

Egoitza Nagusia / Sede Central

Txatxarramendi Ugarte z/g

E-48395 Sukarrieta - Bizkaia (Spain)

Tel.: +34 94 657 40 00 - Fax: +34 94 657 25 55

Parque Tecnológico de Bizkaia

Astondo bidea - Edificio 609

E-48160 Derio - Bizkaia (Spain)

Tel.: +34 94 657 40 00 - Fax: +34 94 657 25 55

Herrera Kaia - Portu aldea z/g

E-20110 Pasaia - Gipuzkoa (Spain)

Tel.: +34 94 657 40 00 - Fax: +34 94 657 25 55

www.azti.es

info@azti.es



Eutrofización en el medio marino del País Vasco: influencia antrópica e impactos sobre el fitoplancton

Informe para:

Agencia Vasca del Agua - Uraren Euskal Agentzia



Pasaia, 20 de diciembre de 2014

Tipo documento	Informe
Título documento	Eutrofización en el medio marino del País Vasco: influencia antrópica e impactos sobre el fitoplancton
Fecha	20/12/2014
Proyecto	Evaluación de la presión de eutrofización y desarrollo de un método de evaluación del fitoplancton para aguas de transición
Código	IM14TROFI
Cliente	Agencia Vasca del Agua - Uraren Euskal Agentzia Marta Isabel Revilla Rodríguez Joxe Mikel Garmendia Etxandi Ainhize Uriarte Bilbao
Equipo de proyecto	Oihana Solaun Echeverria Izaskun Zorita Aguirre Javier Franco San Sebastián
Responsable proyecto	Dra. Marta Isabel Revilla Rodríguez
Revisado por	Dr. Javier Franco San Sebastián
Fecha	09/12/2014

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

Revilla M., Garmendia J.M., Uriarte A., Solaun O., Zorita I. Franco J., 2014. 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.

ÍNDICE

1	RESUMEN - LABURPENA	5
2	OBJETIVOS.....	6
3	INTRODUCCIÓN Y ÁREA DE ESTUDIO	7
4	MATERIAL Y MÉTODOS	9
4.1	Estudio de la presión de eutrofización	9
4.1.1	Fuerzas motrices (“drivers”)	9
4.1.2	Análisis de datos del programa RID-OSPAR	12
4.1.3	Aplicación de un índice basado en los usos del suelo (LUSI-ECW)	17
4.1.4	Indicadores basados en la concentración de nutrientes	25
4.2	Desarrollo de un método para la evaluación del fitoplancton	27
4.2.1	Revisión bibliográfica	27
4.2.2	Datos históricos	27
4.2.3	Análisis de distintas métricas fitoplanctónicas	28
5	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	29
5.1	Estudio de la presión de eutrofización	29
5.1.1	Fuerzas motrices (“drivers”)	29
5.1.2	Aportes de nutrientes al agua (RID-OSPAR)	43
5.1.3	Aplicación del índice LUSI-ECW en la costa vasca	51
5.1.4	Aplicación de los indicadores de amonio y fosfato en la costa vasca	55
5.2	Evaluación del impacto de la presión sobre el fitoplancton	64
5.2.1	Desarrollo de un indicador de clorofila para diferentes rangos salinos	65
5.2.2	Protocolo para la evaluación del fitoplancton	70
5.2.3	Estado del fitoplancton en las aguas costeras y de transición	72
5.3	Discusión general y síntesis de resultados	76
5.3.1	Evolución temporal de la presión a lo largo de una década	76
5.3.2	Aguas bajo diferente grado de presión para el fitoplancton	77
6	CONCLUSIONES	81
6.1	Evaluación de la presión de eutrofización en el medio marino.....	81
6.2	Evaluación del estado del fitoplancton en aguas de transición	81
	ANEXO A – RID (OSPAR): CARGAS INDIRECTAS AL MAR A TRAVÉS DE LOS RÍOS	83
	ANEXO B – RID (OSPAR): VERTIDOS URBANOS, INDUSTRIALES Y DE ACUICULTURA	97
	ANEXO C – MAPAS CORINE LAND COVER	103
	BIBLIOGRAFÍA	117

1 RESUMEN - LABURPENA

Txosten honetan itsas ingurunearen eutrofizazioaren sorburu eta eragin batzuk ikertzen dira, euskal kostaldeko plataformaren kasua aztertuz.

Alde batetik, kostaldeko eta estuarioetako uretan eutrofizazio arazoa sor dezakeen gizakiaren presioa aztertzen da.

Honetarako, lau hurbilketa desberdin hartzen dira kontutan: (a) ur-masen gertuko zonatako indar eragileak (populazio dentsitatea, nekazaritza, industri jarduerak, e.a.); (b) kostaldera isurtzen duten unitate hidrologikoen lurren erabilera; (c) itsasorako mantenugaien isurketen datuak (RID-OSPAR); eta (d) ur-masetako mantenugaien kontzentrazioen datuak.

Azterketa honen bitartez fitoplanktonarentzat erreferentziazko ur-masak edo laginketa-puntuak identifikatu dira, hau da, gutxieneko presiodunak.

Azkenik, Europako Uraren Arteztaraua jarraiki, trantsizio-uretako (estuarioetako) fitoplanktonaren kalitate biologikoa ebaluatzeko protokolo bat aurkezten da.

En este informe se investigan algunas de las causas e impactos de la eutrofización en el medio marino, utilizando como caso de estudio la plataforma costera del País Vasco.

Por una parte, se evalúa la presión antrópica que puede conducir en las aguas costeras y estuarios a un problema de eutrofización.

Para ello, se tienen en cuenta cuatro diferentes aproximaciones: (a) fuerzas motrices en las zonas cercanas a las masas de agua (como la densidad de población, la actividad agrícola, industrial, etc.); (b) usos del suelo en las unidades hidrológicas que drenan a la costa; (c) datos de aportes de nutrientes al medio marino (RID-OSPAR); y (d) datos de concentraciones de nutrientes en las masas de agua.

Mediante este estudio se han identificado las masas de agua o estaciones de referencia (esto es, con mínima presión) para el fitoplancton.

Por último, se proporciona un protocolo para la evaluación de la calidad biológica del fitoplancton en aguas de transición (estuarios), conforme a la Directiva europea Marco del Agua.

2 OBJETIVOS

El proyecto titulado “Evaluación de la presión de eutrofización y desarrollo de un método de evaluación del fitoplancton para aguas de transición” (Ref. interna de AZTI: IM14TROFI) sobre el cual se redacta este informe final, se integra en la quinta prórroga del Convenio de Colaboración entre la Agencia Vasca del Agua y la Fundación AZTI, suscrito con fecha 7 de octubre de 2008.

El objetivo general de este proyecto es adquirir un mayor conocimiento sobre los procesos de eutrofización en el medio marino costero del País Vasco. Para ello, se ha diseñado un estudio que aborde dos de sus principales aspectos: por una parte, las causas de origen antrópico y por otra, los impactos biológicos (limitándose a los que afectan al fitoplancton).

En cuanto a las causas antrópicas, los objetivos específicos de este estudio son:

- Inventariar las principales fuerzas motrices derivadas de la actividad humana (“drivers”, “driving forces”) que actualmente pudieran influir en los procesos de eutrofización, para cada una de las masas de agua costeras y estuarios del País Vasco.
- Cuantificar los aportes de nutrientes, en las aguas costeras y estuarios vascos, a partir de los datos del programa RID (“Riverine Inputs and Direct Discharges”) del Convenio OSPAR.
- Estudiar los cambios habidos en la influencia antrópica respecto a la década anterior, fundamentalmente aquellos que hayan alterado la disponibilidad de nutrientes en el agua.
- Identificar zonas litorales y estuáricas en condiciones de referencia o con baja presión de eutrofización.

En cuanto al fitoplancton, se ha visto necesario revisar el método que había disponible para evaluar el estado de este elemento en las masas de agua de transición (estuarios), de manera acorde a la Directiva europea Marco del Agua (DMA), esto es, el método que figura en el Real Decreto 400/2013 (BOE, 2013). Con dicho fin, se plantean los siguientes objetivos específicos:

- Determinar si es procedente la evaluación del fitoplancton en todos los tipos y subtipos (tramos salinos) de las aguas de transición del País Vasco. En otras palabras, saber en cuáles de ellos es posible detectar una respuesta a la presión que sea superior a la variabilidad natural de este elemento biológico.
- Determinar las condiciones de referencia del fitoplancton para aquellas tipologías y tramos salinos donde sea viable su aplicación.
- En relación a lo anterior, establecer una escala de clasificación del fitoplancton conforme a la DMA, esto es, basada en valores continuos de EQR (“Ecological Quality Ratio”) que estén comprendidos entre 0 y 1.
- Determinar cómo debería evaluarse el fitoplancton en las masas de agua que han sufrido fuertes modificaciones hidromorfológicas.

En este documento se describen las tareas técnicas llevadas a cabo durante los 12 meses de duración del proyecto (Enero-Diciembre 2014).

3 INTRODUCCIÓN Y ÁREA DE ESTUDIO

Existen numerosas definiciones de eutrofización; una de las más recientes y que es útil para poner en contexto el estudio realizado aquí es la siguiente: “La eutrofización es un proceso mediado por el enriquecimiento del agua en nutrientes, especialmente en compuestos de nitrógeno y fósforo, que origina: (1) un aumento de la tasa de crecimiento, producción primaria y biomasa de las algas, (2) cambios en el equilibrio de los organismos, y (3) degradación del agua. Las consecuencias de la eutrofización son indeseables si perjudican apreciablemente a la salud de los ecosistemas y/o a los bienes y servicios que estos proporcionan” (Ferreira *et al.*, 2011).

Dada la importancia de los problemas asociados a la eutrofización de las zonas costeras en Europa, diferentes convenios y directivas que son de obligado cumplimiento requieren evaluar este proceso en el medio marino. Pueden citarse, por ejemplo: el Convenio OSPAR para la protección del Atlántico Noreste, la Directiva de Aguas Residuales Urbanas, la DMA (aunque no explícitamente, sí a través del fitoplancton) y la Directiva de la Estrategia Marina.

Tal y como indican los objetivos planteados en el apartado anterior, este estudio pretende ahondar en el conocimiento de dos de los principales eslabones en un proceso de eutrofización: en primer lugar, las causas (influencia antrópica) y a continuación, una de las primeras consecuencias (cambios en el estado del fitoplancton).

Anteriormente se habían realizado estudios que abordaban el tema de la eutrofización marina en el País Vasco. Por ejemplo: informes sobre la sensibilidad de los estuarios (Revilla *et al.*, 2011), evaluaciones del estado del fitoplancton en cumplimiento de la DMA (p. ej., Borja *et al.*, 2014), desarrollo y comparación de métodos para evaluar la eutrofización (Garmendia, 2013), etc. Sin embargo, aún quedaban cuestiones por resolver y que han dado pie a plantear el presente estudio, concretamente las siguientes:

- Las estimas de presión de que se disponía derivaban de un estudio realizado con datos del periodo entre finales de la década de los 90 y comienzos del 2000 (Borja *et al.*, 2004, 2006) y que por lo tanto, podrían no ser útiles para caracterizar la situación actual, una década más tarde. En este sentido, se consideró apropiado recopilar datos de diferentes fuentes que aportaran una información más reciente sobre la influencia antrópica en el medio marino del País Vasco, en relación con los procesos de eutrofización. Por ejemplo: capas GIS con información de vertidos, series de datos de composición química del agua, mapas de usos del suelo, etc.
- Se contaba con un método para la evaluación del estado del fitoplancton conforme a la DMA (véase por ejemplo, Borja *et al.*, 2014). Dicho método estaba muy avanzado para su aplicación en las masas de agua costeras, como prueba su inclusión en el anexo II de la Decisión 2013/480/EU, que presenta los resultados del último ejercicio de Intercalibración en los casos en los que éste se concluyó parcialmente. Sin embargo, para las masas de agua de transición (estuarios) el método se encontraba en una fase más preliminar. Por lo tanto, se consideró necesario realizar una revisión de este método, contrastándolo con los datos de presión más actuales. Además, no se había estudiado todavía cómo pueden afectar las modificaciones hidromorfológicas al fitoplancton y por tanto, cómo debe evaluarse este elemento en las masas de agua de transición muy modificadas.

El enfoque del presente estudio tiene puntos en común con el enfoque DPSIR (*Driver, Pressure, State, Impact, and Response*), ampliamente utilizado en estudios relacionados con la eutrofización (por ejemplo: Elliot 2002; Borja *et al.*, 2006; Ferreira *et al.*, 2007; Borja and Dauer, 2008; Zacharias *et al.*, 2008; Zaldivar *et al.*, 2008). El enfoque DPSIR enlaza las fuerzas motrices que genera el ser humano, “driving forces” o “drivers” (p.ej., alta densidad de población); las *presiones* que actúan sobre el ecosistema (p.ej., vertidos urbanos sin tratar); los cambios en el *estado* del ecosistema que se dan como consecuencia de dichas presiones (p.ej., aumento de la biomasa del fitoplancton); los *impactos* indeseados que derivan de dichos cambios (p.ej., hipoxia

y muerte de peces); y la *respuesta* o medidas de gestión tomadas para restaurar el ecosistema y reducir los impactos (p.ej., mejoras en el tratamiento de aguas residuales).

Se debe resaltar también la importancia de recopilar varias líneas de evidencia para un tema complejo como es el de la caracterización de la presión, en los estudios sobre eutrofización, y en los encaminados a establecer las relaciones entre la influencia antrópica y el estado del ecosistema que requiere la DMA. La presión que soporta una masa de agua podrá caracterizarse con mayor fiabilidad si se tienen en cuenta diferentes fuentes de información. Para ello, en este proyecto se contemplan, para cada masa de agua: las fuerzas motrices; las cargas de nutrientes que entran por vía fluvial; las cargas de nutrientes ocasionadas por vertidos directos a los estuarios y aguas costeras; los usos del suelo; y las concentraciones de nutrientes en el medio.

El fin último es que la información proporcionada por este estudio redunde en una evaluación más fiable de la eutrofización en el medio marino del País Vasco. Asimismo, que sea útil para validar e intercalar los métodos utilizados en la DMA, Directiva 2000/60/EC, especialmente los empleados para la evaluación del elemento biológico fitoplancton en aguas de transición.

En cuanto al área de estudio, el proyecto abarca las masas de agua de transición (estuarios) y costeras de la plataforma continental del País Vasco. El área de estudio se encuentra situada en el sudeste del golfo de Vizcaya, en la zona de cambio de orientación de este-oeste de la costa española a norte-sur de la costa francesa (Figura 1). En esta zona la influencia de las condiciones climáticas terrestres y de los aportes de aguas continentales es notablemente mayor que en zonas costeras más abiertas y menos continentalizadas del Cantábrico (Valencia *et al.*, 2004a).

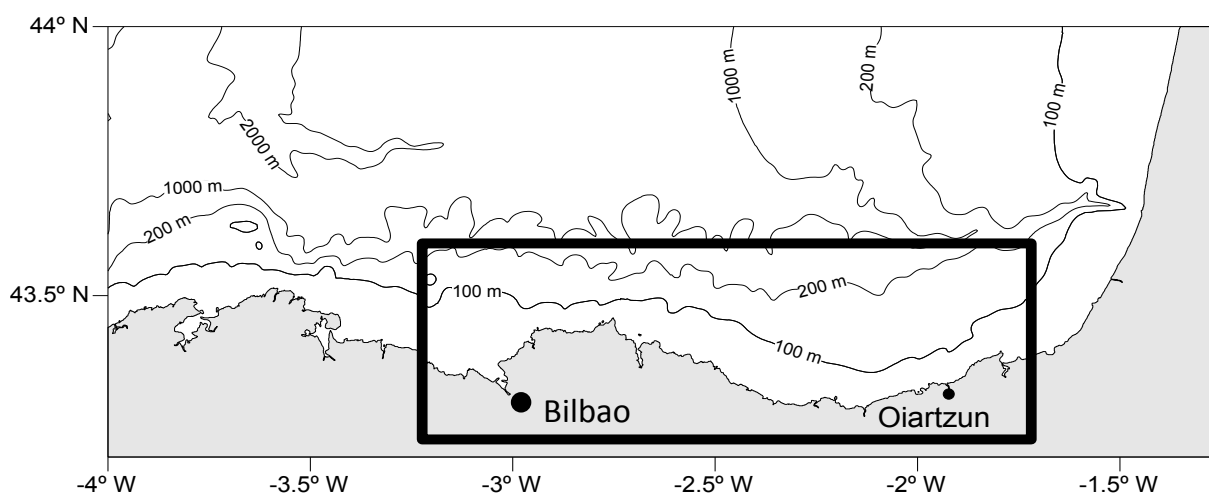


Figura 1 Plataforma continental del País Vasco. Las masas de agua, estaciones de muestreo y unidades hidrológicas que se integran en el área de estudio se representan con detalle en otros capítulos del informe.

4 MATERIAL Y MÉTODOS

4.1 ESTUDIO DE LA PRESIÓN DE EUTROFIZACIÓN

4.1.1 FUERZAS MOTRICES (“DRIVERS”)

Para seleccionar las fuerzas motrices que más pudieran influir en los procesos de eutrofización se ha consultado la Tabla 1 que aparece en Borja *et al.* (2006). Dicha tabla presenta una amplia lista de presiones, de utilidad para la evaluación de presiones e impactos dentro del contexto de la DMA. Además, se ha consultado la lista de “presiones parciales” que tuvo en cuenta Garmendia (2013) para calcular distintos índices de presión en relación con el riesgo de eutrofización en los estuarios y aguas costeras del País Vasco.

A partir de los dos estudios anteriores, se han establecido los diferentes tipos de presión antrópica que podrían conducir a la eutrofización del medio marino y para cada uno de ellos, se han identificado una serie de fuerzas motrices que podrían actuar en el País Vasco (Tabla 1).

Las presiones que podrían derivar en procesos de eutrofización son: aportes de sustancias al agua desde fuentes difusas y directas (por modificación del medio químico), pérdida de hábitat intermareal (al disminuir la capacidad de depuración natural que tienen las marismas), cambios en la morfología de los estuarios (al influir en los tiempos de residencia del agua y por lo tanto, en el balance entre el procesado de nutrientes en el estuario frente a su exportación a las aguas costeras) y por último, sobreexplotación de recursos vivos (por su influencia en la estructura de la comunidad fitoplanctónica al alterar las redes tróficas marinas).

Tabla 1 Principales tipos de presión y fuerzas motrices (“drivers”) relacionadas. Estas presiones se refieren únicamente a las que pueden causar eutrofización en las aguas costeras y de transición del País Vasco.

Presiones	Fuerzas motrices en el País Vasco (“Drivers”)
Aporte difuso de nutrientes inorgánicos y materia orgánica	Población
	Actividades agrícolas y ganaderas
	Actividades turísticas (playas)
Aporte directo de nutrientes inorgánicos y materia orgánica	Vertidos desde plantas de tratamiento de aguas residuales
	Vertidos urbanos no tratados (P. ej., nº de aliviaderos de tormenta)
	Vertidos industriales no tratados (con aporte de nutrientes)
	Vertidos de instalaciones agropecuarias
	Vertidos de instalaciones de acuicultura
Pérdida de hábitat	Terreno ganado al mar (pérdida de zonas intermareales)
Cambios morfológicos	Canalización de cauces
	Dragados (a partir del año 2008, inclusive)
	Puertos comerciales y pesqueros (diques, grandes dársenas) y puertos deportivos
Sobreexplotación de recursos vivos	Actividad pesquera
	Actividad marisquera

La información correspondiente a cada una de las fuerzas motrices se recopiló a partir de fuentes de origen muy diverso: informes de AZTI para URA u otros organismos, capas GIS de dichos informes, información generada para alimentar bases de datos o plataformas de información europeas, páginas web de la administración o de empresas, e información que AZTI ha ido recopilando en el desarrollo de diferentes actividades.

En relación a la presión por **aporte difuso de nutrientes inorgánicos y materia orgánica**, se recopiló información de tres “drivers”: población, actividades agrícolas y ganaderas, y actividades turísticas (playas).

La población ha sido expresada como número de habitantes y densidad (habitantes/km²). La fuente de información ha sido la página web del Instituto Vasco de Estadística EUSTAT (www.eustat.es) y se ha utilizado la información correspondiente al año 2013, consultada en octubre de 2014. Para seleccionar los municipios a considerar en cada masa de agua, se computaron los registros (población y superficie) de aquellos municipios bañados por las masas de agua implicadas. Se consideró tanto la población total como la superficie total del municipio, sin realizar ningún tipo de ajuste o ponderación.

La información sobre las actividades agrícolas y ganaderas incidentes en cada masa de agua se obtuvo de la página web del Instituto Nacional de Estadística INE (www.ine.es), extrayéndose la información correspondiente al censo agrario del año 2009: número de actividades agrícolas y ganaderas y su superficie de ocupación. En este caso, siguiendo el mismo criterio que en caso de la población, se sumaron los registros de los municipios bañados por la misma masa de agua.

Para representar la presión de las actividades turísticas nos hemos basado en las playas. La información recopilada correspondió al número de playas, longitud y superficie media de las playas, en cada masa de agua. Las fuentes de información más actualizadas proceden del trabajo *Perfiles de las aguas de baño de la zona litoral de la CAPV 2011* (Solaun *et al.*, 2011) con datos del año 2011, y de las páginas web de las Diputaciones Forales de Bizkaia (www.bizkaia.net/Ingurugiroa_Lurralde/Hondartzak/listadoPlayas.asp) y Gipuzkoa (www4.gipuzkoa.net/MedioAmbiente/gipuzkoaingurumena/es/secciones/playas/intro.asp), accediendo a sus páginas en octubre de 2014. Aquellas playas de las cuales no se logró información fueron completadas a partir de los trabajos sobre caracterización de las presiones e impactos de los estuarios vascos (Borja *et al.*, 2004) con información de marzo-junio de 2004.

Para el caso de la presión por **aporte directo de nutrientes inorgánicos y materia orgánica**, se han considerado como fuerzas motrices cinco tipos de vertido: los procedentes de las plantas de tratamiento de aguas residuales (EDAR), los urbanos no tratados, los industriales no tratados, los de instalaciones agropecuarias y los de instalaciones de acuicultura.

La información de los vertidos de aguas residuales tratadas se ha recopilado de distintas fuentes: para el número de EDAR e información sobre tipo de tratamiento y año de entrada en funcionamiento de cada estación, se ha partido del trabajo *Perfiles de las aguas de baño de la zona litoral de la CAPV 2011* (Solaun *et al.*, 2011), actualizándose con datos procedentes de las páginas web de las Diputaciones Forales (www.bizkaia.net; www.gipuzkoa.net) y consorcios de aguas tanto de Bizkaia como de Gipuzkoa (www.consorciodeaguas.com; www.txinzer.com; <http://www.gipuzkoakour.com>). El número de habitantes servidos también se ha obtenido del trabajo de Solaun *et al.* (2011) completándose con la consulta de las páginas web del Consorcio de Aguas de Bilbao Bizkaia, Aguas del Añarbe, Degremont Iberia y Aqualia (consultadas en agosto de 2014). El número de habitantes equivalentes se ha recabado del trabajo de Solaun *et al.* (2011). Finalmente, el caudal de emisión (m³/año) se ha obtenido del programa RID (“Riverine Inputs and Direct Discharges”) de OSPAR (datos proporcionados por URA), a partir del promedio de los años entre 2008 y 2013 (ambos inclusive).

En el caso de vertidos urbanos no tratados, la información principal (número total y vertidos correspondientes a aliviaderos) procede del trabajo de Borja *et al.* (2004), que refleja la situación de marzo-junio de 2004. Se ha empleado información sobre vertidos del programa RID (promedio de los años 2008-2013) donde ha sido posible.

Los vertidos industriales no tratados se han recopilado del programa RID (años 2008-2013). Para ello, se han contabilizado el número de empresas o vertidos que aportan cualquier tipo de nutriente (N, P) durante estos años mencionados y el promedio de la cantidad de N total vertida (kg/año).

El número de vertidos de instalaciones agropecuarias en cada una de las masas de agua ha sido recogida de los trabajos de Borja *et al.* (2004; 2006) cuya información corresponde a marzo-junio de 2004.

Los vertidos de las instalaciones de acuicultura se han recopilado del programa RID (años 2008-2013). Para ello, se han contabilizado el número de empresas o vertidos durante los años mencionados y el promedio del volumen vertido ($\text{m}^3/\text{año}$)

Para representar la presión de la **pérdida del hábitat**, se consideró adecuado basarse en el terreno ganado al mar, para lo cual, del mismo modo que Borja *et al.* (2006), se recurrió a los cálculos realizados por Rivas y Cendrero (1992) referentes a la pérdida de zonas intermareales de los estuarios. Estos registros están calculados en porcentaje respecto al total del estuario. En el caso de las masas de aguas costeras no se dispone de datos pero se estima que es muy bajo (<1%). A partir de estos porcentajes de pérdida se ha establecido un nivel de presión para cada masa de agua aplicando la siguiente escala: <5% Muy bajo; 6 a 25% Bajo; 25 a 50% Moderado; >50% Alto.

La presión de los **cambios morfológicos** está representada por la canalización de cauces, puertos (comerciales, pesqueros y deportivos) y dragados. La información sobre el porcentaje de canalización de cauces, donde se incluye la canalización de los estuarios y el reforzamiento de la línea costera, se obtuvo de los trabajos de Borja *et al.* (2004, 2006), que refleja la situación en el año 2004. También de estos trabajos mencionados se obtuvo la información sobre los puertos: número de puertos por masa de agua, su porcentaje de ocupación y número de amarres por masa de agua (en este último caso se diferenciaron los amarres dentro y fuera de los puertos). Sin embargo, la información de los dragados llevados a cabo en estas masas de agua proviene del proyecto EMODnet (www.emodnet.eu) que ha sido completado con información propia de AZTI a partir de los trabajos de control y seguimiento de dragados que lleva a cabo en los puertos del País Vasco. Solamente se han considerado el número de dragados ejecutados desde el año 2008 (inclusive) hasta 2014 y el volumen total (m^3) dragado desde entonces.

En cuanto a la **sobreexplotación de recursos**, se consideraron dos tipos de actividades por separado: pesqueras y marisqueras. La información sobre la pesca en las masas de agua costeras procede de los datos que aportan las cofradías de pescadores, anualmente, referente a sus capturas. Se aplicó un criterio similar al de Borja *et al.* (2004). Como aproximación a la presión ejercida con artes costeras se partió de la base de datos de pesca de AZTI (elaborada, como se ha dicho, a partir de datos de las cofradías de pescadores) y se calculó la media de los kg desembarcados por especie en los últimos tres años (2011-2013) en cada uno de los puertos. Solamente se tuvieron en cuenta las descargas del pescado faenado en las áreas VIIIb y VIIIc del ICES, que son las que incluye la costa vasca. Las artes seleccionadas como costeras fueron: el enmalle de bajura (mallabakarra, volanta, rasco, trasmallo), las líneas de mano, las nasas (crustáceos y pulpo), las porterías de algas y las poteras. A cada una de las masas de agua costeras se le asignaron los puertos que quedan dentro de ella, incluyendo los de los estuarios que desembocan en la misma zona.

En cuanto a actividades pesqueras ejercidas en estuarios, se ha considerado la de la angula (individuos de la especie *Anguilla anguilla* de tamaño menor a 10 cm) dado que se realiza de forma profesional y existen estudios recientes sobre la situación del stock (por ejemplo, Díaz *et al.*, 2014).

Por otro lado, en cuanto a la actividad marisquera, oficialmente solo hay licencias profesionales para trabajar en tres estuarios: Oka, Butroe y Bidasoa. Los datos existentes sobre capturas que proceden de las cofradías son escasos (Bald, 2013) y, además, son de baja fiabilidad, por lo que se decidió establecer una escala cualitativa (de 0 a 5), en base a información complementaria disponible en AZTI. En este caso, solamente se clasificaron aquellas masas de agua (estuarios) con presencia de marisqueo profesional.

4.1.2 ANÁLISIS DE DATOS DEL PROGRAMA RID-OSPAR

Para calcular las cargas de nutrientes (nitrógeno y fósforo), en cada masa de agua, se recopilieron los datos del programa RID del Convenio OSPAR (Convenio para la Protección del Medio Ambiente Marino del Atlántico Nordeste), referentes a la costa del País Vasco entre 2003 y 2013.

El Convenio OSPAR constituye el instrumento jurídico actual para orientar la cooperación internacional en materia de protección del medio marino, en el Atlántico Nordeste. Esta labor es administrada por la Comisión OSPAR, compuesta por representantes de los gobiernos de 15 Partes Contratantes y por la Comisión Europea, en representación de la Unión Europea (Figura 2).

El Convenio OSPAR refunde el de Oslo de 1972, sobre prevención de la contaminación marina procedente de la emisión de barcos y aeronaves, y el de París de 1974, sobre prevención de la contaminación marina de origen terrestre. España firma el Convenio OSPAR en 1992, entrando en vigor en el ordenamiento jurídico español en 1998 (BOE, 1998). Entre otros compromisos, al ratificar este convenio se deben aportar datos sobre emisiones de contaminantes al mar, dentro de lo que se conoce como el programa RID (“Riverine Inputs and Direct Discharges”). Dichos datos se encuentran en las diversas Administraciones Autonómicas; los utilizados en el presente informe han sido suministrados por URA (Tabla 2, Tabla 3, Tabla 4).



Figura 2 Regiones marinas integradas en el Convenio OSPAR y Estados implicados en cada una de ellas. Región I- Aguas Árticas (Noruega, Dinamarca e Islandia). Región II- Gran Mar del Norte (Holanda, Bélgica, Dinamarca, Francia, Alemania, Noruega, Suecia y Reino Unido). Región III- Mares Celtas (Irlanda y Reino Unido). Región IV- Golfo de Vizcaya y Costa Ibérica (Francia, España y Portugal). Región V- Atlántico (Islandia, Portugal, Bélgica, Dinamarca, Francia, Irlanda, Holanda, Noruega, España, Suecia y Reino Unido). Tomado de: Ministerio de Medio Ambiente (2007).

El programa RID requiere el muestreo anual de todos los ríos que soportan las mayores cargas contaminantes, así como las descargas directas al área marítima, hasta alcanzar el control del 90% de la carga contaminante total (Ministerio de Medio Ambiente, 2007). Entre las sustancias que obligatoriamente deben controlarse figuran algunos nutrientes: amonio, nitrato, ortofosfato, nitrógeno total y fósforo total. Los resultados se refieren a periodos de un año, en los que se

muestrea con una periodicidad que decide cada Parte Contratante y que debe representar el ciclo estacional. No obstante, se dan algunas directrices: para los ríos que llevan las cargas contaminantes más altas, la frecuencia de muestreo se debe incrementar por encima de 12 muestras, mientras que para los ríos donde la experiencia indica que las concentraciones se encuentran por debajo del límite de detección pueden tomarse un menor número de muestras.

Para las cargas que llegan a través de los ríos (emisiones indirectas) el lugar de medida debe situarse en una zona no influenciada por el efecto de las mareas, pero próxima a la desembocadura, donde el agua se encuentre bien mezclada y con calidad uniforme. Las emisiones directas (vertidos desde tierra, a la costa o a un estuario) se miden o estiman aguas abajo del punto donde se toman las mediciones para la determinación de las cargas indirectas.

De modo general, la estimación de las emisiones debe obtenerse como el producto de la media ponderada de concentraciones en función del caudal, multiplicada por el caudal total. Para más detalles sobre su cálculo pueden consultarse los manuales publicados por la Administración Central, en el portal de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (<http://administracion.gob.es/>).

A continuación se muestran a modo de resumen las series de datos utilizadas para el análisis de las cargas de nutrientes. Las series que se refieren a cargas directas se muestran en la Tabla 2 (vertidos en estuarios) y Tabla 3 (vertidos en costa), y las indirectas (aportes procedentes de los ríos) en la Tabla 4.

Tabla 2 Series de datos disponibles entre 2003 y 2013, en el programa RID, sobre vertidos con nitrógeno (N) y/o fósforo (P) que tienen lugar en las masas de agua de transición del País Vasco. Sólo se han considerado series de datos que incluyen al menos dos años consecutivos de medidas. S.D.: Sin dato.

Tipo de vertido	Localización	N en forma de amonio (NH ₄ -N)	N en forma de nitrato (NO ₃ -N)	P en forma de ortofosfato (PO ₄ -P)	N Total	P Total
Urbano	Barbadun	2004-	2004-	2004-	2004-	2004-
	Nerbioi Interior	2003-	2003-	2003-	2003-	2003-
	Nerbioi Exterior	2008-	2008-	2009-	2009-	2009-
	Oka Interior	2004-	2004-	2009-	2004-	2004-
	Oka Exterior	2009-	2009-	2009-	2009-	2009-
	Urola	2003-	2005-	S.D.	2003-	2003-
Industrial	Nerbioi Interior	2003-	2012-	S.D.	S.D.	2007-
	Nerbioi Exterior	2003-	2003-	S.D.	2006-	2003-
	Urola	2003-	2011-	S.D.	2007-	2003-
	Oiartzun	2003-2006	S.D.	S.D.	S.D.	2003-2011
	Bidasoa	2008-	S.D.	S.D.	2008-2009	2008-

Tabla 3 Series de datos disponibles entre 2003 y 2013, en el programa RID, sobre vertidos con nitrógeno (N) y/o fósforo (P) que se tienen lugar en las masas de agua costeras del País Vasco. Sólo se han considerado series de datos que incluyen al menos dos años consecutivos de medidas. S.D.: Sin dato.

Tipo de vertido	Localización	N en forma de amonio (NH ₄ -N)	N en forma de nitrato (NO ₃ -N)	P en forma de ortofosfato (PO ₄ -P)	N Total	P Total
Urbano	Cantabria-Matxitxako	2004-	2004-	2004-	2004-	2004-
	Matxitxako-Getaria	2009-	2009-	2009-	2009-	2009-
	Getaria-Higer	2003-	2003-	2003-	2003-	2003-
	Mompás-Pasaia	2003-	2003-	2003-	2003-	2003-
Industrial	Cantabria-Matxitxako	2003-	2003-	2003-	2003-2005	S.D.
	Matxitxako-Getaria	2003-2006; 2010-	S.D.	2003-2006	2010-	2010-
	Getaria-Higer	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.
	Mompás-Pasaia	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.
Acuicultura	Cantabria-Matxitxako	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.
	Matxitxako-Getaria	2004-	2004-2010	2004-2005	2004-2005	2004-
	Getaria-Higer	2004-2008	S.D.	S.D.	S.D.	2004-2008
	Mompás-Pasaia	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.

Tabla 4 Series de datos disponibles entre 2003 y 2013, en el programa RID, sobre aportes fluviales de nitrógeno y/o fósforo en el medio marino del País Vasco. NH₄-N (nitrógeno en forma de amonio); NO₃-N (nitrógeno en forma de nitrato); PO₄-P (fósforo en forma de ortofosfato); N Total (nitrógeno total); P Total (fósforo total).

Origen de las mediciones	Estaciones de medida	Masas de agua de transición receptoras	Masas de agua costeras receptoras	Sustancias	Años
Ríos Principales	Santelices	Barbadun	Cantabria-Matxitxako	NH ₄ -N NO ₃ -N PO ₄ -P N Total P Total	2003- (*)
	Basauri	Nerbioi Interior y Exterior			
	Gatika	Butroe			
	Gernika	Oka Interior y Exterior	Matxitxako-Getaria		
	Oleta	Lea			
	Gardotza	Artibai			
	Mendaro	Deba			
	Oikina	Urola	Getaria-Higer (incluyendo Mompás-Pasaia)		
	Lasarte-Oria	Oria			
	Lastaola-Hernani	Urumea			
	Ugaldetxo	Oiartzun			
Endarlatza	Bidasoa				
Tributarios: Ibaizabal, Kadagua, Asua y Galindo	La Peña, Alonsotegi, Sangroniz y Gorostiza	Nerbioi Interior y Exterior	Cantabria-Matxitxako		

(*) Debido a cambios que tuvieron lugar a lo largo de los años en los límites de detección, para este informe los datos de PO₄-P utilizados han sido sólo los medidos a partir de 2006.

Los datos de vertidos (Tabla 2, Tabla 3) son más heterogéneos que los de aportes procedentes de los ríos (Tabla 4). Para un mismo nutriente, los datos de vertido comienzan en años distintos en las diferentes masas de agua, lo que hace difícil una comparación espacial. Además, en muchas de las masas de agua de transición no hay datos de vertido de nutrientes (Butroe, Lea, Artibai, Deba, Oria y Urumea).

En la Tabla 5 se muestra el número de vertidos que presentan datos de nutrientes en el conjunto de las masas de agua costeras y de transición del País Vasco, en los 11 años de la serie temporal. Los vertidos urbanos aportan, de forma general, un elevado número de datos. Los vertidos industriales tienen un peso relativamente alto en el número de datos de amonio y fosfato. Los vertidos de acuicultura son los menos numerosos. En cuanto a las cantidades vertidas, los vertidos urbanos constituyen prácticamente el 100% de los aportes directos de nitrógeno y fósforo, en el conjunto de las aguas costeras y de transición del País Vasco.

Tabla 5 Número de vertidos y cantidades de nitrógeno y fósforo aportadas por estos al medio marino del País Vasco en un total de 11 años (2003-2013). Los datos proceden de los registros del programa RID. N Total (nitrógeno total); NH₄-N (nitrógeno en forma de amonio); NO₃-N (nitrógeno en forma de nitrato); P Total (fósforo total); PO₄-P (fósforo en forma de ortofosfato).

Origen	Número de vertidos					Cantidad vertida (10 ⁶ kg)				
	N Total	NH ₄ -N	NO ₃ -N	P total	PO ₄ -P	N Total	NH ₄ -N	NO ₃ -N	P total	PO ₄ -P
Urbano	144	144	130	145	82	45	15	13	7	3
Industrial	55	149	30	135	15	0,12	0,41	0,26	0,04	0,02
Acuicultura	3	23	9	23	2	0,07	0,19	0,12	0,05	<0,01
Total	202	316	169	303	99	45	16	14	8	3

Para obtener las cargas de nitrógeno o fósforo se hicieron una serie de cálculos tal y como se describe a continuación.

Los datos de concentración de sustancias contaminantes para el programa RID se expresan en mg·l⁻¹. En el caso del nitrógeno (N) y del fósforo (P) corresponden, por una parte, a la fracción inorgánica disuelta (amonio, nitrato u ortofosfato) y, por otra, al total (conjunto de formas orgánicas e inorgánicas, disueltas y en suspensión). Los nutrientes para los cuales se pueden encontrar datos de concentración son: NH₄-N (nitrógeno en forma de amonio), NO₃-N (nitrógeno en forma de nitrato), PO₄-P (fósforo en forma de ortofosfato), N Total (nitrógeno total) y P Total (fósforo total).

En el RID se aportan además dos estimas: la inferior (aa) y la superior (bb). La estima inferior implica que si la concentración medida resulta inferior o igual al límite de detección, su valor se substituye por cero para el cálculo de los valores medios; la estima superior implica que si la concentración no alcanza el límite de detección su valor se asume que es igual al de dicho límite. Para el presente estudio se ha utilizado siempre la estima superior. Se observó que las dos estimas eran por lo general bastante similares entre sí, lo que cabe esperar cuando los valores suelen encontrarse por encima del límite de detección. Una excepción fue el PO₄-P en los primeros años de medida, y por ello se decidió no utilizar los datos de esta sustancia entre 2003 y 2005 inclusive, con el fin de no introducir un sesgo en la serie de datos. Esos años coincidieron con límites de detección relativamente altos para el PO₄-P (0,26 mg·l⁻¹), lo que podría haber dado lugar a que muchas medidas no alcanzaran el límite. En este sentido, es importante tener en cuenta que los cambios a lo largo del tiempo en los límites de detección podrían generar variaciones aparentes, pero no reales, en la concentración media de las sustancias.

La carga es la cantidad de una sustancia que entra en una masa de agua por unidad de tiempo, y depende tanto de la concentración de dicha sustancia en la fuente de emisión, como del caudal de emisión. Para su cálculo, a partir de una serie de datos de concentración y de caudal, se puede aplicar la siguiente fórmula, que es equivalente a la expresión 3 del manual publicado por Ministerio de Medio Ambiente (2007):

$$\text{Carga} = C \times Q \times 365 \times 10^{-6}$$

El resultado de la carga se obtiene en unidades de masa por año (10⁶ kg·año⁻¹)

Siendo:

C, la concentración media anual (expresada en mg·l⁻¹)

Q, la mejor estimación posible del caudal anual (expresado en 10³ m³ d⁻¹)

De modo inverso, mediante la anterior ecuación, puede calcularse la concentración a partir de datos de carga y caudal conocidos.

Con el fin de poder comparar los aportes de nutrientes entre masas de agua cuyo tamaño es diferente (y por tanto, su capacidad para diluir dichos aportes), se ha calculado la carga específica por unidad de superficie de la masa de agua. Las cargas específicas (“yield”) son útiles a efectos de comparación espacial y han sido empleadas por otros autores en estudios sobre calidad del agua (por ejemplo, Smith *et al.*, 1997; Bricker *et al.*, 1999; Borja *et al.*, 2006; Garmendia *et al.*, 2012). La superficie de la masa de agua utilizada en estos cálculos equivalió a la superficie inundada en pleamar (4,5 m), tal y como figura en la Tabla 6. Siguiendo los criterios de Borja *et al.* (2006) se han clasificado las cargas específicas como Bajas (<100 kg N d⁻¹ km⁻²), Moderadas (100-200 kg N d⁻¹ km⁻²), Altas (200-300 kg N d⁻¹ km⁻²) o Muy altas (>300 kg N d⁻¹ km⁻²). Al igual que Borja *et al.* (2006), se ha empleado la información disponible sobre las masas de agua en cuanto a la susceptibilidad ante los aportes (Tabla 6), junto con la magnitud de las cargas, para realizar una evaluación de la presión de acuerdo a los criterios que se indican en la Tabla 7.

Además, para describir de un modo sencillo los cambios habidos en el N y P de origen fluvial en el transcurso de aproximadamente una década, se ha calculado el cambio relativo al primer año de medida. Este cálculo se ha realizado con las concentraciones, lo cual equivale al método aplicado en la figura 27 del documento de URA (2014), en su página 46, que muestra la evolución de las cargas corregidas por caudal circulante, respecto al año 1998. En el presente informe, se ha efectuado el cociente entre el valor que presenta la variable (concentración de un nutriente) en un año cualquiera de la serie, entre el valor que presentaba en 2003 (salvo para el PO₄-P, cuya serie de datos comienza en 2006, dado que los datos de 2003-2005 podrían ser poco precisos para realizar estos cálculos). El cambio se ha expresado como %.

Las emisiones de algunas sustancias suelen aumentar en los períodos de alto caudal fluvial, fundamentalmente las de sólidos en suspensión, metales pesados y nitratos (Ministerio de Medio Ambiente, 2007). Por el contrario, en las zonas que reciben aguas residuales urbanas sin tratar,

cuando aumenta el caudal del río la concentración de amonio y fosfato en el medio receptor tiende a descender, debido a la dilución de los aportes antrópicos con el agua fluvial (normalmente menos rica en estas sustancias que la zona receptora del vertido). Por tanto, tenemos que asumir que existe una influencia natural (dependiente de factores meteorológicos) tanto en las cargas calculadas, como en las concentraciones medidas.

Dada la influencia que tiene la meteorología sobre los aportes, se ha tratado de presentar la información de la forma más completa posible, de forma que quedase caracterizada no sólo la variabilidad de las cargas, sino también la del caudal fluvial y la de las concentraciones en los ríos.

Tabla 6 Superficie inundada para una altura de marea de 4,5 m y susceptibilidad a los aportes de nutrientes en función de la capacidad de dilución (derivada de las condiciones de mezcla) y de renovación de las masas de agua. El color rosado corresponde a los valores más elevados y el azul a los valores más bajos. Tipologías: 8- Estuario atlántico intermareal con dominancia del río; 9- Estuario atlántico intermareal con dominancia marina; 10- Estuario atlántico submareal; 12- Aguas costeras atlánticas del Cantábrico Oriental expuestas sin afloramiento.

Categoría	Tipología	Masas de agua	Área (km ²)	Condiciones de mezcla	Capacidad dilución	Capacidad renovación	Susceptibilidad (*)
Transición	9	Barbadun	0,77	Bien mezclado	Alta	Alta	Baja
	10	Nerbioi Interior	2,63	Permanentemente estratificado	Baja	Media	Alta
	10	Nerbioi Exterior	19,10	Permanentemente estratificado	Baja	Media	Alta
	9	Butroe	1,55	Parcialmente mezclado	Media	Alta	Baja
	9	Oka Interior	3,96	Parcialmente mezclado	Media	Media	Media
	9	Oka Exterior	6,10	Bien mezclado	Alta	Media	Baja
	9	Lea	0,51	Bien mezclado	Alta	Alta	Baja
	9	Artibai	0,42	Parcialmente mezclado	Media	Alta	Baja
	8	Deba	0,71	Bien mezclado	Alta	Alta	Baja
	9	Urola	0,98	Parcialmente mezclado	Media	Alta	Baja
	9	Oria	2,05	Parcialmente mezclado	Media	Alta	Baja
	8	Urumea	1,34	Bien mezclado	Alta	Alta	Baja
	10	Oiartzun	0,98	Permanentemente estratificado	Baja	Media	Alta
	10	Bidasoa	7,58	Permanentemente estratificado	Baja	Media	Alta
Costeras	12	Cantabria-Matxitxako	189,5	Bien mezclado	Alta	Media	Baja
	12	Matxitxako-Getaria	231,2	Bien mezclado	Alta	Media	Baja
	12	Getaria-Higer	138,9	Bien mezclado	Alta	Media	Baja
	12	Mompás-Pasaia	10,5	Bien mezclado	Alta	Media	Baja

(*) Para la clasificación de la susceptibilidad véase: Borja *et al.* (2006); Garmendia *et al.* (2012).

Tabla 7 Determinación del nivel de presión producido por el aporte de nitrógeno en aguas marinas y estuáricas que presentan diferente susceptibilidad. Tomado de Borja *et al.* (2006).

Carga		Susceptibilidad		
(kg N d ⁻¹ km ⁻²)	Clasificación	Baja	Media	Alta
<100	Baja	Sin presión	Sin presión	Presión Baja
100-200	Moderada	Presión Baja	Presión Baja	Presión Moderada
200-300	Alta	Presión Baja	Presión Moderada	Presión Moderada
>300	Muy Alta	Presión Moderada	Presión Alta	Presión Alta

4.1.3 APLICACIÓN DE UN ÍNDICE BASADO EN LOS USOS DEL SUELO (LUSI-ECW)

El método “Land Uses Simplified Index” (LUSI) desarrollado por Flo *et al.* (2011) para las aguas costeras del Mediterráneo se ha modificado para su uso en las masas de agua costeras y de transición del País Vasco. Tal y como señalan Flo *et al.* (2011) el LUSI sirve como primera aproximación, sencilla y poco costosa, para poder establecer las relaciones de Presión-Impacto (de eutrofización) que requiere la Directiva Marco del Agua.

Hay que advertir que la metodología que se presenta a continuación tiene algunas limitaciones, ya que el LUSI no es directamente transferible a las aguas del Cantábrico Oriental y por ello, podría ser mejorado en un futuro. Esta primera aproximación se ha denominado LUSI-ECW (“Land Uses Simplified Index- Eastern Cantabrian Waters”).

Para conocer los usos del suelo en las áreas terrestres que podrían influir en las masas de agua costeras y de transición del País Vasco se utilizaron los mapas de usos del suelo *CORINE Land Cover* (CLC2006), creados a partir de la base de datos de ocupación del suelo referida al año 2006. Dicha versión era la más reciente a fecha de marzo de 2014. Los datos geográficos correspondientes están disponibles a través del servicio de descarga de la Infraestructura de Datos Espaciales (IDE) del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (<http://www.magrama.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/>).

A partir de estos mapas se obtuvo la información de usos del suelo de las áreas terrestres de interés de dos formas diferentes: una, procesando el mapa de cada unidad hidrológica completa (es decir, considerando la totalidad de las cuencas de los ríos que vierten a la costa de Bizkaia y Gipuzkoa, no sólo las cuencas internas del País Vasco) y otra, considerando una franja de 1,5 km desde la línea de costa hacia tierra, para cada una de las unidades hidrológicas. Esta última es la metodología que utilizan Flo *et al.* (2011) para la costa catalana, ya que es la distancia media de la sierra litoral a la costa.

Aunque, por coherencia con el LUSI, se probó este último método también en el País Vasco, se vio que no era apropiado en la costa Cantábrica ya que, en ésta, la franja de 1,5 km es en su mayor parte terreno escarpado, cercano a los acantilados, y que no representa adecuadamente el uso antrópico del territorio. Por ello, se utilizaron finalmente los datos de usos del suelo de las unidades hidrológicas completas, sin realizar ningún tipo de segmentación. Los mapas se presentan en el ANEXO C.

Una vez obtenidos, en las unidades hidrológicas, los datos de los diferentes usos, se procedió al cálculo de la superficie ocupada por la suma de usos urbanos, agrícolas e industriales.

En los posibles usos del suelo que recogen los mapas de 2006, pueden distinguirse tres niveles de detalle (Tabla 8).

En el nivel más simple (nivel 1) se ha asumido que las superficies artificiales y las zonas agrícolas son los usos que más pueden relacionarse con la eutrofización, mientras que el resto de usos (forestales, vegetación natural, espacios abiertos, zonas húmedas y superficies de agua) tienen poca o nula influencia en este proceso.

El nivel 2 es más específico y en éste se han determinado los usos antrópicos requeridos para la aplicación del LUSI (urbano, industrial y agrícola). Para el cálculo del porcentaje de cada uno de dichos usos, se han incluido todos aquellos que se encontraban presentes en el área de estudio.

Tabla 8 Usos del suelo que contemplan los mapas *CORINE Land Cover* (2006), agrupados en tres niveles. Los usos que se han considerado que podrían influir en la eutrofización son los denominados en el nivel 1 “Superficies artificiales” y “Usos agrícolas”. Dentro de estos, se señalan en color, en los niveles 2 y 3, los que aparecen en las unidades hidrológicas estudiadas. Código de colores: Naranja- Urbano; Violeta- Industrial; Verde- Agrícola.

Nivel 1	Nivel 2	Nivel 3
1. Superficies artificiales	1.1 Usos urbanos	1.1.1 Tejido urbano continuo 1.1.2 Tejido urbano discontinuo
	1.2 Usos industriales, comerciales y de transporte	1.2.1 Industriales y comerciales 1.2.2 Redes viarias, ferroviarias y asociados 1.2.3 Zonas portuarias 1.2.4 Aeropuertos
	1.3 Usos mineros, vertederos y construcción	1.3.1 Zona de extracción minera 1.3.2 Escombreras y vertederos 1.3.3 Zonas en construcción
	1.4 Zonas verdes artificiales no agrícolas	1.4.1 Zonas verdes urbanas 1.4.2 Instalaciones deportivas y recreativas
2. Usos agrícolas	2.1 Tierras de labor	2.1.1 Secano 2.1.2 Regadío permanente 2.1.3 Arrozales
	2.2 Cultivos permanentes	2.2.1 Viñedos 2.2.2 Frutales 2.2.3 Olivares
	2.3 Pastos permanentes	2.3.1 Pastos permanentes
	2.4 Zonas agrícolas mixtas	2.4.1 Cultivos ocasionales con permanentes 2.4.2 Cultivos mixtos 2.4.3 Zonas mixtas 2.4.4 Explotación agroforestal
3. Usos forestales. Vegetación natural y espacios abiertos	3.1 Bosques naturales	3.1.1 Bosques de frondosas 3.1.2 Bosques de coníferas 3.1.3 Bosques mixtos
	3.2 Vegetación arbustiva y/o herbácea	3.2.1 Prados permanentes 3.2.2 Landas y matorrales 3.2.3 Vegetación esclerófila 3.2.4 Zona arbustiva de transición
	3.3 Zonas con escasa o nula vegetación	3.3.1 Playas, dunas y arenales 3.3.2 Canchales y roquedo 3.3.3 Zonas con vegetación escasa 3.3.4 Zonas quemadas 3.3.5 Glaciares y nieves permanentes
4. Zonas húmedas	4.1 Zonas húmedas continentales	4.1.1 Humedales y zonas pantanosas 4.1.2 Turberas
	4.2 Zonas húmedas litorales	4.2.1 Marismas 4.2.2 Salinas 4.2.3 Zonas llanas intermareales
5. Superficies de agua	5.1 Aguas continentales	5.1.1 Cursos de agua 5.1.2 Láminas de agua
	5.2 Aguas marinas	5.2.1 Lagunas costeras 5.2.2 Estuarios 5.2.3 Mares y océanos

Como puede verse en el nivel 3, en el caso del uso urbano se ha contabilizado la superficie ocupada por el tejido urbano continuo y discontinuo, las zonas verdes urbanas y las instalaciones deportivas y recreativas.

Para el uso industrial se han incluido las superficies industriales y comerciales, las redes viarias, ferroviarias y terrenos asociados, las zonas portuarias, los aeropuertos, las zonas de extracción minera y las zonas en construcción.

En cuanto al uso agrícola, la metodología de Flo *et al.* (2011) se basa únicamente en el de regadío, pero éste en concreto no se ha visto reflejado en ninguna de las unidades hidrológicas tratadas. Por ello, como usos agrícolas se han incluido en este estudio los pastos permanentes, así como las zonas y los cultivos mixtos, siendo estos tres los únicos presentes en los mapas que quedaban agrupados en el nivel 1 como “usos agrícolas”.

Posteriormente, siguiendo a Flo *et al.* (2011), los usos “Urbano”, “Agrícola” e “Industrial” se han clasificado en diferentes categorías según el porcentaje de la superficie ocupada (en este caso, de la unidad hidrológica completa), y a cada uno de ellos se le ha asignado una puntuación (Tabla 9).

Tabla 9 Categorías para la clasificación de los usos antrópicos relacionados con la eutrofización y puntuación correspondiente a cada uno. Tomado de Flo *et al.* (2011).

Categorías (porcentaje de ocupación)			Puntuación correspondiente a cada uso
Urbano	Agrícola	Industrial	
	<10%	<10%	0
<33%	10 a 40%	>10%	1
33 a 66 %	>40%		2
>66%			3

El LUSI, además, utiliza otros factores que ha sido necesario modificar para adaptar el método a las aguas costeras del Cantábrico Oriental y a las masas de agua de transición. Son, por una parte, el factor de influencia fluvial, y por otra, el factor de confinamiento.

Flo *et al.* (2011) indican que la influencia de un río sobre una zona marina se refleja bien en el contenido de agua dulce, es decir en la salinidad. Para la aplicación de la DMA, la tipología de las aguas costeras del Mediterráneo viene establecida, entre otros factores, por el grado de influencia fluvial. Por ello, Flo *et al.* (2011) establecen una escala para este factor en el LUSI que se basa en el tipo al que pertenece la masa de agua costera y le aplican una puntuación de 0, 1 ó 2.

Sin embargo, en las aguas costeras y de transición del Cantábrico los tipos de la DMA no se diferencian en función de la influencia fluvial y por tanto, la evaluación de este factor se ha tenido que realizar de otro modo. Para ello, se ha utilizado una serie histórica de datos de salinidad.

La serie de datos utilizada es la de “La Red de Seguimiento del Estado Ecológico de las Aguas de Transición y Costeras de la Comunidad Autónoma del País Vasco” (denominada a partir de aquí, “La Red de Calidad”), que realiza AZTI para la Agencia Vasca del Agua. En el apartado siguiente (3.2. *Desarrollo de un método para la evaluación del fitoplancton*) se da una descripción más detallada de esta red. También puede consultarse Borja *et al.* (2004, 2009) y <http://www.uragentzia.euskadi.eus/informacion/biblioteca-de-ura/u81-000374/es/>.

En cada una de las estaciones costeras y de mar abierto de “La Red de Calidad” se ha calculado la media aritmética de la salinidad con los datos obtenidos en sus aguas de superficie (0-1 m), mediante medidas “in situ” (CTD) realizadas con frecuencia trimestral entre los años 1994 y 2013.

A los valores promedio de salinidad (N=21, número de estaciones) se les ha aplicado percentiles para establecer categorías que delimiten diferentes grados de influencia fluvial. Así, las categorías se han establecido con los valores de los percentiles 10, 50 y 90, así como con el valor de 35,55 USP. Valencia *et al.* (2004a) indican este valor de salinidad para las aguas superficiales del Cantábrico Oriental alejadas de la costa, cuyo contenido en agua dulce es prácticamente nulo. Posteriormente, a cada categoría se le ha asignado una puntuación entre 0 y 2 (Tabla 10).

Los valores medios de salinidad obtenidos en cada estación de muestreo del litoral del País Vasco pueden consultarse en la Tabla 11.

Tabla 10 Criterios para la clasificación de la influencia fluvial en las estaciones de las aguas costeras y de mar abierto del Cantábrico Oriental según la salinidad media obtenida en superficie (0-1 m). Se indica la escala de puntuación para estimar el factor fluvial del LUSI-ECW.

Categorías	Salinidad media correspondiente (USP)	Influencia fluvial	Puntuación de la influencia fluvial
≤ Percentil 10	≤ 34,55	Alta	2
> Percentil 10, e < Percentil 50	34,56 - 34,84	Moderada	1,5
> Percentil 50, e < Percentil 90	34,85 - 35,09	Baja	1
> Percentil 90, e < Cantábrico Oriental	35,10 - 35,54	Muy baja	0,5
≥ Cantábrico Oriental	≥ 35,55	Nula	0

Tabla 11 Salinidad media superficial en las estaciones litorales de “La Red de Calidad” y cálculo de la influencia fluvial en las masas de agua costeras y en mar abierto. Los criterios para clasificar y puntuar la influencia fluvial se indican en la Tabla 10. La representatividad de cada estación en la superficie de la masa de agua se expresa en tanto por uno (por ejemplo, Borja *et al.*, 2014).

Masa de agua	Estación	Salinidad media superficial (USP)	Influencia fluvial	Puntuación	Representatividad	Puntuación de la influencia fluvial (*)
Costera Cantabria-Matxitxako	L-N10	34,73	Moderada	1,5	0,25	1,38
	L-N20	34,55	Alta	2	0,25	
	L-B10	34,85	Baja	1	0,25	
	L-B15	35,09	Baja	1	-	
	L-B20	35,07	Baja	1	0,25	
Costera Matxitxako-Getaria	L-OK10	35,04	Baja	1	0,20	1,14
	L-L10	35,09	Baja	1	0,20	
	L-L20	35,08	Baja	1	0,20	
	L-A10	35,02	Baja	1	0,13	
	L-D10	34,74	Moderada	1,5	0,12	
Costera Getaria-Higer	L-U10	34,67	Moderada	1,5	0,15	1,70
	L-O20	34,83	Moderada	1,5	0,25	
	L-O10	34,49	Alta	2	0,21	
	L-UR10	34,55	Alta	2	-	
	L-OI10	34,49	Alta	2	0,18	
	L-OI20	34,84	Moderada	1,5	0,18	
Costera Mompás-Pasaia	L-BI10	34,63	Moderada	1,5	0,18	1,50
	L-UR20	34,72	Moderada	1,5	1,00	
Mar abierto (plataforma)	L-RF30	35,21	Muy baja	0,5	1/3	0,67
	L-RF20	35,21	Muy baja	0,5	1/3	
	L-RF10	34,94	Baja	1	1/3	

(*) Ponderada para la masa de agua según representatividad de las estaciones de muestreo.

La salinidad media en superficie a lo largo de 21 estaciones (19 en masas de agua costeras y 3 en mar abierto) presenta un rango de 34,49 a 35,21 USP. El valor mínimo se obtiene en dos estaciones de la masa costera Getaria-Higer, una frente a la desembocadura del Oria (L-O10) y otra frente a la del Oiartzun (L-OI10). Teniendo en cuenta que en el Cantábrico, para un contenido en agua dulce cercano a cero, la salinidad es 35,55 USP (Valencia *et al.*, 2004a), el contenido en agua dulce de estas estaciones es 3,1%.

Los valores medios más altos de salinidad superficial se obtienen en estaciones de mar abierto (L-RF20 y L-RF30), correspondiéndoles un 1,1% de contenido en agua dulce. Las estaciones costeras con mayor salinidad son L-B15 (litoral de Bakio) y L-L10 (litoral de Elantxobe), con un 1,4% de contenido en agua dulce (Tabla 11).

En base a la salinidad media y a los criterios mostrados en la Tabla 10, ninguna estación de muestreo del litoral del País Vasco queda clasificada con una influencia fluvial “Nula”. Las estaciones costeras presentan una influencia fluvial “Baja”, “Moderada” o “Alta”, y las de mar abierto una influencia “Muy baja” o “Baja”.

Por último, para valorar la influencia fluvial a escala de masa de agua se ha calculado el valor medio de las puntuaciones de las estaciones de muestreo actualmente en uso, ponderado según la representatividad de dichas estaciones en la superficie de la masa de agua. El resultado se indica en la Tabla 11. En las aguas costeras del País Vasco, el factor de influencia fluvial varía en un rango desde 1,14 (Matxixako-Getaria) hasta 1,70 (Getaria-Higer). Para mar abierto se ha asumido que las tres estaciones tienen la misma representatividad y la puntuación final es 0,67.

En las aguas de transición del País Vasco, la magnitud de la influencia fluvial se ha evaluado también en función de la salinidad.

Primero, se han obtenido los valores de la mediana (percentil 50) de la salinidad en cada una de las estaciones de muestreo de los estuarios de “La Red de Calidad”, a lo largo de la serie histórica. Bald (2005) clasificó las estaciones en diferentes tramos (oligo-, meso-, poli- o euhalino) a partir de la salinidad medida en superficie. En el presente estudio dicha clasificación se ha revisado, al contar ahora con un mayor número de datos. Para ello, se han utilizado todos los datos de salinidad obtenidos en superficie entre 1994 y 2013 (pleamar y bajamar).

En casi todas las estaciones de los estuarios la clasificación coincide con la de Bald (2005), pero se han encontrado 4 estaciones de 32 en las cuales se ha visto necesario cambiar el tramo asignado anteriormente. Dichas estaciones presentan características de aguas euhalinas o polihalinas. En algunas de ellas, Bald (2005) indicaba que su clasificación podría ser errónea al haberse hecho entonces con un bajo número de datos y encontrarse estas estaciones muy cercanas al límite entre dos tramos. Una vez clasificadas las estaciones en tramos salinos, se les ha asignado una puntuación para el factor de la influencia fluvial según se indica en la Tabla 12.

Tabla 12 Criterios para la clasificación de la influencia fluvial en las estaciones de las masas de agua de transición según la salinidad (mediana) obtenida en superficie (0-1 m) con los datos de 1994-2013. Se indica la escala de puntuación para estimar el factor fluvial del LUSI-ECW.

Salinidad mediana (USP)	Tramo salino	Influencia fluvial	Puntuación de la influencia fluvial
[0,5-5,0]	Oligohalino	Alta	2
[5,1-18,0]	Mesohalino	Moderada	1,5
[18,1-30,0]	Polihalino	Baja	1
[30,1-34,4]	Euhalino estuárico	Muy baja	0,5

En la Tabla 13 se indica, para cada estación de muestreo, su salinidad (mediana) y el tramo que le corresponde. Además, se ha calculado el carácter salino general de las masas de agua, a partir de la salinidad (mediana) de cada estación de muestreo y su representatividad en la superficie total de la masa de agua. La salinidad de las masas de agua de transición varía entre 1,1 USP (Oka Interior) y 33,6 USP (Nerbioi Exterior). La mayoría de las masas de agua tienen carácter mesohalino o polihalino.

La valoración de la influencia fluvial a escala de la masa de agua de transición se ha realizado de la misma forma que para las masas de agua costeras, es decir, aplicando una media ponderada a las puntuaciones de las estaciones teniendo en cuenta la representatividad de éstas en la superficie total de la masa de agua. Los resultados del factor de influencia fluvial para cada masa de agua se muestran en la Tabla 14. Los valores oscilan entre un mínimo de 0,50 en las masas de agua de transición del Nerbioi Exterior y del Oiartzun (influencia fluvial “Muy baja”) y un máximo de 2,00 en la del Oka Interior (influencia fluvial “Alta”).

Tabla 13 Clasificación de las estaciones de “La Red de Calidad” en diferentes tramos salinos. El criterio se basa en la mediana (percentil 50) de la salinidad calculada con los datos de superficie, entre 1994 y 2013 inclusive (pleamar y bajamar en aguas de transición). Tramos: Oligohalino [0,5-5,0 USP]; Mesohalino [5,1-18,0 USP]; Polihalino [18,1-30,0 USP]; Euhalino [30,1-34,4 USP]; Euhalino marino > 34,4 USP.

Categoría	Tipo	Masa de agua	Estación	Salinidad mediana (USP)	Tramo asignado	Representatividad	Salinidad mediana (*) (USP)	Carácter salino
Transición	9	Barbadun	E-M5	4,4	Oligohalino	0,06	21,4	Polihalino
			E-M10	22,5	Polihalino	0,94		
	10	Nerbioi Interior	E-N10	4,2	Oligohalino	0,38	15,7	Mesohalino
			E-N15	20,9	Polihalino	0,31		
			E-N17	24,8	Polihalino	0,31		
	10	Nerbioi Exterior	E-N20	31,6	Euhalino	0,20	33,6	Euhalino
			E-N30	34,1	Euhalino	0,80		
	9	Butroe	E-B5	14,0	Mesohalino	0,16	27,3	Polihalino
			E-B7	30,4	Euhalino	0,16		
			E-B10	29,7	Polihalino	0,68		
	9	Oka Interior	E-OK5	1,1	Oligohalino	1,00	1,1	Oligohalino
	9	Oka Exterior	E-OK10	22,8	Polihalino	0,45	28,4	Polihalino
			E-OK20	32,9	Euhalino	0,55		
	9	Lea	E-L5	7,8	Mesohalino	0,10	18,5	Polihalino
			E-L10	19,7	Polihalino	0,90		
	9	Artibai	E-A5	0,6	Oligohalino	0,15	20,7	Polihalino
			E-A10	24,3	Polihalino	0,85		
	8	Deba	E-D5	2,0	Oligohalino	0,54	5,4	Mesohalino
			E-D10	9,4	Mesohalino	0,46		
	9	Urola	E-U5	1,8	Oligohalino	0,12	15,5	Mesohalino
			E-U8	12,4	Mesohalino	0,22		
			E-U10	19,1	Polihalino	0,66		
	9	Oria	E-O5	11,9	Mesohalino	0,63	14,8	Mesohalino
			E-O10	19,7	Polihalino	0,37		
	8	Urumea	E-UR5	2,5	Oligohalino	0,36	11,8	Mesohalino
			E-UR10	17,0	Mesohalino	0,64		
	10	Oiartzun	E-OI10	30,7	Euhalino	0,48	31,5	Euhalino
E-OI15			32,6	Euhalino	0,15			
E-OI20			32,3	Euhalino	0,37			
10	Bidasoa	E-BI5	1,3	Oligohalino	0,33	15,6	Mesohalino	
		E-BI10	14,4	Mesohalino	0,22			
		E-BI20	26,7	Polihalino	0,45			
Costeras	12	Cantabria-Matxitxako	L-N10	34,9	Euhalino marino	0,25	35,0	Euhalino marino
			L-N20	34,8		0,25		
			L-B10	35,0		0,25		
			L-B15	35,2		-		
			L-B20	35,2		0,25		
		Matxitxako-Getaria	L-OK10	35,1		0,20	35,0	
			L-L10	35,2		0,20		
			L-L20	35,0		0,20		
			L-A10	35,0		0,13		
			L-D10	34,9		0,12		
		Getaria-Higer	L-U10	34,7		0,15	34,8	
			L-O20	34,9		0,25		
			L-O10	34,7		0,21		
			L-UR10	34,7		-		
			L-OI10	34,6		0,18		
		Mompás-Pasaia	L-OI20	35,0		0,18	34,8	
			L-BI10	34,8		0,18		
			L-UR20	34,8		1,00		

(*) Ponderada para la masa de agua según representatividad de las estaciones de muestreo.

Tabla 14 Cálculo de la influencia fluvial en las masas de agua de transición. Se ha utilizado la clasificación de las estaciones de muestreo en tramos salinos de Bald (2005) con ligeras modificaciones (véase Tabla 13). Los criterios para clasificar y puntuar la influencia fluvial en las estaciones de muestreo se indican en la Tabla 10. La representatividad de cada estación en la superficie de la masa de agua se expresa en tanto por uno (por ejemplo, Borja *et al.*, 2014).

Categoría	Tipo	Masa de agua	Estación	Tramo salino	Puntuación	Representatividad	Puntuación de la Influencia fluvial (*)
Transición	9	Barbadun	E-M5	Oligohalino	2	0,06	1,06
			E-M10	Polihalino	1	0,94	
	10	Nerbioi Interior	E-N10	Oligohalino	2	0,38	1,38
			E-N15	Polihalino	1	0,31	
			E-N17	Polihalino	1	0,31	
	10	Nerbioi Exterior	E-N20	Euhalino	0,5	0,20	0,50
			E-N30	Euhalino	0,5	0,80	
	9	Butroe	E-B5	Mesohalino	1,5	0,16	1,00
			E-B7	Euhalino	0,5	0,16	
			E-B10	Polihalino	1	0,68	
	9	Oka Interior	E-OK5	Oligohalino	2	1,00	2,00
	9	Oka Exterior	E-OK10	Polihalino	1	0,45	0,73
			E-OK20	Euhalino	0,5	0,55	
	9	Lea	E-L5	Mesohalino	1,5	0,10	1,05
			E-L10	Polihalino	1	0,90	
	9	Artibai	E-A5	Oligohalino	2	0,15	1,15
			E-A10	Polihalino	1	0,85	
	8	Deba	E-D5	Oligohalino	2	0,54	1,77
			E-D10	Mesohalino	1,5	0,46	
	9	Urola	E-U5	Oligohalino	2	0,12	1,23
			E-U8	Mesohalino	1,5	0,22	
			E-U10	Polihalino	1	0,66	
	9	Oria	E-O5	Mesohalino	1,5	0,63	1,32
			E-O10	Polihalino	1	0,37	
	8	Urumea	E-UR5	Oligohalino	2	0,36	1,68
			E-UR10	Mesohalino	1,5	0,64	
	10	Oiartzun	E-OI10	Euhalino	0,5	0,48	0,50
			E-OI15	Euhalino	0,5	0,15	
E-OI20			Euhalino	0,5	0,37		
10	Bidasoa	E-BI5	Oligohalino	2	0,33	1,44	
		E-BI10	Mesohalino	1,5	0,22		
		E-BI20	Polihalino	1	0,45		

(*) Ponderada para la masa de agua según representatividad de las estaciones de muestreo.

En la Figura 3 se muestra la relación entre el factor de influencia fluvial y la salinidad (mediana) en las aguas de transición del País Vasco. La Figura 3 (A) se ha realizado con los datos de las estaciones (N=32) y la Figura 3 (B) con los datos de las masas de agua (N=14). En ambos casos hay una fuerte relación entre la puntuación que recibe la influencia fluvial, según el método anteriormente descrito, y la salinidad (percentil 50) de las aguas superficiales.

Hay que indicar que los factores de influencia fluvial calculados aquí no son comparables entre las aguas costeras y las de transición. Por ejemplo, la masa de agua costera Matxitxako-Getaria, con un factor de 1,14 (Tabla 11) no puede considerarse similar en influencia fluvial a las aguas de transición del Artibai, aunque su factor sea casi idéntico, 1,15 (Tabla 14). Es obvio que la influencia fluvial es mucho más alta en cualquiera de las masas de agua de transición que en las costeras, tal y como pone de manifiesto la salinidad medida a lo largo de 20 años.

Si se ha realizado el cálculo de la influencia fluvial en las masas de agua costeras de forma independiente (sin tener en cuenta la salinidad de las aguas de transición) ha sido con el fin de poderlas diferenciar a un nivel más preciso dentro de su contexto. Si hubieran sido tratadas de forma conjunta con las aguas de transición, dado que su salinidad (mediana) se aproxima a 35 USP, a todas las masas de agua costeras les habría correspondido un factor cercano a 0,3

(Figura 3 B), con ello, su influencia fluvial se habría clasificado como “Muy Baja”, lo que no habría permitido distinguir diferencias entre ellas.

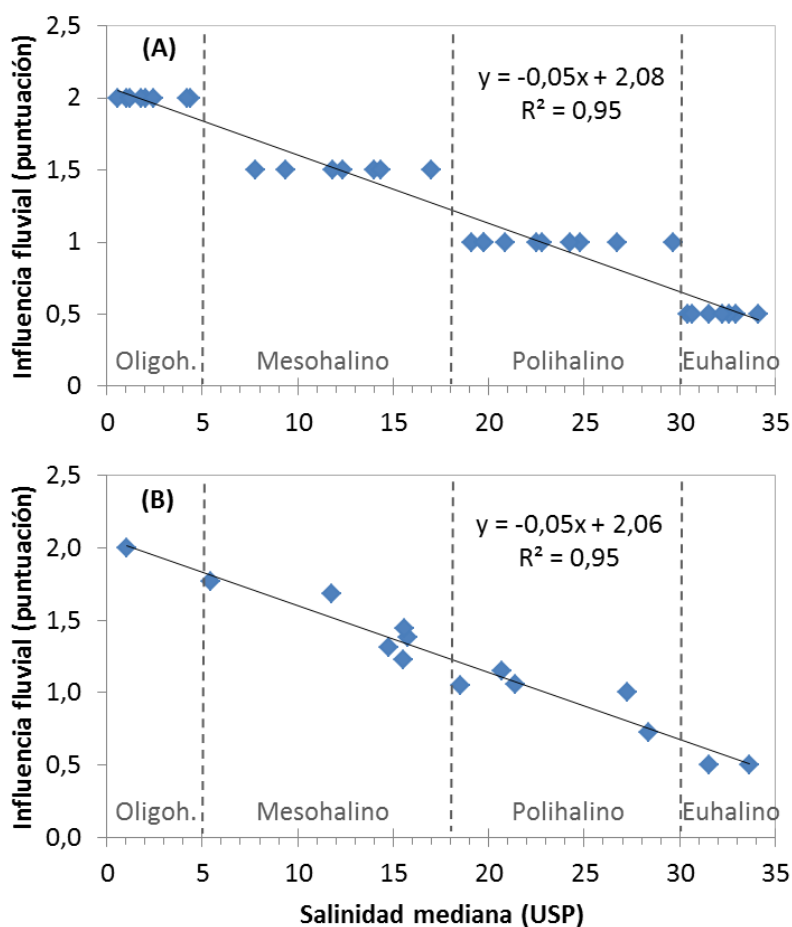


Figura 3 Relación entre el factor de influencia fluvial calculado para las aguas de transición del País Vasco y la salinidad medida en superficie a lo largo de 20 años (valor del percentil 50 de la serie de datos obtenidos en pleamar y bajamar, entre 1994 y 2013 inclusive). (A) Relación obtenida en las estaciones de muestreo, N=32. (B) Relación obtenida en las masas de agua, N=14. Se indican los tramos salinos estuáricos.

Además del factor de influencia fluvial, Flo *et al.* (2011) aconsejan utilizar un factor de corrección del valor del LUSI en función de la morfología de la costa, para tener en cuenta la influencia continental. Este factor tiene más peso en las aguas con mayor grado de confinamiento. Así, puntúa con 1,25 si la forma de la costa es cóncava, con 1,00 si es recta y con 0,75 si es convexa. A una escala espacial amplia, se podría considerar que la costa del País Vasco, en el extremo interno del Golfo de Vizcaya, presenta una forma cóncava, estando así sujeta a una fuerte influencia continental, mayor que la que se observa en zonas más occidentales del Cantábrico (Valencia *et al.*, 2004a). Por tanto, la puntuación que les correspondería a las masas de agua costeras del País Vasco para este factor sería la máxima, 1,25.

Sin embargo, a una escala más local, las masas de agua costeras del País Vasco presentan una morfología aproximadamente rectilínea, mientras que las aguas de transición, al tratarse de estuarios, se pueden considerar en su totalidad cóncavas. En este caso, aplicando los criterios de Flo *et al.* (2011), en el País Vasco todas las masas de agua costeras tendrían para este factor una puntuación de 1,00 y todas las de transición una puntuación de 1,25.

El factor de corrección que utiliza el LUSI, al estar basado en la forma de la costa, pensamos que también refleja en cierta medida el hidrodinamismo de la masa de agua y por tanto, su capacidad

para diluir y exportar los aportes continentales. Las zonas abrigadas (cóncavas) presentan generalmente una mayor susceptibilidad a la eutrofización que las zonas expuestas (convexas), debido principalmente a que la renovación del agua suele ser más lenta en aquéllas. Por tanto, se ha visto apropiado incluir un factor de corrección de este tipo, en el índice de presión basado en los usos del suelo para las aguas del Cantábrico Oriental.

La metodología que proponemos para el factor de corrección en el LUSI-ECW tratará de tener en cuenta las características físicas de las masas de agua de una manera algo más compleja, no únicamente lo referente a su morfología.

Existen estudios que ponen de manifiesto importantes diferencias hidrodinámicas entre los estuarios del País Vasco (por ejemplo, Valencia *et al.*, 2004b; Borja *et al.*, 2004, Garmendia *et al.*, 2012), que no quedarían reflejadas por el factor de confinamiento del LUSI, al tener todos ellos una puntuación de 1,25 (forma cóncava). Como puede verse en el apartado anterior (3.1.2. *Análisis de datos del programa RID-OSPAR*) la susceptibilidad a los aportes que presentan las masas de agua costeras y de transición del País Vasco se puede clasificar en función de características tales como la capacidad de dilución y de exportación (Tabla 6). Estas características vienen determinadas, respectivamente, por las condiciones de mezcla y por el tiempo de residencia del agua (Borja *et al.*, 2006).

En este estudio se ha derivado un factor de corrección para el LUSI-ECW que pretende tener en cuenta la susceptibilidad de la masa de agua, utilizando la información de sus propiedades hidrodinámicas. Para ello, se ha calculado la media aritmética de dos factores: el Factor 1, que se basa en las condiciones de mezcla (capacidad de dilución) y el Factor 2, que se basa en el tiempo de residencia (capacidad de renovación). A ambos se les ha asignado una valoración cuantitativa (Tabla 15). El factor de corrección final varía en un rango de 0,75 a 1,25.

Tabla 15 Valoración de los factores de corrección del LUSI-ECW que se integran en un factor de corrección final como promedio de ambos. La relación entre las condiciones de mezcla y la capacidad de dilución, así como entre el tiempo de residencia del agua y la capacidad de renovación se ha tomado de Borja *et al.* (2006).

Condiciones de mezcla	Capacidad de dilución	Factor de corrección 1	Tiempo de residencia	Capacidad de renovación	Factor de corrección 2
Bien mezclado	Alta	0,75	Horas	Alta	0,75
Parcialmente mezclado	Media	1,00	Días	Media	1,00
Permanentemente estratificado	Baja	1,25	Semanas	Baja	1,25

Por último, para calcular el valor final del índice en las aguas del costeras y de transición del País Vasco (LUSI-ECW) se ha tomado la fórmula de LUSI que desarrollaron Flo *et al.* (2011):

$$\text{LUSI-ECW} = (\text{Puntuación Uso Urbano} + \text{Puntuación Uso Agrícola} + \text{Puntuación Uso Industrial} + \text{Puntuación Influencia Fluvial}) * \text{Factor de corrección}$$

4.1.4 INDICADORES BASADOS EN LA CONCENTRACIÓN DE NUTRIENTES

Por último, el enriquecimiento en nutrientes debido a la influencia antrópica se ha evaluado en las aguas costeras y de transición, mediante indicadores que utilizan las concentraciones de amonio y fosfato, en combinación con la salinidad, obtenidas en estos medios (Garmendia *et al.*, 2013).

En el medio marino del País Vasco, los picos de amonio y fosfato se asocian a menudo con descargas de aguas urbanas deficientemente tratadas. Por otra parte, la concentración de estos nutrientes en los estuarios también se encuentra muy influida por el proceso natural de dilución del agua del río, rico en sustancias disueltas, con el agua marina (Valencia & Franco, 2004).

Teniendo en cuenta que la salinidad es un trazador del grado de dilución, los indicadores de presión utilizados en este estudio tienen en cuenta este factor con el fin de eliminar, en la medida de lo posible, el efecto que tiene la variabilidad natural asociada a los gradientes de dilución sobre las concentraciones de nutrientes que se observan en las masas de agua de transición.

De forma similar a Garmendia *et al.* (2013) los indicadores de presión empleados se calculan dividiendo la concentración del nutriente (amonio o fosfato) promediada en periodos de seis años por la concentración teórica que le correspondería en aguas de similar salinidad que estuvieran libres de presión antrópica. Para esto último, se utilizan las condiciones de referencia de *Muy Buen estado físico-químico* determinadas por Bald (2005) para diferentes tramos salinos y que se muestran en la Tabla 16. De esta manera, para cada estación de muestreo puede obtenerse un valor cuantitativo, en una escala continua, que representa la presión por nutrientes de origen antrópico, uno basado en el amonio, y otro en el fosfato.

Tabla 16 Condiciones de referencia y umbrales entre el estado “Bueno” y “Moderado” (B/Mo), para el amonio y el fosfato, que se aplican en las aguas costeras y de transición del País Vasco para el cumplimiento de la Directiva Europea Marco del Agua (BOE, 2013). Condiciones de referencia determinadas por Bald (2005). El umbral B/Mo se utiliza en el presente informe para determinar si la presión por nutrientes de origen antrópico implica riesgo de impacto sobre el fitoplancton.

Estaciones de muestreo				Amonio ($\mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$)		Fosfato ($\mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$)	
Categoría	Tipo	Salinidad (USP)	Tramo	Referencia	Umbral B/Mo (“Sin riesgo”)	Referencia	Umbral B/Mo (“Sin riesgo”)
Transición	8, 9, 10	[0,5-5,0]	Oligohalino	5,69	≤ 28	1,29	$\leq 6,2$
		[5,1-18,0]	Mesohalino	4,69	≤ 22	1,06	$\leq 4,7$
		[18,1-30,0]	Polihalino	3,26	≤ 14	0,73	$\leq 2,5$
		[30,1-34,4]	Euhalino	2,34	≤ 9	0,52	$\leq 1,1$
Costeras	12	> 34,4	Euhalino marino	2,06	≤ 7	0,45	$\leq 0,7$

Los datos de concentración de amonio y fosfato, así como los de salinidad fueron obtenidos de “La Red de Calidad”. Cada estación de muestreo de “La Red de Calidad” se clasificó en un tramo de salinidad, en función del valor de esta variable a lo largo de la serie histórica. Para ello, se recopilaron los datos de todas las medidas realizadas en superficie, entre 1994 y 2013 inclusive, y se calculó la mediana de la salinidad para cada estación de muestreo. En función del valor de la mediana, se clasificaron las estaciones en diferentes tramos salinos (véase apartado anterior, Tabla 13).

Finalmente, se utilizaron las concentraciones de amonio y fosfato, de manera independiente, para clasificar las estaciones de muestreo de la “La Red de Calidad” en dos categorías según el riesgo de impacto sobre el fitoplancton: “Sin riesgo” y “Significativo”. Los umbrales empleados para diferenciar ambas categorías dependen también de la salinidad y se asumió para estos los correspondientes al límite entre el estado “Bueno” y el “Moderado” en la clasificación del estado físico-químico *sensu* la DMA (BOE, 2013). En la Tabla 16 se muestran los umbrales utilizados para determinar si existía una presión significativa sobre el fitoplancton, que derivase de cambios en las concentraciones de nutrientes por causas antrópicas (principalmente vertidos urbanos).

4.2 DESARROLLO DE UN MÉTODO PARA LA EVALUACIÓN DEL FITOPLANCTON

4.2.1 REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

Para el desarrollo del método de evaluación del fitoplancton en aguas de transición fue necesario llevar a cabo una revisión de la literatura científica sobre métodos de evaluación existentes en medios costeros, tanto para aquellos que están dirigidos a la DMA, como a otras legislaciones que tienen objetivos similares fuera de la Unión Europea. Fundamentalmente se buscó información sobre:

- Índices basados en concentración de clorofila y abundancia fitoplanctónica aplicados en estuarios de otros lugares del mundo.
- Efectos que producen las modificaciones hidromorfológicas de las masas de agua en la dinámica del fitoplancton.

4.2.2 DATOS HISTÓRICOS

En este estudio se han recopilado y utilizado los datos de “La Red de Calidad” (Borja *et al.*, 2004, 2009) de diferentes variables medidas en las aguas de superficie, para las distintas tipologías y tramos salinos de los estuarios vascos.

En concreto, han sido 20 años de datos para clorofila y 19 para variables físico-químicas (salinidad y nutrientes), que proceden de medidas realizadas entre 1995 y 2014. También se han utilizado 12 años de datos de abundancia fitoplanctónica (densidad celular de los distintos taxones fitoplanctónicos identificados), que corresponden a la serie 2002-2014.

La “Red de Calidad” se lleva a cabo desde finales de 1994 y responde principalmente a la DMA, Directiva 2000/60/EC del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas.

La DMA incluye al fitoplancton dentro de los indicadores de calidad, y considera que deben vigilarse su abundancia, composición y biomasa, así como la frecuencia e intensidad de las floraciones (European Commission, 2000). Dentro de la “Red de Calidad” se mide la concentración de clorofila en las aguas de superficie, como estima de la biomasa fitoplanctónica. La información sobre el fitoplancton se completa con el análisis de su abundancia y composición taxonómica mediante microscopía.

Este control del fitoplancton para la DMA se realiza actualmente en 16 estaciones situadas en las masas de agua costeras, y en 3 estaciones de mar abierto sobre la plataforma (estaciones de referencia), además de los estuarios principales (32 estaciones) (Figura 4). Las estaciones de mar abierto, consideradas de referencia por encontrarse muy alejadas de las fuentes de presión antrópica, se utilizan además para la implementación de la Estrategia Marina Europea (Borja *et al.*, 2011). Para llevar a cabo este control del fitoplancton se realizan muestreos *in situ*, que implican el desplazamiento a la zona de muestreo, la toma de muestras de agua y su análisis posterior en el laboratorio.

Desde 1995 la frecuencia de muestreo empleada en “La Red de Calidad” para la monitorización de la clorofila y las variables físico-químicas del agua ha sido siempre trimestral. La abundancia celular y composición taxonómica se miden desde años más recientes de manera trimestral en las aguas costeras y marinas de referencia, así como en las estaciones más externas de los estuarios, mientras que en el tramo medio-interior estuárico se miden sólo en primavera y verano (Borja *et al.*, 2010). La frecuencia mínima de muestreo que establece la DMA para el fitoplancton es de seis meses (European Commission, 2000). Sin embargo, debido a que este elemento biológico presenta una elevada variabilidad temporal en el medio marino, se ha criticado la utilización de frecuencias de muestreo de este orden, e incluso mensuales y quincenales, por considerarlas insuficientes (Domingues *et al.*, 2008).

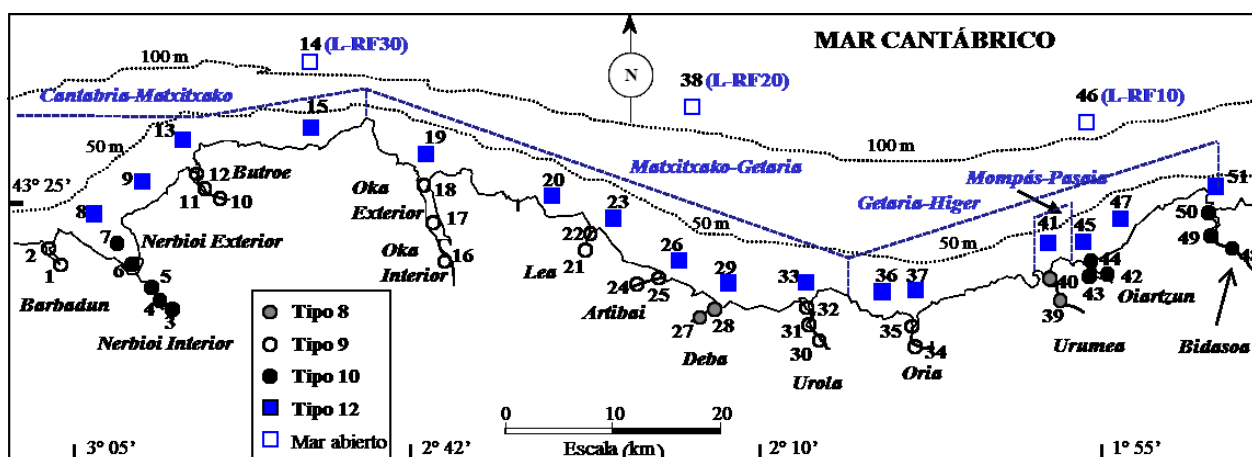


Figura 4 Mapa de “La Red de Seguimiento del Estado Ecológico de las Aguas de Transición y Costeras de la Comunidad Autónoma del País Vasco” con las estaciones de muestreo para aguas y fitoplancton en las masas de agua de transición (círculos), así como en las masas de agua costeras y en mar abierto (cuadrados). *Tipo 8*- Estuario atlántico intermareal dominado por el río. *Tipo 9*- Estuario atlántico intermareal dominado por el mar. *Tipo 10*- Estuario atlántico submareal. *Tipo 12*- Aguas costeras del Cantábrico Oriental expuestas sin afloramiento. **Estaciones Transición:** 1 (E-M5); 2 (E-M10); 3 (E-N10); 4 (E-N15); 5 (E-N17); 6 (E-N20); 7 (E-N30); 10 (E-B5); 11(E-B7); 12 (E-B10); 16 (E-OK5); 17 (E-OK10); 18 (E-OK20); 21 (E-L5); 22 (E-L10); 24 (E-A5); 25 (E-A10); 27 (E-D5); 28 (E-D10); 30 (E-U5); 31 (E-U8); 32 (E-U10); 34 (E-O5); 35 (E-O10); 39 (E-UR5); 40 (E-UR10); 42 (E-OI10); 43 (E-OI15); 44 (E-OI20); 48 (E-BI5); 49 (E-BI10); 50 (E-BI20). **Estaciones Costeras:** 8 (L-N10); 9 (L-N20); 13 (L-B10); 15 (L-B20); 19 (L-OK10); 20 (L-L10); 23 (L-L20); 26 (L-A10); 29 (L-D10); 33 (L-U10); 36 (L-O10); 37 (L-O20); 41 (L-UR20); 45 (L-OI10); 47 (L-OI20); 51 (L-BI10).

4.2.3 ANÁLISIS DE DISTINTAS MÉTRICAS FITOPLANCTÓNICAS

Se ha estudiado la respuesta de distintas métricas fitoplanctónicas a las presiones antrópicas que pudieran favorecer el proceso de eutrofización. Para ello se han realizado correlaciones simples de Pearson, tipo I.

Se comprobó la idoneidad de los índices basados en el fitoplancton para la evaluación del estado biológico de las masas de aguas de transición, incluyendo las muy modificadas. Por último, se desarrolló y validó el método para los tipos/subtipos donde se vio procedente la utilización del fitoplancton como elemento de evaluación para la DMA.

5 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1 ESTUDIO DE LA PRESIÓN DE EUTROFIZACIÓN

5.1.1 FUERZAS MOTRICES (“DRIVERS”)

En un estudio anterior, Garmendia (2013) señaló una lista de causas que podrían influir en los procesos de eutrofización, para las masas de agua costeras y de transición del País Vasco. Entre estas, a las que denominó “presiones parciales”, figuraban fuerzas motrices tales como las actividades agropecuarias, los vertidos de aguas residuales urbanas, la presencia de puertos, etc.

Tras cuantificar las presiones parciales, asignándoles valores discretos según su importancia en una escala de 0 a 3, Garmendia (2013) calculó dos índices como aproximación a la presión antrópica. Por una parte, la “Presión Total” (suma de los valores asignados a las presiones parciales) y por otra, el “Índice de Presión” (“Presión Total” dividida por una constante que equivalía al número de presiones parciales consideradas).

Este tipo de índices habían sido empleados previamente para estudiar cómo respondían a la presión antrópica algunos indicadores basados en el fitoplancton (Lugoli *et al.*, 2012) o en otros elementos biológicos (Aubry and Elliot, 2006). Sin embargo, no fue posible encontrar una relación significativa entre estos índices y la respuesta del fitoplancton, cuando fueron aplicados a las estaciones de muestreo de las aguas costeras y de transición del País Vasco. Esto, en parte, pudo ser debido a las dificultades y subjetividad asociadas a la cuantificación de las presiones parciales cuando trató de hacerse a nivel de estación de muestreo.

Por tanto, en el presente estudio no se ha abordado el cálculo de índices de este tipo. Únicamente se ha tratado de inventariar las fuerzas motrices o “drivers” (denominadas “presiones parciales” en los estudios anteriormente citados) para cada masa de agua costera y de transición, con la información más actualizada que ha sido posible obtener.

En los apartados siguientes se presentan los datos obtenidos sobre las fuerzas motrices que pueden ocasionar un aporte de sustancias al agua (desde fuentes difusas o por vertidos directos), pérdida de hábitat, cambios en la morfología del litoral y sobreexplotación de recursos.

Aporte difuso de nutrientes inorgánicos y materia orgánica

Las fuerzas motrices que se han considerado como principales agentes que pueden ocasionar un aporte difuso de nutrientes inorgánicos y materia orgánica en las masas de agua son: la población, la actividad agropecuaria y la actividad turística (basada esta última en las playas).

Los resultados se presentan en la Tabla 17. La información ha sido obtenida de distintas fuentes y puede corresponder a distintos periodos. A la hora de elaborar la tabla, en primer lugar se ha tenido en cuenta una única fuente, bien por ser la más actual o por ser la más completa, y posteriormente se ha completado con otras fuentes para intentar rellenar los huecos. Para mayor detalle puede consultarse la sección de Material y Métodos.

El número de habitantes y la densidad (habitantes/km²) procede de la página web del EUSTAT, correspondiendo a datos del año 2013.

El número de actividades agrícolas y ganaderas y la superficie que ocupan han sido obtenidos de la página web del INE, correspondiendo a datos del año 2009.

La información sobre las playas (número, longitud (m) y superficie media (m²)) procede del trabajo de Solaun *et al.* (2011). Esta última información se ha completado con la información de las

páginas web de las Diputaciones Forales de Gipuzkoa y Bizkaia (2014), y el trabajo de Borja *et al.* (2004).

Tabla 17 Para cada masa de agua, se señalan las fuerzas motrices que pueden ocasionar un aporte difuso de nutrientes inorgánicos y materia orgánica. Se indican la fuente de datos y años a los que se refiere la información utilizada. T: Transición; C: Costera; Hab.: número de habitantes; DFG: Diputación Foral de Gipuzkoa; DFB: Diputación Foral de Bizkaia. El color rosado corresponde a los valores más elevados y el azul a los valores más bajos.

Masa de agua		Población		Actividades agrícolas y ganaderas		Actividades turísticas (playas)		
		Hab.	Hab./km ²	Nº	Área (ha)	Nº	Longitud (m)	Área (m ²)
T	Barbadun	7.517	361	81	809	1	966	81.144
T	Nerbioi Interior	691.777	3.430	622	4.319	0	0	0
T	Nerbioi Exterior	127.593	4.509	92	624	3	1.750	105.152
T	Butroe	14.338	257	229	1.542	2	1.198	161.560
T	Oka Interior	1.705	67	119	981	0	0	0
T	Oka Exterior	5.502	99	129	888	7	1.842	206.362
T	Lea	9.160	180	196	2.111	3	832	20.390
T	Artibai	15.188	297	202	2.772	2	450	35.250
T	Deba	12.589	122	282	4.703	2	520	57.960
T	Urola	13.216	240	197	2.618	2	450	61.750
T	Oria	13.737	153	326	4.256	2	420	31.200
T	Urumea	181.026	2.944	145	1.022	1	800	88.000
T	Oiartzun	243.192	2.154	295	2.289	0	0	0
T	Bidasoa	76.337	1.066	250	1.646	1	700	162.400
C	Cantabria-Matxitxako	145.356*	772*	738*	5.481*	12	6.685	387.377
C	Matxitxako-Getaria	60.113*	272*	817*	9.937*	17	2.067	139.915
C	Getaria-Higer	244.867*	1.800*	447*	3.929*	9	5.206	349.434
C	Mompás-Pasaia	197.313*	1.481*	154*	1.021*	0	0	0
Fuente		Web EUSTAT	Web EUSTAT	Web INE	Web INE	Solaun <i>et al.</i> (2011); Webs DFG y DFB; Borja <i>et al.</i> (2004)	Solaun <i>et al.</i> (2011); Webs DFG y DFB; Borja <i>et al.</i> (2004)	Solaun <i>et al.</i> (2011); Webs DFG y DFB; Borja <i>et al.</i> (2004)
Años representados		2013	2013	2009	2009	2011; 2014; 2004	2011; 2014; 2004	2011; 2014; 2004

(*) Incluye información de municipios que ya han sido contemplados en otras masas de agua (fundamentalmente de transición).

La masa de agua de transición que soporta un mayor número de habitantes en sus proximidades es Nerbioi interior, seguida por Oiartzun y Urumea. En las aguas costeras se sitúa a la cabeza Getaria-Higer, y un poco más alejada Mompás-Pasaia. Todas ellas presentan una población superior a 150.000 habitantes. En cuanto a la densidad de población, aunque el patrón no es muy diferente, cabe destacar que la zona más densa es la circundante a la masa de agua de Nerbioi exterior. La zona con menor número de habitantes y, a la vez, con menor densidad corresponde a la masa de agua de Oka interior.

En cuanto a actividades agrícolas y ganaderas las masas de agua que soportan una mayor intensidad son las de Matxitxako-Getaria y Cantabria-Matxitxako, seguidas de Nerbioi interior, Deba y Oria. Las masas de agua donde menos actividades de este tipo se encuentran en sus alrededores son Nerbioi exterior y Barbadun.

Las zonas de playa son más abundantes especialmente en las masas de agua costeras, con el mayor número en Matxitxako-Getaria. Por otro lado, Cantabria-Matxitxako y Getaria-Higer presentan la mayor longitud y superficie de playas, seguidas de Oka exterior (en superficie). En el

otro extremo se encuentran las masas de Nerbioi interior, Oka interior, Oiartzun y Mompás-Pasaia, que no presentan ninguna playa en su perímetro.

A la hora de analizar las fuerzas motrices y su efecto potencial, además de su número y magnitud, debe tenerse en cuenta la metodología empleada. En el perímetro de una masa de agua se han computado la población y las actividades de la totalidad de los municipios bañados por dichas aguas, independientemente de que dichas fuerzas motrices se encuentren más o menos alejadas de la masa de agua en cuestión.

Los asentamientos humanos suelen localizarse cerca de la costa y en zonas resguardadas, zonas que normalmente coinciden con los estuarios. Por eso, este “driver” (población) afecta principalmente a las masas de agua de transición (la comarca del Gran Bilbao y núcleos de población de Donostia y Oarsoaldea, respectivamente, a las aguas de transición de Nerbioi, Urumea y Oiartzun). Debe matizarse que los elevados valores observados en las masas costeras son, en cierta medida, consecuencia de la metodología de cuantificación: los municipios de su perímetro se han computado con toda su población, al tener parte de su territorio bañado por estas aguas, cuando en realidad, la población más próxima a estas masas de agua no es tan elevada.

Por otro lado, las actividades agrícolas y ganaderas tienden a no coincidir con grandes núcleos de población, por lo que se concentran en lugares despoblados, que abundan especialmente fuera de los estuarios. Por eso, aunque también pueden tener su efecto en algunos estuarios con baja densidad de población, es normal observar una mayor incidencia de estos agentes de presión en las aguas costeras.

De forma similar a lo que se ha comentado para la población, debido a la metodología, en el caso de la actividad agropecuaria se podría sobrevalorar, en cierta medida, el valor de estas actividades en las zonas más cercanas a las masas de agua que son limítrofes con municipios extensos. Este podría ser el caso de la masa de agua de Nerbioi interior y, en parte, el de las masas costeras.

La ausencia de actividades turísticas (playas) en las masas de agua de transición refleja, en primer lugar, la elevada tasa de ocupación humana que ha alterado y eliminado muchas zonas con potencialidad (Nerbioi interior, Oka interior, Oiartzun) y, en segundo lugar, la insuficiente calidad de las aguas para este tipo de usos (también consecuencia de la abundante presencia de asentamientos humanos en torno a los estuarios). Por ello, la mayoría de las playas se encuentra en las aguas costeras, si bien es cierto que Oka exterior (la masa de agua de transición con márgenes menos alterados y ocupados) también presenta una superficie importante de playa.

Comparando la situación actual con la de hace una década que describían Borja *et al.* (2004), la magnitud de algunas fuerzas motrices ha variado. Actualmente el número de habitantes es algo mayor en los municipios considerados. Hay que exceptuar las poblaciones cercanas a las masas de agua de Mompás-Pasaia, Artibai, Nerbioi y Urumea, donde se mantiene en niveles muy similares. Las poblaciones en las cuales se ha observado mayor aumento (aproximadamente un 20-25%) son las que afectan a las aguas de transición del Butroe y el Oria.

En cuanto a la actividad agropecuaria, ésta ha descendido en todas las localidades estudiadas (tanto en número como en superficie ocupada), con un promedio global superior al 50%. Los valores extremos de la pérdida de superficie agraria producida entre 1999 y 2009 suponen aproximadamente un 80% y corresponden a las zonas de Getaria-Higer y del estuario del Urumea.

En resumen, entre el presente estudio y el efectuado en 2004 se observa cierto aumento de la población (que puede resultar significativo para las masas de agua de transición del Butroe y del Oria), así como una menor presión por actividad agraria y ganadera (en todas las masas de agua). En cuanto a la presión por las actividades turísticas en el litoral, la asociada a las playas no presenta cambios relevantes en la última década.

Aporte directo de nutrientes inorgánicos y materia orgánica

Las fuerzas motrices o “drivers” que se han considerado más vinculados al aporte directo de nutrientes inorgánicos y materia orgánica son los vertidos desde plantas de tratamiento de aguas residuales, los vertidos urbanos no tratados, los vertidos de instalaciones agropecuarias y los vertidos de instalaciones de acuicultura (Tabla 18).

Tabla 18 Para cada masa de agua, se señalan las fuerzas motrices que pueden ocasionar un aporte directo de nutrientes inorgánicos y materia orgánica. Se indican la fuente de datos y años a los que se refiere la información utilizada. T: Transición; C: Costera; Hab.: número de habitantes a los que da servicio la EDAR; e-h: número de habitantes equivalentes. S.D.: Sin dato. El color rosado corresponde a los valores más elevados y el azul a los más bajos.

Masa de agua	Vertidos desde plantas de tratamiento de aguas residuales				Nº vertidos no tratados (con aporte de nutrientes)			
	Nº	Hab.	e-h	m ³ /año	Urbanos (aliviaderos)	Industriales (10 ⁶ kg N total/año)	Agropecuarios	Acuicultura (m ³ /año)
T Barbadun	1 (Muskiz)	8.834	10.000-15.000	1.149.520	18 (15)	0	1	0
T Nerbioi Interior	1 (Galindo)	868.533	>150.000	123.018.537	99 (70)	4 (0)	S.D.	0
T Nerbioi Exterior	1 (Zierbena)	S.D.	S.D.	453.845	34 (29)	19 (2.428)	S.D.	0
T Butroe	1 (Andrakas)	624	<2.000*	21.900	21 (18)	S.D.	2	0
T Oka Interior	1 (Gernika)	15.060	15.000-100.000	2.250.981	22 (16)	S.D.	2	0
T Oka Exterior	1 (Laida)	90	<2.000	35.488	20 (7)	S.D.	1	0
T Lea	0	0	0	0	6 (5)	S.D.	S.D.	0
T Artibai	0	0	0	0	37 (23)	S.D.	2	0
T Deba	0	0	0	0	67 (29)	S.D.	9	0
T Urola	1 (Zumaia)	8.903	10.000-15.000	877.238	57 (23)	4(429)	6	0
T Oria	0	0	0	0	36 (20)	S.D.	9	0
T Urumea	0	0	0	0	73 (52)	S.D.	2	0
T Oiartzun	0	0	0	0	55 (31)	1 (S.D.)	2	0
T Bidasoa	0	0	0	0	90 (65)	3 (7)	11	0
C Cantabria-Matxixako	4 (Covaron, Gorliz, Armintza, Bakio)	10.803	15.000-100.000*	3.768.689	15 (11)	1 (S.D.)	S.D.	0
C Matxixako-Getaria	10 (Bermeo, Laga, Ibarangelua, Elantxobe, Ea, Lekeitio, Ondarroa, Mijoa, Mutriku, Deba)	54.149	>150.000	1.455.447	33 (15)	2 (1.810)	1	2 (25.404.000)
C Getaria-Higer	4 (Getaria, Zarautz-Iñurritza, Zarautz-emisario, Hondarribia)	99.191	>150.000*	13.265.069	22 (7)	1 (S.D.)	2	1 ** (28.032.000)
C Mompás-Pasaia	1 (Emisario Mompás)	295.215	>150.000	57.598.791	1 (1)	1 (S.D.)	S.D.	0
Fuente	Solaun <i>et al.</i> (2011)	Solaun <i>et al.</i> (2011)	Solaun <i>et al.</i> (2011)	RID Solaun <i>et al.</i> (2011)	Borja <i>et al.</i> (2004; 2006) RID	RID Aguas del Añarbe	Borja <i>et al.</i> (2004; 2006)	RID
Años representados	2011	2011	2011	2008-2013 2011	2004 2008-2013	2008-2013 2014	2004	2008-2013

(*) Estimaciones a partir de sumas de rangos.(**) Actualmente no está en funcionamiento

Tal y como se comenta en el apartado anterior y en la metodología, la información ha sido obtenida de distintas fuentes y puede corresponder a distintos años. Para la elaboración de los resultados se ha seguido el criterio de tomar en primer lugar la fuente más actual o la más completa, y posteriormente se ha completado con otras fuentes. Para los vertidos urbanos que derivan de plantas de tratamiento de aguas residuales la información procede principalmente del trabajo de Solaun *et al.* (2011). Para los vertidos industriales no tratados (con aporte de nutrientes) y para los de instalaciones de acuicultura se ha utilizado como principal fuente de información los datos del programa RID de OSPAR. Para los vertidos industriales: el n° se refiere a vertidos con contenido en amonio, nitrato, ortofosfato, N total ó P total, mientras que la carga (10^6 kg/año) se refiere solamente a N total. Se ha realizado el promedio con los datos de los años 2008-2013. Los datos sobre los vertidos urbanos no tratados, los procedentes de aliviaderos de tormentas y los de instalaciones agropecuarias han sido recogidos de Borja *et al.* (2004; 2006). Se ha completado dicha información con datos procedentes de Aguas del Añarbe.

En la masa de agua de transición del Barbadun, en la actualidad, vierte únicamente la EDAR de Muskiz, que sirve a 8.834 habitantes y presenta una capacidad de tratamiento de 10.000-15.000 e-h. El caudal de emisión de esta EDAR es de $1.149.520$ m³/año. En esta EDAR, que entró en funcionamiento en el año 1988, se efectúa un tratamiento secundario aerobio con eliminación de DBO superior al 80% y de nitrógeno amoniacal, y las aguas depuradas son vertidas al estuario del Barbadun, aproximadamente 1,5 km aguas arriba de la playa de la Arena. Además, en esta masa de agua en 2004 estaban contabilizados 18 vertidos urbanos más sin tratar, de los cuales 15 correspondían a aliviaderos de tormenta. En un periodo reciente no se identifican vertidos industriales sin tratar ni procedentes de instalaciones de acuicultura, pero en el inventario de 2004 consta un vertido de instalaciones agropecuarias.

En la masa de agua de transición del Nerbioi interior vierte la EDAR de Galindo que sirve a 868.533 habitantes y presenta una capacidad de tratamiento de más de 150.000 e-h. El caudal de emisión de esta EDAR es de $123.018.537$ m³/año. En esta EDAR, que entró en funcionamiento en el año 1990, se efectúa un tratamiento primario y biológico, un tratamiento secundario aerobio con eliminación de DBO superior al 80% y de nitrógeno total, y, desde el año 2009, también un tratamiento terciario. Las aguas depuradas se vierten al río Galindo. Además, en esta masa de agua en 2004 estaban contabilizados 99 vertidos urbanos más sin tratar, de los cuales 70 correspondían a aliviaderos de tormenta. No se identifican vertidos de instalaciones de acuicultura, ni se dispone de datos de vertidos de instalaciones agropecuarias. Constan cuatro vertidos no tratados procedentes de instalaciones industriales, aunque sin aporte de nutrientes.

En la masa de agua de transición del Nerbioi exterior vierte la EDAR de Zierbena cuyo caudal de emisión es de 453.845 m³/año. Es una estación de bombeo donde no se realiza ningún tipo de tratamiento. Además, en esta masa de agua en 2004 estaban contabilizados 34 vertidos urbanos más sin tratar, de los cuales 29 correspondían a aliviaderos de tormenta. No se identifican vertidos de instalaciones de acuicultura, ni se dispone de datos de instalaciones agropecuarias. Sin embargo, constan 19 vertidos no tratados procedentes de instalaciones industriales, con un aporte de N total de $2.428 \cdot 10^6$ kg/año.

En la masa de agua de transición del Butroe vierte la EDAR de Andrakas, que sirve a 624 habitantes y tiene una capacidad inferior a 2.000 e-h. El volumen tratado de esta EDAR es de 21.900 m³/año (Solaun *et al.*, 2011). En esta EDAR, que entró en funcionamiento en el año 1999, se realiza un tratamiento secundario aerobio con eliminación de DBO superior al 80% y de nitrógeno amoniacal. Además, en esta masa de agua en 2004 estaban contabilizados 21 vertidos urbanos más sin tratar, de los cuales 18 correspondían a aliviaderos de tormenta. No se identifican vertidos de instalaciones de acuicultura, ni se dispone de datos sobre vertidos de instalaciones industriales sin tratar. En 2004 se contabilizan dos vertidos procedentes de instalaciones agropecuarias.

En la masa de agua de transición del Oka interior vierte la EDAR de Gernika que sirve a 15.060 habitantes y tiene una capacidad de tratamiento de 15.000-100.000 e-h. El caudal de emisión de

esta EDAR es bastante elevado, 2.250.981 m³/año. La EDAR de Gernika viene funcionando desde el año 1973 y en la actualidad se realiza un tratamiento secundario aerobio con eliminación de DBO superior al 80% y de nitrógeno amoniacal. Además, en esta masa de agua en 2004 estaban contabilizados 22 vertidos urbanos más sin tratar, de los cuales 16 correspondían a aliviaderos de tormenta. En la época reciente no se identifican vertidos de instalaciones de acuicultura, y no se dispone de datos de vertidos industriales. En 2004 se hallan dos vertidos procedentes de instalaciones agropecuarias.

En la masa de agua de transición del Oka exterior vierte la EDAR de Laida que sirve a 90 habitantes y tiene una capacidad de tratamiento inferior a 2.000 e-h. El caudal de emisión de esta EDAR es de 35.488 m³/año. Esta EDAR entró en funcionamiento en el año 1999 y lleva a cabo un tratamiento secundario aerobio con eliminación de DBO superior al 80% y de nitrógeno total. Además, en esta masa de agua en 2004 estaban contabilizados 20 vertidos urbanos más sin tratar, de los cuales 7 correspondían a aliviaderos de tormenta. Actualmente no se identifican vertidos de instalaciones de acuicultura. Tampoco se dispone en esta masa de agua de datos de vertidos industriales. En 2004 se contabiliza un vertido procedente de instalaciones agropecuarias.

En la masa de agua de transición del Lea no vierte ninguna EDAR, aunque en 2004 se señalaba que existía una EDAR cuyo volumen de vertido era de unos 800.000 m³/año (actualmente desviada a la costa). En 2004 estaban contabilizados también 6 vertidos urbanos sin tratar, de los cuales 5 correspondían a aliviaderos de tormenta. No se identifican vertidos de instalaciones de acuicultura. No se dispone de datos de vertidos industriales, ni de vertidos procedentes de instalaciones agropecuarias.

En la masa de agua de transición del Artibai no vierte ninguna EDAR. En 2004 estaban contabilizados 37 vertidos urbanos sin tratar, de los cuales 23 correspondían a aliviaderos de tormenta. Actualmente no se identifican vertidos de instalaciones de acuicultura, ni se dispone de datos de vertidos industriales. En 2004 se identificaron dos vertidos procedentes de instalaciones agropecuarias.

En la masa de agua de transición del Deba no vierte ninguna EDAR. En 2004 estaban contabilizados 67 vertidos urbanos sin tratar, de los cuales 29 correspondían a aliviaderos de tormenta. No se identifican vertidos de instalaciones de acuicultura, ni se dispone de datos de vertidos industriales sin tratar. En 2004 se identificaron 9 vertidos procedentes de instalaciones agropecuarias.

En la masa de agua de transición del Urola vierte la EDAR de Zumaia que sirve a 8.903 habitantes y tiene una capacidad de tratamiento de 10.000-15.000 e-h. El caudal de emisión de esta EDAR es de 877.238 m³/año. Esta EDAR entró en funcionamiento en el año 2005 y realiza un tratamiento secundario aerobio con eliminación de DBO superior al 80% y de nitrógeno total, y con eliminación de fósforo. En esta masa de agua, en 2004, estaban contabilizados 57 vertidos urbanos sin tratar, de los cuales 23 correspondían a aliviaderos de tormenta. Además, se identificaron 6 vertidos procedentes de instalaciones agropecuarias. En un periodo reciente se contabilizan 4 vertidos no tratados procedentes de instalaciones industriales, con un aporte de N total de 429·10⁶ kg/año. Actualmente, no se identifican vertidos de instalaciones de acuicultura.

En la masa de agua de transición del Oria no vierte ninguna EDAR. En 2004 estaban contabilizados 36 vertidos urbanos sin tratar, de los cuales 20 correspondían a aliviaderos de tormenta. También, se encontraron 9 vertidos procedentes de instalaciones agropecuarias. Actualmente no se dispone de datos de vertidos industriales. No se identifican vertidos de instalaciones de acuicultura en esta masa de agua.

En la masa de agua de transición del Urumea no vierte ninguna EDAR. En 2004 estaban contabilizados 73 vertidos urbanos sin tratar, de los cuales 52 correspondían a aliviaderos de tormenta. Además, se encontraron dos vertidos procedentes de instalaciones agropecuarias. En la década previa se habían llevado a cabo importantes actuaciones de saneamiento en el

estuario, desviándose parte de los vertidos de aguas residuales de la zona de Hernani, Astigarraga y Martutene a la zona costera (Revilla *et al.*, 2013). Al igual que para muchos estuarios, tampoco se dispone de datos actuales sobre vertidos industriales en esta masa de agua. No se identifican vertidos de instalaciones de acuicultura en la época más reciente.

En la masa de agua de transición del Oiartzun no vierte ninguna EDAR. En 2004 estaban contabilizados 55 vertidos urbanos sin tratar, de los cuales 31 correspondían a aliviaderos de tormenta. Previamente a este estudio, en 1996 buena parte de los vertidos que recibía este estuario se habían desviado ya a la zona costera (Cala Murgita) (Revilla *et al.*, 2013). Actualmente no se dispone de datos de caudal de vertidos industriales, aunque en 2004 eran de magnitud importante (Borja *et al.*, 2004). En cuanto a las instalaciones agropecuarias, en 2004 se encontraron dos vertidos. Actualmente no se identifican vertidos de instalaciones de acuicultura.

En la masa de agua de transición del Bidasoa no vierte ninguna EDAR. En 2004 estaban contabilizados 90 vertidos urbanos sin tratar, de los cuales 65 correspondían a aliviaderos de tormenta. En 2004 se identificaron también 11 vertidos procedentes de instalaciones agropecuarias. En cuanto a los vertidos industriales, en años recientes se identifican 3 vertidos, con un aporte de N total de $7 \cdot 10^6$ kg/año. En lo que se refiere a vertidos de acuicultura, no consta ninguno en el periodo 2008-2013.

En la masa de agua costera Cantabria-Matxitxako vierten cuatro EDAR (Kobaron, Gorliz, Armintza y Bakio) que sirven a 10.803 habitantes y presentan en conjunto una capacidad de tratamiento de 15.000-100.000 e-h. Su caudal en total es de 3.768.689 m³/año. Además, en 2004 estaban contabilizados 15 vertidos urbanos sin tratar, de los cuales 11 correspondían a aliviaderos de tormenta. En esa fecha no se disponía de datos de instalaciones agropecuarias. Actualmente se contabiliza un vertido no tratado procedente de instalaciones industriales, pero se desconoce su aporte de N total. No se identifican vertidos de instalaciones de acuicultura.

La EDAR de Kobaron entró en funcionamiento en el año 2003 y realiza un tratamiento secundario aerobio con eliminación de DBO superior al 80% y de nitrógeno amoniacal; sirve a 141 habitantes y tiene una capacidad inferior a 2.000 e-h.

La EDAR de Gorliz entró en funcionamiento en el año 1998 con un tratamiento secundario aerobio con eliminación de DBO superior al 80% y de nitrógeno amoniacal; en 2006 se incluyó una segunda fase de tratamiento biológico de las aguas, añadiendo un proceso de desinfección final de las aguas mediante rayos ultravioleta y un sistema para la deshidratación mecánica de fangos para disminuir su volumen y transporte; desde 2011 la evacuación del agua ya depurada se realiza a través de un emisario submarino, desembocando los vertidos a 700 metros de la línea de costa y a 25 de profundidad. Esta EDAR sirve a 8.131 habitantes y tiene una capacidad de 15.000-100.000 e-h; su caudal de emisión es de 2.411.168 m³/año.

La EDAR de Armintza entró en funcionamiento en el año 2011 y realiza un tratamiento secundario aerobio con eliminación de DBO superior al 80% y de nitrógeno amoniacal; sirve a 804 habitantes y tiene una capacidad inferior a 2.000 e-h.

La EDAR de Bakio entró en funcionamiento en el año 1992 y realiza un tratamiento secundario aerobio con eliminación de DBO superior al 80% y de nitrógeno amoniacal. Las aguas tratadas son vertidas al mar, aproximadamente a 1 km al oeste del centro de la playa, en la zona costera denominada Askada; sirve a 1.727 habitantes y tiene una capacidad de 10.000-15.000 e-h; su caudal de emisión es de 1.357.521 m³/año.

En la masa de agua Matxitxako-Getaria vierten 10 EDAR (Bermeo, Laga, Ibarrangelua, Elantxobe, Ea, Lekeitio, Ondarroa, Mijoa, Mutriku y Deba) que sirven a 54.149 habitantes y presentan en conjunto una capacidad de tratamiento superior a 150.000 e-h. El caudal de emisión total es de 1.455.447 m³/año. Además, en 2004 estaban contabilizados 33 vertidos urbanos sin tratar, de los cuales 15 correspondían a aliviaderos de tormenta. Existía también un vertido procedente de instalaciones agropecuarias. En un periodo reciente constan dos vertidos no tratados procedentes de instalaciones industriales, con un aporte de N total de $1.810 \cdot 10^6$ kg/año,

y hay dos más de instalaciones de acuicultura, cuyo volumen de emisión supone 25.404.000 m³/año.

La EDAR de Lamiaran-Bermeo está en marcha desde 2014, pero aún faltan tramos del colector por acabar. Esta EDAR realiza un tratamiento secundario aerobio con eliminación de DBO superior al 80% y de nitrógeno amoniacal; servirá a 23.902 habitantes y tendrá una capacidad de 15.000-100.000 e-h. Según información publicada en Deia (2 diciembre 2013) se podría verter un volumen de 2.326.989 m³/año.

La EDAR de Laga entró en funcionamiento en el año 1994 y realiza un tratamiento secundario aerobio con eliminación de DBO superior al 80% y de nitrógeno amoniacal; no se trata de un servicio urbano, sino de actividad económica, por lo que no se contempla servicio a habitantes; tiene una capacidad inferior a 2.000 e-h.

La EDAR de Ibarangelua entró en funcionamiento en el año 2003 y realiza un tratamiento secundario aerobio con eliminación de DBO superior al 80% y de nitrógeno total; sirve a 542 habitantes y tiene una capacidad de 2.000-10.000 e-h.

La EDAR de Elantxobe entró en funcionamiento en el año 1992 y realiza un tratamiento secundario aerobio con eliminación de DBO superior al 80% y de nitrógeno amoniacal; sirve a 443 habitantes y tiene una capacidad inferior a 2.000 e-h; su caudal de emisión es de 61.756 m³/año.

La EDAR de Ea entró en funcionamiento en el año 1998 y realiza un tratamiento secundario aerobio con eliminación de DBO superior al 80% y de nitrógeno total; sirve a 490 habitantes y tiene una capacidad de 2.000-10.000 e-h; su caudal de emisión es de 68.430 m³/año.

La EDAR de Lekeitio entró en funcionamiento en el año 1995 y realiza un tratamiento secundario aerobio con eliminación de DBO superior al 80% y de nitrógeno total; sirve a 8.660 habitantes y tiene una capacidad superior de 150.000 e-h; su caudal de emisión es de 414.309 m³/año.

La EDAR de Ondarroa entró en funcionamiento en el año 2009 y realiza un tratamiento secundario aerobio con eliminación de DBO superior al 80% y de nitrógeno amoniacal, y con eliminación de fósforo; sirve a 10.719 habitantes y tiene una capacidad de 15.000-100.000 e-h; su caudal de emisión es de 415.820 m³/año.

La EDAR de Mijoa es una depuradora propia del Polígono Industrial de Mijoa, que funciona desde el año 1997 y realiza la gestión de los residuos líquidos de las empresas procesadoras de pescado del valle del Mijoa.

La EDAR de Mutriku entró en funcionamiento en el año 2005 y realiza un tratamiento secundario aerobio con eliminación de DBO superior al 80% y de nitrógeno total; sirve a 4.404 habitantes y tiene una capacidad de 2.000-10.000 e-h; su caudal de emisión es de 495.131 m³/año.

La EDAR de Deba entró en funcionamiento en el año 1996 y realiza un tratamiento secundario aerobio con eliminación de DBO superior al 80% y de nitrógeno total; sirve a 4.989 habitantes y tiene una capacidad de 2.000-10.000 e-h; el volumen tratado es de 941.760 m³/año (Solaun et al., 2011).

En la masa de agua Getaria-Higer hay cuatro vertidos (Getaria, Zarautz-Iñurritza, Zarautz-emisario y Hondarribia) procedentes de tres EDAR. Éstas sirven a 99.191 habitantes y presentan en conjunto una capacidad de tratamiento superior a 150.000 e-h. El caudal de emisión total es de 13.265.069 m³/año. Además, en 2004 estaban contabilizados 22 vertidos urbanos sin tratar, de los cuales 7 correspondían a aliviaderos de tormenta. También, se identificaban dos vertidos procedentes de instalaciones agropecuarias. En los últimos años hay constancia de un vertido no tratado procedente de instalaciones industriales (para el cual no hay datos de caudal), y otro más de instalaciones de acuicultura. Este último tenía un volumen de emisión de 28.032.000 m³/año pero deja de ser activo en 2014.

La EDAR de Getaria entró en funcionamiento en el año 2005 y realiza un tratamiento secundario aerobio con eliminación de DBO superior al 80% y de nitrógeno amoniacal; sirve a 2.161 habitantes y tiene una capacidad de 2.000-10.000 e-h; su caudal de emisión es de 189.769 m³/año.

La EDAR de Zarautz comenzó a funcionar en el año 2000 y realiza un tratamiento secundario aerobio con eliminación de DBO superior al 80% y de nitrógeno amoniacal, y con eliminación de fósforo; sirve a 25.582 habitantes y tiene una capacidad de 15.000-100.000 e-h; su caudal de emisión es de 3.354.767 m³/año.

La EDAR de Atalerra-Hondarribia lleva funcionando desde el año 2002 y realiza un tratamiento secundario aerobio con eliminación de DBO inferior al 80%, sin eliminación de nitrógeno amoniacal y con eliminación de fósforo; sirve a 71.448 habitantes y tiene una capacidad de 100.000-150.000 e-h; su caudal de emisión es de 9.720.533 m³/año.

En la masa de agua Mompás-Pasaia hay un emisario que vierte las aguas procedentes de la EDAR de Loiola-Donostia, que sirve a 295.215 habitantes y presenta una capacidad de tratamiento superior a 150.000 e-h. Su caudal de emisión es de 57.598.791 m³/año. Esta EDAR se encuentra en funcionamiento desde el año 2005 y lleva a cabo un tratamiento primario, seguido de un tratamiento biológico de alta carga, donde la eliminación de DBO normalmente está entre el 70 y el 90%. No hay ningún tratamiento específico para la eliminación de nitrógeno amoniacal, ni tampoco para la eliminación de fósforo. Sin embargo, según Aguas del Añarbe, si se observan los valores de entrada y de salida de estos dos parámetros en la EDAR, con el tratamiento actual se consigue una disminución significativa de las concentraciones, especialmente para el caso de fósforo. El agua depurada es vertida al mar a través de un emisario submarino, desembocando los vertidos a 1.200 metros de la línea de costa y a 50 de profundidad. El emisario vierte también unos 6.205.000 m³/año correspondiente a vertido industrial sin tratamiento y 5.767.000 m³/año procedentes de alivio de tormentas. No se identifican vertidos de instalaciones agropecuarias, ni de acuicultura.

En resumen, en referencia a los vertidos de las EDAR, la información de la que se dispone representa un periodo bastante reciente (2008-2013). La mayoría vierten sus aguas a masas de agua costeras (donde más, diez, en Matxitxako-Getaria), mientras que algunos estuarios no reciben actualmente este tipo de vertidos (Lea, Artibai, Deba, Oria, Urumea, Oiartzun y Bidasoa).

A pesar de que, en general, las EDAR de mayor capacidad de tratamiento y mayor servicio vierten sus aguas depuradas a las masas de agua costeras, la EDAR de Galindo, que vierte a Nerbioi interior las aguas procedentes de Bilbao y parte de sus alrededores, es la que sirve a una mayor cantidad de población y presenta un mayor caudal de emisión. La siguiente EDAR en magnitud de población servida y caudal es la de Loiola, que trata las aguas de Donostia y sus alrededores, y las vierte a través de un emisario submarino en la masa costera Mompás-Pasaia. La tercera masa que recibe un mayor caudal de agua tratada corresponde a Getaria-Higer (con un total de tres EDAR y, posiblemente, cierta influencia de los vertidos que recibe Mompás-Pasaia). Por último, cabe destacar la EDAR situada en la masa de agua de transición de Oka interior, cuyo caudal en comparación con los que se vierten en el resto de los estuarios es considerablemente más alto (con la excepción del Nerbioi) y además, las aguas vertidas se consideran insuficientemente tratadas (Revilla *et al.*, 2011).

Los vertidos urbanos que no proceden de EDAR son más propios de estuarios y en su mayoría corresponden a aliviaderos de tormenta. Las masas de agua más afectadas son las del Nerbioi interior, Bidasoa, Urumea y Deba. No obstante, hay que tener en cuenta que esta información procede del año 2004 y que se han realizado desde entonces mejoras en los sistemas de saneamiento, tal y como señalan estudios recientes. Así, en el entorno directo del estuario del Nerbioi se detectan tendencias en la reducción de la carga de nutrientes (Revilla *et al.*, 2011). En el estuario del Bidasoa, Borja *et al.* (2014) indican que, los vertidos de la parte española actualmente están casi todos suprimidos y los de la parte francesa están siendo desviados (en total puede que queden unos 10). También, en el estuario del Deba, desde el estudio efectuado

en 2004, se han desviado vertidos a la EDAR que vierte al mar (Borja *et al.*, 2014). En el Urumea, sin embargo, Borja *et al.* (2014) señalan que, a pesar de que ha habido un importante desvío de vertidos, siguen existiendo algunos importantes en la zona de Martutene y Loiola.

La masa de agua de transición del Lea es la que menor incidencia de vertidos directos parece albergar, si se tiene en cuenta la ausencia de vertidos procedentes de EDAR (actualmente desviados a la zona costera), así como el bajo número de aliviaderos de tormenta y otros vertidos urbanos no tratados contabilizados en 2004. No obstante, no se conoce la incidencia actual de los vertidos industriales y agropecuarios que tengan un aporte de nutrientes.

La presencia de una elevada actividad industrial hace que Nerbioi exterior reciba el mayor número de vertidos industriales con aporte de nutrientes, seguido del Urola (datos de 2008-2013). No obstante, destaca la escasa disponibilidad de datos que hagan referencia a años recientes, sobre este tipo de vertidos en las masas de agua del País Vasco.

Por último, en el periodo 2008-2013, se han encontrado únicamente tres vertidos de instalaciones de acuicultura y todos ellos se encuentran en masas de agua costeras (Matxitxako-Getaria y Getaria-Higer). Hay que indicar que la empresa que vertía en Getaria-Higer actualmente no se encuentra en funcionamiento.

Respecto al estudio de Borja *et al.* (2004), se puede señalar que hoy en día hay menos vertidos urbanos directos por la entrada en funcionamiento de un mayor número de EDARs y la conexión de muchos vertidos éstas. Como cambios más relevantes en la última década pueden considerarse los siguientes: en la masa de agua de transición del Butroe el cese del vertido en el Abanico y su desvío a un emisario costero (EDAR de Gorliz); en la del Urola la puesta en marcha de la EDAR de Zumaia; en Cantabria–Matxitxako la entrada en funcionamiento de la EDAR de Armintza; en Matxitxako-Getaria la puesta en marcha de las EDAR de Ondarroa, Mutriku y Bermeo; en Getaria-Higer la puesta en marcha de la EDAR de Getaria; y en Mompás-Pasaia la puesta en marcha de la EDAR de Loiola.

Por otro lado, en cuanto a acuicultura, con un total de $17 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$ (tres vertidos) que se contabilizaron en 2014 para la masa de Getaria-Higer, se pasó en los años más recientes a $28 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$ (un único vertido). Sin embargo, esta actividad no se encuentra actualmente en funcionamiento.

Pérdida de hábitat

La fuerza motriz que se ha considerado como principal agente de la pérdida de hábitat natural es la pérdida de zonas intermareales. El estudio de Rivas y Cendrero (1992) sobre la superficie de las rías que se ha perdido como consecuencia de la acción humana a lo largo de la historia se considera que es una aproximación válida para la época reciente. Borja *et al.* (2004) se basó en los datos de dicho estudio para cuantificar la pérdida de zonas intermareales a escala de masa de agua y aportó también un criterio para evaluar el nivel de presión (para más detalles puede consultarse la sección de Material y Métodos).

En la Tabla 19 se puede observar que la pérdida de zonas intermareales varía mucho entre las distintas masas de agua. Se observa una clara distinción entre las de transición (donde la pérdida intermareal se puede calificar en su mayoría de alta o moderada) y las aguas costeras (donde la pérdida se puede considerar nula).

Entre las aguas de transición, las del Urumea, Barbadun y Nerbioi interior son las que han sufrido una mayor pérdida (>80%), estando en un segundo nivel de afección Bidasoa, Oria, Urola y Oiartzun con 55-60% de pérdida. En general, estas masas de agua son las que han sufrido una mayor presión antropogénica, ya que en torno a ellas se concentran los núcleos poblacionales más grandes, como son Bilbao, Donostia, Irún, Hondarribia, Rentería y Pasaia.

Las masas de agua de transición donde la pérdida de hábitat (zonas intermareales), en porcentaje sobre su superficie original, ha sido menor son: Nerbioi exterior y Lea.

Respecto a las fuerzas motrices contempladas en el estudio de Borja et al. (2004) en el presente informe no ha habido variación ya que se ha utilizado la misma fuente de información.

Tabla 19 Para cada masa de agua, se señala la superficie intermareal perdida por acción antrópica (valor absoluto y porcentaje de la superficie original de la masa de agua). Se aporta también una valoración del grado de presión. T: Transición; C: Costera. El color rosado corresponde a los valores más elevados y el azul a los valores más bajos.

Masa de agua		Superficie intermareal perdida (km ²)	Superficie original perdida (%)	Nivel de presión
T	Barbadun	1,00	81	Alto
T	Nerbioi Interior	10	80	Alto
T	Nerbioi Exterior	1	10	Bajo
T	Butroe	0,70	37	Moderado
T	Oka Interior	2	35	Moderado
T	Oka Exterior	1	20	Bajo
T	Lea	0,08	15	Bajo
T	Artibai	0,18	40	Moderado
T	Deba	0,33	45	Moderado
T	Urola	1,00	57	Alto
T	Oria	1,50	59	Alto
T	Urumea	3,35	88	Alto
T	Oiartzun	1,20	55	Alto
T	Bidasoa	4,00	60	Alto
C	Cantabria-Matxitxako	-	<1	Muy bajo
C	Matxitxako-Getaria	-	<1	Muy bajo
C	Getaria-Higer	-	<1	Muy bajo
C	Mompás-Pasaia	-	<1	Muy bajo
Fuente		Borja et al. (2004), basado en Rivas y Cendrero (1992)		

Cambios morfológicos

Las fuerzas motrices o “drivers” que se han considerado como principales agentes de los cambios morfológicos son la canalización de cauces, los dragados y los puertos.

En cuanto a las canalizaciones, pesar de que la fuente de información corresponde al año 2004, se considera representativo de la situación actual, ya que las posteriores modificaciones han podido influir en pequeña medida sobre los porcentajes finales. Algunas masas de agua presentan un elevado grado de canalización (>90%), como es el caso de Nerbioi interior, Nerbioi exterior, y Oiartzun, que albergan puertos comerciales con gran movimiento de embarcaciones. En el otro extremo se encuentra la masa de Mompás-Pasaia que no se encuentra canalizada, pero se debe a que corresponde a un pequeño tramo de costa alejado de la zona urbana. Las masas con relativamente bajo grado de canalización (<30%) son Cantabria-Matxitxako, Matxitxako-Getaria, Butroe y Oria; estas masas de agua costeras y estuarios aún mantienen un importante grado de naturalidad en sus orillas.

En cuanto a los dragados, no hay una periodicidad generalizada; los dragados son más bien esporádicos, según las necesidades de cada puerto o estuario: aumento de calado para tránsito de embarcaciones, retirada de material de acumulación, construcción de nuevas infraestructuras, etc. Los datos de la tabla abarcan el periodo 2008-2013 y en la mayoría de los casos se refiere a necesidades portuarias. El mayor volumen se ha dragado en Nerbioi exterior (aprox. 262.000 m³) debido tanto, al mantenimiento de su calado como, a la construcción de rellenos y diques que se están efectuando en los últimos años. El estuario del Bidasoa también ha mostrado un elevado volumen de dragado (113.000 m³), seguido de Nerbioi interior y Oria (72.000-65.000 m³). La menor incidencia y magnitud de dragado se han registrado en una de las masas de agua más pequeñas (Lea) y en entornos con elevado grado de protección (Oka exterior y Oka interior). Para las masas de agua costeras no se dispone de datos, o son de pequeña magnitud (Matxitxako-

Getaria). Aunque no figure en la tabla, se tiene constancia de que en Getaria-Higer se han realizado actuaciones de dragado para la recuperación o regeneración de playas.

Tabla 20 Para cada masa de agua, se señalan las fuerzas motrices que pueden ocasionar cambios morfológicos. T: Transición; C: Costera. El color rosado corresponde a los valores más elevados y el azul a los valores más bajos. S.D. Sin Dato.

Masa de agua	Canalización de cauces %	Dragados				Puertos (comerciales, pesqueros y deportivos)	
		Nº (m ³)	% Superficie ocupada	Nº puertos	Nº amarres en puerto (Nº fuera de puerto)		
T Barbadun	43,7	S.D.	0	0	0 (3)		
T Nerbioi Interior	93,5	4 (72.000)	90,7**	1	450* (0)		
T Nerbioi Exterior	91,7	19 (261.855)	90,7**	5	1.105* (0)		
T Butroe	25,5	S.D.	6,4	1	319 (88)		
T Oka Interior	33,8	1 (10.000)	0	0	0 (15)		
T Oka Exterior	65,9	2 (5.000)	3,1	1	150 (191)		
T Lea	69,7	2 (>2.500)	11,3	1	150 (28)		
T Artibai	51,2	2 (16.978)	19,1	1	202 (0)		
T Deba	60,8	1 (29.969)	3,8	1	70 (58)		
T Urola	46,6	2 (20.000)	10	1	578 (60)		
T Oria	13,0	2 (65.000)	12,3	1	96 (72)		
T Urumea	43,8	S.D.	0	0	0 (5)		
T Oiartzun	91,4	1 (16.768)	66,8	1	200* (0)		
T Bidasoa	75,6	2 (113.000)	13,2	5	1.682 (722)		
C Cantabria-Matxitxako	12,8	S.D.	7,4	2	30 (4)		
C Matxitxako-Getaria	19,2	3 (>12.750)	9,2	4	315* (0)		
C Getaria-Higer	30,9	S.D.	8,7	4	755 (242)		
C Mompás-Pasaia	0	S.D.	0	0	0 (0)		
Fuente	Borja <i>et al.</i> (2004)	EMODnet	Borja <i>et al.</i> (2004)	Borja <i>et al.</i> (2004)	Borja <i>et al.</i> (2004)		
Años representados	2004	2013	2004	2004	2004		

(*) Puertos comerciales donde solamente se contempla el número de amarres, no el movimiento de barcos.

(**) Corresponde al conjunto de las dos masas de agua del Nerbioi.

La presencia de puertos, su extensión y número de amarres ofrece una idea de la presencia humana en estas masas de agua y su grado de presión o tipología de usos. En cuanto al grado de ocupación de las masas de agua por los puertos, las más afectadas son las de transición de Nerbioi interior, Nerbioi exterior y Oiartzun, debido a la presencia de los puertos comerciales de Bilbao (en las dos primeras, 91% de su superficie) y Pasaia (en la tercera, casi el 70% de su superficie). En el otro extremo, sin presencia alguna de puertos, se encuentran Barbadun, Oka interior y Urumea, además de Mompás-Pasaia.

En cuanto a número de amarres, el estuario del Bidasoa presenta el mayor número (1.682), principalmente por la presencia de puertos deportivos y, también, por su importancia pesquera. Además, tiene una elevada presencia de fondeos fuera de puerto (722).

Los puertos comerciales también aportan un elevado número de amarres a las masas de agua correspondientes, especialmente en el Nerbioi interior y exterior, aunque en estos casos su importancia radica en el movimiento de embarcaciones de gran eslora.

Los elevados amarres de Getaria-Higer y Urola corresponden principalmente a puertos deportivos. En este punto debe matizarse que la información corresponde al año 2004 y quizás haya quedado

algo obsoleta. En los últimos diez años ha habido modificaciones en el número y la ubicación de los amarres, con nuevos pantalanos y embarcaderos que han variado la distribución de las embarcaciones en las masas de agua (por ejemplo, la construcción de un puerto deportivo en la masa de agua de transición del Oria). Por lo tanto, sería conveniente actualizar esta información.

En cuanto a la variación temporal en la última década, en lo que respecta a canalización de cauces, así como número y superficie ocupada por puertos, en general, se considera que no ha habido modificaciones sustanciales. No es el caso del número de amarres que, como se ha indicado anteriormente, sí ha podido sufrir un aumento.

En cualquier caso, en el presente informe solamente se ha podido actualizar la información correspondiente a los dragados. En este aspecto, las diferencias más significativas entre el presente estudio y el de Borja *et al.* (2004) suponen un descenso del volumen dragado en las masas de agua de transición del Butroe (118.000 m³ y⁻¹), Artibai (88.000 m³ y⁻¹) y Oiartzun (184.000 m³ y⁻¹). En Bidasoa, por el contrario se observa un aumento (102.000 m³ y⁻¹).

Sobreexplotación de recursos

Las fuerzas motrices o “drivers” que se han considerado como principales agentes de una posible sobreexplotación de recursos son las actividades pesqueras y las marisqueras (Tabla 21).

Para evaluar la actividad pesquera en las masas de agua costeras se ha considerado únicamente la profesional, con el fin de aplicar la misma metodología que en estudios previos de caracterización de presiones (Borja *et al.*, 2004). La información se refiere a las descargas y por lo tanto, refleja la localización de los puertos pesqueros más importantes del País Vasco.

En los tres últimos años, por masa de agua, es considerablemente mayor la cantidad que se descarga en Getaria–Higer (puertos de Hondarribia, Pasaia y Getaria), seguida de Matxitxako–Getaria (puertos de Bermeo, Lekeitio y Ondarroa) y por último, Cantabria–Matxitxako (puertos de Santurtzi, Zierbana y Armintza). No obstante, los datos de capturas calculados de este modo deberían interpretarse como una aproximación de la pesca a lo largo de toda la costa del País Vasco; no tiene sentido la comparación entre masas de agua. Para la zona costera, el cómputo de la media de los tres años más recientes es de 50.386 t/año.

La estima actual (promedio 2011-2013) es en total unas cinco veces superior a la del estudio de Borja *et al.* (2004) donde, para toda la costa vasca, el promedio 2000-2003 suponía aproximadamente 10.000 t/año. Esta fuerza motriz ha podido aumentar, pero no debe olvidarse que la calidad de la información reciente es mucho mejor que la disponible para el trabajo de 2004. Por tanto, la comparación entre ambos periodos, en lo que a esta actividad se refiere, debe hacerse con precaución.

En cuanto a actividades pesqueras en estuarios, la pesca de la angula actualmente se lleva a cabo en la mayoría de los estuarios (cuencas del Ibaizabal, Butroe, Bakio, Lea, Artibai, Deba, Oria y Urola). Las licencias, de carácter personal e intransferible son para una única cuenca o tramo de la misma. De acuerdo a Díaz *et al.* (2014), desde la temporada 2010-2011 el número de licencias expedidas se ha estabilizado en torno a 400, la mayoría de ellas para el Butroe, Deba y Oria.

Las capturas de angula continúan reflejando una tendencia positiva iniciada en la temporada 2011-2012, siendo las de la temporada 2013-2014 las más altas desde que se implementó el sistema de recogida de datos. No obstante, Díaz *et al.* (2014) remarcan que aunque la entrada de angulas ha sido muy alta, esto ha sido puntual y por ende, no puede considerarse como indicativo de una recuperación del reclutamiento a niveles históricos. En cuanto al “grado de furtivismo”, éste se produce a diferentes niveles: pescadores que pescan sin licencia, pescadores que pescan fuera de temporada, pescadores que superan la cuota y, pescadores que venden cuando no está permitido. Sin embargo, hoy en día sigue sin poder ser cuantificado y, además, a medida que aumenta el stock, también aumenta el furtivismo.

Tabla 21 Para cada masa de agua, se señalan las fuerzas motrices que pueden ocasionar sobreexplotación de recursos. Como aproximación a la actividad pesquera profesional en aguas costeras se indica la media de tres años de desembarques en puertos pesqueros. S.D.: Sin dato.

Masa de agua	Actividad pesquera profesional (t/año)	Actividad marisquera profesional índice (0-5)
T Barbadun	S.D.	0
T Nerbioi Interior	S.D.	0
T Nerbioi Exterior	S.D.	0
T Butroe	S.D.	1
T Oka Interior	S.D.	0
T Oka Exterior	S.D.	4
T Lea	S.D.	0
T Artibai	S.D.	0
T Deba	S.D.	0
T Urola	S.D.	0
T Oria	S.D.	0
T Urumea	S.D.	0
T Oiartzun	S.D.	0
T Bidasoa	S.D.	1
C Cantabria-Matxitxako	692	S.D.
C Matxitxako-Getaria	2.435	S.D.
C Getaria-Higer	47.260	S.D.
C Mompás-Pasaia	0	S.D.
C Total costa	50.386	S.D.
Fuente	Cofradías de Pescadores del País Vasco	Bald (2013), completado con estudios inéditos realizados por AZTI
Años representados	2011-2013	2010-2013

En cuanto a la actividad marisquera solamente se permite la extracción en tres masas de agua de transición, siendo la del Oka Exterior la más importante. En la del Butroe y en la del Bidasoa también existe la posibilidad de ejecutar esta labor, pero no se dispone de datos cuantitativos. Borja *et al.* (2004) señalaban que las extracciones marisqueras tenían lugar en tres estuarios (Butroe, Bidasoa y Oka) y suponían 1-4 t y⁻¹. En los últimos años las actividades marisqueras tienen lugar en las mismas masas de agua y su magnitud puede considerarse comparable a la que señalaban dichos autores hace una década.

Por otro lado, las masas de agua costeras ofrecen un recurso explotable en sustrato duro, como es el caso del percebe, pero no se dispone de datos de cantidad extraída, aunque se conoce que se extrae en varias zonas (por ejemplo, en los alrededores de Gaztelugatxe y Ogoño en Bizkaia, y en Jaizkibel en Gipuzkoa).

Por tanto, sería conveniente registrar de manera adecuada toda captura realizada tanto en sustrato blando como en sustrato duro, al menos la llevada a cabo por los mariscadores profesionales, para conocer la situación del recurso y la presión extractiva real.

5.1.2 APORTES DE NUTRIENTES AL AGUA (RID-OSPAR)

Emisiones indirectas al mar a través de los ríos

Con el fin de comparar la presión entre distintas masas de agua, así como de estudiar los posibles cambios habidos en un periodo temporal amplio (11 años), se presentan las cargas específicas de nitrógeno total en la Tabla 22. Se ha calculado el valor medio de las cargas para dos periodos de seis años (2003-2008 y 2008-2013), así como la variación entre ambos.

Tabla 22 Cargas específicas de nitrógeno total desde los ríos al medio marino del País Vasco, en dos periodos temporales (2003-2008 y 2008-2013). Se muestra también la diferencia entre el último periodo y el inicial, y la relación del último respecto al primero (en porcentaje).

Categoría	Masa de agua	N Total (kg N d ⁻¹ km ⁻²) 2003-2008	N Total (kg N d ⁻¹ km ⁻²) 2008-2013	Diferencia (kg N d ⁻¹ km ⁻²)	Cambio relativo
Transición	Barbadun	619	712	93	115%
	Nerbioi Interior	4.045	2.991	-1.054	74%
	Nerbioi Exterior	557	412	-145	74%
	Butroe	1.149	658	-492	57%
	Oka Interior	422	425	4	101%
	Oka Exterior	274	276	2	101%
	Lea	2.779	1.042	-1.737	37%
	Artibai	1.927	1.009	-918	52%
	Deba	7.266	5.262	-2.004	72%
	Urola	3.736	2.641	-1.095	71%
	Oria	3.129	3.006	-124	96%
	Urumea	1.871	879	-992	47%
	Oiartzun	619	571	-49	92%
Bidasoa	495	350	-146	71%	
Costeras	Cantabria-Matxitxako	68	50	-18	73%
	Matxitxako-Getaria	55	39	-16	70%
	Getaria-Higer y Mompás-Pasaia (*)	89	71	-18	79%
	Total costa	68	51	-17	74%

(*) La superficie de las dos masas de agua se ha tomado en conjunto para estimar las cargas específicas, asumiendo que los aportes fluviales, a lo largo del tramo de costa en el cual se distribuyen, les afectan por igual a ambas masas.

Entre los dos periodos, para la mayoría de las masas de agua de transición se observa una disminución de las cargas procedentes de los ríos. Ello se traduce en un descenso general de los aportes que llegan a las aguas costeras (Tabla 22). Considerando el área marina costera en su totalidad, ésta en el último periodo recibe 17 kg N d⁻¹ km⁻² menos que durante los seis años anteriores, lo que supone un descenso en la carga de nitrógeno del 26%.

En la mayoría de las masas de agua de transición las cargas de origen fluvial descienden notablemente, suponiendo en el periodo más reciente entre el 37 y el 74% de las del periodo anterior. Así, en la masa de agua del Deba la entrada de nitrógeno disminuye en unos 2.000 kg N d⁻¹ km⁻², y en la del Lea en algo más de 1.700 kg N d⁻¹ km⁻². Hay que destacar también las masas de agua de transición del Nerbioi Interior, el Urola, el Urumea y el Artibai, que presentan de unos 900 a 1.000 kg N d⁻¹ km⁻² menos que en el anterior periodo. Les siguen la del Butroe (con casi 500 kg N d⁻¹ km⁻² menos) y las del Nerbioi Exterior y el Bidasoa (con unos 150 kg N d⁻¹ km⁻² menos).

En otras masas de agua de transición (Oria y Oiartzun) las cargas específicas han disminuido levemente, en unos 50-100 kg N d⁻¹ km⁻², siendo con este cambio sólo inferiores en un 4-8% a las del periodo anterior. Las masas de agua del Oka Interior y Exterior tampoco presentan apenas variación en las cargas de nitrógeno, entre los dos periodos temporales analizados.

La única masa de agua que presenta cierto incremento en la carga de nitrógeno es la del Barbadun con casi $100 \text{ kg N d}^{-1} \text{ km}^{-2}$ más, lo que supone un 15% de incremento en los últimos seis años, en relación al periodo previo.

El descenso que se observa en las cargas específicas promediando periodos de seis años también puede detectarse a escalas temporales más cortas. A continuación se muestra la variabilidad interanual entre 2003 y 2013 de las cargas de nitrógeno y fósforo, para las aguas costeras del País Vasco tomadas en su totalidad. Las cargas de nitrógeno total (Figura 5 B) y de nitrógeno en forma de amonio (Figura 5 C) tienden a ser más bajas y estables en los últimos 3 años. En la Figura 5 (A) se muestra la variabilidad del caudal procedente del conjunto de los principales ríos y tributarios. Hay fuertes cambios en el caudal, con un mínimo en 2006 y un máximo en 2013, que podrían afectar a las cargas. Sin embargo, sólo las del nitrato (Figura 5 C) y, las del fósforo total (Figura 5 D) se correlacionan con el caudal, aumentando con éste.

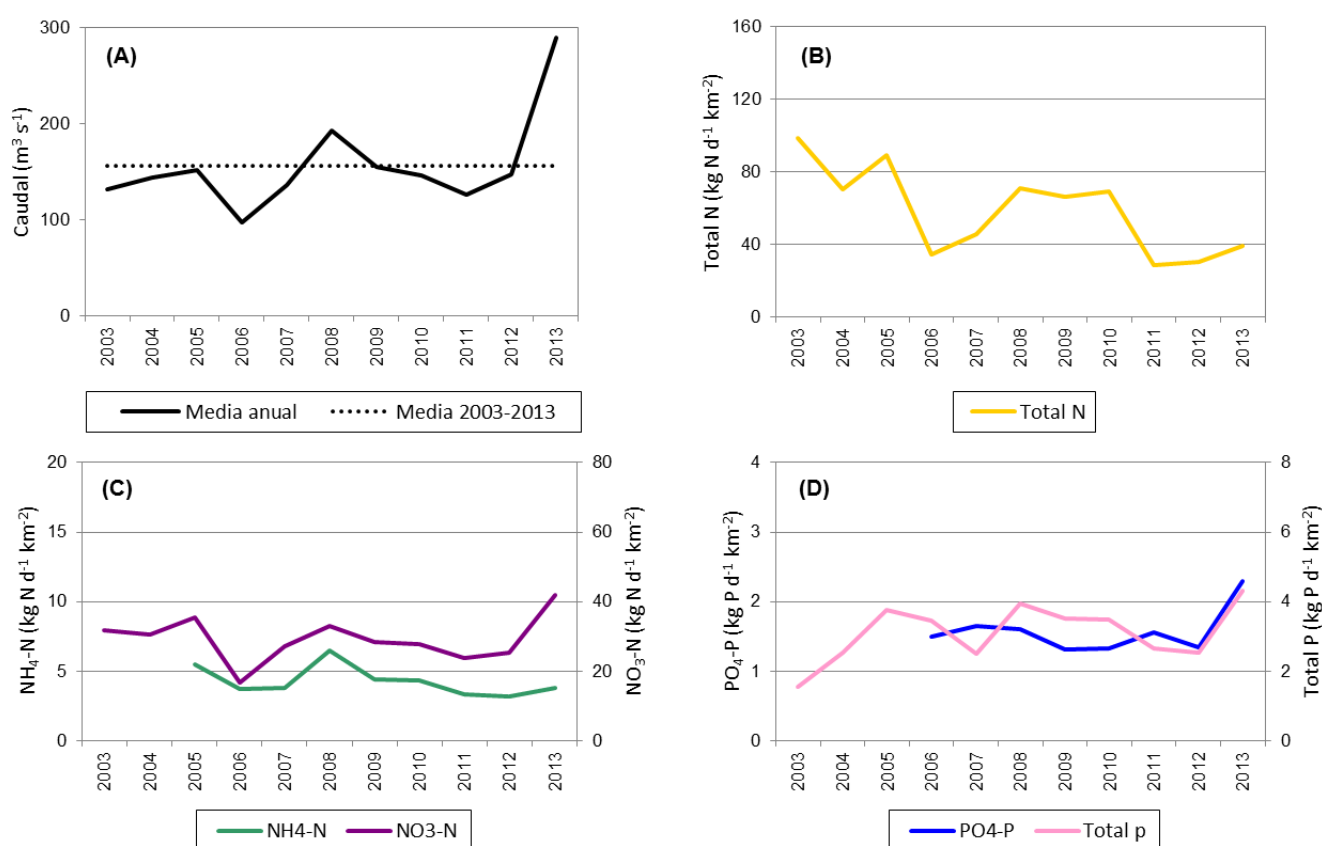


Figura 5 Aguas costeras del País Vasco en conjunto: Valores medios anuales de (A) Caudal conjunto de todos los ríos y tributarios; (B) Carga de nitrógeno (formas totales); (C) Carga de nitrógeno inorgánico disuelto (amonio y nitrato, $\text{NH}_4\text{-N}$ y $\text{NO}_3\text{-N}$, respectivamente); (D) Carga de fósforo total e inorgánico disuelto ($\text{PO}_4\text{-P}$). Las cargas se expresan por unidad de superficie.

Para más detalles sobre la variabilidad interanual de las cargas específicas en cada masa de agua puede consultarse el Anexo A.

Como ya se ha señalado, las variaciones naturales del caudal fluvial pueden influir en las cargas de nutrientes procedentes de los ríos. Esto podría dar lugar a que algunos cambios en las cargas se interpretasen como cambios en el grado de contaminación de las aguas, cuando en realidad serían debidos a la hidrología natural del sistema. Para ver en qué situación se encontraban las aguas fluviales que recibe el medio marino del País Vasco se ha hecho un análisis adicional, eliminando la influencia del caudal, es decir, utilizando sólo los datos de las concentraciones de nutrientes en los ríos.

Al aplicar el enfoque basado en las concentraciones también ha podido observarse una tendencia general de descenso, tanto en el nitrógeno (Figura 6), como en el fósforo (Figura 7).

Tomando los principales ríos y tributarios en conjunto, la concentración total de nitrógeno y la del ligado al amonio es en la actualidad aproximadamente el 30% de la que había a mediados de la década del 2000. La concentración de fósforo presenta un descenso algo menor, en torno al 50%. El nitrato desciende en menor medida. Esto pone de manifiesto el efecto de las mejoras en el saneamiento de las cuencas, ya que los picos de amonio y fosfato, así como los de algunas formas orgánicas (incluidas en nitrógeno y fósforo total) suelen relacionarse con vertidos urbanos deficientemente tratados. El mismo análisis, detallado para cada una de las masas de agua de transición y costeras, puede consultarse en el Anexo A.

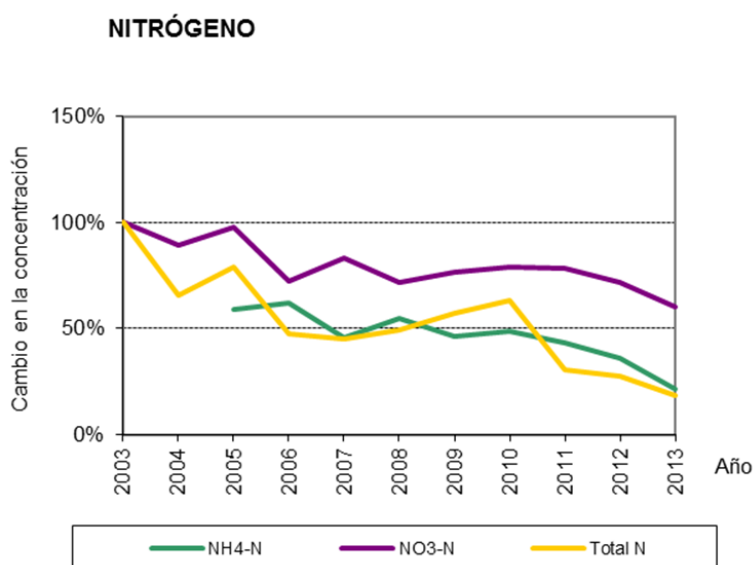


Figura 6 Aguas costeras del País Vasco en su totalidad: evolución de la concentración de nitrógeno en los aportes de origen fluvial a lo largo de los años. Se expresa como porcentaje respecto al valor medio medido en 2003. Formas inorgánicas: NH4-N (amonio); NO3-N (nitrato).

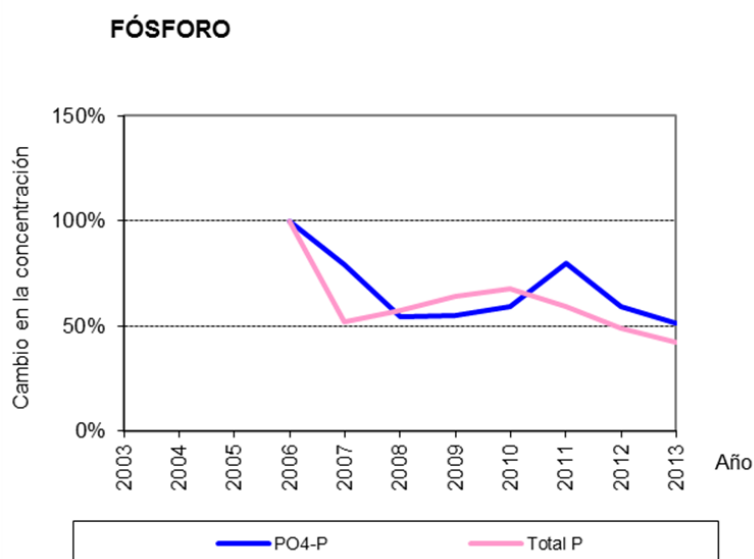


Figura 7 Aguas costeras del País Vasco en su totalidad: evolución de la concentración de fósforo en los aportes de origen fluvial a lo largo de los años. Se expresa como porcentaje respecto al valor medio medido en 2006. Formas inorgánicas: PO4-P (ortofosfato).

Las concentraciones de diferentes nutrientes en el medio fluvial se presentan en la Figura 8 para el nitrógeno, y en la Figura 9 para el fósforo, con el fin de que puedan compararse los medios receptores (sólo masas de agua de transición), en dos periodos diferentes.

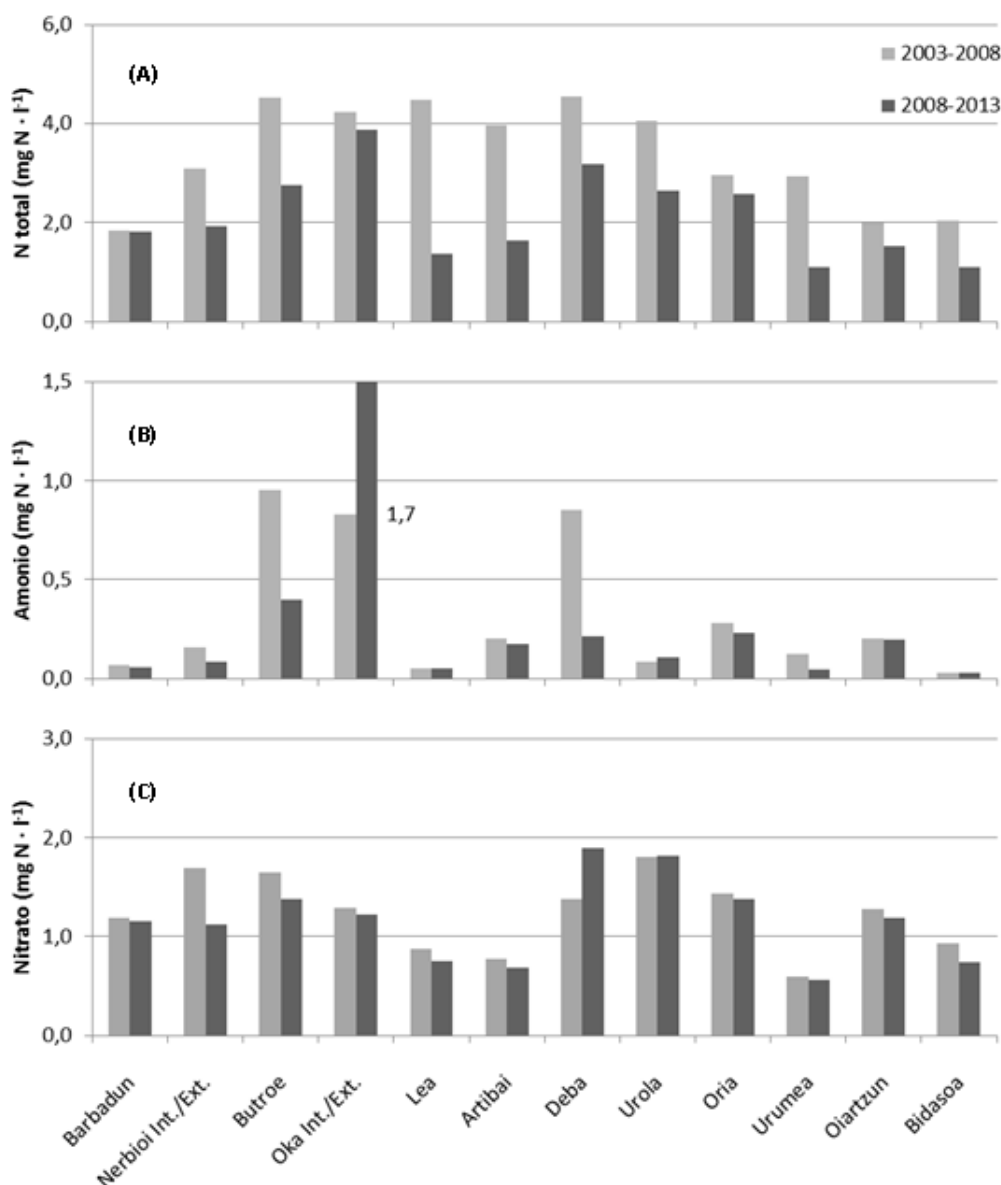


Figura 8 Concentración de nitrógeno en los principales ríos y tributarios que vierten a la costa del País Vasco, representada para cada una de las masas de agua de transición receptoras. La concentración se ha promediado en periodos de seis años: por una parte, 2003-2008 y por otra, 2008-2013. (A) Formas totales; (B) Nitrógeno como amonio; (C) Nitrógeno como nitrato.

Analizando los datos de concentración de nitrógeno promediados en periodos de seis años también se observan descensos, generalizados a lo largo de los ríos que vierten a la costa vasca, entre el primer periodo de la década del 2000 y los últimos seis años.

La concentración de nitrógeno total (Figura 8 A) en las aguas fluviales desciende, en menor o mayor medida, para todas las masas de transición receptoras. En el Barbadún, por ejemplo, apenas varía, quedando situada en un nivel intermedio. En el extremo opuesto se encuentran el Lea y el Artibai, donde se observa fuertes caídas. Mientras que en el periodo 2003-2008 la concentración de nitrógeno total se situaba en niveles cercanos o superiores a $4 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ en muchos de los ríos (Butroe, Oka, Lea, Artibai, Deba y Urola), en el siguiente periodo esto sólo se observa en el Oka.

La concentración de nitrógeno en forma de amonio (Figura 8 B) desciende también en la mayoría de los ríos; particularmente en el Butroe y en el Deba. La excepción es, de nuevo, el caso del Oka, donde se detecta un aumento considerable de estas formas en el último periodo.

La concentración de nitrógeno en forma de nitrato (Figura 8 C) es la que menores cambios presenta. Donde más se perciben dichos cambios es en las aguas que reciben el Nerbio Interior y el Nerbio Exterior, con un descenso de la concentración de nitrato (se han tratado en conjunto las del río y las de los principales tributarios) y también, en el Deba (en este caso, aumentando).

En el periodo más reciente (2008-2013), las masas de agua de transición que reciben los aportes fluviales con la concentración más baja de nitrógeno son las del Lea, Urumea y Bidasoa. Así, los ríos vertientes en ellas tienen una concentración de N total entre 1,1 y 1,4 mg·l⁻¹. Además, las concentraciones de amonio en estos sistemas se encuentran entre las más bajas. Por el contrario, los aportes fluviales con concentraciones más altas de nitrógeno tienen lugar en las masas de agua de transición del Oka Interior y Exterior, siendo además muy alta la proporción de amonio.

Los datos de concentración de fósforo promediados en periodos de seis años muestran en algunos casos también tendencia de descenso (Figura 9 A, B), pero no de forma tan general como lo que se percibe para el nitrógeno.

El descenso más acusado del fósforo se da en el Butroe, tanto para las formas inorgánicas disueltas, como para el total. Por el contrario, el Oka es el único donde, aunque ligeramente, aumenta el fósforo inorgánico (Figura 9 A) y donde el fósforo total manifiesta un fuerte aumento sobre concentraciones que eran ya muy altas en el primer periodo de la serie.

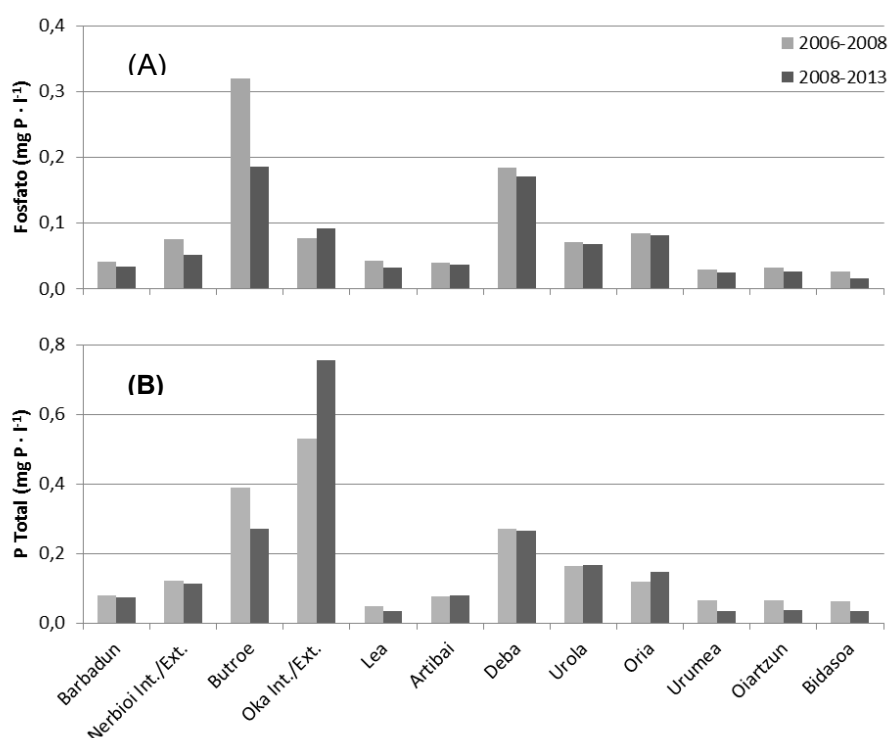


Figura 9 Concentración de fósforo en los principales ríos y tributarios que vierten a la costa del País Vasco, representada para cada una de las masas de agua de transición receptoras. La concentración se ha promediado en dos periodos: por una parte, 2006-2008 y por otra, 2008-2013. (A) Fósforo inorgánico disuelto; (B) Formas totales.

Para terminar con el análisis de los aportes procedentes de los ríos, se han tenido en cuenta los criterios señalados la sección de Material y Métodos para determinar el nivel de presión en

función de la magnitud de las cargas específicas y la susceptibilidad de las masas de agua (Tabla 6 y Tabla 7), según Borja *et al.* (2006).

En cuanto a las masas de agua de transición, la del Oka Exterior presenta la menor carga, en ambos periodos (Tabla 22); al estar comprendida entre 200 y 300 kg N d⁻¹ km⁻², la carga se puede clasificar como “Alta”. Esta masa de agua tiene una baja susceptibilidad (Tabla 6) y por tanto, su nivel de presión se clasifica como “Bajo” en ambos periodos.

El resto de las masas de agua de transición presentan cargas superiores a 300 kg N d⁻¹ km⁻² en los dos periodos considerados (Tabla 22), lo que implica que en todos los casos la carga es “Muy Alta”. El nivel de presión se diferenciará, entre algunas de ellas, debido a su diferente susceptibilidad y será, o bien “Moderado” (Barbadun, Butroe, Lea, Artibai, Deba, Urola, Oria y Urumea) o bien “Alto” (Nerbioi Interior, Nerbioi Exterior, Oka Interior, Oiartzun y Bidasoa).

En cuanto a las masas de agua costeras, en todos los casos las cargas son inferiores a 100 kg N d⁻¹ km⁻² (Tabla 22), siendo por tanto “Bajas”. Al tener también una baja susceptibilidad, estas masas de agua se clasifican en el nivel de mínima presión (casi inapreciable) en ambos periodos. No obstante, en el primer periodo, en Getaria-Higer y Mompás-Pasaia la carga se aproximaba al nivel de “Moderada” y si se hubieran tenido en cuenta los vertidos directos posiblemente la carga hubiera alcanzado dicho nivel, con lo que su presión (aunque clasificada como “Baja”) sería superior a la del resto de las masas de agua costeras.

Teniendo en cuenta las cargas de nitrógeno sólo desde fuentes indirectas (aportes procedentes de los ríos) la masa de agua costera **Matxitxako-Getaria** presenta el menor nivel de presión y, especialmente en los últimos seis años, podría ser considerada como una masa de agua de referencia. Para las aguas de transición, la masa con menor presión por entradas indirectas de nitrógeno es la del **Oka Exterior**. Ésta sería, por lo tanto, la masa de agua más cercana a las condiciones de referencia, donde no puede afirmarse que haya ausencia de presión, pero sí una presión baja.

Si tenemos en cuenta las concentraciones en la desembocadura de los ríos (Figura 8 y Figura 9), el **Lea, Urumea y Bidasoa** serían los que actualmente se encuentran en mejor estado desde el punto de vista de los nutrientes de origen antrópico, mientras que el Oka sería el que peor estado presenta. Los aportes del Oka originan sin embargo, un grado de presión muy diferente en la masa de agua de transición interior respecto a la exterior. Ello es debido a las características hidromorfológicas del estuario. Así, la zona interior presenta menor volumen para diluir los aportes, tanto por su tamaño, como por las condiciones de estratificación de la columna de agua. Por el contrario, la zona exterior, además de ser más amplia y más mezclada, presenta un tiempo de renovación del agua muy corto, ya que está sujeta a un fuerte intercambio mareal.

En cuanto a las masas de agua de transición del Lea, Urumea y Bidasoa, hay que indicar que cada una representa una tipología diferente. La masa de agua de transición del Lea es de tipo 9 (estuario atlántico intermareal con dominancia marina), la del Urumea es de tipo 8 (estuario atlántico intermareal con dominancia del río) y la del Bidasoa de tipo 10 (estuario atlántico submareal). Entre ellas, la susceptibilidad a los aportes varía y, debido a ello, es la del Bidasoa la que puede presentar mayor nivel de presión. Estas masas de agua, en función de las cargas específicas y la susceptibilidad, no pueden ser clasificadas ninguna de ellas con baja presión, como se indica más arriba. Sin embargo, podría asumirse que presentan condiciones que, aunque no estrictamente de referencia, conllevan un impacto muy bajo para el fitoplancton. Siempre y cuando no haya vertidos directos en ellas, ni fuerzas motrices en sus inmediaciones que puedan generar cargas importantes, serían masas de agua en las cuales el estado del fitoplancton debería quedar clasificado como “Muy Bueno” o “Bueno” en un periodo temporal reciente. Hay que tener en cuenta que la presión en estas masas de agua se debe en bastante medida a factores naturales, como el pequeño tamaño del estuario del Lea, el caudal relativamente alto de los ríos Urumea y Bidasoa, así como la alta susceptibilidad del estuario del Bidasoa (característica propia de los de tipo submareal).

Emisiones directas al mar desde fuentes urbanas, industriales y otros

Los vertidos directos a la costa se muestran en la Figura 10. Se han sumado aquí todos los que tienen lugar en las masas de agua costeras y aportan nitrógeno y/o fósforo.

La mayoría de los vertidos que aportan nitrógeno (formas totales) directamente a la costa son urbanos, aunque también se registran esporádicamente algunos vertidos de acuicultura e industriales (Figura 10 A). El número de vertidos urbanos ha ido en aumento, especialmente entre los años 2008 y 2011. Esto es coherente con el desvío a la costa de muchos de los vertidos que se hacían dentro de los estuarios (véase sección de Resultados sobre “Fuerzas Motrices: Aporte directo de nutrientes inorgánicos y materia orgánica”).

Desde mediados de la década del 2000 se observa un descenso de los aportes directos de nitrógeno y fósforo total (Figura 10 B, D), lo que puede ser debido a la puesta en marcha de sistemas de depuración más eficientes. En los nutrientes inorgánicos disueltos no se aprecia la misma tendencia que en las formas totales, ya que las descargas de nitrato han ido en aumento (Figura 10 C), mientras que las de amonio y fosfato presentan oscilaciones (Figura 10 C, D).

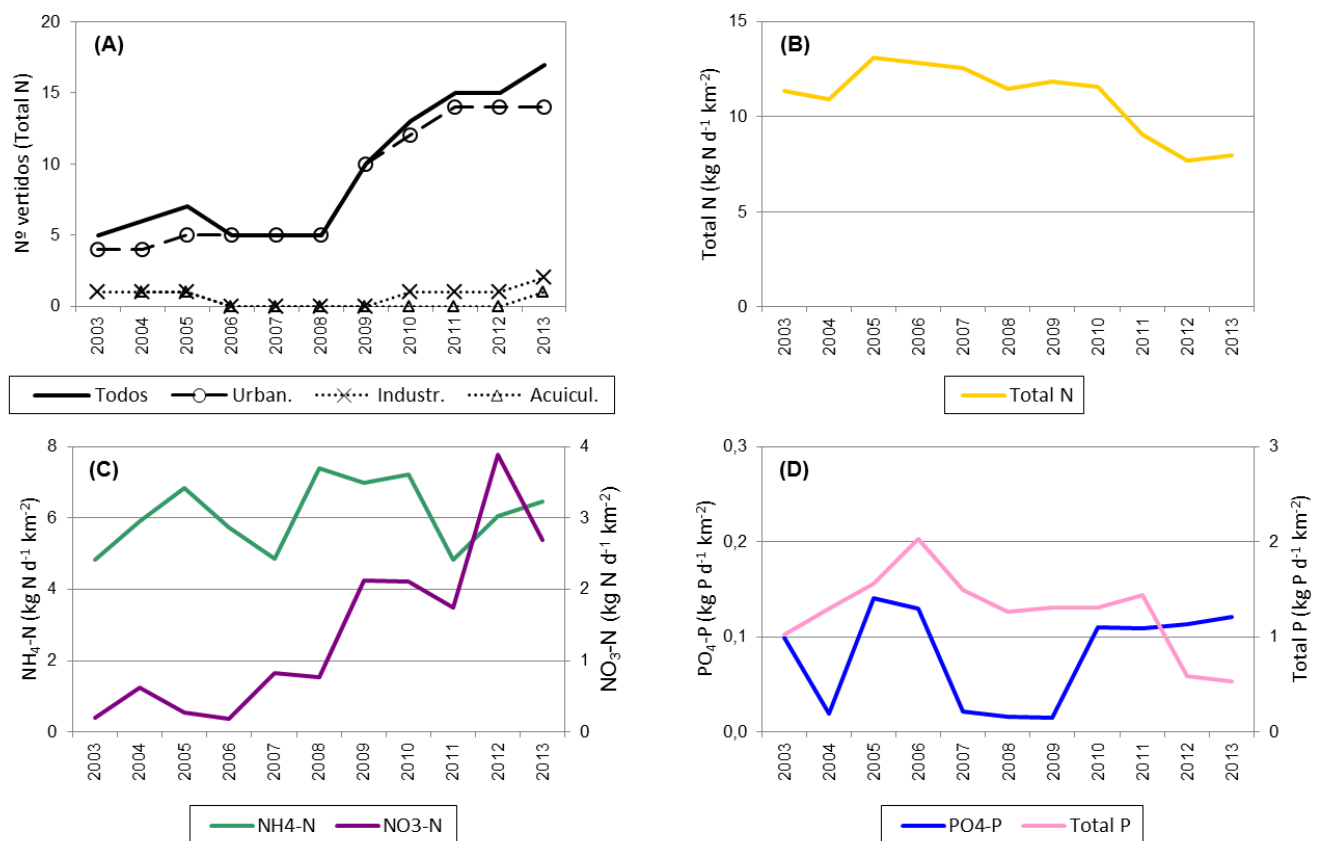


Figura 10 Vertidos directos a las aguas costeras del País Vasco, mostrados anualmente desde 2003 hasta 2013: (A) Número de vertidos para los cuales hay datos de nitrógeno total; (B) Carga de nitrógeno total; (C) Carga de nitrógeno inorgánico disuelto (amonio y nitrato, NH₄-N y NO₃-N, respectivamente); (D) Carga de fósforo total e inorgánico disuelto (PO₄-P). Las cargas se expresan por unidad de superficie para las aguas costeras en conjunto.

La representación gráfica de las cargas específicas para cada una de las masas costeras se muestra en el Anexo B. Cantabria-Matxitxako y Matxitxako-Getaria presentan cargas del mismo orden, aunque en esta última son de magnitud algo menor a pesar de que el número de vertidos es superior en los últimos años (Figura 64 y Figura 65). Getaria-Higer se ha analizado en conjunto con Mompás-Pasaia (Figura 66), debido a que es difícil separar la influencia de los vertidos entre ellas, dada su ubicación geográfica. En estas masas de agua, las cargas directas son unas cuatro veces mayores que en el resto de la costa para el nitrógeno y unas tres veces para el fósforo.

En cuanto a los vertidos que aportan nitrógeno y/o fósforo a las masas de agua de transición, para muchas de ellas no hay información en el programa RID, o ésta podría ser incompleta, como ya se señalaba en la sección de Material y Métodos (Tabla 4). Entre 2003 y 2013 no figuran vertidos urbanos con aporte de nutrientes en las masas de transición del Butroe, Lea, Artibai, Deba, Oria, Urumea, Oiartzun y Bidasoa; además, para el Nerbioi Exterior y Oka Exterior los vertidos urbanos no cubren toda la serie temporal (comienzan en 2008 ó 2009). La representación gráfica de las cargas específicas de todos los nutrientes, en las masas de agua donde la disponibilidad de datos ha permitido realizarlo, se muestra en el Anexo B.

Por último, de la misma forma que se hacía para las cargas procedentes de los ríos, se ha procedido al cálculo de la carga específica de nitrógeno total promediada para dos periodos temporales y se ha estudiado su cambio, en los casos en los que ha sido posible obtener suficientes datos de vertidos (Tabla 23).

Tabla 23 Cargas específicas de nitrógeno total por vertido directo al medio marino del País Vasco, en dos periodos temporales (2003-2008 y 2008-2013). Se muestra también la diferencia entre el último periodo y el inicial, y la relación del último respecto al primero (en porcentaje).

Categoría	Masa de agua	N Total (kg N d ⁻¹ km ⁻²) 2003-2008	N Total (kg N d ⁻¹ km ⁻²) 2008-2013	Diferencia (kg N d ⁻¹ km ⁻²)	Cambio relativo
Transición	Barbadun	70	56	-15	79%
	Nerbioi Interior	2.089	1.374	-716	66%
	Nerbioi Exterior (*)	288	190	-98	66%
	Oka Interior	34	104	70	309%
	Oka Exterior (*)	22	68	46	310%
	Urola	89	30	-59	34%
Costeras	Cantabria-Matxitxako	0,8	0,8	0,0	102%
	Matxitxako-Getaria	0,4 (**)	0,4	0,0	96%
	Getaria-Higer y Mompás-Pasaia (***)	44,7	36,4	-8,3	81%
	Total costa	12,0	9,9	-2,1	83%

(*) Se ha asumido que los vertidos que tienen lugar en las masas de agua interiores afectan también a las exteriores.

(**) El cálculo se ha realizado con sólo dos años de datos (2004-2005, vertidos de acuicultura).

(***) La superficie de las dos masas de agua se ha tomado en conjunto para estimar la carga específica.

Considerando el área marina costera en su totalidad, en el último periodo los vertidos directos han disminuido en 2,1 kg N d⁻¹ km⁻², lo que supone un descenso del 17% (Tabla 23). Las descargas directas de nitrógeno se pueden considerar similares entre ambos periodos para Cantabria-Matxitxako y Matxitxako-Getaria. Sin embargo, en las aguas conjuntas de Getaria-Higer y Mompás-Pasaia se aprecia una disminución de 8,3 kg N d⁻¹ km⁻².

En cuanto a las masas de agua de transición, con el tiempo desciende el nitrógeno total por vertido directo en Barbadun, Nerbioi (Interior y Exterior) y Urola (Tabla 23). La diferencia entre los dos periodos es especialmente notable en el Nerbioi Interior, aproximadamente 700 kg N d⁻¹ km⁻². Por el contrario, en Oka Interior y Oka Exterior el vertido de nitrógeno ha aumentado aproximadamente por tres en el periodo más reciente. Aunque ello no se traduce en un aumento neto importante de la carga específica, podría ser indicador de que existen deficiencias en el saneamiento de las áreas cercanas al estuario.

Sumando las cargas específicas, indirectas (Tabla 22) y de vertido (Tabla 23) en el Oka Exterior para el periodo más reciente se obtiene 344 kg N d⁻¹ km⁻², lo que implica una carga “Muy Alta”. Aunque continúa presentando cargas más bajas que el resto de las masas de transición, la presión se clasificaría como “Moderada” (Tabla 6 y Tabla 7).

Para el área costera de Getaria-Higer junto con Mompás-Pasaia, la suma de cargas indirectas (Tabla 22) y de vertido (Tabla 23) para el periodo 2003-2008 resulta 134 kg N d⁻¹ km⁻², mientras que en el siguiente periodo (2008-2013) es 107 kg N d⁻¹ km⁻². Basándonos en los criterios

expuestos en la Tabla 7 de la sección de Material y Métodos, la carga de nitrógeno se consideraría “Moderada” en ambos periodos. Sin embargo, desde 2011 aproximadamente se clasificaría como “Baja”, al ser $<100 \text{ kg N d}^{-1} \text{ km}^{-2}$ (Figura 34 y Figura 66). Debido a la baja susceptibilidad de las aguas costeras (Tabla 6), la presión en esta zona habría sido baja durante la década del 2000, y estaría ahora en la categoría de presión casi nula.

5.1.3 APLICACIÓN DEL ÍNDICE LUSI-ECW EN LA COSTA VASCA

Usos del suelo en las unidades hidrológicas

Como ya se ha apuntado en el punto 3.1.3 *Aplicación de un índice basado en los usos del suelo (LUSI-ECW)*, los mapas de usos del suelo *CORINE Land Cover* (2006) han sido elaborados a partir de la información ofrecida por el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente en su portal de descargas Infraestructura de Datos Espaciales (IDE).

Los problemas detectados a la hora de utilizar dicha información han sido principalmente dos:

1. Falta de información actualizada: los datos de ocupación del suelo recogidos y ofrecidos por el IDE están referidos al año 2006, por lo que los mapas obtenidos en este informe pueden diferir de la realidad actual en alguna medida.
2. La información facilitada omite la presencia de usos en algunas ocasiones. Entre lo detectado a la hora de elaborar este informe destaca:
 - Ausencia de estuarios: Barbadun, Butroe, Lea, Artibai, Deba, Urola y Oria.
 - Ausencia de ríos: en casi todas las unidades hidrológicas
 - Ausencia de playas: Ibaizabal, Butroe, Oka, Lea, Artibai, Deba, Oria, Urumea y Bidasoa.
 - Zonas portuarias: se reducen a los puertos de interés general del Estado (Bilbao y Pasaia) y a Bermeo.
 - Tejido urbano continuo y discontinuo: la información no es completa, faltan núcleos urbanos pequeños.

Los mapas de cada unidad hidrológica vertiente a la costa del País Vasco se incluyen en el Anexo C. En la Figura 11 se muestra la superficie relativa que ocupaban en 2006 los usos urbano, industrial y agrícola.

De los usos antrópicos, el agrícola es el que ocupa, con diferencia, una mayor superficie del territorio en las unidades hidrológicas consideradas. Para este uso únicamente se han podido obtener datos de zonas agrícolas mixtas y de pastos permanentes. Dichos usos conllevan cierta influencia antrópica sobre el territorio, pero posiblemente tengan un impacto menor que el de los cultivos de regadío (uso empleado en el LUSI), desde el punto de vista de la eutrofización.

En el año 2006, la utilización agrícola del territorio varía entre el 13% (Urumea) y el 39% (Butroe).

El porcentaje de superficie ocupada por el uso urbano en las unidades hidrológicas varía entre el 0,5% (Lea) y el 7% (Oiartzun).

El porcentaje de uso industrial tiene su mínimo en la unidad del Lea ($<0,1\%$) y su máximo en la del Oiartzun (4%).

Por tanto, sin considerar el uso agrícola, la unidad donde la utilización antrópica está relativamente menos extendida es la del Lea, mientras que la unidad con mayor porcentaje de superficie utilizada es la del Oiartzun. En todo caso, no se observan diferencias importantes entre las distintas unidades hidrológicas (Figura 11).

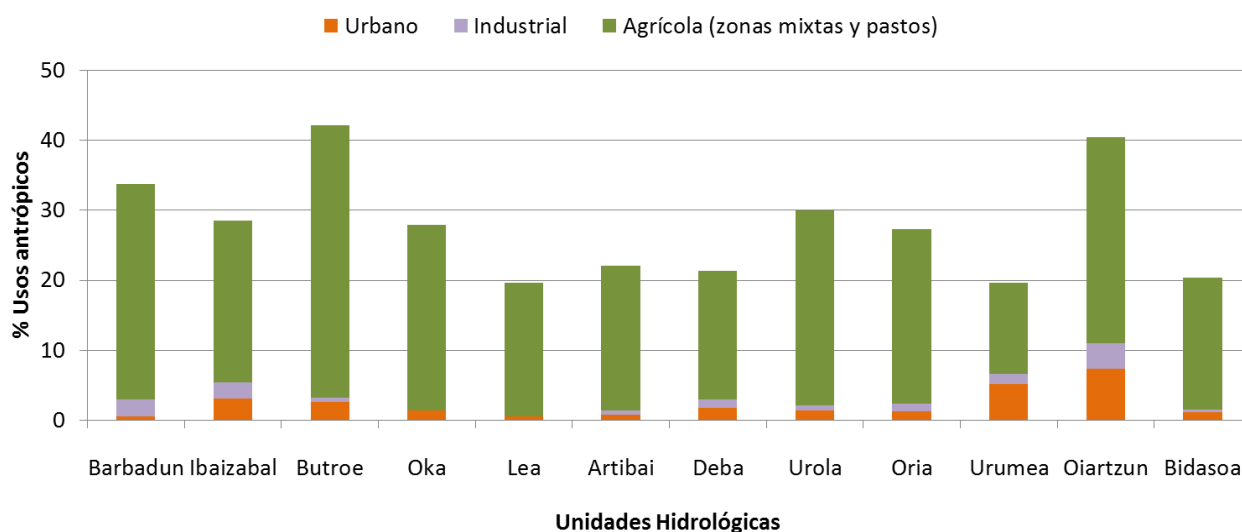


Figura 11 Superficie ocupada en 2006 por los usos urbano, industrial y agrícola, como porcentaje de la superficie total, en cada una de las unidades hidrológicas vertientes a la costa del País Vasco. Los mapas de dichas unidades se muestran en el Anexo C.

Aguas costeras

Los porcentajes de uso del suelo se calcularon para una masa de agua costera determinada, en relación a la superficie total de las unidades hidrológicas vertientes en dicha masa.

Cantabria-Matxitxako se asumió que estaba influida por la superficie conjunta de las unidades hidrológicas del Barbadun, Ibaizabal y Butroe. Matxitxako-Getaria por las unidades hidrológicas del Oka, Lea, Artibai, Deba y Urola. Getaria-Higer por las del Oria, Urumea, Oiartzun y Bidasoa. Para Mompás-Pasaia se tomaron las unidades más cercanas (Urumea y Oiartzun).

Una vez integradas las unidades hidrológicas, los porcentajes de los usos antrópicos del suelo resultan muy similares entre las masas de agua (Figura 12). Teniendo en cuenta los criterios indicados en la metodología, las puntuaciones son: 1 para el uso urbano (<33%), 1 para el agrícola (10-40%) y 0 para el industrial (<10%). Ello da lugar a una puntuación de 2 en cada una de ellas para el factor de influencia del territorio (la mínima posible).

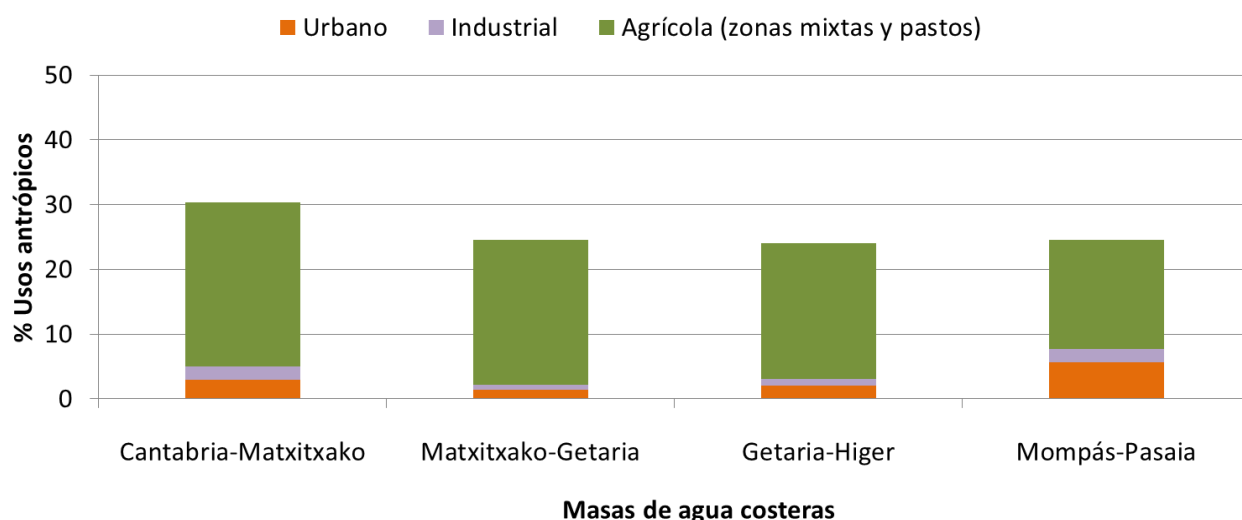


Figura 12 Porcentaje del territorio con uso urbano, industrial y agrícola, calculado con el conjunto de las unidades hidrológicas vertientes en cada una de las masas de agua costeras. Los datos se refieren al año 2006.

Como puede verse en la Figura 13 (A), el valor obtenido de LUSI-ECW apenas difiere entre las cuatro masas costeras del País Vasco, presentando un rango desde 2,7 (Matxixako-Getaria) hasta 3,2 (Getaria-Higer).

La variación espacial del índice se debe al factor de influencia fluvial (Figura 13 B) que, como ya se ha comentado en la metodología, se estima en función de la salinidad de las aguas de superficie. Los valores de salinidad se indican en la sección de Material y Métodos.

El factor de corrección es idéntico a lo largo de las masas de agua, con un valor de 0,88 (Figura 13 C). Este factor resulta de la alta capacidad de dilución (Factor 1= 0,75) y moderada capacidad de renovación de las masas de agua costeras (Factor 2= 1,00).

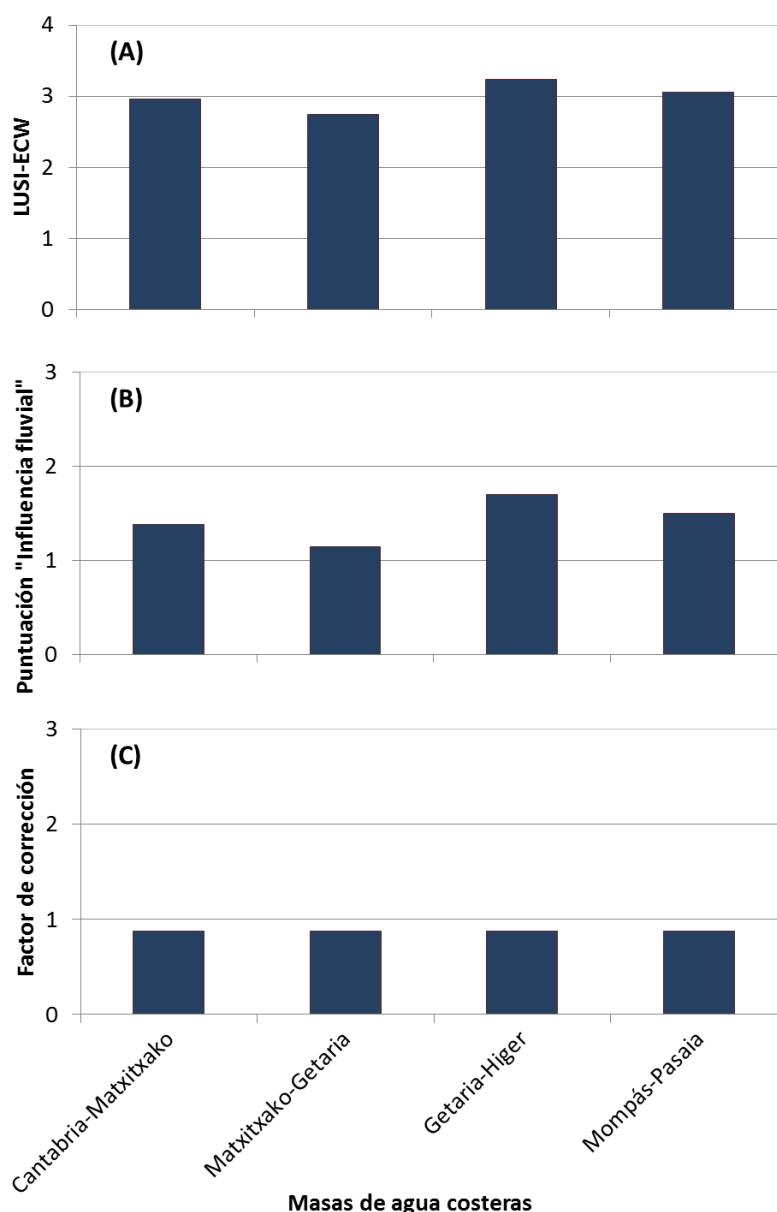


Figura 13 Resultados obtenidos en cada una de las masas de agua de costeras del País Vasco (Tipo 12) (A) Valor final del índice LUSI-ECW; (B) Puntuación del factor que refleja la influencia fluvial; (C) Valor del factor de corrección.

El posible rango de variación de LUSI-ECW en aguas costeras es de 2-6, aproximadamente. Por lo tanto, las masas de agua tipo 12 del País Vasco presentan valores relativamente bajos en cuanto al riesgo de presión de eutrofización. Esto coincide con hipótesis y estudios previos (por ejemplo, Borja *et al.*, 2009; Revilla *et al.* 2009a).

Como ya se ha comentado, la puntuación de la influencia del territorio en el caso de las masas costeras ha sido la mínima posible. La puntuación de la influencia fluvial resulta algo mayor en la zona oriental de la costa, esto es, en la masa de agua Getaria-Higer. Hay que tener en cuenta que en esta masa de agua desembocan ríos con caudales relativamente altos, como el Oria y el Bidasoa, y que además recibe cierta influencia de la costa francesa (río Adour).

Aguas de transición

Para los porcentajes de usos del suelo en las unidades hidrológicas influyentes en las masas de agua de transición puede consultarse la Figura 11 y el Anexo C. La unidad completa del Ibaizabal se asumió que influía de forma similar en las masas de agua del Nerbioi Interior y Exterior. Para las masas de agua interior y exterior del Oka se asumieron también usos del suelo idénticos (unidad del Oka).

La puntuación resultante para la influencia del territorio en todas las masas de agua de transición es la mínima posible (1 para el uso urbano, 1 para el agrícola y 0 para el industrial). Como se ha comentado, la unidad del Oiartzun representa el máximo de influencia antrópica y la del Lea el mínimo, teniendo en cuenta la superficie de uso urbano e industrial. Sin embargo, aplicando las categorías que se indican en la metodología para los porcentajes de uso, no ha sido posible apreciar diferencias espaciales entre las masas de agua.

Una vez aplicada la fórmula del LUSI-ECW, las masas de agua de transición presentan distintos resultados, como puede observarse en la Figura 14 A.

Los valores mínimos, cercanos a 2, se observan todos en estuarios de tipo 9 (intermareales dominados por el mar): Barbadun, Butroe, Oka Exterior y Lea.

Los valores más altos de LUSI-ECW, cercanos a 4, se observan en dos de los estuarios submareales (Nerbioi Interior y Bidasoa) y en otro de tipo 9 (Oka Interior).

La influencia fluvial (Figura 14 B) ha tenido un peso importante en el resultado final de LUSI-ECW para las masas de agua que comprenden únicamente la zona interior de un estuario (casos del Nerbioi y del Oka).

El factor de influencia fluvial también muestra valores altos en las masas de agua tipo 8 (estuarios dominados por el río), así como en las que reciben ríos de caudal relativamente alto (Oria y Bidasoa). Por el contrario, los valores más bajos de este factor, que se calcula en función de la salinidad, corresponden a las masas de agua de transición del Nerbioi Exterior y del Oiartzun, cuyas características son generalmente euhalinas.

El factor de corrección (Figura 14 C) presenta valores relativamente altos en todos los estuarios submareales (con un rango de 1,13 - 1,25). Los valores mínimos (0,75) se observan en los estuarios dominados por el río (Deba y Urumea), así como en el Barbadun, Oka Exterior y Lea. Los volúmenes estuáricos del Barbadun y del Lea son los más bajos de la costa vasca, lo que hace que su tiempo de residencia sea muy corto, de pocas horas (Borja *et al.*, 2006). En el caso del Oka Exterior, esta masa de agua presenta una dinámica mareal muy intensa, y prácticamente se renueva diariamente con cada ciclo de marea.

El posible rango de variación de LUSI-ECW en aguas de transición es de 1-8, aproximadamente. Por lo tanto, las masas de agua de transición del País Vasco se encuentran en valores bajos (la mayoría) o medios (Nerbioi Interior, Bidasoa y Oka Interior) para el riesgo de presión de eutrofización, según este índice.

Estos resultados coinciden en cierta medida con lo que se ha visto en estudios previos. Por ejemplo, Revilla *et al.* (2011) mencionan la susceptibilidad a la eutrofización de los estuarios de tipo submareal, como el del Bidasoa, y también la existencia de impactos (acumulación de fitoplancton) en la masa de agua del Oka Interior. Ello refuerza el uso del índice LUSI-ECW como aproximación cuantitativa al riesgo de presión de eutrofización en los estuarios del Cantábrico Oriental.

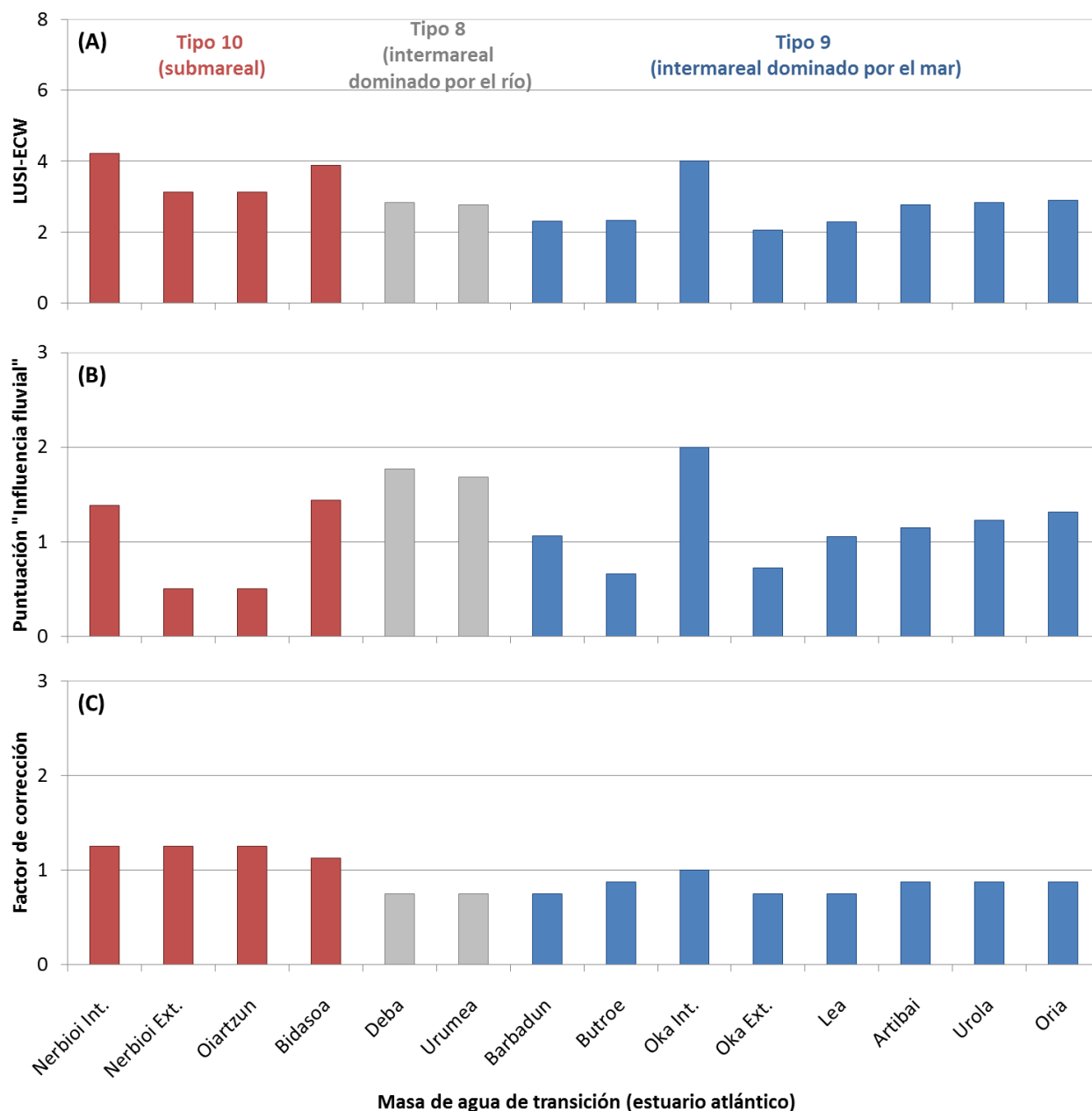


Figura 14 Resultados obtenidos en cada una de las masas de agua de transición del País Vasco (Tipos 10, 8 y 9). (A) Valor final del índice LUSI-ECW; (B) Puntuación del factor que refleja la influencia fluvial; (C) Valor del factor de corrección.

5.1.4 APLICACIÓN DE LOS INDICADORES DE AMONIO Y FOSFATO EN LA COSTA VASCA

A continuación se describen los resultados de los indicadores de presión de eutrofización basados en concentraciones de nutrientes medidas en el medio marino. Tal y como se indica la sección de Material y Métodos, su cálculo se realiza a escala de estación de muestreo promediando la concentración de un nutriente en un periodo de seis años y dividiendo este valor por la concentración de referencia que le corresponde (en función del tramo salino al cual pertenece dicha estación). Se han utilizado los datos de dos periodos (2003-2008 y 2008-2013), con el fin de estudiar las variaciones temporales.

Aguas costeras

Los indicadores en ambos periodos presentan un rango de variación muy estrecho, especialmente para el fosfato, como puede verse en la Tabla 24.

El indicador “Fosfato” presenta siempre valores inferiores a 1; esto indica que la concentración media en todas las estaciones de muestreo ha resultado, en ambos periodos, inferior a la de referencia.

En el caso del indicador “Amonio”, los valores mínimos son iguales o ligeramente superiores a 1, y los máximos se aproximan a 2.

Tabla 24 Rango de variación obtenido para los dos indicadores de presión y para la salinidad media en el conjunto de las 16 estaciones de muestreo de las aguas costeras del País Vasco. El rango se indica para dos periodos temporales que implican seis años de medidas.

	Rango (16 estaciones de muestreo)	Periodo 2003-2008	Periodo 2008-2013
Indicador de presión “Amonio”	Mínimo	1,0	1,3
	Máximo	1,7	1,9
Indicador de presión “Fosfato”	Mínimo	0,4	0,4
	Máximo	0,8	0,7
Salinidad media (USP)	Mínimo	34,3	34,7
	Máximo	35,2	35,3

La salinidad media también se ha comparado entre estaciones de muestreo y periodos, para comprobar si el contenido de agua dulce presentaba variaciones, espaciales o temporales, que pudieran influir en las concentraciones de nutrientes.

Como puede verse en la Figura 15, la salinidad es muy similar entre ambos periodos e indica condiciones euhalinas. La mayor diferencia entre periodos se observa en la estación L-O10, debido a su valor medio en 2003-2008, que fue algo más bajo de lo habitual (34,3 USP).

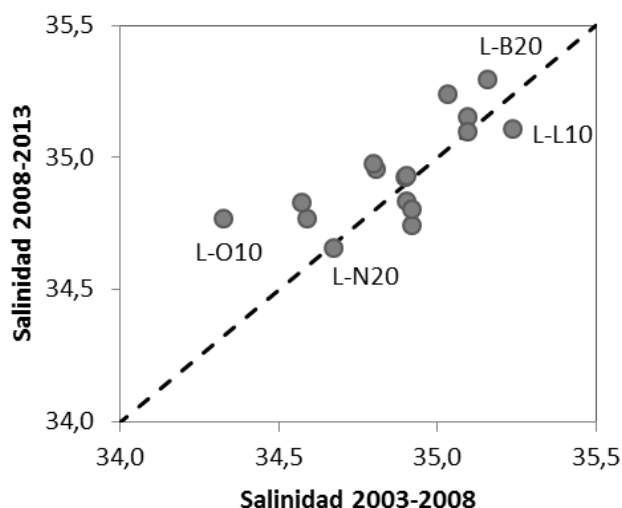


Figura 15 Comparación, entre dos periodos temporales, de la salinidad media en las estaciones de muestreo de las aguas costeras (N=16). La línea discontinua muestra la relación 1:1.

Los valores más bajos de salinidad corresponden a una estación de la masa de agua costera Getaria-Higer cercana a la desembocadura del Oria (L-O10) y a otra de Cantabria-Matxitxako cercana a la desembocadura del estuario del Ibaizabal (L-N20). Los máximos de salinidad se encuentran en estaciones alejadas de los ríos principales, una frente a Bakio (L-B20) y otra en la costa de Elantxobe (L-L10).

En la Figura 16 se muestra un análisis de regresión entre los indicadores “Amonio” y “Fosfato” medidos a lo largo de las 16 estaciones costeras, para cada periodo de estudio.

Los indicadores basados en la concentración de nutrientes varían en la misma dirección, y presentan ecuaciones muy similares entre ambos periodos. Sin embargo, la relación entre los dos indicadores no es similar a lo largo de la costa: al estar los datos transformados logarítmicamente y resultar las pendientes inferiores a 1, ello indica que el indicador “Fosfato” aumenta en menor medida que el indicador “Amonio” a medida que las concentraciones son más altas.

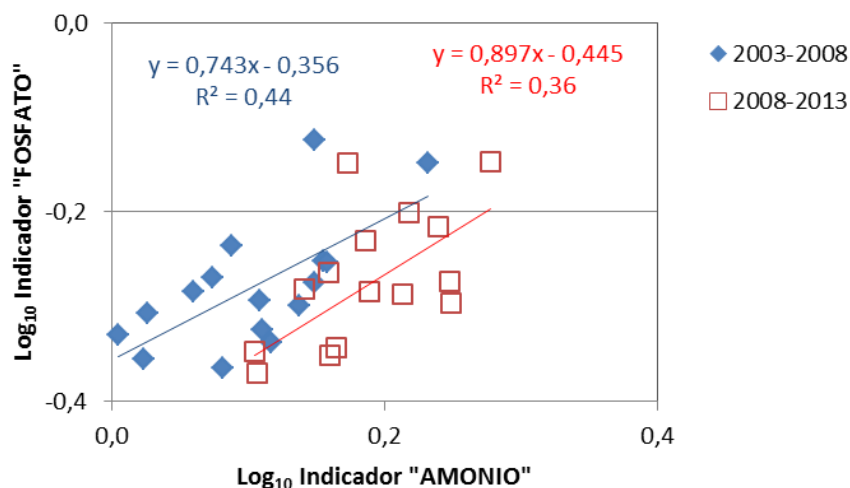


Figura 16 Variación del indicador de presión basado en el fosfato en función del indicador basado en el amonio, para dos periodos temporales (N=16). Los valores de los indicadores obtenidos en cada estación de muestreo se han transformado logarítmicamente, al no presentar una distribución normal, y posteriormente se ha aplicado un ajuste lineal para cada periodo temporal.

Las concentraciones medias de los nutrientes indicadores de presión antrópica se muestran para cada estación de muestreo en la Figura 17 (amonio) y en la Figura 18 (fosfato).

Las concentraciones se encontraron siempre por debajo de los límites que separan los estados “Bueno” y “Moderado” para estos nutrientes (BOE, 2013). Ello indica que no ha existido en ninguno de los dos periodos riesgo de impacto para el fitoplancton en las estaciones costeras.

En cuanto a las variaciones temporales en los nutrientes indicadores de presión antrópica, las concentraciones de amonio fueron en la mayoría de las estaciones un poco más altas en el periodo 2008-2013 que en el periodo precedente (Figura 17). Sin embargo, las concentraciones de fosfato fueron prácticamente idénticas entre los dos periodos (Figura 18).

Las diferencias en la concentración de amonio observadas entre los dos periodos fueron muy pequeñas y no parecen relacionadas con la presión antrópica, ya que no se observa un patrón similar en la concentración de fosfato.

Los valores medios de las concentraciones en el periodo más reciente (2008-2013) indican que la masa de agua Matxitxako-Getaria es la que presenta condiciones de menor presión antrópica por aporte de nutrientes (salvo en la desembocadura del Urola, estación L-U10).

Los máximos de amonio y fosfato coinciden en el periodo 2008-2013 en la estación L-OI10, situada frente a la desembocadura del Oiartzun, en la masa de agua Getaria-Higer.

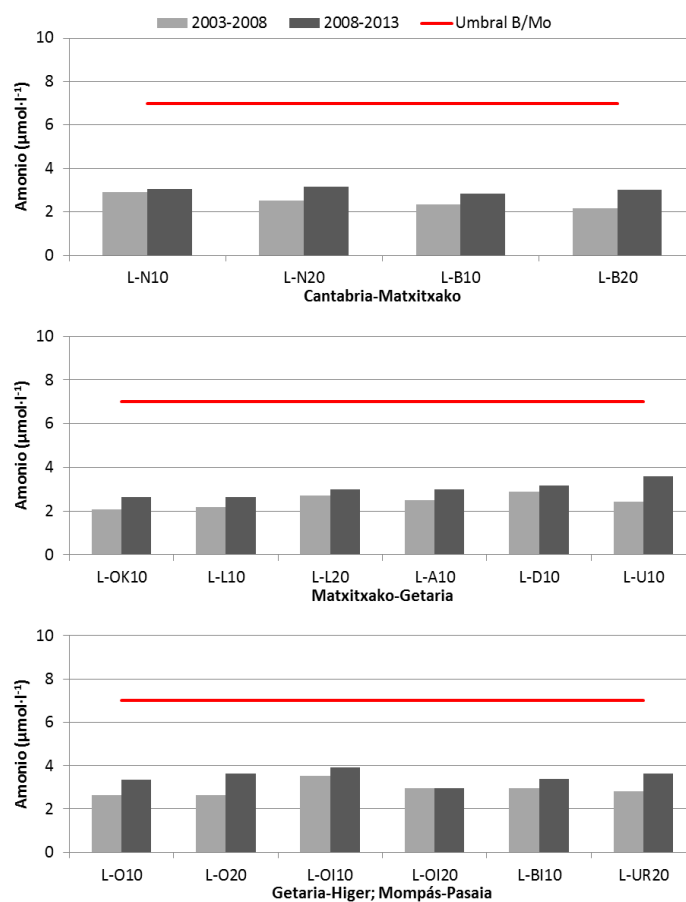


Figura 17 Concentración media de amonio en cada una de las estaciones de muestreo de las aguas costeras, para dos periodos temporales. Se indica también el valor del umbral que separa el “Buen” del “Moderado” estado.

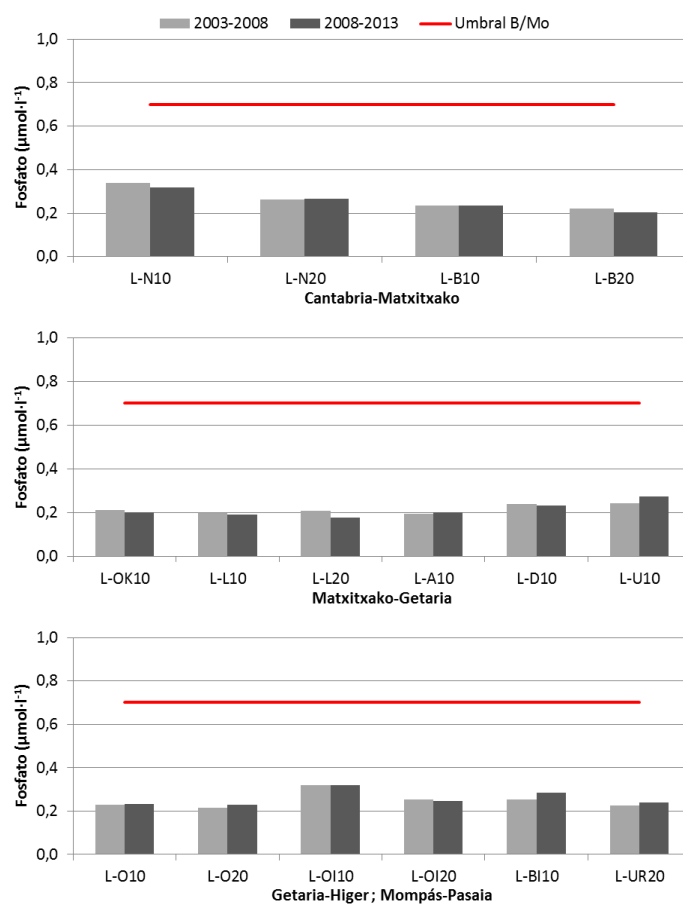


Figura 18 Concentración media de fosfato en cada una de las estaciones de muestreo de las aguas costeras, para dos periodos temporales. Se indica también el valor del umbral que separa el “Buen” del “Moderado” estado.

Aguas de transición

En la Tabla 25 se muestra el rango de variación obtenido en cada periodo temporal para los indicadores de presión. Los valores mínimos son muy similares entre ambos periodos: en el caso del indicador “Amonio” se observa que algunas estaciones de muestreo se acercan al valor de referencia para este nutriente, y en el caso del indicador “Fosfato” queda de manifiesto que en ambos periodos hay estaciones cuya concentración es inferior a la que se considera de referencia. Los valores máximos de los indicadores de presión presentan una fuerte variabilidad temporal, siendo mucho más bajos en el periodo más reciente.

La salinidad media de las estaciones de muestreo también se ha comparado entre ambos periodos para comprobar que no hubiera variaciones importantes que pudiesen afectar a los resultados de los indicadores. En la Tabla 25 puede verse que la salinidad presenta un rango muy similar entre ambos periodos, abarcando desde condiciones oligohalinas (<5 USP), hasta euhalinas (>30 USP). En la Figura 19 se representa la salinidad media de cada una de las estaciones, observándose una gran similitud entre ambos periodos.

Tabla 25 Rango de variación obtenido para los dos indicadores de presión y para la salinidad media en el conjunto de las 32 estaciones de muestreo de las aguas de transición del País Vasco. El rango se indica para dos periodos temporales que implican seis años de medidas.

	Rango (32 estaciones de muestreo)	Periodo 2003-2008	Periodo 2008-2013
Indicador de presión “Amonio”	Mínimo	1,1	1,0
	Máximo	49,0	28,4
Indicador de presión “Fosfato”	Mínimo	0,6	0,5
	Máximo	12,8	8,4
Salinidad media (USP)	Mínimo	3,6	2,2
	Máximo	33,8	33,4

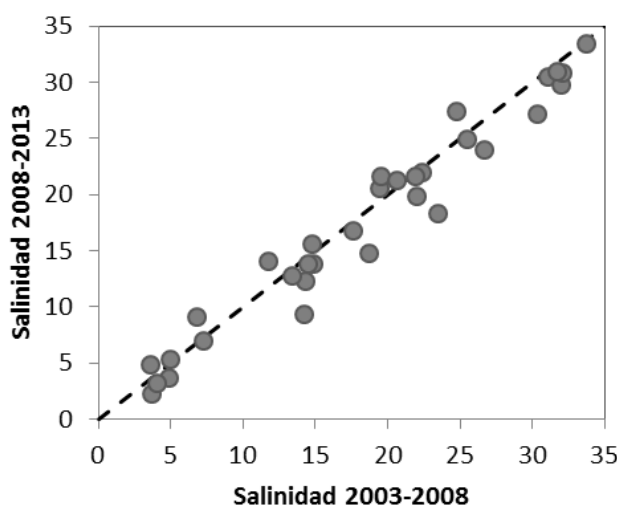


Figura 19 Comparación, entre dos periodos temporales, de la salinidad media en las estaciones de muestreo de las aguas de transición (N=32). La línea discontinua muestra la relación 1:1.

Los indicadores de presión basados en las concentraciones de amonio y de fosfato muestran un alto grado de correlación en las aguas de transición, en ambos periodos de estudio (Figura 20).

Las ecuaciones obtenidas mediante un ajuste lineal, tras la transformación logarítmica de los valores, resultan muy similares entre ambos periodos. El indicador “Fosfato” aumenta cuanto lo hace el indicador “Amonio”, aunque en menor proporción que éste a medida que los valores se hacen más altos (dado que, tras la transformación de los datos, las pendientes son inferiores a 1).

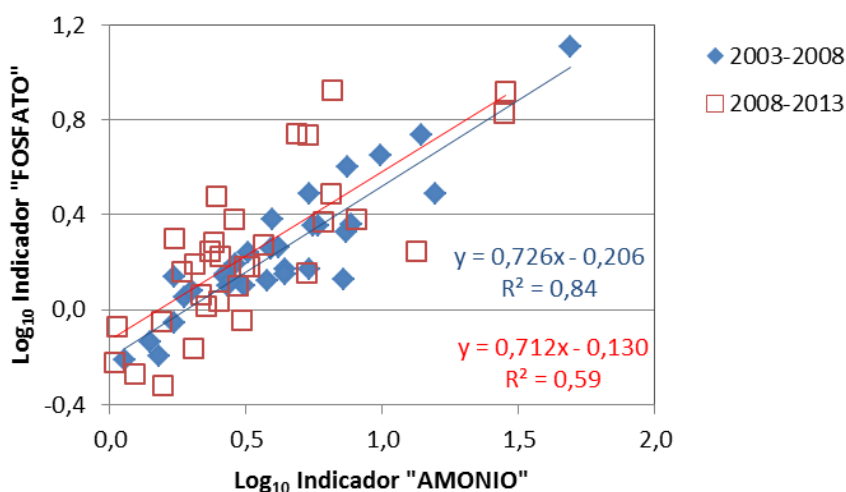


Figura 20 Variación del indicador de presión basado en el fosfato en función del indicador basado en el amonio, para dos periodos temporales (N=32). Los valores de los indicadores obtenidos en cada estación de muestreo se han transformado logarítmicamente, al no presentar una distribución normal, y posteriormente se ha aplicado un ajuste lineal para cada periodo temporal.

Las concentraciones de amonio y fosfato promediadas en periodos de seis años en cada una de las estaciones de muestreo se han comparado con los umbrales que separan el estado “Bueno” del “Moderado” (BOE, 2013) para detectar si existe riesgo de impacto sobre el fitoplancton.

Aplicando dichos umbrales, el riesgo de impacto sobre el fitoplancton es más frecuente si se utilizan las concentraciones de amonio (Figura 21) que si se utilizan las de fosfato (Figura 22). Aun así, se observa bastante concordancia entre lo que indican ambos nutrientes. Ateniéndonos a los resultados coincidentes, en el periodo más reciente (2008-2013) las tres estaciones del estuario del Oiartzun presentan riesgo de impacto (E-OI10, E-OI15 y E-OI20). Esto también se observa en algunas estaciones del Nerbioi Exterior (E-N20), Nerbioi Interior (E-N15 y E-N17), así como en el Oka Interior (E-OK5).

Sin embargo, en el último periodo, la magnitud con la que se superan los umbrales difiere entre las estaciones arriba señaladas. Así, en cuanto al amonio (Figura 21), destacan actualmente las estaciones E-OI15, E-OK10 y E-OK5.

En cuanto a las concentraciones de fosfato en el último periodo (Figura 22), destacan de nuevo las estaciones E-OI15 y E-OK5, así como también la estación E-N17.

Sobre si han sucedido variaciones importantes entre ambos periodos, se han considerado únicamente los cambios que hayan superado el 50% del valor umbral en cada tramo salino. Respecto al amonio (Figura 21), con este criterio se detectan descensos importantes en varias estaciones: en el Nerbioi Interior (E-N15 y E-N17) y Exterior (E-N20), en el Butroe (E-B7), Oiartzun (E-OI15), Bidasoa (E-BI10) y Deba (E-D5). Por el contrario, se detectan fuertes incrementos en el Oka Interior (E-OK5) y Exterior (E-OK10), así como en el Artibai (E-A5).

Respecto al fosfato (Figura 22), se aprecian menos cambios temporales utilizando criterios similares. Así, únicamente hay un descenso relevante en el Oiartzun (E-OI15), así como incrementos en la zona media del Nerbioi (E-N17) y en la cabecera del Oka (E-OK5).

En la Tabla 26 se resume, para cada masa de agua de transición, los resultados obtenidos con las concentraciones de amonio y fosfato en cuanto al riesgo de impacto sobre el fitoplancton en el periodo más reciente, así como los cambios temporales detectados en las concentraciones medias entre los periodos 2003-2008 y 2008-2013.

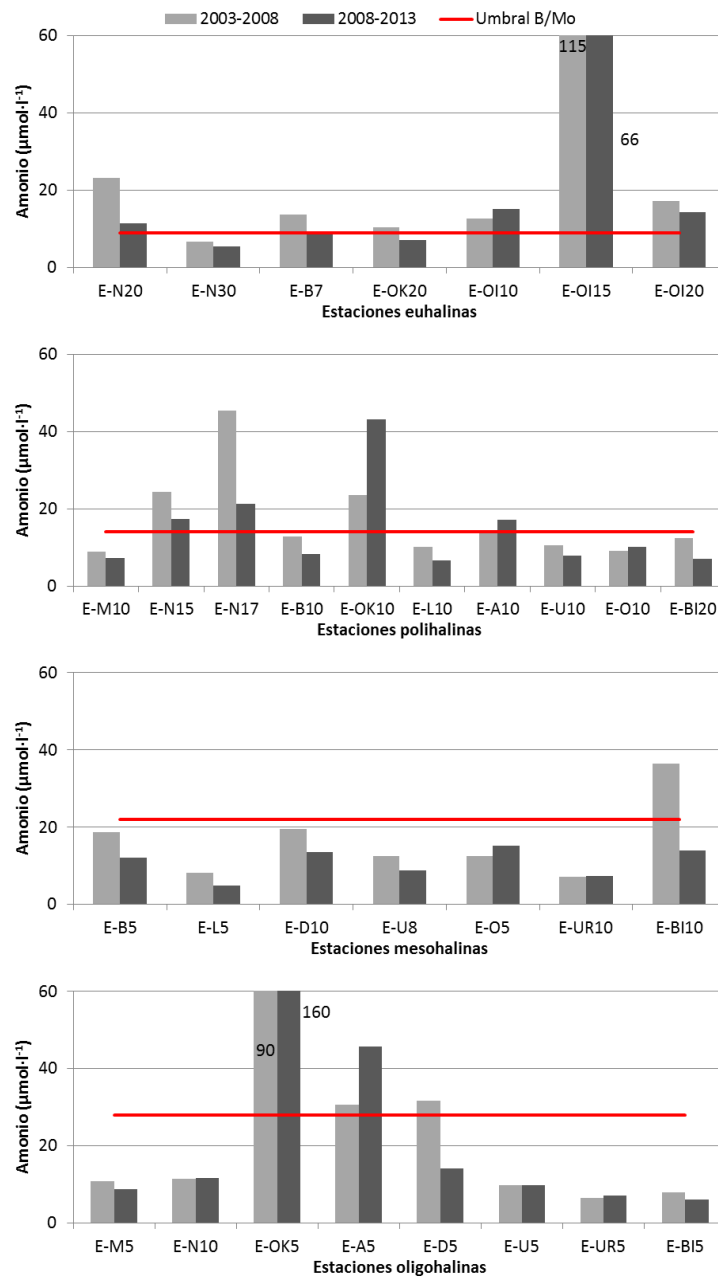


Figura 21 Concentración media de amonio en cada una de las estaciones de muestreo de las aguas de transición, para dos periodos temporales. Se indica también el valor del umbral que separa el “Buen” del “Moderado” estado, en cada tramo salino. Para más detalles sobre dichos umbrales y las masas de agua representadas por estas estaciones véase Material y Métodos (Tabla 16 y Tabla 13).

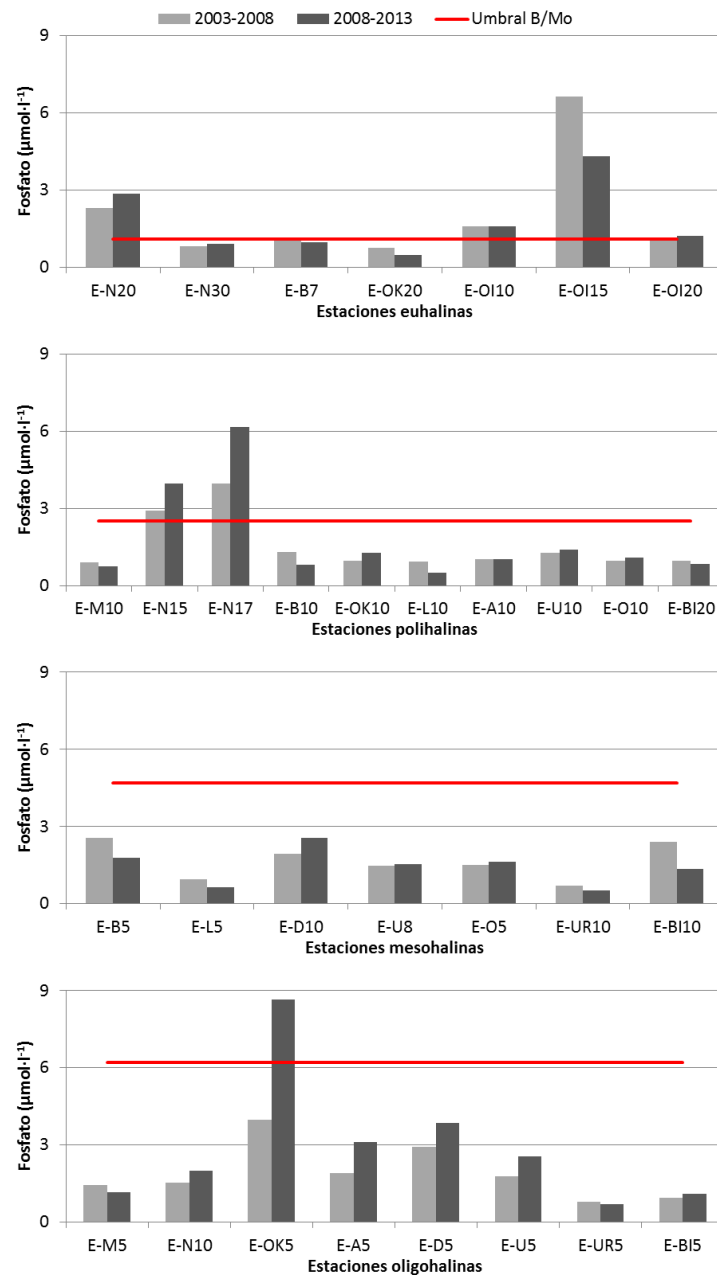


Figura 22 Concentración media de fosfato en cada una de las estaciones de muestreo de las aguas de transición, para dos periodos temporales. Se indica también el valor del umbral que separa el “Buen” del “Moderado” estado, en cada tramo salino. Para más detalles sobre dichos umbrales y las masas de agua representadas por estas estaciones véase Material y Métodos (Tabla 16 y Tabla 13).

Tabla 26 Riesgo de impacto sobre el fitoplancton en las estaciones de aguas de transición, estimado mediante la aplicación de los umbrales Bueno/Moderado (BOE, 2013) a las concentraciones de amonio y fosfato promediadas en un periodo reciente de seis años. Se indica también si ha habido cambios en las concentraciones medias respecto a un periodo anterior. Para esto último, se consideraron relevantes sólo los cambios de magnitud superior al 50% del valor del umbral que le corresponde a una estación según su salinidad.

Masa de agua	Riesgo de impacto sobre el fitoplancton en el periodo más reciente (2008-2013)		Cambio en las concentraciones respecto al periodo 2003-2008	
	Amonio	Fosfato	Amonio	Fosfato
Barbadun	Sin riesgo	Sin riesgo	No relevante	No relevante
Nerbioi Interior	E-N15, E-N17	E-N15, E-N17	DESCENSO (E-N15, E-N17)	AUMENTO (E-N17)
Nerbioi Exterior	E-N20	E-N20	DESCENSO (E-N20)	No relevante
Butroe	Sin riesgo	Sin riesgo	DESCENSO (E-B7)	No relevante
Oka Interior	E-OK5	E-OK5	AUMENTO (E-OK5)	AUMENTO (E-OK5)
Oka Exterior	E-OK10	Sin riesgo	AUMENTO (E-OK10)	No relevante
Lea	Sin riesgo	Sin riesgo	No relevante	No relevante
Artibai	E-A5, E-A10	Sin riesgo	AUMENTO (E-A5)	No relevante
Deba	Sin riesgo	Sin riesgo	DESCENSO (E-D5)	No relevante
Urola	Sin riesgo	Sin riesgo	No relevante	No relevante
Oria	Sin riesgo	Sin riesgo	No relevante	No relevante
Urumea	Sin riesgo	Sin riesgo	No relevante	No relevante
Oiartzun	E-OI10, E-OI15, E-OI20	E-OI10, E-OI15, E-OI20	DESCENSO (E-OI15)	DESCENSO (E-OI15)
Bidasoa	Sin riesgo	Sin riesgo	DESCENSO (E-BI10)	No relevante

5.2 EVALUACIÓN DEL IMPACTO DE LA PRESIÓN SOBRE EL FITOPLANCTON

Los nutrientes en concentración y proporción adecuada son esenciales para las comunidades vegetales, entre ellas las del fitoplancton (algas unicelulares o microalgas). Estos organismos planctónicos cumplen un papel fundamental en los ecosistemas marinos, por una parte al estar situados en la base de las redes tróficas y por otra, al influir notablemente en los ciclos biogeoquímicos y en la regulación del clima (Holligan, 1992; Sigman & Hain, 2012). Sin embargo, un aporte excesivo de nutrientes (especialmente de compuestos de nitrógeno y fósforo) puede causar consecuencias indeseables para los ecosistemas y para los usos del agua, fenómeno que se conoce como eutrofización (p. ej., Ferreira *et al.*, 2011).

Las comunidades de fitoplancton responden de manera rápida a los cambios ambientales, especialmente al aporte de nutrientes y a la disponibilidad de luz. Por lo tanto, el seguimiento de estas comunidades puede utilizarse en muchos casos para caracterizar el medio marino y, específicamente, la magnitud de los impactos debidos a la contaminación por nutrientes.

Uno de los primeros síntomas de eutrofización es el incremento que se produce en las poblaciones de fitoplancton, lo cual se manifiesta en aumentos de biomasa y/o abundancia celular. En este sentido, 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). El proceso de eutrofización también puede alterar la composición de las comunidades fitoplanctónicas (por ejemplo, favoreciendo a unas especies frente a otras, que pueden ser tóxicas o no consumibles por niveles tróficos superiores).

En el ámbito de aplicación de la DMA (Directiva Marco del Agua 2000/60/CE del Parlamento Europeo, y del Consejo de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario

de actuación en el ámbito de la política de aguas) el indicador biológico ‘fitoplancton’ es utilizado para la clasificación del estado ecológico de las masas de agua de transición y costeras.

El objetivo de este capítulo es establecer un sistema para la evaluación del fitoplancton en las masas de agua de transición del País Vasco, que sea acorde con las definiciones normativas del anexo V de la DMA. Dicho anexo indica que, en el caso del fitoplancton, deben vigilarse su abundancia, composición y biomasa, así como la frecuencia e intensidad de las floraciones o “blooms” (Comisión Europea, 2000).

5.2.1 DESARROLLO DE UN INDICADOR DE CLOROFILA PARA DIFERENTES RANGOS SALINOS

Como primer paso para determinar el grado de cumplimiento de los objetivos ambientales en un elemento biológico, deben determinarse las condiciones de referencia y los valores umbral, siendo de especial relevancia la delimitación entre las clases de estado “Bueno” y “Moderado”.

El primer intento para establecer un sistema de clasificación del estado del fitoplancton basado en la clorofila para las aguas de transición del País Vasco se realizó por parte de investigadores de AZTI y fue publicado por Revilla *et al.* (2008a). Aquel estudio proponía utilizar una métrica similar a la que había sido recientemente acordada para las aguas costeras en el ejercicio de Intercalibración europeo: el percentil 90 de la concentración de clorofila “a”, calculado con los datos de un periodo de seis años (European Commission, 2008; Revilla *et al.*, 2008b; Carletti & Heiskanen, 2009).

La primera versión del indicador consideraba dos tramos salinos: por una parte, la zona euhalina de los estuarios y por otra, un conjunto de zonas que podían abarcar desde condiciones oligohalinas hasta polihalinas (Revilla *et al.*, 2008). Las estaciones de muestreo quedaban adscritas a uno de los dos tramos según el valor promedio de la salinidad medida en superficie, siguiendo el sistema de tramificación descrito por Bald (2005) y Bald *et al.* (2005).

De esa manera, en base a la salinidad, se diferenciaban las condiciones de referencia y los valores umbral para dos tipos de aguas de transición, que fueron denominados “TW-Euhaline” (32,0-34,5 PSU) y “TW” (2,7-32,0 PSU) (Revilla *et al.*, 2008a). En dicho estudio el indicador se aplicó a los datos del periodo 2001-2006 del estuario del Oka, y a la serie de datos de 1995-2006 del estuario del Nervión. Esto permitía observar variaciones espaciales y temporales del estado del fitoplancton que eran coherentes con la presión (aporte de nutrientes de origen antrópico) en los citados estuarios.

Las condiciones de referencia del indicador de clorofila propuestas por Revilla *et al.* (2008a) para las aguas “TW-Euhaline” ($2,67 \mu\text{g l}^{-1}$) eran muy similares a las utilizadas entonces en las aguas costeras del Cantábrico Oriental ($2,33 \mu\text{g l}^{-1}$), dado que la salinidad no presenta mucha diferencia entre ellas, siendo ambas de carácter euhalino (en las aguas costeras varía entre 34,5 y 35,5 PSU, aproximadamente). Sin embargo, en años posteriores se revisaron las condiciones de referencia del indicador de clorofila en las aguas costeras, viéndose necesario un ajuste de éstas a valores mucho menores ($1,00 \mu\text{g l}^{-1}$) (Revilla *et al.*, 2012). Estos valores se incluyeron en el Anexo II de la última Decisión de Intercalibración, que incluye los casos en los que el ejercicio se concluyó parcialmente (Comisión Europea, 2013).

Teniendo en cuenta lo anterior, se consideró necesario revisar el indicador para las aguas de transición del País Vasco. Con este objetivo, se determinaron nuevas condiciones de referencia y umbrales, diferenciando en esta segunda versión cuatro tramos salinos: euhalino, polihalino, mesohalino y oligohalino.

Para ello, se utilizaron datos históricos, tanto de salinidad como de clorofila, de estaciones de la “Red de Calidad” (en aguas costeras y de transición) donde, por juicio de experto, se considerase que la presión por aporte de nutrientes era muy baja. De esta manera se obtuvo la siguiente ecuación que relacionaba la métrica con la salinidad:

$$CR = -0,107 \cdot S + 4,697 \text{ (Figura 23)}$$

Donde:

CR son las condiciones de referencia del indicador de clorofila ($\mu\text{g l}^{-1}$)

S es la mediana de los valores de salinidad (USP)

Para obtener el valor de la mediana de la salinidad y el del indicador (percentil 90 de la clorofila) de las estaciones empleadas en el modelo se utilizó el periodo de seis años más reciente del que se disponía de información (2007-2012), dado que la presión se había comprobado que había ido disminuyendo a lo largo del tiempo en la costa vasca.

Se trató de cubrir un gradiente de salinidad lo más completo posible, pero no se incluyeron estaciones de carácter oligohalino en el modelo debido a que en éstas era muy probable que la presión fuese relativamente más alta. De esta forma, las estaciones incluidas fueron únicamente: L-B20, L-OK10, L-L10, E-M10, E-OK20, E-D10 y E-O10 (Figura 23).

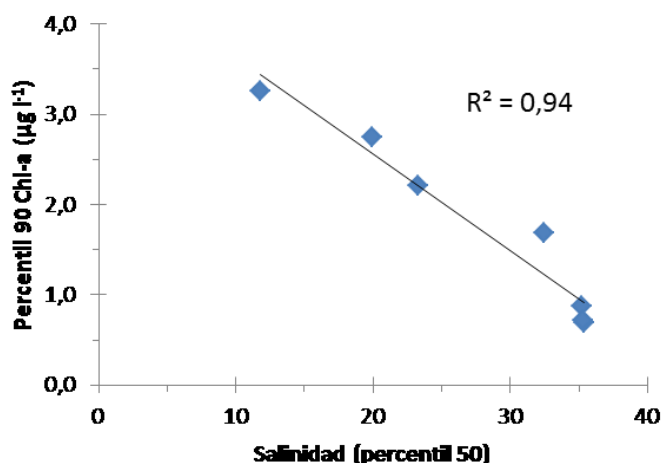


Figura 23 Relación entre el valor de la métrica (percentil 90 de la concentración de clorofila) y la salinidad en estaciones donde se asume que es muy baja la presión por aporte antrópico de nutrientes. Se incluyen datos de estaciones costeras y de transición del periodo 2007-2012.

Posteriormente, se aplicó la anterior ecuación a la salinidad que caracterizaba los diferentes tramos de la costa vasca y con ello, se obtuvieron las condiciones de referencia para éstas (Tabla 27).

Tabla 27 Condiciones de referencia (CR) y umbrales entre clases de estado del indicador de clorofila (percentil 90) establecidos para los distintos tramos salinos en los cuales se clasifican las estaciones de muestreo de la costa vasca. Estado: Muy Bueno (MB); Bueno (B); Moderado (Mo); Deficiente (D); Malo (M).

Estaciones	Tramo	Salinidad (mediana, 1995-2012)	CR ($\mu\text{g l}^{-1}$)	MB/B ($\mu\text{g l}^{-1}$)	B/Mo ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Mo/D ($\mu\text{g l}^{-1}$)	D/M ($\mu\text{g l}^{-1}$)
Costeras	Euhalino mar	34,97	1,0	1,50	3,00	4,50	6,00
Transición	Euhalino	32,21	1,3	1,95	3,90	5,85	7,80
	Polihalino	23,27	2,2	3,30	6,60	9,90	13,20
	Mesohalino	12,44	3,4	5,10	10,20	15,30	20,40
	Oligohalino	2,34	4,4	6,60	13,20	19,80	26,40

Por último, aplicando los mismos límites entre clases de estado en el valor de EQR (“Ecological Quality Ratio”) que se habían acordado para las aguas costeras durante el ejercicio de intercalibración europeo, se obtuvieron los umbrales en el valor de la métrica para las aguas de transición (Tabla 27). Estos límites como valor de EQR fueron: 0,67 (Muy Bueno/Bueno), 0,33 (Bueno/Moderado); 0,22 (Moderado/Deficiente) y 0,17 (Deficiente/Malo).

Los umbrales Bueno/Moderado obtenidos para el indicador de clorofila siguen una relación lineal con la salinidad, tal y como se indica en la Figura 24.

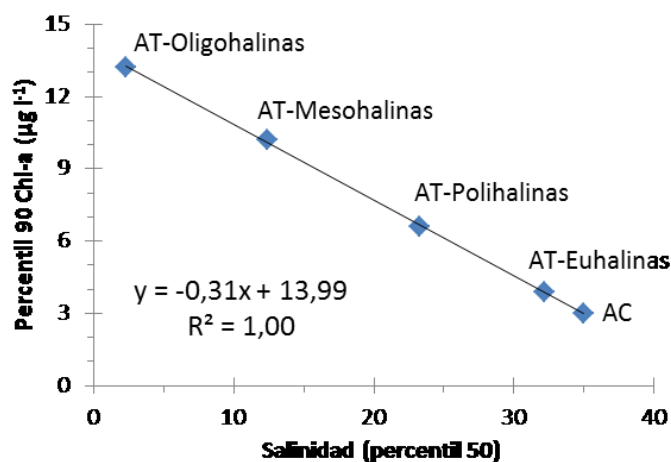


Figura 24 Umbral Bueno/Moderado obtenido para el indicador de clorofila y su relación con la salinidad en las aguas costeras (AC) y en las de transición (AT) del País Vasco.

Además, el EQR que resulta de la aplicación del nuevo indicador manifiesta valores máximos no tan elevados como los que se obtenían con el previo (Tabla 28). Disminuye considerablemente el número de valores de EQR por encima de 1.

Tabla 28 Estadísticos descriptivos referentes al indicador de clorofila aplicado a las estaciones de las masas de agua de transición del País Vasco en un periodo reciente de seis años de datos (2008-2013). Se presentan los resultados para las dos versiones del indicador.

Estaciones (N=32)	EQR resultante del indicador de clorofila	Indicador versión 1 (Revilla <i>et al.</i> , 2008 ^a)	Indicador versión 2 (presente informe)
Valor	Media aritmética	1,42	0,75
	Desviación típica	0,82	0,39
	Mínimo	0,33	0,20
	Máximo	3,35	2,07
Frecuencia	>1	63%	16%
	>2	22%	3%
	>3	6%	0%

EQR: "Ecological Quality Ratio"

A continuación se comparan los resultados obtenidos con las dos versiones del indicador de clorofila en cada una de las estaciones de muestreo de los estuarios vascos: versión 1 (tal y como describen Revilla *et al.* 2008a) y versión 2 (tal y como se indica en la Tabla 27 del presente informe). Ambas se han aplicado a las estaciones de las masas de agua de transición del País Vasco con datos de un periodo reciente (2008-2013).

Las condiciones de referencia quedan claramente mejor ajustadas para todos los tramos salinos con la versión 2, como puede observarse en la Figura 25 (euhalino), Figura 26 (polihalino), Figura 27 (mesohalino) y Figura 28 (oligohalino).

Además, esto da lugar a un mayor número de estaciones entre las masas de agua de transición que se clasifican en estado "Bueno", cuando antes se clasificaban en estado "Muy Bueno", lo cual es coherente con el grado de presión antrópica en los estuarios del País Vasco. También aumenta, aunque sólo ligeramente el número de estaciones que se clasifican en estado "Moderado" con el nuevo indicador. Sin embargo, la proporción de estaciones de los estados "Deficiente" y "Malo" no varía (Figura 29).

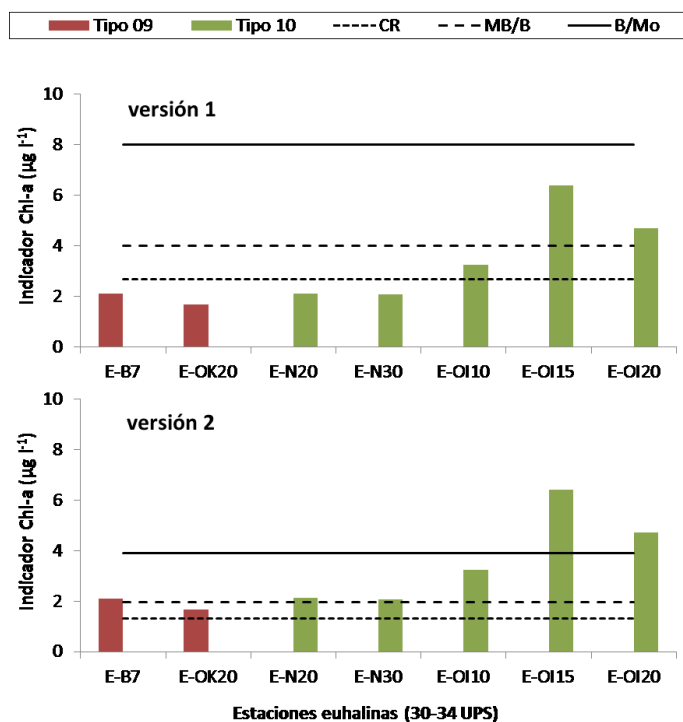


Figura 25 Indicador de clorofila “a” (percentil 90, periodo 2008-2013) en las estaciones euhalinas de transición del País Vasco. (A) Primera versión de las condiciones de referencia (CR) y límites entre clases de estado Muy Bueno/Bueno (MB/B) y Bueno/Moderado (B/Mo). (B) Nueva versión presentada en este informe. Tipo 09: Estuarios intermareales dominados por el mar; Tipo 10: Estuarios submareales.

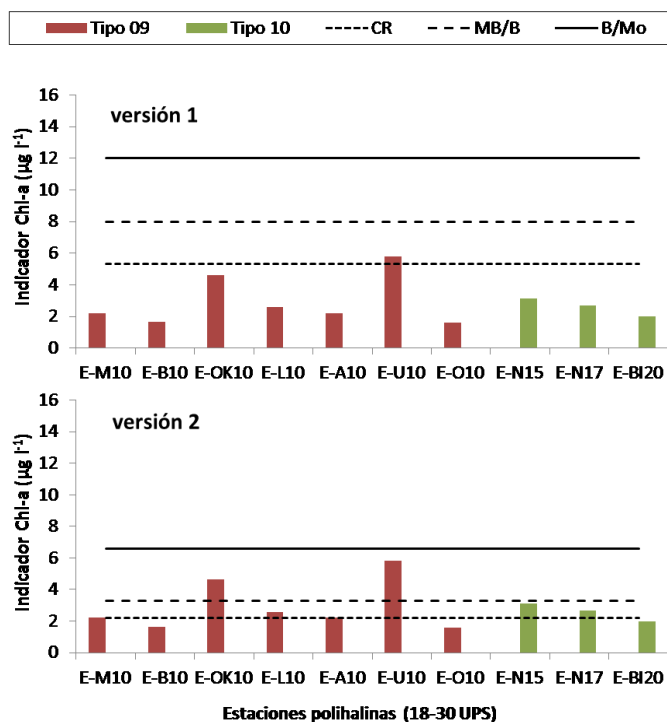


Figura 26 Indicador de clorofila “a” (percentil 90, periodo 2008-2013) en las estaciones polihalinas de transición del País Vasco. (A) Primera versión de las condiciones de referencia (CR) y límites entre clases de estado Muy Bueno/Bueno (MB/B) y Bueno/Moderado (B/Mo). (B) Nueva versión presentada en este informe. Tipo 09: Estuarios intermareales dominados por el mar; Tipo 10: Estuarios submareales.

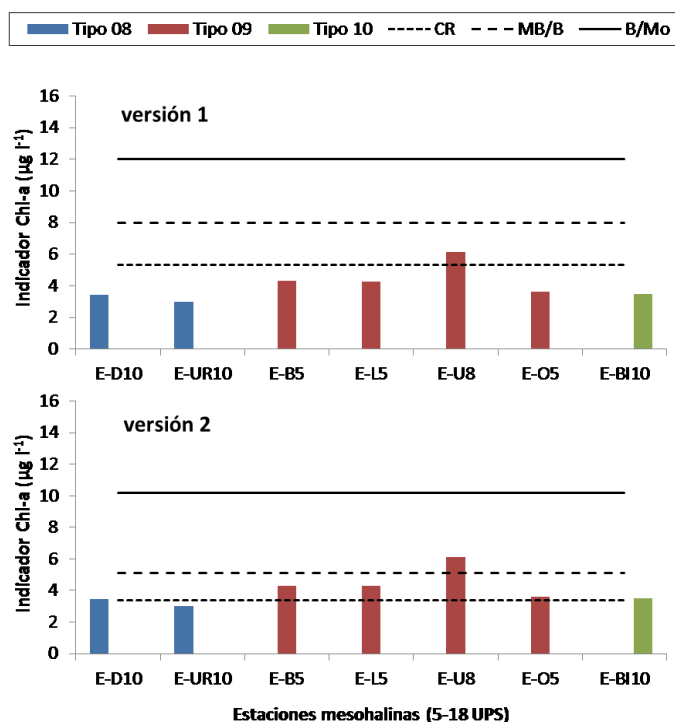


Figura 27 Indicador de clorofila "a" (percentil 90, periodo 2008-2013) en las estaciones mesohalinas de transición del País Vasco. (A) Primera versión de las condiciones de referencia (CR) y límites entre clases de estado Muy Bueno/Bueno (MB/B) y Bueno/Moderado (B/Mo). (B) Nueva versión presentada en este informe. Tipo 09: Estuarios intermareales dominados por el mar; Tipo 8: Estuarios intermareales dominados por el río; Tipo 10: Estuarios submareales.

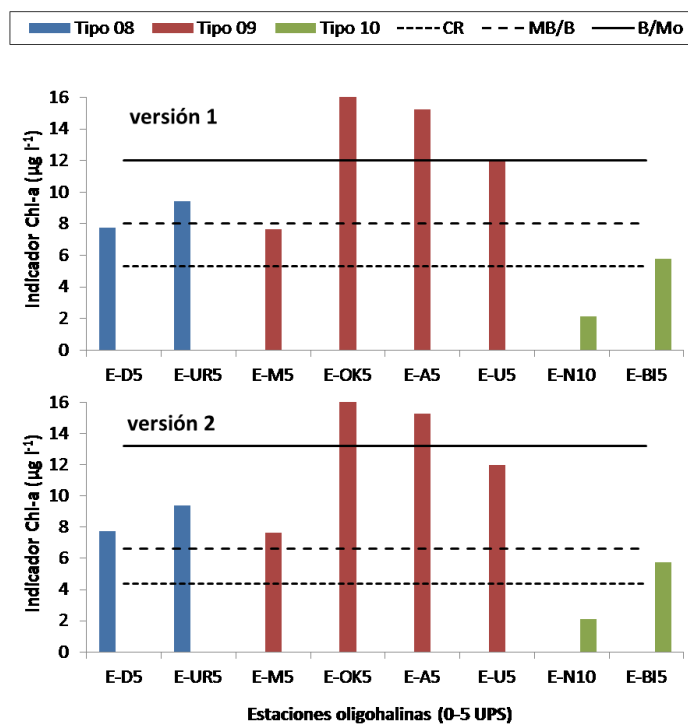


Figura 28 Indicador de clorofila "a" (percentil 90, periodo 2008-2013) en las estaciones oligohalinas de transición del País Vasco. (A) Primera versión de las condiciones de referencia (CR) y límites entre clases de estado Muy Bueno/Bueno (MB/B) y Bueno/Moderado (B/Mo). (B) Nueva versión presentada en este informe. Tipo 09: Estuarios intermareales dominados por el mar; Tipo 8: Estuarios intermareales dominados por el río; Tipo 10: Estuarios submareales.

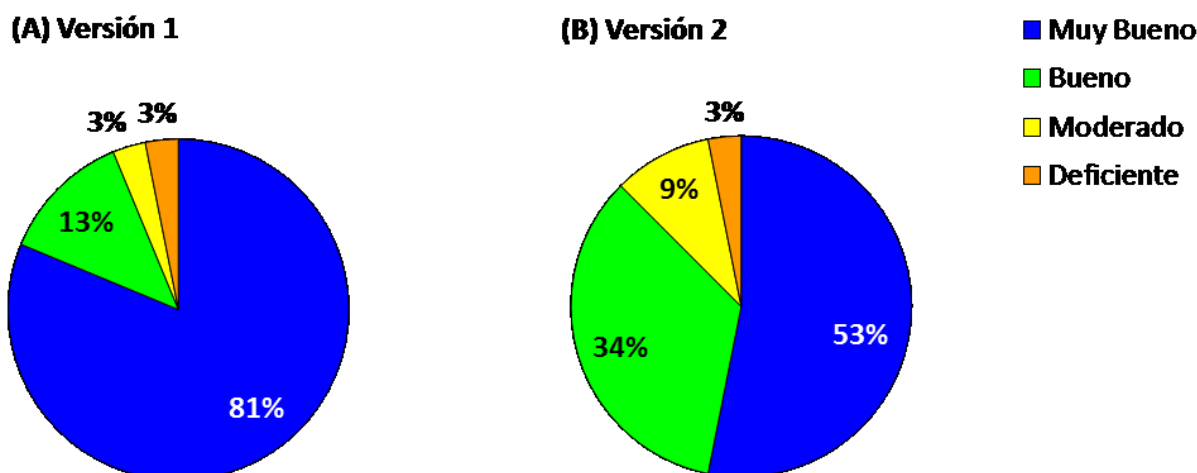


Figura 29 Porcentaje de estaciones de transición del País Vasco que quedan clasificadas por el indicador de clorofila “a” en las distintas clases de estado biológico, tras su aplicación en el periodo 2008-2013. (A) Primera versión del indicador (Revilla *et al.*, 2008). (B) Nueva versión presentada en este informe.

5.2.2 PROTOCOLO PARA LA EVALUACIÓN DEL FITOPLANCTON

El Real Decreto 400/2013 establece que para la evaluación del elemento fitoplancton, tanto en aguas costeras (Anejo 3.6) como de transición (Anejo 3.5), deben utilizarse dos indicadores de calidad o métricas: el percentil 90 de la clorofila “a” y la frecuencia (%) de floraciones planctónicas (BOE, 2013).

En este informe se presenta un nuevo índice para las aguas de transición del País Vasco, que se le ha denominado “Spanish Phytoplankton Tool for North East Atlantic Transitional Waters, 2” (SPTT-2). Este índice es una versión actualizada de otro que había sido utilizado previamente en los estuarios de Asturias, Cantabria y País Vasco (versión inicial en Revilla *et al.*, 2009b; 2010). El índice previamente utilizado en estos estuarios del Cantábrico no pudo intercalibrarse con éxito y, por tanto, no pudo incluirse en la última Decisión (2013/480/EU), la que presenta los resultados del segundo ejercicio de Intercalibración en los casos en los que éste se concluyó parcialmente (Comisión Europea, 2013).

El nuevo índice para las aguas de transición del País Vasco (SPTT-2), que se presenta a continuación, está siendo revisado en el tercer ejercicio de Intercalibración. Por lo tanto, este método podría sufrir algunas modificaciones cuando dicho ejercicio finalice (previsiblemente en diciembre de 2016).

Métricas asociadas al índice

El índice empleado para la evaluación del fitoplancton requiere del cálculo de dos métricas. Por una parte, se evalúa un indicador de biomasa, mediante el cálculo del Percentil 90 de la concentración de clorofila “a” presente en el agua. Por otra, se evalúa un indicador de blooms (floraciones fitoplanctónicas), mediante el cálculo de la frecuencia con la cual un taxón individual cualquiera supera cierto umbral de abundancia celular en el agua. De esta manera, se responde a las definiciones normativas de clasificación del estado indicadas en el anexo V de la DMA, es decir, se tiene en cuenta la biomasa, la composición y abundancia, y la frecuencia de floraciones fitoplanctónicas.

Ambos indicadores se evalúan en cada una de las estaciones de muestreo, utilizando únicamente datos de aguas de superficie (0-1 m). Los datos abarcan periodos de seis años que comprenden el año al cual corresponde la evaluación y los cinco años previos.

El percentil 90 de la clorofila se calcula con los datos de las cuatro épocas del año (invierno, primavera, verano y otoño). Por lo tanto, se emplean 24 datos en las estaciones de aguas costeras y 48 datos en las de aguas de transición (en aguas de transición se toman dos datos de clorofila por día de muestreo, uno en pleamar y otro en bajamar).

La frecuencia de floraciones (blooms) se calcula con los datos de composición taxonómica y abundancia celular. El umbral a partir del cual se considera que existe una floración es 400.000 células·L⁻¹ en aguas costeras y 750.000 células·L⁻¹ en aguas de transición. Estos umbrales se aplican a la abundancia de cada uno de los taxones identificados en una muestra. Si un taxón cualquiera excede el umbral de densidad celular se contabiliza dicha muestra como un caso de bloom. El porcentaje de blooms se calcula sobre el número total de muestras analizadas. En las estaciones de aguas costeras se emplean los datos adquiridos trimestralmente (24 datos). Sin embargo, en aguas de transición se utilizan únicamente los datos de primavera y verano recogidos en pleamar (12 datos), ya que no se dispone de datos de invierno y otoño en todas las estaciones de muestreo.

Cálculo del índice. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase

Ambos índices, el de aguas costeras (SPT) y el de aguas de transición (SPTT-2) se basan en el promediado de los valores de EQR (“Ecological Quality Ratio”) que derivan de las dos métricas descritas anteriormente (clorofila y blooms).

Con el fin de conocer la calificación del fitoplancton a pequeña escala espacial, dicho promediado puede realizarse a escala de estación de muestreo.

Cuando el objetivo sea evaluar el estado del fitoplancton a escala de masa de agua deberá tenerse en cuenta la representatividad espacial de las estaciones de muestreo. Para ello, se tratará cada métrica de forma individual:

- Primero, se calculará el valor medio de la métrica en la masa de agua, ponderado según el porcentaje de la superficie que representan las estaciones de muestreo.
- Se calculará también la condición de referencia media de la masa de agua (ponderada de forma idéntica a la métrica).
- Con estos dos valores se obtendrá el EQR a escala de masa de agua y la consiguiente calificación de su estado, basados en una métrica específica.
- Posteriormente, podrán promediarse los valores de EQR derivados de varias métricas en la masa de agua. En el caso de la clorofila y los blooms, se ha asumido que ambas tienen el mismo peso en la clasificación y, por lo tanto, se les aplica la media aritmética.

Las condiciones de referencia de las dos métricas empleadas para la evaluación del elemento fitoplancton deben definirse para cada tipo de masa de agua (Tabla 29). En este caso, las condiciones de referencia se determinaron mediante la aplicación de juicio de experto y el análisis de datos de masas de agua sometidas a distinto grado de presión recogidos por la “Red de seguimiento del estado de las aguas de transición y costeras”.

Tabla 29 Tipos de masas de agua superficial descritos en el País Vasco en las categorías de aguas costeras y de aguas de transición. Para más detalles véase BOE (2008).

Categoría	Tipo	Descripción
Costeras	12	Aguas costeras atlánticas del cantábrico oriental expuestas sin afloramiento
	08	Estuario atlántico intermareal con dominancia del río sobre el estuario
Transición	09	Estuario atlántico intermareal con dominancia marina
	10	Estuario atlántico submareal

La condición de referencia de la métrica de la clorofila en aguas costeras se justifica en el estudio realizado por Revilla *et al.* (2012). En aguas de transición (estuarios), la salinidad determina las condiciones de referencia de la clorofila (Tabla 30). A medida que aumenta la influencia fluvial los límites establecidos para la métrica de la clorofila son menos exigentes. De esta forma, se tienen

en cuenta los aportes naturales de nutrientes, que se diluyen a lo largo del estuario debido a la mezcla progresiva de las aguas continentales con las aguas costeras.

Tabla 30 Condiciones de referencia para las métricas basadas en la clorofila “a” (Chl-a) y en las floraciones de un taxón individual cualquiera (Blooms), para las aguas costeras y de transición del País Vasco.

Categoría	Tipo	Tramo	Chl-a, percentil 90 ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Blooms (%)
Costeras	12	Euhalino mar	1,0	16,7
Transición	08, 09, 10	Euhalino	1,3	16,7
		Polihalino	2,2	16,7
		Mesohalino	3,4	16,7
		Oligohalino	4,4	16,7

Tramo en función de la salinidad (percentil 50 de la serie de datos histórica): oligohalino (0-5 UPS), mesohalino (5-18 UPS), polihalino (18-30 UPS), euhalino (30-34 UPS) y euhalino mar o costa (>34 UPS).

La clorofila, al ser una aproximación a la biomasa fitoplanctónica, está condicionada en gran medida por la cantidad de nutrientes que reciba el sistema. Por ello, las condiciones de referencia de la clorofila en las aguas de transición del País Vasco presentan un gradiente de aumento entre la zona euhalina (tramo que guarda mucha similitud con las aguas costeras adyacentes) y la zona oligohalina (tramo donde el aporte de nutrientes de origen natural es más importante).

Los objetivos de calidad o límites de clase entre los estados ecológicos pueden verse en la Tabla 31. Estos límites están actualmente en fase de intercalibración.

En lo referente a las masas de agua muy modificadas se aplica la misma metodología, pero los límites entre clases se modifican. Así, a los límites entre las clases de potencial ecológico les corresponde el 85% del valor de los límites entre las clases de estado ecológico (Tabla 31). Esto se considera aplicable para el fitoplancton sólo en las masas de agua cuyas modificaciones puedan haber dado lugar a mayores tiempos de residencia, esto es, las que presentan dársenas (donde la renovación del agua es menor que la que cabría esperar en condiciones naturales). En concreto, se aplicaría en las masas de agua de transición que presentan fuertes modificaciones hidromorfológicas por el desarrollo de puertos, como las del Nerbioi exterior, Nerbioi interior y Oiartzun. Sin embargo, no se aplicaría esta reducción de la exigencia de los umbrales en masas de agua que no tuvieran las citadas modificaciones, como es el caso de la masa de agua de transición del Urumea, también muy modificada pero fundamentalmente por obras de canalización.

Tabla 31 Umbrales entre clases de estado expresados como valores del “Ecological Quality Ratio” (EQR) para su aplicación en las aguas costeras y de transición del País Vasco (elemento biológico fitoplancton). Se indican entre paréntesis los umbrales correspondientes al Potencial Ecológico en los puertos.

Categoría	Tipo	EQR MB/B	EQR B/Mo	EQR Mo/D	EQR D/M
Costeras	12				
Transición	8, 9, 10	>0,755 (>0,642)	>0,380 (0,323)	>0,230 (>0,196)	>0,180 (>0,153)

Estado: Muy Bueno (MB); Bueno (B); Moderado (Mo); Deficiente (D); Malo (M).

5.2.3 ESTADO DEL FITOPLANCTON EN LAS AGUAS COSTERAS Y DE TRANSICIÓN

El método de evaluación presentado en la sección anterior se ha aplicado a la serie histórica de datos de “La Red de Calidad”. Aunque la concentración de clorofila “a” se mide en muchas de las estaciones de muestreo costeras y de transición desde 1995, la adquisición de datos de abundancia y composición celular es mucho más reciente. Así, esta última variable comenzó a medirse en 2002 en algunas estaciones, pero no es hasta 2008 cuando se regulariza su medida anual en todas ellas.

Para la aplicación de los métodos SPT (aguas costeras) y SPPT-2 (aguas de transición), que implican la utilización tanto de un indicador basado en la clorofila, como de otro basado en la abundancia celular, se han utilizado los datos disponibles desde el año 2002, hasta el año 2014

inclusive. La primera evaluación, por lo tanto, corresponderá al periodo 2002-2007 y la última, al periodo 2009-2014. Sin embargo, hay que tener en cuenta que, al ser necesarios 6 años de datos para realizar una evaluación del estado del fitoplancton, las de los primeros periodos conllevan una mayor incertidumbre (especialmente las tres primeras).

La calidad obtenida en cada una de las masas de agua a lo largo del tiempo se muestra en la Tabla 32. Los casos en los que el fitoplancton no alcanza al menos un estado/potencial “Bueno” se centran únicamente en dos estuarios: el del Oka (especialmente la masa de agua interior) y el del Oiartzun.

Tabla 32 Estado del fitoplancton en las aguas costeras y de transición del País Vasco calculado para los periodos en los que se dispone de al menos dos años de datos en todas las estaciones de muestreo, para el cálculo de la frecuencia de floraciones. Las evaluaciones más fiables se consideran a partir del periodo 2005-2010. En el caso de los puertos (masas de agua del Nerbioi Interior, Nerbioi Exterior y Oiartzun) se muestra el Potencial Ecológico.

Masa de agua	Periodo de la evaluación							
	2002-07	2003-08	2004-09	2005-10	2006-11	2007-12	2008-13	2009-14
T Barbadun	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB
T Nerbioi Interior	B	B	B	B	B	Máx. Pot.	Máx. Pot.	Máx. Pot.
T Nerbioi Exterior	B	B	B	B	B	B	B	B
T Butroe	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB
T Oka Interior		D	M	Mo	D	D	Mo	Mo
T Oka Exterior	B	B	B	Mo	B	B	B	B
T Lea	MB	MB	B	MB	MB	MB	MB	MB
T Artibai	B	B	B	B	B	B	B	B
T Deba	B	B	MB	MB	MB	MB	MB	MB
T Urola	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB
T Oria	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB
T Urumea	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB
T Oiartzun	B	B	B	B	B	Mo	Mo	Mo
T Bidasoa	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB
C Cantabria-Matxitxako	B	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB
C Matxitxako-Getaria	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB
C Getaria-Higer	B	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB
C Mompás-Pasaia	MB	MB	MB	MB	B	B	MB	MB

Estado: Muy Bueno (MB); Bueno (B); Moderado (Mo); Deficiente (D); Malo (M).

La evolución temporal en las masas de agua que incumplen en algún periodo el objetivo ambiental establecido para el fitoplancton parece indicar que en los años recientes el estuario del Oka tiende a mejorar pero, sin embargo, el del Oiartzun ha empeorado (Tabla 32).

Para estudiar con mayor detalle la variabilidad espacio-temporal, en la Figura 30 se muestran los valores de EQR obtenidos en las masas de aguas costeras, y en la Figura 31 los de las aguas de transición.

En las aguas costeras, en los últimos periodos de evaluación (los más fiables por su número de datos) se observa una alta coherencia entre la presión y el estado del fitoplancton. Así, a partir de la evaluación de 2010, la masa de agua Matxitxako-Getaria es generalmente la que mayores valores de EQR presenta, mientras que Mompás-Pasaia suele presentar los valores mínimos. Los valores más bajos de la serie se sitúan aproximadamente entre 0,6 y 0,8, lo que concuerda con la baja presión de eutrofización que presentan estas aguas.

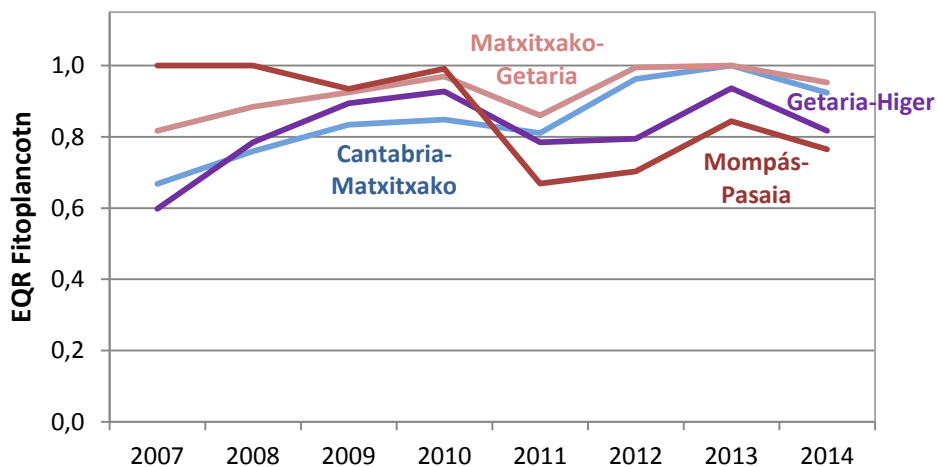


Figura 30 Evolución temporal del EQR (“Ecological Quality Ratio”) del fitoplancton en las distintas masas de agua costeras del País Vasco. Las evaluaciones integran seis años, incluyendo el año señalado en el eje X de la figura y los cinco años previos. El EQR se ha ajustado al valor máximo teórico (1,0) en los casos en los que superaba dicho valor.

En la Figura 31 se muestran los valores del EQR del fitoplancton en las masas de agua de transición.

El panel “A” muestra la variación en las aguas tipo 9 (estuarios atlánticos intermareales dominados por el mar). Entre éstas, las mayores diferencias se observan en los primeros años de evaluación que, como ya se ha comentado previamente, son menos fiables debido al menor número de datos. Las masas de agua de transición del Oria y el Barbadun manifiestan a lo largo de toda la serie EQR cercanos o superiores al máximo teórico. El resto de las masas de agua, en su mayoría tienden a mejorar a partir del año 2010. El Urola, por el contrario, ha empeorado en los últimos años (aunque su EQR no ha descendido por debajo de 0,8).

El panel “B” muestra la variación temporal en las aguas tipo 8 (estuarios dominados por el río). Esta tipología abarca sólo dos masas de agua de transición: Deba y Urumea. Ambas presentan un EQR cercano o superior a 1 desde la evaluación de 2010.

En el panel “C” se presenta la variabilidad temporal del EQR del fitoplancton en las aguas tipo 10 (estuarios submareales). Entre éstas, la del Bidasoa presenta valores superiores al resto a lo largo de toda la serie temporal (aunque muestra cierta caída en 2013). En el Nerbioi Interior y en el Exterior se observa un leve aumento del EQR a partir de la evaluación de 2011. Por el contrario, en el Oiartzun el EQR desciende progresivamente, desde el comienzo de la serie de datos hasta el periodo de evaluación más reciente.

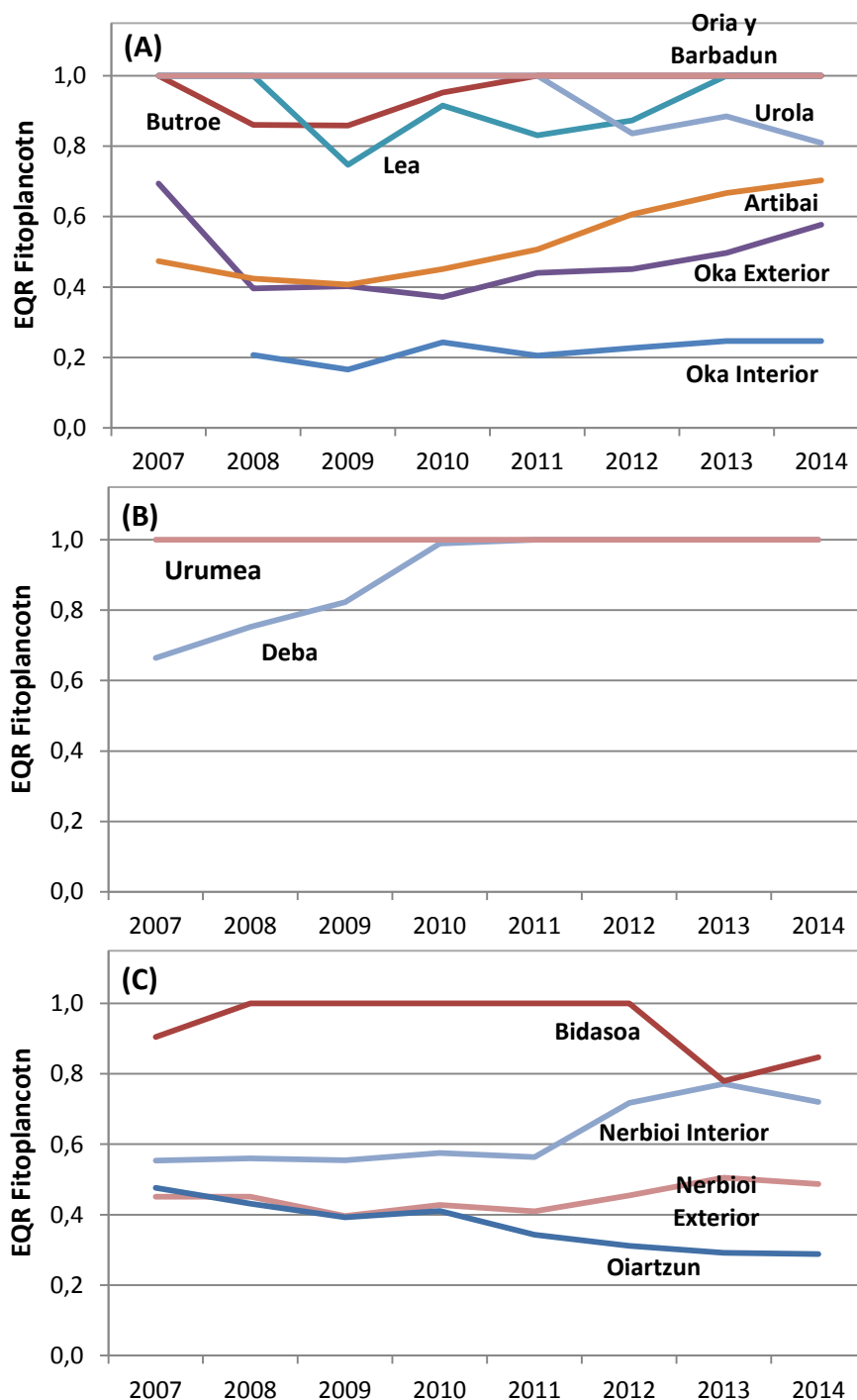


Figura 31 Evolución temporal del EQR (“Ecological Quality Ratio”) del fitoplancton en las distintas masas de agua de transición del País Vasco. (A) Tipo 9 (estuarios intermareales dominados por el mar); (B) Tipo 8 (estuarios intermareales dominados por el río); (C) Tipo 10 (estuarios submareales). Las evaluaciones integran seis años, incluyendo el año señalado en el eje X de la figura y los cinco años previos. El EQR se ha ajustado al valor máximo teórico (1,0) en los casos en los que superaba dicho valor.

5.3 DISCUSIÓN GENERAL Y SÍNTESIS DE RESULTADOS

5.3.1 EVOLUCIÓN TEMPORAL DE LA PRESIÓN A LO LARGO DE UNA DÉCADA

En este informe, la presión antrópica por aporte de nutrientes en el medio marino se ha evaluado desde aproximadamente comienzos de la década del 2000, hasta comienzos de la década siguiente. En este periodo de tiempo se observa, de forma general, una disminución de los aportes de nitrógeno al medio marino del País Vasco, tanto de las cargas procedentes de los ríos, como de los vertidos directos a las masas de agua costeras y de transición. La única excepción es el estuario del Oka, en el cual la tendencia es a la inversa.

La cantidad de nitrógeno total (suma de formas orgánicas e inorgánicas, disueltas y en suspensión) que entra al medio marino a través de los ríos ha disminuido, en conjunto para todas las aguas costeras, en un 26%. Aunque se ha observado algún repunte esporádico, desde 2003 predomina la tendencia de descenso y a partir de 2011 parece darse una estabilización en los aportes fluviales de nitrógeno total. Para las cargas de amonio también se observan valores relativamente más bajos en años recientes, mientras que para otros nutrientes (nitrato, fosfato y fósforo total) las cantidades aportadas por los ríos muestran oscilaciones relacionadas en cierta medida con variaciones naturales del caudal.

La disminución general de las cargas indirectas de nitrógeno total y de amonio coincide con un descenso, más o menos acusado, de las concentraciones de nutrientes en los ríos que desembocan en la costa vasca. La medida de las concentraciones se realiza justo antes de la confluencia de los ríos con los estuarios. Con el fin de eliminar la variabilidad a corta escala temporal, en este estudio se han promediado los datos en periodos de seis años. En el Lea y en el Artibai se aprecian fuertes caídas en la concentración de nitrógeno total; en el Butroe y en el Deba sucede lo mismo con el amonio. El caso opuesto es el del Oka, que sigue presentando concentraciones muy altas, tanto de nitrógeno total como de amonio.

Las concentraciones de fósforo en los ríos son más estables, salvo en el Butroe, donde se aprecia un descenso importante del fosfato, y en el Oka, donde aumenta el fósforo total. Teniendo en cuenta que el fosfato, el amonio y las formas orgánicas del nitrógeno y fósforo cuando se encuentran en altas concentraciones son indicadores de aportes antrópicos, las diferencias encontradas en las concentraciones a lo largo del tiempo y entre los distintos ríos estarían reflejando variaciones en el grado de presión.

En cuanto a las cargas por vertido directo la información es más limitada, sobre todo en el caso de los estuarios. Los datos disponibles indican que han disminuido los aportes de nitrógeno total a las aguas costeras de Getaria-Higer y Mompás-Pasaia, casi en un 20%. También ha disminuido la carga directa de nitrógeno total en las aguas de transición del Nerbioi (especialmente la zona interior), Barbadun y Urola. Por el contrario, han aumentado los aportes de nitrógeno total en el estuario del Oka (aproximadamente por tres).

La evolución de los vertidos de nitrógeno total a lo largo de la última década es bastante coherente con las concentraciones de amonio medidas en las aguas superficiales de los estuarios. Así, se observa un descenso importante del amonio en las masas de agua de transición del Nerbioi y un aumento en las del Oka.

El fosfato, otro nutriente cuya concentración en el medio marino puede ser utilizada como indicador de presión antrópica, también presenta cambios relevantes en los últimos años. En el caso del Nerbioi Interior su evolución ha sido opuesta a la del amonio y ha aumentado (aunque solo en una zona concreta del estuario). En el estuario del Oka presenta un incremento significativo, al igual que el amonio.

5.3.2 AGUAS BAJO DIFERENTE GRADO DE PRESIÓN PARA EL FITOPLANCTON

Si nos atenemos a los datos de cargas de nitrógeno total del programa RID de OSPAR, Matxitxako-Getaria sería representativa de las condiciones de referencia del fitoplancton. La presión por nutrientes en esta masa de agua se podría considerar casi inexistente, especialmente desde 2008 hasta el último año analizado (2013). Los datos del RID indican que recibe aportes de nitrógeno, a través de los ríos y por vertidos directos, que suman menos de $100 \text{ kg N d}^{-1} \text{ km}^{-2}$, y que son inferiores a los que reciben las demás masas costeras.

Si se tienen en cuenta las fuerzas motrices, cabe destacar que la población en las inmediaciones de Matxitxako-Getaria es mucho menor que en el entorno de las otras masas costeras, con lo cual los aportes difusos que podrían derivarse de este “driver” (por ejemplo, deposición atmosférica, escorrentía directa a la costa y vertidos no registrados por el RID) serán también menores. En relación con su menor población, las EDAR que vierten a estas aguas tienen caudales de emisión más bajos que en el resto de las masas costeras.

En el entorno de Matxitxako-Getaria se contabiliza, sin embargo, un número relativamente alto de actividades agrícolas y ganaderas, así como de superficie ocupada por éstas. Esto podría generar cierto aporte difuso de nitrógeno. En todo caso, hay que tener en cuenta que las aguas costeras del País Vasco, debido a su elevado hidrodinamismo, presentan una baja susceptibilidad a los aportes, dado que estos se diluyen y dispersan rápidamente.

Además, el índice LUSI-ECW muestra el valor más bajo de las masas de agua costeras en Matxitxako-Getaria. Este índice no ha podido discriminar la influencia antrópica en relación a los usos del suelo, pero indica que la influencia fluvial es mínima en esta masa de agua.

Por todo lo anterior, sería razonable establecer las condiciones de referencia del fitoplancton para la tipología de *aguas costeras del Cantábrico Oriental expuestas sin afloramiento* (AC-T12) con los datos obtenidos en Matxitxako-Getaria durante el periodo 2008-2013.

En el lado opuesto, según los datos del RID, Getaria-Higer y Mompás-Pasaia reciben aportes más altos que el resto de las masas costeras (aproximadamente por cuatro en el caso del nitrógeno y por tres en el del fósforo). Pero, aun así, al ser zonas que también presentan baja susceptibilidad, la presión a la que se ha encontrado sometido el fitoplancton a lo largo de la década del 2000 puede considerarse “Baja”, y actualmente entrarían en la misma categoría que el resto de las masas costeras del País Vasco (“Sin presión”).

Debido a que Mompás-Pasaia está enclavada en Getaria-Higer, es difícil estimar cómo se distribuyen los aportes entre ambas masas de agua. Sin embargo, parece razonable asumir que el grado de presión es más alto en la primera, debido a los vertidos del emisario submarino que proceden de la EDAR de Loiola-Donostia. Por ello, no se puede afirmar que en Mompás-Pasaia haya una total ausencia de presión para el fitoplancton, sino más bien, que ésta podría ser “Baja”.

Para la categoría de aguas de transición no ha sido posible encontrar en el País Vasco masas de agua que presenten condiciones de referencia para el fitoplancton, aunque la más cercana desde el punto de vista de los nutrientes (datos del RID) sería el Oka Exterior. A pesar de que el estuario del Oka recibe en su cabecera cargas muy altas, relacionadas con vertidos de aguas residuales, en la zona exterior el fuerte intercambio mareal y el alto volumen disponible para su dilución hacen que la presión pueda clasificarse como “Moderada”, en el límite con “Baja”.

Las características hidrodinámicas de la masa de agua de transición del Oka Exterior también se reflejan en un valor muy bajo del índice LUSI-ECW.

Además, algunas fuerzas motrices indican que el Oka Exterior se encuentra relativamente poco influido por el ser humano (bajo número de habitantes y densidad de población, así como superficie intermareal bastante conservada). Por el contrario, las actividades de marisqueo son más intensas que en otros estuarios, y el número y tamaño de las playas también es superior. No obstante, estas fuerzas motrices no afectarían a la masa de agua a lo largo de todo el año y, además, se llevan a cabo con cierto control.

Teniendo en cuenta todo ello, **la masa de agua de transición del Oka Exterior podría ser representativa de condiciones que implican bajo impacto sobre el fitoplancton, para la tipología de estuario atlántico intermareal con dominancia marina (AT-T09)**. Esto, siempre y cuando los vertidos que tienen lugar en el Oka Interior no conduzcan, con el tiempo, a un empeoramiento generalizado de la calidad del agua también en el Oka Exterior. En este estudio se ha visto que el 20% aproximadamente de dicha masa de agua se encuentra afectada por una alta concentración de nutrientes de origen antrópico (concretamente, el amonio en la estación E-OK10). Esta estación es la más cercana al Oka Interior y presenta, respecto a seis años antes, un aumento relevante en la concentración de dicho nutriente. Por tanto, **actualmente sólo se puede tomarse la estación E-OK20, la más alejada de la cabecera del estuario, como aproximación a las condiciones de referencia del fitoplancton**.

También se ha observado con los datos del RID, que las concentraciones de amonio, nitrógeno total y fósforo total en las desembocaduras de los ríos Lea, Urumea y Bidasoa han sido durante los últimos seis años muy bajas, y ello reflejaría un adecuado saneamiento en sus cuencas vertientes. Además, las concentraciones de amonio y fosfato medidas en las correspondientes aguas de transición en el periodo 2008-2013 están muy por debajo de los umbrales que implican riesgo de impacto sobre el fitoplancton.

El estudio realizado sobre fuerzas motrices indica que en la masa de transición del Lea actualmente la influencia antrópica, desde el punto de vista de la eutrofización, es poco importante, ya que la población, las actividades agropecuarias y las turísticas (playas) son relativamente bajas, constan pocos vertidos directos (los de la EDAR de Lekeitio fueron desviados a la costa en 2008), y el estuario es de los que mayor porcentaje de superficie intermareal conserva. Las masas de agua de transición del Urumea y el Bidasoa presentan, por el contrario, una fuerte pérdida de hábitat y cambios morfológicos importantes (canalización en el Urumea, y puertos, dragados y amarres en el Bidasoa). Además, la población es relativamente alta en las inmediaciones de la masa de agua de transición del Urumea. No obstante, este estudio indica que los vertidos han disminuido mucho en ambas masas de transición, aunque aún quedan algunos en la zona superior del estuario del Urumea (Borja *et al.*, 2014).

Por tanto, tanto los datos de concentración de nutrientes recabados del programa RID, como el estudio de fuerzas motrices indican que en las masas de agua de transición del Lea, Urumea y Bidasoa la presión antrópica desde el punto de vista de la eutrofización debería ser baja. Sin embargo, no lo es, si se tienen en cuenta las cargas fluviales de nitrógeno por unidad de área y la susceptibilidad de las masas de agua (en función de factores hidrodinámicos).

Así, en base a los criterios de Borja *et al.* (2006), la presión en los estuarios del Lea y Urumea quedaría clasificada como “Moderada” y en el Bidasoa como “Alta”. A pesar de ello, estos estuarios podrían servir como aproximación a las condiciones que determinan un estado biológico del fitoplancton “Muy bueno” o “Bueno” en sistemas de características morfológicas e hidrodinámicas similares, dado que, probablemente, la presión no se debe en estos casos a que existan elevados aportes antrópicos, sino al tamaño y a las características propias de la tipología a la que pertenecen estos estuarios.

Los estuarios del Lea y Urumea pero son de pequeño tamaño (Materiales y Métodos, Tabla 6) y esto hará que las cargas específicas resulten casi siempre elevadas, al calcularse éstas por unidad de superficie de la masa de agua. Este hecho influye en la clasificación de la presión cuando se siguen los criterios de Borja *et al.* (2006), como puede verse en la Tabla 7. En el País Vasco la mayoría de las masas de agua de transición presentan una superficie de tamaño bastante similar a las del Lea y Urumea, y la presión por aporte de nutrientes se verá también condicionada de la misma manera. Por ello, es esperable que la carga de nitrógeno calculada por unidad de superficie resulte elevada, incluso cuando las cantidades de nutrientes aportadas no fueran muy altas. Por tanto, la clasificación de la presión obtenida siguiendo el criterio de Borja *et al.* (2006) podría sobrestimar la influencia antrópica en las masas de agua de transición de

pequeño tamaño, es decir, en la mayoría de las del País Vasco (quizá en todas salvo en el Nerbioi Exterior).

Los estuarios del Lea y el Urumea presentan características hidrodinámicas comunes con resto de los estuarios intermareales del País Vasco, como es su alta capacidad de renovación (Tabla 6). La capacidad de renovación viene determinada por el tiempo de residencia del agua, e integra el efecto del caudal, el intercambio mareal y el grado de estratificación en el reemplazo del volumen medio de agua del estuario (Valencia *et al.*, 2004a). Ésta es una variable de gran importancia para el fitoplancton ya que, para que pueda aumentar la biomasa de estos organismos en el agua una condición imprescindible es que su tasa de crecimiento supere a la tasa de renovación del agua (Ketchum, 1954). En todos los estuarios intermareales del País Vasco el tiempo de residencia del agua es del orden de horas (exceptuando el Oka Interior, donde es del orden de días) (Garmendia *et al.*, 2012). Además, los estuarios del Lea y el Urumea no difieren mucho del resto de estuarios intermareales en cuanto a su grado de estratificación (estando bien, o parcialmente mezclados), característica que implica una capacidad bastante similar (alta o media) para diluir los aportes (Materiales y Métodos, Tabla 6).

Dado que las concentraciones de nutrientes en los ríos Lea y Urumea, así como los *drivers* en los alrededores de las masas de agua de transición correspondientes hacen pensar que la influencia antrópica sobre el fitoplancton actualmente no es fuerte, podría asumirse que en estas masas de agua las variables fitoplanctónicas reflejan un impacto bajo.

Las masas de agua de transición del Lea y del Urumea se clasifican en las tipologías de estuarios intermareales: el Lea, dominado por el mar (tipo 9) y el Urumea, dominado por el río (tipo 8). Como se indicaba anteriormente, en el País Vasco los estuarios de estas tipologías presentan características hidrodinámicas bastante similares (excepto el Oka Interior, donde el tiempo de residencia es más alto), y por tanto, deberían responder de forma bastante similar a los aportes. Teniendo esto en cuenta, las masas de agua de transición del Lea y del Urumea pueden considerarse representativas de las condiciones que implican bajo impacto sobre el fitoplancton, en estas dos tipologías. Únicamente, cabría diferenciar las condiciones de referencia por tramos salinos, ya que la salinidad tiene una influencia muy importante, tanto de forma directa, como indirecta sobre el fitoplancton (Gasiunaite *et al.*, 2005; Muylaert *et al.*, 2009). **La masa de agua de transición del Lea presenta tramos meso- y polihalinos, mientras que la del Urumea, oligo- y mesohalinos. Por lo tanto, con ambas se cubriría un rango de salinidad amplio, dentro de los estuarios intermareales del País Vasco, donde el fitoplancton debería presentar un estado “Muy Bueno” o “Bueno”.**

En el caso de la masa de agua de transición del Bidasoa, su alta susceptibilidad (característica propia de los estuarios submareales, esto es, los de tipo 10) hace que la presión tienda a ser más importante que en los estuarios intermareales. Esta característica también se refleja en un valor algo más alto que el de la mayoría de los estuarios para el índice LUSI-ECW. No obstante, en esta masa de agua el estudio de las fuerzas motrices y de las concentraciones de nutrientes en el río (datos RID) indica que los aportes antrópicos han disminuido considerablemente en los últimos años y que son menores que en el resto de las masas de agua del mismo tipo. Por ello, **la masa de agua de transición del Bidasoa puede considerarse la más cercana a las condiciones que implican bajo impacto sobre el fitoplancton para el tipo 10 y, dentro de éste, para los tramos oligo-, meso- y polihalinos.**

En el lado opuesto, las más altas concentraciones de nutrientes en los aportes fluviales (datos RID-OSPAR) se han encontrado en el Oka. Además, las concentraciones de amonio y fosfato medidas en las aguas de transición destacan por su magnitud, y por afectar a la totalidad de las estaciones de muestreo, en las masas de agua del Oka Interior y del Oiartzun. El valor de LUSI-ECW pone de manifiesto también que la masa de agua del Oka Interior está sometida a un riesgo algo mayor que la mayoría de las masas de agua de transición del País Vasco, debido a sus características hidrodinámicas (alto tiempo de residencia) y por la influencia fluvial (cabecera del

estuario). Por lo tanto, es esperable que las variables fitoplanctónicas en estas masas de agua reflejen un impacto significativo, propio de un estado biológico “Moderado”, “Deficiente” o “Malo”.

Para comprobar que el método de evaluación del fitoplancton presentado en este informe califica adecuadamente, se han seleccionado las estaciones/masas de agua para las cuales se conoce mejor el nivel de presión (en relación con la eutrofización), y se ha comparado en éstas el impacto esperado en el fitoplancton con el estado que indica el método de evaluación. Para ello, se ha utilizado un periodo de datos reciente (2008-2013), dado que una de las métricas (porcentaje de floraciones) no contiene la información completa en las campañas anteriores a 2008.

Como puede verse en la Tabla 33, la comparación demuestra que, a grandes rasgos, existe coherencia entre la presión estimada teniendo en cuenta múltiples fuentes de información y la calidad con la cual queda clasificado el fitoplancton. Ello refuerza el método de evaluación para este elemento en las aguas costeras y de transición del País Vasco.

Aunque la calificación pueda diferir a veces entre ambas métricas, hay que tener en cuenta que éstas miden aspectos distintos de la comunidad fitoplanctónica. En concreto, la clorofila se utiliza como aproximación a la biomasa total del plancton fotosintético (aspectos de producción primaria), mientras que la frecuencia de floraciones es un indicador que integra en su cálculo la composición taxonómica (aspectos de estructura de la comunidad). Ambas, también, están sujetas a distintas fuentes de error y además, utilizan datos que se obtienen con una diferente estrategia de muestreo.

Tabla 33 Presión de eutrofización y clasificación del estado del fitoplancton, estimadas para el periodo 2008-2013 en masas de agua y estaciones seleccionadas del País Vasco. Se indica entre paréntesis el valor del EQR (“Ecological Quality Ratio”) obtenido para cada métrica (clorofila y floraciones), así como el del índice final (fitoplancton). En la masa de agua del Oiartzun (modificada por puertos) se indica en este caso el Estado Ecológico y no el Potencial.

Presión	Categoría	Tipo	Masa de agua	Estación	Tramo	Estado Clorofila	Estado Floraciones	Estado Fitoplancton		
Nula o Baja	AC	12	Matxitxako.-Getaria	Integradas	Euhalino mar	MB (1,09)	MB (1,00)	MB (1,05)		
				E-UR5	Oligohalino	B (0,47)	B (0,67)	B (0,57)		
	AT	08	Urumea	E-UR10	Mesohalino	MB (1,14)	MB (>>1)	MB (>>1)		
				09	Lea	E-L5	Mesohalino	MB (0,79)	MB (1,00)	MB (0,90)
						E-L10	Polihalino	MB (0,85)	MB (2,01)	MB (1,43)
					Oka Exterior	E-OK20	Euhalino	MB (0,77)	MB (1,00)	MB (0,89)
		10	Bidasoa	E-BI5	Oligohalino	MB (0,76)	MB (2,01)	MB (1,39)		
				E-BI10	Mesohalino	MB (0,97)	B (0,50)	B (0,74)		
				E-BI20	Polihalino	MB (1,10)	B (0,50)	MB (0,80)		
		Significativa	AT	09	Oka Interior	E-OK5	Oligohalino	Mo (0,27)	D (0,22)	Mo (0,25)
10	Oiartzun					E-OI15	Euhalino	D (0,20)	D (0,22)	D (0,21)
				E-OI20	Euhalino	Mo (0,28)	Mo (0,25)	Mo (0,26)		

Estado: Muy Bueno (MB), Bueno (B), Moderado (Mo), Deficiente (D) y Malo (M).

Categoría: Aguas Costeras (AC), Aguas de Transición (AT).

Tipo: Aguas costeras atlánticas del Cantábrico Oriental expuestas sin afloramiento (12); Estuario atlántico intermareal con dominancia del río sobre el estuario (08); Estuario atlántico intermareal con dominancia marina (09); Estuario atlántico submareal (10).

6 CONCLUSIONES

6.1 EVALUACIÓN DE LA PRESIÓN DE EUTROFIZACIÓN EN EL MEDIO MARINO

La evaluación de la presión de eutrofización a partir de la información pública disponible sobre fuerzas motrices, usos del suelo y datos RID-OSPAR tiene sus limitaciones debido a que no se dispone de registros lo suficientemente completos y/o actuales para todas las masas de agua.

Una alternativa puede ser el uso de datos de nutrientes medidos de forma sistemática en la propia masa de agua. Aunque esta aproximación suele descartarse al no reflejar la presión (ni siquiera la carga), podría ser la más apropiada si se lograra eliminar el efecto “salinidad” (mezcla y dilución de los aportes del río con el agua marina).

Los datos de cargas de nutrientes del programa RID de OSPAR resultan más fiables para los aportes procedentes de los ríos, que para los vertidos directos (especialmente en las masas de agua de transición). También, son más completos los registros sobre nitrógeno, que sobre fósforo.

En la zona costera se observa cierta tendencia a la disminución de las cargas de N de origen antrópico (amonio y N total) a lo largo de la última década. Desde 2011 son mucho más bajas las que proceden de los ríos. Esto indica un mejor saneamiento de las cuencas. Además, los vertidos de EDAR a la costa, aunque han aumentado, aportan menos carga de N y P total.

Hay que tener en cuenta también que las cargas fluviales de nitrato y fosfato dependen en gran medida del caudal (meteorología). Es destacable el año 2013, cuando los altos caudales registrados a lo largo de toda la costa dieron lugar a cargas de nutrientes relativamente elevadas.

Las dos versiones del LUSI-ECW (costeras y transición) han requerido muchas modificaciones y asunciones. Se ha logrado que se aproxime a la “sensibilidad o riesgo de eutrofización”, pero no es un método de medida de la presión real. Por lo tanto, las regresiones con el estado del fitoplancton pueden no resultar significativas.

Como posibles soluciones se puede sugerir el utilizar, en vez de los mapas de usos del suelo (sin actualizar desde el 2006), información más reciente sobre fuerzas motrices (población, actividades industriales, vertidos). Además, la utilización de dichos mapas a escala de unidad hidrológica completa no caracteriza adecuadamente la presión en las masas de agua. Por otra parte, en la costa cantábrica, parece difícil determinar una distancia a la masa de agua para segmentar el mapa que no suponga utilizar un criterio arbitrario.

6.2 EVALUACIÓN DEL ESTADO DEL FITOPLANCTON EN AGUAS DE TRANSICIÓN

Los resultados obtenidos con el método de evaluación del fitoplancton guardan relación con la presión, por lo menos a un nivel de distinguir entre las estaciones/masas de agua sin impacto significativo de las impactadas. Esto es aplicable tanto al método completo, como a las dos métricas individuales que lo conforman (clorofila y porcentaje de floraciones o “blooms”).

La métrica basada en los “blooms” tiende a sobrestimar la calidad del fitoplancton en las aguas menos impactadas, ya que origina un ratio de calidad ecológica (EQR) superior al máximo teórico en muchos casos, siendo algunos particularmente altos (cuando no hay ningún bloom registrado durante todo el periodo de evaluación).

Si hubiera que utilizar la clorofila como única métrica, la clasificación final apenas variaría y los valores de EQR estarían comprendidos en la mayoría de los casos en el rango esperado (esto es, entre 0 y 1).

La frecuencia de floraciones se considera un indicador apropiado para realizar un seguimiento de los posibles efectos de la presión antrópica sobre la composición y abundancia del fitoplancton y debería ser utilizado al menos en las zonas más sensibles a ésta. Hay que tener en cuenta que la clorofila y los “blooms” miden aspectos distintos de las comunidades y pueden generar información complementaria, no redundante. Sin embargo, de cara a un uso extendido en las redes de vigilancia de la Directiva Marco del Agua, se reconocen las dificultades que conlleva este indicador en cuanto a la adquisición de datos. Estos se obtienen mediante microscopía, lo cual induce a grandes diferencias entre laboratorios, e incluso dentro de los mismos a lo largo del tiempo. Además, el número de datos disponible suele ser menor en comparación con el indicador de clorofila, ya que la caracterización taxonómica requiere mayor tiempo y experiencia, lo cual encarece el coste de los análisis. Los resultados de este indicador conllevan, por ello, mayor incertidumbre que los de la clorofila, y resultan también más difíciles de intercalibrar.

ANEXO A – RID (OSPAR): CARGAS INDIRECTAS AL MAR A TRAVÉS DE LOS RÍOS

Caudal fluvial y cargas específicas de nitrógeno y fósforo

A continuación se muestran las cargas de nutrientes específicas (por unidad de superficie de la masa de agua receptora). Para cada nutriente, se han sumado los aportes derivados de los ríos y tributarios a la masa de agua.

Se muestra, además, el caudal fluvial. Para obtener información sobre las estaciones de medida puede consultarse la sección de Material y Métodos (Tabla 4).

Los datos representan medias anuales. En el caso del caudal fluvial se muestra también la media de toda la serie temporal (11 años).

MASAS DE AGUAS COSTERAS

Para las masas de agua costeras se suman los aportes de todos los ríos y tributarios que pueden aportar sus aguas a éstas (véase Tabla 4). En el caso de Mompás-Pasaia, se ha visto conveniente sumar su superficie a la de Getaria-Higer y asumir que se ve influida por los mismos ríos que esta última.

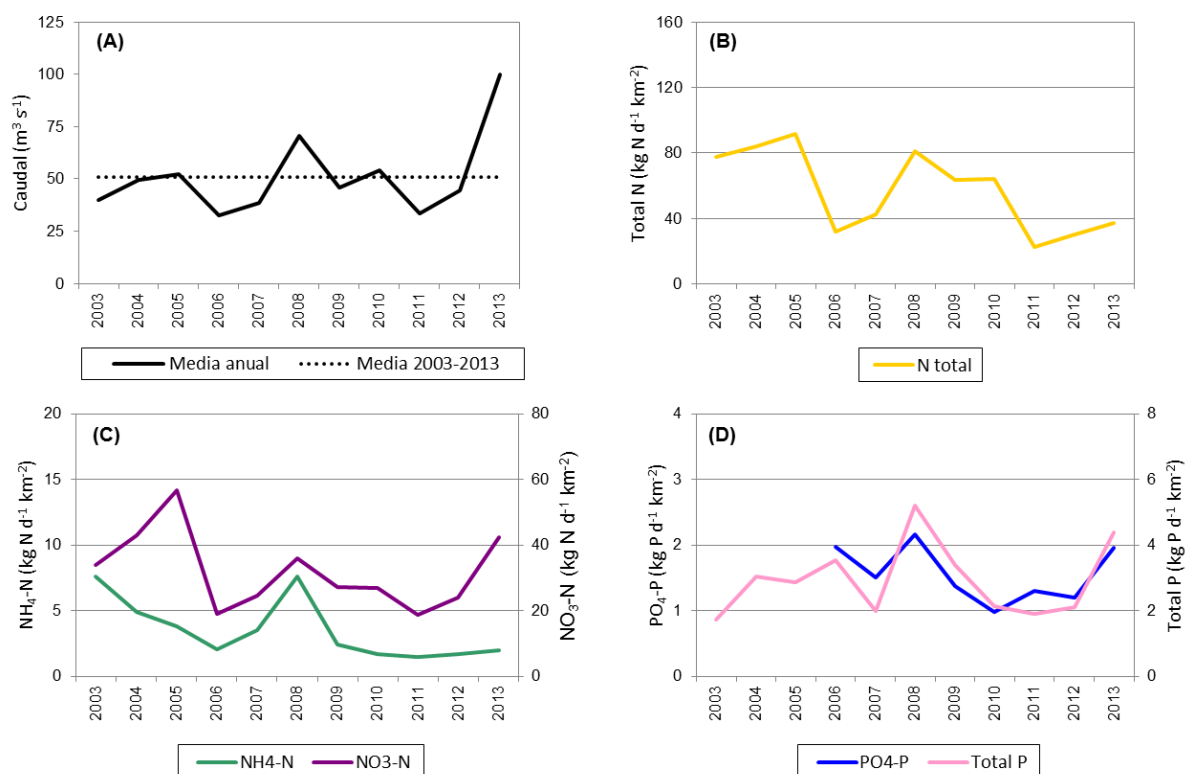


Figura 32 **Cantabria-Matxitxako.** Evolución de los valores medios anuales de (A) Caudal de los ríos vertientes; (B) Carga de nitrógeno (formas totales); (C) Carga de nitrógeno inorgánico disuelto (amonio y nitrato); (D) Carga de fósforo (formas totales e inorgánicas disueltas). Las cargas son divididas por el área de la masa de agua.

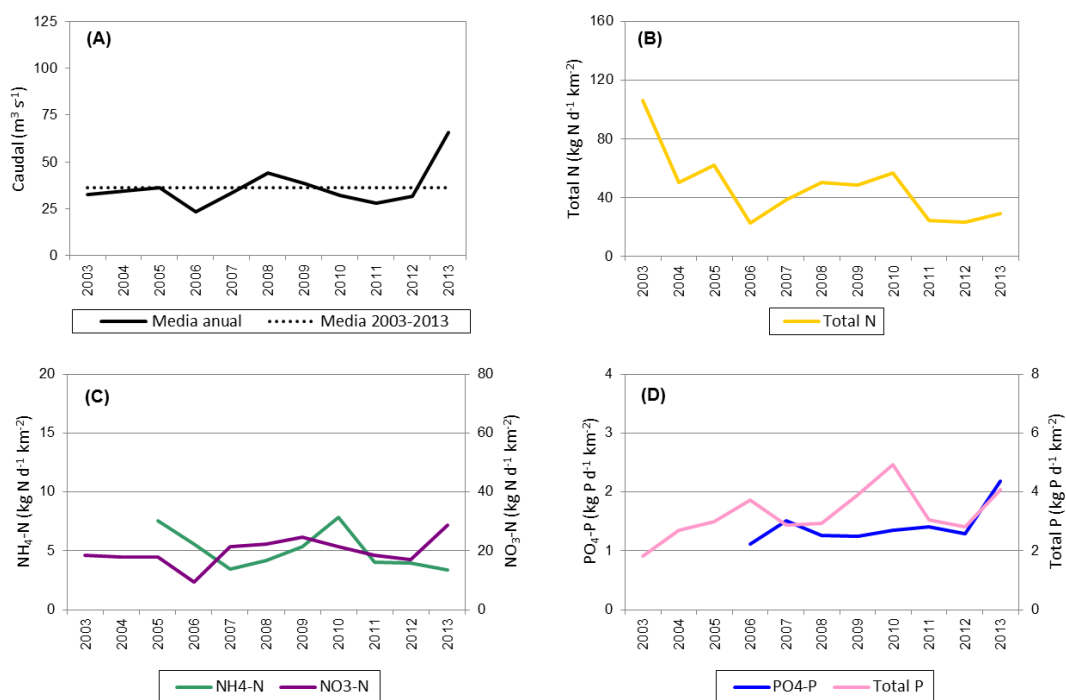


Figura 33 **Matxitxako-Getaria**. Evolución de los valores medios anuales de (A) Caudal de los ríos vertientes; (B) Carga de nitrógeno (formas totales); (C) Carga de nitrógeno inorgánico disuelto (amonio y nitrato); (D) Carga de fósforo (formas totales e inorgánicas disueltas). Las cargas son divididas por el área de la masa de agua.

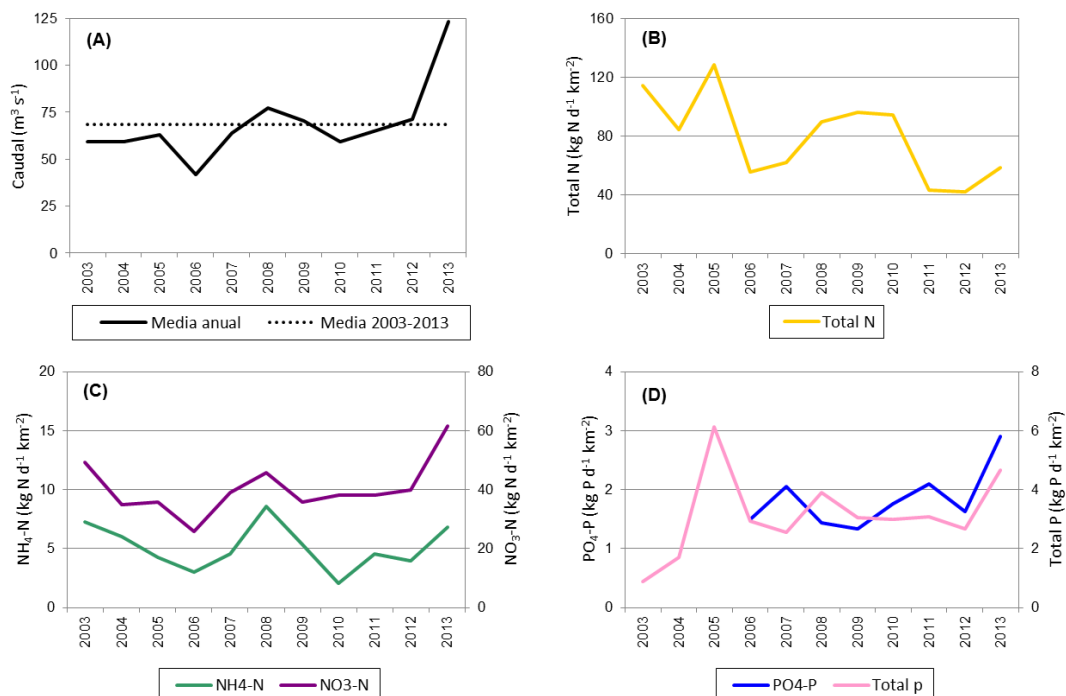


Figura 34 **Getaria-Higer (incluye Mompás-Pasaia)**. Evolución de los valores medios anuales de (A) Caudal de los ríos vertientes; (B) Carga de nitrógeno (formas totales); (C) Carga de nitrógeno inorgánico disuelto (amonio y nitrato); (D) Carga de fósforo (formas totales e inorgánicas disueltas). Las cargas son divididas por el área de la masa de agua.

MASAS DE AGUA DE TRANSICIÓN

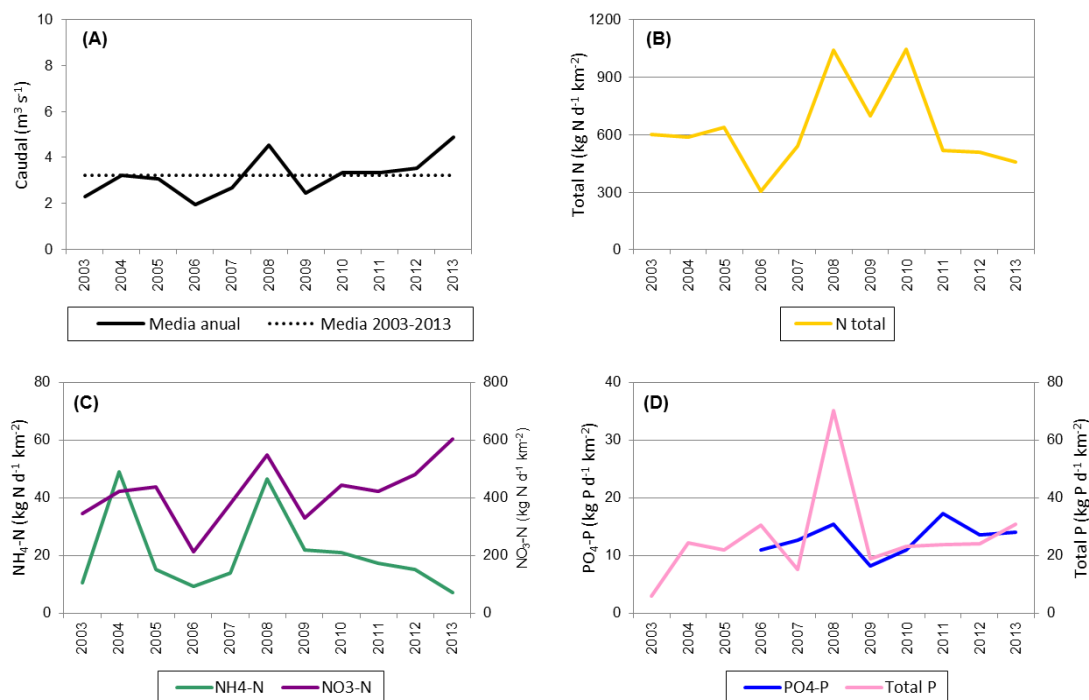


Figura 35 **Transición del Barbadun.** Evolución de los valores medios anuales de (A) Caudal del río; (B) Carga de nitrógeno (formas totales); (C) Carga de nitrógeno inorgánico disuelto (amonio y nitrato); (D) Carga de fósforo (formas totales e inorgánicas disueltas). Las cargas son divididas por el área de la masa de agua.

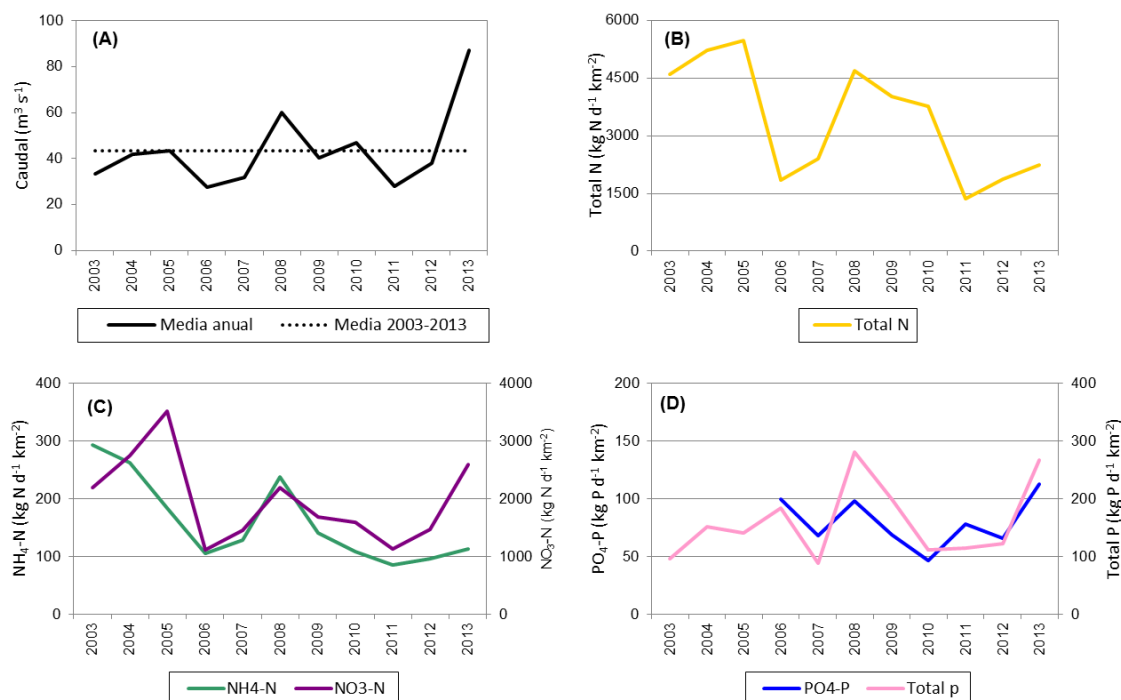


Figura 36 **Transición del Nerbioi Interior.** Evolución de los valores medios anuales de (A) Caudal del río principal y tributarios; (B) Carga de nitrógeno (formas totales); (C) Carga de nitrógeno inorgánico disuelto (amonio y nitrato); (D) Carga de fósforo (formas totales e inorgánicas disueltas). Las cargas son divididas por el área de la masa de agua.

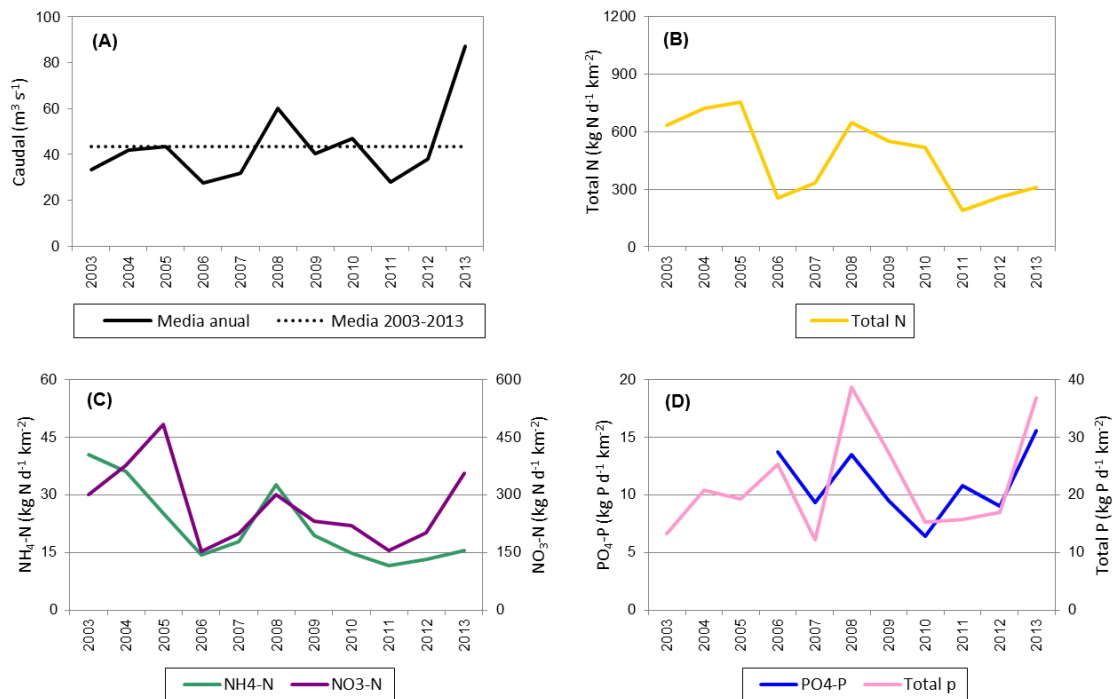


Figura 37 **Transición del Nerbioi Exterior.** Evolución de los valores medios anuales de (A) Caudal del río principal y tributarios; (B) Carga de nitrógeno (formas totales); (C) Carga de nitrógeno inorgánico disuelto (amonio y nitrato); (D) Carga de fósforo (formas totales e inorgánicas disueltas). Las cargas son divididas por el área de la masa de agua.



Figura 38 **Transición del Butroe.** Evolución de los valores medios anuales de (A) Caudal del río; (B) Carga de nitrógeno (formas totales); (C) Carga de nitrógeno inorgánico disuelto (amonio y nitrato); (D) Carga de fósforo (formas totales e inorgánicas disueltas). Las cargas son divididas por el área de la masa de agua.

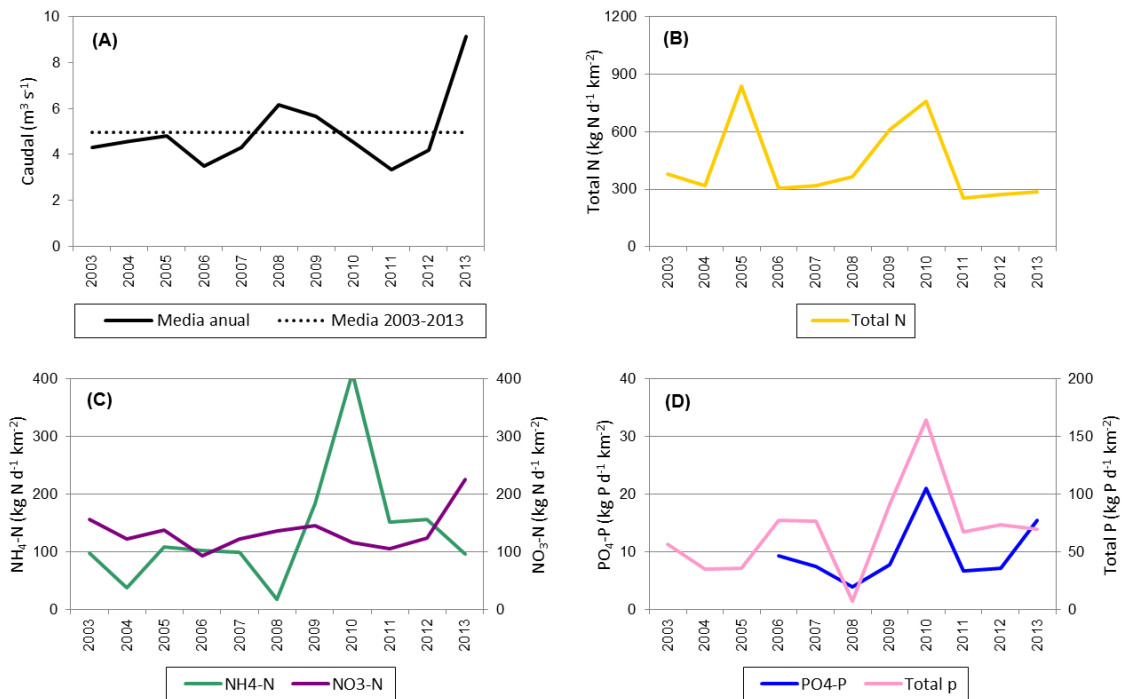


Figura 39 **Transición del Oka Interior.** Evolución de los valores medios anuales de (A) Caudal del río; (B) Carga de nitrógeno (formas totales); (C) Carga de nitrógeno inorgánico disuelto (amonio y nitrato); (D) Carga de fósforo (formas totales e inorgánicas disueltas). Las cargas son divididas por el área de la masa de agua.

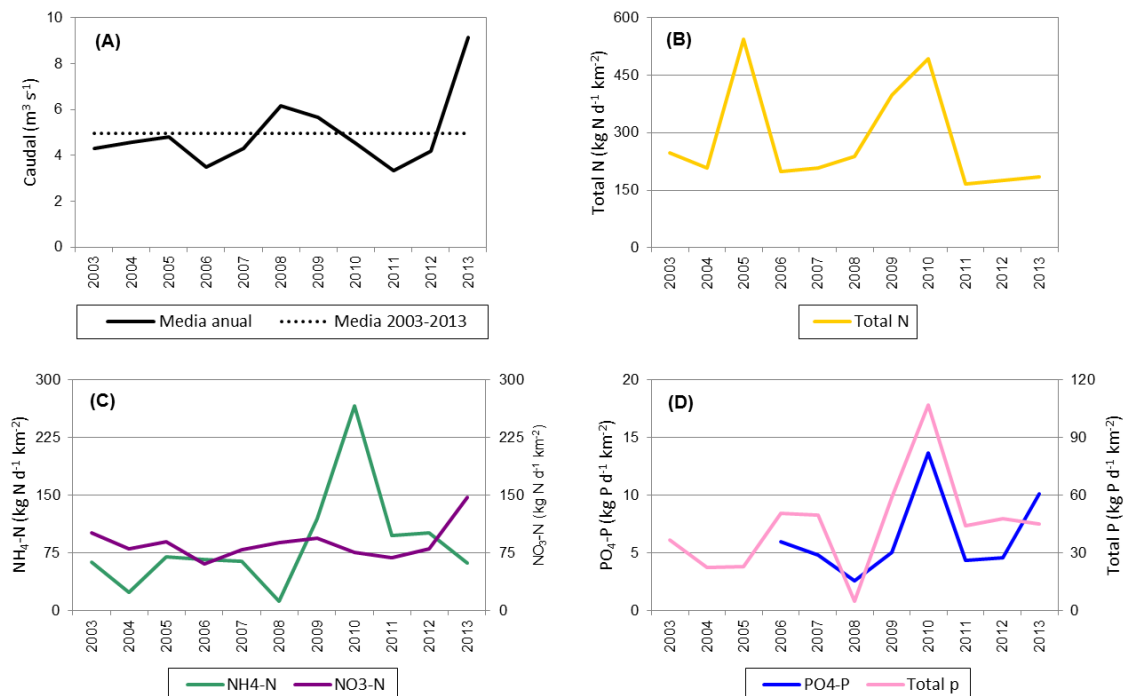


Figura 40 **Transición del Oka Exterior.** Evolución de los valores medios anuales de (A) Caudal del río; (B) Carga de nitrógeno (formas totales); (C) Carga de nitrógeno inorgánico disuelto (amonio y nitrato); (D) Carga de fósforo (formas totales e inorgánicas disueltas). Las cargas son divididas por el área de la masa de agua.

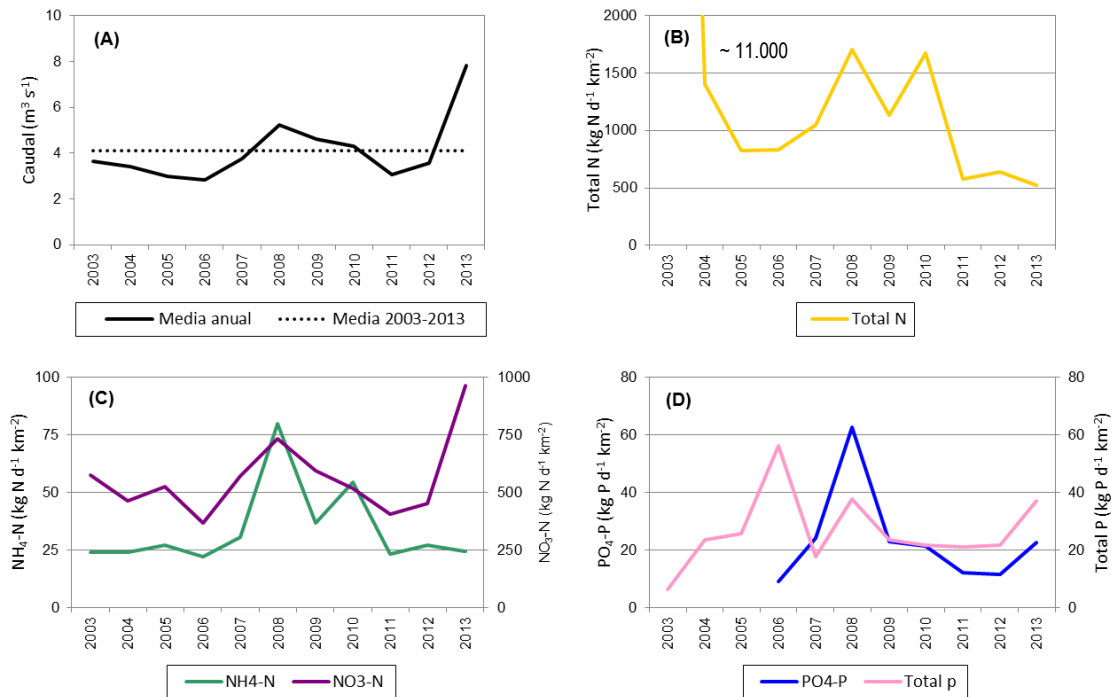


Figura 41 **Transición del Lea.** Evolución de los valores medios anuales de (A) Caudal del río; (B) Carga de nitrógeno (formas totales); (C) Carga de nitrógeno inorgánico disuelto (amonio y nitrato); (D) Carga de fósforo (formas totales e inorgánicas disueltas). Las cargas son divididas por el área de la masa de agua.

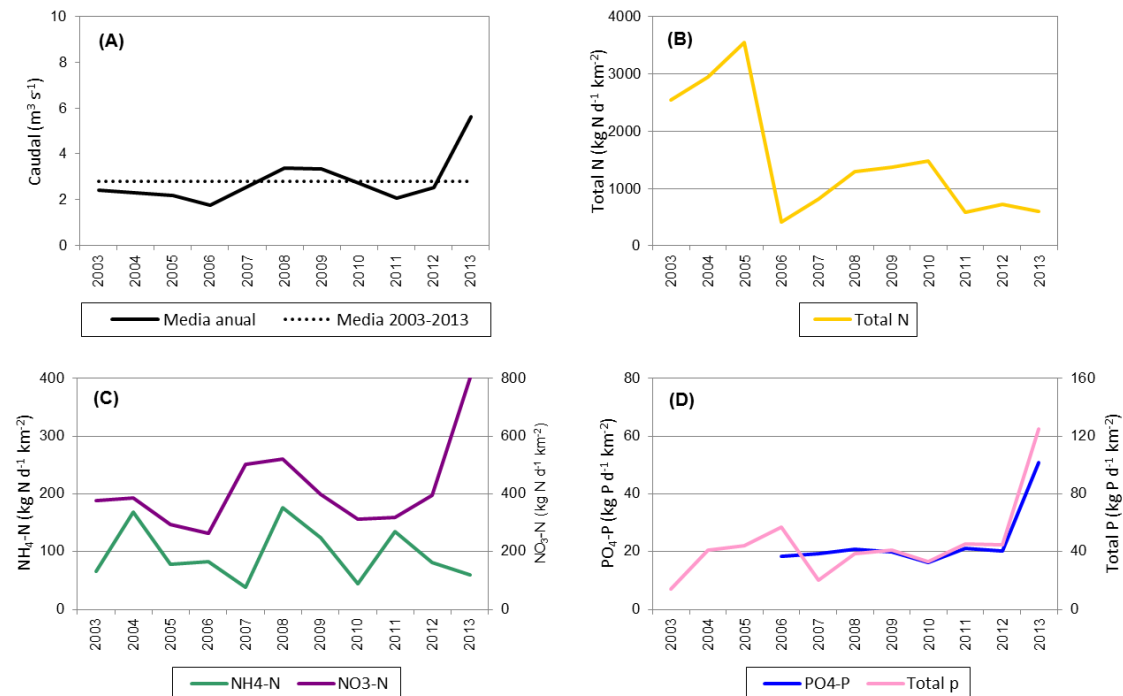


Figura 42 **Transición del Artibai.** Evolución de los valores medios anuales de (A) Caudal del río; (B) Carga de nitrógeno (formas totales); (C) Carga de nitrógeno inorgánico disuelto (amonio y nitrato); (D) Carga de fósforo (formas totales e inorgánicas disueltas). Las cargas son divididas por el área de la masa de agua.

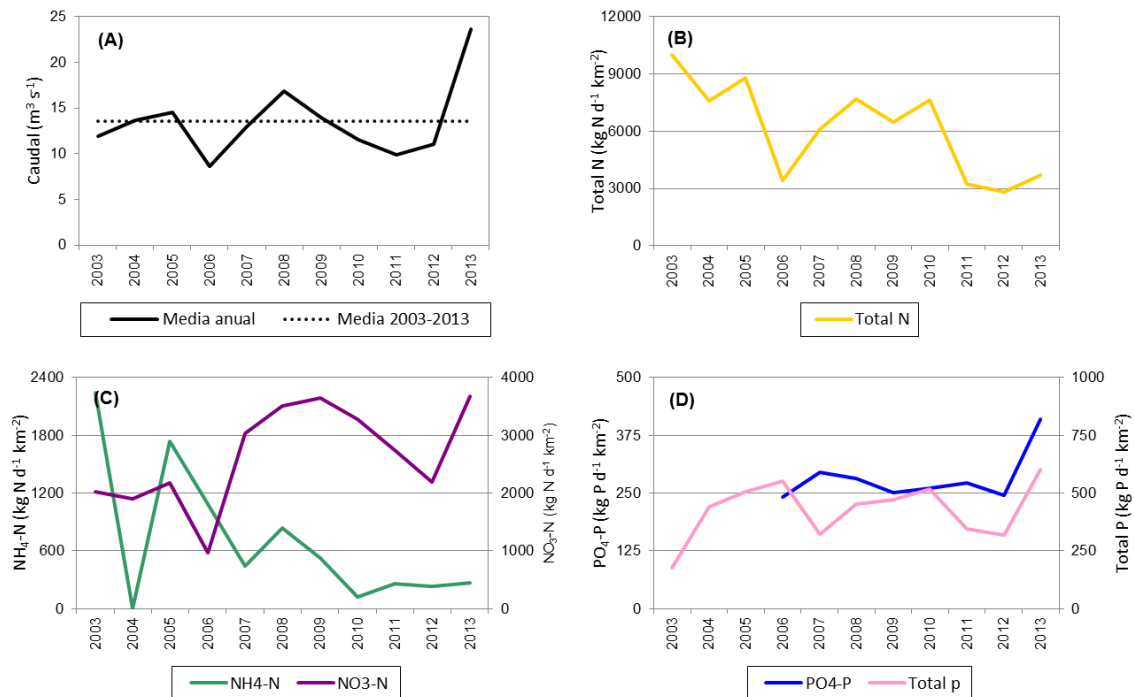


Figura 43 **Transición del Deba.** Evolución de los valores medios anuales de (A) Caudal del río; (B) Carga de nitrógeno (formas totales); (C) Carga de nitrógeno inorgánico disuelto (amonio y nitrato); (D) Carga de fósforo (formas totales e inorgánicas disueltas). Las cargas son divididas por el área de la masa de agua.

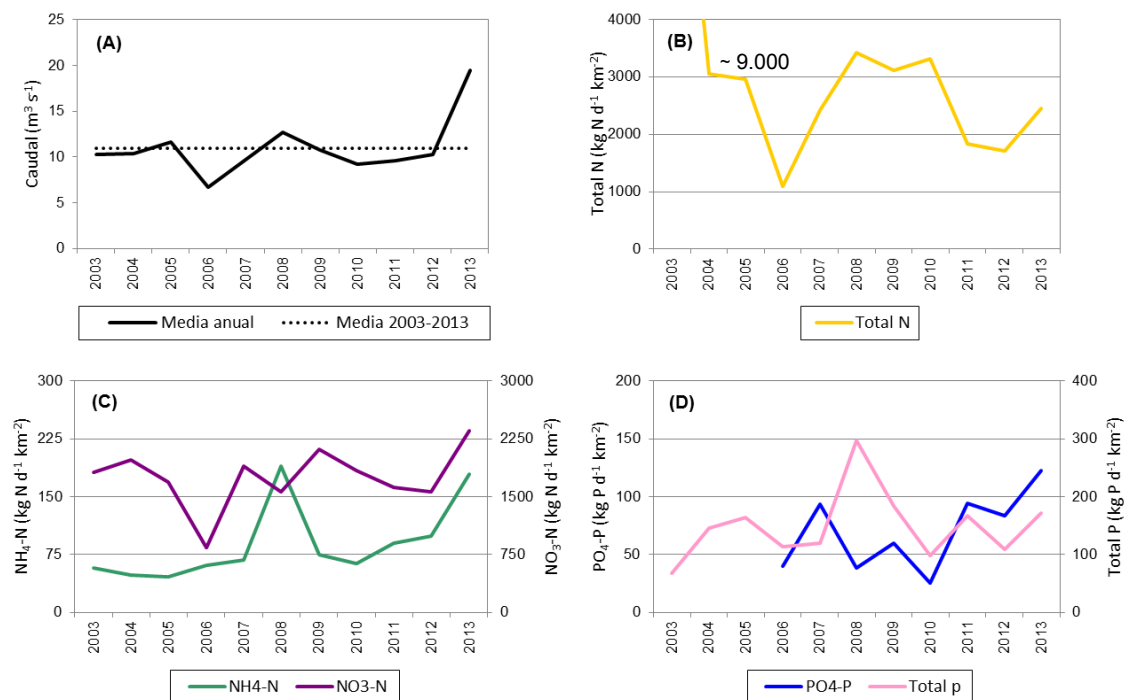


Figura 44 **Transición del Urola.** Evolución de los valores medios anuales de (A) Caudal del río; (B) Carga de nitrógeno (formas totales); (C) Carga de nitrógeno inorgánico disuelto (amonio y nitrato); (D) Carga de fósforo (formas totales e inorgánicas disueltas). Las cargas son divididas por el área de la masa de agua.

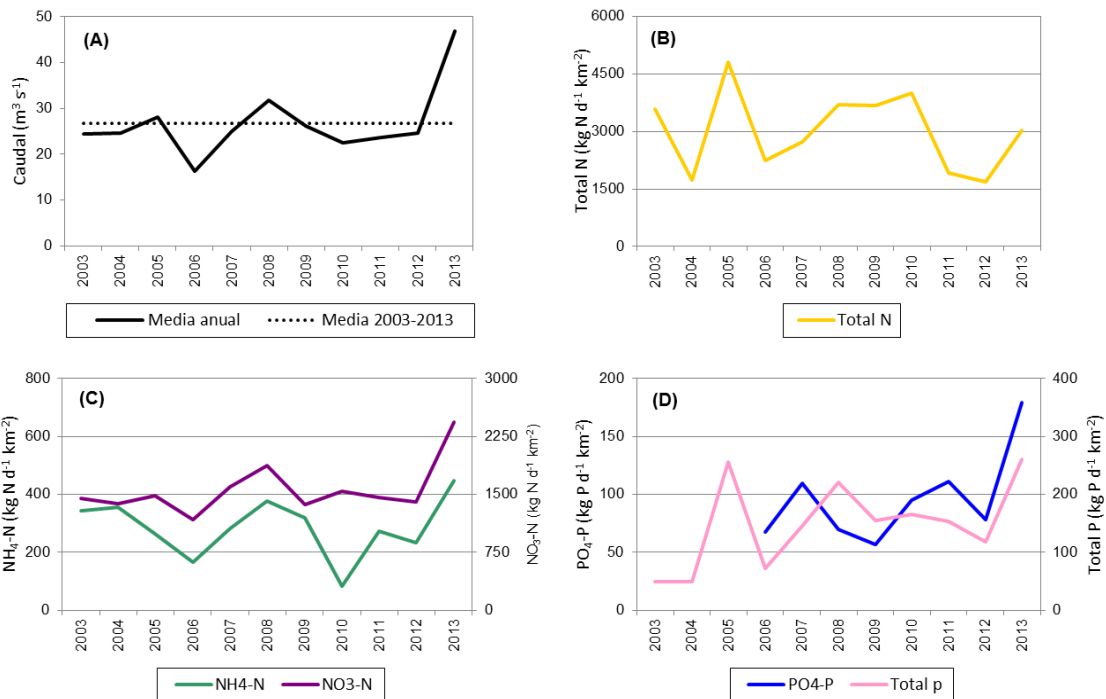


Figura 45 **Transición del Oría.** Evolución de los valores medios anuales de (A) Caudal del río; (B) Carga de nitrógeno (formas totales); (C) Carga de nitrógeno inorgánico disuelto (amonio y nitrato); (D) Carga de fósforo (formas totales e inorgánicas disueltas). Las cargas son divididas por el área de la masa de agua.

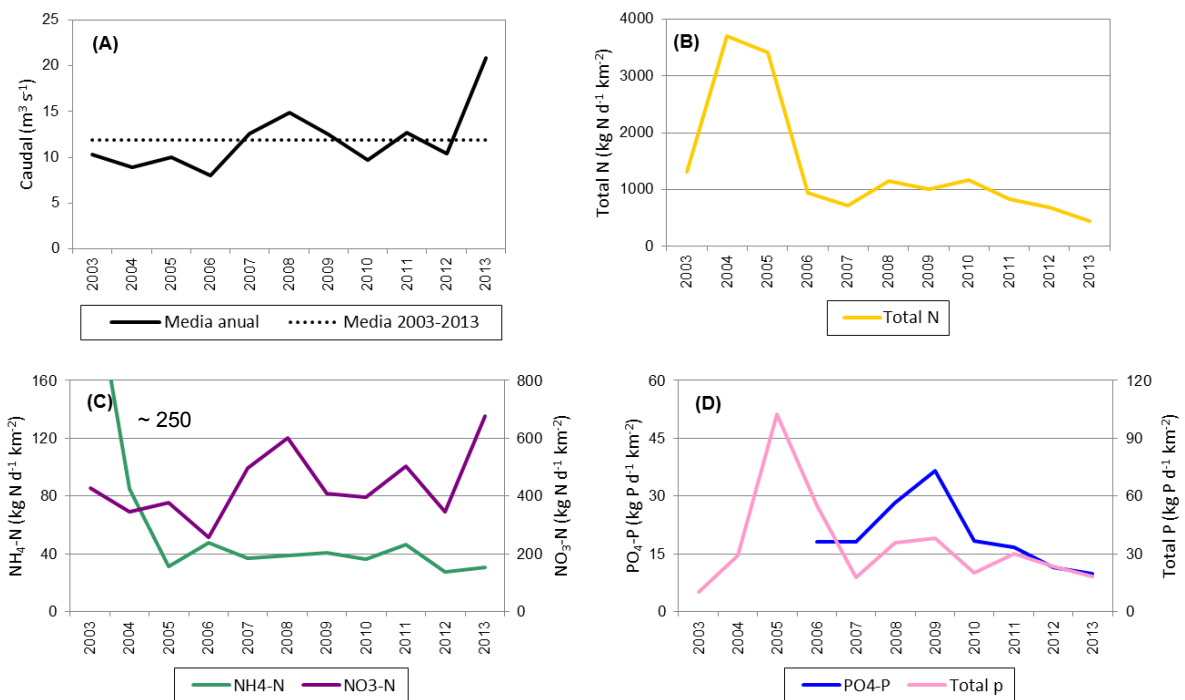


Figura 46 **Transición del Urumea.** Evolución de los valores medios anuales de (A) Caudal del río; (B) Carga de nitrógeno (formas totales); (C) Carga de nitrógeno inorgánico disuelto (amonio y nitrato); (D) Carga de fósforo (formas totales e inorgánicas disueltas). Las cargas son divididas por el área de la masa de agua.

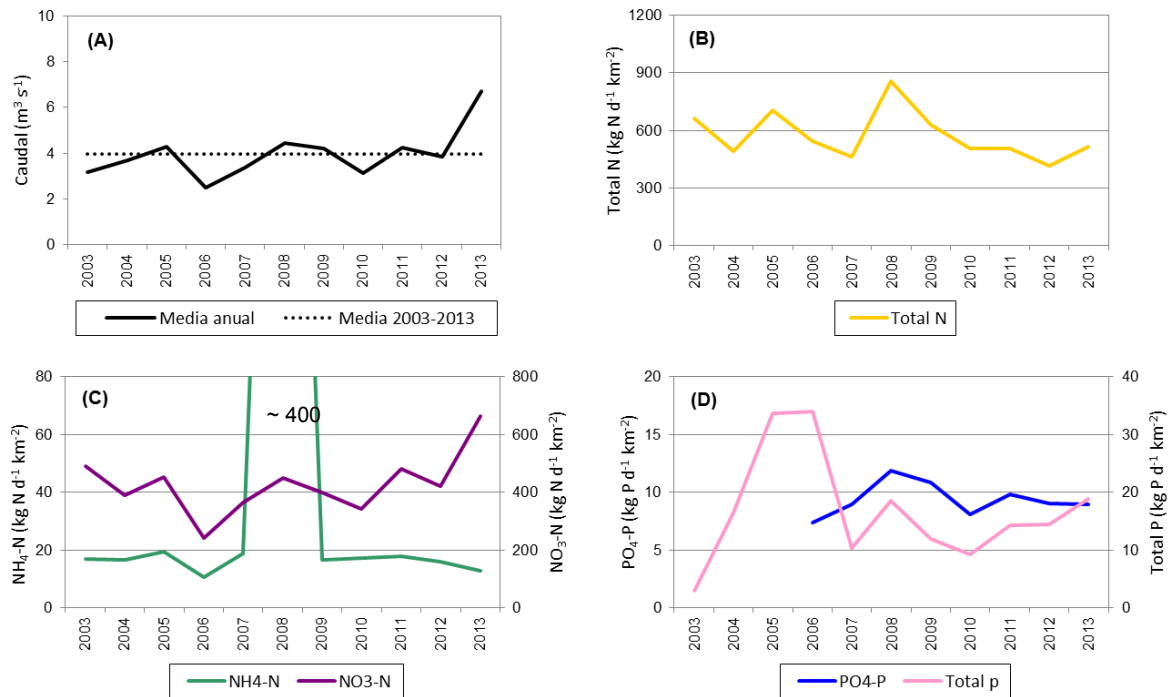


Figura 47 **Transición del Oiartzun.** Evolución de los valores medios anuales de (A) Caudal del río; (B) Carga de nitrógeno (formas totales); (C) Carga de nitrógeno inorgánico disuelto (amonio y nitrato); (D) Carga de fósforo (formas totales e inorgánicas disueltas). Las cargas son divididas por el área de la masa de agua.

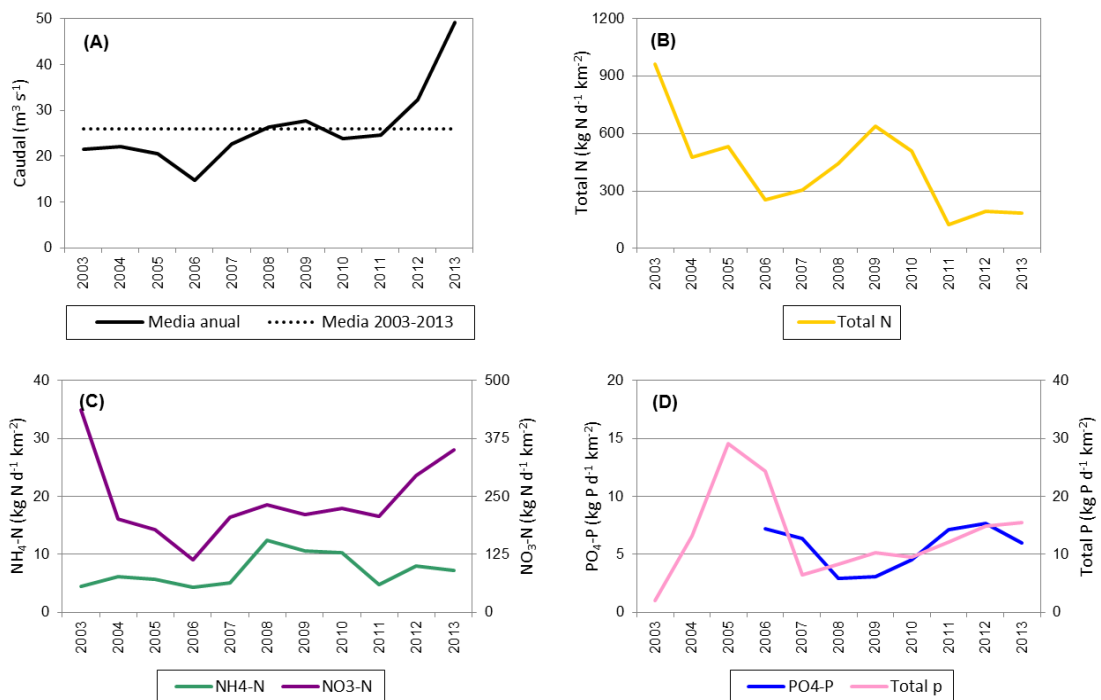


Figura 48 **Transición del Bidasoa.** Evolución de los valores medios anuales de (A) Caudal del río; (B) Carga de nitrógeno (formas totales); (C) Carga de nitrógeno inorgánico disuelto (amonio y nitrato); (D) Carga de fósforo (formas totales e inorgánicas disueltas). Las cargas son divididas por el área de la masa de agua.

Cambio en las concentraciones respecto al primer año de la serie

MASAS DE AGUA COSTERAS

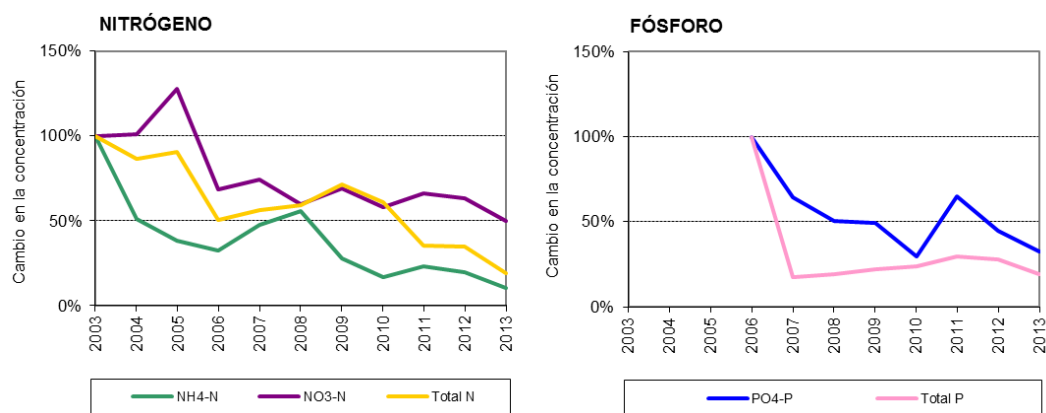


Figura 49 **Cantabria-Matxitxako:** evolución de las concentraciones en los aportes de origen fluvial. El cambio se expresa como porcentaje respecto al valor medio medido en 2003 para el nitrógeno y en 2006 para el fósforo. Formas inorgánicas: NH₄-N (amonio); NO₃-N (nitrato); PO₄-P (ortofosfato).

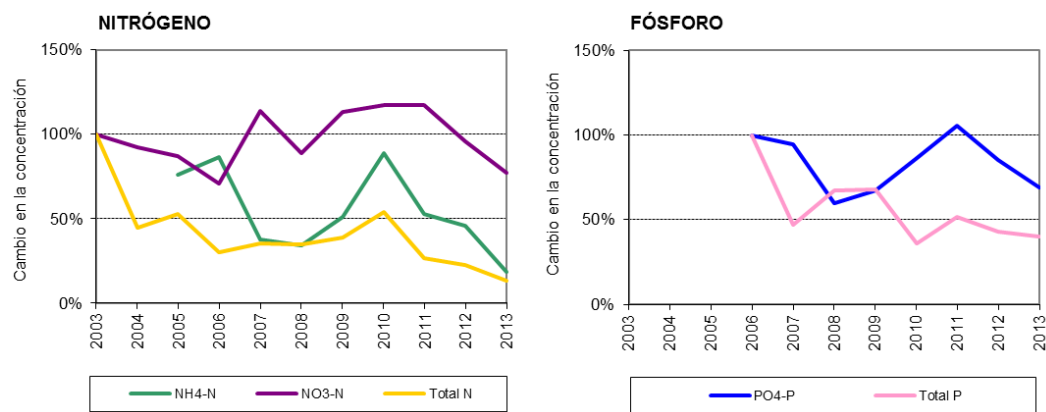


Figura 50 **Matxitxako-Getaria:** evolución de las concentraciones en los aportes de origen fluvial. El cambio se expresa como porcentaje respecto al valor medio medido en 2003 para el nitrógeno y en 2006 para el fósforo. Formas inorgánicas: NH₄-N (amonio); NO₃-N (nitrato); PO₄-P (ortofosfato).

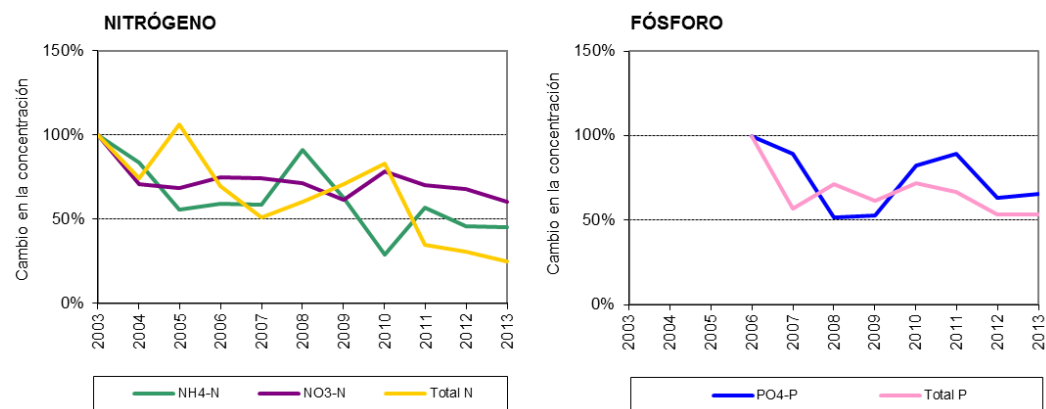


Figura 51 **Getaria-Higer y Mompás-Pasaia:** evolución de las concentraciones en los aportes de origen fluvial. El cambio se expresa como porcentaje respecto al valor medio medido en 2003 para el nitrógeno y en 2006 para el fósforo. Formas inorgánicas: NH₄-N (amonio); NO₃-N (nitrato); PO₄-P (ortofosfato).

MASAS DE AGUA DE TRANSICIÓN

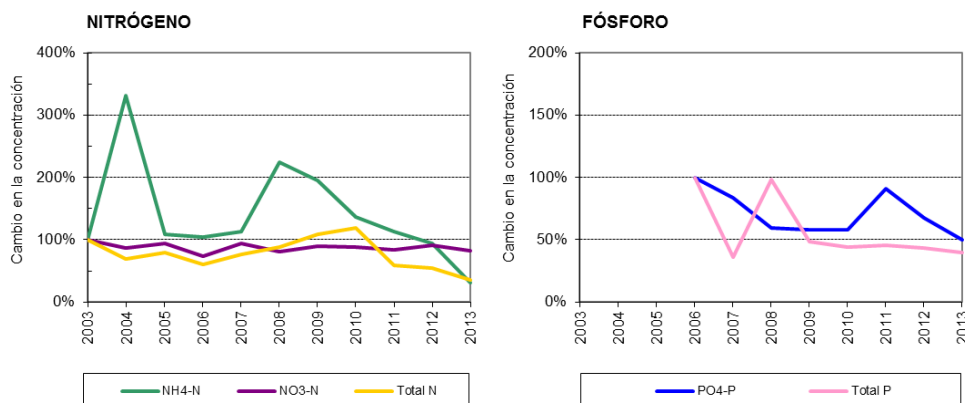


Figura 52 **Transición del Barbadun:** evolución de las concentraciones en los aportes de origen fluvial. El cambio se expresa como porcentaje respecto al valor medio medido en 2003 para el nitrógeno y en 2006 para el fósforo. Formas inorgánicas: NH₄-N (amonio); NO₃-N (nitrato); PO₄-P (ortofosfato).

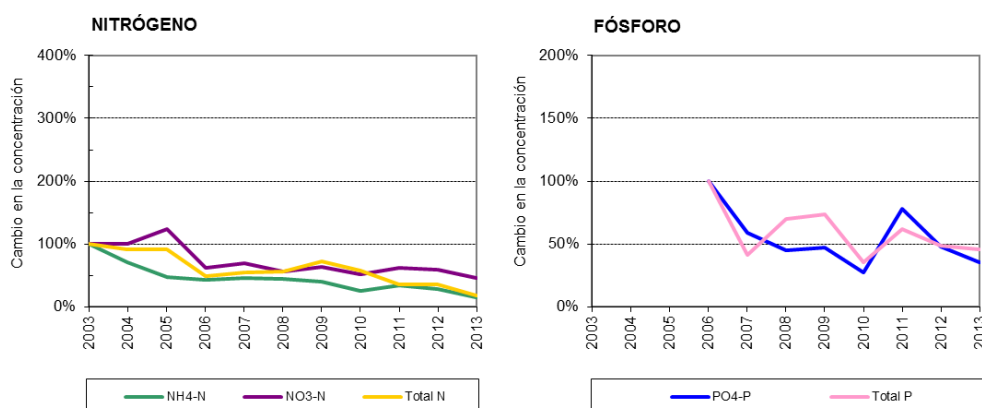


Figura 53 **Transición del Nerbioi Interior y Exterior:** evolución de las concentraciones en los aportes de origen fluvial. El cambio se expresa como porcentaje respecto al valor medio medido en 2003 para el nitrógeno y en 2006 para el fósforo. Formas inorgánicas: NH₄-N (amonio); NO₃-N (nitrato); PO₄-P (ortofosfato).

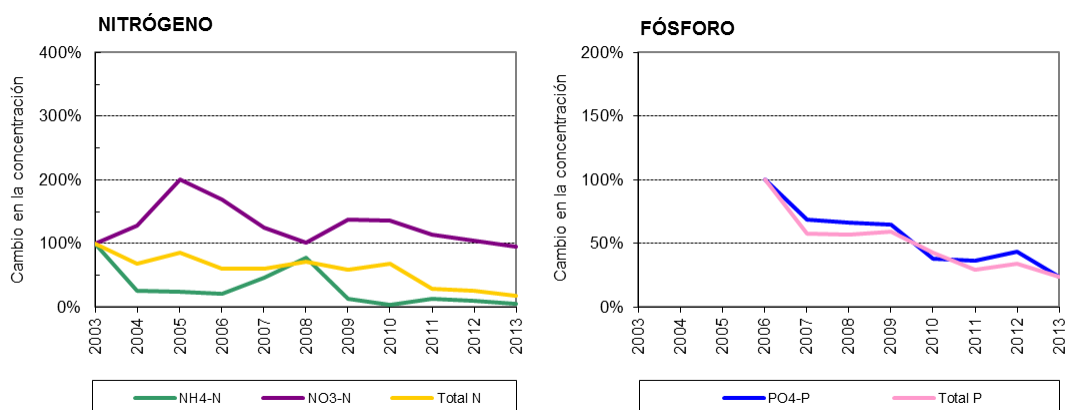


Figura 54 **Transición del Butroe:** evolución de las concentraciones en los aportes de origen fluvial. El cambio se expresa como porcentaje respecto al valor medio medido en 2003 para el nitrógeno y en 2006 para el fósforo. Formas inorgánicas: NH₄-N (amonio); NO₃-N (nitrato); PO₄-P (ortofosfato).

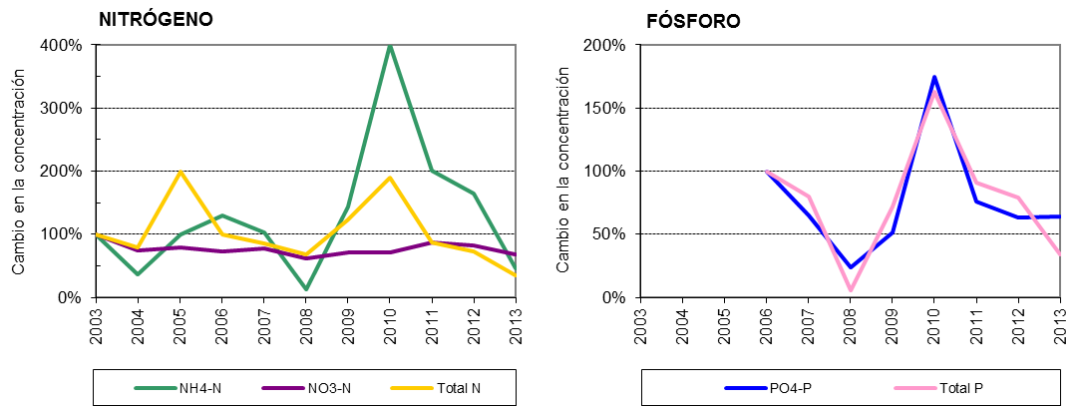


Figura 55 **Transición del Oka Interior y Exterior:** evolución de las concentraciones en los aportes de origen fluvial. El cambio se expresa como porcentaje respecto al valor medio medido en 2003 para el nitrógeno y en 2006 para el fósforo. Formas inorgánicas: NH4-N (amonio); NO3-N (nitrato); PO4-P (ortofosfato).

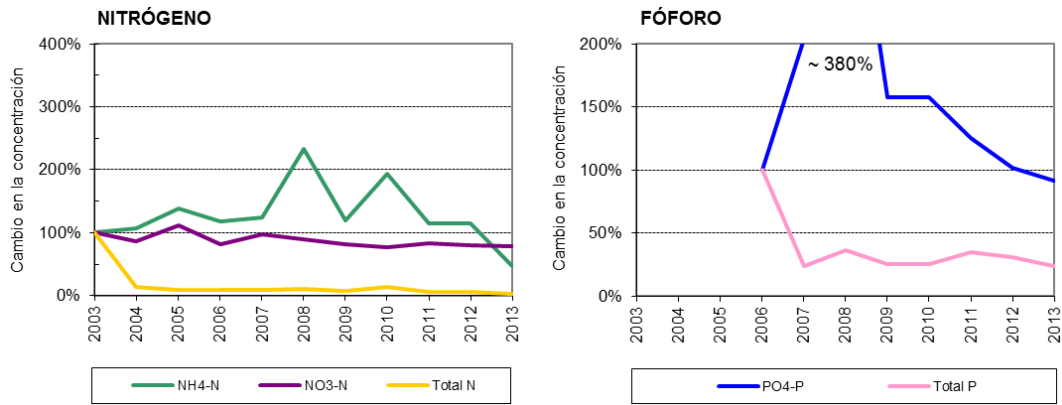


Figura 56 **Transición del Lea:** evolución de las concentraciones en los aportes de origen fluvial. El cambio se expresa como porcentaje respecto al valor medio medido en 2003 para el nitrógeno y en 2006 para el fósforo. Formas inorgánicas: NH4-N (amonio); NO3-N (nitrato); PO4-P (ortofosfato).

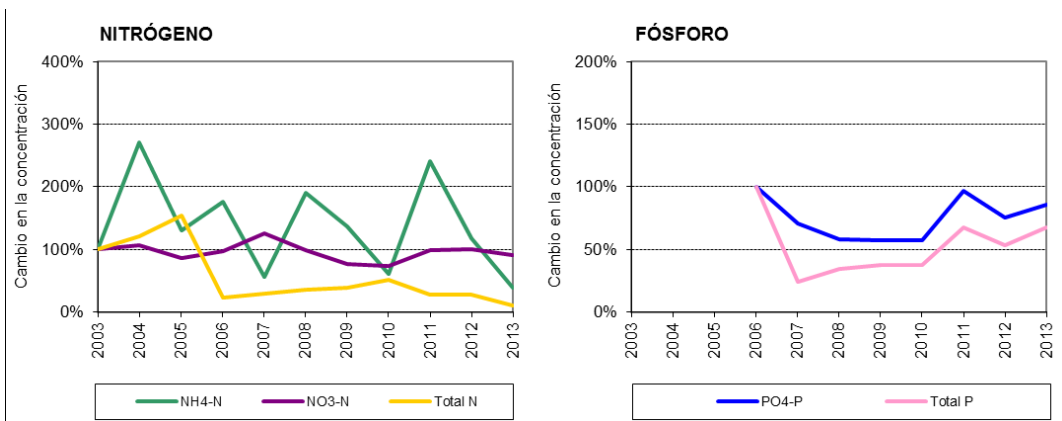


Figura 57 **Transición del Artibai:** evolución de las concentraciones en los aportes de origen fluvial. El cambio se expresa como porcentaje respecto al valor medio medido en 2003 para el nitrógeno y en 2006 para el fósforo. Formas inorgánicas: NH4-N (amonio); NO3-N (nitrato); PO4-P (ortofosfato).

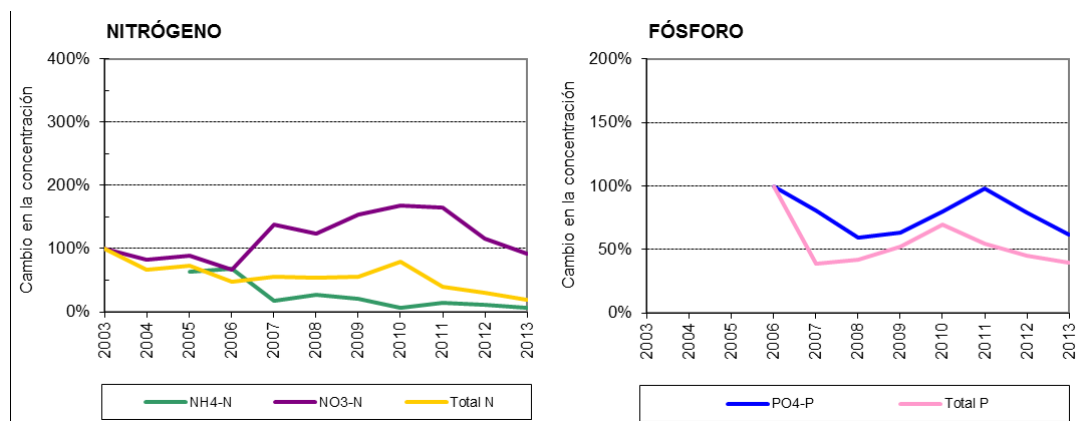


Figura 58 **Transición del Deba:** evolución de las concentraciones en los aportes de origen fluvial. El cambio se expresa como porcentaje respecto al valor medio medido en 2003 para el nitrógeno y en 2006 para el fósforo. Formas inorgánicas: NH₄-N (amonio); NO₃-N (nitrato); PO₄-P (ortofosfato).

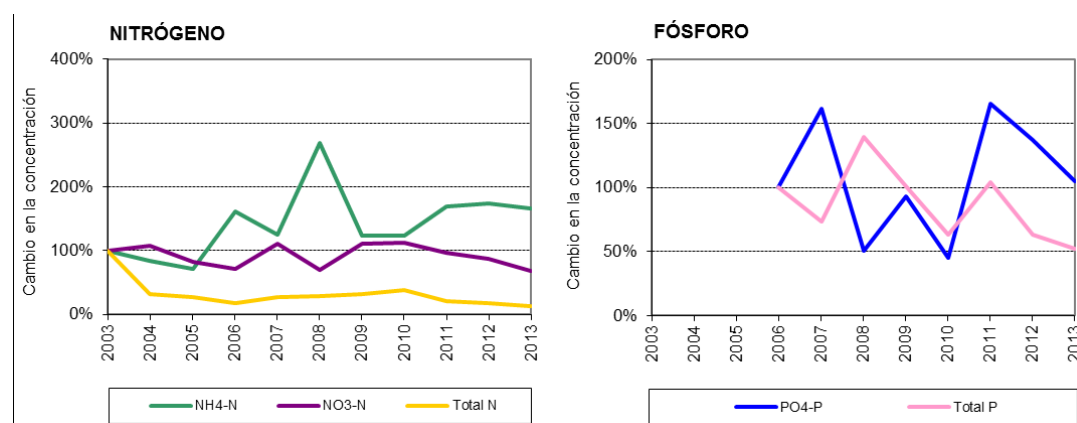


Figura 59 **Transición del Urola:** evolución de las concentraciones en los aportes de origen fluvial. El cambio se expresa como porcentaje respecto al valor medio medido en 2003 para el nitrógeno y en 2006 para el fósforo. Formas inorgánicas: NH₄-N (amonio); NO₃-N (nitrato); PO₄-P (ortofosfato).

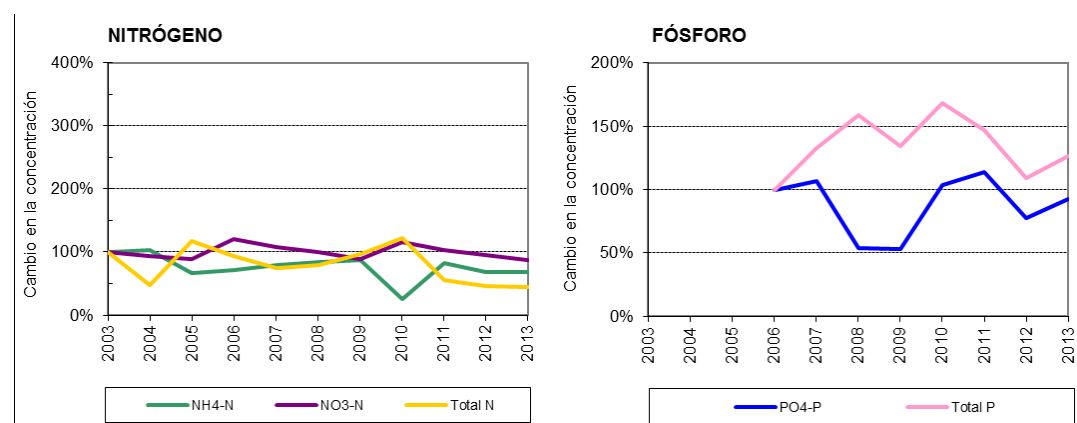


Figura 60 **Transición del Oría:** evolución de las concentraciones en los aportes de origen fluvial. El cambio se expresa como porcentaje respecto al valor medio medido en 2003 para el nitrógeno y en 2006 para el fósforo. Formas inorgánicas: NH₄-N (amonio); NO₃-N (nitrato); PO₄-P (ortofosfato).

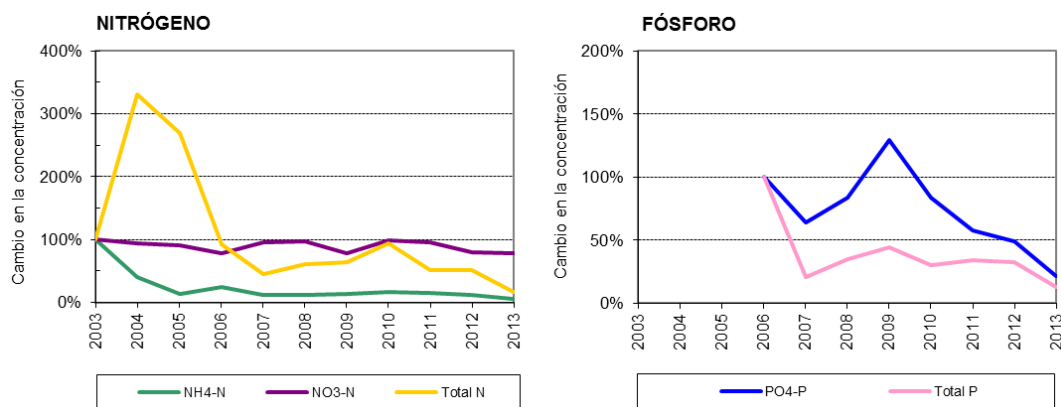


Figura 61 **Transición del Urumea:** evolución de las concentraciones en los aportes de origen fluvial. El cambio se expresa como porcentaje respecto al valor medio medido en 2003 para el nitrógeno y en 2006 para el fósforo. Formas inorgánicas: NH4-N (amonio); NO3-N (nitrato); PO4-P (ortofosfato).

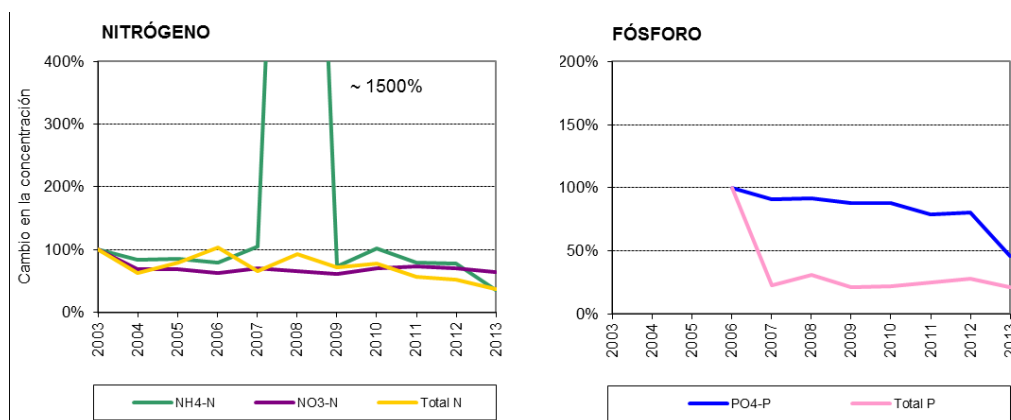


Figura 62 **Transición del Oiartzun:** evolución de las concentraciones en los aportes de origen fluvial. El cambio se expresa como porcentaje respecto al valor medio medido en 2003 para el nitrógeno y en 2006 para el fósforo. Formas inorgánicas: NH4-N (amonio); NO3-N (nitrato); PO4-P (ortofosfato).

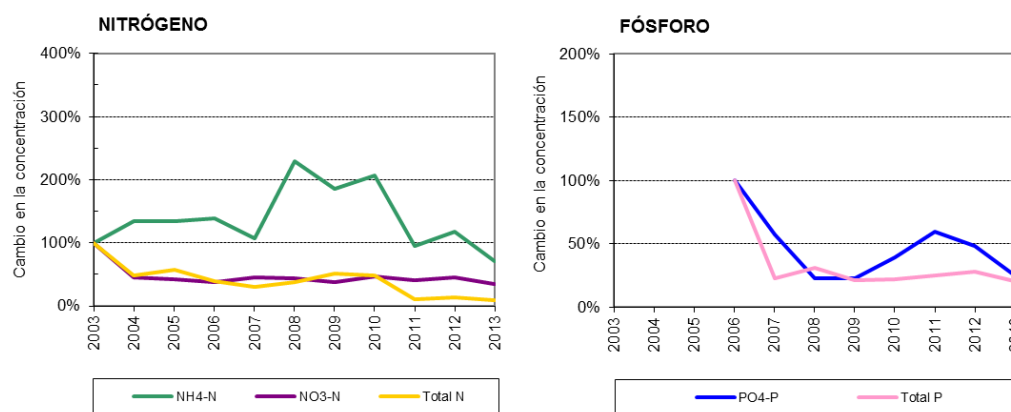


Figura 63 **Transición del Bidasoa:** evolución de las concentraciones en los aportes de origen fluvial. El cambio se expresa como porcentaje respecto al valor medio medido en 2003 para el nitrógeno y en 2006 para el fósforo. Formas inorgánicas: NH4-N (amonio); NO3-N (nitrato); PO4-P (ortofosfato).

ANEXO B – RID (OSPAR): VERTIDOS URBANOS, INDUSTRIALES Y DE ACUICULTURA

Cargas específicas de nitrógeno y fósforo desde fuentes directas

A continuación se muestra la carga específica (esto es, la que recibe una masa de agua por unidad de superficie) a lo largo de la serie temporal. Para cada nutriente, se han sumado los aportes derivados de todos los vertidos a la masa de agua.

Se señala, también, el número de vertidos desglosado por su origen (urbano, industrial y acuicultura), así como el número total de vertidos. Por simplificación, para el número de vertidos a lo largo de los años únicamente se han tenido en cuenta los que aportaban Nitrógeno Total. Esto se ha hecho así, ya que los vertidos urbanos de Nitrógeno Total están bien representados en la serie temporal (véase Material y Métodos, Tabla 2 y Tabla 3). Además, este nutriente integra la totalidad de las formas de nitrógeno vertidas en el medio marino y existen criterios para clasificar el grado de presión en una masa de agua en función de su carga específica (véase Material y Métodos, Tabla 7).

AGUAS COSTERAS

Para las masas de agua costeras se muestra sólo la información de los vertidos directos, es decir, no se incluyen los vertidos que se realizan en los estuarios y que pueden influirlas indirectamente. Se ha decidido seguir este criterio debido a que no hay datos de vertidos para todos los estuarios.

En el caso de la masa de agua costera Mompás-Pasaia, debido a su localización geográfica, se ha visto conveniente sumar su superficie a la de Getaria-Higer y asumir que ambas están influidas por los mismos vertidos.

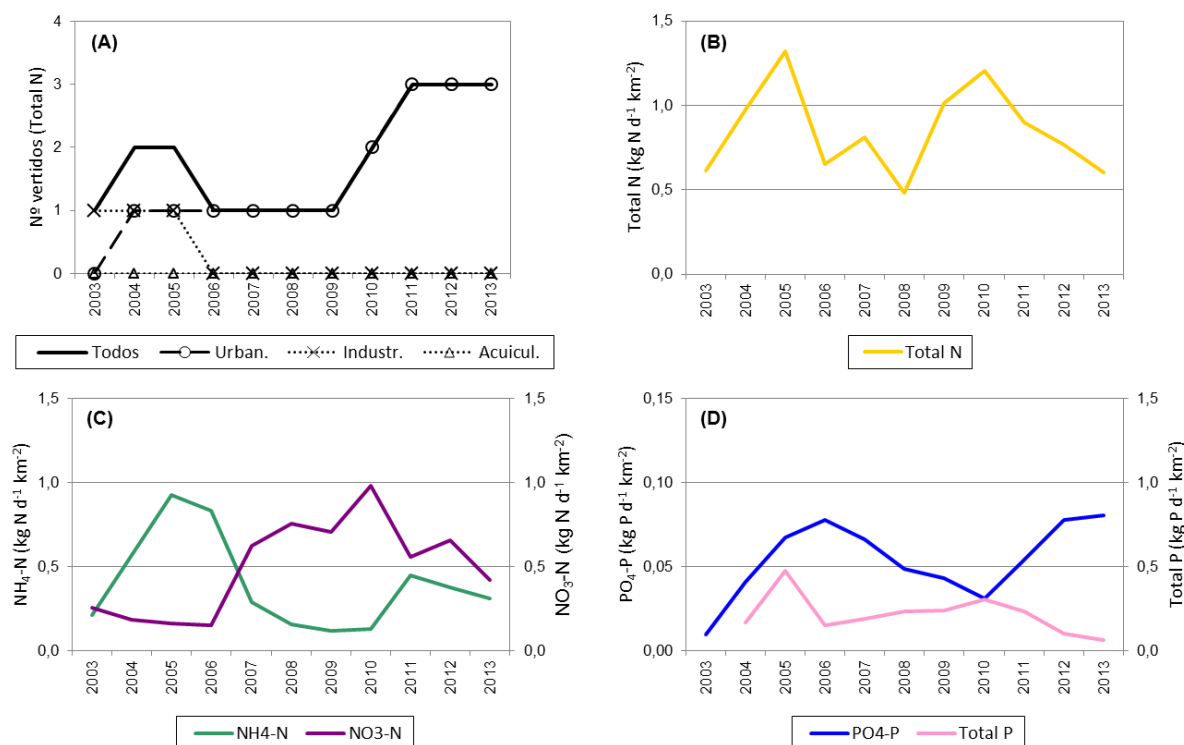


Figura 64 Vertidos directos a la masa de agua **Cantabria-Matxitxako**, mostrados anualmente desde 2003 hasta 2013: (A) Número de vertidos para los cuales hay datos de nitrógeno total; (B) Carga de nitrógeno total; (C) Carga de nitrógeno inorgánico disuelto (amonio y nitrato, NH₄-N y NO₃-N, respectivamente); (D) Carga de fósforo total e inorgánico disuelto (PO₄-P). Las cargas se expresan por unidad de superficie.

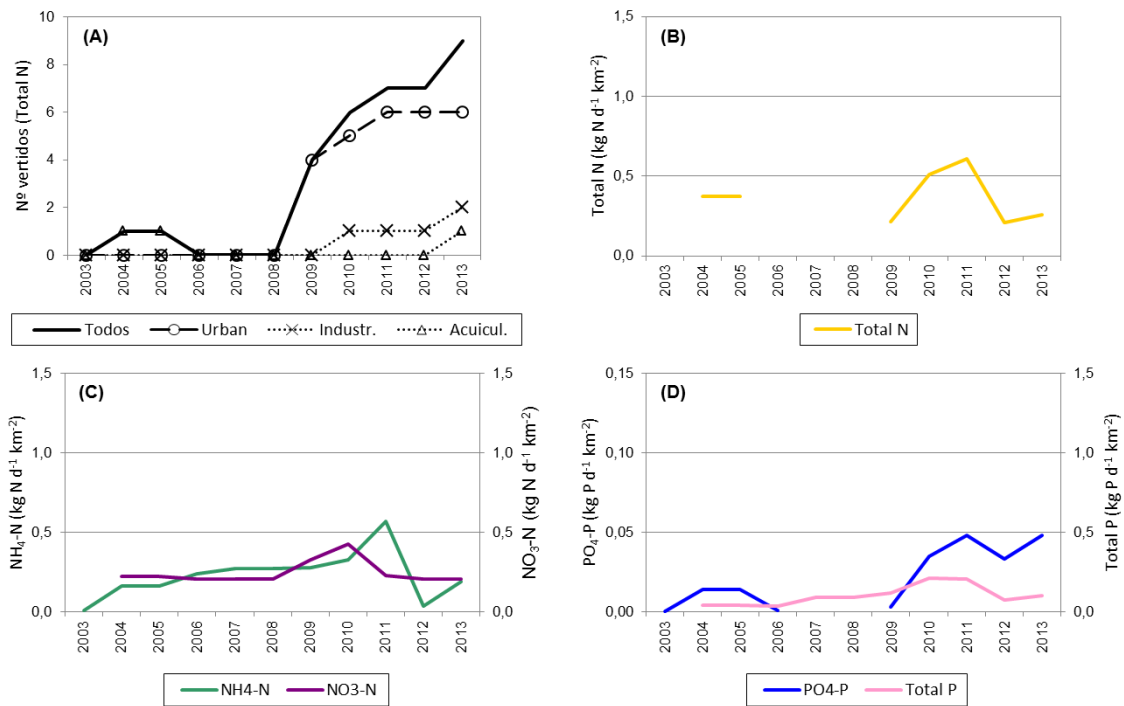


Figura 65 Vertidos directos a la masa de agua **Matxitxako-Getaria**, mostrados anualmente desde 2003 hasta 2013: (A) Número de vertidos para los cuales hay datos de nitrógeno total; (B) Carga de nitrógeno total; (C) Carga de nitrógeno inorgánico disuelto (amonio y nitrato, NH₄-N y NO₃-N, respectivamente); (D) Carga de fósforo total e inorgánico disuelto (PO₄-P). Las cargas se expresan por unidad de superficie.

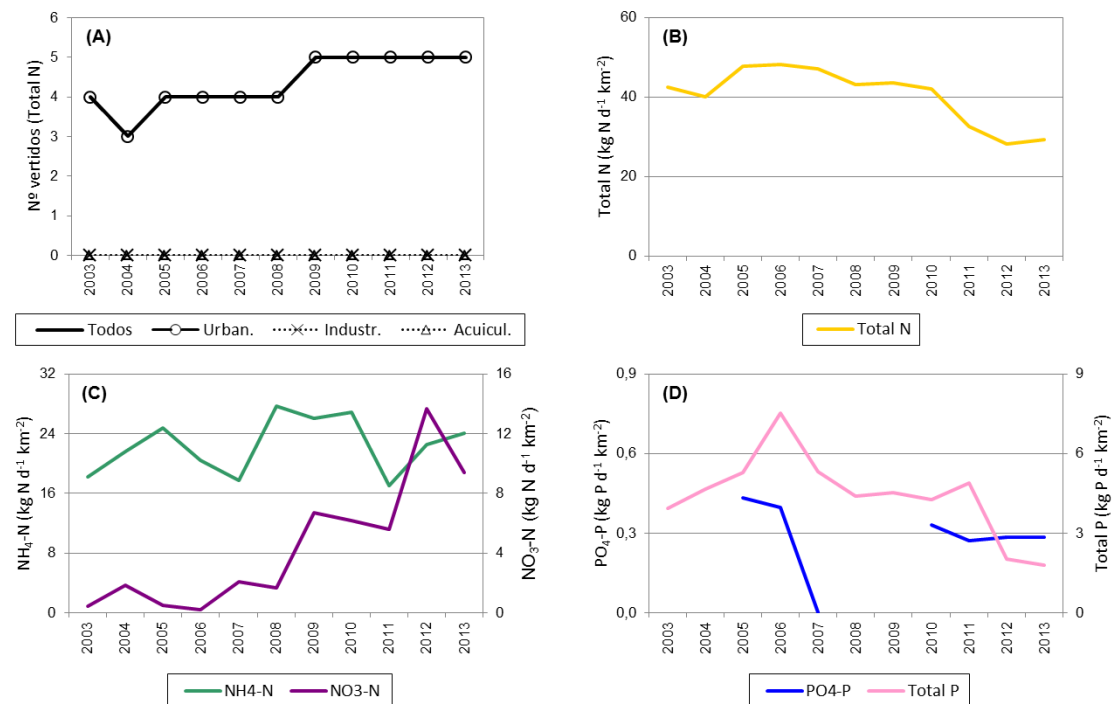


Figura 66 Vertidos directos a las masas de agua **Getaria-Higer y Mompás Pasaia**, tomadas en conjunto: (A) Número de vertidos para los cuales hay datos de nitrógeno total; (B) Carga de nitrógeno total; (C) Carga de nitrógeno inorgánico disuelto (amonio y nitrato, NH₄-N y NO₃-N, respectivamente); (D) Carga de fósforo total e inorgánico disuelto (PO₄-P). Las cargas se expresan por unidad de superficie.

AGUAS DE TRANSICIÓN

Como ya se señalaba en la sección de Material y Métodos (Tabla 3), no hay datos del programa RID (OSPAR) de aportes directos para todas las masas de agua. A continuación se muestra la información disponible sobre cargas específicas de nitrógeno y fósforo provenientes de vertidos (suma de urbanos, industriales y de acuicultura).

En el caso de las masas de agua que comprenden solo las zonas exteriores de estuarios (Nerbioi y Oka) se ha considerado lógico asumir que están influidas por los vertidos que se producen en las zonas superiores de dichos estuarios (masas de agua del Nerbioi Interior y del Oka Interior, respectivamente), por lo que se han sumado los vertidos de ambas zonas para el cálculo de las cargas de las masas exteriores.

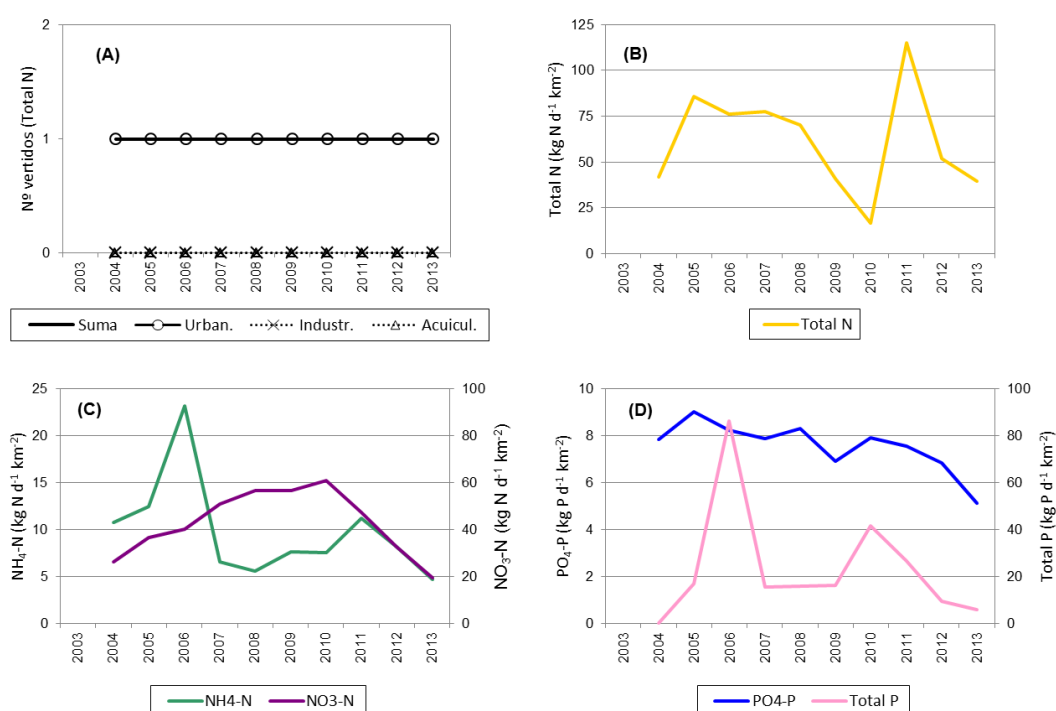


Figura 67 Vertidos a la masa de agua de **transición del Barbadun**, mostrados anualmente entre 2003 y 2013: (A) Número de vertidos para los cuales hay datos de nitrógeno total; (B) Carga de nitrógeno total; (C) Carga de nitrógeno inorgánico disuelto (amonio y nitrato, NH₄-N y NO₃-N, respectivamente); (D) Carga de fósforo total e inorgánico disuelto (PO₄-P). Las cargas se expresan por unidad de superficie.

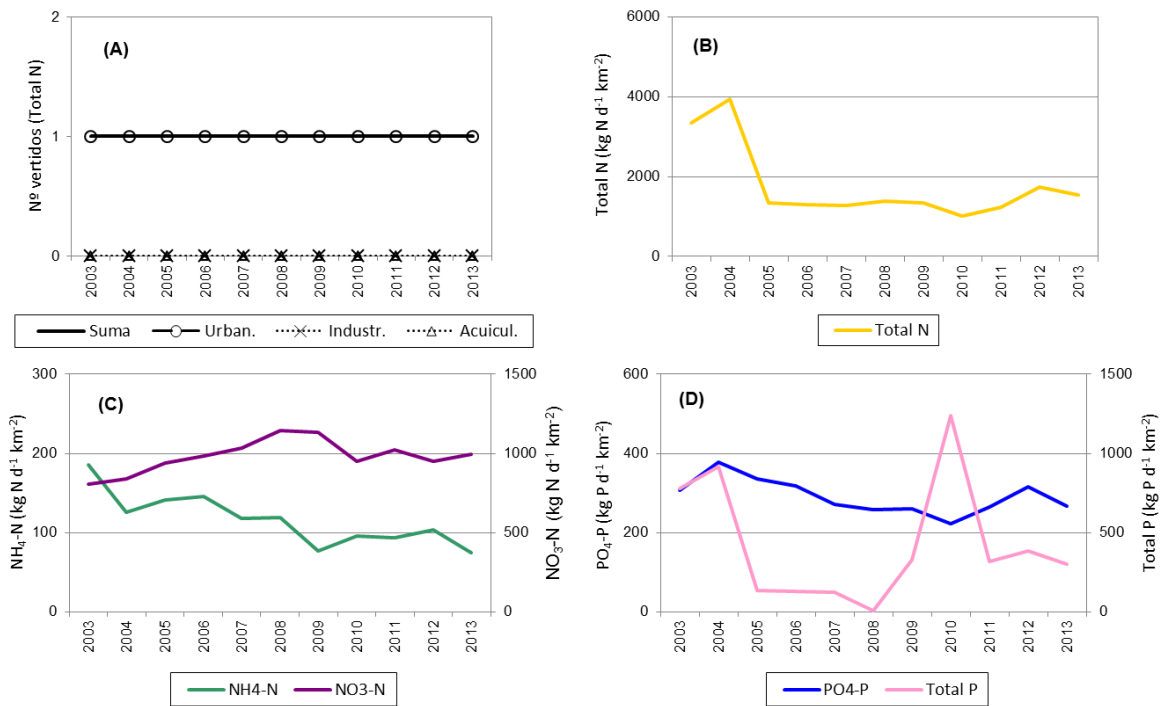


Figura 68 Vertidos a la masa de agua de **transición del Nerbio Interior**, mostrados anualmente entre 2003 y 2013: (A) Número de vertidos para los cuales hay datos de nitrógeno total; (B) Carga de nitrógeno total; (C) Carga de nitrógeno inorgánico disuelto (amonio y nitrato, NH₄-N y NO₃-N, respectivamente); (D) Carga de fósforo total e inorgánico disuelto (PO₄-P). Las cargas se expresan por unidad de superficie.

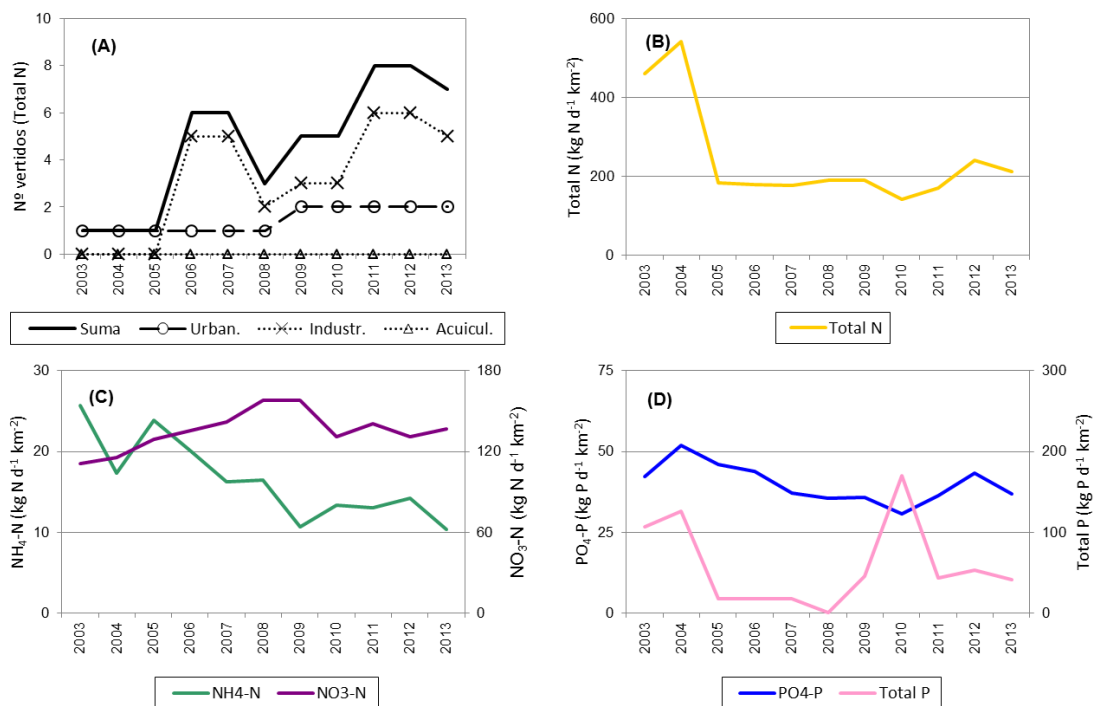


Figura 69 Vertidos a la masa de agua de **transición del Nerbio Exterior**, mostrados anualmente entre 2003 y 2013: (A) Número de vertidos para los cuales hay datos de nitrógeno total; (B) Carga de nitrógeno total; (C) Carga de nitrógeno inorgánico disuelto (amonio y nitrato, NH₄-N y NO₃-N, respectivamente); (D) Carga de fósforo total e inorgánico disuelto (PO₄-P). Las cargas se expresan por unidad de superficie.

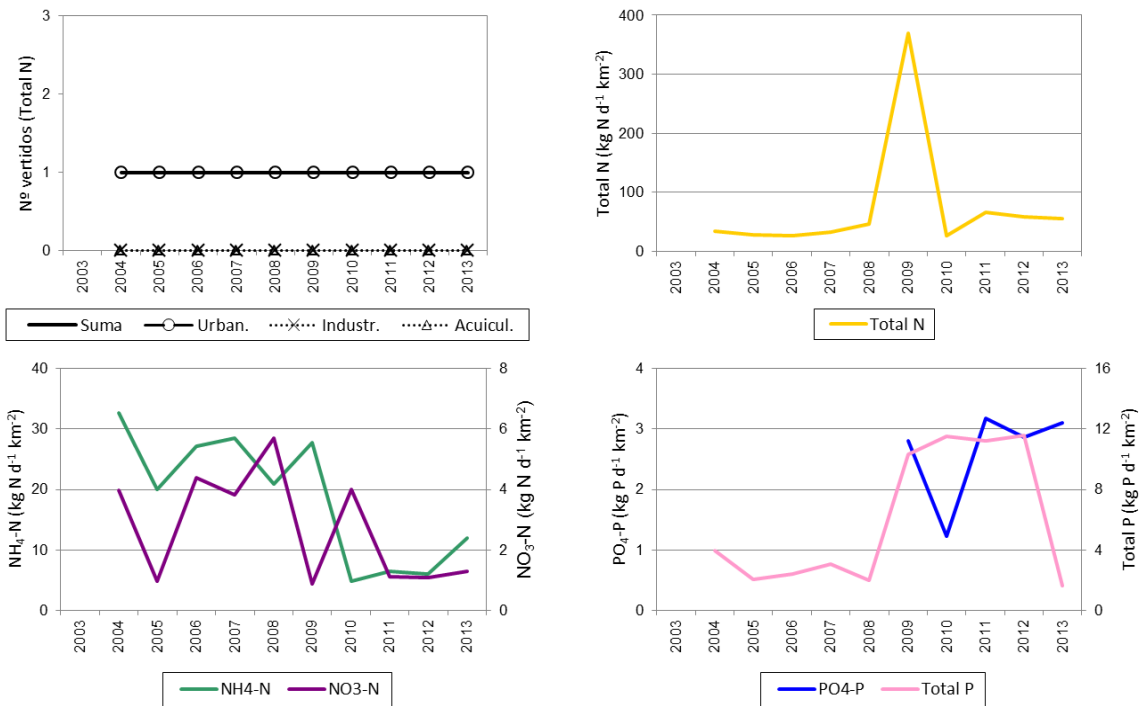


Figura 70 Vertidos a la masa de agua de **transición del Oka Interior**, mostrados anualmente entre 2003 y 2013: (A) Número de vertidos para los cuales hay datos de nitrógeno total; (B) Carga de nitrógeno total; (C) Carga de nitrógeno inorgánico disuelto (amonio y nitrato, NH₄-N y NO₃-N, respectivamente); (D) Carga de fósforo total e inorgánico disuelto (PO₄-P). Las cargas se expresan por unidad de superficie.

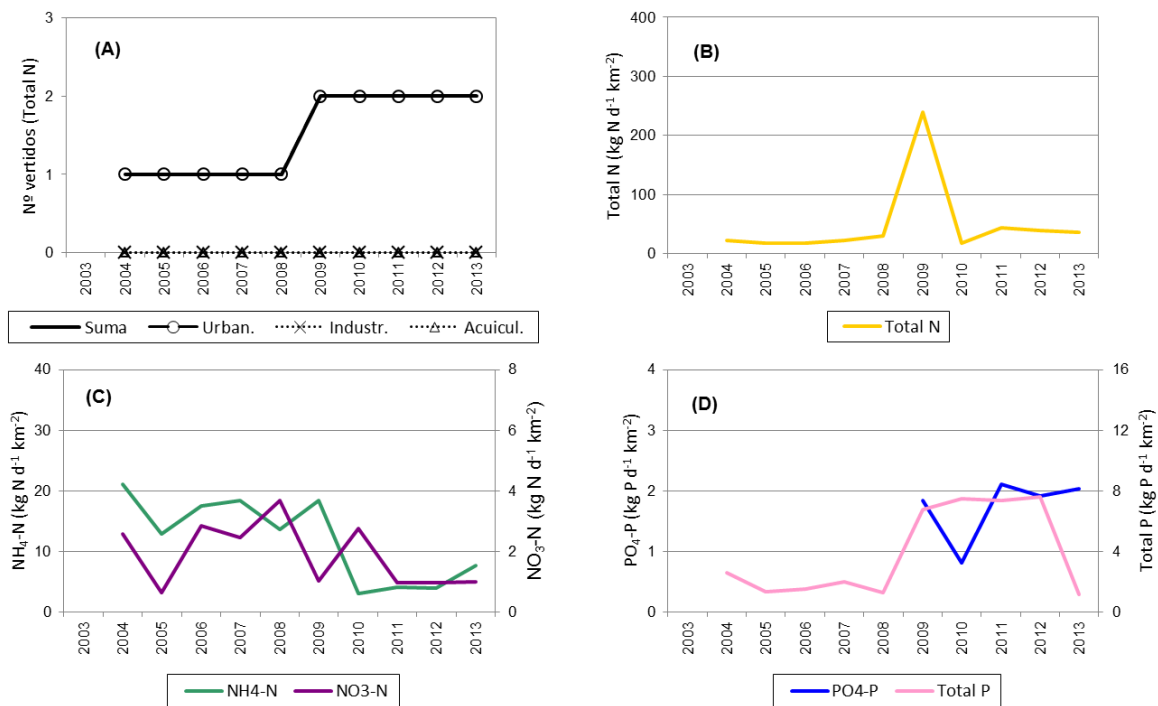


Figura 71 Vertidos a la masa de agua de **transición del Oka Exterior**, mostrados anualmente entre 2003 y 2013: (A) Número de vertidos para los cuales hay datos de nitrógeno total; (B) Carga de nitrógeno total; (C) Carga de nitrógeno inorgánico disuelto (amonio y nitrato, NH₄-N y NO₃-N, respectivamente); (D) Carga de fósforo total e inorgánico disuelto (PO₄-P). Las cargas se expresan por unidad de superficie.

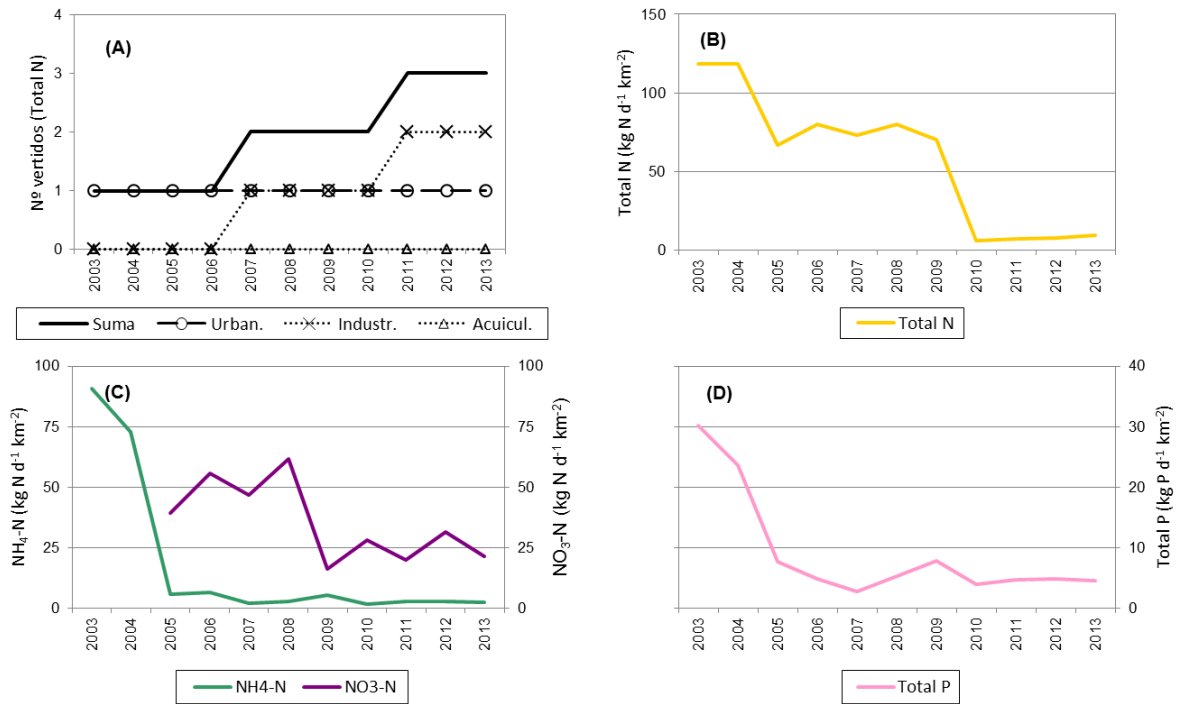


Figura 72 Vertidos a la masa de agua de **transición del Urola**, mostrados anualmente entre 2003 y 2013: (A) Número de vertidos para los cuales hay datos de nitrógeno total; (B) Carga de nitrógeno total; (C) Carga de nitrógeno inorgánico disuelto (amonio y nitrato, NH₄-N y NO₃-N, respectivamente); (D) Carga de fósforo total e inorgánico disuelto (PO₄-P). Las cargas se expresan por unidad de superficie.

ANEXO C – MAPAS CORINE LAND COVER

A continuación se presentan los mapas de usos del suelo de las 12 unidades hidrológicas (U.H.) que vierten a la costa del País Vasco. En el caso de la U.H. del Ibaizabal, debido a que su superficie es muy superior, se ha hecho también una ampliación de la zona cercana al estuario.

Unidad hidrológica del Barbadun

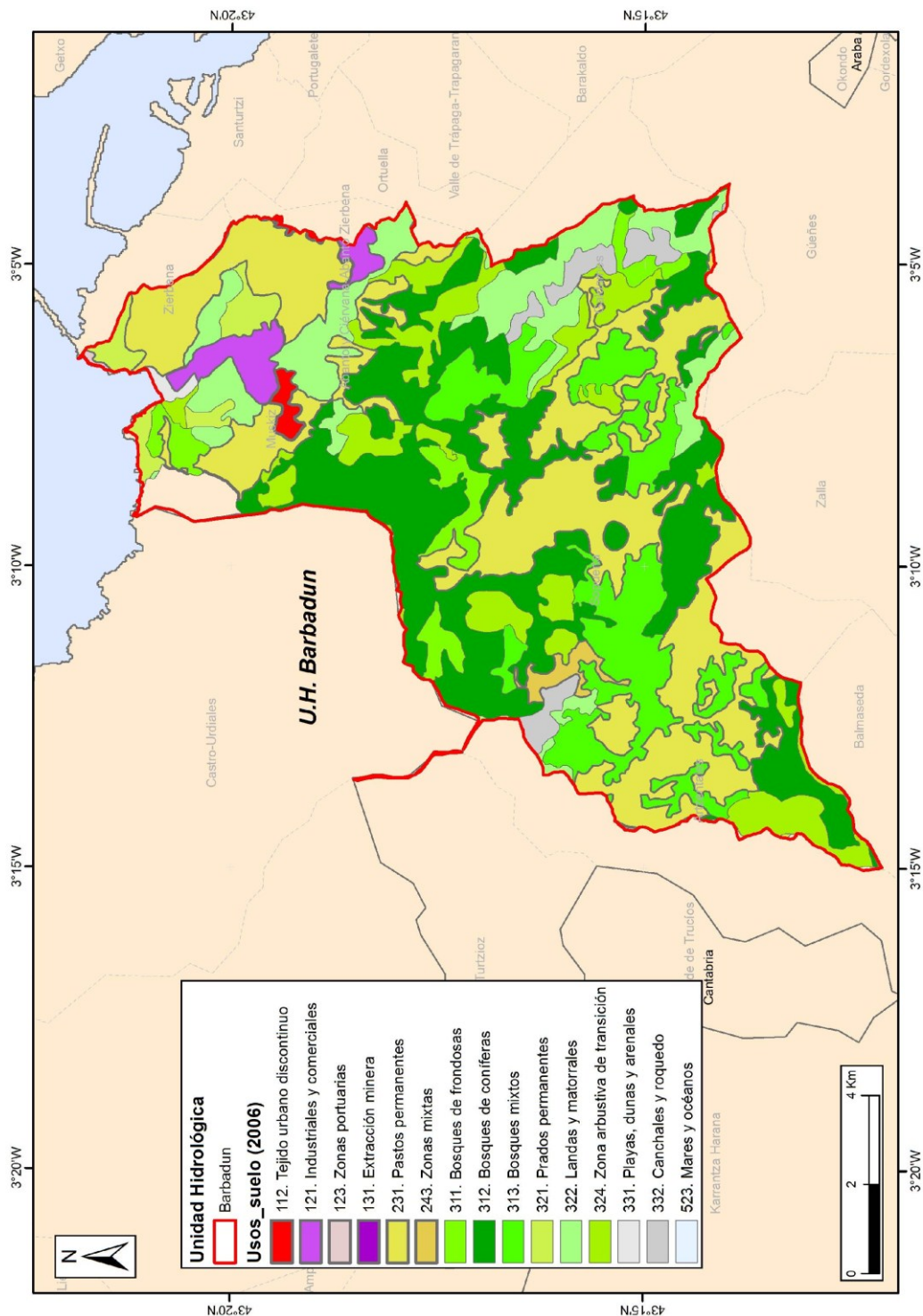


Figura 73 Mapa de usos del suelo CORINE land cover de la unidad hidrológica (U.H.) del Barbadun.

Unidad hidrológica del Ibaizabal

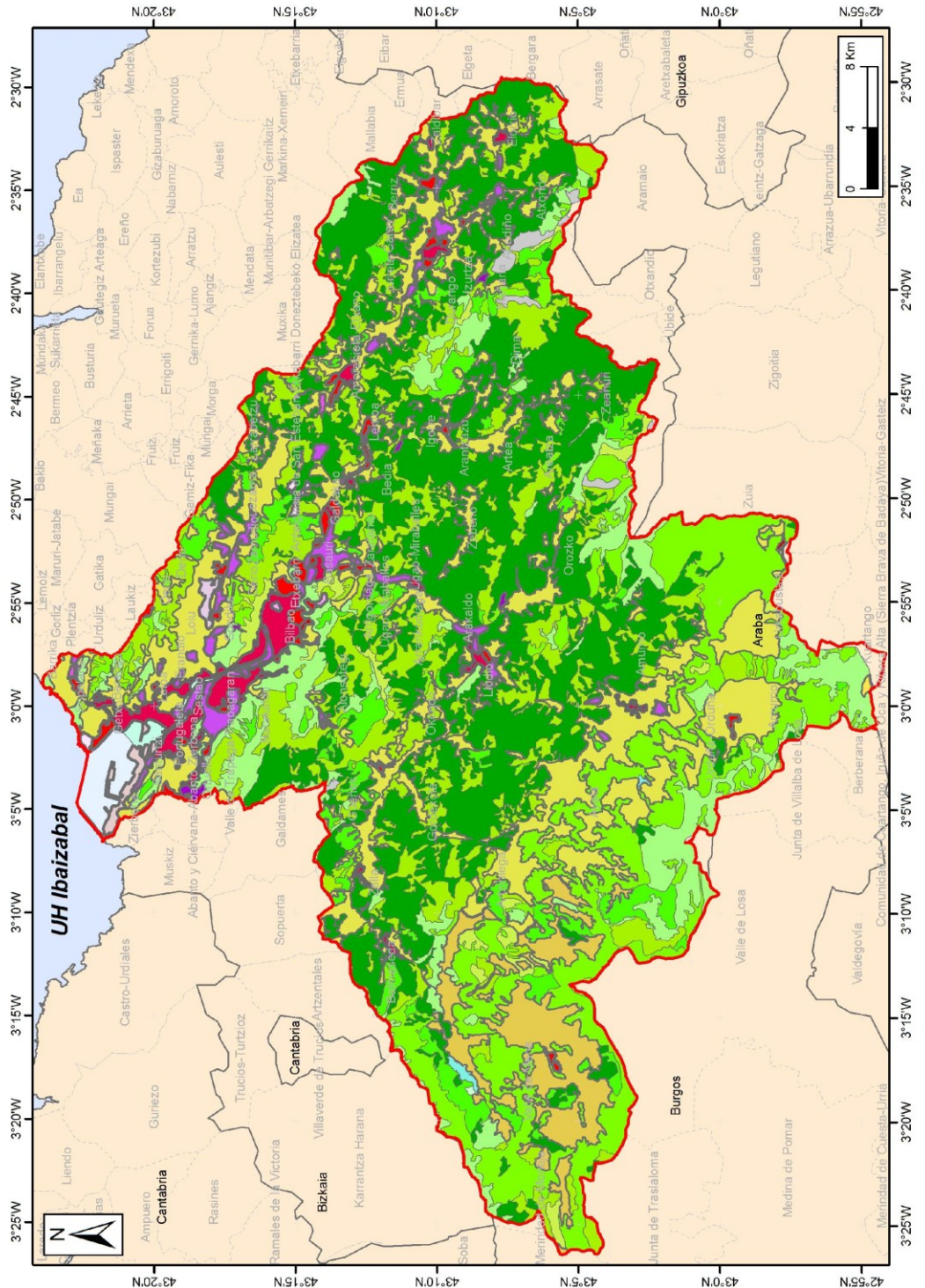


Figura 74 Mapa de usos del suelo CORINE land cover de la unidad hidrológica (U.H.) del Ibaizabal.

Zona próxima al estuario del Nerbioi

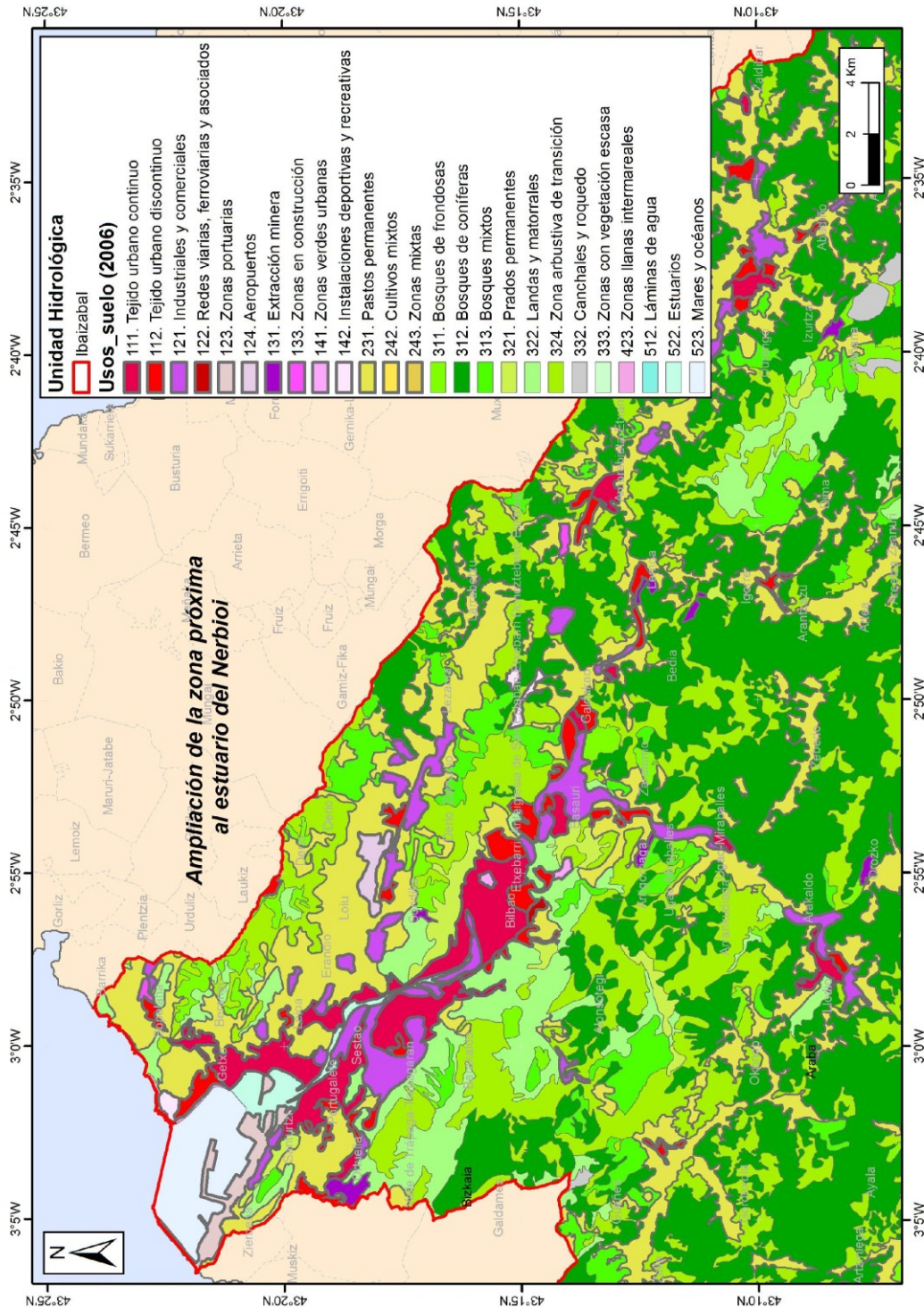


Figura 75 Zoom a la zona próxima al estuario del Nerbioi del mapa de usos del suelo CORINE land cover de la unidad hidrológica (U.H.) del Ibaizabal.

Unidad hidrológica del Butroe

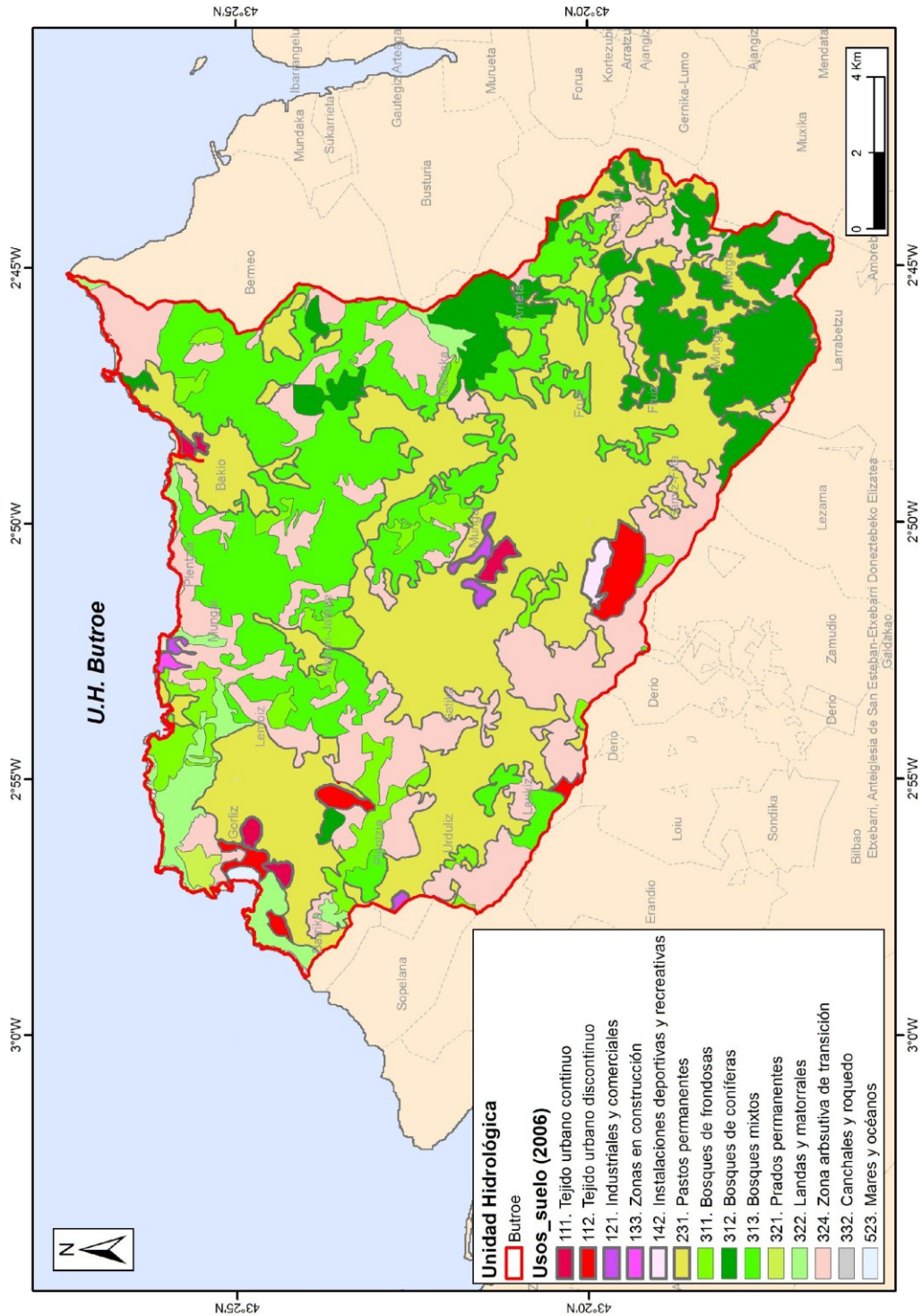


Figura 76 Mapa de usos del suelo CORINE land cover de la unidad hidrológica (U.H.) del Butroe.

Unidad hidrológica del Oka

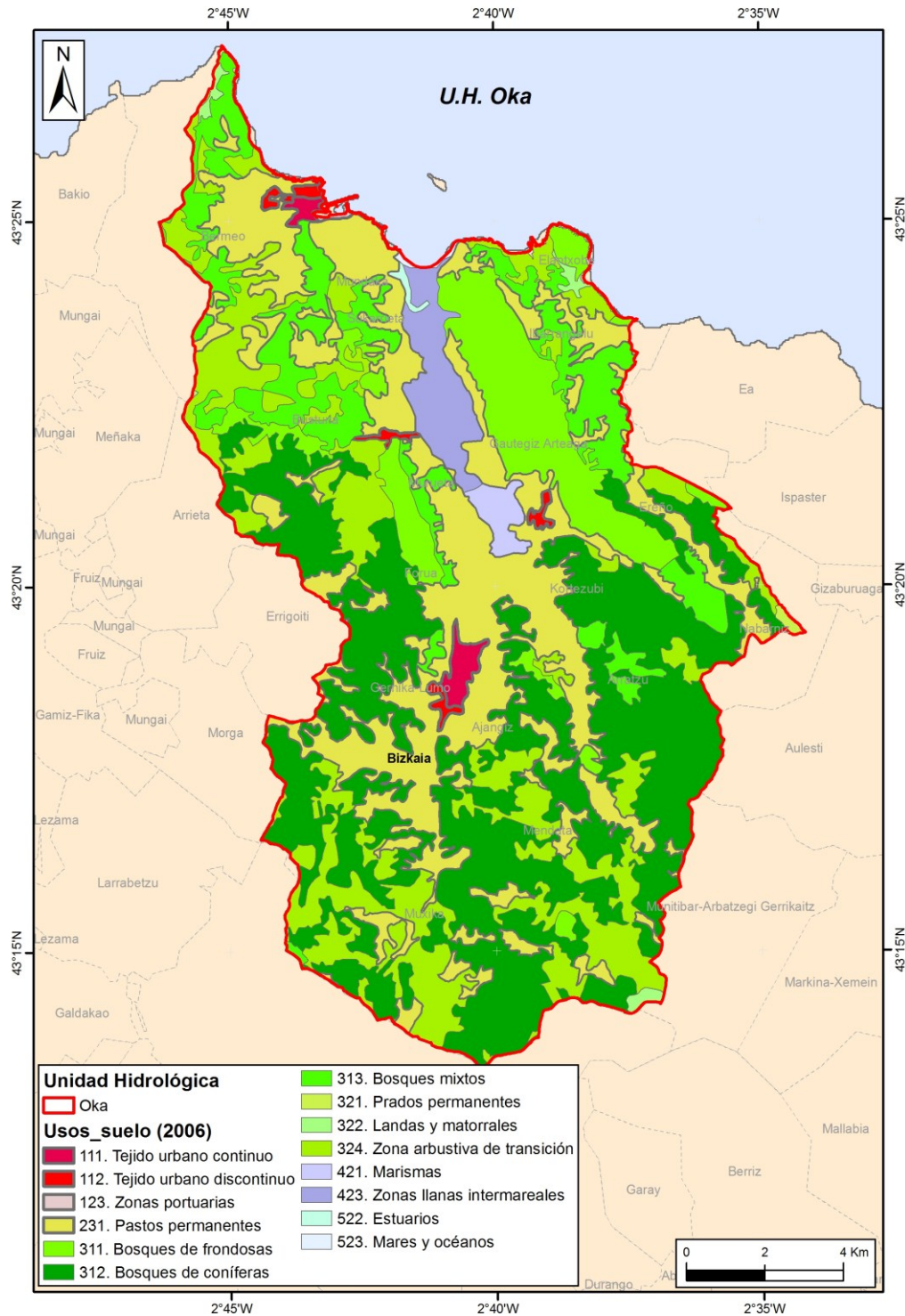


Figura 77 Mapa de usos del suelo CORINE land cover de la unidad hidrológica (U.H.) del Oka.

Unidad hidrológica del Lea

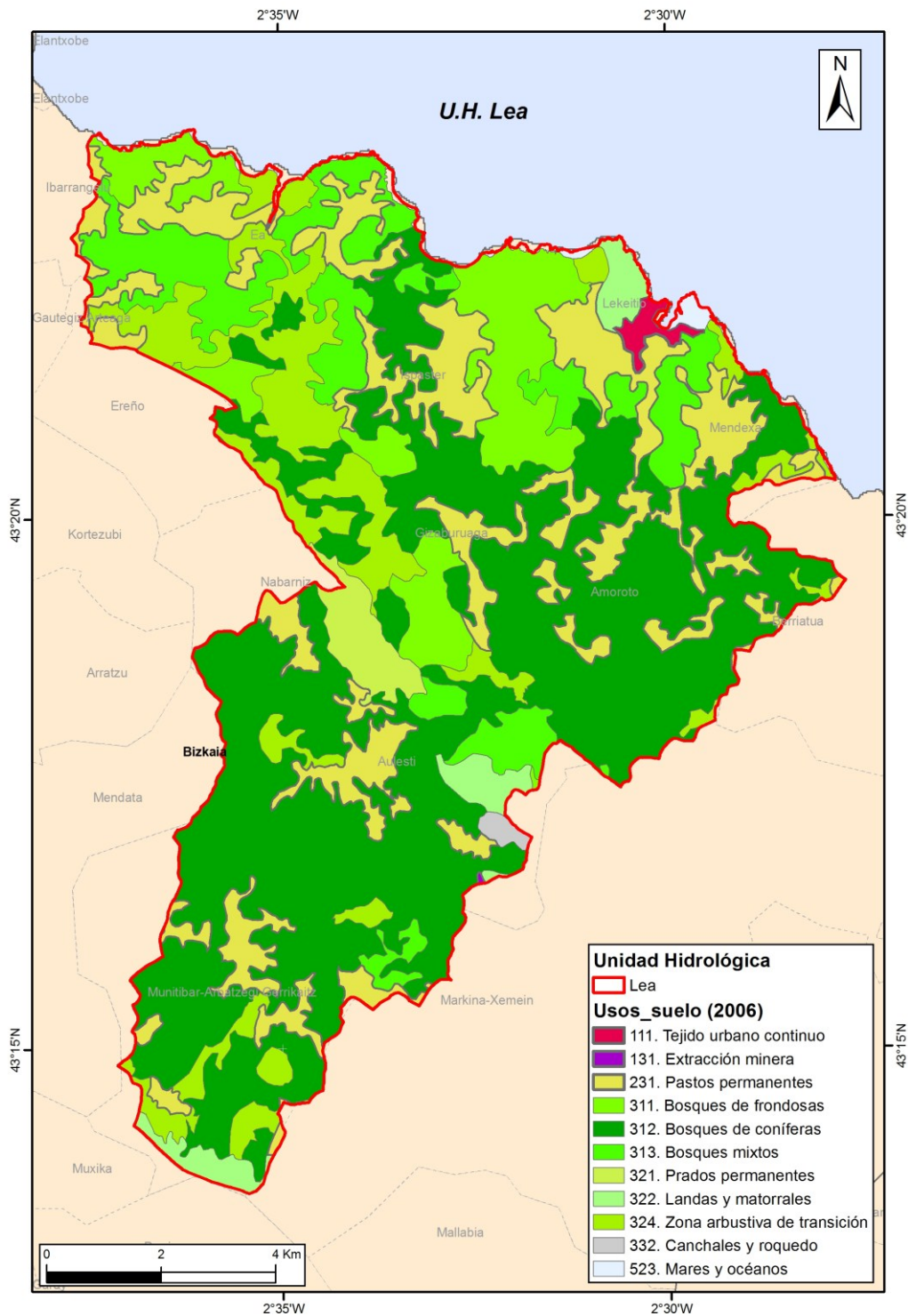


Figura 78 Mapa de usos del suelo CORINE land cover de la unidad hidrológica (U.H.) del Lea.

Unidad hidrológica del Artibai

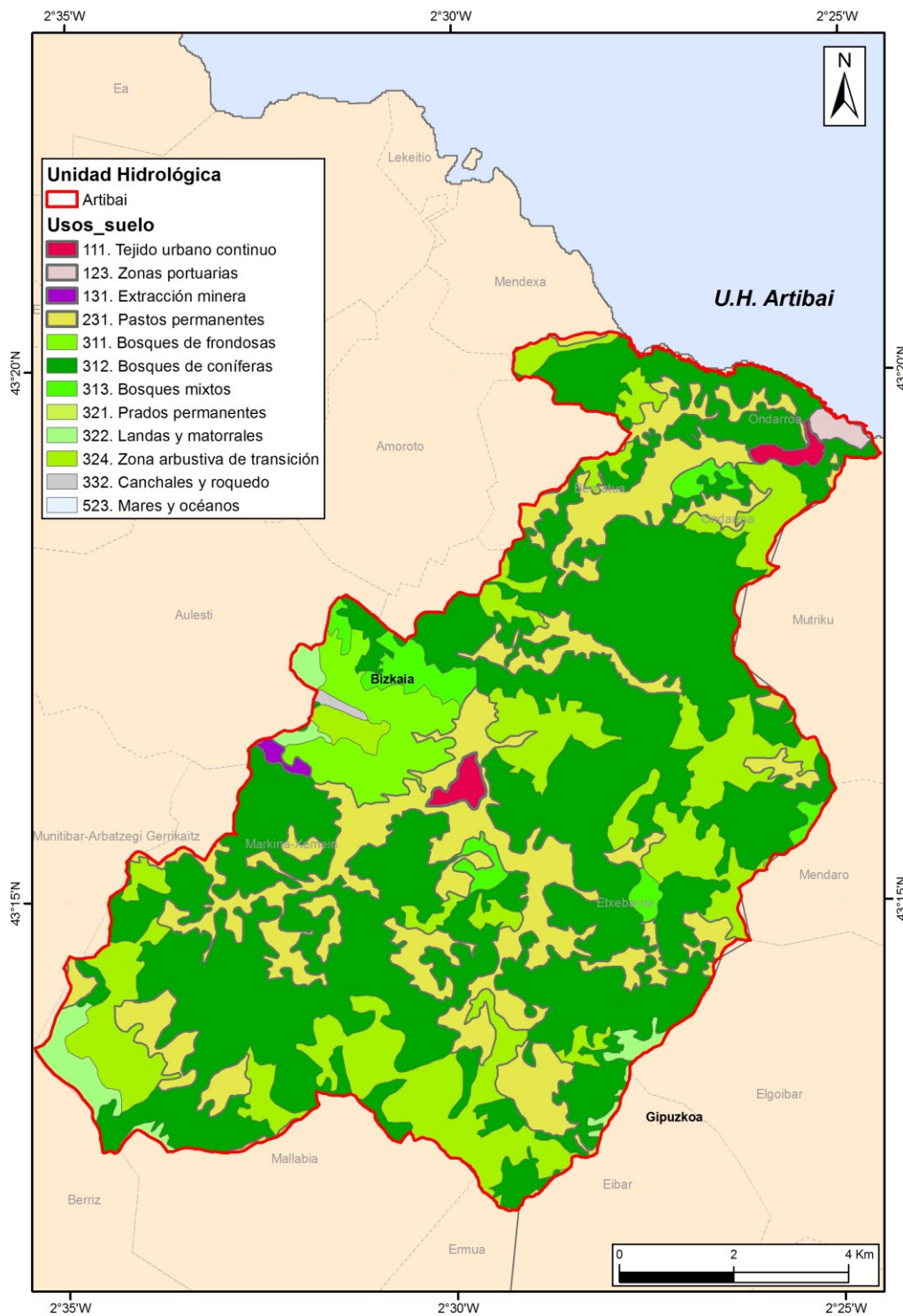


Figura 79 Mapa de usos del suelo CORINE land cover de la unidad hidrológica (U.H.) del Artibai.

Unidad hidrológica del Deba

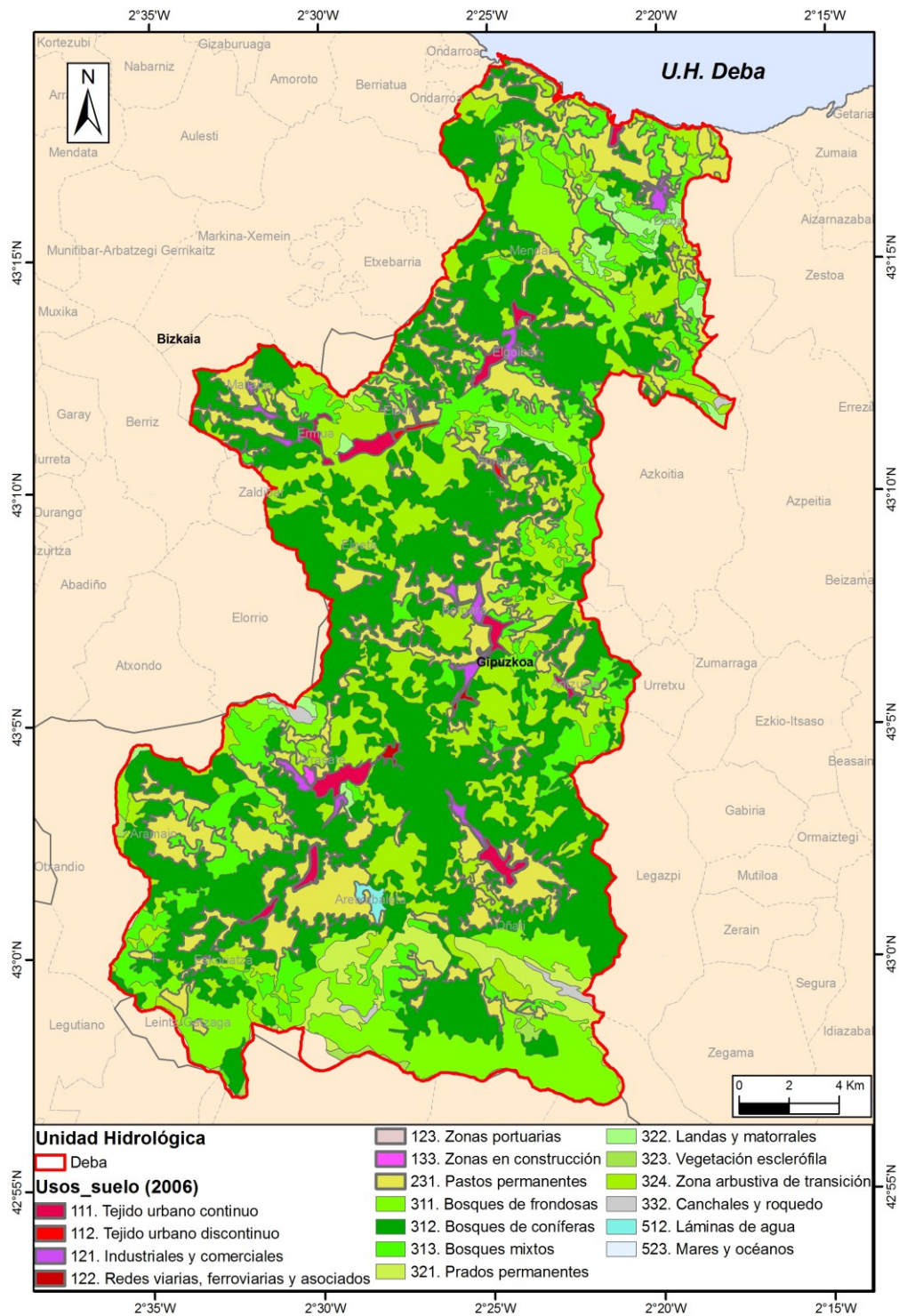


Figura 80 Mapa de usos del suelo CORINE land cover de la unidad hidrológica (U.H.) del Deba.

Unidad hidrológica del Urola

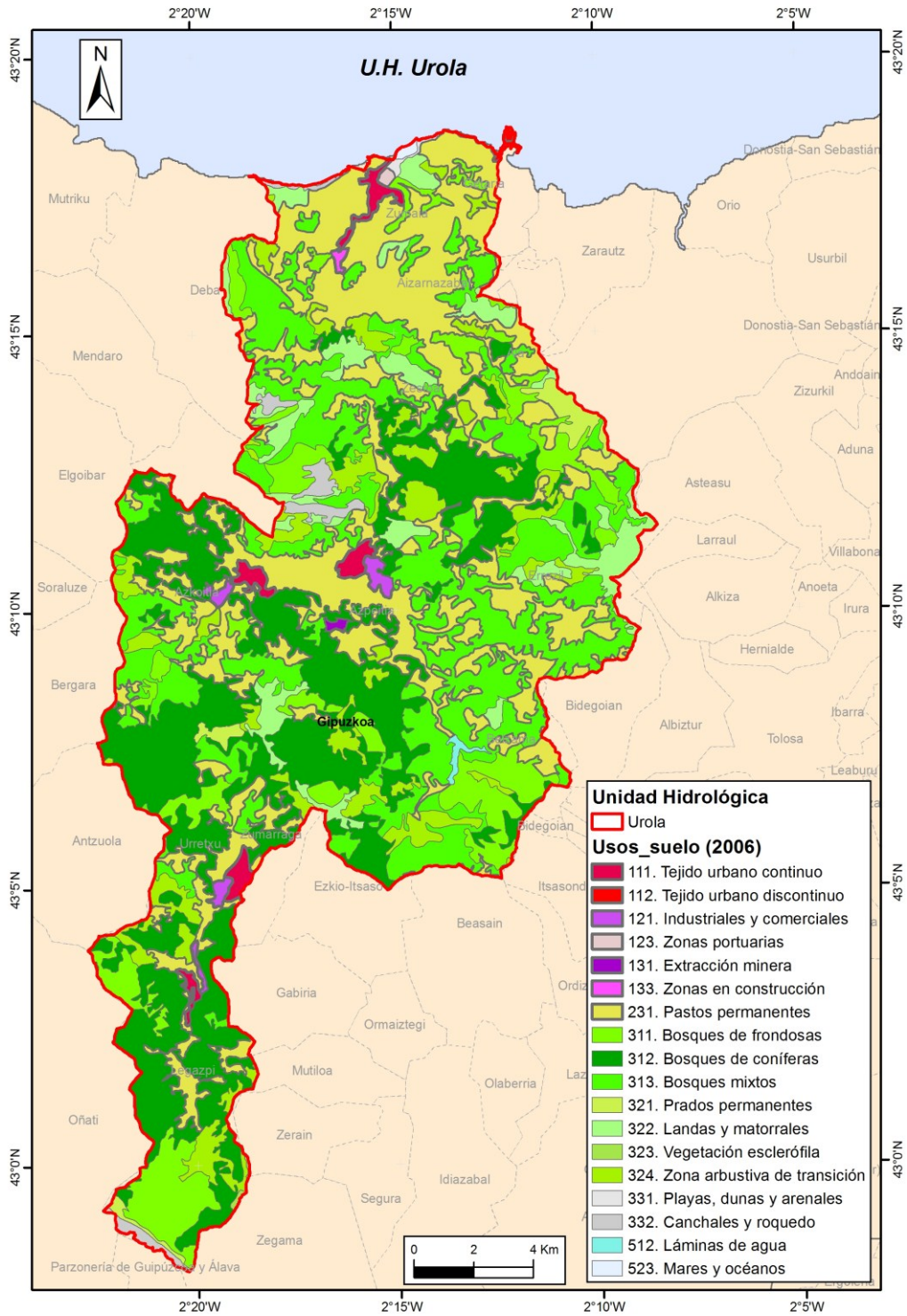


Figura 81 Mapa de usos del suelo CORINE land cover de la unidad hidrológica (U.H.) del Urola.

Unidad hidrológica del Oria

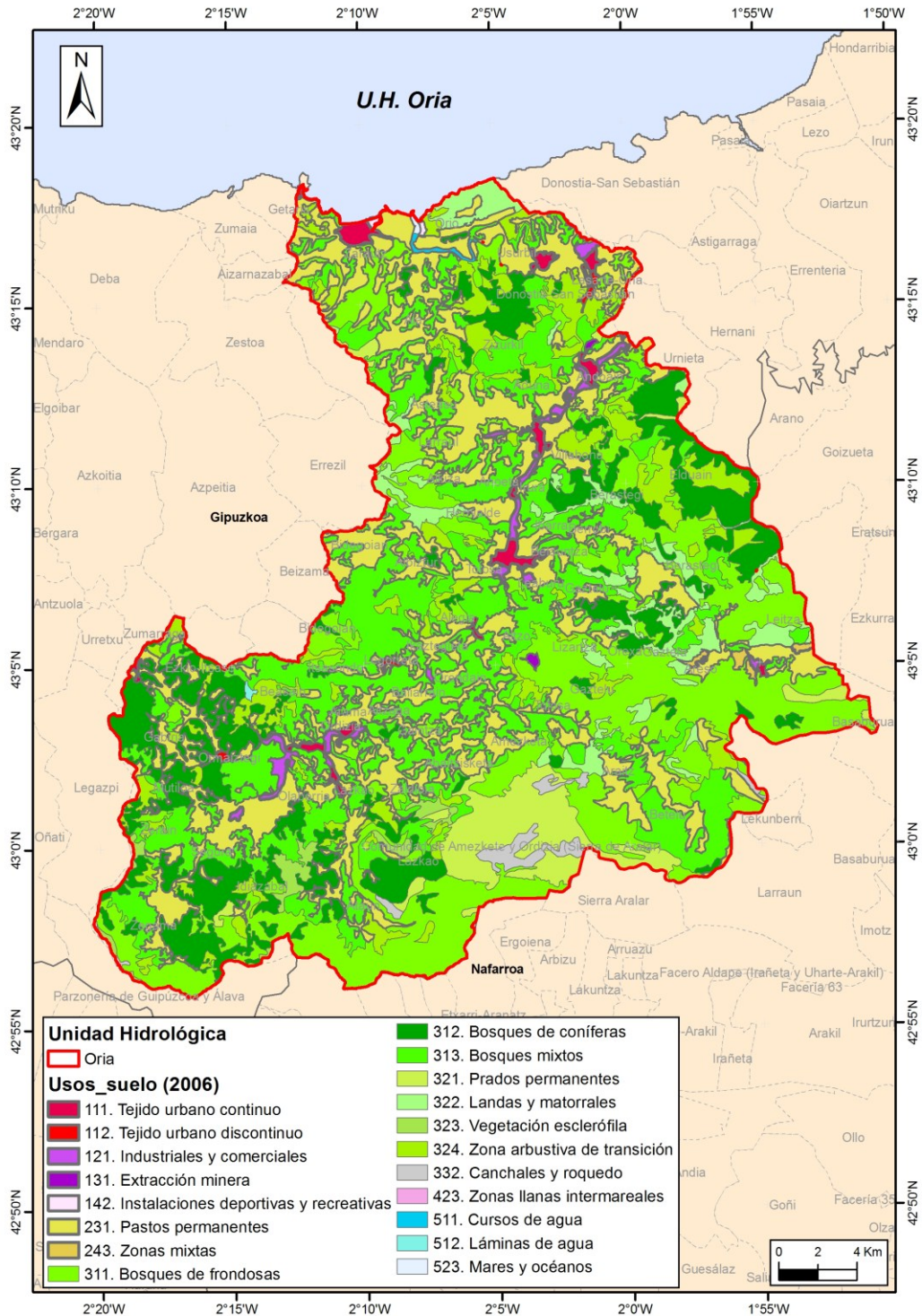


Figura 82 Mapa de usos del suelo CORINE land cover de la unidad hidrológica (U.H.) del Oria.

Unidad hidrológica del Urumea

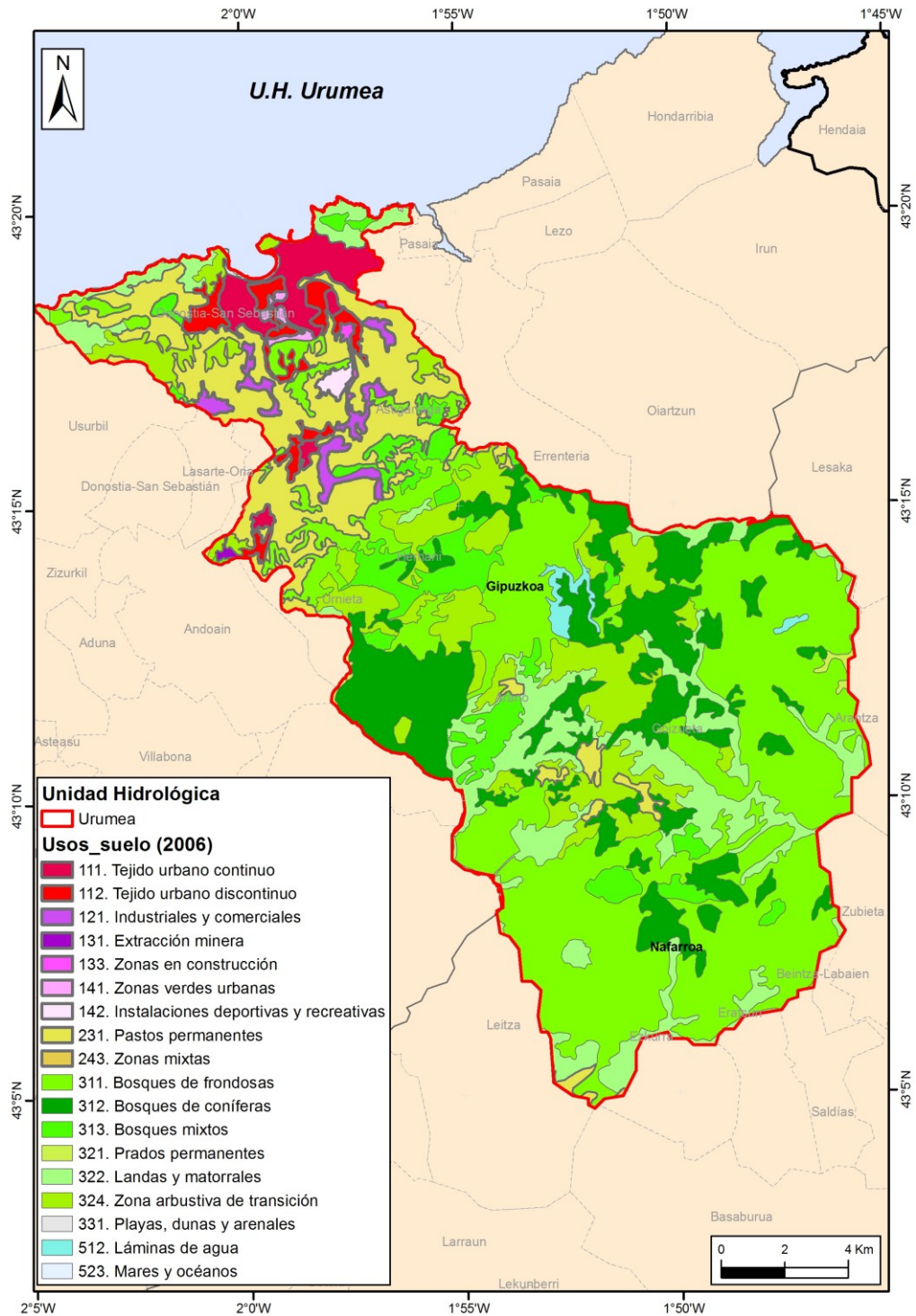


Figura 83 Mapa de usos del suelo CORINE land cover de la unidad hidrológica (U.H.) del Urumea.

Unidad hidrológica del Oiartzun

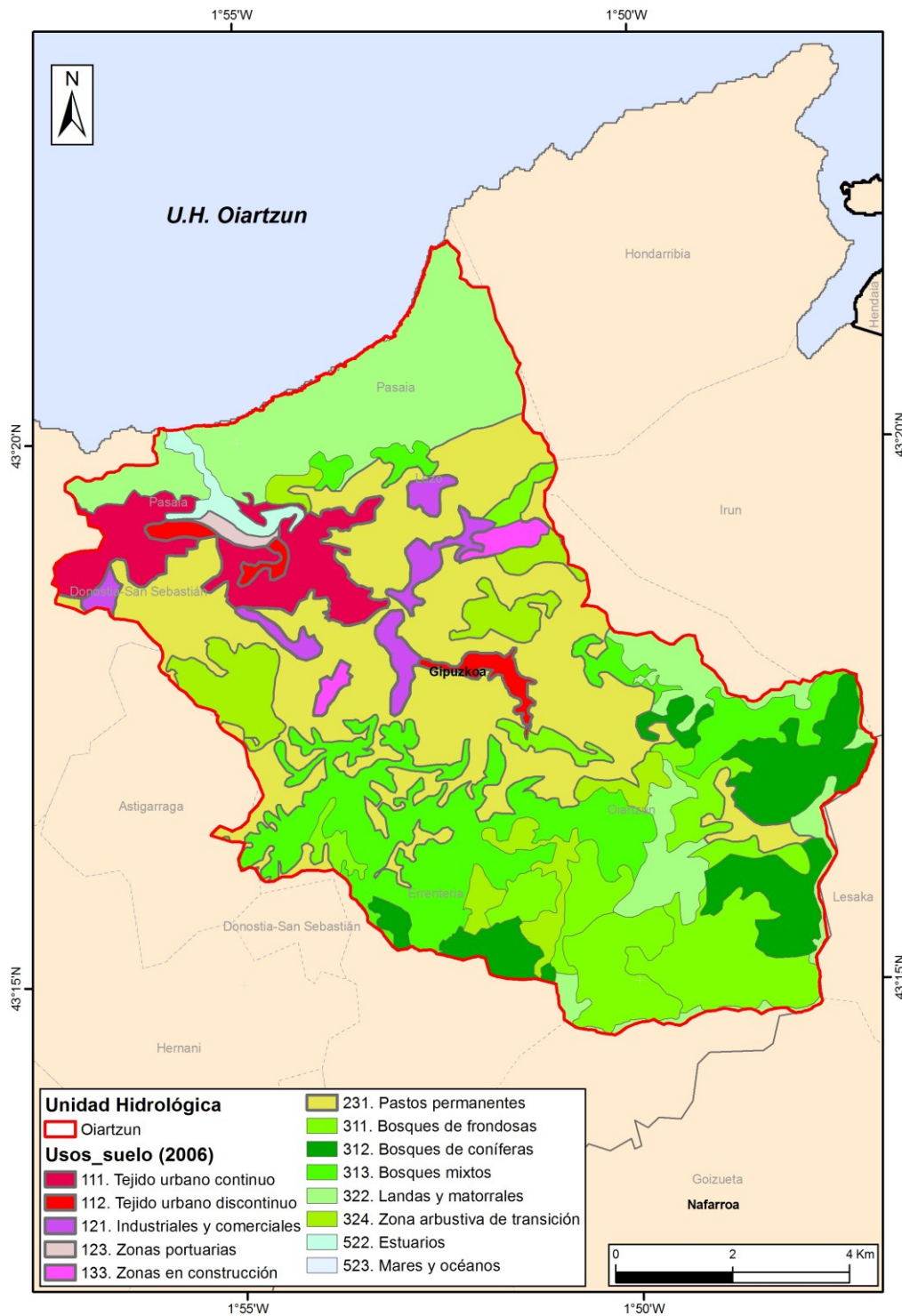


Figura 84 Mapa de usos del suelo CORINE land cover de la unidad hidrológica (U.H.) del Oiartzun.

Unidad hidrológica del Bidasoa

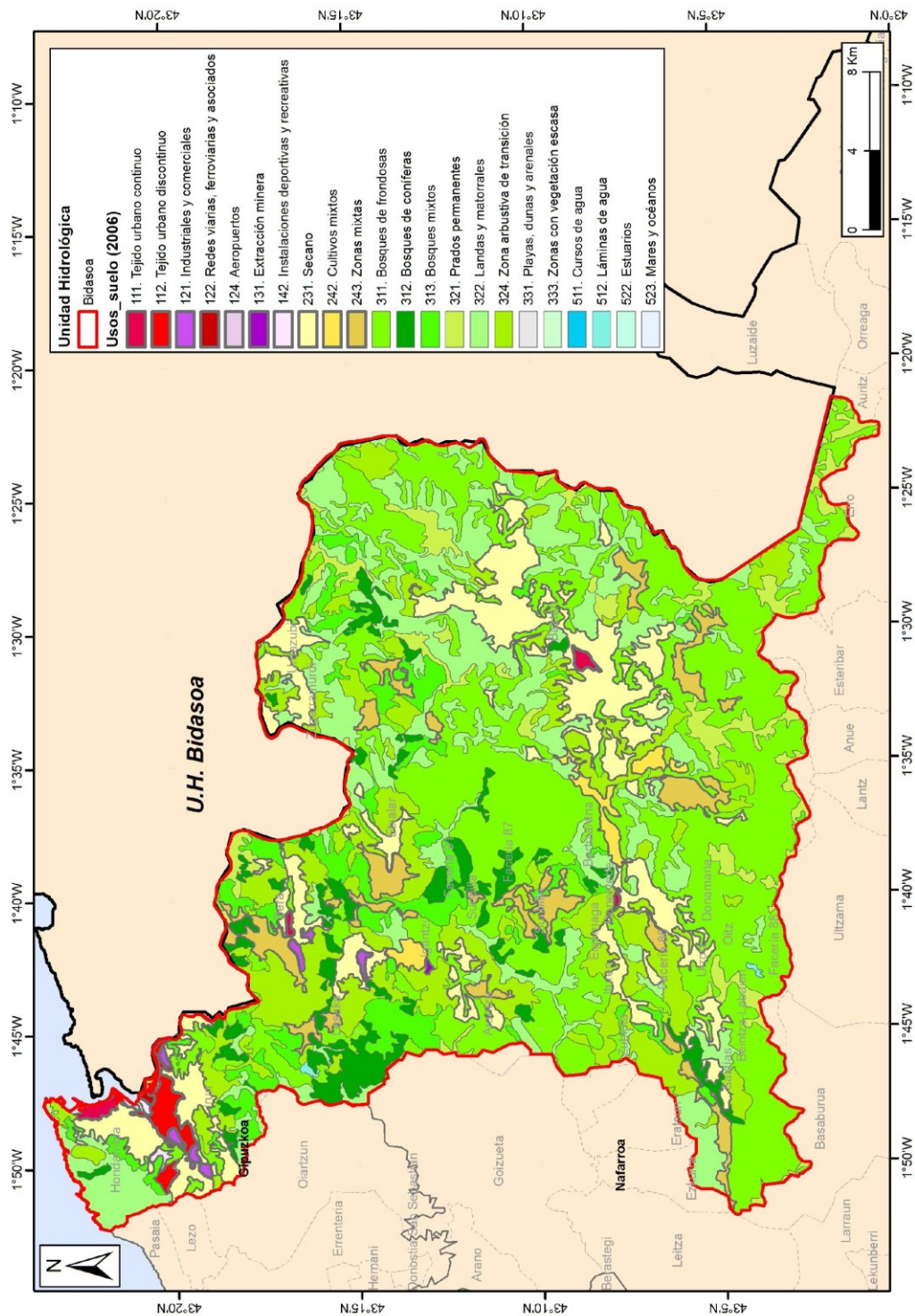


Figura 85 Mapa de usos del suelo CORINE land cover de la unidad hidrológica (U.H.) del Bidasoa.

BIBLIOGRAFÍA

- Aubry A., M. Elliot, 2006. The use of environmental integrative indicators to assess seabed disturbance in estuaries and coasts: Application to the Humber Estuary, UK. *Marine Pollution Bulletin* 53: 175-185.
- Bald, J. 2005. Propuesta para la evaluación del estado físico-químico de las aguas costeras y de transición del País Vasco. Tesis doctoral, Universidad de Navarra.
- Bald, J., A. Borja, I. Muxika, J. Franco, V. Valencia, 2005. Assessing reference conditions and physico-chemical status according to the European Water Framework Directive: A case-study from the Basque Country (Northern Spain). *Marine Pollution Bulletin* 50: 1508-1522.
- Bald, J. 2013. Estado de los recursos de almeja y berberecho en los estuarios del Oka, Butrón y Bidasoa (1998-2013). Informe inédito para el Dpto. Medio Ambiente, Planificación Territorial, Agricultura y Pesca del Gobierno Vasco. 72 pp.
- BOE, 1998. Instrumento de Ratificación del Convenio para la Protección del Medio Ambiente Marino del Atlántico del Nordeste, hecho en Paris, 22 de septiembre de 1992. *Boletín Oficial del Estado* Núm. 150, pp. 20663-20675.
- BOE, 2008. Orden ARM/2656/2008 de 10 de septiembre, por la que se aprueba la Instrucción de Planificación Hidrológica. *Boletín Oficial del Estado* Núm. 229, pp. 38472-38582.
- BOE, 2013. Real Decreto 400/2013, de 7 de junio, por el que se aprueba el Plan Hidrológico de la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Oriental. *Boletín Oficial del Estado* Núm. 137, pp. 43501-43601.
- Borja, A., D.M. Dauer, 2008. Assessing the environmental quality status in estuarine and coastal systems: Comparing methodologies and indices. *Ecological Indicators* 8: 331-337.
- Borja, A., O. Solaun, I. Galparsoro, E.M. Tello, I. Muxika, V. Valencia, 2004. Análisis de las presiones e impactos en los estuarios y costa del País Vasco, que impiden alcanzar el Buen Estado Ecológico. Informe de la Fundación AZTI para la Dirección de Aguas del Departamento de Ordenación del Territorio y Medio Ambiente del Gobierno Vasco, 287 pp.
- Borja, A., I. Galparsoro, O. Solaun, I. Muxika, E.M. Tello, A. Uriarte, V. Valencia, 2006. The European Water Framework Directive and the DPSIR, a methodological approach to assess the risk of failing to achieve good ecological status. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 66: 84-96.
- Borja, A., M.J. Belzunce, J. Franco, M. Garmendia, I. Muxika, M. Revilla, V. Valencia, 2009. Informe sobre zonas sensibles a la eutrofización en el País Vasco. Informe de la Fundación AZTI-Tecnalia para Agencia Vasca del Agua- Uraren Euskal Agentzia, 193 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, S. Seoane, J.C. Sola, A. Manzanos, 2014. Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Informe de AZTI-Tecnalia para la Agencia Vasca del Agua. 657 pp.
- Bricker, S.B, C.G. Clement, D.E. Pirhalla, S.P. Orlando, D.R.G. Farrow, 1999. National Estuarine Eutrophication Assessment: Effects of Nutrient Enrichment in the Nation's Estuaries. 71 pp. NOAA, National Ocean Service, Special Projects Office and the National Centers for Coastal Ocean Science, Silver Spring, MD.

- Carletti, A., A.S. Heiskanen, 2009 Water Framework Directive intercalibration technical report; Part 3: Coastal and Transitional waters. JRC Scientific and Technical Reports. EUR 23838 EN/3 – 2009.
- Comisión Europea, 2000. Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. Diario Oficial de la Unión Europea, L327. 72 pp.
- Comisión Europea, 2008. Commission Decision of 30 October 2008 establishing, pursuant to Directive 2000/60/EC of the Parliament and of the Council, the values of the Member State monitoring system classifications as a result of the intercalibration exercise. Official Journal of the European Union, L332. 44 pp.
- Comisión Europea, 2013. Decisión 2013/480/EU, Decisión de la Comisión de 20 de septiembre de 2013 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 2008/915/CE. Diario Oficial de la Unión Europea, L266. 47 pp.
- Díaz, E., A. Maceira, K. Abaroa, 2014. Caracterización de la Pesquería de la angula: temporada 2013-2014. Informe elaborado por AZTI-Tecnalia para la Dirección de Pesca y Acuicultura, Viceconsejería de Desarrollo Agrario y Pesquero, Dpto. de Agricultura, Pesca y Alimentación, Eusko Jaurlaritz - Gobierno Vasco.
- Elliott, M. 2002. The role of the DPSIR approach and conceptual models in marine environmental management: an example for offshore wind power. Marine Pollution Bulletin 44: iii-vii.
- Ferreira, J.G., S.B. Bricker, T.C. Simas, 2007. Application and sensitivity testing of a eutrophication assessment method on coastal systems in the United States and European Union. Journal of Environmental Management 82: 433-445.
- Ferreira, J.G., J.H. Andersen, A. Borja, S.B. Bricker, J. Camp, M. Cardoso da Silva, E. Garcés, A.-S. Heiskanen, C. Humborg, L. Ignatiades, C. Lancelot, A. Menesguen, P. Tett, N. Hoepffner, U. Claussen, 2011. Overview of eutrophication indicators to assess environmental status within the European Marine Strategy Framework Directive. Estuarine, Coastal and Shelf Science 93: 117-131.
- Flo, E., J. Camp, E. Garcés, 2011. Assessment of pressure methodology for biological quality element phytoplankton in Catalonia, Spain: Land Uses Simplified Index (LUSI). Working document of the Water Framework Directive Intercalibration.
- Garmendia, M., S. Bricker, M. Revilla, A. Borja, J. Franco, J. Bald, V. Valencia, 2012. Eutrophication assessment in Basque estuaries: Comparing a North American and a European method. Estuaries and Coasts 35: 991-1006.
- Garmendia, M., M. Revilla, L. Zarauz, 2013. Testing the usefulness of a simple automatic method for particles abundance and size determination to derive cost-effective phytoplankton indicators, in large monitoring networks. Hydrobiologia 704: 231-252.
- Garmendia, M., 2013. Testing tools for the assessment of phytoplankton biological status and eutrophication, within the Basque coast (southeastern Bay of Biscay). Tesis doctoral, Universidad del País Vasco. 382 pp.
- Gasiunaite, Z.R., A.C. Cardoso, A.-S. Heiskanen, P. Henriksen, P. Kauppila, I. Olenina, R. Pilkaityte, I. Purina, A. Razinkovas, S. Sagert, H. Schubert, N. Wasmund, 2005. Seasonality of coastal phytoplankton communities in the Baltic Sea: influence of salinity and eutrophication. Estuarine, Coastal and Shelf Science 65 (1-2): 239-252.
- 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.

- Holligan, P.M. 1992. Do marine phytoplankton influence global climate? In: Falkowski P.G., Woodhead A.D. (Eds.) Primary productivity and biogeochemical cycles in the sea. Plenum Press, New York, 487–501.
- Ketchum, B.H. 1954. Relation between circulation and planktonic populations in estuaries. *Ecology* 35: 191-200.
- Lugoli, F., M. Garmendia, S. Lehtinen, P. Kauppila, S. Moncheva, M. Revilla, L. Roselli, N. Slabakova, V. Valencia, K.M. Dromph, A. Basset, 2012. Application of a new multi-metric phytoplankton index to the assessment of ecological status in marine and transitional waters. *Ecological Indicators* 23: 338-355.
- Ministerio de Medio Ambiente, 2007. Manual para la elaboración del Informe anual del Programa RID (Riverine Inputs and Direct Discharges). Convenio OSPAR relativo a la protección del medio ambiente marino del Atlántico Nordeste. Parte 1 Emisiones indirectas al mar a través de los ríos. Centro de Publicaciones. Secretaría General Técnica. 85 pp. http://www.magrama.gob.es/es/agua/publicaciones/manual_rid_tcm7-29018.pdf.
- Muylaert, K., K. Sabbe, W. Vyverman, 2009. Changes in phytoplankton diversity and community composition along the salinity gradient of the Schelde estuary (Belgium/The Netherlands). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 82: 335–340.
- Revilla, M., A. Borja, J. Bald, J. Franco, V. Valencia, 2008a. A method based on chlorophyll-a concentration for the assessment of phytoplankton status in coastal and transitional waters. XI International Symposium on Oceanography of the Bay of Biscay. 2-4 April, 2008. *Revista de Investigación Marina* 3, 219–220; <http://www.azti.es>.
- Revilla, M., O. Briz-Miquel, P. Carrillo de Albornoz, M. Escalona, P. García, X. Guinda, P. Pérez, V. Pérez, N. Rodríguez, P. Serret, 2008b. Description of national methods included in the Intercalibration. Spain Member State Report for the Phytoplankton Element: Coastal Waters NEA 1/26 type. January 2, 2008. Technical Report.
- Revilla, M., J. Franco, J. Bald, A. Borja, A. Laza, S. Seoane, V. Valencia, 2009a. 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., A. Borja, P. García, X. Guinda, J.A. Juanes, A. Puente, E. Zapico, 2009b. Description of National Methods: Spanish Phytoplankton Tool for North East Atlantic Transitional Waters (NEA TW). Part 1- Cantabrian estuaries (Bay of Biscay). November 23, 2009. Technical Report. 19 pp.
- Revilla, M., M. Garmendia, J. Franco, A. Borja, 2010. A new method for phytoplankton quality assessment in the Basque estuaries (northern Spain), within the European Water Framework Directive. *Revista de Investigación Marina* 17(7): 149-164; <http://www.azti.es>.
- Revilla, M., A. Borja, J. Franco, I. Menchaca, V. Valencia, I. Zorita, 2011. Estudio de la sensibilidad a la eutrofización de los estuarios del País Vasco en 2010. Informe elaborado por AZTI-Tecnalia para la Agencia Vasca del Agua – Uraren Euskal Agentzia. 63 pp + Anexos.
- Revilla, M., A. 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 – Uraren Euskal Agentzia. 102 pp.
- Revilla, M., I. Muxika, V. Valencia, 2013. Análisis de la calidad del agua e informe anual del estado de los estuarios de Gipuzkoa: Año 2013. Informe elaborado por AZTI Tecnalia para la Diputación Foral de Gipuzkoa, Departamento de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. 64 pp.

- Rivas, V., A. Cendrero, 1992. Análisis histórico de la evolución superficial de los estuarios del País Vasco. *Lurralde* 15: 199-227.
- Sigman, D.M., M.P. Hain, 2012. The Biological Productivity of the Ocean: Section 1. *Nature Education Knowledge* 3 (10): 21.
- Smith, R.A., E.S. Gregory, R.B. Alexander, 1997. Regional interpretation of water-quality monitoring data. *Water Resources Research* 33 (12): 2781-2798.
- Solaun, O., I. Zorita, A. del Campo, M. Revilla, A. Borja, 2011. Perfiles de las aguas de baño de la zona litoral de la CAPV 2011. Informe realizado por Fundación AZTI-Tecnalia para la Agencia Vasca del Agua - Uraren Euskal Agentzia. 508 pp.
- URA, 2014. Esquema de Temas Importantes del segundo ciclo de planificación hidrológica: 2015-2021. Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Oriental. Ámbito de las Cuencas Internas del País Vasco. 224 pp.
- Valencia, V., J. Franco, 2004. Main characteristics of the water masses. In: Borja, Á. & Collins, M. (Eds.). *Oceanography and Marine Environment of the Basque Country*, Elsevier Oceanography Series 70: 198–232.
- Valencia, V., J. Franco, A. Borja, A. Fontán, 2004a. Hydrography of the southeastern Bay of Biscay. In: Borja, Á. & Collins, M. (Eds.). *Oceanography and Marine Environment of the Basque Country*, Elsevier Oceanography Series 70: 159-194.
- Valencia, V., A. Borja, J. Franco, I. Galparsoro, E. Tello, 2004b. Medio físico y dinámica de los estuarios de la Costa Vasca. Aplicaciones en Ecología y Gestión. Informe elaborado por AZTI para el Departamento de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio del Gobierno Vasco. 92 pp. Inédito.
- Zacharias, I., A. Parasidoy, E. Bergmeier, G. Kehayias, E. Dimitriou, P. Dimopoulos, 2008. A “DPSIR” model for Mediterranean temporary ponds: European, national and local scale comparisons. *Annales del Limnologie-International Journal of Limnology* 44: 253-266.
- Zaldivar, J.M., A.C. Cardoso, P. Viaroli, A. Newton, R. de Wit, C. Ibanez, S. Reizopoulou, F. Somma, A. Razinkovas, A. Basset, M. Holmer, N. Murray. 2008. Eutrophication in transitional waters: an overview. *Transitional Waters Monographs* 1: 1-78.