominaron las especies indiferentes (GE II), seguidas de las tolerantes a la contaminación orgánica (GE III) y las sensibles (GE I). Destacó la total ausencia de especies oportunistas de segundo grado (GE IV) y de primer grado (GE V).

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 junto con la desviación típica correspondiente (S) para la estación muestreada en Lekeitio en 2021.

Estación	LEK_SED_01		
Réplica	a	b	c
GE I	10	33,3	0
GE II	60	33,3	100
GE III	30	33,3	0
GE IV	0	0	0
GE V	0	0	0
AMBI	1,800	1,500	1,500
AMBI promedio	1,600		
S	0,173		
Clasificación AMBI	Alteración ligera		
M-AMBI	0,97		
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

El valor medio del coeficiente AMBI (1,6) indica que la estación muestreada presentaba una comunidad desequilibrada (Borja *et al.*, 2000) y alteración ligera del sedimento. Esta calificación es producto del promedio de las tres réplicas, que fueron bastante homogéneas; y presentaron todas ellas una situación de comunidad desequilibrada (Tabla 7.3).

Por otro lado, en la “Red de Seguimiento del Estado Ecológico de las Aguas de Transición y Costeras de la CAPV” hay una estación de muestreo cercana a la estación LEK_SED_01: se trata de L-L20, situada a unos 1300 m al nordeste (Figura 6.5). Esta estación, que corresponde a una zona de arenas limpias, presentó en 2021 una comunidad macrobentónica “no alterada”, con un valor de AMBI de 0,993 (Borja *et al.*, 2022).

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=0,97). Para este índice, al igual que en años anteriores, se aplicaron las condiciones de referencia que corresponden 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 la estación LEK_SED_01 la riqueza de taxones y la densidad media de individuos, desde el primer plan de vigilancia (2013). A pesar de que no puede establecerse una tendencia clara, parece vislumbrarse una disminución de los valores, especialmente en la densidad, aunque siendo siempre valores bajos.

Así, en 2013 se encontraron 95 ind·m⁻² (utilizando dos réplicas) y, posteriormente, con una réplica añadida, desde un mínimo de 30 ind·m⁻² en marzo de 2020, hasta un máximo de 243 ind·m⁻² en abril de 2015.

En lo que a la riqueza se refiere, después de encontrarse solamente 3 taxones en 2013 (agrupando dos réplicas), en años posteriores, con tres réplicas, la riqueza ha variado entre un mínimo de 6 (marzo de 2020) y un máximo 21 taxones (abril de 2014).

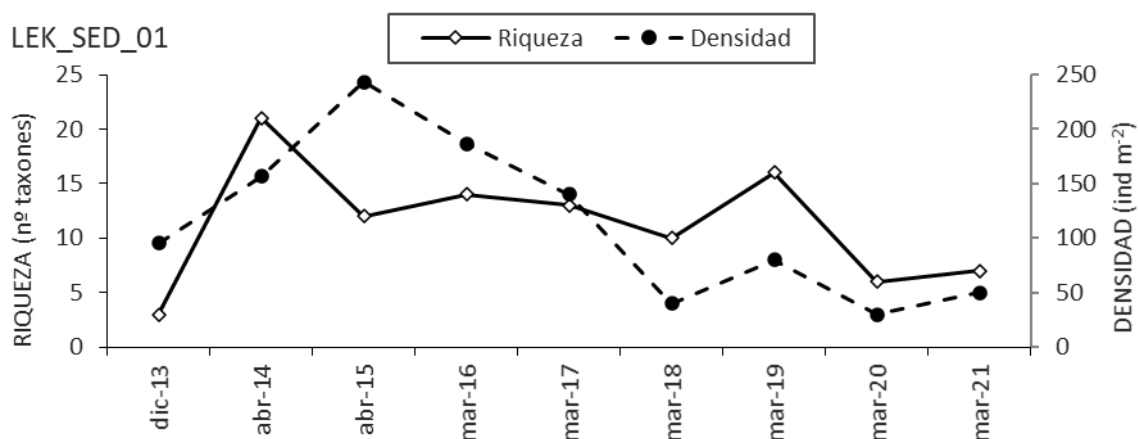


Figura 7.2. Riqueza (número de taxones distintos de todas las réplicas en conjunto) y densidad media observada en la estación LEK_SED_01 desde el año 2013. El primer valor de estas series deriva de dos réplicas y los posteriores de tres.

La campaña de 2013 (con dos réplicas) reflejó la presencia de una comunidad de *Pontocrates-Eurydice* cuyas características principales son, además de una composición específica concreta, sus bajos valores de riqueza específica y de densidad. Esta comunidad es típica de medios submareales someros, en zonas expuestas con sustratos arenosos o gravosos.

En 2014 se recogieron tres réplicas, mostrando dos de ellas una composición acorde a la comunidad de *Pontocrates-Eurydice* (similar a la de 2013). Por el contrario, la tercera réplica, con distintas especies y una mayor diversidad y abundancia, podía corresponder a la comunidad de mezcla o transición de *Tellina-Venus* propuesta por Borja *et al.* (2004) para sustratos arenosos submareales someros en la zona litoral.

Los resultados obtenidos en 2014 indicaron la ubicación de la estación LEK_SED_01 en una zona heterogénea o de transición entre dos comunidades. Esta situación de réplicas heterogéneas y pertenecientes a dos comunidades (composición faunística que incluía especies de la comunidad de *Pontocrates-Eurydice* y de la comunidad de mezcla o transición de *Tellina-Venus*) se ha repetido en los años siguientes.

7.4.4 Evolución temporal de los índices de calidad

En la estación LEK-SED-01, desde 2013, el valor de AMBI ha oscilado entre 1,3 y 3 (Figura 7.3). Esto indica la presencia de una comunidad desequilibrada, 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.

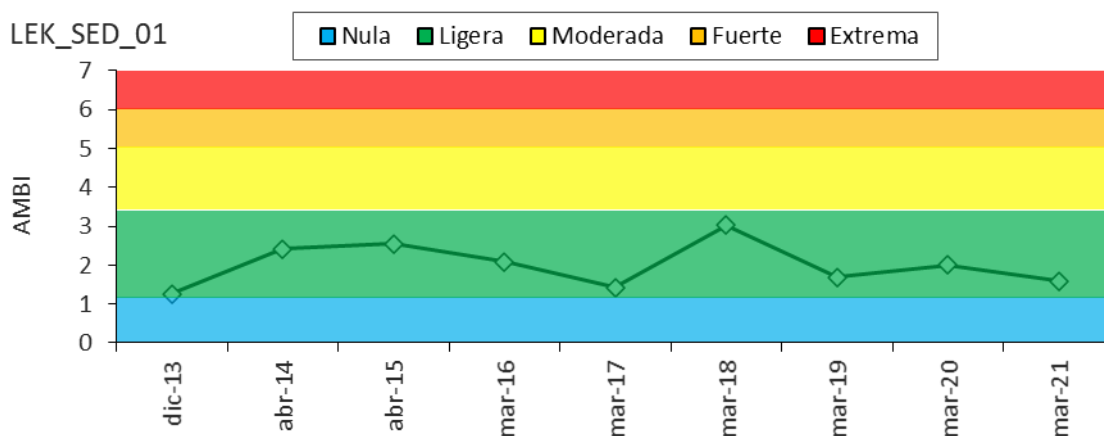


Figura 7.3. Valores de AMBI calculados en la estación LEK_SED_01 desde el año 2013, mostrando el nivel de alteración en el cual queda clasificada la muestra: nula, ligera, moderada, fuerte y extrema.

En cuanto a los grupos ecológicos (Figura 7.4), las especies dominantes correspondieron a GE I, GE II y GE III, los cuales engloban a especies sensibles, indiferentes y tolerantes a la contaminación orgánica, respectivamente. El porcentaje de especies oportunistas de primer orden (GE V) fue casi siempre testimonial, salvo en 2014 y 2016. Los oportunistas de segundo orden (GE IV) solo se apreciaron en 2018 y en 2020.

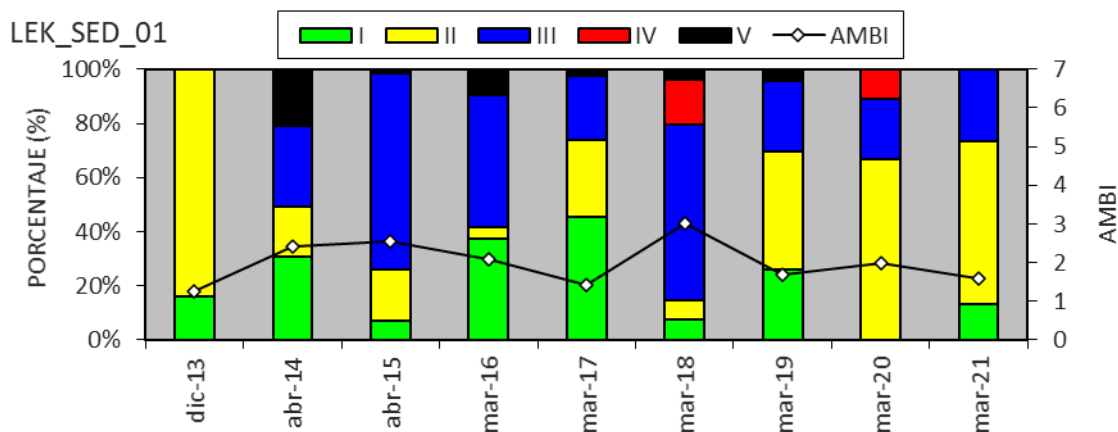


Figura 7.4. Valores de AMBI calculados en la estación LEK_SED_01 desde el año 2013, junto con la densidad relativa en la que aparecen los distintos grupos ecológicos: especies sensibles (I), indiferentes (II), tolerantes (III), oportunistas de 2º orden (IV) y oportunistas de 1º orden (V).

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 del Atlántico y del Cantábrico, los resultados desde 2014 indican un estado 'Muy bueno' (M-AMBI=0,89-1,53). En el primer año del seguimiento (con solo dos réplicas) el estado se clasificó como 'Bueno' (M-AMBI=0,60).

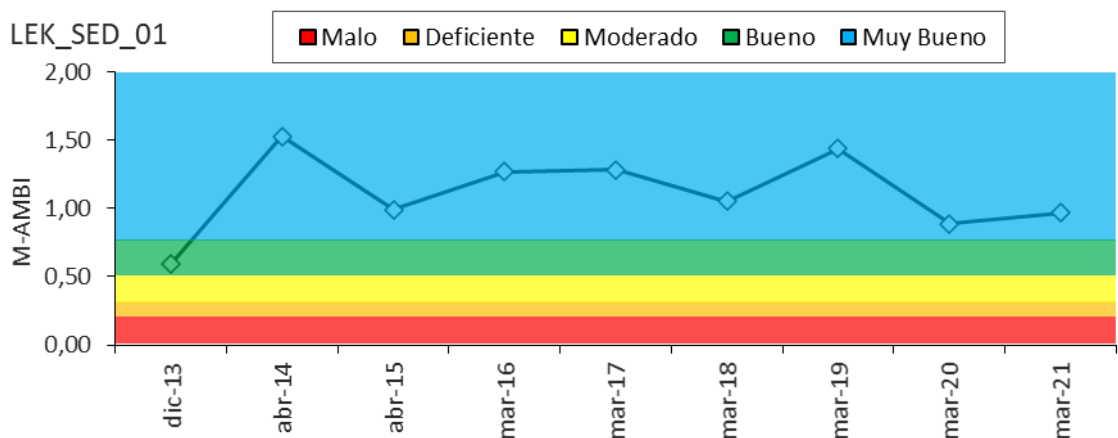


Figura 7.5. Valores de M-AMBI calculados en la estación LEK_SED_01 desde el año 2013. Se representa el estado de calidad en el cual queda clasificada la muestra: malo, deficiente, moderado, bueno y muy bueno.

7.5 Discusión

La estación LEK_SED_01 se encuentra a 6,5 m de profundidad, donde suelen aparecer especies de la comunidad de *Pontocrates-Eurydice* según Borja *et al.* (2004). Esta es una comunidad con pocas especies y pocos ejemplares, donde suelen dominar crustáceos y poliquetos de pequeña talla. En este caso, sin embargo, también se observa una composición específica correspondiente a la comunidad de *Tellina-Venus*, lo cual conlleva la presencia de moluscos y un aumento de sus valores de diversidad. Por tanto, nos encontramos en un medio de transición, con comunidades de composición mixta. 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 permanente, lo cual coincide con la estabilidad mencionada en la composición específica y estructura de la población. Esta estabilidad también se refleja en el índice M-AMBI, con un estado 'Muy bueno' a lo largo de los años (en 2013 fue 'Bueno', pero solo se analizaron dos réplicas). Esto se interpreta como ausencia de afección por parte de un posible agente perturbador en las aguas receptoras del vertido de la EDAR de Lekeitio. En la estación L-L20, que puede ser utilizada como control, en 2021 también se obtuvo un estado 'Muy Bueno' (M-AMBI=0,993) (Borja *et al.*, 2022).

En teoría, el índice M-AMBI debería dar un máximo de 1,00. En la estación LEK_SED_01, al igual que en la estación control, se han aplicado las condiciones de referencia correspondientes a la comunidad de *Pontocrates-Eurydice* (baja densidad y número de especies).

Al igual que en años previos, en 2021 se mantiene la baja densidad de efectivos y la elevada probabilidad de obtener réplicas azoicas en lo que a macrobentos se refiere. Esta situación es habitual en este tipo de medios (arenas móviles que no permiten el establecimiento de muchas especies) lo cual 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 en algunos años previos (aunque, precisamente, no en 2021), para próximas campañas se aconseja continuar con la estrategia de recoger tres réplicas con el fin de obtener una evaluación robusta del índice M-AMBI.

Asumiendo que la pobreza detectada en la estación LEK-SED-01 se debió a la relativa baja densidad característica de una comunidad de *Pontocrates-Eurydice*, o de una transición hacia la comunidad de *Tellina-Venus*, estos resultados indican que la presión ejercida por el vertido ha sido irrelevante y que no ha provocado un impacto detectable sobre las comunidades bentónicas de sustrato blando presentes en la zona de estudio.

8. DISCUSIÓN GENERAL

El presente estudio tiene como objetivo fundamental conocer el impacto antrópico que tiene el vertido de la EDAR de Lekeitio 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 métodos que evalúan la calidad ecológica de manera acorde con la Directiva 2000/60/CE (DMA).

Como en años anteriores, las variables del agua y las del fitoplancton se midieron en la zona cercana al vertido (100–200 m) en cuatro campañas, que en 2021 se realizaron entre febrero y noviembre. Posteriormente, se compararon los resultados obtenidos con los de una estación situada mar adentro, aproximadamente a 1300 m de distancia de la costa, que puede ser utilizada como control (estación L-L20).

En la zona cercana al vertido, la temperatura y la salinidad siguieron patrones de variabilidad temporal similares a los de las aguas de la plataforma costera del País Vasco. Sin embargo, la situación típica de estratificación térmica estival de la costa fue muy leve en el entorno de la EDAR de Lekeitio. Tampoco se percibió estratificación salina acusada y, en coherencia con ello, la mayoría de las variables fisicoquímicas no mostraron apenas diferencia entre las aguas de superficie y las de fondo. Esto es debido a la escasa profundidad de la zona cercana a la EDAR (alrededor de 10 m). Solo se observó una excepción en el nitrato, que mostró un fuerte pico en superficie en la campaña de agosto. En años previos también se habían detectado picos de nutrientes que posiblemente derivasen del vertido. Como se explica a continuación, estas cargas antrópicas nunca han afectado a una amplia extensión de la costa y tampoco han sido muy frecuentes.

En 2021, en el medio receptor la saturación de oxígeno, las variables ópticas del agua y las concentraciones de nutrientes se mantuvieron en la mayoría de las muestras en valores típicos de medios poco alterados. Esto se puso de manifiesto en el estado fisicoquímico, que alcanzó la calificación de ‘Muy bueno’ en las tres estaciones (según el índice PCQI). Desde 2013 el índice PCQI sólo ha señalado una calidad fisicoquímica insuficiente en una de las 36 campañas efectuadas hasta la fecha (marzo de 2015), y sólo en una de las tres estaciones de muestreo, concretamente en LEK_AGUA_01, la más cercana al punto de vertido (Revilla *et al.*, 2016). En ese caso el impacto se manifestó sobre el fosfato y el amonio, pero los picos de estos nutrientes han ido disminuyendo a lo largo de los años.

Por otro lado, aunque se observaron ciertas diferencias respecto a la estación control L-L20, así como, la influencia de un vertido en agosto sobre el nitrato, se cumplieron los objetivos señalados en la legislación, calificándose la calidad de las aguas como 'Buena' al tener en cuenta los datos del último periodo de seis años (CHC y URA, 2021).

Todo lo anterior lleva a concluir que la hidrodinámica de la zona consigue diluir y dispersar el vertido de la EDAR en condiciones normales de aporte. Por ello, no se espera un impacto significativo sobre la calidad del agua, salvo en ocasiones esporádicas y en una zona de extensión limitada. No obstante, se recomienda vigilar los aportes de la EDAR, especialmente en lo que se refiere a nutrientes inorgánicos.

En cuanto al fitoplancton, a diferencia de la estación control, cuyo máximo de abundancia celular es típico de la época de invierno-primavera, el máximo en el entorno de la EDAR suele ocurrir en primavera o en verano. Esto puede deberse a la mayor cercanía de la estación de muestreo de la EDAR al medio terrestre y, por tanto, a los aportes de aguas continentales que harán que la limitación por nutrientes no sea tan severa en la época estival como ocurre en zonas más externas de la plataforma.

Como en años previos, en 2021 la abundancia celular observada en la estación cercana a la EDAR de Lekeitio estuvo en el rango de la estación control. Se encontraron algunas especies fitoplanctónicas en el entorno de la EDAR que son citadas en la bibliografía como potencialmente tóxicas, pero en las concentraciones que son las habituales de estas especies a lo largo de la costa vasca. Además, como se deduce de la concentración de clorofila, no se detectó una biomasa fitoplanctónica elevada.

En base al percentil 90 de los datos de clorofila de superficie, en la zona de vertido de la EDAR el estado del fitoplancton se clasificó en 2021 como 'Muy bueno', al igual que en las evaluaciones previas.

Por tanto, a pesar de que podría haber cierta fertilización en la costa de Lekeitio como consecuencia de los aportes de la EDAR, el riesgo de eutrofización es bajo, lo cual es coherente con la alta capacidad de dilución y dispersión que presentan las aguas costeras del Cantábrico para los aportes alóctonos (Valencia *et al.*, 2004).

En cuanto al sedimento de la estación cercana a la EDAR de Lekeitio, éste es arenoso. Como en años anteriores, presentó valores de potencial redox, demanda química de oxígeno y nitrógeno orgánico total que son los habituales en sedimentos marinos de la costa vasca sometidos a la acción del oleaje.

En 2021 se identificó la presencia de una comunidad bentónica que se puede asimilar a la de *Pontocrates arenarius-Eurydice pulchra*, característica de fondos arenosos submareales de hasta 10 m de profundidad y con amplia presencia en el sudeste del golfo de Vizcaya. Los valores de riqueza específica, densidad y diversidad se encontraron dentro, o cerca, del rango definido para la mencionada comunidad. Sin embargo, atendiendo a la composición específica, parte de ella podría corresponderse a la de una comunidad de *Tellina-Venus* (también típica de las zonas de transición situadas entre los estuarios y la plataforma continental). En este sentido, en las campañas realizadas anualmente (desde 2013) en esta zona se han observado características propias de ambas comunidades.

El resultado del índice AMBI (“alteración ligera”) es similar a los de años anteriores e indica que la presión ejercida por el vertido no provoca un impacto relevante sobre las comunidades bentónicas de sustrato blando presentes en la zona de estudio. El índice M-AMBI confirma esta interpretación, al calificar la comunidad bentónica de la zona en un estado ‘Muy bueno’ (al igual que en la mayoría de los años precedentes).

La calidad del medio receptor no ha mostrado apenas cambios desde 2013 y hasta ahora no se observa un impacto relevante en ninguno de los componentes del ecosistema. Esto se muestra en la siguiente tabla, que sintetiza los resultados de las evaluaciones realizadas en los planes de vigilancia anuales.

La calidad fisicoquímica ha sido como mínimo ‘Buena’ en todos los años o periodos analizados. En cuanto a los componentes biológicos, la biomasa del fitoplancton indica un estado ‘Muy Bueno’ y las comunidades del bentos de sustrato blando en la mayor parte de la serie también se clasifican en la máxima categoría. La clasificación de las comunidades del bentos de sustrato duro difiere en ocasiones según el índice utilizado, pero se cumple en todos los casos el objetivo de la DMA: alcanzar el buen estado. Las macroalgas parecen indicar una ligera mejoría en la calidad del medio, según el CFR, aunque la serie aún es corta para afirmarlo (Revilla *et al.*, 2020).

Plan de vigilancia	PCQI			Umbral P. H. 3er 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		
	LEK_01	LEK_02	LEK_03	LEK_01	LEK_02	LEK_03	LEK_01	LEK_01	01_01	01_02	01_03	01_01	01_02	01_03
2013	MB	MB	MB	-	-	-	-	B	-	B	-	-	B	-
2014	MB	MB	MB	-	-	-	-	MB	-	-	-	-	-	-
2015	B	MB	MB	-	-	-	-	MB	-	-	-	-	-	-
2016	MB	MB	MB	-	-	-	-	MB	B	B	B	B	MB	B
2017	MB	MB	MB	-	-	-	-	MB	-	-	-	-	-	-
2018	MB	MB	MB	B	B	MB	MB	MB	-	-	-	-	-	-
2019	MB	MB	MB	B	B	MB	MB	MB	B	B	B	B	MB	MB
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 Lekeitio 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 con 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.

Las características generales del sedimento (arenoso, con alto potencial redox y baja demanda química de oxígeno y contenido en nitrógeno) fueron acordes a las condiciones hidrodinámicas de la zona, sin observarse en estos parámetros la influencia de la EDAR de Lekeitio.

Por lo que respecta a las comunidades del bentos de substrato blando, los parámetros estructurales estimados para dichas comunidades, así como el índice AMBI y también el M-AMBI, indicaron que el vertido no ejercía un impacto relevante sobre dichas comunidades.

Por lo tanto, los resultados obtenidos en diferentes elementos del ecosistema (condiciones fisicoquímicas del agua, fitoplancton, características generales del sedimento y comunidades del bentos de substrato blando) son coherentes entre sí e indican que el vertido de la EDAR de Lekeitio ejerce 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., Á. 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). *Mar. Pollut. Bull.* 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, 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.
- Delgado-Blas V.H., O. Díaz-Díaz, J.M. Viéitez, 2018. New species of *Dispio* Hartman, 1951 and *Streblospio* Webster, 1879 (Polychaeta, Spionidae) from the coast of the Iberian Peninsula. *Zootaxa*, 4410(3): 525-538.
- Díez I., M. Bustamante, A. Santolaria, J. Tajadura, N. Muguerza, A. Borja, I. Muxika, J.I. Saíz-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. *Can. 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. Uhartasun-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.
- 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. Sáiz, 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.
- Pascual A., A. Cearreta, J. Rodríguez-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.
- 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-Martínez, E. Orive, I. Saiz, J.M. Gorostiaga, M. Bustamante, I. Díez, J. Tajadura, A. Santolaria, N. Mugerza, 2014b. Plan de Vigilancia del Medio Receptor de la EDAR de Lekeitio- Año 2013. Informe elaborado por AZTI-Tecnalia para Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia. 90 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 Lekeitio- Año 2014. Informe elaborado por AZTI-Tecnalia para Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia, 83 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 Lekeitio- Año 2015. Informe elaborado por AZTI-Tecnalia para Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia, 89 pp + anexos.
- Revilla, M., J. Bald, M. Bustamante, I. Díez, J. Franco, J.M. Gorostiaga, J.M. Garmendia, A. Laza-Martínez, I. Menchaca, N. Mugerza, 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 Lekeitio. Año 2019. Elaborado por AZTI para Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia. 104 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.
- 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 vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitteilungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 9:1-38.
- 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.

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

Wentworth C.K. 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 LEK_AGUA_01. Se indican también los órdenes jerárquicos superiores. CHLRO.: Chlorophyta; BACILL.: Bacillariophyta; OCHRO: Ochrophyta; CRYPTO.: Cryptophyta.

Phylum	Clase/Familia	Taxón	23/02/2021	06/05/2021	10/08/2021	11/11/2021
CHLRO.	Prasinophyceae	<i>Pyramimonas</i> sp.	2124			
		<i>Tetraselmis</i> sp.			11682	
	Ulvophyceae	cf. <i>Halochlorococccum</i>			19116	
BACILL.	Bacillariophyceae	<i>Bacteriastrum</i> sp.		320		
		CENTRALES 10-20 µm			1062	
		<i>Cerataulina pelagica</i>	20	180	80	
		<i>Chaetoceros decipiens/lorenzianus</i>		60		
		<i>Chaetoceros (Hyalochaete)</i> spp.	20			
		<i>Cylindrotheca closterium</i>		180	20	
		cf. <i>Haslea</i>		100		
		<i>Lauderia annulata</i>	1120			
		<i>Leptocylindrus convexus</i>			40	
		<i>Leptocylindrus danicus/hargravesii</i>		160	20	
		<i>Licmophora</i> sp.	120	180		
		<i>Melosira varians</i>	40			
		<i>Nitzschia longissima</i>	20		40	60
		PENNALES ≤10 µm			1062	1062
		PENNALES 10-50 µm	8496	8496	9558	2124
		PENNALES >50 µm			60	
		<i>Pseudo-nitzschia galaxiae</i>			5046	160
		<i>Pseudo-nitzschia</i> spp. >5 µm		700		
		<i>Pseudo-nitzschia</i> spp. <5 µm		120		60
<i>Rhizosolenia setigera f. setigera</i>	20			120		
<i>Rhizosolenia</i> spp.		60				
<i>Skeletonema</i> sp. 5-10 µm			100			
OCHRO.	Dictyochophyceae	<i>Octactis speculum</i>	20			
CRYPTO.	Cryptophyceae	CRYPTOPHYCOPHYTA 5-10 µm	13806			
		CRYPTOPHYCOPHYTA <5 µm				1062
		<i>Plagioselmis</i> spp.	27612	10620	33984	531
		<i>Teleaulax amphioxeia</i>	2124			
		<i>Teleaulax gracilis</i>	3186	14868		
		<i>Teleaulax minuta</i>	1062			
		<i>Teleaulax</i> spp.	7434			

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 LEK_AGUA_01. Se indican también los órdenes jerárquicos superiores. DINO.: Dinophyta; EUGLEN.: Euglenophyta; HAPTO.: Haptophyta.

Phylum	Clase/Familia	Taxón	23/02/2021	06/05/2021	10/08/2021	11/11/2021	
DINO.	Dinophyceae	<i>Amphidinium</i> sp.				20	
		<i>Azadinium caudatum</i> var. <i>caudatum</i>		20			
		cf. <i>Azadinium</i> spp.		20			
		<i>Coolia monotis</i>				20	
		DINOPHYCEAE (THECATA) <=20 µm			20		
		<i>Diplopsalis</i> group			20		
		<i>Goniodoma polyedricum</i>		20			
		<i>Gonyaulax diegensis</i>			20		
		<i>Gonyaulax digitale</i>			60		
		GYMNODINIALES <=20 µm		1062	14868	5310	1593
		<i>Gyrodinium</i> cf. <i>flagellare</i>		2124	25488		
		<i>Gyrodinium</i> sp. <=20 µm			20		
		<i>Gyrodinium</i> sp. 20-50 µm			40		
		<i>Gyrodinium</i> sp. >50 µm			20	20	
		<i>Heterocapsa</i> sp.		2124	2124		
		<i>Katodinium</i> sp.			220		
		<i>Kryptoperidinium foliaceum</i>			20		
		<i>Lebouridinium glaucum</i>			40		
		<i>Lessardia elongata</i>				20	
		<i>Ostreopsis</i> spp. (<i>siamensis/ovata</i>)				540	180
		<i>Oxytoxum gracile</i>					20
		<i>Prorocentrum micans</i>			80		
		<i>Prorocentrum</i> sp.			80		
		<i>Protoperidinium curtipes</i>			140		
		<i>Protoperidinium steinii</i>			60		
		<i>Protoperidinium</i> sp.			20	20	
		<i>Scrippsiella</i> group				20	
<i>Torodinium</i> sp.			100				
<i>Tripos furca</i>			100				
<i>Tripos fusus</i>			720				
<i>Warnowia</i> sp.				20			
EUGLEN	Euglenophyceae	<i>Eutreptiella</i> spp.	20				
		<i>Eutreptiella eupharyngea</i>				20	
HAPTO.	Prymnesiophyceae	<i>Chrysochromulina/Imantonia/Phaeocystis</i>		23364	16992		
		<i>Chrysochromulina lanceolata</i>			40		
		<i>Phaeocystis</i> sp.	6372				
OTROS	Autótrofos y heter.	Formas sin identificar (<=10 µm)	19116	8496	29736	1593	
		Ciliados autótrofos		200		40	
		Nano. heterótrofos		1062	3186	531	

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 LEK_SED_01, en 2021.

	a (n° ind)	b (n° ind)	c (n° ind)	TOTAL (ind·m ⁻²)
PHYLUM ANNELIDA				
<i>Dispio elegans</i>	3	1		13,3
<i>Nephtys cirrosa</i>	4			13,3
PHYLUM MOLLUSCA				
<i>Tritia reticulata</i>	1			3,3
PHYLUM ARTHROPODA				
<i>Ampelisca brevicornis</i>	1			3,3
<i>Bathyporeia guilliamsoniana</i>		1		3,3
<i>Cumopsis fagei</i>	1		2	10
<i>Diastylis bradyi</i>		1		3,3