



EAE ARTEKO ARROAK  
(EBROKO ARROA)

CUENCAS INTERCOMUNITARIAS  
(CUENCA EBRO)



EAE ARTEKO ARROAK  
(IPAR ARROA)

CUENCAS INTERCOMUNITARIAS  
(CUENCA NORTE)



EAE BARNEKO ARROAK

CUENCAS INTRACOMUNITARIAS

# EAE-KO GAINAZALEKO UR-MASEN KARAKTERIZAZIOA

III. ALEA: EAE-KO URTEGIEN EZAUGARRIEN BILKETA

## CARACTERIZACIÓN DE LAS MASAS DE AGUA SUPERFICIALES DE LA CAPV

TOMO III: CARACTERIZACIÓN DE LOS EMBALSES DE LA CAPV

2002KO UZTAILA / JULIO DE 2002

EUSKO JAURLARITZA



GOBIERNO VASCO

LURRALDE ANTOLAMENDU ETA  
INGURUMEN SAILA  
Uher Zuzendaritza

DEPARTAMENTO DE ORDENACIÓN  
DEL TERRITORIO Y MEDIO AMBIENTE  
(Dirección de Aguas)



## ÍNDICE

1.	Introducción.....	1
1.1	Marco científico-técnico.....	1
1.1.1	Problemática en la gestión de embalses.....	5
1.2	Directiva marco del agua.....	7
1.2.1	El estado ecológico de las aguas según la Directiva Marco.....	8
1.2.2	Establecim. de condic. de referencia para tipos de masas de agua superficial	12
1.3	Interpretación de los parámetros indicadores.....	13
1.3.1	Indicadores biológicos.....	14
1.3.2	Indicadores hidromorfológicos que afectan a los indicadores biológicos.....	17
1.3.3	Indicadores químicos y físico-químicos que afectan a indicadores biológicos	18
2.	Modelo de determinación del potencial ecológico.....	23
3.	Embalses objeto del estudio.....	26
4.	Resultados.....	28
4.1	Embalses de la vertiente cantábrica.....	28
4.1.1	Añarbe.....	28
4.1.2	Arriaran.....	37
4.1.3	Lareo.....	45
4.1.4	Troya.....	54
4.1.5	Barrendiola.....	61
4.1.6	Ibai-Eder.....	70
4.1.7	Urtatza.....	78
4.1.8	Urkulu.....	83
4.1.9	Aixola.....	93
4.1.10	Gorostiza.....	104
4.1.11	Lekubaso.....	111
4.1.12	Maroño.....	117
4.1.13	Oiola.....	124
4.1.14	Zollo.....	131
4.2	Embalses de la vertiente del Ebro.....	138
4.2.1	Gorbea II.....	143
4.2.2	Albina.....	150
4.2.3	Urrunaga o Santa Engracia.....	159
4.2.4	Ullibarri-Ganboa.....	169
4.3	Cuadro resumen del Potencial Ecológico de los embalses.....	179
5.	Propuesta de tipificación.....	180
5.1	Embalses de la vertiente cantábrica.....	182
5.2	Embalses de la cuenca del Ebro.....	186
6.	Grado general de cumplimiento de la Directiva.....	189

## BIBLIOGRAFÍA

ANEXO I. Resultados analíticos, físico-químicos y planctónicos en los embalses de Gorostiza, Oiola y Maroño

ANEXO II. Informe limnológico del embalse de Gorbea II. 2001

# 1. Introducción

## 1.1 Marco científico-técnico

La escasez de lagos, por una parte, y la irregularidad de los caudales de los ríos de la Península Ibérica, consecuencia de la climatología, por otra, ha hecho necesario regular los ríos, construyendo presas e inundando valles, para satisfacer las demandas de agua. Aparecen así, nuevos ecosistemas de carácter léntico, los embalses, que almacenan agua destinada a diversos usos, como son el abastecimiento a ciudades e industrias, la producción de energía eléctrica, el riego, el control de avenidas y la recreación.

Las necesidades de agua para abastecimiento y regadío tienen preferencia sobre el aprovechamiento hidroeléctrico y este último uso es compatible con la utilización del agua como refrigerante en centrales nucleares y térmicas. Así pues, el uso múltiple de un embalse es lo más frecuente, especialmente la combinación del regadío y el aprovechamiento hidroeléctrico (sobre todo para generar energía en horas punta cuando la demanda es mayor). La construcción de embalses en cadena, unos a continuación de otros en el mismo valle, permite controlar en mayor grado el uso y la gestión del agua al regular directamente las entradas salidas de caudal.

El estudio limnológico de los embalses requiere el conocimiento de los procesos generales físico-químicos y biológicos, que están determinados, en parte, por su morfometría e hidrodinamismo, así como por las características de la cuenca de drenaje y la climatología, todo lo cual les confiere unas características únicas y peculiares, que son la base para una correcta gestión. La problemática de la regulación fluvial se tiene, pues, que abordar teniendo en cuenta, al menos, los siguientes componentes: la cuenca de drenaje, el cauce fluvial, el embalse y las operaciones que se realizan en el embalse.

	<b>Embalses</b>	<b>Lagos</b>
Distribución geográfica	En el H.N. predominantemente en el sur, en zonas no glaciares	En regiones glaciares
Climatología	Se sitúan en zonas de bajas precipitaciones o intensa evaporación	La precipitación excede a la evaporación
Cuenca de drenaje	Estrecha, alargada y grande en relación con el área del embalse	Circular, con un área pequeña en relación con la del lago
Desarrollo de la línea de costa	Grande y variable	Pequeño y estable
Nivel del agua	Variable	estable
Estratificación térmica	Irregular, dependiendo de la profundidad	Sigue un régimen natural
Entradas	Vía tributarios, complejas y pueden circular a diferentes niveles	Vía pequeños tributarios y fuentes difusas, se dispersan rápidamente
Salidas	Irregulares según el uso y pueden ser superficiales o profundas	Estables y superficiales
Tiempo de residencia del agua	Corto y variable	Largo y más estable

	<b>Embalses</b>	<b>Lagos</b>
Carga sedimentaria	Alta y con gradiente longitudinal	baja
Material en suspensión	Elevado y variable, con fracción alóctona importante	escaso
Temperatura del agua	Generalmente mayor	Generalmente menor
Oxígeno disuelto	Solubilidad menor, elevada variabilidad horizontal y mínimos metalimnéticos frecuentes	Mayor solubilidad, menor variabilidad horizontal y máximos metalimnéticos
Carga de nutrientes	Mayor y muy variable	Variable pero moderada
Dinámica de los nutrientes	Gradiente horizontal, carga interna irregular	Gradiente vertical, baja carga interna
Zona litoral	Irregular y alterada por los cambios de nivel	Estable, con dominio de la producción primaria y función reguladora de nutrientes
Fitoplancton	Gradiente horizontal	Gradiente vertical y estacional
Bacterias heterótrofas	Pelágicas, con predominio de formas bénticas en la zona fluvial	Bénticas y litorales
Zooplancton	Máximos en la zona de transición	Predominan gradientes verticales y estacionales
Fauna béntica	Baja diversidad y productividad	Diversidad y productividad moderada o alta
Peces	Especies de aguas cálidas, productividad variable	Especies de aguas cálidas o frías, de productividad moderada
Comunidad biótica	Diversidad baja, estrategias de la r	Diversidad alta, estrategias de la K
Sucesión del ecosistema	Similar a lagos, pero rápida y sometida a estrés debido a la intervención humana	Generalmente larga

Tabla 1.1. Comparación entre lagos y embalses. Modificado de Wetzel (1990).  
(Tomado de Fraile, 1994)

Para unas determinadas condiciones morfológicas e hidrológicas, la productividad y la calidad del agua de los embalses están controladas fundamentalmente por la carga externa de nutrientes, en especial el fósforo. No sólo influye la cantidad, sino la composición de los nutrientes, ya que pueden estar en forma no biodisponible.

La distribución de los nutrientes en el embalse depende de la importancia relativa del caudal fluvial, de las corrientes de densidad, del grado de mezcla de la columna de agua y del reciclaje interno. También son importantes los aportes atmosféricos, las precipitaciones directas y la escorrentía. El viento y las secas (ondas estacionarias largas) contribuyen también a su redistribución interna. Los nutrientes sedimentan, al caer las partículas tanto inorgánicas como orgánicas que los contienen. Una vez en el sedimento, circulan entre éste y la columna de agua mediante procesos regulados por el potencial redox, el pH y la composición del agua y el sedimento.

Las principales fuerzas de arrastre o variables externas que controlan el funcionamiento del embalse se manifiestan de diferente forma en cada uno de los tres tramos en que puede dividirse el eje longitudinal (Figura 1). La importancia relativa de cada tramo cambia en

función de la hidrología y la morfología del embalse. Su extensión relativa varía, por tanto, entre embalses y, dentro de cada embalse, con la hidrología.

En el tramo anterior o fluvial, la principal fuerza de arrastre es el caudal del río, que induce una circulación longitudinal de tipo advectivo. Debido a su pequeño volumen, el tiempo de residencia del agua es escaso y la columna de agua se mezcla con facilidad. Otra de las variables externas dominantes es la concentración de nutrientes. El río suele ser la principal fuente de nutrientes, especialmente nitrato y silicato, aunque también fosfato, especialmente en los más humanizados. Las principales variables de estado o componentes de este tramo son la concentración de oxígeno y otros gases disueltos en el agua, la concentración de cationes y aniones, la materia orgánica alóctona y las comunidades del bentos. Dependiendo de la turbiedad, este tramo será autótrofo, si llega la luz al fondo y pueden colonizarlo las algas y la fanerógamas acuáticas, o heterótrofo, en caso de que los consumidores dependan del material orgánico alóctono. Si el embalse es de régimen fluctuante, esta zona no contiene macrófitas que tienen, además, dificultad para enraizar en el sustrato, que suele ser pedregoso. En climas templado-cálidos, este tramo queda muy reducido en verano.

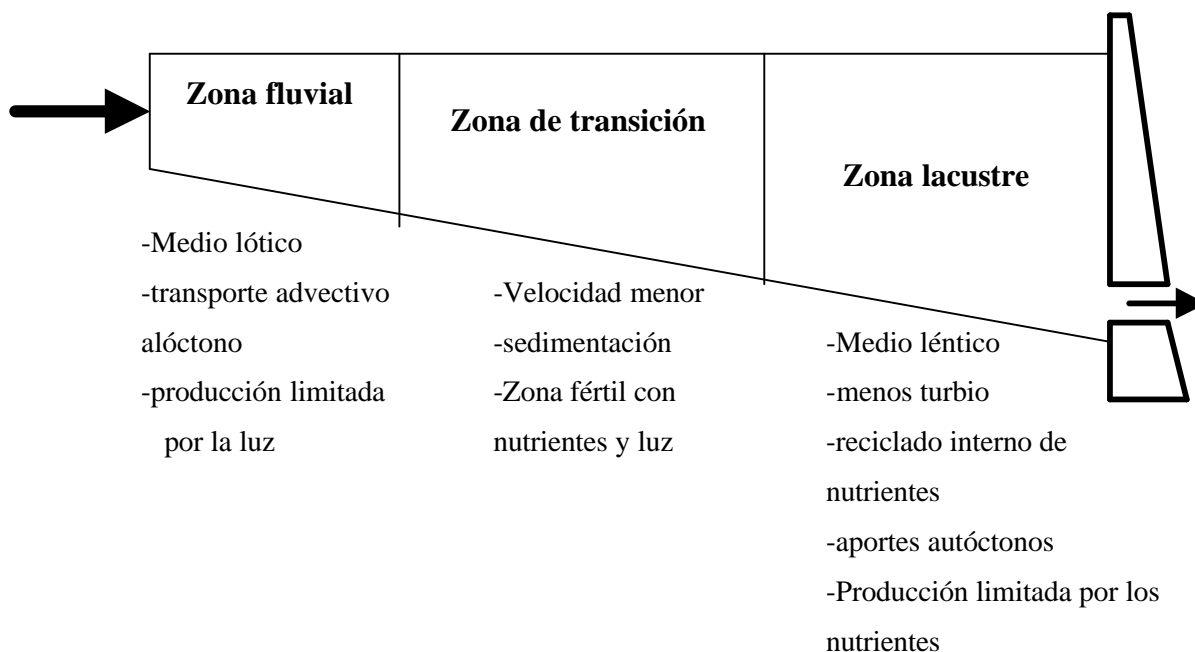


Figura 1.1. Zonación longitudinal en un embalse. Modificado de Kimmel et al. (1990). (Tomado de Fraile, 1994)

El tramo medio o de transición comienza donde disminuye la influencia fluvial al incrementarse la sección. La pluma fluvial, según su densidad relativa con respecto a la del agua del embalse propiamente dicha, circulará, en caso de que éste esté estratificado, por la superficie, por el metalimnion o por el fondo. El punto de encuentro entre el agua del tramo fluvial con la retenida en el embalse cambia estacionalmente con la hidrología y puede ser difícil de localizar si las características de ambos tipos de aguas no son muy diferentes, en cuyo caso la mezcla es rápida, perdiendo el agua fluvial su identidad. En otros casos, esta pluma fluvial puede ser identificable por su temperatura, concentración de oxígeno y/o su

turbiedad en una mayor extensión del embalse. Por lo demás, a lo largo de este tramo de transición las características se van aproximando a las del tramo posterior o lacustre.

En el tramo lacustre la energía electromagnética del sol y el viento constituyen las fuerzas de arrastre dominantes. La energía del sol es interceptada por el fitoplancton, que la introduce en el embalse dando lugar a diversos tipos de interacciones tróficas, tanto de herbívoros, como de sedimentívoros, asimiladores de materia orgánica disuelta (anillo microbiano), etc. El viento y la radiación transformada en calor provocan la alternancia entre períodos de estratificación y mezcla, creando importantes discontinuidades en sentido vertical. La principal fuente de materia orgánica es autóctona y se encuentran representados todos los tipos de organismos (plancton, bentos litoral, bentos profundo y peces) a excepción de los macrófitos litorales, en caso de que sufran fuertes oscilaciones de nivel. En este tramo se encuentra la salida de agua, cuya localización vertical y la gestión de la descarga introducen cambios importantes en las características del agua. La diferenciación vertical, cuando el embalse está estratificado, se manifiesta principalmente por diferencias de iluminación, temperatura, concentración de oxígeno y concentración de las diferentes formas de compuestos inorgánicos de carbono, nitrógeno y azufre, así como de los cationes hierro y manganeso. Una de las principales fuentes de nutrientes es el reciclaje y también es importante el aporte difuso del sedimento, especialmente en el caso del fosfato.

### *Zona litoral*

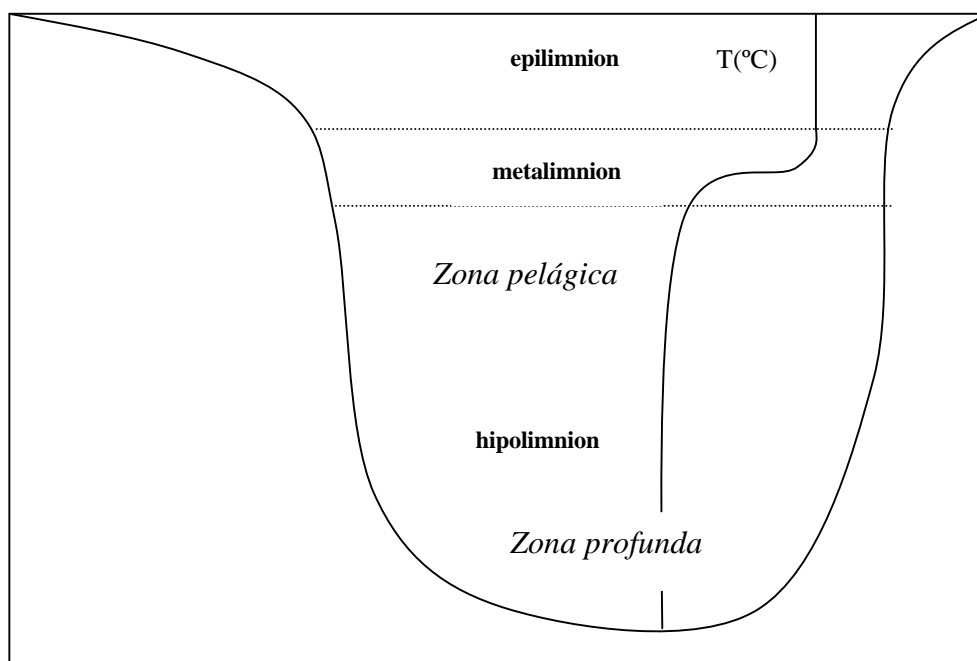


Figura 1.2. Perfil de temperatura, zonación vertical (en negrita) y gradiente transversal (en cursiva) de un sistema léntico. (Tomado de Fraile, 1994)

Durante la época de estratificación térmica se pueden diferenciar verticalmente tres estratos: epilimnion, metalimnion e hipolimnion, con diferentes propiedades físico-químicas y biológicas (Figura 2). Se puede considerar el efecto que pueda tener en el embalse y en el río la toma selectiva de agua de cada una de estas zonas y también, en el caso de los embalses en cadena, la entrada de agua procedente de cada una de estas profundidades. Además de la posición de la toma y la descarga, influye el caudal, del que depende la tasa de renovación del aguas y los materiales. Esto tendría que contemplarse en el contexto del ciclo hidrológico estacional y adecuarse a las demandas de uso de los embalses (abastecimiento urbano e industrial, riego, obtención de energía, control de avenidas y estiaje, recreación y navegación, fundamentalmente).

Además de la zonación longitudinal y vertical, existe también una diferenciación en zona litoral, pelágica y profunda (Figura 2), entre las que existe un trasiego de agua y materiales, a expensas tanto del hidrodinamismo, como de los organismos.

### **1.1.1. Problemática en la gestión de embalses**

Los embalses tienen la misma problemática que los lagos por lo que respecta a la calidad del agua, con la diferencia de que se puede planificar su gestión hidráulica como medida correctora. Esta problemática surge porque, bajo determinadas características morfológicas y climáticas, los lagos y embalses no oligotróficos desarrollan estacionalmente una zona anóxica en el hipolimnion, considerando como anóxicas las condiciones de oxígeno inferiores a 1 mgO<sub>2</sub>/l a 1 metro del fondo (Nürnberg, et al. 1987). Solamente los lagos y embalses muy oligotróficos, cuya producción está limitada generalmente por el fósforo, mantienen la columna de agua óxica durante todo el año (Campos et al., 1991). Los demás, pueden no desarrollar anoxia profunda cuando, por efecto del hidrodinamismo, se produce una circulación profunda de agua más densa y bien oxigenada (Stanford & Ward, 1990).

El descenso del oxígeno hipolimnético durante la época de estratificación es especialmente marcado en verano, es decir, cuando la estratificación es directa y la actividad biológica mayor. Esto sucede, por tanto, en los ecosistemas dimícticos y en los monomícticos templado-cálidos. Esta problemática está más acentuada en los embalses, sobre todo durante el periodo inmediato a su primer llenado (Bowling & Tyler, 1990).

La distribución y concentración de oxígeno en los sistemas lénticos está regulada por mecanismos físico-químicos y biológicos. La concentración de oxígeno en el epilimnion de un sistema estratificado es potencialmente inferior a la del hipolimnion debido a su mayor temperatura. Esta situación sólo se da en medios muy poco productivos, ya que lo más frecuente es que durante el periodo de estratificación se consuma abundante oxígeno en la descomposición bacteriana de la materia orgánica tanto autóctona, producida en la zona trofógena, como alóctona, además del consumo inherente a la actividad de los organismos.

En situaciones de poca renovación del agua puede agotarse totalmente el oxígeno y alcanzarse la anaerobiosis en el hipolimnion. Los valores del epilimnion se ven compensados, en general, por la turbulencia y la fotosíntesis. En aguas con abundantes compuestos orgánicos húmicos se produce además una oxidación puramente química o fotoquímica de

estos compuestos, lo que incrementa la demanda de oxígeno. Con la mezcla otoñal, la masa de agua se oxigena de nuevo alcanzando el nivel de saturación.

Es muy frecuente encontrar desviaciones de este modelo general donde se pueden apreciar máximos o mínimos metalimnéticos (Cole & Hannan, 1990). Los máximos metalimnéticos se suelen dar en verano cuando el metalimnion dificulta la difusión del oxígeno atmosférico y el consumo hipolimnético es elevado. Además, debido a la mayor disponibilidad de nutrientes, es frecuente que se acumule fitoplancton en el metalimnion aportando oxígeno a esta capa. Los mínimos metalimnéticos de oxígeno son comunes en embalses donde puede circular por el metalimnion agua con baja concentración o elevada demanda bioquímica de oxígeno. El agua que entra en los embalses forma corrientes de densidad originando un flujo de agua que circula por el epilimnion, el metalimnion o el hipolimnion, según su densidad, más influido en general por los cambios de temperatura, que por la conductividad, especialmente en aguas blandas. Estas corrientes influyen en la concentración de oxígeno de manera muy importante. Si el agua circula a una profundidad intermedia y su concentración de oxígeno es baja ocasionará mínimos metalimnéticos. Si por el contrario, es más fría y densa y circula por el fondo, puede elevar el contenido de oxígeno en el hipolimnion. También se observan corrientes de densidad que se dirigen desde el litoral hasta el centro por el metalimnion. Si existen macrófitos litorales, el agua puede circular sobresaturada, con el consiguiente incremento del oxígeno en el metalimnion.

El efecto que puede tener el agua embalsada sobre el cauce fluvial posterior depende del volumen desembalsado y de la posición de la toma de agua en la presa. Si la toma es epilimnética, el embalse liberará agua más cálida que la fluvial, mientras que una toma del hipolimnion aportará agua relativamente más fría durante la estratificación. Si el hipolimnion presenta, además, problemas de anoxia y acumulación de compuestos reducidos como amonio, sulfhídrico, metano, etc, su influencia en el cauce será perjudicial para las comunidades fluviales más sensibles.

El estado trófico de un embalse puede mejorar con el tiempo o continuar su deterioro si el aporte externo de nutrientes no disminuye. Aún en el caso de reducirse los aportes externos de fósforo, los efectos de recuperación no son inmediatos, ya que los sedimentos pueden haber almacenado una carga importante que van liberando paulatinamente y el sistema continúa mostrando síntomas de eutrofización (Nürnberg, 1984; Ostrofsky & McGee, 1991; Vant & Gilliland, 1991; Sondergaard et al., 1993).

A la hora de gestionar un sistema de aguas embalsadas existen dudas sobre si sería más efectivo un control de la biomasa de abajo a arriba en la cadena trófica, mediante la limitación de nutrientes, o un control de la producción desde arriba hacia abajo, mediante la restauración de los depredadores de niveles superiores. En general, el control de la biomasa trófica es simultáneo por ambos mecanismos, aunque los métodos más usados, quizá por su aparente simplicidad, se refieren a la limitación de los nutrientes, fundamentalmente el fósforo (Cullen & Forsberg, 1988; Gaedke & Schweizer, 1993).



## 1.2 Directiva marco del agua

La Directiva Marco define que los Estados miembros deberán cumplir los siguientes objetivos medioambientales para las aguas superficiales:

- aplicar las medidas necesarias para prevenir el deterioro del estado de dichas aguas
- proteger, mejorar y regenerar todas las masas de agua superficial, con objeto de alcanzar un buen estado, a más tardar en quince años después de la entrada en vigor de la presente Directiva
- *proteger y mejorar todas las masas de agua artificiales y muy modificadas, con objeto de lograr un buen potencial ecológico y un buen estado químico, a más tardar quince años después de la entrada en vigor de la presente Directiva*
- aplicar las medidas necesarias con objeto de reducir progresivamente la contaminación procedente de sustancia prioritarias e interrumpir o suprimir gradualmente los vertidos, las emisiones y las pérdidas de sustancias peligrosas prioritarias.

La directiva ha acuñado el concepto de *estado ecológico* que está llamado a ser un elemento fundamental para la mejora de los ecosistemas acuáticos en todos los países europeos, dependiendo de cómo se use y se aplique. En las masas de agua *artificiales y muy modificadas el término es sustituido por el de potencial ecológico*.

### Caracterización de los tipos de masas de agua superficial

Dentro de cada demarcación hidrográfica, los Estados miembros determinarán la situación y los límites de las masas de agua superficial y llevarán a cabo una caracterización inicial de dichas masas de agua de conformidad con la siguiente metodología.

*“Las masas de agua superficial dentro de la demarcación hidrográfica se clasificarán en uno de los siguientes tipos de aguas superficiales -ríos, lagos, aguas de transición, aguas costeras- o como masa de agua superficial artificial o como masas de agua superficial muy modificadas”.*

Según el artículo 2 de dicha directiva *“una masa de agua artificial: es una masa de agua superficial creada por la actividad humana”*. Por lo tanto, los embalses pertenecerían a esta categoría de aguas superficiales.

En el apartado V del ANEXO II se dice que:

*“Para las masas de agua superficial artificiales y muy modificadas, la tipificación se llevará a cabo de conformidad con los descriptores correspondientes a cualquiera de las categorías de aguas superficiales que más se parezca a la masa de agua muy modificada o artificial de que se trate”* .

En el caso de los embalses la masa de agua más similar son los lagos, por lo tanto serán los descriptores de tipificación requeridos para este categoría los que se deban aplicar en nuestro estudio.

Si se utiliza el sistema A, se clasificarán primero las masas de agua superficial de la demarcación hidrográfica en las regiones ecológicas correspondientes de conformidad con las zonas geográficas descritas en la sección 1.2 y que figuran en el mapa correspondiente en el anexo XI. A continuación, se clasificarán las masas de agua de cada región ecológica en tipos de masas de aguas superficiales según los descriptores establecidos en los cuadros correspondientes al sistema A.

Según el mapa A del anexo XI y las regiones descritas en la sección 1.2. nuestra zona queda dentro de la Región 1 (Iberico-Macaronésica).

Los Tipos se definirían como hemos explicado anteriormente según lo sistemas A o B como se explica a continuación:

SISTEMA A (Tipología fijada)		SISTEMA B (Caracterización alternativa)	
Anexo XI (Directiva)	Región		
<b>TIPO</b>		<b>Factores obligatorios</b>	Altitud Latitud Longitud Profundidad Geología
<b>Según altitud</b>	Alto:>800 m Altura media:200-800 m Tierras bajas: <200 m	<b>Factores optativos</b>	Profundidad media Forma del lago Tiempo de permanencia Temperatura media del aire Oscilación térmica Régimen de mezcla y estratificación del agua Capacidad de neutralización de ácidos Estado natural de los nutrientes Composición media del sustrato Fluctuación del nivel del agua
<b>Según profundidad media</b>	Poco profundo< 3 m Prof media 3 m a 15 m Profundo>15 m		
<b>Según superficie del lago</b>	Pequeño 0,5 a 1 km <sup>2</sup> Mediano 1 a 10 km <sup>2</sup> Grande 10 a 100 km <sup>2</sup> Muy Grande >100 km <sup>2</sup>		
<b>Según geología</b>	Calcáreo Silíceo Orgánico		

Tabla 1.2. Tipificación de los lagos o asimilables a lagos según el Sistema A y B definidos en la Directiva Marco.

### 1.2.1. El estado ecológico de las aguas según la Directiva Marco

Según el Art. 2 de la Directiva, el estado ecológico se define como "una expresión de la calidad de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a las aguas superficiales".

En realidad, los objetivos ambientales de la Directiva para las masas acuáticas superficiales se refieren a lo que llama "estado de las aguas superficiales" definido como "expresión general del estado de una masa de agua superficial, determinado por el peor entre su estado ecológico y el estado químico". El "buen" estado de las aguas es, esencialmente, el objetivo de la Directiva y su consecución implica tanto un buen estado ecológico como un buen estado químico.

La definición de: "buen estado ecológico" viene dada en el Anexo V de la Directiva, que también ofrece las definiciones de los estados "muy buenos", "bueno" y "moderado" para las cuatro categorías contempladas, en función de los apropiados parámetros biológicos, hidromorfológicos y químicos.

En cuanto a los embalses y otros ecosistemas artificiales o semiartificiales, el anexo V también ofrece las definiciones de Potencial ecológico óptimo, bueno y aceptable.

### **Definiciones normativas de las clasificaciones del estado ecológico**

En cuanto a la valoración de la calidad ecológica de las aguas, de manera general, define el estado **muy bueno**, cuando no se han producido alteraciones antropogénicas de los valores de indicadores de calidad físico-químicos e hidromorfológicos. Los valores de calidad biológica reflejan los valores normalmente asociados a condiciones inalteradas, no mostrando signos de distorsión.

El estado **bueno** se corresponde con valores bajos de distorsión causados por la actividad humana, desviándose ligeramente de lo que se considera condición inalterada.

El estado **moderado** corresponde a masas de agua que se desvían moderadamente de los valores de referencia para masas inalteradas.

En las masas de agua muy modificadas o artificiales (caso de los embalses), la directiva ha acuñado el término de potencial ecológico.

En el artículo 2 se define el *buen potencial ecológico como el estado de una masa de agua muy modificada o artificial, que se clasifica como tal con arreglo a las disposiciones pertinentes del anexo V.*

Para las masas de agua muy modificadas y artificiales, la clasificación del potencial ecológico de la masa de agua estará representada por el menor de los valores de los resultados del control biológico y fisicoquímico de los correspondientes indicadores de calidad clasificado de acuerdo con lo expuesto en la metodología.

Los Estados miembros facilitarán un mapa de cada cuenca hidrográfica que ilustre la clasificación del potencial ecológico de cada masa de agua, con un código de colores para las masas de agua artificiales con arreglo a la segunda columna del cuadro adjunto, y para las masas de agua muy modificadas, con arreglo a la tercera columna de dicho cuadro.

**Presentación de los resultados de los controles y clasificación del estado y el potencial ecológicos**

CLASIFICACIÓN DEL POTENCIAL ECOLÓGICO	CÓDIGO DE COLORES	
	Bueno y superior	Masas de agua artificiales
Franjas verdes y gris claro iguales		Franjas verdes y gris oscuro iguales
Regular	Franjas amarillas y gris claro iguales	Franjas amarillas y gris oscuro iguales
Deficiente	Franjas naranjas y gris claro iguales	Franjas naranjas y gris oscuro iguales
Malo	Franjas rojas y gris claro iguales	Franjas rojas y gris oscuro iguales

**Parámetros indicados por la Directiva Marco para Evaluar el Potencial Ecológico**

Una vez categorizadas y tipificadas las masas de agua, para la determinación del Potencial Ecológico se necesita conocer los valores que adquieren en las estaciones de referencia los elementos de diagnóstico adecuados, con objeto de poderlos comparar con los valores que adquieren esos mismos elementos en las distintas masas de agua.

Los elementos de diagnóstico de calidad aplicables a las masas de agua superficial artificiales y muy modificadas serán los que sean de aplicación a cualquiera de las cuatro categorías de aguas superficiales naturales mencionadas anteriormente que más se parezca a la masa de agua superficial muy modificada o artificial de que se trate. En el caso de los embalses las masas de agua más similares son los lagos.

Para el caso de los lagos y también para el de lagunas, embalses y balsas de riego, por ser el tipo de categoría de agua superficial natural más semejante, los indicadores de calidad para la clasificación del estado ecológico son los siguientes:

**Indicadores biológicos**

- Composición, abundancia y biomasa del fitoplancton
- Composición y abundancia de flora acuática
- Composición y abundancia de la fauna bentónica de invertebrados
- Composición, abundancia y estructura de edades de la fauna ictiológica

**Indicadores hidromorfológicos que afectan a los indicadores biológicos**

**1.2.1.1. Régimen hidrológico**

- Volúmenes e hidrodinámica de la masa de agua
- Tiempo de residencia

- Conexión con aguas subterráneas

#### **1.2.1.2. Condiciones morfológicas**

- Variación de la profundidad
- Cantidad, estructura y sustrato del lecho
- Estructura de la zona ribereña

### **Indicadores químicos y fisicoquímicos que afectan a los indicadores biológicos**

#### **1.2.1.3. Generales**

- Transparencia
- Condiciones térmicas
- Condiciones de oxigenación
- Salinidad
- Estado de acidificación
- Condiciones relativas a los nutrientes

#### **1.2.1.4. Contaminantes específicos**

- Contaminación producida por todas las sustancias prioritarias cuyo vertido en la masa de agua se haya observado
- Contaminación producida por otras sustancias cuyo vertido en cantidades significativas en la masa de agua se haya observado.

Los Estados miembros velarán por el establecimiento de programas de seguimiento del estado de las aguas con objeto de obtener una visión general coherente y completa del estado de las aguas. En el caso de las aguas superficiales, los programas incluirán:

- el seguimiento del volumen y el nivel de flujo en la medida en que sea pertinente para el estado ecológico y químico y el potencial ecológico, y
- el seguimiento del estado ecológico y químico y del potencial ecológico.

En el caso de las zonas protegidas, los programas se completarán con las especificaciones contenidas en la norma comunitaria en virtud de la cual se haya establecido cada zona protegida.

La periodicidad de los controles de vigilancia para los parámetros correspondientes son los siguientes:

<b>Indicador de calidad</b>	<b>Lagos</b>
<b>Biológicos</b>	
Fitoplancton	6 meses
Otra flora acuática	3 años
Macroinvertebrados bentónicos	3 años
Peces	3 años
<b>Hidromorfológicos</b>	
Hidrología	1 mes
Morfología	6 años
<b>Fisicoquímicos</b>	
Condiciones térmicas	3 meses
Oxigenación	3 meses
Salinidad	3 meses
Nutrientes	3 meses
Acidificación	3 meses
Otros contaminantes	3 meses
Sustancias prioritarias	1 mes

### **1.2.2. Establecimiento de condiciones de referencia para los tipos de masas de agua superficial**

Los embalses objeto de esta caracterización, tienen varios usos, ya que además de su valor como reserva para el abastecimiento, tienen una importante función laminadora de avenidas, de forma tal que su dinámica no se puede contemplar como natural en ningún caso, mucho menos su existencia, ya que interrumpen el curso natural de uno o varios ríos, e incluso en muchas ocasiones están alimentados por trasvases (Añarbe, Arriaran, Barrendiola...) por lo que la definición del estado natural en base a las alteraciones antropogénicas de los mismos, en sus diversos aspectos (calidad físico-química, condiciones hidromorfológicas, etc) no es de utilidad, de forma que habría que sustituirla con el concepto de potencial ecológico, que según define la Directiva, sería “el estado de una masa de agua muy modificada o artificial”.

La Directiva dice que “para cada tipo de masa de agua superficial caracterizado según la Directiva se establecerán condiciones hidromorfológicas, fisicoquímicas y biológicas específicas del tipo que representen un muy buen estado ecológico”.

Al aplicar estas condiciones de referencia a masas de agua superficial muy modificadas o artificiales, las referencias al muy buen estado ecológico se interpretarán como referencias al potencial ecológico máximo y se compararán con el tipo de masa de agua superficial más estrechamente comparable en condiciones inalteradas. Los valores relativos al potencial ecológico máximo correspondiente a una masa de agua se revisarán cada 6 años.

El objetivo medioambiental para las aguas superficiales es conseguir un buen estado a más tardar 15 años después de la entrada en vigor de la Directiva.

### 1.3 Interpretación de los parámetros indicadores

Teniendo en cuenta que la Directiva pretende garantizar unos ecosistemas lo más cercanos a situaciones óptimas, desde el punto de vista biológico, pero también a garantizar una calidad y cantidad de recurso idóneo para el suministro, se pretende sustituir o reemplazar las valoraciones de potencial ecológico bueno (o superior), aceptable, deficiente y malo, por el sinónimo trófico de oligotrofia, mesotrofia, eutrofia e hipereutrofia.

La simple existencia de un embalse supone una modificación sustancial y definitiva del ecosistema natural no alterado, y su existencia se encuentra comprometida por la colmatación natural del vaso. Todos los embalses tienen una tendencia natural hacia la eutrofia, por lo que solamente en condiciones muy especiales, cuando se trate de oligotrofia se puede hablar de un estado ecológico óptimo.

Por último, la determinación de la lista de contaminantes prioritarios se desarrolla en programas de actuación específicos dentro de la política del departamento contratante del presente estudio.

Luego hay otra serie de parámetros, no siempre estudiados; nos referimos a la composición, abundancia de flora acuática (excluida el fitoplancton), fauna bentónica de invertebrados, estudios de la fauna ictiológica y conocimiento de la estructura de la vegetación de ribera. Las fluctuaciones importantes del nivel de las aguas, propias de embalses pequeños para el uso de abastecimiento, y sometidas a la recarga natural de lluvias, hace que sea un hábitat difícil para las diferentes formas de flora acuática que se puedan establecer. Los estudios de la vegetación se refieren principalmente a la vegetación predominante en la cuenca, o en las cercanías del embalse, no habiéndose profundizado en el estudio de la estructura de la vegetación ribereña. Por último, el estudio de los invertebrados no se ha llevado a cabo salvo en algunos embalses gestionados por el Consorcio de Aguas de Bizkaia, en otras ocasiones se han llevado a cabo en los tributarios principales de los mismos, con el objetivo de determinar la calidad del agua aportada por éstos.

En cuanto a los efectos de la acidificación que pudieran presentar estos embalses, en relación con el fenómeno de “la lluvia ácida”, se pueden considerar nulos, ya que no se han detectado este tipo de situaciones en las cuencas, prueba evidente de esto, es el valor del pH de las aguas embalsadas, ligeramente básico, propio de aguas con un contenido medio-alto en bicarbonato.

Por último, en cuanto a las conexiones con agua subterránea, no parece que sea tampoco un parámetro estudiado en casi ningún embalse, con excepción del de Lareo, ya que habitualmente cuando se construye un embalse se impermeabiliza con arcillas para favorecer la retención del agua, y no su comunicación, más propia de lagos.

En cuanto al resto de parámetros, en la mayor parte de los embalses tenemos información de casi todos éstos, aunque con diferente calidad, intensidad y frecuencia de datos.

### 1.3.1. Indicadores biológicos

- Plancton

Resulta relevante desde el punto de vista de la eutrofia de las aguas. La caracterización del mismo nos proporcionará información relativa a floraciones de algunos grupos, especialmente aquellos que puedan afectar a la calidad de las aguas, como las cianofíceas. La abundancia algal se puede determinar, de manera indirecta, mediante la estimación de las concentraciones de clorofila.

El desarrollo de la biomasa planctónica en los embalses, se encuentra íntimamente relacionada con los aspectos físico-químicos, además de la luz y el tiempo de residencia (Armengol et al, 1988, De Manuel et al, 1993). La actividad humana sobre los embalses acelera los procesos de eutrofización, evidenciados por el incremento de la biomasa algal en las aguas (Záková, 1989).

Habitualmente se encuentran diatomeas en el período de primavera, predominio de dinoflageladas al comienzo del verano, cianofíceas con la llegada del otoño, y de nuevo diatomeas con pequeños dinoflagelados en los meses de invierno.

Desde siempre se ha intentado asociar la presencia de determinados organismos o grupos de organismos con condiciones determinadas de calidad del agua. Existen escasos modelos o indicadores biológicos de la calidad de las aguas. Son modelos criticados y discutidos, y uno de los retos de la Directiva Marco será establecer algún modelo universal, o al menos territorial, que permita establecer estas referencias, al igual que se han desarrollado modelos para los macroinvertebrados de los ríos.

Los embalses transforman las fluctuaciones temporales de las descargas de los ríos en variaciones en el nivel embalsado, resultando de su evolución temporal un modelo de sucesión ecológica. En el inicio del embalse, éste aparece como un sistema vacío ecológicamente, que se desarrolla según se llena y vacía, recogiendo los materiales arrastrados por la cuenca, en una fase de estabilización, que suele resultar eutrófica. La composición específica de los organismos que aquí se desarrollan se adaptan rápidamente a las alteraciones físico-químicas del agua. Con la estabilización de los aportes y de los procesos químicos en el agua, así como con la colonización de nuevos organismos, más eficientes, se reestructuran los equilibrios y la condición trófica.

El estudio de las comunidades planctónicas resulta ser un óptimo indicador de productividad (Carlson, 1977).

Los requerimientos nutricionales del zooplancton se pueden relacionar con el grado trófico, ya que la dominancia de crustáceos cyclopoideos, así como de microfiltradores (*Ceriodaphnia*, *Bosmina*) y algunos macrofiltradores (*Daphnia*) se asocia con condiciones eutróficas, debido a su mayor eficiencia y variedad en el filtrado de aguas en las que la concentración algal es elevada (Brooks, 1969; Mc Naught, 1975), y la supremacía de los macrofiltradores sobre los microfiltradores también se asocia a niveles tróficos altos (Brooks et al, 1965; Margalef, 1983).



Diversos son los modelos que intentan asociar la presencia de organismos a una determinada calidad de las aguas (Sladeczek, 1983; Streble, 1985; Trifonova, 1989; Royle, 1992), aunque resulta discutida su eficacia para aseverar su aplicabilidad a todo tipo de aguas.

Sin embargo, su aplicación en relación con las variables físico-químicas que regulan el funcionamiento trófico de las aguas, permite asociar la distribución temporal de las especies más relevantes en los diferentes momentos del ciclo o ciclos anuales, con los parámetros físico-químicos que determinan los componentes principales en cada caso (Armengol, 1984; 1988 a).

La densidad del zooplancton es un buen indicador de la estabilidad del ecosistema, ya que para un plancton con menos de 10 crustáceos/l, y 40-100 rotíferos/l, podremos esperar una representación relativa de carnívoros mayor, con una mayor intensidad migratoria. El aumento del número de estos representantes, con pocos copépodos grandes, podría indicarnos aguas eutróficas. Los cambios que se pudieran producir en el medio afectan en mayor manera a los copépodos que a los cladóceros, debido a su sensibilidad.

Existen algunos modelos deterministas indicadores:

Clasificación	Clorofila (mg/m <sup>3</sup> )	Microcrustáceos (ind/l)	Rotíferos (ind/l)
Oligomesotrófico	<3	<1	<10
Mesotrófico	3-20	1-25	10-250
Eutrófico	>20	>25	250

Según Margalef, 1976, los límites de eutrofia son los siguientes:

Pt (mg/m <sup>3</sup> )	15
N (mg/m <sup>3</sup> )	140
Cl a (mg/m <sup>3</sup> )	5
D. S.	< 3m
Fitoplancton (cél/ml),	5000

Tiene indudable valor, desde el punto de vista de obtener una óptima calidad de las aguas para el abastecimiento, la presencia o no de organismos no deseados por su capacidad de producir metabolitos (microcistina, geosmina, etc..) tóxicos o al menos desagradables organolépticamente. Por eso el estudio de las cianofíceas será determinante del riesgo.

#### Presencia de cianofíceas

Un problema común a todos los embalses, consiste en mantener un equilibrio dinámico entre las relaciones atómicas del carbono, nitrógeno y fósforo de las aguas. Se supone que las algas necesitan para su desarrollo unas relaciones C:N:P del orden de 100:16:1 respectivamente (Redfield, 1934). Aunque debe tomarse con cierto recelo el concepto de elemento limitante, debido a las diferencias nutricionales existentes entre los organismos, e incluso a las proporciones relativas, la relación varía ligeramente. Lo cierto es que estos valores pueden ser tomados como una buena referencia para determinar el contenido en estos elementos de las células algales. Cualquier desviación hacia el fósforo (entradas por

escorrentía, vertidos, fuertes lluvias, etc.) puede implicar una alteración en las proporciones, de tal forma que el elemento limitante sea el nitrógeno, y los organismos capaces de obtenerlo, o fijarlo, sean los más eficientes en ese momento y se desarrollan sobre el resto.

Las Cianofíceas son organismos no deseados en las aguas para el suministro, y su desarrollo puede ser debido a un proceso de sustitución natural de los diferentes grupos de algas que aparecen en los embalses, o como consecuencia de un desequilibrio de las relaciones de nitrógeno y fósforo, a favor de este último, por su capacidad para incorporar nitrógeno atmosférico, en clara ventaja frente al resto de organismos, lo que les puede configurar una estructura de "plaga" para el resto de componentes del fitoplancton, durante los períodos de desarrollo. Según Granf et al, 1982, su dominancia también puede ser debida a su capacidad de migración a la picnoclina para la obtención de nutrientes.

Por otro lado, Gamrasmi (1986), tanto las cianofíceas como los actinomicetes producen sustancias inhibitoras para el desarrollo de organismos competencia, sustancias no deseables en el agua de abastecimiento, entre las que podemos mencionar:

- Geosmina y mucidona
- 2 Metil iso borneol
- Cadina 4 n 1 ol
- Selina
- Mercaptanos, sulfuros de dimetilo, etc.

Otro de los problemas con que nos podemos encontrar por el desarrollo de cianofíceas, aunque no exclusivamente por ellas, ya que otras algas se pueden ver implicadas en estos procesos, es la deposición de limos en las conducciones de agua, afecciones por la corrosión en las tuberías, coloración en las aguas, interferencia en los procesos de coagulación y persistencia en la distribución, así como producción de sustancias tóxicas, como ya hemos señalado anteriormente (Catalán, 1981; Mervin, 1980; Smits, 1991; Vidal et al, sin editar).

Este aporte de elementos químicos, sustancias orgánicas, bacterias, etc, junto a las fuertes cloraciones que habitualmente se emplean para eliminarlos, producen compuestos organoclorados en el agua potable que son consideradas potencialmente peligrosas para la salud humana. Además de afectar al rendimiento de los filtros de depuración, Anabaena y Mycrocistis provocan un olor a hierbas y mohos en concentración moderada.

- **Flora acuática**

La aparición de asociaciones de macrófitos en las orillas de los embalses, se ha constatado como un importante elemento para el crecimiento de cianofíceas en las aguas, dificultando el paso de las radiaciones solares precisas para el desarrollo de otras algas, y creando un amplio manto de color verde-amarillento.

La presencia de estas plantas en los márgenes del embalse, tiene una gran utilidad ecológica como refugio para el zooplancton y macroinvertebrados, así como zona de puesta para los peces. Al extenderse por las aguas, dificultan -además- la pérdida de ésta por evaporación. Según algunos autores (Izaguirre, 1994) su presencia retarda el desarrollo de cianofíceas, por el almacén y retirada de nutrientes que supone, además de estimular la

pérdida de nitrógeno por desnitrificación debido al transporte del oxígeno por las raíces, (Lijklema, 1994).

Por otro lado, cuando se producen fluctuaciones importantes en el nivel de las aguas, o se da la finalización de su ciclo vegetativo, si no son retirados del embalse, producen la incorporación de importante cantidad de biomasa que al descomponerse regresa al ciclo bioquímico, favoreciendo la entrada de fósforo y nitrógeno, que anteriormente se encontraba retenido en el sedimento. Una de las características distintivas de estos organismos, es su capacidad de incorporar sales disueltas, principalmente nitrato, alterando el equilibrio carbonato-bicarbonato y modificando el pH durante el ciclo diario. Esto supone favorecer la aparición y crecimiento de cianofíceas, así como la precipitación de calcio, provocando problemas en la calidad de las aguas. Habitualmente se considera la aparición de macrófitos como indicativos de una situación de eutrofia ( Margalef,1986; Trifonova, 1989; Izaguirre, 1994).

- **Invertebrados**

La distribución de macroinvertebrados es heterogénea en función de las condiciones requeridas para su alimentación, crecimiento y reproducción. Estos requerimientos interaccionan con los cambios estacionales que se suceden en el sustrato y en las aguas adyacentes: oxígeno, consumo de materia orgánica, etc. Así, la composición de invertebrados bentónicos pone de manifiesto los cambios producidos en el lecho del embalse.

El estudio del zoobentos se realiza únicamente en los embalses gestionados por el Consorcio de Aguas de Bizkaia. En los embalses gestionados por el Consorcio de Aguas de Gipuzkoa el análisis de macroinvertebrados se lleva a cabo solamente en los tributarios más importantes, no en el vaso.

### **1.3.2. Indicadores hidromorfológicos que afectan a los indicadores biológicos**

- **Volúmenes e hidrodinámica. Tiempos de residencia.**

Los flujos dentro del embalse, los tiempos de residencia y renovación, resultan claves para acelerar los procesos metabólicos que se producen en éstos, y el poder utilizarlos, ayudado por una torre de tomas que permita seleccionar la altura de la misma y la calidad del agua en cada caso, resulta una herramienta de indudable relevancia para la gestión de la eutrofia. Para poder conocer estos indicadores se precisa controlar mediante estaciones de aforo las entradas y salidas de cada embalse, además de los caudales derivados para el aprovechamiento. Este aspecto no se cumple en todos los embalses.

Existe una clara relación entre el tiempo de residencia de las aguas y las condiciones físico-químicas y biológicas de éstas. Un claro ejemplo de esta íntima relación lo constituyen los estudios realizados por Toja (1984, 1990) en los embalses de abastecimiento a Sevilla. La gestión de un embalse pasa por poder seleccionar la salida de agua de éste, eligiendo la profundidad adecuada para obtener un agua de óptima calidad organoléptica y química, favoreciendo la salida de agua (por ejemplo en el caudal de restitución) de fondo, con poco oxígeno, o con hierro y manganeso, o de la cota donde se encuentre mayor concentración

algal, acelerando los procesos de sustitución de las especies, debido a la situación de estrés generado.

- **Variación de la profundidad**

Algunos modelos clásicos de eutrofia utilizan la profundidad media de los cuerpos de agua como indicador o referencia de la eutrofia posible, de acuerdo con otros parámetros químicos. En nuestros embalses la variación de la profundidad en el vaso es muy importante, tanto en el tiempo como a lo largo de éste, pero el punto más crítico lo constituye la zona cercana a la presa, donde la profundidad se hace máxima, y se encuentran las tomas para el abastecimiento.

- **Análisis del sustrato**

El sedimento de un embalse es un libro abierto donde se recoge información imprescindible para conocer su historia, a través de aspectos mineralógicos, importancias de los flujos, avenidas anuales, cantidad de materia orgánica sedimentada, fósforo retenido y, por supuesto, la merma de la capacidad del mismo. Sólo se poseen datos de algunos de los embalses, tomados en la pasada década.

- **Estructura de la zona ribereña**

Este aspecto no se ha estudiado en ningún caso, únicamente se ha detallado en algunos embalses el tipo de vegetación predominante en la cuenca o en sus proximidades. En el caso del Añarbe este estudio ha sido más exhaustivo debido a la presencia de gran cantidad de vegetación arbustiva que supone un grave problema por las aportaciones de hojas, por el contrario, la sombra que produce la vegetación –sobre todo en los embalses menores- dificulta el calentamiento de las aguas y la pérdida de oxígeno.

### **1.3.3. Indicadores químicos y físico-químicos que afectan a los indicadores biológicos**

- **Transparencia**

Este parámetro, habitualmente evaluado con el disco de Secchi, es un referente fácil de tomar y extendido en los modelos tróficos clásicos, ya que una disminución de la transparencia se asocia a incrementos algales, lo que responde a un incremento de las sales nutritivas (Nitrógeno y Fósforo) y a la insolación. La turbidez en las zonas profundas del embalse se asocia también con procesos de resolubilización.

La cantidad de luz que alcanza los diversos niveles del embalse se ve afectada por la escorrentía producida por las lluvias, y en consecuencia la entrada de materiales particulados y disueltos, atenúa la intensidad de luz incidente.

- **Condiciones Térmicas**

También denominado estratificación de las aguas, ocasionado por la insolación diferencial en el perfil vertical del embalse, resulta determinante en la importancia y dirección de los diversos flujos de energía en éste. Se precisa realizar diversos perfiles de temperatura, al menos en la zona cercana a la toma, de más profundidad.

El comportamiento térmico de un embalse resulta determinante en la distribución y variación de los diversos parámetros que afectan a la calidad de las aguas.

En la Comunidad Autónoma del País Vasco, la climatología impone un sistema de estratificación-mezcla a lo largo del ciclo anual, lo que supone la división del volumen del agua del embalse, en la época estival, en zonas claramente diferenciables por sus características térmicas (Hutchinson, 1957). A partir de la primavera se comienza a calentar las aguas más superficiales del embalse, lo que provoca la aparición de una termoclina que avanza en profundidad según se desarrolla el verano y la estabilidad térmica. Al comienzo del otoño, con la inestabilidad y enfriamiento térmico superficial, se reestructura el equilibrio en la columna de agua y mezcla de ésta, manteniéndose una situación de homogeneidad.

La morfometría del embalse, el volumen embalsado, la altitud del mismo, etc, son factores que determinan la intensidad y condiciones de la estratificación del embalse.

- **Condiciones de oxigenación**

Asociado a las condiciones térmicas, la capacidad de almacén de un embalse estará relacionada con la profundidad de éste, las cargas orgánicas que entren en el mismo, y la importancia de la termoclina, como barrera de difusión. Al igual que con la temperatura, se precisa la realización de perfiles para determinar su importancia y variación. No consta que se realice en todos los embalses.

Con la estratificación de las aguas se produce la aparición de la termoclina, pero esto conlleva la existencia de una oxiclina, o zona de máximo gradiente del oxígeno. La estratificación dificulta la difusión del oxígeno producido por la acumulación del plancton en la zona fótica del embalse, que se escapa a la atmósfera (bomba de oxígeno, Margalef, 1983), no encontrándose disponible en los niveles trofólitos del embalse, de forma que se agotan las reservas de oxígeno del hipolimnion, produciéndose situaciones de anoxia y la modificación de los equilibrios de oxido-reducción y pH.

Desde el punto de vista de la gestión de los embalses, resulta imprescindible determinar el desarrollo de capas anóxicas, ya que afectarán a los fenómenos de resuspensión de hierro y manganeso principalmente, lo que encarecerá el tratamiento de las aguas. Los embalses oligotróficos se caracterizan por mantener una relación entre el volumen hipolimnético y el epilimnético positiva para el primero (debido a su profundidad), de forma que cuando es requerido el oxígeno de la zona más profunda del embalse para la oxidación de la materia orgánica producida en superficie, se mantiene una reserva suficiente. La profundidad de la toma de agua en relación a la zona de hipoxia afectará positiva o negativamente al tiempo de residencia de las aguas hipóxicas, y por lo tanto a la duración de los procesos anaeróbicos (Fraile, 1994).

- **Salinidad**

La mineralización de las aguas, la capacidad tampón de las mismas, y la fuente de nutrientes para el desarrollo algal, principalmente el fósforo y el nitrógeno, resultan ser la fuente de los problemas y el origen de las soluciones, desde el punto de vista de la calidad trófica de las aguas. Salvo rarezas geológicas, todos nuestros embalses se pueden ubicar en la denominada zona II (Urrutia, 1998, Tesis doctoral), que corresponde con aquellos que poseen

una composición iónica equilibrada, con predominio del ión bicarbonato sobre el sulfato y a su vez sobre los cloruros.

La mineralización de las aguas se ve directamente reflejada en la conductividad específica (es una valoración de la resistencia de una solución al flujo eléctrico) de éstas, pudiéndose atribuir a los cationes ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$  y  $\text{K}^+$ ) y aniones ( $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  y  $\text{Cl}^-$ ) presentes en las aguas. Otras sales resultan insignificantes en los resultados del balance iónico, pero muy importantes en los procesos biológicos (sales de nitrógeno y fósforo).

El estudio de los 100 embalses españoles realizado por Margalef et al (1976 a) reflejaba la división de la península ibérica en ambientes silíceos y calcáreos. La repetición del estudio años después, Morguá et al, (1990) permitió constatar que la composición iónica de las aguas permite agrupar los embalses españoles por el contenido en calcio o la alcalinidad de éstos.

Según el contenido en sales disueltas totales (TDS) se determina que nuestros embalses presentan una predominancia de bicarbonatos, tal que:  $\text{HCO}_3 > \text{SO}_4 > \text{Cl}$ . Se tratarían de embalses tipo II, es decir, propios de aguas bicarbonatadas, con una concentración de sales disueltas de tipo medio entre 150-450 mg/l. Barrendiola es el único embalse que se separaría ligeramente de esta dinámica, por su valor de TDS menor, lo que le ubicaría en la zona I, más correspondiente a la zona silíceica.

Gibbs (1992) considera que son tres los factores principales en el funcionamiento de los procesos químicos de las aguas; la precipitación atmosférica, la mineralización del sustrato rocoso, y los procesos de evaporación y cristalización. Las variaciones locales, o las temporales, según las precipitaciones, modifican el espectro salino esperable en un embalse.

Con la fotosíntesis se produce una modificación de los equilibrios carbónico-carbonato en la zona trofógena, lo que supone la precipitación del carbonato cálcico junto al fósforo presente, formando hidroxapatito. Esta decalcificación del epilimnion se ve enfrentada en el hipolimnion, donde al disminuir el potencial redox, por la falta de oxígeno, se resolubiliza parte del carbonato, aumentando la conductividad.

Así, en los embalses donde se produce un importante desarrollo algal, se observa un paulatino incremento de la conductividad desde la superficie hasta el fondo, durante el período estival. Al finalizar la estratificación se produce un aumento de ésta, en los niveles profundos. Las variaciones de la alcalinidad afectan de sobre manera a las alteraciones de pH, amortiguadas por el sistema tampón que ejercen las sales.

El sulfato, por su parte, accede a las aguas continentales por precipitación atmosférica o diagénesis de materiales volcánicos o sedimentarios, especialmente en zonas calcáreas. También puede provenir de sustancias húmicas orgánicas, con bajo potencial redox. En condiciones de Eh negativo se sustituye por sulfhídrico, que precipita con el hierro y forma compuestos insolubles.

La capacidad de tamponamiento de estas aguas es elevada, lo que afectará decisivamente a la distribución y precipitación del fósforo.

- **Nutrientes**

Las sales de nitrógeno y fósforo constituyen los principales nutrientes y determinantes para el desarrollo de las algas, y –por consiguiente- de la eutrofización de las mismas.

Las fuentes de ambas sales son diversas, siendo principalmente las de naturaleza puntual (vertidos humanos, detergentes) y difusas (ganado, usos agrarios, vegetación..) las más relevantes.

El comportamiento de ambas sales en el suelo es diferente, ya que el anión nitrato es más móvil a causa de la carga predominantemente negativa de las partículas de tierra, de forma que se lixivia con mayor facilidad que el fósforo. De esta manera podemos aproximar que el nitrógeno aumenta con el lavado de las sales minerales, mientras que el fósforo se reduce por dilución (Morguá, 1990).

En el embalse el nitrógeno se incorpora por precipitación atmosférica, fijación de algas, aportes externos o la descomposición de compuestos húmicos y abonado. De todas las formas de nitrógeno que pueden alcanzar las aguas, las más importantes son el amonio y el nitrato, por su accesibilidad a las algas (Urrutia, 1994). El ciclo del nitrógeno está abierto, ya que se producen pérdidas a la atmósfera, y tiene una naturaleza eminentemente microbiana, destacando las altas concentraciones de nitrato al inicio de la estratificación (el amonio se oxida rápidamente), mientras que con el desarrollo algal de la primavera, se reduce su concentración, principalmente en la zona fótica. En profundidad, y con anoxia, se reduce el nitrato, y las proteínas, apreciándose una amonificación del medio.

Si el aporte de nitrógeno -en relación con el de los fosfatos- no se recupera, o se retira nitrógeno del medio y se mantiene suficiente concentración de fosfatos, puede darse un proceso de sustitución de especies en el plancton, predominando aquellas que son capaces de fijar nitrógeno atmosférico. Nos referimos a las cianofíceas, cuya capacidad de asimilación se ve inhibida si aparece nitrato o amonio.

Con la llegada del período de mezcla, se recuperan los niveles de nitrato en la columna de agua, oxidándose rápidamente el amonio presente en las aguas.

El amonio, resulta un producto final de la descomposición de la materia orgánica, llevada a cabo por bacterias heterótrofas, a partir de proteínas y compuestos nitrogenados, así como un producto de excreción del zooplancton y vertebrados acuáticos. Otras formas amoniacaes, como el hidróxido amónico, pueden resultar altamente tóxicas para los organismos. Su equilibrio depende de las condiciones del pH (normalmente a un pH alto la relación entre el amonio y el hidróxido de amonio es de 1/1). Su liberación en el medio acuático está asociado normalmente con procesos trofocíticos, y de carácter reductor, al mismo tiempo que se incrementa la concentración de hierro disuelto y de la alcalinidad, (Balistrieri et al, 1992).

En cuanto al fósforo, debido a su participación en la composición del plancton en la proporción de 1 por cada 100 partes de carbono y 15 de nitrógeno, resulta -en la mayoría de los casos- el nutriente limitante, y a tener en cuenta para detener el crecimiento algal. Los embalses menos profundos (y por tanto con mayor riesgo de eutrofia) resultan más resistentes a la recuperación que los más profundos, debido a mecanismos homeostáticos que involucran a la comunidad de productores animales, tanto zooplancton como peces (Phillips et al, 1994).

El fósforo inorgánico disuelto de las aguas está constituido por ortofosfatos y polifosfatos, además de coloides orgánicos y fósforo combinado. Su tiempo de permanencia en las aguas es corto, ya que es rápidamente asimilado y reciclado. Las algas incorporan el ortofosfato inorgánico ionizado, pero también pueden emplear ésteres orgánicos del ácido fosfórico para su

crecimiento, aunque el pH puede alterar las enzimas del protoplasma y la permeabilidad de la membrana, modificando las tasas de incorporación.

Su ciclo es rápido y complejo. Su agotamiento puede darse en algunas ocasiones debido a que las algas llegan a incorporar más fósforo del que precisan, acumulándolo en su interior. Además, el fósforo frecuentemente forma complejos quelados y sales insolubles con el calcio, hierro, aluminio y manganeso, en un equilibrio complejo, según el pH y la solubilidad de éstos. En aguas alcalinas, se produce también la precipitación del fósforo junto con el carbonato cálcico, formando apatitos. Su intensidad depende de la concentración de ortofosfato en las aguas (Lijklema, 1994). También puede precipitar con el hierro oxidado, constituyendo complejos de fosfato férrico e insolubilizando el fósforo, (Lopez et al, 1993). Por si ésto fuera poco, el fósforo sufre una adsorción sobre superficies, a pH bajos, principalmente sobre minerales arcillosos.

Así pues, durante la asimilación de fósforo se genera un intercambio unidireccional hacia el sedimento, pero, en anaerobiosis, y dependiendo de la acción microbiana y de la química del sistema, se produce la liberación de los agentes quelantes del fósforo, solubilizándolo de nuevo, y constituyendo una importante fuente de este nutriente, principalmente en los primeros centímetros del sedimento.

El nitrato, además de la temperatura y el pH, pueden favorecer la liberación de fósforo de sedimentos aeróbicos, cuando nos encontramos en embalses eutróficos. Mediante un complejo sistema de activación de la mineralización y estimulando el crecimiento de bacterias reductoras del hierro. El intercambio de los grupos  $\text{OH}^-$  con el ortofosfato en la superficie de los metales, con altos valores del pH, favorece la liberación de este nutriente (Skovgaard et al, 1992).

El intercambio del fósforo con los sedimentos presenta una tasa menor que en el caso del agua, ya que su difusión tiene carácter molecular, frente al carácter de difusión turbulenta en el caso del agua. El incremento del fósforo en el hipolimnion inferior en las últimas fases de la estratificación puede aumentarse si se producen fenómenos de turbulencia en esta zona. Este último proceso se observa en los embalses estudiados, ya que se da un incremento del fósforo en la zona hipolimnética, coincidiendo con un aumento del hierro en esta zona, al finalizar el período de estratificación (Phillips et al, 1994).

La disminución de la concentración del fósforo en la superficie de las aguas se hace más patente con el transcurso de la estratificación, hasta alcanzar el período de mezcla, donde los aportes de lluvias y la resolubilización incrementan el contenido de fósforo en las aguas.



## 2. Modelo de determinación del potencial ecológico

Para poder establecer el potencial ecológico de los embalses, y mientras se desarrollan las metodologías adecuadas y se establecen las condiciones de referencia, sin los cuales no se pueden calcular los EQR (verdadero indicador del estado o potencial ecológico), vamos a analizar diversos factores determinantes de la calidad de las aguas:

- Déficit hipolimnético de oxígeno, es decir la presencia de anoxia en el embalse, lo que afectará a la presencia de concentraciones elevadas de hierro y manganeso en el hipolimnion, y a un problema de tratamiento de las aguas.
- Excesivo desarrollo de un tipo de alga sobre el resto (baja diversidad).
- Presencia de cianofíceas u otros organismos no deseados, en importancia
- Importancia relativa de unos grupos zooplanctónicos sobre otros, especialmente cuando tenemos una mayor cantidad de protozoos que de rotíferos, y de éstos que de cladóceros, y a su vez de copépodos, ya que representa una situación más baja en la estrategia nutritiva del embalse, con organismos tipo “r”, o estrategias adaptados a situaciones fluctuantes, frente a la distribución de organismos tipo “k”, o más adaptados a situaciones de estabilidad, sociedades más maduras.
- La clasificación de la situación trófica del embalse en base al contenido en fósforo en el mismo, la cantidad de clorofila en las aguas, como indicador de la productividad, o la visión del disco de Secchi, como referencia de la transparencia de las aguas, y la penetración de la luz, principalmente. En base a estos tres parámetros existe un buen número de modelos limnológicos:

Modelos tróficos deterministas, que relacionan las cargas de nutrientes que llegan al embalse con la capacidad de éste de asimilarlas (profundidad media y renovación de las aguas) :

**Vollenweider** desarrolló diversos modelos que relacionan las cargas específicas de fósforo y nitrógeno que reciben los embalses, frente a la profundidad media y el tiempo de retención hidráulica, estableciendo así cargas tolerables o excesivas.

En relación a las concentraciones de fósforo y nitrógeno (total en ambos casos), además del disco de Secchi, como indicador de la visibilidad del agua, y la clorofila, tenemos el modelo desarrollado por la **OCDE en 1982**.

µg/l	P. total	N. total	Cl a	D. Secchi
<b>Oligotrófico (O)</b>	8-26,6	661-752	1,7-4,6	9,9-4,3
<b>Mesotrófico (M)</b>	26,7-84,3	753-1.874	4,7-14,2	4,2-2,46
<b>Eutrófico (E)</b>	84,4	1.875	14,3	2,45

Otro modelo que relaciona los valores del disco de Secchi, la clorofila y el fósforo total, es el modelo de estado trófico de **Carlson-Shapiro (1975)**.

Estos autores propusieron un índice basado en la lectura del disco de Secchi, fósforo y clorofila en los embalses. El cálculo de dicho índice responde a las siguientes ecuaciones y clasificación:

$$D. \text{ Secchi} = 60 - 14.4 \ln D.S$$

$$Cl = 9.81 \ln Cl + 30.6$$

$$P.t. = 14.42 \ln Ft + 4.15$$

Con estos resultados establecemos la clasificación:

Clasificación	TSI (DS, Cl, P.t.)
Ultraoligotrófico	0
Oligotrófico (O)	20
Mesotrófico (M)	40
Eutrófico (E)	60
Hipereutrófico	80

De interés son los diagramas de distribución de probabilidad del nivel trófico según Vollenweider y Kerekes (1974) y OCDE (1982), para el fósforo, la visión del disco de Secchi y la clorofila.

El modelo de la **OCDE en 1982**, que determina los valores límites para las categorías tróficas, que analiza no sólo el fósforo, sino la clorofila y el máximo de ésta, el disco de Secchi y el mínimo de éste.

	P	Cl (mg/m <sup>3</sup> )	Máx.	D.S. (m)	Min.
<b>Categoría trófica:</b>					
<b>Ultra-Oligotrófico</b>	4	1	2.5	12	6
<b>Oligotrófico</b>	10	2.5	8	6	3
<b>Mesotrófico</b>	10-35	2,5-8	8-25	6-3	3-1.5
<b>Eutrófico</b>	35-100	8-25	25-75	3-1,5	1,5-0,7
<b>Hipereutrófico</b>	100	25	75	1.5	0,7

Por último, la aplicación de análisis multifactoriales permite realizar una interpretación global de la físico-química y biología del embalse. El interés por realizar un análisis conjunto es evidente, de forma tal que podamos agrupar los embalses por similitud físico-química entre ellos, pero este aspecto es imposible de llevar a cabo, ya que no se dispone de datos de igual calidad y cantidad en cada embalse, no correspondiendo los años, o los parámetros, por lo que quedará como una tarea pendiente, debiéndonos conformar con las interpretaciones realizadas en cada embalse de manera independiente.

El empleo del análisis multifactorial, y en concreto el análisis de componentes principales (ACP) resulta de gran utilidad para tratar una matriz con variedad de casos y variables, de forma que permite explicar un sistema complejo en el tiempo y en el espacio

(profundidad). Esta técnica permite sustituir un conjunto de variables correlacionadas positiva o negativamente entre sí, por una nueva variable que recoge la información o varianza que explicaban las anteriores, integrando y simplificando la interpretación del funcionamiento del embalse, reduciendo el número de factores que lo definen.

En general existen tres factores que definen la variabilidad en un embalse, esto es; la composición iónica de las aguas, el estado trófico y la estabilidad térmica y renovación de las aguas.

Sobre estos aspectos, dejando de lado el análisis multifactorial, al no disponer de suficiente información en todos los embalses, podemos idear un índice simple, que permita comparar los embalses.

La presencia de anoxia, la existencia de cianofíceas, la clasificación del embalse según los indicadores plantónicos, el fósforo, la clorofila y el disco de Secchi. En los dos primeros casos, valoramos con “0” la no existencia, y con “1” la presencia. En el resto valoramos como “0” la situación de oligotrofia, con “1” la de eutrofia, 1,5 la hipereutrofia, y con “0.5” la de mesotrofia. . No contemplamos la opción de hiperoligotrofia, ya que en un embalse esta situación no es plausible, ya que su simple existencia altera la calidad de las aguas y modifica el potencial ecológico.

A partir de la puntuación obtenida para cada embalse establecemos cuatro tipos tróficos, “oligotrofia”, “mesotrofia”, “eutrofia” e “hipereutrofia”. La puntuación que sitúa cada embalse en su nivel trófico es la siguiente: <1.5 Oligotrofia o Calidad Buena/Superior, entre 1.5 y 4.5 nos situaríamos en Mesotrofia o Calidad Moderada, desde 4.5 a 7.5 sería eutrofia o Calidad Deficiente, y por encima de 7.5 estaríamos en Hipereutrofia o Calidad Mala.

### 3. Embalses objeto del estudio

La siguiente tabla recoge de manera somera datos generales de los embalses objeto de caracterización.

Tabla 3.1. EMBALSES VERTIENTE CANTÁBRICA									
EMBALSE	UNIDAD HIDROLÓG.	AÑO CONSTRUC.	SUP. EMBALSE Ha	VOL. MÁXIMO Hm <sup>3</sup>	PROF. MÁXIMA m	SUP. CUENCA Km <sup>2</sup>	COTA MÁXIMA	A.ANUAL MEDIA Hm <sup>3</sup>	TOMAS SELECTIVAS
AIXOLA	DEBA	1981	16,42	2,64	44	7,96	309,3	7,13	SI
AÑARBE	URUMEA	1977	201	43,65	65	64,9	160	112	NO
ARRIARAN	ORIA	1994	18	3,2	42	10,71*	284,5	-	SI
BARREN.	UROLA	1982	10,24	2,2	38	5,23 *	541,7	3,4	NO
GOROSTIZA	IBAIZABAL	1943	30	1,4	17	22,94	31	4,5	NO
I-EDER	UROLA	1993	44	11,32	55	30,6	223,3	28,63	SI
LAREO	ORIA	1989	20	2,33	26	7,2*	741,4	5	SI
LEKUBASO	IBAIZABAL	1957	2,2	0,16	10,75	7,2	117,2	1,8	-
MAROÑO	IBAIZABAL	1990	27	2,5	-	22,62	-	18,8	SI
OIOLA	IBAIZABAL	-	9	0,87	30	5,05	307,7	2,5	NO
TROYA	ORIA	1986	3	1	32	1,7*	-	-	NO
URKULU	DEBA	1982	54,4	10,8	37	19,26*	333,9	15,73	NO
URTATZA	UROLA	1958	5	0,6	34	3,2	475	-	NO
ZOLLO	IBAIZABAL	1924	3	0,33	22	2,6	-	-	NO

\* Cuencas trasvasadas

<b>Tabla 3.2. EMBALSES DE LA VERTIENTE DEL EBRO</b>				
<b>EMBALSE</b>	<b>GORBEAII</b>	<b>ALBINA</b>	<b>URRUNAGA</b>	<b>ULLIBARRI</b>
U. HIDROLÓGICA	ZADORRA	ZADORRA	ZADORRA	ZADORRA
AÑO CONSTRUCCIÓN	1869	1945	1957	1945
SUP. EMBALSE Ha	2	54	869	1695
VOL. MÁXIMO Hm <sup>3</sup>	0,05	4,9	72	147
PROF. MÁXIMA m	8,5	22	30	30
SUP. CUENCA Km <sup>2</sup>	10	10,8	121,05	273,6
COTA MÁXIMA	634,5	592	547	547
A. ANUAL MEDIA Hm <sup>3</sup>	5	--	260,3	237,4

## 4. Resultados

### 4.1 Embalses de la vertiente cantábrica

#### 4.1.1. Añarbe

##### 4.1.1.1. Referencias bibliográficas / estudios realizados

El primer estudio sobre la calidad del agua de Añarbe, y Artikutza, se realizó en 1981, por la Confederación Hidrográfica del Norte. En este trabajo se realizaba una descripción física de la cuenca y el embalse, además de aplicar modelos tróficos (OCDE) y analizar los diversos parámetros físico-químicos determinados en los muestreos realizados en el embalse. Estos resultados se plantearon en una publicación técnica (Lurralde).

En 1986 se presenta un nuevo informe para la C.H. del Norte, con muestreos durante un ciclo anual. Se analizó la evolución de los diversos parámetros físico-químicos, además de la clorofila y el plancton. También este trabajo quedó reflejado en una publicación técnica de la revista Lurralde (1987).

En 1991, Larumbe, redacta la tesis doctoral sobre la calidad de las aguas del Añarbe, integrando la información recogida en varios ciclos, desde un punto de vista químico-analítico.

La empresa gestora del abastecimiento, Aguas del Añarbe, realiza un seguimiento regular de la calidad de sus aguas. En 1994 Basoinsa realizó un estudio exhaustivo de la cuenca y de la calidad del embalse, estudio que se ha utilizado para establecer la diagnosis. Desde el punto de vista de la calidad de las aguas se analizaron los aspectos determinantes para definir ésta. Se muestrearon los tributarios principales, se analizó las cargas de nitrógeno, fósforo y materia orgánica que llegaban al embalse, se estimaron los índices bióticos, y el contenido bacteriano. También se realizó una estimación de los aportes por parte de las subcuencas. Ya en el embalse se interpretó el ciclo térmico, la distribución del oxígeno disuelto, pH, sales, metales, pigmentos fotosintéticos, etc...

Se aplicaron los modelos limnológicos clásicos, y se realizó un estudio de componentes principales con la información disponible.

Sin embargo, y en relación a otros parámetros requeridos por la Directiva, tales como la composición, abundancia de otro tipo de flora acuática, la composición, abundancia de la fauna bentónica de invertebrados en el embalse (aunque se conocen en los tributarios), y la composición, abundancia y estructura de edades de la fauna ictiológica, el análisis de los sedimentos, los flujos de agua etc., no se ha encontrado información.

#### 4.1.1.2. Descripción

Embalse ubicado entre los municipios de Aranaz, Goizueta, Oiartzun y Renteria, entre las comunidades autónomas de Navarra y País Vasco (UTMX 591466, UTM Y 785211). Abastece a una población mancomunada de más de 350.000 habitantes, de Donostia, Renteria, Lasarte, Hernani, Pasaia, Lezo, Oiartzun, Astigarraga, Urnieta y Usurbil.

Gestionado por la entidad : Aguas del Añarbe, SA

La siguiente tabla recoge los datos morfométricos básicos para caracterizar el embalse, así como la disponibilidad de información de los diversos indicadores citados en la Directiva Marco y con anterioridad.

PARÁMETRO	
ÚLTIMO CONTROL	2000
U. HIDROLÓGICA	URUMEA
AÑO CONSTRUCCIÓN	1977
SUP. EMBALSE (Ha)	201
VOL. MÁXIMO (Hm <sup>3</sup> )	43,7
PROF. MÁXIMA (m)	65
LONGITUD MÁXIMA (m)	3.420
ANCHURA MÁXIMA (m)	1146
SUP. CUENCA (km <sup>2</sup> )	64,9
COTA REBOSE	160
COTAS DE TOMA	-
COTA DESAGÜE	-
SUP. MEDIA (Ha)	-
APORTACIÓN ANUAL MEDIA (Hm <sup>3</sup> )	112
CAUDAL ENTRADA (Hm <sup>3</sup> /año)	45,6
VOL. MEDIO	-
VOL. SERVIDO (Hm <sup>3</sup> )	40,6
CAUDAL ECOLÓGICO	-
PROF. MEDIA (m)	21,69
TIEMPO DE RESIDENCIA (años)	0,52
FITOPLANCTON	1985-1986
CLOROFILA	1980-81 y 1985-1986
ZOOPLANCTON	1985-1986
FLORA ACUÁTICA	NO
MACROINVERTEBRADOS	En tributarios, 1994
ICTIOLOGÍA	NO
CONEXIÓN SUBTERRÁNEA	NO
ANÁLISIS DEL SEDIMENTO	NO
VEGETACIÓN RIBEREÑA	NO
TRANSPARENCIA	SI
CONDICIONES TÉRMICAS	SI

PARÁMETRO	
OXIGENACIÓN	SI
SALINIDAD	SI
NUTRIENTES	SI

Tabla 4.1.1. Parámetros del embalse Añarbe

#### 4.1.1.3. Diagnosis

##### Indicadores Hidromorfológicos

##### **Régimen hidrológico**

##### Volúmenes e hidrodinámica

Este embalse, de formato dendriforme, presenta, durante el estudio de 1994, un volumen embalsado medio de 25 Hm<sup>3</sup>/mes, siendo el mes de enero el de mayor almacenamiento, y el de septiembre el de menor volumen. El volumen de agua servido medio es de 4 Hm<sup>3</sup>/mes.

##### Tiempo de permanencia

Se dispone de varios valores de tiempo de permanencia de las aguas en el embalse, dependiendo del volumen embalsado, y de los caudales de entrada. No obstante, Xabier Iribar señala valores de 0.52 años para 1980, mientras que Basoinza en 1994 señala 0.89 años.

La ubicación de una central hidroeléctrica al inicio del embalse, que apartaba una buena parte del recurso fuera de la cuenca, se ha corregido al comprar el organismo gestor esta explotación, por lo que es muy probable que se hayan modificado los valores de entradas y salidas al embalse, y por ende, de los tiempos de residencia.

##### Conexión con aguas subterráneas

No se han estudiado las conexiones con aguas subterráneas.

##### **Condiciones morfológicas**

##### Variación de la profundidad

La profundidad máxima del embalse ronda los 65 metros, y la profundidad media de 21.69 m.

##### Cantidad, estructura y sustrato del lecho del embalse

No se ha determinado.



### Estructura de la zona ribereña

No se ha estudiado la zona ribereña, sin embargo sí se conoce la vegetación presente en la cuenca donde se aprecian pequeñas parcelas agrícolas, en el resto existe un predominio de frondosas, con roble común y americano, haya y castaño. También se aprecian algunas repoblaciones de coníferas para explotación forestal, con cierta importancia en algunas regiones de la cuenca.

Tipo	Superficie, Ha	%
Coníferas	1.392	20,14
Frondosas	4.776	69,1
Bosque mixto	56	0,8
Cultivo	443	6,41
Improductivo	245	3,55

### Indicadores Biológicos

#### Composición, abundancia y biomasa del fitoplancton y zooplancton

Los últimos estudios del plancton se han realizado en 1986, y destacan la presencia de dinoflageladas, como grupo dominante, además de clorofíceas y diatomeas. Entre el zooplancton destacan los rotíferos, cladóceros y copépodos. No se determina las cantidades de estos organismos.

#### Composición, abundancia de otro tipo de flora acuática

No se ha determinado.

#### Composición, abundancia de la fauna bentónica de invertebrados

Determinado únicamente en los tributarios, todos ellos consiguen la mayor de las categorías (clase I), aunque se aprecian algunas diferencias entre las estaciones estudiadas.

#### Composición, abundancia y estructura de edades de la fauna ictiológica

No se ha determinado

### Indicadores Químicos y físico-químicos

#### Transparencia

La turbidez media se acerca a los 0.88 NTU. Aunque en 1991 se encuentra un máximo de 9 NTU, los valores disminuyen hacia 1993. Los mayores valores se observan en las zonas profundas, asociados a procesos de resolubilización o arrastre de materiales, más que al desarrollo algal.

La visión del disco de Secchi alcanza los 6 metros de visión. El color de las aguas, en el Añarbe podría deberse a la distribución de los compuestos húmicos frecuentes en este embalse, o el arrastre de materiales arcillosos.

#### Condiciones térmicas

En Añarbe se encuentran procesos de estratificación y mezcla a lo largo del ciclo anual, con valores de temperatura que fluctúan entre 26° C y 7.5° C. La estratificación se inicia preferentemente en el mes de abril, y se homogeniza el embalse a comienzos del mes de diciembre. Las temperaturas medias alcanzan los 11° C., resultando más caluroso el ciclo de 1993 que el resto de los años estudiados.

#### Condiciones de oxigenación

No se observa de manera general fenómenos de anoxia en el hipolimnion, con excepción de Agosto y septiembre de 1990 y 1991, con valores por debajo de 1 ppm. En todos los ciclos analizados se superan los 10 ppm, especialmente en la zona superficial de las aguas.

#### Salinidad

Las conductividad media es de 65  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , y la alcalinidad es de 1.5 mg/l.

El balance iónico refleja que sus aguas son de una mineralización ligera, de dureza baja, y de composición iónica bicarbonatada cloruradas cálcico-sódicas, es decir, dispone de la capacidad tampón para atenuar el aporte de sales de fósforo al embalse.

En Añarbe se aprecia una distribución interanual diferenciada en lo que al sulfato se refiere, los primeros años estudiados la concentración es ligeramente superior a 1 ppm, y en los otros dos ciclos se alcanzan los 3 ppm. No obstante, se observan altas concentraciones de hierro y manganeso en la zona hipolimnética del embalse, una vez avanza el período estival, estos fenómenos son menos importantes en los dos últimos ciclos estudiados.

#### Condiciones relativas a los nutrientes

En el estudio de 1994 se realizó un censo de aportaciones difusas y puntuales, de fósforo y nitrógeno al embalse. Para el nitrógeno se estima una concentración de 1.998Kg/año, mientras que para el fósforo es de 109 kg/año.

En el embalse se encuentran concentraciones de fósforo total que fluctúan entre los 44 a 15  $\mu\text{g}/\text{l}$  (años 1991 y 1992), y para el nitrógeno las concentraciones son de 1250 a 1970  $\mu\text{g}/\text{l}$  en 1990 y 1992 respectivamente.

#### 4.1.1.4. Análisis trófico, biológico y estadístico

##### Modelos tróficos deterministas

- *Vollenweider*

En Añarbe podemos ver que la situación es de oligotrofia, al igual que propusieron Iribar y Alzate en anteriores estudios.

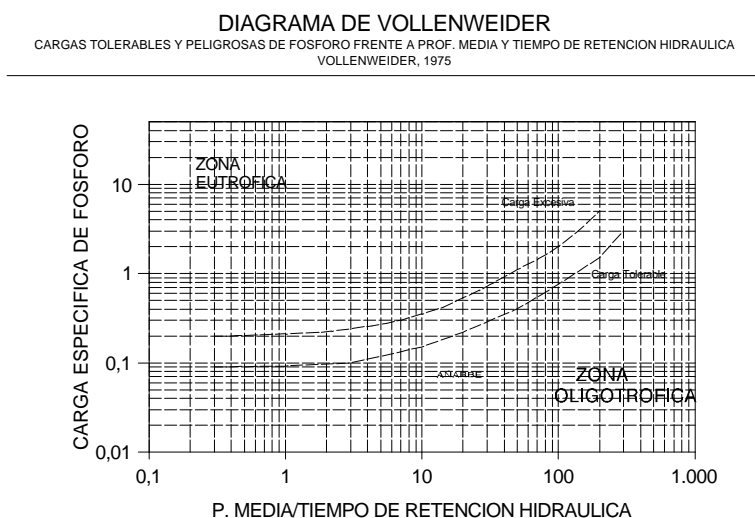


Figura 4.1.1. Diagrama de Vollenweider en Añarbe

- *OCDE en 1982*

La aplicación del modelo de la OCDE, 1982, refleja una cierta variedad según sea el año estudiado para el fósforo, en 1991 es mesotrófico, y los dos siguientes años es oligotrófico, mientras que con el nitrógeno es siempre mesotrófico. El disco de Secchi es oligotrófico desde 1991 a 1993, pero mesotrófico en 1990. La concentración de clorofila, datos de 1992 y 1993, es de oligotrofia.

- *Carlson-Shapiro (1975)*

La clorofila nos sitúa en la ultraoligotrofia, el disco de Secchi en la oligotrofia, y el fósforo en la mesotrofia, con excepción de 1991, que llegó a la eutrofia.

- *Vollenweider y Kerekes (1974) y OCDE (1982)*

En cuanto al fósforo, se observa una mejoría de 1991 (mesoeutrófico) hasta 1992 y 1993, que dominaría el porcentaje de mesotrofia.

Respecto a la clorofila presente, en Añarbe, y dentro de la oligotrofia, se aprecia un empeoramiento de 1992 a 1993.

Por último, en cuanto al disco de Secchi, la situación mejora de 1990 a 1991-92, con cierto retroceso en 1993. Pasa de eutrofia a mesotrofia.

- **OCDE en 1982**

En cuanto a éste modelo, el disco de Secchi y la clorofila sería oligotrófico, el máximo de clorofila y el fósforo indicarían mesotrofia.

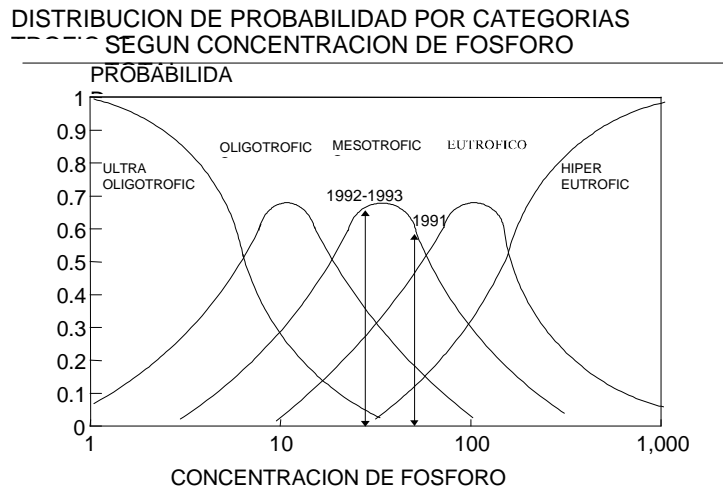


Figura 4.1.2. Distribución de fósforo en Añarbe

DISTRIBUCION DE PROBABILIDAD POR CATEGORIAS TROFICAS  
SEGUN CONCENTRACION DE CLOROFILA (æg/l)

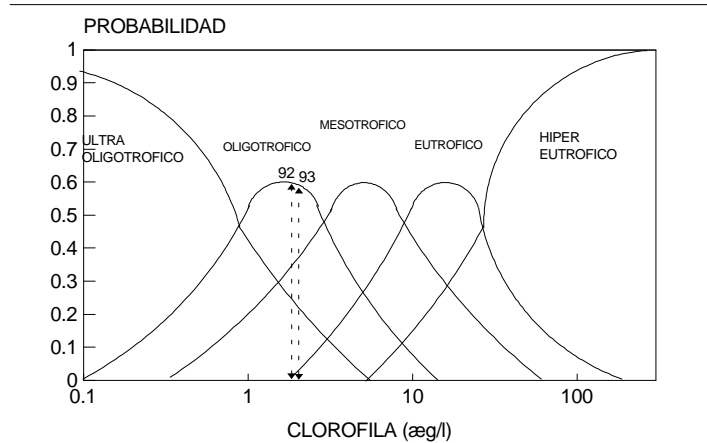


Figura 4.1.3. Distribución de clorofila en Añarbe

DISTRIBUCION DE PROBABILIDAD POR CATEGORIAS TROFICAS SEGUN VISION DE DISCO DE SECCHI

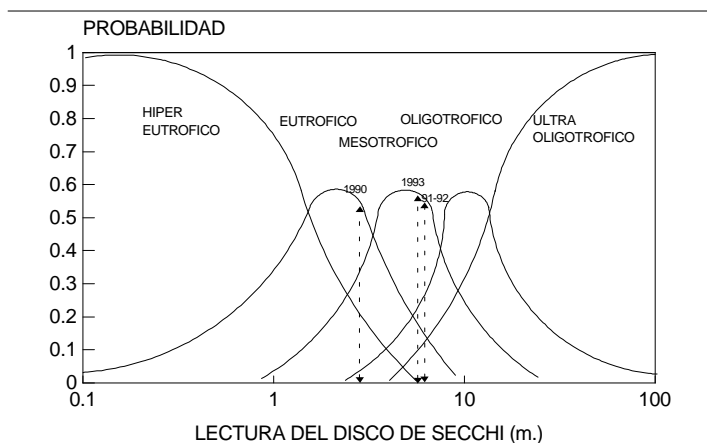


Figura 4.1.4. Distribución de lecturas de Secchi en Añarbe

### Modelos biológicos

No se han hecho estudios biológicos profundos, con concentraciones, ciclos completos, pero la ausencia de problemas en el abastecimiento sugiere que el plancton tampoco es un problema.

### Modelos estadísticos multifactoriales

El análisis multifactorial realizado con los datos aportados por el organismo gestor (años 1990 a 1993), reflejan que el primer eje en importancia consiste en un eje de solubilización, y que asocia el potencial redox con el hierro y manganeso. El segundo de éstos, identificado como de estratificación relaciona la temperatura, pH y oxígeno disuelto. Hay otro factor, de actividad biológica, que reúne a la clorofila con la materia orgánica y el oxígeno disuelto.

#### **4.1.1.5. Determinación del potencial ecológico**

La mayor parte de las referencias conocidas hasta el momento manifiestan que el embalse de Añarbe se puede calificar como de oligo-mesotrófico, aunque en algunos aspectos resultaría muy útil completar un ciclo biológico de muestreos, que permitiría concretar algunas lagunas en la información obtenida.

Hasta el momento no se han observado problemas de anoxia de importancia en el embalse, pero sí altas concentraciones de hierro y manganeso, justo al finalizar el período estival, cuando se produce una reducción de los valores del potencial redox, lo que induce a pensar que probablemente tendríamos situaciones de anoxia, tal como reflejan las concentraciones de oxígeno de agosto y septiembre de 1991 con valores de 0.9 ppm de oxígeno.

No se han observado cianofíceas.

Los modelos tróficos nos ubican entre la oligotrofia y la mesotrofia principalmente.

Así pues, tendríamos una puntuación de 2.5, lo que nos permitiría definir al Añarbe como de potencial ecológico moderado.

#### 4.1.2. Arriaran

##### 4.1.2.1. Referencias bibliográficas / estudios realizados

La Diputación Foral de Gipuzkoa encarga en 1990 el estudio de floculación y calidad trófica de este embalse a la Universidad del País Vasco (Dpto. de Química Aplicada de San Sebastián). En este estudio se realizaron diversos ensayos jar-test para determinar la capacidad de floculación del futuro embalse, balance iónico, además de analizar la calidad de las aguas mediante la aplicación de modelos tróficos.

Tras su construcción, desde 1994 (Inguru Consultores, Iturrioz et al, Urrutia et al.) se dispone de información relativa a los parámetros limnológicos, aportaciones de fósforo y nitrógeno, aportaciones hidráulicas, tiempo de residencia, análisis de los suelos, precipitaciones, etc...

In situ se miden mediante sondas la temperatura, el oxígeno disuelto y el porcentaje de saturación de éste, el pH, el potencial redox y la conductividad. En laboratorio se analizan las sales nutritivas (ortofosfato, fósforo total, amonio, nitrato y nitrito), sulfatos, bicarbonatos, turbidez, aluminio, hierro, manganeso, cobre y zinc. En gabinete se identifica y cuantifica los diversos grupos de fito y zooplancton en las cotas muestreadas.

La representación gráfica de la evolución en el tiempo de estos datos permite establecer los períodos de estratificación térmica en el embalse, así como la duración de la anoxia en el mismo, o la distribución de los diferentes parámetros físico-químicos y biológicos analizados.

Además los informes recogen los diversos modelos tróficos deterministas aplicados a lagos y embalses (Vollenweider, OCDE, Kerekes, Carlson-Shapiro) en relación a las aportaciones de fósforo y nitrógeno, los tiempos de residencia, profundidad media, concentraciones de fósforo, nitrógeno y clorofila en el embalse, así como la visibilidad en el agua determinada como la visión del disco de Secchi. Estos modelos concretan el estado trófico de las aguas según sean eutróficas, meso u oligotróficas principalmente.

Con las series de datos físico-químicos también se presenta un análisis multifactorial (ACP).

Los estudios, por último, presentan una serie de propuestas y acciones para obtener una mejora de la calidad de las aguas embalsadas.

En el ciclo correspondiente a 1994, se incorpora un análisis microbiológico de las aguas, con el fin de analizar los orígenes de los vertidos (fuente humana o animal).

El ciclo de 1995 añade una pormenorizada descripción de la vegetación en las cuencas vertientes, así como datos de bioclimatología, biogeografía y fitosociología.

En 1996 se incorpora como novedad el análisis de los macroinvertebrados en los tributarios principales del embalse.

Sin embargo, y en relación al resto de los parámetros requeridos por la Directiva, tales como la composición, abundancia de otro tipo de flora acuática, la composición, abundancia de la fauna bentónica de invertebrados en el embalse (aunque se conocen en los tributarios), y

la composición, abundancia y estructura de edades de la fauna ictiológica, flujos, conexión con aguas subterráneas, análisis de los sedimentos...etc., no se ha encontrado información.

#### 4.1.2.2. Descripción

Embalse ubicado en Beasain, se emplea para garantizar el abastecimiento a numerosos pueblos de la comarca del Goierri (UTMX 562039, UTM Y 4769005). Gestionado por el Consorcio de Aguas de Gipuzkoa.

La siguiente tabla recoge los datos morfométricos básicos para caracterizar el embalse, así como la disponibilidad de información de los diversos indicadores citados en la Directiva Marco y citados con anterioridad.

PARÁMETRO	
ÚLTIMO CONTROL	2001
U. HIDROLÓGICA	ORIA
AÑO CONSTRUCCIÓN	1994
SUP. EMBALSE (Ha)	18
VOL. MÁXIMO (Hm <sup>3</sup> )	3,20
PROF. MÁXIMA (m)	42
LONGITUD MÁXIMA (m)	865
ANCHURA MÁXIMA (m)	450
SUP. CUENCA (km <sup>2</sup> )	10,71*
COTA REBOSE	284,5
COTAS DE TOMA	281/273/262/252
COTA DESAGÜE	242
SUP. MEDIA	-
CAUDAL ENTRADA	-
VOL. MEDIO	-
VOL. SERVIDO	-
CAUDAL ECOLÓGICO	-
PROF. MEDIA	-
FITOPLANCTON	SI
FLORA ACUÁTICA	NO
MACROINVERTEBRADOS	NO
ICTIOLOGÍA	NO
CONEXIÓN SUBTERRÁNEA	NO
ANÁLISIS DEL SEDIMENTO	NO
VEGETACIÓN RIBEREÑA	NO
TRANSPARENCIA	SI
CONDICIONES TÉRMICAS	SI
OXIGENACIÓN	SI
SALINIDAD	SI
NUTRIENTES	SI

\* Cuencas trasvasadas.

Tabla 4.1.2. Parámetros del embalse Arriaran



### 4.1.2.3. Diagnósis

#### Indicadores Hidromorfológicos

##### **Régimen hidrológico**

##### Volúmenes e hidrodinámica

Arriaran recoge aguas de una cuenca propia (7.5 Km<sup>2</sup>) y otra trasvasada, hasta alcanzar la superficie de cuenca de recepción de 10.71 Km<sup>2</sup>. Recibe las aportaciones de las regatas de Arriarán, Leasain y Potostegi.

##### Tiempo de permanencia

En 1994 se obtuvieron valores de 0.21 años. Posteriormente no se han calculado.

##### Conexión con aguas subterráneas

No se han estudiado las conexiones con aguas subterráneas.

##### **Condiciones morfológicas**

##### Variación de la profundidad

El valor de la profundidad media, en 1994, es de 11.9 metros. Posteriormente no se ha calculado este parámetro. La profundidad máxima es de 42 metros, en el proyecto.

##### Cantidad, estructura y sustrato del lecho del embalse

No se ha determinado.

##### Estructura de la zona ribereña

No se ha estudiado la zona ribereña, sin embargo sí se tiene información de la vegetación de la cuenca constituida principalmente por coníferas de explotación maderera, de *P. Radiata* y *L. Kaempferi*, sobre marcadas pendientes. Las partes altas además de estos cultivos, poseen bosquetes de robledal acidófilo y superficies ocupadas por prados atlánticos con algunos brezales.

#### Indicadores Biológicos

##### Composición, abundancia y biomasa del fitoplancton y zooplancton

Los valores medios de la clorofila son de 1.7 µg/l., algo superiores a los de 1999. Los máximos se aprecian en julio y noviembre, con 3.2 y 3.3 µg/l respectivamente.

El grupo algal dominante es el de las diatomeas, principalmente en julio y agosto, acompañado de clorofíceas en los meses de abril y mayo, y crisofíceas en octubre. Se observan cianofíceas en concentraciones discretas, principalmente en agosto.

En cuanto al zooplancton, el grupo más relevante es el de los rotíferos, durante mayo y julio, aunque también los cladóceros, en julio, setiembre y octubre y los copépodos en abril y mayo, son importantes numéricamente.

#### Composición, abundancia de otro tipo de flora acuática

No se ha determinado.

#### Composición, abundancia de la fauna bentónica de invertebrados

Determinado únicamente en los tributarios, en 1996 podemos observar puntuaciones elevadas para los índices bióticos analizados, con tipos Ia (aguas muy limpias) e Ib (no contaminadas de forma sensible).

La comunidad de macroinvertebrados se compone de 21 familias en primavera, y 20 en estiaje, contemplándose la presencia de organismos muy exigentes con la calidad del agua.

#### Composición, abundancia y estructura de edades de la fauna ictiológica

No se ha determinado

### **Indicadores Químicos y físico-químicos**

#### Transparencia

Los valores de turbidez son elevados, por dos circunstancias, la primera de carácter endógeno, debido a la resolubilización de metales del sedimento, por valores electronegativos del potencial redox (se alcanzan hasta 23 UNF a 40 metros de profundidad), la segunda es de carácter exógeno, producida por las lluvias.

Los valores de visión del disco de Secchi varían entre 3.5 y 7.5 metros, con valores medios de 5.3 m, lo que implica una mejoría de la transparencia de las aguas desde el inicio de los estudios.

#### Condiciones térmicas

En Arriaran se encuentran procesos de estratificación y mezcla a lo largo del ciclo anual, con valores de temperatura que fluctúan entre 23° C y 6° C. La estratificación se inicia preferentemente en el mes de mayo, y la homogenización no se completa, ya que la presencia de una discontinuidad a 35 m. impide la mezcla total en 2000.

#### Condiciones de oxigenación

En el mes de julio comienza a darse anoxia por debajo de los 37 metros, incrementándose paulatinamente la capa anóxica de forma que en setiembre desde los 18 metros tenemos concentraciones de oxígeno por debajo de 1 ppm.

### Salinidad

En Arriaran la distribución de la alcalinidad manifiesta una estratificación superficial entre los meses estivales, tal como se podría esperar. Los valores de bicarbonato de estas aguas varían entre 260 y 164 mg/l, mientras que los sulfatos fluctúan entre 6.45 y 15.16 mg/l, y la conductividad entre 242 y 336  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

La importancia de la termoclina ha supuesto la acumulación de materia particulada en los niveles adyacentes a ésta, en el mes de septiembre, lo que implica que se encuentren 336  $\mu\text{S}/\text{cm}$  a 9 metros de profundidad.

### Condiciones relativas a los nutrientes

En Arriarán se estima que las aportaciones de fósforo son del orden de 73 Kg/año, mientras que el nitrógeno alcanza este embalse con concentraciones de 4.3 Tn/año.

Las concentraciones medias de fósforo en el embalse son inferiores al ciclo de 1999, variando entre 0.13 y 0.02 mg/l, mientras que el nitrato presenta variaciones entre 7.3 y 0.09 mg/l, y el amonio entre 2.52 y 0.09 mg/l, encontrándose (esta última forma nitrogenada) asociada a las aguas más profundas, y a fenómenos de anoxia.

El hierro alcanza 5.8 mg/l, a pesar de ser concentraciones menores que en 1999, mientras que el manganeso aumenta respecto a otros ciclos, hasta obtenerse concentraciones de 7.15 mg/l.

A modo de evolución de la calidad de las aguas podemos observar en la siguiente tabla los valores de los parámetros limnológicos más interesantes:

	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
<b>P. total mg/l</b>	0,02	0,09	0,05	0,49	0,04	0,03	0,036
<b>N. total mg/l</b>	0,32	--	0,54	0,78	0,78	0,81	0,87
<b>Cl a (<math>\mu\text{g}/\text{l}</math>)</b>	2,6	3	6,4	5,6	3,6	1,1	1,7
<b>D. Secchi (m)</b>	4,1	2,7	2,7	2,5	2,6	3,7	5,3

#### 4.1.2.4. Análisis trófico, biológico y estadístico

##### Modelos tróficos deterministas

- **Vollenweider**

Los datos de 1994 lo sitúan en condiciones de oligotrofia, cercano a la mesotrofia.

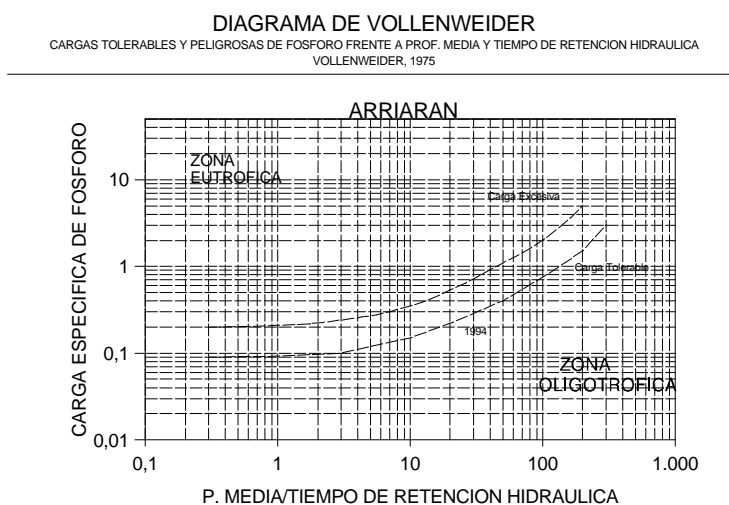


Figura 4.1.5. Diagrama de Vollenweider en Arriaran

- **OCDE en 1982.**

La aplicación en Arriaran califica de mesotrofia para el nitrógeno y el fósforo, mientras que la clorofila y el disco de Secchi lo sitúa en oligotrofia.

- **Carlson-Shapiro (1975).**

En nuestro caso los resultados obtenidos reflejan oligotrofia para el disco y la clorofila, y mesotrofia para el fósforo.

- **Vollenweider y Kerekes (1974) y OCDE (1982),**

Según este modelo, para Arriaran tendríamos oligotrofia para la clorofila, y mesotrofia para el resto.

- **OCDE en 1982**

Según este modelo, para Arriaran tendríamos oligotrofia para la clorofila y el mínimo de visión del disco, mientras que el disco de Secchi indicaría mesotrofia, y el fósforo nos situaría en eutrofia.

DISTRIBUCION DE PROBABILIDAD POR CATEGORIAS TROFICAS SEGUN CONCENTRACION DE FOSFORO

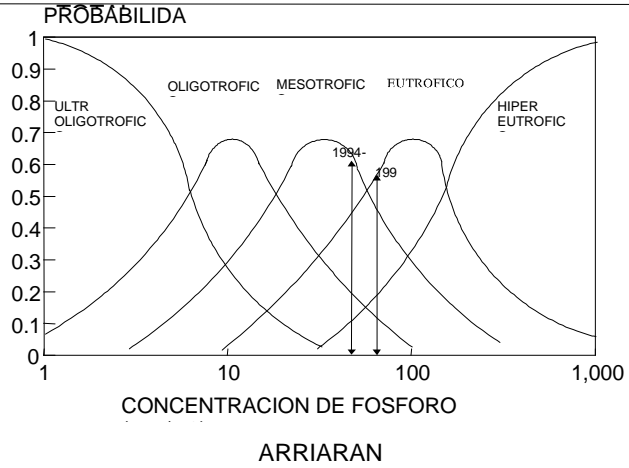


Figura 4.1.6. Distribución de fósforo en Arriaran

DISTRIBUCION DE PROBABILIDAD POR CATEGORIAS TROFICAS SEGUN CONCENTRACION DE CLOROFILA (æg/l)

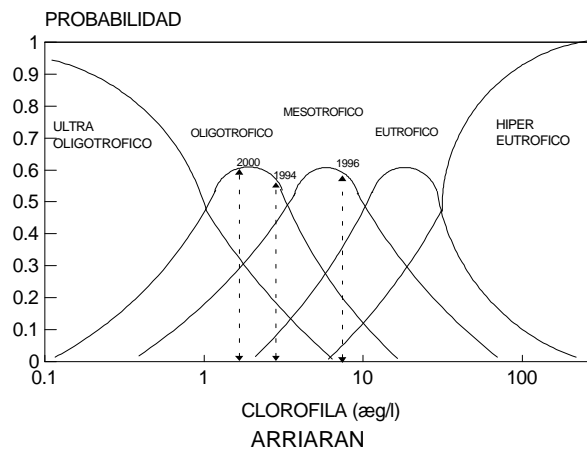


Figura 4.1.7. Distribución de clorofila en Arriaran

DISTRIBUCION DE PROBABILIDAD POR CATEGORIAS TROFICAS  
SEGUN VISION DE DISCO DE SECCHI

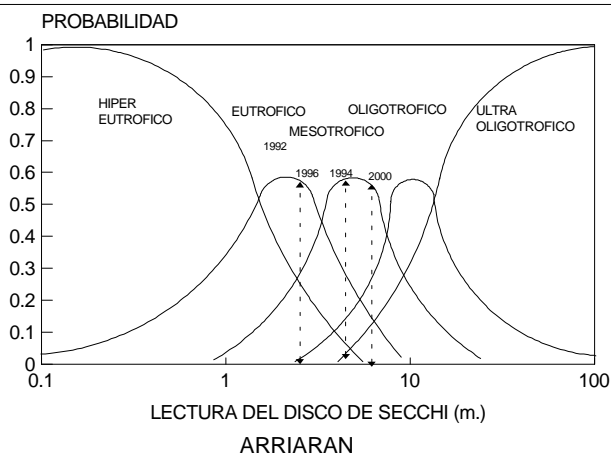


Figura 4.1.8. Distribución de lecturas de Secchi en Arriaran

### Modelos biológicos

Apenas son importantes las densidades de cianofíceas, el número de crustáceos es elevado, lo que podría indicar la estabilización de este embalse, y por tanto de sus poblaciones, dominando organismos carnívoros sobre los que se alimentan de bacterias.

Los valores de la clorofila son bajos.

### Modelos estadísticos multifactoriales

El análisis multifactorial del 2000 refleja la importancia de tres factores: la resolubilización, la estratificación y la mineralización, como ejes principales.

#### **4.1.2.5. Determinación del potencial ecológico**

Este embalse presenta una tendencia a incrementar las cargas de nitrógeno, y bajar las de fósforo, mientras que también disminuye la productividad del embalse, según la concentración de clorofila, aumentando la visibilidad del disco de Secchi.

Teniendo en cuenta que se produce anoxia, apenas se encuentran cianofíceas, el plancton es variado y refleja una madurez, el fósforo varía entre la mesotrofia y eutrofia, y el disco de Secchi y la clorofila varía entre la oligotrofia y la mesotrofia. La puntuación sería de 3 puntos, lo que situaría el embalse en la mesotrofia, o potencial ecológico moderado.

### 4.1.3. Lareo

#### 4.1.3.1. Referencias bibliográficas / estudios realizados

La Diputación Foral de Gipuzkoa ha realizado analíticas de éste y otros embalses desde su construcción. En este embalse, desde 1989 se establece una rutina de control en la zona cercana a la presa, recogiendo muestras a diferentes profundidades, analizando –además de las condiciones físico-químicas- el plancton presente, durante un ciclo completo, hasta el traspaso de sus competencias al Consorcio de Aguas de Gipuzkoa, siendo desde entonces este organismo el encargado de continuar y ampliar los estudios de los embalses.

Así pues, desde 1989 (Inguru Consultores, Iturrioz et al, Urrutia et al) se dispone de información relativa a los parámetros limnológicos, aportaciones de fósforo y nitrógeno, aportaciones hidráulicas, tiempo de residencia, análisis de los suelos, precipitaciones, etc....

In situ se miden mediante sondas la temperatura, el oxígeno disuelto y el porcentaje de saturación de éste, el pH, el potencial redox y la conductividad. En laboratorio se analizan las sales nutritivas (ortofosfato, fósforo total, amonio, nitrato y nitrito), sulfatos, bicarbonatos, turbidez, aluminio, hierro, manganeso, cobre y zinc. En gabinete se identifica y cuantifica los diversos grupos de fito y zooplancton en las cotas hechas un muestreo.

La representación gráfica de la evolución en el tiempo de estos datos permite establecer los períodos de estratificación térmica en el embalse, así como la duración de la anoxia en el mismo, o la distribución de los diferentes parámetros físico-químicos y biológicos analizados.

Además los informes recogen los diversos modelos tróficos deterministas aplicados a lagos y embalses (Vollenweider, OCDE, Kerekes, Carlson-Shapiro) con relación a las aportaciones de fósforo y nitrógeno, los tiempos de residencia, profundidad media, concentraciones de fósforo, nitrógeno y clorofila en el embalse, así como la visibilidad en el agua determinada como la visión del disco de Secchi. Estos modelos concretan el estado trófico de las aguas según sean eutróficas, meso u oligotróficas, principalmente

Con las series de datos físico-químicos también se presenta un análisis multifactorial (ACP).

Los estudios, por último, presentan una serie de propuestas y acciones para obtener una mejora de la calidad de las aguas embalsadas.

La información del ciclo de 1991 y 1992 se enriquece con la incorporación de los análisis del contenido de fósforo aportado por la lluvia, así como una introducción de los organismos indicadores, la diversidad y equitatividad del plancton.

En el ciclo correspondiente a 1994, se incorpora un análisis microbiológico de las aguas, con el fin de analizar los orígenes de los vertidos (fuente humana o animal).

El ciclo de 1995 incorpora una pormenorizada descripción de la vegetación en las cuencas vertientes, así como datos de bioclimatología, biogeografía y fitosociología.

En 1996 se incorpora como novedad el análisis de los macroinvertebrados en los tributarios principales del embalse.

Como documento integrador y que permite analizar la evolución en ciclos de pluviometría diversa, destacar la tesis doctoral de Urrutia (1994). En este trabajo se analizan cinco años de datos físico-químicos y biológicos en el embalse, profundizando en el análisis de estos aspectos, además de los relativos a la importancia de los tiempos de residencia, los ciclos del nitrógeno y del fósforo, balances, etc. ... En cuanto al plancton, se analiza la presencia de cianofíceas y otros organismos no deseados, o potencialmente peligrosos para la calidad de las aguas. El análisis multifactorial de los ciclos anuales, de manera conjunta, permite analizar de manera global los fenómenos físico-químicos predominantes en el embalse, así como su evolución y tendencias, agrupando a los embalses por factores similares, y definiendo ecuaciones de eutrofia que permitirían modelizar los cambios en el embalse según como se actúe sobre una u otra variable.

Sin embargo, y con relación a otros parámetros requeridos por la Directiva, tales como la composición, abundancia de otro tipo de flora acuática, la composición, abundancia de la fauna bentónica de invertebrados en el embalse (aunque se conocen en los tributarios), y la composición, abundancia y estructura de edades de la fauna ictiológica, los análisis del sedimento, etc..., no se ha encontrado información.

#### 4.1.3.2. Descripción

Ubicado en las estribaciones de la sierra de Aralar, en el t.m. de Ataun (Gipuzkoa), abastece principalmente a esta población, así como a Ordizia y otros pequeños pueblos de la mancomunidad de Enirio-Aralar, unas 28.000 personas (UTMX 572483, UTM Y 4758720). En la actualidad se emplea como regulación del río Oria, al que suministra caudal ecológico. Gestionado por el Consorcio de Aguas de Gipuzkoa.

PARÁMETRO	
ÚLTIMO CONTROL	2000
U. HIDROLÓGICA	ORIA
AÑO CONSTRUCCIÓN	1989
SUP. EMBALSE (Ha)	20
VOL. MÁXIMO (Hm <sup>3</sup> )	2,23
PROF. MÁXIMA (m)	26
LONGITUD MÁXIMA (m)	1250
ANCHURA MÁXIMA(m)	87
SUP. CUENCA (km <sup>2</sup> )	6,52+0,68*
COTA REBOSE	742,5
COTAS DE TOMA	724/733
COTA DESAGÜE	717
SUP. MEDIA	-
CAUDAL ENTRADA	-
APORTACIÓN ANUAL MEDIA (Hm <sup>3</sup> )	5
VOL. MEDIO	-
VOL. SERVIDO	-
CAUDAL ECOLÓGICO	-
PROF. MEDIA	
FITOPLANCTON	SÍ



PARÁMETRO	
FLORA ACUÁTICA	NO
MACROINVERTEBRADOS	NO
ICTIOLOGÍA	NO
CONEXIÓN SUBTERRÁNEA	SÍ
ANÁLISIS DEL SEDIMENTO	NO
VEGETACIÓN RIBERENA	NO
TRANSPARENCIA	SÍ
CONDICIONES TÉRMICAS	SÍ
OXIGENACIÓN	SÍ
SALINIDAD	SÍ
NUTRIENTES	SÍ

\*. Cuenca trasvasada+ cuenca propia.

Tabla 4.1.3. Parámetros del embalse Lareo

La información recogida se refiere al último estudio realizado, el año 2000.

#### 4.1.3.3. Diagnósis

##### Indicadores Hidromorfológicos

##### **Régimen hidrológico**

##### Volúmenes e hidrodinámica

Lareo recoge agua de una cuenca propia (5.02 Km<sup>2</sup>), además de otras pequeñas cuencas, trasvasadas por las regatas Maizegi, Iruerrika y Baiarrate. Se ubica en la cota 742.5 m

##### Tiempo de permanencia

La información obtenida hasta 1994 refleja variaciones entre 3.42 y 1.29 años, pero el valor medio es de 1.9 años. Es decir, el embalse se llenaría casi cada 2 años.

##### Conexión con aguas subterráneas

Es de destacar las conexiones subterráneas de este embalse. Recoge agua de las regatas Maizegi, Iruerrika y Baiarrate, saliendo posteriormente la conducción por el río Agauntza, aunque existen derivaciones desde las tuberías de desagüe de fondo, de tal forma que el agua sume por Malkoburu y aflora al manantial de Urzulo donde nace el mencionado río. Por otro lado, la conducción de agua de abastecimiento se realiza por los conductos naturales desde la sima de Ubei al manantial de Aia-Iturrieta, manteniendo además un caudal de regeneración del río Oria.

## **Condiciones morfológicas**

### Variación de la profundidad

La información disponible hasta 1994 señala variaciones anuales entre 8.1 y 11.3 metros, y la profundidad media en esos años sería de 9.8 metros.

### Cantidad, estructura y sustrato del lecho del embalse

No hay información disponible.

### Estructura de la zona ribereña

No se ha estudiado la zona ribereña. La cubierta vegetal de las proximidades está dominada por las hayas, que en algún sitio se encuentran sustituidas por matorral y helechos. En zonas puntuales se aprecian pinos "Laricio" y abetos "Douglas", además de matorrales de *Ulex* y brezo. La zona afectada por la construcción del embalse ha sido rápidamente repoblada por frondosas. Existe una pista perimetral.

## **Indicadores Biológicos**

### Composición, abundancia y biomasa del fitoplancton y zooplancton

La productividad de Lareo, evaluada por la clorofila de tipo "a", alcanza un máximo de 14.4 µg/l, aunque la media es de 2.07 µg/l.

Las algas clorofíceas son las más relevantes, al comienzo del ciclo, mientras que las diatomeas aparecen durante todo el año. En cuanto a las cryptomonadales, su concentración es más discreta que en anteriores ciclos. Las algas crisofíceas son las que mayor crecimiento han presentado en el embalse, mientras que las cianofíceas se observan en tres momentos a lo largo del año, aunque en baja concentración.

El zooplancton de este embalse se encuentra dominado por la presencia de rotíferos, seguido de copépodos y cladóceros, además de protozoos.

### Composición, abundancia de otro tipo de flora acuática

No se ha determinado.

### Composición, abundancia de la fauna bentónica de invertebrados

Determinado únicamente en los tributarios, en 1995 podemos observar puntuaciones elevadas para los índices bióticos analizados, con valores algo inferiores en primavera frente al estiaje. La clase del agua es de calidad I (Iturrioz et al, 1996).

La comunidad de macroinvertebrados se compone de 18 familias en primavera, y 25 en estiaje, contemplándose la presencia de organismos muy exigentes con la calidad del agua.

### Composición, abundancia y estructura de edades de la fauna ictiológica

No se ha determinado

### **Indicadores Químicos y físico-químicos**

#### Transparencia

La turbidez de las aguas de Lareo presenta dos momentos de máxima intensidad, en un caso se alcanzan 6.2 UNF, en profundidad en el mes de septiembre, producto de una resolubilización de metales en el sedimento, mientras que en octubre, y por entrada de aportes externos se observa hasta 9.7 UNF.

En cuanto a los valores del disco de Secchi, se logra ver hasta 10 metros (mes de mayo), mientras que las visiones menores son de 2 metros en abril, siendo la media de 5.2 metros.

#### Condiciones térmicas

El ciclo de 2000 se inicia con unas temperaturas de 5.5°C, y aumenta la temperatura hasta 20.3°C. Los valores medios son de 11.7 °C.

#### Condiciones de oxigenación

A partir del mes de mayo se produce la disminución de la concentración de oxígeno en las aguas más profundas del embalse, hasta producirse una anoxia en el hipolimnion, en el mes de agosto, para recuperarse con la mezcla y homogeneización de las aguas en el mes de octubre. Esta anoxia es inferior en duración a la del anterior ciclo. Entre 11.5 y 0.08 mg/l se encuentran diversas concentraciones de oxígeno disuelto, siendo el valor medio de 8 mg/l. Esta circunstancia es habitual en el embalse ya desde el llenado del mismo, aunque con una mejoría paulatina de los déficit hipolimnéticos de oxígeno.

Se alcanza un volumen anóxico en el hipolimnion del 25.7%, en septiembre. Respecto a anteriores ciclos, se aprecia una mejoría sustancial.

El pH varía entre 8.8 y 7.7, con valores medios de 8.3 (en anteriores ciclos la media era de 7.47, lo que podría explicarse por la diferente actividad algal), mientras que el potencial redox se encuentra entre 242 y -94 mV, siendo el valor medio de 170.6 mV. En algunos momentos de ciclos anteriores, principalmente al llenarse el embalse, se alcanzan valores de Eh de -183 mV, mientras que los valores medios son de 121 mV.

#### Salinidad

La conductividad del embalse no presenta importantes variaciones, fluctuando entre 172 y 114  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , con valores medios de 137  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Durante los años 1989 a 1992 la conductividad media alcanza 195  $\mu\text{S}/\text{cm}$

El balance iónico refleja que sus aguas son de una mineralización muy débil, de dureza baja, y de composición iónica bicarbonatada cálcica, de carácter ligeramente agresiva.

El bicarbonato alcanza concentraciones medias de 90 mg/l, y en el hipolímnion se analizaron valores de hasta 105 mg/l.

El hierro y el manganeso también son elementos importantes de la dinámica físico-química del embalse, con máximos en aguas profundas, de hasta 2.9 mg/l para el hierro y 0.3 mg/l para el manganeso.

#### Condiciones relativas a los nutrientes

Las concentraciones de fósforo total alcanzan 0.06 mg/l, mientras que el amonio máximo es de 0.34 mg/l y el nitrato 1.4 mg/l. Las concentraciones de fósforo son menores que las de ciclos anteriores.

Se estima unas aportaciones, en 2000, de 0.8 Tn de nitrógeno /año, mientras que de fósforo tendríamos poco más de 59 Kg/año.

A modo de evolución de la calidad de las aguas podemos observar en la siguiente tabla los valores de los parámetros limnológicos más interesantes:

	1989	1990	1991	1992	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
P. total mg/l	0,21	0,07	0,07	0,06	0,04	0,05	0,03	0,03	0,04	0,05	0,04
N. total mg/l					0,35	-	0,13	0,2	0,15	0,24	0,26
Cl a (µg/l)					2,7	3,15	3,53	2,44	2,51	2,07	2,07
D. Secchi (m)	2	2,6	2,8	3,7	4	3,8	5,5	5,4	4,9	5,3	5,2

#### **4.1.3.4. Análisis trófico, biológico y estadístico**

##### Modelos tróficos deterministas

- *Vollenweider*

La información disponible permite observar la variación desde la oligotrofia los años 1989, 1993 y 1994, hasta la eutrofia en 1991, 1992 y 1993.

DIAGRAMA DE VOLLENWEIDER  
CARGAS TOLERABLES Y PELIGROSAS DE FOSFORO FRENTE A PROF. MEDIA Y TIEMPO DE RETENCION HIDRAULICA  
VOLLENWEIDER, 1975

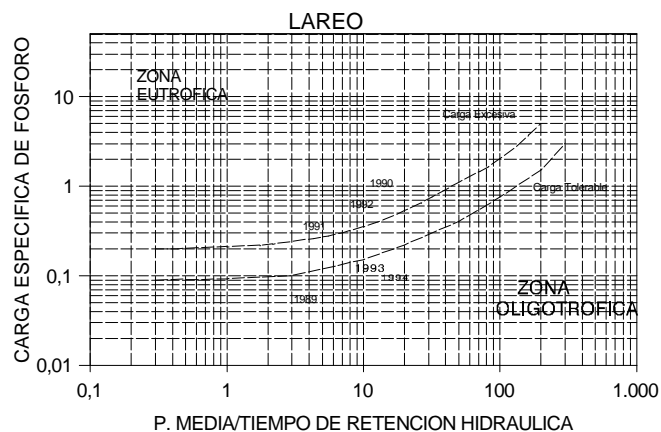


Figura 4.1.9. Diagrama de Vollenweider en Lareo

- **OCDE en 1982**

Según este modelo, para Lareo tendríamos oligotrofia para todos los parámetros excepto el fósforo que nos situaría en mesotrofia.

- **Carlson-Shapiro (1975)**

Según este modelo, para Lareo tendríamos oligotrofia para todos los parámetros excepto el fósforo que nos situaría en mesotrofia.

- **Vollenweider y Kerekes (1974) y OCDE (1982)**

Según este modelo, para Lareo tendríamos oligotrofia para la clorofila, y mesotrofia para el resto.

- **OCDE en 1982**

Según este modelo, para Lareo tendríamos oligotrofia para la clorofila, eutrofia para el fósforo, y para el resto mesotrofia.

DISTRIBUCION DE PROBABILIDAD POR CATEGORIAS TROFICAS SEGUN CONCENTRACION DE FOSFORO TOTAL

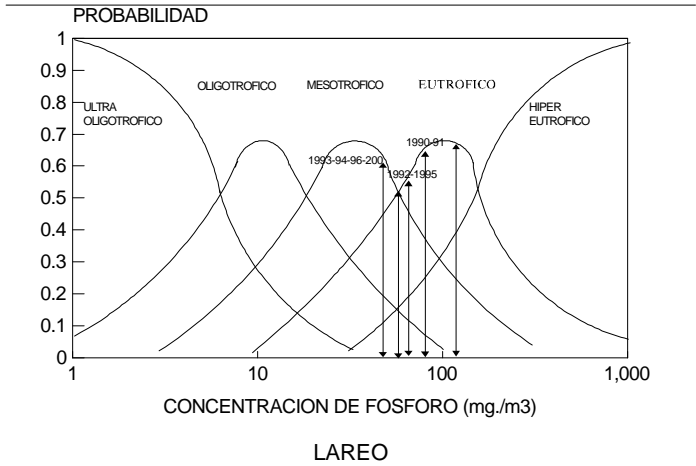


Figura 4.1.10. Distribución de fósforo en Lareo

DISTRIBUCION DE PROBABILIDAD POR CATEGORIAS TROFICAS SEGUN VISION DE DISCO DE SECCHI

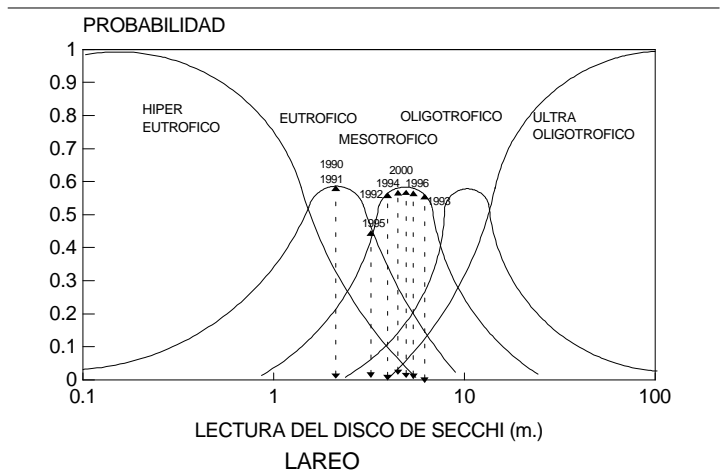


Figura 4.1.11. Distribución de lecturas de Secchi en Lareo

DISTRIBUCION DE PROBABILIDAD POR CATEGORIAS TROFICAS  
SEGUN CONCENTRACION DE CLOROFILA ( $\mu\text{g/l}$ )

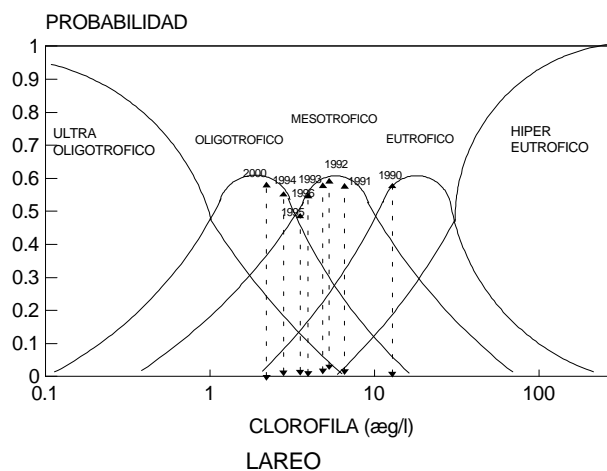


Figura 4.1.12. Distribución de clorofila en Lareo

### Modelos biológicos

No se encuentran cianofíceas de forma relevante, las concentraciones de clorofila son bajas, y el número y tipo de zooplancton nos situaría en eutrofia.

### Modelos estadísticos multifactoriales

El análisis multifactorial del 2000 refleja la importancia de tres factores; la resolubilización, la estratificación y la turbidez, como ejes principales.

#### **4.1.3.5. Determinación del potencial ecológico**

Las tendencias en los últimos años señalan una reducción del contenido en fósforo, nitrógeno y clorofila, así como a incrementarse la visibilidad del disco de Secchi.

La anoxia tiende a bajar en importancia, no aparecen cianofíceas de manera significativa, el zooplancton está bajamente estructurado, y la clorofila, fósforo y disco nos señalan oligotrofia y mesotrofia. Obtendría una puntuación de 3,5. Por todo esto señalamos a este embalse como de mesotrófico, y su potencial ecológico sería moderado.

#### **4.1.4. Troya**

##### **4.1.4.1. Referencias bibliográficas / estudios realizados**

La Diputación Foral de Gipuzkoa ha realizado analíticas de esta balsa de decantación, que por sus dimensiones se puede considerar un embalse, aunque su uso no sea el de abastecimiento, sino de regulación y decantación.

En 1994, H. Fano realiza un estudio hidrogeológico del acuífero de Troya, que alimenta este embalse, para la Diputación Foral de Gipuzkoa. En este estudio se recoge la descripción del entorno geológico general del acuífero, aspectos climáticos, análisis de vegetación y suelos, balance hídrico, análisis de las diferentes etapas de explotación, así como la evolución de los parámetros principales y la calidad del agua, con vistas a su posible recuperación para el abastecimiento, o al menos como caudal ecológico del río Oria. También se destina un apartado para analizar el potencial de contaminación del acuífero.

Este estudio se presentó en las Jornadas sobre Recursos Hídricos en Regiones Kársticas, celebrado en Vitoria-Gasteiz, 1996.

En 1995 se lleva a cabo un completo estudio sobre el impacto del vertido de la mina Troya en el río Estanda (Urrutia et al. ), donde se analiza los orígenes del problema de calidad del río Estanda, se aplican índices bióticos, se estudia la fauna piscícola, y se realiza un análisis multifactorial de los datos analíticos de la Diputación Foral de Gipuzkoa.

En base al “análisis de la situación actual del complejo Mina Troya, con especial atención a la balsa de estériles y su influencia sobre el medio natural”, realizado por el Departamento de Ciencias de la Tierra y del Medio Ambiente, de la Universidad de Alicante, el Dpto. de Industria, Agricultura y Pesca del Gobierno Vasco, prepara un Borrador de directrices de tratamiento de la balsa de decantación y cuenca vertiente.

En 1997, 1998 y 1999 se realizaron muestreos del embalse, para analizar su evolución trófica, el plancton, la clorofila y muestras de sedimento para su caracterización granulométrica, materia orgánica y metales pesados (Urrutia et al) para la Diputación Foral de Gipuzkoa.

En 1998, Azti (Franco, J) realiza los análisis de muestras de sedimentos de la balsa de estériles de la mina Troya, para la Diputación Foral de Gipuzkoa.

Se encuentran importantes ausencias en los indicadores señalados por la directiva, tales como los análisis de flujos, entradas, salidas, volúmenes, análisis de flora, ictiología, etc....

##### **4.1.4.2. Descripción**

Embalse construido como balsa de decantación para una explotación minera desde 1986. Ubicada en los municipios de Gabiria y Mutiloa (UTMX 558501, UTM Y 4765740), una vez abandonada la explotación, en 1993, se mantiene la citada balsa, recogiendo las aguas procedentes de los canales de drenaje del acuífero afectado por la explotación minera.



La siguiente tabla recoge los datos morfométricos básicos para caracterizar el embalse, así como la disponibilidad de información de los diversos indicadores citados en la Directiva Marco y citados con anterioridad.

PARÁMETRO	
ÚLTIMO CONTROL	1999
U. HIDROLÓGICA	ORIA
AÑO CONSTRUCCIÓN	1986
SUP. EMBALSE (m <sup>2</sup> )	300
VOL. MÁXIMO (Hm <sup>3</sup> )	1
PROF. MÁXIMA (m)	6
LONGITUD MÁXIMA (m)	600
ANCHURA MÁXIMA (m)	200
SUP. CUENCA (Km <sup>2</sup> )	1,7 **
COTA REBOSE	-
COTAS DE TOMA	-
COTA DESAGÜE	-
SUP. MEDIA	-
CAUDAL ENTRADA	-
VOL. MEDIO	-
VOL. SERVIDO	-
CAUDAL ECOLÓGICO	NO
PROF. MEDIA	
FITOPLANCTON	SI
FLORA ACUÁTICA	NO
MACROINVERTEBRADOS	NO
ICTIOLOGÍA	NO
CONEXIÓN SUBTERRÁNEA	NO
ANÁLISIS DEL SEDIMENTO	1998
VEGETACIÓN RIBEREÑA	NO
TRANSPARENCIA	SI
CONDICIONES TÉRMICAS	SI
OXIGENACIÓN	SI
SALINIDAD	SI
NUTRIENTES	SI

\*\*Cálculo de la superficie de drenaje del acuífero en sí, constituido por la infiltración directa del agua de lluvia (0.87 Km<sup>2</sup>) y la escorrentía de la cuenca superficial (0.79 Km<sup>2</sup>). La información recogida se refiere al último estudio realizado, el año 2001.

Tabla 4.1.4. Parámetros del embalse Troya

#### **4.1.4.3. Diagnósis**

##### **Indicadores Hidromorfológicos**

##### **Régimen hidrológico**

###### Volúmenes e hidrodinámica

Sólo se conoce una estimación de la capacidad del vaso actual, cercana a 1 Hm<sup>3</sup>, pero se desconoce la pérdida de capacidad que se va produciendo por los aportes de materiales arrastrados desde la bocamina al embalse, precisamente para favorecer la decantación de éstos antes de alcanzar las aguas del río Estanda.

###### Tiempo de permanencia

No se dispone.

###### Conexión con aguas subterráneas

El embalse recoge las aguas que fluyen del acuífero, en la bocamina norte de la explotación minera. El tiempo de respuesta de las precipitaciones se estima en 36 horas. Por otro lado no se ha observado la presencia de conexiones subterráneas en el embalse.

##### **Condiciones morfológicas**

###### Variación de la profundidad

El proyecto señalaba una profundidad máxima de 32 metros, pero la entrada y depósito de materiales han reducido sustancialmente este valor, estimándose la profundidad máxima actual en unos 6 metros.

###### Cantidad, estructura y sustrato del lecho del embalse

El análisis de los sedimentos realizado en 1988, refleja la importancia de la fracción limo-arcillosa, con un porcentaje algo superior en la zona centro, pero en las tres estaciones (dique, centro y cola) se supera el 98%. La materia orgánica del sedimento refleja porcentajes inversos al contenido en finos, con un 5,52% en cola, 4,15% en centro, y 4,69% en dique. En cuanto a los metales pesados, las estaciones del dique y el centro presentan concentraciones similares entre sí, excepto para el cobre y, en menor medida, el níquel y mercurio. De manera general se puede apreciar un incremento de las concentraciones de metales desde la regata a la balsa, y dentro de ésta, crecientes desde la cola al dique.

###### Estructura de la zona ribereña

No se ha realizado un estudio de la zona ribereña. Respecto a la vegetación de la cuenca abundan los pastizales, acompañados de pequeñas plantaciones forestales de pinos y abetos (*Pinus nigra*, *P. Sylvestris* y *Picea abies*). En zonas altas abunda la argoma (*Ulex europaeus*),

aunque también aparecen frecuentemente el espino albar (*Crataegus monogyna*), zarzas y brezo. En las zonas donde se observa un estrato arbóreo bien desarrollado, se encuentra el roble pedunculado (*Quercus robur*), algunos alisos (*Alnus glutinosa*), castaños (*Castanea sativa*), fresnos (*Fraxinus excelsior*) y avellanos (*Corylus avellana*).

### **Indicadores Biológicos**

#### **Composición, abundancia y biomasa del fitoplancton y zooplancton**

Se han llevado a cabo dos muestreos, en 1998 y 1999. En el primero de éstos destacar la baja diversidad de grupos encontrados, como corresponde con un sistema fluctuante o selectivo. Predominan las clorofíceas, diatomeas, dinofíceas y désmidos según el orden de importancia. La distribución es muy similar tanto en centro como en presa del embalse estudiado, con densidades máximas totales de 271 células por mililitro. En 1999 se observa mayor diversidad, apareciendo algún representante de las euglenofitas. La densidad también aumenta hasta 474 c/ml

Se ha analizado la clorofila activa y la detrítica, ya que procesos degenerativos en las células vegetales pueden enmascarar resultados de productividad. Los valores encontrados en 1998, son más elevados en la zona de la presa, en profundidad, al igual que en el centro, con 2.56 y 2.22 µg/l en cada caso. Por el contrario, el contenido en feopigmentos, o pigmentos degradados, resulta menor en las profundidades de los máximos de clorofila, y los valores más altos coinciden con bajo contenido en clorofila *a*. En 1999 son algo superiores, con un máximo de 3.2 µg/l en el centro.

En un anterior muestreo, realizado por técnicos de la Universidad de Barcelona, en marzo de 1998, realizado en una zona cercana a la orilla de la balsa, con una muestra superficial de agua, se observó la presencia de *Monorhaphidium* y una *Chroococcal* indeterminada, acompañados, por *Fragilaria crotonensis*. En total se recogieron 81584 células por mililitro.

En cuanto a la contribución del zooplancton en el embalse, aparecen representantes de los grupos más relevantes en aguas dulces estancadas, ya que encontramos cladóceros, en muy baja densidad, principalmente *Daphnia*, dos géneros de copépodos, principalmente en la presa, en las zonas más profundas, y cuatro géneros de rotíferos, entre los que encontramos los más numerosos, con *Keratella quadrata*, frecuente en todas las estaciones, pero en especial en la presa, en zonas profundas.

En 1999, aparecen representantes de casi todos los grupos más relevantes en aguas dulces estancadas, con excepción de los cladóceros. Entre los copépodos, grupo dominante, principalmente en el centro, aparecen tres géneros, y un buen número de larvas de éstos, además de cinco géneros de rotíferos, entre los que encontramos –al igual que en 1998- a *Keratella quadrata*, frecuente en todas las estaciones, pero en especial en la zona centro. Este año, quizás como evidencia de una mayor estructuración del embalse, los organismos de mayor tasa de renovación son los más abundantes, con un gran número de larvas, principalmente en el centro del embalse, mientras que en la presa son los rotíferos los más abundantes.

#### Composición, abundancia de otro tipo de flora acuática

No se ha determinado.

#### Composición, abundancia de la fauna bentónica de invertebrados

No se conocen datos de macroinvertebrados bentónicos en el lecho del embalse.

La composición de invertebrados del sedimento se realizó sobre el cauce del río Estanda, que recibe las aguas salientes de la mina.

Aguas arriba de la intercepción del río Estanda por el agua procedente de la mina, la calidad es alta. La comunidad de macroinvertebrados se compone de una 20 familias. Aguas abajo los valores pasan de 100 a 15, propias de aguas fuertemente contaminadas (se alcanzan sólo 5 familias de macroinvertebrados). Las condiciones previas sólo se recuperan parcialmente a la altura de Salvatore, con valores de 22 en los índices.

#### Composición, abundancia y estructura de edades de la fauna ictiológica

No se han determinado las poblaciones de peces del embalse, aunque sí en los ríos cercanos, al igual que los invertebrados. Aguas arriba de la intersección se recogen 66 ejemplares de ezkailu en 252 m<sup>2</sup>, en muestreos anteriores se encontró además trucha y locha. Aguas abajo, sólo se encuentra un ejemplar de ezkailu en 328 m<sup>2</sup>, en Salvatore se encuentran 4 especies: barbo, loina, ezkailu y locha.

### **Indicadores Químicos y físico-químicos**

#### Transparencia

Los valores de visión del disco de Secchi, como estimador de la transparencia de las aguas, son en Troya, de 1.5 m en 1998 y 0.6m en 1999 .

#### Condiciones térmicas

En ninguno de los dos muestreos realizados se ha podido apreciar estratificación térmica en las aguas, y por tanto tampoco un déficit de oxígeno, probablemente debido a la escasa profundidad, y a los efectos meteorológicos, que facilitan una sucesión rápida entre calentamiento y mezcla.

#### Condiciones de oxigenación

Como hemos mencionado, no se observan fenómenos de anoxia

#### Salinidad

La distribución de los valores del pH medidos in situ, en los perfiles realizados, permite observar una situación de valores cercanos a 7, con escasa variación entre superficie y fondo, y entre los tres puntos analizados.

El balance iónico refleja que sus aguas son bicarbonatada cálcica, con una componente sulfatada y alta conductividad (se alcanzan los 1750  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). Los valores de la conductividad aparecen ligados a la explotación de la mina. Así como los valores de hierro no sufren alteraciones durante la explotación de la mina, el manganeso sí. Durante la explotación se observa también la aparición de compuestos nitrogenados, explicados como contaminaciones puntuales debido a las explotaciones mineras (sustancias explosivas).

Con el abandono de la mina se estima que ha quedado un yacimiento de más de 1.6 millones de Tns de sulfuros y 12 millones de siderita, dolomita y sílice. La intersección de las aguas del acuífero, cuando alcancen cotas superiores debido a su no explotación, con las masas de mineral expuestas, desencadenará reacciones químicas tendentes a producir ácido sulfúrico.

#### Condiciones relativas a los nutrientes

En controles de 1998 realizados por la Diputación Foral de Gipuzkoa se encontraron concentraciones medias de ortofosfato de 0.019 mg/l, con un máximo de 0.04 mg/l, mientras que el amonio medio era de 0.126 mg/l (máximo de 0.26 mg/l) y el nitrato no se ha detectado.

#### **4.1.4.4. Análisis trófico, biológico y estadístico**

##### **Modelos tróficos deterministas**

- ***Vollenweider***

No se dispone de información.

- ***OCDE en 1982***

Tanto en 1998 como en 1999, las aguas se clasifican en oligotróficas para la clorofila, y de eutrófica para el disco de Secchi. El fósforo y el nitrógeno tipificarían este embalse como de oligotrófico.

- ***Carlson-Shapiro (1975)***

La clorofila establecería una clasificación de oligotrofia para la clorofila y de mesotrofia para el disco de Secchi, el fósforo sería mesotrófico.

- ***Vollenweider y Kerekes (1974) y OCDE (1982)***

Para los datos de clorofila y disco de Secchi de los dos años analizados, podemos apreciar una oligotrofia en el primero de los años, y una oligotrofia con tendencia a la mesotrofia en 1999, para la clorofila, mientras que respecto al segundo parámetro tenderíamos de eutrofia a hipereutrofia de un año a otro. El fósforo indicaría que es mesotrófico.

- ***OCDE en 1982***

La aplicación a Troya refleja ultraoligotrofia para la clorofila, e hipereutrófico para el disco de Secchi. El fósforo indicaría una situación de mesotrofia.

### **Modelos biológicos**

En cuanto a las densidades de fito y zooplancton indicaría que nos encontramos con un embalse eutrófico, por el número de crustáceos y rotíferos.

No se aprecia la presencia de cianofíceas en ningún momento de los analizados.

### **Modelos estadísticos multifactoriales**

El análisis multifactorial empleado en el sistema de Troya, en 1995, refleja la existencia de tres componentes significativos en las aguas que aporta el canal y que van al embalse en la actualidad. Con el 46% de la varianza explicada tenemos a los metales, sólidos y turbidez (eje de turbidez inorgánica), en el segundo, con un 35% de información recogida, se agrupan los aniones y cationes y conductividad, resultado del fenómeno de meteorización de los materiales rocosos. Por último está el bicarbonato y pH frente al caudal, en lo que podría señalarse como un fenómeno de dilución, con el incremento del caudal de las aguas.

Esto nos lleva a pensar que las aguas procedentes de la mina estén más influidas por la turbidez causada por los arrastres de minerales, principalmente hierro, aunque también participa el níquel. De esta manera, el canal presenta como factor principal el ocasionado por el arrastre de materiales, mientras que aguas abajo de la mina, una vez unidos los caudales con el arroyo Estanda, el factor predominante es el de la dilución de las aguas, antes que el de la mineralización de las mismas.

### **Otros**

La calidad del agua proveniente de la mina superan las concentraciones exigidas para el uso como agua potable, especialmente la conductividad, el hierro, manganeso y sulfato. Las concentraciones de Cinc inutilizan el uso de esta agua para el suministro.

#### **4.1.4.5. Determinación del potencial ecológico**

No se observa la presencia de cianofíceas, se aprecia una baja concentración de algas y de clorofila, lo que podría indicar una baja productividad en el embalse. El contenido en sales de nitrógeno y fósforo nos ubican en situación de oligomesotrofia. No obstante la lectura del disco de Secchi nos sitúa en situación de eutrofia. La interpretación de estos resultados hay que realizarla con precaución, ante la escasez de datos. No hay que olvidar la presencia de una elevada turbidez de origen inorgánico, que hace que la lectura del disco de Secchi sea baja, y la posible presencia de sustancias minerales y compuestos inhibidores del desarrollo algal, por lo que podríamos pensar que el embalse se encuentra en unas circunstancias cambiantes, e inconvenientes para el desarrollo de la biota planctónica, por lo que la clasificación deberá hacerse de manera no estricta respecto a los parámetros indicativos, sino a una visión global del ecosistema, que sería de potencial ecológico malo, aunque muy mejorable si se retiraran los aportes al mismo, y se dejara actuar a la naturaleza.

#### **4.1.5. Barrendiola**

##### **4.1.5.1. Referencias bibliográficas / estudios realizados**

La Diputación Foral de Gipuzkoa ha realizado analíticas de éste y otros embalses desde su construcción, pero es a partir de 1988 cuando se establece una rutina de control en la zona cercana a la presa, recogiendo muestras a diferentes profundidades, analizando –además de las condiciones físico-químicas- el plancton presente, durante un ciclo completo, hasta el traspaso de sus competencias al Consorcio de Aguas de Gipuzkoa, siendo desde entonces este organismo el encargado de continuar y ampliar los estudios de los embalses.

Así pues, desde 1988 (Inguru Consultores, Iturrioz et al, Urrutia et al,) se dispone de información relativa a los parámetros limnológicos, aportaciones de fósforo y nitrógeno, aportaciones hidráulicas, tiempo de residencia, análisis de los suelos, precipitaciones, etc...

In situ se miden mediante sondas la temperatura, el oxígeno disuelto y el porcentaje de saturación de éste, el pH, el potencial redox y la conductividad. En laboratorio se analizan las sales nutritivas (ortofosfato, fósforo total, amonio, nitrato y nitrito), sulfatos, bicarbonatos, turbidez, aluminio, hierro, manganeso, cobre y zinc. En gabinete se identifica y cuantifica los diversos grupos de fito y zooplancton en las cotas muestreadas.

La representación gráfica de la evolución en el tiempo de estos datos permite establecer los períodos de estratificación térmica en el embalse, así como la duración de la anoxia en el mismo, o la distribución de los diferentes parámetros físico-químicos y biológicos analizados.

Además los informes recogen los diversos modelos tróficos deterministas aplicados a lagos y embalses (Vollenweider, OCDE, Kerekes, Carlson-Shapiro) en relación a las aportaciones de fósforo y nitrógeno, los tiempos de residencia, profundidad media, concentraciones de fósforo, nitrógeno y clorofila en el embalse, así como la visibilidad en el agua determinada como la visión del disco de Secchi. Estos modelos concretan el estado trófico de las aguas según sean eutróficas, meso u oligotróficas principalmente.

Con las series de datos físico-químicos también se presenta un análisis multifactorial (ACP).

Los estudios, por último, presentan una serie de propuestas y acciones para obtener una mejora de la calidad de las aguas embalsadas.

En 1989 se realiza también un análisis sedimentológico de este embalse, estableciendo el contenido mineralógico del sedimento (en tres muestreos desde la cola a cabecera del embalse), análisis del fósforo en los sedimentos, granulometría y materia orgánica.

En 1990, en el informe anual se realiza un análisis batimétrico del embalse, comparando las condiciones de obra con las profundidades actuales, y valorando la tasa de colmatación del embalse. En este mismo estudio se realizan los diversos censos de población, ganado y usos del terreno, para la estimación de las diversas cargas de nutrientes que pueden llegar al embalse por fuentes difusas y puntuales.

La información del ciclo de 1991 y 1992 se enriquece con la incorporación de los análisis del contenido de fósforo incorporado por la lluvia, la realización de un ciclo diario de

muestreos, así como una introducción de los organismos indicadores, y la diversidad y equitatividad del plancton.

En el ciclo correspondiente a 1994, se incorpora un análisis microbiológico de las aguas, con el fin de analizar los orígenes de los vertidos (fuente humana o animal).

El ciclo de 1995 incorpora una pormenorizada descripción de la vegetación en las cuencas vertientes, así como datos de bioclimatología, biogeografía y fitosociología.

En 1996 se incorpora como novedad el análisis de los macroinvertebrados en los tributarios principales del embalse.

Como documento integrador y que permite analizar la evolución en ciclos de pluviometría diversa, destacar la tesis doctoral de Urrutia (1994). En este trabajo se analizan cinco años de datos físico-químicos y biológicos en el embalse, profundizando en el análisis de estos aspectos, además de los relativos a la importancia de los tiempos de residencia, los ciclos del nitrógeno y del fósforo, balances, etc... En cuanto al plancton, se analiza la presencia de cianofíceas y otros organismos no deseados, o potencialmente peligrosos para la calidad de las aguas. El análisis multifactorial de los ciclos anuales, de manera conjunta, permite analizar de manera global los fenómenos físico-químicos predominantes en el embalse, así como su evolución y tendencias, agrupando a los embalses por factores similares, y definiendo ecuaciones de eutrofia que permitirían modelizar los cambios en el embalse según como se actúe sobre una u otra variable.

Sin embargo, y en relación a otros parámetros requeridos por la Directiva, tales como la composición, abundancia de otro tipo de flora acuática, la composición, abundancia de la fauna bentónica de invertebrados en el embalse (aunque se conocen en los tributarios), y la composición, abundancia y estructura de edades de la fauna ictiológica, no hay información disponible.

#### 4.1.5.2. Descripción

Ubicado en Legazpi, Guipúzcoa (UTMX 553592, UTM Y 4762493), abastece a esta población, además de Zumarraga y Urretxu (28.000 personas). Intercepta el cauce del río Artzamburu. Gestionado por el Consorcio de Aguas de Gipuzkoa.

PARÁMETRO	
ÚLTIMO CONTROL	2000
U. HIDROLÓGICA	UROLA
AÑO CONSTRUCCIÓN	1982
SUP. EMBALSE (Ha)	10,24
VOL. MÁXIMO (Hm <sup>3</sup> )	2,2
PROF. MÁXIMA (m)	38
LONGITUD MÁXIMA (m)	750
ANCHURA MÁXIMA (m)	200
SUP. CUENCA (km <sup>2</sup> )	3,9+1,33*
COTA REBOSE	541,7



PARAMETRO	
COTAS DE TOMA	517
COTA DESAGÜE	509,5
SUP. MEDIA	-
CAUDAL ENTRADA	-
APORTACIÓN ANUAL MEDIA (Hm <sup>3</sup> )	3,4
VOL. MEDIO	-
VOL. SERVIDO	-
CAUDAL ECOLÓGICO	-
PROF. MEDIA	-
FITOPLANCTON	-
FLORA ACUÁTICA	NO
MACROINVERTEBRADOS	NO
ICTIOLOGÍA	NO
CONEXIÓN SUBTERRÁNEA	NO
ANÁLISIS DEL SEDIMENTO	SI
VEGETACIÓN RIBEREÑA	NO
TRANSPARENCIA	SI
CONDICIONES TÉRMICAS	SI
OXIGENACIÓN	SI
SALINIDAD	SI
NUTRIENTES	SI

La información recogida se refiere al último estudio realizado, el año 2000.

Tabla 4.1.5. Parámetros del embalse Barrendiola

#### 4.1.5.3. Diagnosis

##### Indicadores Hidromorfológicos

##### **Régimen hidrológico**

##### Volúmenes e hidrodinámica

Barrendiola recoge agua de su cuenca propia, además de la trasvasada por la regata Antxumaitz (1.33 Km<sup>2</sup>). La cota máxima de embalse es de 543 m. Las precipitaciones en 2000 son de 1548 mm, de forma que este año se obtuvieron las reservas máximas de agua.

##### Tiempo de permanencia

Los datos disponibles de este embalse, desde 1988 a 1992, reflejan un tiempo de residencia corto, que fluctúa entre 0.7 y 1.3 años, con un valor medio de 0.81 años.

##### Conexión con aguas subterráneas

No se han estudiado las conexiones con aguas subterráneas.

## Condiciones morfológicas

### Variación de la profundidad

El valor de la profundidad media es de 12.7 m, en los años estudiados, alcanzándose el máximo (14.3 m) en 1992. Los transectos realizados en el estudio batimétrico reflejaron la pérdida de la capacidad, observando que las mayores zonas de acumulación de sedimentos correspondía a la cerrada del embalse, como era de esperar, ya que aquí se observan mayores pendientes de ladera. La profundidad máxima señalada en el proyecto es de 39 metros, y con el análisis batimétrico se estimó 38.3 m.

### Cantidad, estructura y sustrato del lecho del embalse

Cuando se realizó la batimetría en Barrendiola se pudo observar la presencia de diferencias entre el volumen actual y el de proyecto. La profundidad máxima era de 38.26 metros, pudiendo intepretar, también, que la zona de cota 25 era la que más se veía afectada por los fenómenos sedimentológicos. Se calculó un espesor máximo de 2.5 metros, lo que implicaría un sedimento de 7500m<sup>3</sup>. Aproximadamente el 0.5% del agua embalsable se había perdido por sedimentación.

En cuanto a los contenidos en materia orgánica, las mayores cantidades se observan en las cercanías de la presa (10%). El análisis granulométrico refleja que casi el 90% del material del sedimento es del grupo “limos y arcillas”, en torno a 20-30 $\mu$ . No obstante, este embalse es menos dinámico que los estudiados (Aixola y Urkulu), ya que las diferencias entre la cabecera y la presa en cuanto al contenido en cuarzo y filosilicatos es escasa.

La mineralogía del sedimento total se caracteriza por la presencia de cuarzo, filosilicatos y feldespatos, con ausencia de calcita. También se observa el descenso del contenido en cuarzo del sedimento desde la entrada del tributario hasta la presa, al contrario de cómo se comporta la concentración de filosilicatos y carbonato cálcico. Las condiciones geológicas del embalse facilita la acumulación de feldespatos.

Estos filosilicatos comprenden minerales de la arcilla, cloritas y micas, de importancia en el desarrollo de los procesos geoquímicos del embalse, debido a que gran parte del fósforo inorgánico no activado se halla en forma adsorbida, en las arcillas e hidróxidos de hierro y aluminio, de ahí que el tipo y riqueza de estos compuestos es un factor determinante de la capacidad de retención de fósforo del sedimento (Urrutia, 1994).

### Estructura de la zona ribereña

No se han realizado estudios de la zona ribereña. Respecto a la vegetación de la cuenca predomina el bosque de repoblación (*Pinus insignis*), aunque en la zona más alta se observan zonas de bosque autóctono constituido principalmente por hayas.

## **Indicadores Biológicos**

### **Composición, abundancia y biomasa del fitoplancton y zooplancton**

En Barrendiola, los valores de clorofila en 2000, varían entre 2.83 ug/l y 0.02 ug/l, siendo la media de 0.92 ug/l.

El fitoplancton se encuentra claramente dominado por las cianofíceas desde mayo a octubre, alcanzándose hasta 700 c/ml de *Oscillatoria* en el mes de septiembre. Al inicio del ciclo tenemos máximos de diatomeas, en octubre el máximo corresponde a las criptofíceas, y en primavera tenemos clorofíceas y dinofíceas.

El zooplancton de este embalse se encuentra dominado por la presencia de rotíferos, seguido de cladóceros y copépodos, además de protozoos. Los copépodos se encuentran bien representados entre agosto y octubre, mientras que los cladóceros aparecen principalmente en mayo y octubre.

### **Composición, abundancia de otro tipo de flora acuática**

No se ha determinado.

### **Composición, abundancia de la fauna bentónica de invertebrados**

No se ha realizado el análisis de macroinvertebrados en el vaso del embalse.

Determinado únicamente en los tributarios, en 2000 podemos observar puntuaciones elevadas para los índices bióticos analizados. La clase del agua es de calidad Ia en primavera e Ib en verano. El sustrato de los tributarios es de granulometría heterogénea, lo que favorece la instalación de los macroinvertebrados bénticos.

La comunidad de macroinvertebrados se compone de 28 familias en primavera, y 18 en estiaje, contemplándose la presencia de organismos muy exigentes con la calidad del agua.

### **Composición, abundancia y estructura de edades de la fauna ictiológica**

No se ha determinado

## **Indicadores Químicos y físico-químicos**

### **Transparencia**

La turbidez de Barrendiola varía entre 9.2 y 0.8 UNF, y se ve afectada por los fenómenos de resolubilización del sedimento. La visibilidad del disco de Secchi varía entre 1.6 m del mes de octubre y 6.5 en agosto, con valores medios de 4.2 metros.

### **Condiciones térmicas**

Las fluctuaciones de la temperatura van desde los 21.7°C hasta los 5.3°C. En mayo de 2000 se inicia la estratificación, y en octubre se observa una última resistencia del embalse a mezclarse, para homogenizarse totalmente en diciembre.

El pH varía entre 7 y 8.7, mientras que el potencial redox varía entre 292 y 41 mV.

### Condiciones de oxigenación

En Barrendiola no se observan fenómenos de anoxia, las concentraciones de oxígeno varían entre 11.1 y 1.64 mg/l. En septiembre se acerca a la anoxia, pero las concentraciones superan 1 mg/l.

### Salinidad

En Barrendiola la distribución de la alcalinidad manifiesta una estratificación superficial entre los meses estivales, tal como se podría esperar. Los valores de bicarbonato de estas aguas varían entre 51 y 110 mg/l, mientras que los sulfatos fluctúan entre 11 y 15 mg/l, y la conductividad entre 144 y 82  $\mu$ S/cm.

El balance iónico refleja que sus aguas son de una mineralización débil, de dureza muy baja, y de composición iónica bicarbonatada cálcica, de carácter corrosivo.

### Condiciones relativas a los nutrientes

En Aixola se estima que las aportaciones de fósforo son del orden de 41 kg/año, mientras que el nitrógeno alcanza este embalse con concentraciones de 2.6 Tn/año.

En el embalse se encuentran concentraciones de fósforo total entre 0.08 y 0.02 mg/l, con valores medios de 0.028 mg/l, similares a las de 1999.

La concentración media de nitrato, es de 2.2 mg/l, variando entre 3.1 y 1.4 mg/l. El amonio presenta un máximos de 0.18 mg/l, y mínimo de 0.009 mg/l

A modo de evolución de la calidad de las aguas podemos observar en la siguiente tabla los valores de los parámetros limnológicos más interesantes:

	1988	1989	1990	1991	1992	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
P. total mg/l	0,17	0,1	0,07	0,05	0,09	0,04	0,05	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
N. total mg/l						0,46	--	0,36	0,17	0,4	0,4	0,53
Cl a ( $\mu$ g/l)						1,9	1,6	3,1	2,37	2,24	1,32	0,92
D. Secchi (m)	3,6	3,3	3,4	2,7	2,8	2,4	3,1	2,7	3,1	3,7	3,2	4,2

#### **4.1.5.4. Análisis trófico, biológico y estadístico**

##### **Modelos tróficos deterministas**

- ***Vollenweider***

La evolución de este indicador señala un aumento de la carga (hasta eutrofia) que recibe el embalse hasta 1992, a partir de ahí se rebaja hasta la mesotrofia, y en 1994 se alcanza la oligotrofia.

DIAGRAMA DE VOLLENWEIDER  
 CARGAS TOLERABLES Y PELIGROSAS DE FOSFORO FRENTE A PROF. MEDIA Y TIEMPO DE RETENCION HIDRAULICA  
 VOLLENWEIDER, 1975

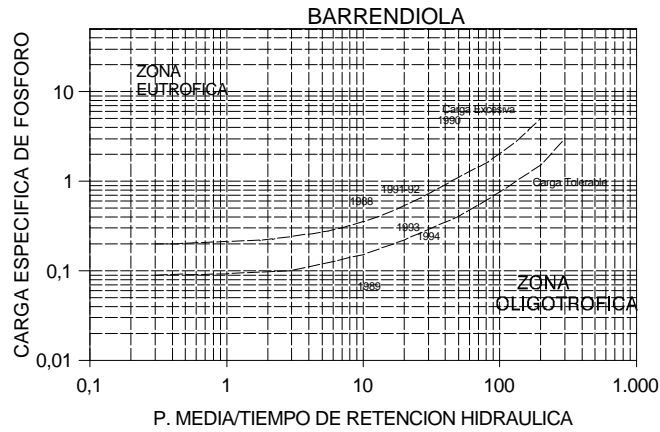


Figura 4.1.13. Diagrama de Vollenweider en Barrendiola

- **OCDE en 1982**

Según este modelo, para Barrendiola tendríamos oligotrofia para el nitrógeno y la clorofila, mientras que para el disco de Secchi y el fósforo, mesotrofia.

- **Carlson-Shapiro (1975)**

Según este modelo, para Barrendiola tendríamos oligotrofia para la clorofila y disco de Secchi, mientras que para el fósforo sería mesotrofia.

- **Vollenweider y Kerekes (1974) y OCDE (1982)**

Según este modelo, para Barrendiola tendríamos oligotrofia para la clorofila, y mesotrofia para el resto.

- **OCDE en 1982**

Según este modelo, para Barrendiola tendríamos oligotrofia para la clorofila, mientras que para el resto tendríamos mesotrofia.

DISTRIBUCION DE PROBABILIDAD POR CATEGORIAS TROFICAS SEGUN CONCENTRACION DE FOSFORO TOTAL

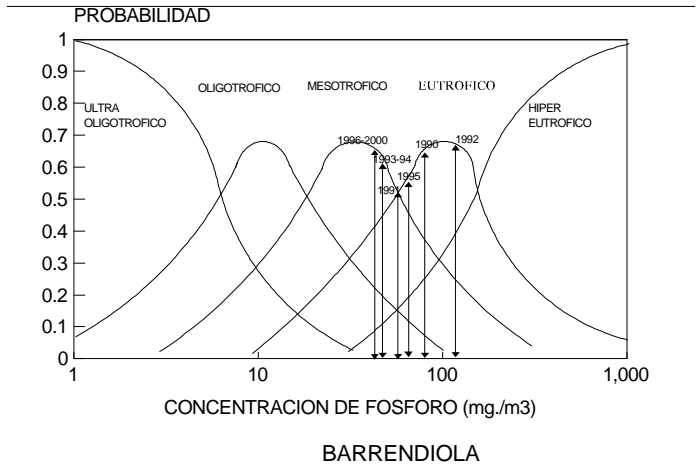


Figura 4.1.14. Distribución de fósforo en Barrendiola

DISTRIBUCION DE PROBABILIDAD POR CATEGORIAS TROFICAS SEGUN VISION DE DISCO DE SECCHI

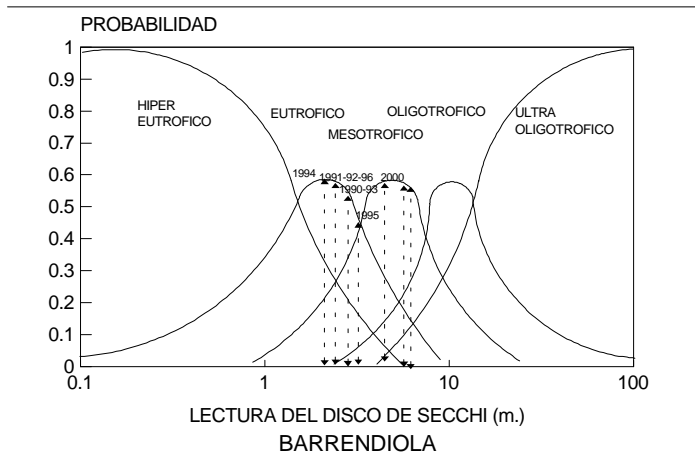


Figura 4.1.15. Distribución de lecturas de Secchi en Barrendiola

DISTRIBUCION DE PROBABILIDAD POR CATEGORIAS TROFICAS  
SEGUN CONCENTRACION DE CLOROFILA ( $\mu\text{g/l}$ )

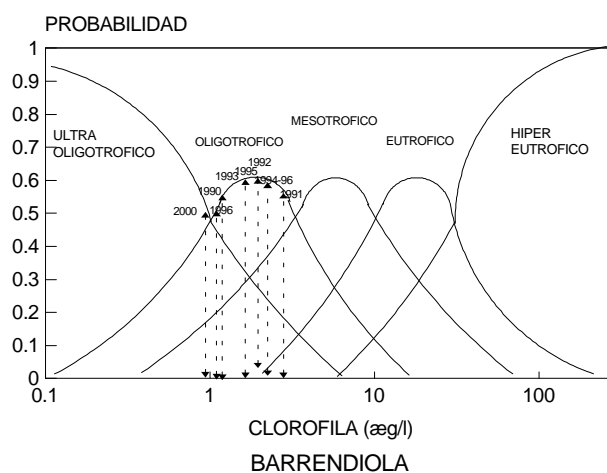


Figura 4.1.16. Distribución de clorofila en Barrendiola

### Modelos biológicos

Es de mencionar la importante presencia de cianofíceas, así como la estructuración del plancton según organismos tipo “r”.

### Modelos estadísticos multifactoriales

El análisis multifactorial de 2000 refleja la importancia de tres factores: la resolubilización, la mineralización y la oxido-reducción, como ejes principales.

#### 4.1.5.5. Determinación del potencial ecológico

La tendencia de este embalse es a disminuir las concentraciones de fósforo, aumentar ligeramente las de nitrógeno, disminuir la clorofila y mantenerse la visibilidad del disco de Secchi. Su puntuación objetiva, no obstante es de 3,5.

No aparecen anoxias, las cianofíceas son importantes en algunos momentos del ciclo, los indicadores señalan una oligo-mesotrofia, por lo que podemos tipificarlo como de mesotrofia, es decir, un potencial ecológico moderado.

#### **4.1.6. Ibai-Eder**

##### **4.1.6.1. Referencias bibliográficas / estudios realizados**

La Diputación Foral de Gipuzkoa ha realizado analíticas de éste y otros embalses desde su construcción, pero a partir de 1993, con su puesta en funcionamiento, se incluye en la rutina de control en la zona cercana a la presa, recogiendo muestras a diferentes profundidades, analizando –además de las condiciones físico-químicas- el plancton presente, durante un ciclo completo, hasta el traspaso de sus competencias al Consorcio de Aguas de Gipuzkoa, siendo desde entonces este organismo el encargado de continuar y ampliar los estudios de los embalses.

En 1991 se realiza el estudio de la eutrofización del embalse de Ibai-Eder, en el que se realiza un trabajo previo a la construcción del embalse, consistente en censar los aportes puntuales y difusos, evaluar la probable situación trófica del embalse, determinar los objetivos de calidad deseables, y las medidas de actuación precisas para obtener estos objetivos de calidad, y realizar un anteproyecto que permita reducir las cargas de sales nutritivas al embalse.

Desde 1993 (Inguru Consultores, Iturrioz et al, Urrutia et al) se dispone de información relativa a los parámetros limnológicos, aportaciones de fósforo y nitrógeno, aportaciones hidráulicas, tiempo de residencia, análisis de los suelos, precipitaciones, etc....

In situ se miden mediante sondas la temperatura, el oxígeno disuelto y el porcentaje de saturación de éste, el pH, el potencial redox y la conductividad. En laboratorio se analizan las sales nutritivas (ortofosfato, fósforo total, amonio, nitrato y nitrito), sulfatos, bicarbonatos, turbidez, aluminio, hierro, manganeso, cobre y zinc. En gabinete se identifica y cuantifica los diversos grupos de fito y zooplancton en las cotas muestreadas.

La representación gráfica de la evolución en el tiempo de estos datos permite establecer los períodos de estratificación térmica en el embalse, así como la duración de la anoxia en el mismo, o la distribución de los diferentes parámetros físico-químicos y biológicos analizados.

Además los informes recogen los diversos modelos tróficos deterministas aplicados a lagos y embalses (Vollenweider, OCDE, Kerekes, Carlson-Shapiro) en relación a las aportaciones de fósforo y nitrógeno, los tiempos de residencia, profundidad media, concentraciones de fósforo, nitrógeno y clorofila en el embalse, así como la visibilidad en el agua determinada como la visión del disco de Secchi. Estos modelos concretan el estado trófico de las aguas según sean eutróficas, meso u oligotróficas principalmente.

Con las series de datos físico-químicos también se presenta un análisis multifactorial (ACP).

Los estudios, por último, presentan una serie de propuestas y acciones para obtener una mejora de la calidad de las aguas embalsadas.

La información se enriquece con la incorporación de los análisis del contenido de fósforo incorporado por la lluvia, la realización de un ciclo diario de muestreos, así como una introducción de los organismos indicadores, y la diversidad y equitatividad del plancton.



En el ciclo correspondiente a 1994, se incorpora un análisis microbiológico de las aguas, con el fin de analizar los orígenes de los vertidos (fuente humana o animal).

El ciclo de 1995 incorpora una pormenorizada descripción de la vegetación en las cuencas vertientes, así como datos de bioclimatología, biogeografía y fitosociología.

En 1996 se incorpora como novedad el análisis de los macroinvertebrados en los tributarios principales del embalse.

Sin embargo, y en relación a otros parámetros requeridos por la Directiva, tales como la composición, abundancia de otro tipo de flora acuática, la composición, abundancia de la fauna bentónica de invertebrados en el embalse (aunque se conocen en los tributarios), y la composición, abundancia y estructura de edades de la fauna ictiológica, flujos, análisis de los sedimentos, etc..., no se dispone de información.

#### 4.1.6.2. Descripción

Ubicado en Nuarbe, término municipal de Azpeitia (UTMX 563007, UTM Y 4775613), Gipuzkoa, abastece a un buen número de municipios del medio y bajo Urola, además de aportar caudal ecológico al río Ibai-Eder en los meses de estiaje. Gestionado por el Consorcio de Aguas de Gipuzkoa.

PARÁMETRO	
ÚLTIMO CONTROL	2000
U. HIDROLÓGICA	UROLA
AÑO CONSTRUCCIÓN	1993
SUP. EMBALSE (Ha)	44
VOL. MÁXIMO (Hm <sup>3</sup> )	11,32
PROF. MÁXIMA (m)	55
LONGITUD MÁXIMA (m)	1.808
ANCHURA MÁXIMA (m)	1.269
SUP. CUENCA (km <sup>2</sup> )	30,6
COTA REBOSE	223,3
COTAS DE TOMA	210/197/190
COTA DESAGÜE	172,76
SUP. MEDIA (Ha)	-
CAUDAL ENTRADA	-
APORTACIÓN ANUAL MEDIA (Hm <sup>3</sup> )	28,63
VOL. MEDIO	-
VOL. SERVIDO	-
CAUDAL ECOLÓGICO	-
PROF. MEDIA	
FITOPLANCTON	SÍ
FLORA ACUÁTICA	NO
MACROINVERTEBRADOS	NO
ICTIOLOGÍA	NO

PARÁMETRO	
CONEXIÓN SUBTERRÁNEA	NO
ANÁLISIS DEL SEDIMENTO	NO
VEGETACIÓN RIBEREÑA	NO
TRANSPARENCIA	SÍ
CONDICIONES TÉRMICAS	SÍ
OXIGENACIÓN	SÍ
SALINIDAD	SÍ
NUTRIENTES	SÍ

La información recogida se refiere al último estudio realizado, el año 2000.

Tabla 4.1.6. Parámetros del embalse Ibai-Eder

#### 4.1.6.3. Diagnósis

##### Indicadores Hidromorfológicos

##### **Régimen hidrológico**

##### Volúmenes e hidrodinámica

Ibai-Eder recibe las aguas de los tributarios como Beizama, Matxinbenta, Domingo y Aihertza. El volumen medio es de 8.28 Hm<sup>3</sup> en 1994. En el 2000 las reservas son altas, a pesar de iniciarse el año con niveles bajos.

##### Tiempo de permanencia

Disponemos de información de 1994, donde el tiempo de residencia era de 0.43 años.

##### Conexión con aguas subterráneas

No se han estudiado las conexiones con aguas subterráneas.

##### **Condiciones morfológicas**

##### Variación de la profundidad

El valor de la profundidad media, en 1994, es de 19.37 m, siendo la máxima de este embalse de 55 metros.

##### Cantidad, estructura y sustrato del embalse

No se ha determinado.

### Estructura de la zona ribereña

No se ha estudiado la zona ribereña. En la cuenca se observan bosques mixtos, encinas, laureles, además de matorrales y bosque de galería, bien conservados.

## **Indicadores Biológicos**

### Composición, abundancia y biomasa del fitoplancton y zooplancton

La clorofila analizada en 2000 varía entre 7.3 y 0.02  $\mu\text{g/l}$ , con valores medios de 1.42  $\mu\text{g/l}$ .

Las cianofíceas son importantes en los meses de julio y setiembre (más importante aún que en 1999). Durante el invierno tenemos máximos de cryptofíceas, en primavera dominan las diatomeas, en verano las dinoflageladas, clorofíceas y cianofíceas son las más relevantes, por último, en el otoño la abundancia algal se reparte entre las cryptofíceas, dinoflagelados y clorofíceas.

El zooplancton de este embalse se encuentra dominado por la presencia de rotíferos en el invierno, en primavera aumenta el número de los crustáceos, su concentración disminuye hasta finales del verano, y aumenta la de los rotíferos de nuevo.

### Composición, abundancia de otro tipo de flora acuática

No se ha determinado.

### Composición, abundancia de la fauna bentónica de invertebrados

Determinado únicamente en los tributarios, en 1996 podemos observar puntuaciones elevadas para los índices bióticos analizados, con un hábitat fluvial aceptable. La clase del agua es de calidad Ib, es decir, aguas no alteradas de modo sensible.

La comunidad de macroinvertebrados se compone de 23 familias en primavera, y 24 en estiaje, contemplándose la presencia de organismos muy exigentes con la calidad del agua.

### Composición, abundancia y estructura de edades de la fauna ictiológica

No se ha determinado

## **Indicadores Químicos y físico-químicos**

### Transparencia

Los valores de visión del disco de Secchi, como estimador de la transparencia de las aguas, varían en 2000 entre 3.4 m del mes de febrero y 7.3 m del mes de agosto, con valores medios de 4.6 m. La turbidez también varía entre 7.5 y 0.7 UNF, con máximos coincidentes con los máximos de hierro (0.49 mg/l) y manganeso (2.03 mg/l).

### Condiciones térmicas

En Ibai-eder se encuentran procesos de estratificación y mezcla a lo largo del ciclo anual, con valores de temperatura que fluctúan entre 23.5°C y 7.2 °C. La estratificación se inicia preferentemente en el mes de mayo, y en este ciclo de 2000 no se observó la mezcla en el mes de diciembre.

### Condiciones de oxigenación

En Ibai-Eder se observan fenómenos de anoxia, el oxígeno fluctúa entre los 0.05 mg/l, en la zona hipolimnética, y la sobresaturación (12.5 mg/l) de los niveles más superficiales.

La anoxia se inicia en el mes de agosto, a 44 m de profundidad, y en el mes de diciembre tenemos un 66% de anoxia en el hipolímion.

### Salinidad

En Ibai-Eder la distribución de la alcalinidad manifiesta una estratificación superficial en los meses estivales, tal como se podría esperar. Los valores de bicarbonato de estas aguas varían entre 130 y 160 mg/l, mientras que los sulfatos fluctúan entre 15.2 y 20 mg/l, y la conductividad entre 194 y 274 µS/cm.

### Condiciones relativas a los nutrientes

En este embalse se estima que las aportaciones de fósforo son del orden de 73 kg./año, mientras que el nitrógeno alcanza este embalse con concentraciones de 4.3 Tn/año.

En el embalse se encuentran las mayores concentraciones de fósforo total con valores medios de 0.036 mg/l, y máximos de 0.06 mg/l.

Las concentraciones de nitrato fluctúan desde 5.91 a 1.9 mg/l, con valores medios de 3.74 mg/l. El amonio presenta máximos de 0.33 mg/l, y mínimos de 0.009 mg/l

A modo de evolución de la calidad de las aguas podemos observar en la siguiente tabla los valores de los parámetros limnológicos más interesantes:

	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
P. total mg/l	0,04	0,05	0,04	0,02	0,05	0,05	0,04
N. total mg/l	0,88	-	0,91	0,75	0,7	0,82	0,90
Cl a (µg/l)	1,9	1,9	2,31	3,65	4,39	2,14	1,42
D. Secchi (m)	4,4	3,8	4,7	4,2	3,4	3,9	4,6

#### 4.1.6.4. Análisis trófico, biológico y estadístico

##### Modelos tróficos deterministas

- **Vollenweider**

Tanto en 1993 como en 1994 los resultados indican una situación de mesotrofia.

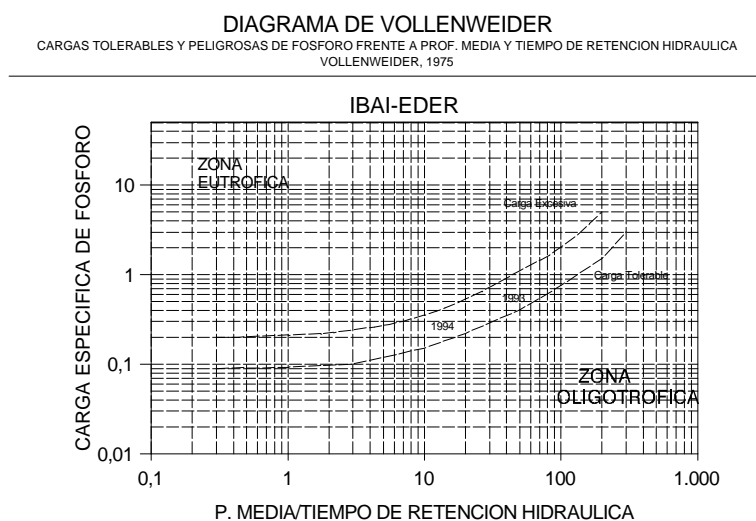


Figura 4.1.17. Diagrama de Vollenweider en Ibai-Eder

- **OCDE en 1982**

Según este modelo, para Ibai-Eder tendríamos oligotrofia para la clorofila y disco, mientras que el nitrógeno y el fósforo nos situaría en mesotrofia.

- **Carlson-Shapiro (1975)**

Según este modelo, para Ibai-Eder tendríamos oligotrofia para la clorofila y disco, mientras que el fósforo nos situaría en mesotrofia.

- **Vollenweider y Kerekes (1974) y OCDE (1982)**

Según este modelo, para Ibai-Eder tendríamos oligotrofia para la clorofila, y mesotrofia para el resto.

- **OCDE en 1982**

Según este modelo, para Ibai-Eder tendríamos oligotrofia para la clorofila y mínimo de visión del disco de Secchi mientras que el disco de Secchi indicaría mesotrofia, y el fósforo nos situaría en eutrofia.

DISTRIBUCION DE PROBABILIDAD POR CATEGORIAS TROFICAS  
SEGUN CONCENTRACION DE FOSFORO TOTAL

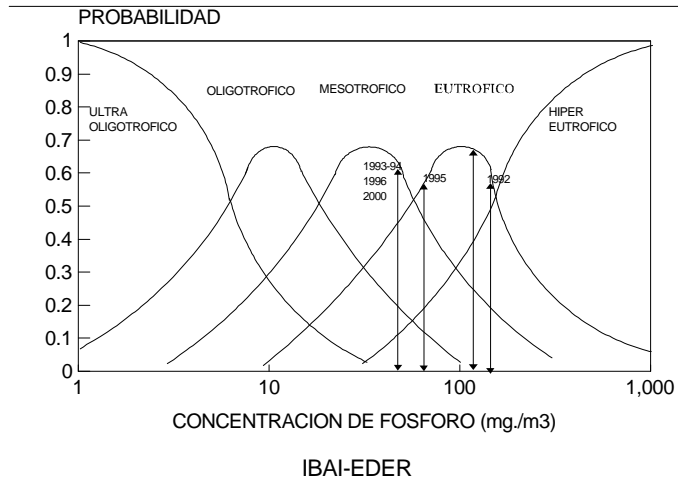


Figura 4.1.18. Distribución de fósforo en Ibai-Eder

DISTRIBUCION DE PROBABILIDAD POR CATEGORIAS TROFICAS  
SEGUN VISION DE DISCO DE SECCHI

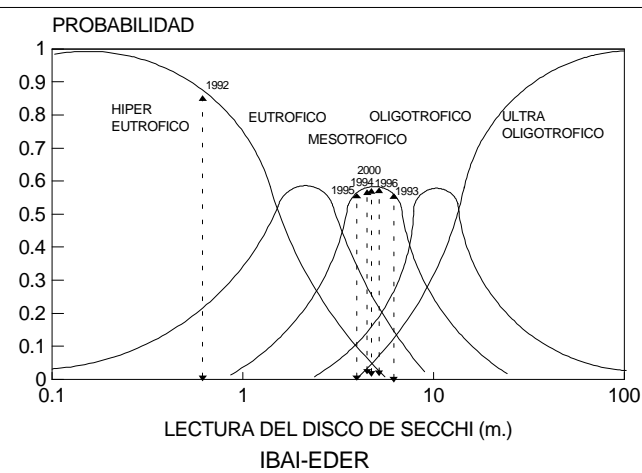


Figura 4.1.19. Distribución de lecturas de Secchi en Ibai-Eder

**DISTRIBUCION DE PROBABILIDAD POR CATEGORIAS TROFICAS  
SEGUN CONCENTRACION DE CLOROFILA ( $\mu\text{g/l}$ )**

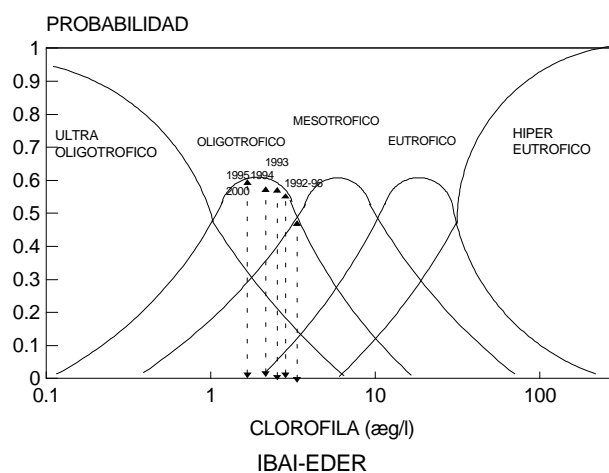


Figura 4.1.20. Distribución de clorofila en Ibai-Eder

### **Modelos biológicos**

Las cianofíceas en Ibai-Eder son importantes en varios momentos del ciclo analizado. El zooplancton sin embargo, muestra una madurez en la distribución de los diversos grupos de organismos.

La concentración de clorofila es baja, propia de oligotrofia.

### **Modelos estadísticos multifactoriales**

El análisis multifactorial de 2000 refleja la importancia de tres factores: la estratificación, la resolubilización y la productividad, como ejes principales.

#### **4.1.6.5. Determinación del potencial ecológico**

La tendencia del fósforo es a mantenerse o subir ligeramente, al contrario que el nitrógeno, que tiende a bajar. La clorofila aumenta, y el disco de Secchi disminuye.

Atendiendo a la presencia de anoxia en el hipólímnion del embalse, la presencia de cianofíceas, la eutrofia para el fósforo, oligotrofia para a clorofila y mesotrofia para el disco de Secchi, además de encontrar estructuras más estables del zooplancton, podemos clasificar este embalse, con una puntuación de 3,5, como de mesotrofia alta, o eutrofia baja, es decir, una situación de potencial ecológico moderado.

#### 4.1.7. Urtatza

##### 4.1.7.1. Referencias bibliográficas / estudios realizados

La Diputación Foral de Gipuzkoa ha realizado un seguimiento de este embalse, con vistas a su incorporación a la red de abastecimiento, o como fuente de regulación y caudal ambiental.

En 1995 encargó el estudio de calidad de las aguas en el embalse de Urtatza (Urrutia et al). En este estudio se realizaron, en un único muestreo los perfiles térmicos, análisis físico-químico, biología, modelos tróficos y estimación de la capacidad actual del embalse.

In situ se midieron mediante sondas la temperatura, el oxígeno disuelto y el porcentaje de saturación de éste, el pH, el potencial redox y la conductividad. En laboratorio se analizan las sales nutritivas (ortofosfato, fósforo total, amonio, nitrato y nitrito), sulfatos, bicarbonatos, turbidez, aluminio, hierro, manganeso, cobre y zinc. En gabinete se identificaron y cuantificaron los diversos grupos de fito y zooplancton. También se realizaron transectos batimétricos para estimar las cotas actuales del embalse.

Además el informe recoge diversos modelos tróficos deterministas aplicados a lagos y embalses en relación a la profundidad media, concentraciones de fósforo, nitrógeno y clorofila en el embalse, así como la visibilidad en el agua determinada como la visión del disco de Secchi. Estos modelos concretan el estado trófico de las aguas según sean eutróficas, meso u oligotróficas.

El estudio, por último, presenta una serie de propuestas y acciones para obtener una mejora de la calidad de las aguas embalsadas.

##### 4.1.7.2. Descripción

Ubicado en Legazpia, Guipúzcoa (UTMX 552846, UTM Y 4767903), utilizado como reserva de agua para refrigeración y servicios de las instalaciones industriales en su inicio, en la actualidad suministra agua a diversas empresas como GSB, SA y Bellota Herramienta. En su momento se planteó por parte de la Diputación Foral de Gipuzkoa su compra para integrarlo a su red de aprovechamiento en la cuenca.

PARÁMETRO datos de 1995	
ÚLTIMO CONTROL	1995
U. HIDROLÓGICA	UROLA
AÑO CONSTRUCCIÓN	1958
SUP. EMBALSE (Ha)	--
VOL. MÁXIMO (Hm <sup>3</sup> )	6
PROF. MÁXIMA (m)	34
LONGITUD MÁXIMA (m)	117
ANCHURA MÁXIMA (m)	80



<b>PARÁMETRO datos de 1995</b>	
SUP. CUENCA (km <sup>2</sup> )	3.242
COTA REBOSE	475
COTAS DE TOMA	--
COTA DESAGÜE	--
SUP. MEDIA	--
CAUDAL ENTRADA	--
VOL. MEDIO	--
VOL. SERVIDO	--
CAUDAL ECOLÓGICO	
PROF. MEDIA	--
FITOPLANCTON	1995
CLOROFILA	1995
ZOOPLANCTON	1995
FLORA ACUÁTICA	NO
MACROINVERTEBRADOS	NO
ICTIOLOGÍA	NO
CONEXIÓN SUBTERRÁNEA	NO
ANÁLISIS DEL SEDIMENTO	NO
VEGETACIÓN RIBERENA	NO
TRANSPARENCIA	1995
CONDICIONES TÉRMICAS	1995
OXIGENACIÓN	1995
SALINIDAD	1995
ACIDIFICACIÓN	1995
NUTRIENTES	1995

Tabla 4.1.7. Parámetros del embalse Urtatza

### 4.1.7.3. Diagnósis

#### Indicadores Hidromorfológicos

#### **Régimen hidrológico**

##### Volúmenes e hidrodinámica

Se estima una capacidad de almacén cercano a 6 Hm<sup>3</sup>. No se conocen los regímenes de entradas y salidas, ya que no hay estaciones de aforo en cabecera o bajo el embalse.

##### Tiempo de permanencia

No hay información disponible

##### Conexión con aguas subterráneas

No se han estudiado las conexiones con aguas subterráneas.

## **Condiciones morfológicas**

### Variación de la profundidad

La profundidad máxima prevista es de 34 metros. El estudio de batimetría realizado, alcanza profundidades máximas cercanas a las previstas (30 metros en ese momento, en el que el embalse no se encontraba lleno).

### Cantidad, estructura y sustrato del lecho del embalse

No se han tomado muestras de sedimento.

### Estructura de la zona ribereña

No se ha estudiado la zona ribereña. En las proximidades se observan bosques caducifolios bien conservados, castaños y robles, además de saucedas y juncos en la cola del vaso. En el resto de la cuenca predomina el aprovechamiento forestal, con pino de repoblación.

## **Indicadores Biológicos**

### Composición, abundancia y biomasa del fitoplancton y zooplancton

El contenido en fitoplancton es bajo, con dominancia de las diatomeas (el muestreo se realizó en el mes de marzo), acompañadas de alguna clorofícea y dinofícea. La mayor densidad (42 c/ml) se aprecia a 2 metros, disminuyendo posteriormente hasta los 7 c/ml de los 22 metros.

El zooplancton de este embalse es también muy escaso, con algunas larvas de copépodos, algunos protozoos y algún rotífero.

### Composición, abundancia de otro tipo de flora acuática

No se ha determinado.

### Composición, abundancia de la fauna bentónica de invertebrados

No se ha determinado.

### Composición, abundancia y estructura de edades de la fauna ictiológica

No se ha determinado

## **Indicadores Químicos y físico-químicos**

### Transparencia

El disco de Secchi dejó de verse a 0.95 metros. El agua presentaba un aspecto verdoso, con turbidez, la turbidez máxima se encontró a 22 metros, con 22 UNF, mientras que en

superficie el valor es cercano a 7 UNF. En fondo se encontró 48 mg/l de sólidos en suspensión. La importancia de la turbidez se adjudica a los aportes alóctonos

#### Condiciones térmicas

Sólo se realizó un muestreo, lo que permitió observar una incipiente termoclina a unos 2.5 metros de profundidad.

#### Condiciones de oxigenación

Los datos del oxígeno no indican, aún, la posible anoxia de las aguas profundas, aunque información de otros años manifestaba la disminución de las concentraciones de este gas. En el día del muestreo se observa saturación de oxígeno, con concentraciones que varían entre los 15.3 mg/l y los 16.68 mg/l de superficie.

#### Salinidad

La conductividad de esta agua es verdaderamente baja, con valores ligeramente superior a los 50  $\mu$ S/cm. El pH se mantiene cercano a 7.

El balance iónico refleja que sus aguas son de una mineralización muy débil, de dureza baja, y de composición iónica bicarbonatada clorurada, sulfatada cálcica magnésica.

El análisis del agua de los tributarios manifiesta que uno de éstos aporta la mayor concentración de hierro y manganeso, con aspecto rojizo las zonas lavadas por el arroyo.

#### Condiciones relativas a los nutrientes

La concentración de nitrógeno y fósforo es de 2 mg/l para el primero y no detectable el segundo.

#### **4.1.7.4. Análisis trófico, biológico y estadístico**

##### **Modelos tróficos deterministas**

- ***Vollenweider***

No se ha determinado

- ***OCDE en 1982***

Para el fósforo es oligotrófico, así como para el nitrógeno y clorofila. No a sí para el disco de Secchi, que sería eutrófico.

- ***Carlson-Shapiro (1975)***

Oligotrófico para el fósforo y la clorofila y eutrófico para el disco de Secchi.

- ***Vollenweider y Kerekes (1974) y OCDE (1982)***

En el caso de Urtatza respecto al fósforo total estaríamos en ultraoligotrofia, respecto a la clorofila presente estaríamos en situación de oligotrofia, por último, en cuanto al disco de Secchi, la situación sería totalmente la contraria, con una hipereutrofia.

- ***OCDE en 1982***

Respecto a este modelo, estaríamos también en oligotrofia para el fósforo y la clorofila, y en eutrofia para el disco de Secchi.

### **Modelos biológicos**

En cuanto a los modelos biológicos, tenemos una escasa presencia de plancton, los valores de la clorofila son bajos también, y no se aprecia la presencia de cianofíceas, por lo que se puede estimar que la calidad es buena.

### **Modelos estadísticos multifactoriales**

No se ha determinado

#### **4.1.7.5. Determinación del potencial ecológico**

Este embalse, al igual que el de Troya, presentan unas condiciones de turbidez inorgánica (proveniente en este caso de las explotaciones forestales) que lo clasifican como eutrófico, el resto de los parámetros a considerar lo sitúan en oligotrofia. Su puntuación sería de 2.

A diferencia de Troya, no se aprecia la presencia de metales ni de otras sustancias que pudieran descalificar la calidad de esta agua, por lo que debería ser identificado como de potencial ecológico moderado.

#### **4.1.8. Urkulu**

##### **4.1.8.1. Referencias bibliográficas / estudios realizados**

La Diputación Foral de Gipuzkoa ha realizado analíticas de éste y otros embalses desde su construcción, pero es a partir de 1988 cuando se establece una rutina de control en la zona cercana a la presa, recogiendo muestras a diferentes profundidades, analizando –además de las condiciones físico-químicas- el plancton presente, durante un ciclo completo, hasta el traspaso de sus competencias al Consorcio de Aguas de Gipuzkoa, siendo desde entonces este organismo el encargado de continuar y ampliar los estudios de los embalses.

Así pues, desde 1988 (Inguru Consultores, Iturrioz et al, Urrutia et al) se dispone de información relativa a los parámetros limnológicos, aportaciones de fósforo y nitrógeno, aportaciones hidráulicas, tiempo de residencia, análisis de los suelos, precipitaciones, etc....

In situ se miden mediante sondas la temperatura, el oxígeno disuelto y el porcentaje de saturación de éste, el pH, el potencial redox y la conductividad. En laboratorio se analizan las sales nutritivas (ortofosfato, fósforo total, amonio, nitrato y nitrito), sulfatos, bicarbonatos, turbidez, aluminio, hierro, manganeso, cobre y zinc. En gabinete se identifica y cuantifica los diversos grupos de fito y zooplancton en las cotas muestreadas.

La representación gráfica de la evolución en el tiempo de estos datos permite establecer los períodos de estratificación térmica en el embalse, así como la duración de la anoxia en el mismo, o la distribución de los diferentes parámetros físico-químicos y biológicos analizados.

Además los informes recogen los diversos modelos tróficos deterministas aplicados a lagos y embalses (Vollenweider, OCDE, Kerekes, Carlson-Shapiro) con relación a las aportaciones de fósforo y nitrógeno, los tiempos de residencia, profundidad media, concentraciones de fósforo, nitrógeno y clorofila en el embalse, así como la visibilidad en el agua determinada como la visión del disco de Secchi. Estos modelos concretan el estado trófico de las aguas según sean eutróficas, meso u oligotróficas, principalmente.

Con las series de datos físico-químicos también se presenta un análisis multifactorial (ACP).

Los estudios, por último, presentan una serie de propuestas y acciones para obtener una mejora de la calidad de las aguas embalsadas.

En 1989 se realiza también un análisis sedimentológico de este embalse, estableciendo el contenido mineralógico del sedimento (en tres muestreos desde la cola a cabecera del embalse), análisis del fósforo en los sedimentos, granulometría y materia orgánica.

En 1990, en el informe anual se realiza un análisis batimétrico del embalse, comparando las condiciones de obra con las profundidades actuales, y valorando la tasa de colmatación del embalse. En 1997, la empresa Limnos realiza un nuevo análisis batimétrico.

En 1990, se realizan los diversos censos de población, ganado y usos del terreno, para la estimación de las diversas cargas de nutrientes que pueden llegar al embalse por fuentes difusas y puntuales.

La información del ciclo de 1991 y 1992 se enriquece con la incorporación de los análisis del contenido de fósforo incorporado por la lluvia, la realización de un ciclo diario de muestreos, así como una introducción de los organismos indicadores, y la diversidad y equitatividad del plancton.

En el ciclo correspondiente a 1994, se incorpora un análisis microbiológico de las aguas, con el fin de analizar los orígenes de los vertidos (fuente humana o animal).

El ciclo de 1995 incorpora una pormenorizada descripción de la vegetación en las cuencas vertientes, así como datos de bioclimatología, biogeografía y fitosociología.

En 1995 se incorpora como novedad el análisis de los macroinvertebrados en los tributarios principales del embalse.

Como documento integrador y que permite analizar la evolución en ciclos de pluviometría diversa, destacar la tesis doctoral de Urrutia (1994). En este trabajo se analizan cinco años de datos físico-químicos y biológicos en el embalse, profundizando en el análisis de estos aspectos, además de los relativos a la importancia de los tiempos de residencia, los ciclos del nitrógeno y del fósforo, balances, etc. En cuanto al plancton, se analiza la presencia de cianofíceas y otros organismos no deseados, o potencialmente peligrosos para la calidad de las aguas. El análisis multifactorial de los ciclos anuales, de manera conjunta, permite analizar de manera global los fenómenos físico-químicos predominantes en el embalse, así como su evolución y tendencias, agrupando a los embalses por factores similares, y definiendo ecuaciones de eutrofia que permitirían modelizar los cambios en el embalse según como se actúe sobre una u otra variable.

Sin embargo, y con relación a otros parámetros requeridos por la Directiva, tales como la composición, abundancia de otro tipo de flora acuática, la composición, abundancia de la fauna bentónica de invertebrados en el embalse (aunque se conocen en los tributarios), y la composición, abundancia y estructura de edades de la fauna ictiológica, flujos, etc., no se dispone de información.

#### 4.1.8.2. Descripción

Ubicado en el municipio de Aretxabaleta, Guipúzcoa (UTMX 543197, UTM Y 4763639), abastece a la comarca del Alto y Medio Deba, con una población abastecida de unos 65.000 habitantes.

Gestionado por el Consorcio de Aguas de Gipuzkoa.

PARÁMETRO	
ÚLTIMO CONTROL	2000
U. HIDROLÓGICA	DEBA
AÑO CONSTRUCCIÓN	1982
SUP. EMBALSE (Ha)	54,4
VOL. MÁXIMO (Hm <sup>3</sup> )	10,8

PARÁMETRO	
PROF. MÁXIMA (m)	37
LONGITUD MÁXIMA (m)	1.750
ANCHURA MÁXIMA (m)	600
SUP. CUENCA (km <sup>2</sup> )	10,76+8,5*
COTA REBOSE	333,9
COTAS DE TOMA	304,5
COTA DESAGÜE	286,7
SUP. MEDIA	---
CAUDAL ENTRADA	---
APORTACIÓN ANUAL MEDIA (Hm <sup>3</sup> )	15,73
VOL. MEDIO	---
VOL. SERVIDO	---
CAUDAL ECOLÓGICO	---
PROF. MEDIA	---
FITOPLANCTON	SÍ
FLORA ACUÁTICA	NO
MACROINVERTEBRADOS	TRIBUTARIOS
ICTIOLOGÍA	NO
CONEXIÓN SUBTERRÁNEA	NO
ANÁLISIS DEL SEDIMENTO	SÍ
VEGETACIÓN RIBERENA	NO
TRANSPARENCIA	SÍ
CONDICIONES TÉRMICAS	SÍ
OXIGENACIÓN	SÍ
SALINIDAD	SÍ
NUTRIENTES	SÍ

La información recogida se refiere al último estudio realizado, el año 2000.

Tabla 4.1.8. Parámetros del embalse Urkulu

### 4.1.8.3. Diagnósis

#### Indicadores Hidromorfológicos

#### **Régimen hidrológico**

#### Volúmenes e hidrodinámica

Dispone de una cuenca propia (10.45 Km<sup>2</sup>, y otra trasvasada de 6.8 Km<sup>2</sup>). Su volumen máximo es de 10 Hm<sup>3</sup>. Las reservas de agua embalsadas en 2000, han sido sensiblemente menores a las de años anteriores, y sólo se recuperaron con lluvias importantes al finalizar el año.

### Tiempo de permanencia

Los datos disponibles de este embalse, desde 1988 a 1992, reflejan un tiempo de residencia que fluctúa entre 4.6 y 1.71 años, con un valor medio de 2.8 años.

### Conexión con aguas subterráneas

No se han estudiado las conexiones con aguas subterráneas.

## **Condiciones morfológicas**

### Variación de la profundidad

La profundidad media del embalse fluctúa entre 18.8 y 20.1, mientras que los valores medios son de 19.2 m.

En Urkulu, la revisión de la batimetría de 1997 refleja una pérdida de su capacidad del 6%, con un máximo de profundidad de 39 m.

### Cantidad, estructura y sustrato del lecho del embalse

En este embalse no se observó una sedimentación importante en el análisis batimétrico de 1992, debido a las pequeñas pendientes que presenta su topografía en las zonas de captación y represamiento, no obstante, la repetición de la batimetría en 1997 señalaba la pérdida de capacidad del 6%.

En cuanto a los contenidos en materia orgánica, las mayores cantidades se observan en las cercanías de la presa (14%). El análisis granulométrico refleja que casi el 90% del material del sedimento es del grupo “limos y arcillas”, en torno a 20-30 $\mu$ .

La mineralogía del sedimento total se caracteriza por la presencia de filosilicatos, cuarzo, y feldespatos, con presencia también de calcita. También se observa el descenso del contenido en cuarzo del sedimento desde la entrada del tributario hasta la presa, al contrario de cómo se comporta la concentración de filosilicatos y carbonato cálcico.

Estos filosilicatos comprenden minerales de la arcilla, cloritas y micas, de importancia en el desarrollo de los procesos geoquímicos del embalse, debido a que gran parte del fósforo inorgánico no activado se halla en forma adsorbida, en las arcillas e hidróxidos de hierro y aluminio, de ahí que el tipo y riqueza de estos compuestos sea un factor determinante de la capacidad de retención de fósforo del sedimento (Urrutia, 1994).

Un estudio realizado por el Dpto. de Química de Contaminación de la UPV en 1988, reflejaba, (en la fracción < 63 $\mu$ ) concentraciones de 57.5 g de hierro por Kg. de sedimento, 0.95 g de manganeso, 0.24 de cromo y 0.14 de zinc.

### Estructura de la zona ribereña

No se ha estudiado la zona ribereña. Respecto a la vegetación de la cuenca hay presencia de especies caducifolias, bosques de hayas y sobre todo coníferas de repoblación.



## **Indicadores Biológicos**

### Composición, abundancia y biomasa del fitoplancton y zooplancton

El máximo de clorofila se encuentra en los meses de mayo a octubre, con valores de 1.47µg/l y 1.52 µg/l respectivamente.

Habitualmente Urkulu presenta una alta diversidad de grupos algales, siendo las clorofíceas el más importante, seguido de las crisofíceas, cryptofíceas y diatomeas. En Urkulu tenemos también una importante representación de las cianofíceas, principalmente en setiembre, con más de 940 células/ml, correspondiente a los géneros *Chroococcus* y *Microcystis*. Esta situación se repite después de varios ciclos consecutivos.

El zooplancton de este embalse se encuentra dominado por la presencia de rotíferos, seguido de copépodos y cladóceros, además de protozoos.

### Composición, abundancia de otro tipo de flora acuática

En nuestro caso aparecen organismos pertenecientes a la familia Najadaceae, *Najas marina*, correspondiendo a un género ampliamente repartido en Europa, característico de aguas eutróficas, que habitan sobre sustrato fino, de composición orgánica. Habitualmente sumergidas, estas plantas anuales constituyen grandes praderas formando "racimos". Su eliminación podría contribuir positivamente en la disminución de los aportes de nutrientes al embalse, y en la regulación del desarrollo algal pelágico (Nichols, 1991).

Si el aporte de nitrógeno -en relación con el de los fosfatos- no se recupera, o se retira nitrógeno del medio y se mantiene suficiente concentración de fosfatos, puede darse un proceso de sustitución de especies en el plancton, predominando aquellas que son capaces de fijar nitrógeno atmosférico. Nos referimos a las cianofíceas, cuya capacidad de asimilación se ve inhibida si aparece nitrato o amonio.

Este fenómeno puede llegar a ser preocupante, ya que en algunos momentos se produce una disminución de la relación N/P en las aguas que favorece el desarrollo de las cianobacterias, de tal forma que dominan el espectro algal.

### Composición, abundancia de la fauna bentónica de invertebrados

No existen datos de macroinvertebrados del vaso del embalse.

Determinado únicamente en el tributario principal, en Urbaltz, la clase encontrada es Ib según el BMWP', y I para el Vernaux, es decir, de alta calidad.

### Composición, abundancia y estructura de edades de la fauna ictiológica

No se ha determinado

## **Indicadores Químicos y físico-químicos**

### Transparencia

Los valores de turbidez media son de 2.42, el mínimo de 0.5 y el máximo de 13 UNF. Las causas de estas variaciones son función de la actividad algal (Iturrioz, 2000), pero también se deben a causas exógenas, como los arrastres por precipitaciones.

El mínimo de visión del disco de Secchi se encuentra en abril y octubre, variando entre 2.5 y 8 m, siendo el valor medio de 2.23 m

### Condiciones térmicas

En el mes de mayo de 2000, se observan los primeros gradientes térmicos, hasta alcanzar un máximo de temperatura de 22.9 °C en superficie. Otros años se han alcanzado los 24°C. En el mes de diciembre la mezcla está instalada.

### Condiciones de oxigenación

También en este embalse se observan fenómenos de anoxia, en el mes de septiembre, a unos 25 m de profundidad.

El análisis del déficit hipolimnético de oxígeno, permite interpretar que en 2000, no se alcanza a agotar el oxígeno disuelto de los niveles profundos.

Los volúmenes anóxicos son algo inferiores a los observados en 1999, representando el 3.4% del volumen total embalsado. El anterior ciclo se alcanzó el 4.4 % del volumen embalsado.

El pH máximo se detecta en septiembre, en las aguas superficiales, con valores de 8.79, mientras que el mínimo 7.79 se encontró en profundidad.

### Salinidad

Los valores de la alcalinidad, estimada como bicarbonato, alcanzan los 147 mg/l de valor medio, fluctuando entre 120 y 211 mg/l.

El balance iónico refleja que sus aguas son de una mineralización ligera, de dureza baja, y de composición iónica bicarbonatada cálcica, de carácter ligeramente corrosiva.

Los valores de conductividad media son de 307  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , con máximos de 563 y mínimos de 218  $\mu\text{S}/\text{cm}$

### Condiciones relativas a los nutrientes

En el embalse se encuentran las mayores concentraciones de fósforo total durante 2000, presenta valores medios de 0.04 mg/l, fluctuando entre 0.08 y 0.02 mg/l el resto del ciclo. Esto supone un incremento, frente a ciclos anteriores, del contenido en fósforo en el embalse.

Las concentraciones de nitrato, varían entre 5.67 y 0.38 mg/l, con valores medios de 2.04 mg/l. El amonio presenta máximos de 0.16 mg/l, y mínimos con 0.009 mg/l. Mientras que la media es de 0.025 mg/l. El comportamiento del nitrato está ligado al desarrollo algal. Entre 1988 y 1992 los valores medios de nitrato y amonio eran de 2.25 mg/l y 0.12 mg/l,

mientras que las concentraciones máximas y mínimas alcanzaban 1.29-0.01 mg/l para el nitrato, y 0.14 mg/l-no detectado para el amonio.

Las entradas al embalse se han estimado en 6 Tn. de nitrógeno al año, y 0.116 Tn de fósforo al año también, sensiblemente superiores a las estimadas por Urrutia (1994).

A modo de resumen podemos observar la evolución de los parámetros más relevantes en los años objeto de estudio:

	1988	1989	1990	1991	1992	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
P. total mg/l	0,17	0,1	0,09	0,07	0,12	0,04	0,04	0,03	0,03	0,03	0,03	0,04
N. total mg/l						0,39		0,57	0,46	0,41	0,39	0,49
Cl a (µg/l)					4,7	2	1,4	1,2	1,1	1,5	0,9	0,8
D. Secchi (m)	2,6	2,8	2,9	4,3	3,1	4,7	4,2	5,5	6,1	6,5	5,7	5,1

#### 4.1.8.4. Análisis trófico, biológico y estadístico

##### Modelos tróficos deterministas

- *Vollenweider*

Se observa una eutrofia en los años 1988, 1990 y 1992, y pasa a mesotrofia en 1991 y 1993, y a oligotrofia en 1989 y 1994.

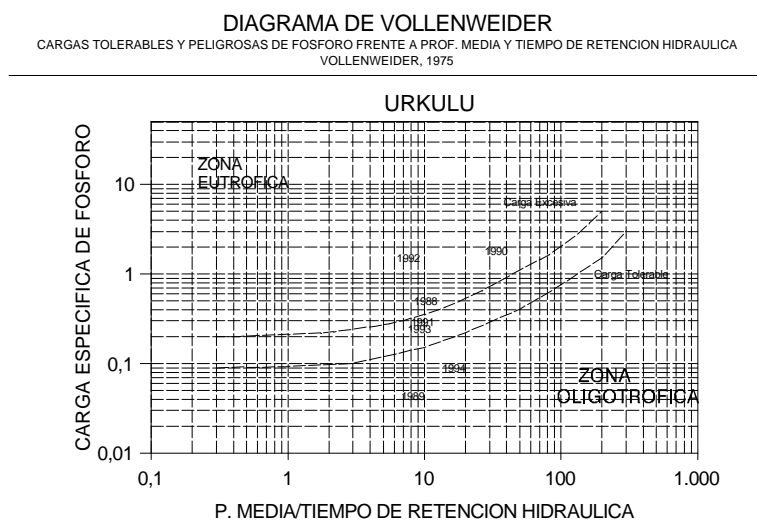


Figura 4.1.21. Diagrama de Vollenweider en Urkulu

- **OCDE en 1982**

Según este modelo Urkulu sería oligotrófico para el nitrógeno, clorofila y disco de Secchi, y mesotrófico para el fósforo.

- **Carlson-Shapiro (1975)**

En este caso, Urkulu fluctuaría entre la oligotrofia de la clorofila y la mesotrofia del disco y el fósforo.

- **Vollenweider y Kerekes (1974) y OCDE (1982)**

Las probabilidades, en este embalse serían del 53% de mesotrofia para el disco de Secchi, un 52% para la clorofila en ultraoligotrofia, y un 59% de mesotrofia para el fósforo.

- **OCDE en 1982**

Respecto a esta referencia tenemos que Urkulu sería ultraoligotrófico para la clorofila, mesotrófico para el disco de Secchi, y eutrófico para el fósforo.

DISTRIBUCION DE PROBABILIDAD POR CATEGORIAS TROFICAS SEGUN CONCENTRACION DE CLOROFILA (æg/l)

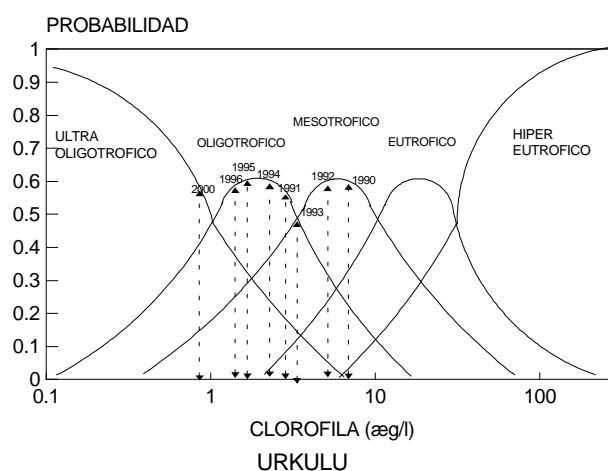


Figura 4.1.22. Distribución de clorofila en Urkulu

DISTRIBUCION DE PROBABILIDAD POR CATEGORIAS TROFICAS SEGUN VISION DE DISCO DE SECCHI

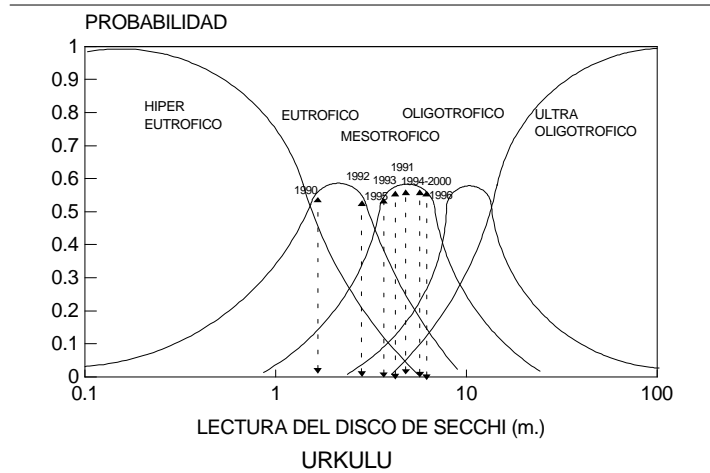


Figura 4.1.23. Distribución de lecturas de Secchi en Urkulu

DISTRIBUCION DE PROBABILIDAD POR CATEGORIAS TROFICAS SEGUN CONCENTRACION DE FOSFORO TOTAL

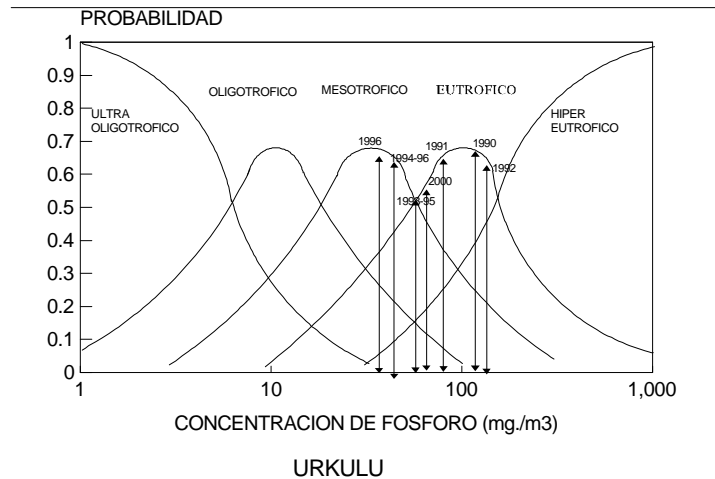


Figura 4.1.24. Distribución de fósforo en Urkulu

**Modelos biológicos**

Aparecen importantes concentraciones de cianofíceas, además de macrófitas, el zooplancton está dominado por los estrategas “r”. La clorofila sin embargo es baja.

### **Modelos estadísticos multifactoriales**

La aplicación a este embalse, en 2000 muestra una importancia principal de un eje de mineralización estratificación, además de un segundo eje de turbidez, y un tercero de producción. El análisis de los resultados de los años 1988 a 1992 reflejan unas ciertas diferencias, siendo primero el eje de estratificación, seguido de oxidoreducción y mineralización.

#### **4.1.8.5. Determinación del potencial ecológico**

Este embalse lleva una tendencia a disminuir la concentración de fósforo, así como la de clorofila; el nitrógeno prácticamente se mantiene, y el disco de Secchi aumenta.

Se producen momentos de anoxia, tenemos cianofíceas, el fósforo y el disco de Secchi son mesotróficos, la clorofila es oligotrófica, y el zooplancton no se encuentra estructurado, por lo que se puede tipificar como mesotrófico alto. El potencial ecológico sería moderado.

#### **4.1.9. Aixola**

##### **4.1.9.1. Referencias bibliográficas / estudios realizados**

La Diputación Foral de Gipuzkoa ha realizado analíticas de éste y otros embalses desde su construcción, pero es a partir de 1988 cuando se establece una rutina de control en la zona cercana a la presa, recogiendo muestras a diferentes profundidades, analizando –además de las condiciones físico-químicas- el plancton presente, durante un ciclo completo, hasta el traspaso de sus competencias al Consorcio de Aguas de Gipuzkoa, siendo desde entonces este organismo el encargado de continuar y ampliar los estudios de los embalses.

Así pues, desde 1988 (Inguru Consultores, Iturrioz et al, Urrutia et al) se dispone de información relativa a los parámetros limnológicos, aportaciones de fósforo y nitrógeno, aportaciones hidráulicas, tiempo de residencia, análisis de los suelos, precipitaciones, etc....

In situ se miden mediante sondas la temperatura, el oxígeno disuelto y el porcentaje de saturación de éste, el pH, el potencial redox y la conductividad. En laboratorio se analizan las sales nutritivas (ortofosfato, fósforo total, amonio, nitrato y nitrito), sulfatos, bicarbonatos, turbidez, aluminio, hierro, manganeso, cobre y zinc. En gabinete se identifica y cuantifica los diversos grupos de fito y zooplancton en las cotas muestreadas.

La representación gráfica de la evolución en el tiempo de estos datos permite establecer los períodos de estratificación térmica en el embalse, así como la duración de la anoxia en el mismo, o la distribución de los diferentes parámetros físico-químicos y biológicos analizados.

Además los informes recogen los diversos modelos tróficos deterministas aplicados a lagos y embalses (Vollenweider, OCDE, Kerekes, Carlson-Shapiro) en relación a las aportaciones de fósforo y nitrógeno, los tiempos de residencia, profundidad media, concentraciones de fósforo, nitrógeno y clorofila en el embalse, así como la visibilidad en el agua determinada como la visión del disco de Secchi. Estos modelos concretan el estado trófico de las aguas según sean eutróficas, meso u oligotróficas principalmente.

Con las series de datos físico-químicos también se presenta un análisis multifactorial (ACP).

Los estudios, por último, presentan una serie de propuestas y acciones para obtener una mejora de la calidad de las aguas embalsadas.

En 1989 se realiza también un análisis sedimentológico de este embalse, estableciendo el contenido mineralógico del sedimento (en tres muestreos desde la cola a cabecera del embalse), análisis del fósforo en los sedimentos, granulometría y materia orgánica.

En 1990, en el informe anual se realiza un análisis batimétrico del embalse, comparando las condiciones de obra con las profundidades actuales, y valorando la tasa de colmatación del embalse. En este mismo estudio se realizan los diversos censos de población, ganado y usos del terreno, para la estimación de las diversas cargas de nutrientes que pueden llegar al embalse por fuentes difusas y puntuales. En 1997, la empresa Limnos realiza un nuevo análisis batimétrico.

La información del ciclo de 1991 y 1992 se enriquece con la incorporación de los análisis del contenido de fósforo incorporado por la lluvia, la realización de un ciclo diario de muestreos, así como una introducción de los organismos indicadores, y la diversidad y equitatividad del plancton.

En el ciclo correspondiente a 1994, se incorpora un análisis microbiológico de las aguas, con el fin de analizar los orígenes de los vertidos (fuente humana o animal).

El ciclo de 1995 incorpora una pormenorizada descripción de la vegetación en las cuencas vertientes, así como datos de bioclimatología, biogeografía y fitosociología.

En 1996 se incorpora como novedad el análisis de los macroinvertebrados en los tributarios principales del embalse.

Como documento integrador y que permite analizar la evolución en ciclos de pluviometría diversa, destacar la tesis doctoral de Urrutia (1994). En este trabajo se analizan cinco años de datos físico-químicos y biológicos en el embalse, profundizando en el análisis de estos aspectos, además de los relativos a la importancia de los tiempos de residencia, los ciclos del nitrógeno y del fósforo, balances, etc. ... En cuanto al plancton, se analiza la presencia de cianofíceas y otros organismos no deseados, o potencialmente peligrosos para la calidad de las aguas. El análisis multifactorial de los ciclos anuales, de manera conjunta, permite interpretar de manera global los fenómenos físico-químicos predominantes en el embalse, así como su evolución y tendencias, agrupando a los embalses por factores similares, y definiendo ecuaciones de eutrofia que permitirían modelizar los cambios en el embalse según como se actúe sobre una u otra variable.

Sin embargo, y en relación a otros parámetros requeridos por la Directiva, tales como la composición, abundancia de otro tipo de flora acuática, la composición, abundancia de la fauna bentónica de invertebrados en el embalse (aunque se conocen en los tributarios), y la composición, abundancia y estructura de edades de la fauna ictiológica, flujos, etc., no se encuentra información.

#### **4.1.9.2. Descripción**

Ubicado entre los municipios de Zaldibar y Elgeta (UTMX 539981, UTM Y 4779094), abastece principalmente a la ciudad de Eibar, unas 34.000 personas. Presenta una torre de tomas selectivas. La precipitación media anual es cercana a los 1400 mm. Gestionado por el Consorcio de Aguas de Gipuzkoa.

La siguiente tabla recoge los datos morfométricos básicos para caracterizar el embalse, así como la disponibilidad de información de los diversos indicadores citados en la Directiva Marco y citados con anterioridad.



PARÁMETRO	
ÚLTIMO CONTROL	2000
U. HIDROLÓGICA	DEBA
AÑO CONSTRUCCIÓN	1981
SUP. EMBALSE (Ha)	16,42
VOL. MÁXIMO (Hm <sup>3</sup> )	2,64
PROF. MÁXIMA (m)	44
LONGITUD MÁXIMA (m)	1.150
ANCHURA MÁXIMA (m)	500
SUP. CUENCA (km <sup>2</sup> )	7,96
COTA REBOSE	309,3
COTAS DE TOMA	282/294
COTA DESAGÜE	269,7
SUP. MEDIA (Ha)	12,64
APORTACIÓN ANUAL MEDIA (Hm <sup>3</sup> )	7,13
VOL. MEDIO (Hm <sup>3</sup> )	1,85
VOL. SERVIDO (Hm <sup>3</sup> )	2,84
CAUDAL ECOLÓGICO (Hm <sup>3</sup> )	0,42
PROF. MEDIA (m)	14,09
TIEMPO DE RESIDENCIA (años)	1,49
FITOPLANCTON	SÍ
CLOROFILA	SÍ
ZOOPLANCTON	SI
FLORA ACUÁTICA	NO
MACROINVERTEBRADOS	NO
ICTIOLOGÍA	NO
CONEXIÓN SUBTERRÁNEA	NO
ANÁLISIS DEL SEDIMENTO	1990/1997
VEGETACIÓN RIBEREÑA	NO
TRANSPARENCIA	SI
CONDICIONES TÉRMICAS	SI
OXIGENACIÓN	SI
SALINIDAD	SI
NUTRIENTES	SI

Tabla 4.1.9. Parámetros del embalse Aixola

#### 4.1.9.3. Diagnósis

##### Indicadores Hidromorfológicos

##### Régimen hidrológico

##### Volúmenes e hidrodinámica.

El embalse de Aixola no es un gran embalse por su capacidad de almacenamiento, 2.64 Hm<sup>3</sup>, pero solamente en 1992 se ha conseguido llenar prácticamente, para lo que se precisaron

unas aportaciones hidráulicas de 3.93 Hm<sup>3</sup>. Le alimentan tres regatas: Aixola, Monterreka y Ubitxa.

#### Tiempo de permanencia

Los datos disponibles de este embalse, desde 1988 a 1992, reflejan un tiempo de residencia corto, que fluctúa entre 1.3 y 1.91 años, con un valor medio de 1.49 años. Es decir, podemos interpretar que el embalse de llena cada año y medio.

#### Conexión con aguas subterráneas

No se han estudiado las conexiones con aguas subterráneas en este embalse. Como ya se comentó en la introducción estos embalses habitualmente se impermeabilizan con arcillas para minimizar las fugas de agua. La zona de embalsamiento está constituida por cantos poligénicos poco rodados del cuaternario, de carácter impermeable (Urrutia, 1994)

### **Condiciones morfológicas**

#### Variación de la profundidad

El valor de la profundidad media es de 14 m, en los años estudiados, alcanzándose el máximo (16 m) en 1992. Los transectos realizados en el estudio batimétrico (Urrutia et al, 1990), reflejaron la pérdida de la capacidad en unos 2 m, observando que las mayores zonas de acumulación de sedimentos correspondían a la cerrada del embalse, como era de esperar, ya que aquí se observan mayores pendientes de ladera. La revisión de la batimetría realizada en 1997 plantea una merma de profundidad del 7% de su capacidad, de forma que se estima que la profundidad máxima actual es de 38 m

#### Cantidad, estructura y sustrato del lecho del embalse

Como hemos comentado anteriormente, el vaso del embalse está constituido por cantos rodados del cuaternario. El volumen de sedimentos estimado, estaría entre los 15.000 a 20.000 m<sup>3</sup>, en 1990. Teniendo en cuenta que el embalse se construyó en 1981, podemos estimar una tasa bruta de sedimentación entre 1500-2000 m<sup>3</sup>/año. Este valor dependerá en gran medida del uso forestal de la cuenca.

En cuanto a los contenidos en materia orgánica, las mayores cantidades se observan en las cercanías de la presa (10%). El análisis granulométrico refleja que casi el 90% del material del sedimento es del grupo "limos y arcillas", entorno a 20-30 $\mu$ .

La mineralogía del sedimento total se caracteriza por la presencia de cuarzo, filosilicatos y feldespatos, con presencia también de calcita. También se observa el descenso del contenido en cuarzo del sedimento desde la entrada del tributario hasta la presa, al contrario de cómo se comporta la concentración de filosilicatos y carbonato cálcico.

Estos filosilicatos comprenden minerales de la arcilla, cloritas y micas, de importancia en el desarrollo de los procesos geoquímicos del embalse, debido a que gran parte del fósforo inorgánico no activado se halla en forma adsorbida, en las arcillas e hidróxidos de hierro y

aluminio, de ahí que el tipo y riqueza de estos compuestos sea un factor determinante de la capacidad de retención de fósforo del sedimento (Urrutia, 1994).

Un estudio realizado por el Dpto. de Química de Contaminación de la UPV en 1988, reflejaba, (en la fracción < 63 $\mu$ ) concentraciones de 65 g de hierro por Kg de sedimento, 0.7 g de manganeso, 0.19 de cromo y 0.18 de zinc.

#### Estructura de la zona ribereña

No se ha realizado un estudio de la zona ribereña. Por su parte la vegetación de la cuenca está constituida principalmente (80%) por plantaciones forestales (*Pinus radiata* y *Larix kaemferi*), apareciendo discontinuas manchas desestructuradas de hayedo y robledal acidófilo.

### **Indicadores Biológicos**

#### Composición, abundancia y biomasa del fitoplancton y zooplancton

En Aixola, durante los ciclos de 1991, 1992, 1996 y 2000 se observa una clara dominancia numérica de las diatomeas junto a las clorofíceas. En menor proporción aparecen algunos dinoflagelados, désmidos, crisofíceas, y cryptofíceas. Las cianofíceas no son relevantes en Aixola, con la excepción de un máximo de *Oscillatoria*, en los meses de febrero y marzo de 1992, y un máximo puntual de *Anabaena* en mayo de 1996.

En 2000 se observa una intensificación de la actividad productiva del embalse, de forma tal que se incrementan las concentraciones de clorofila hasta un máximo de 15  $\mu$ g/l, en lo que se señala un evidente proceso de eutrofización del embalse, desde 1999.

El zooplancton de este embalse se encuentra dominado por la presencia de rotíferos, seguido de cladóceros y copépodos, además de protozoos. En 2000 se alcanzan concentraciones de cladóceros de 80 i/l, mientras que los copépodos alcanzan los 150 i/dl

#### Composición, abundancia de otro tipo de flora acuática

No se ha determinado.

#### Composición, abundancia de la fauna bentónica de invertebrados

Determinado únicamente en los tributarios, desde 1995 podemos observar puntuaciones elevadas para los índices bióticos analizados, con valores algo inferiores en estiaje frente a la primavera. La clase del agua es de calidad Ib para primavera, pero II para el verano.

La comunidad de macroinvertebrados contempla la presencia de organismos muy exigentes con la calidad del agua.

#### Composición, abundancia y estructura de edades de la fauna ictiológica

No se ha determinado

## **Indicadores Químicos y físico-químicos**

### **Transparencia**

Los valores de visión del disco de Secchi, como estimador de la transparencia de las aguas, manifiestan en Aixola una evolución positiva desde 1988 hasta 1994, con un ligero retroceso de la visibilidad de las aguas en 1995 y una nueva mejoría en 1996, sin alcanzar aún los niveles anteriores. En 2000 se encuentran valores de 3 m.

Desde 1988 se produce, con algunos altibajos un incremento de la visibilidad del disco de Secchi en el embalse, volviendo a reducirse desde 1997 hasta 2000, lo que manifiesta un empeoramiento de la calidad del embalse.

### **Condiciones térmicas**

En Aixola se encuentran procesos de estratificación y mezcla a lo largo del ciclo anual, con valores de temperatura que fluctúan entre 26°C y 6 °C. La estratificación se inicia preferentemente en el mes de mayo, y se homogeniza el embalse a comienzos del mes de noviembre. En 2000 la presencia de una discontinuidad térmica impide la mezcla total del embalse, lo que afecta a la distribución de otros parámetros. Los datos de 2000 recogen un máximo de 22.1°C.

### **Condiciones de oxigenación**

En Aixola se observan fenómenos de anoxia, principalmente en los primeros años en que se realizan estudios, 1988 y 1989, observándose concentraciones de oxígeno por debajo de 1 mg/l desde los 10 m de profundidad, en estas circunstancias se observan valores electronegativos.

La situación –sin embargo- mejora con el paso de los años y los efectos de las medidas correctoras (control más exhaustivo de los tributarios, desvío fuera de la cuenca vertiente del vertido de la granja de codornices de Elgueta y aumento del tiempo de renovación de las aguas). En superficie se observan valores de sobresaturación, con más de 13 mg/l de oxígeno disuelto. En 2000 se superan estos valores máximos.

En Aixola tenemos el 100% del hipolímnion anóxico desde el mes de julio de 1990, pero en 1991 esta situación se alcanza en septiembre, y en 1992 en agosto. En 2000 se alcanza el 100% de anoxia en el mes de diciembre, debido a una rara situación que impide la mezcla total. En este año los volúmenes anóxicos alcanzan el metalímnion, en lo que supone una intensificación de la importancia de éste fenómeno.

El pH se mantiene cercano a 8.

### **Salinidad**

En Aixola la distribución de la alcalinidad manifiesta una estratificación superficial entre los meses de junio a noviembre, tal como se podría esperar. Los valores de bicarbonato de estas aguas varían entre 93 y 220 mg/l, mientras que los sulfatos fluctúan entre 6 y 27 mg/l, y la conductividad entre 250 y 400 µS/cm. En 2000 los valores de bicarbonato medio son de 165 mg/l

El balance iónico refleja que sus aguas son de una mineralización ligera, de dureza media o baja, y de composición iónica bicarbonatada cálcica, de carácter incrustante.

En este embalse también se observa la liberación de hierro y manganeso cuando los potenciales de oxidoreducción son negativos, en el hipolímnion, con valores de 3 mg/l y 1 mg/l respectivamente, en 2000.

#### Condiciones relativas a los nutrientes

En Aixola se estima que las aportaciones de fósforo son del orden de 262 kg./año, mientras que el nitrógeno alcanza este embalse con concentraciones de 4788 kg./año.

En el embalse se encuentran las mayores concentraciones de fósforo total en 1988, con valores medios de 0.29 mg/l. Las concentraciones medias disminuyen paulatinamente el resto de años hasta 1992. En 2000 se estiman concentraciones de fósforo total de 0.05 mg/l, en lo que parece ser una tendencia ascendente de esta sal nutritiva para el desarrollo algal.

Las concentraciones medias de nitrato, sin embargo, observan un incremento desde 1988 hasta 1992, con valores que fluctúan desde 0.98 a 2.23 mg/l respectivamente. El amonio presenta un comportamiento ligeramente diferente, con máximos medios en 1989, de 0.36 mg/l, y mínimos medios en 1991, con 0.06 mg/l. En 2000 las concentraciones medias de nitrato y amonio son de 3.56 y 0.88 mg/l respectivamente.

Desde 1988 hasta 1994 se observa una disminución del fósforo total del embalse, con una pequeña recuperación en 1995 y 1996, reducción en 1997 e incremento hasta 2000. El nitrógeno desde 1994 reduce su cantidad en el embalse, con un altibajo en 1996.

#### **4.1.9.4. Análisis trófico, biológico y estadístico**

##### **Modelos tróficos deterministas**

- **Vollenweider**

La evolución de Aixola durante los años en que hay datos, manifiesta encontrarse en situación de eutrofia, con excepción de los años 1993 y 1994, en que se sitúa en una zona de mesotrofia.

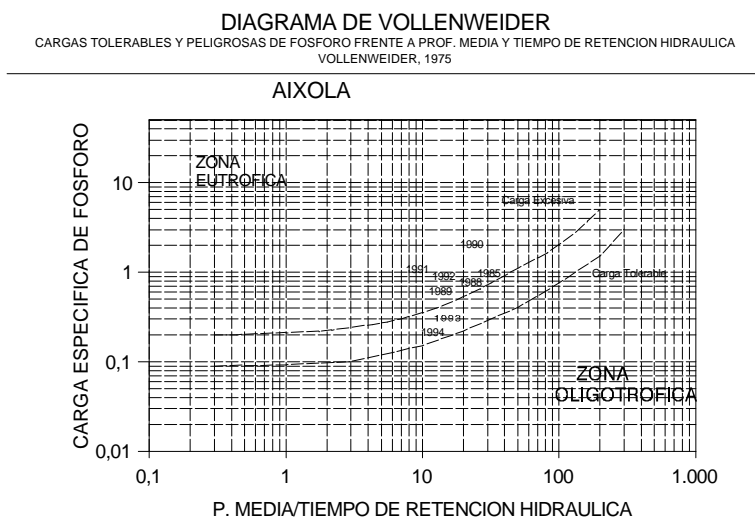


Figura 4.1.25. Diagrama de Vollenweider en Aixola

- **OCDE en 1982**

Destacar que según esta referencia Aixola sería mesotrófico en el fósforo, clorofila y disco de Secchi, mientras que se determinaría como de oligotrófico según el nitrógeno total.

- **Carlson-Shapiro (1975)**

Según este índice Aixola sería eutrófico para el fósforo y mesotrófico para el disco de Secchi y la clorofila.

- **Vollenweider y Kerekes (1974) y OCDE (1982)**

En el caso de Aixola podemos apreciar una mejoría importante de la calidad de las aguas respecto al fósforo total desde 1990 a 1994, con un retroceso en 1995 y una ligera mejoría en 1996, que prácticamente recupera el nivel de 1993. No obstante, en 2000 se aprecia una situación diferente, ya que nos encontraríamos en una meso-eutrofia.

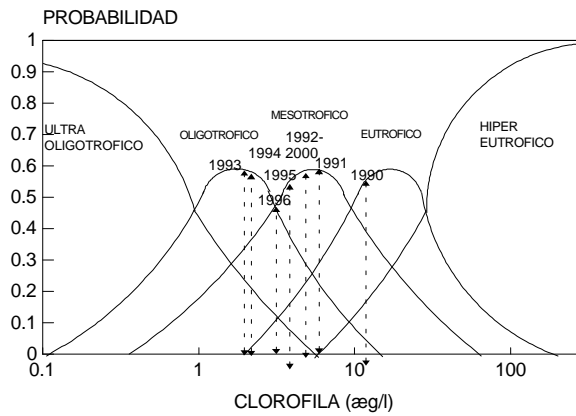
Respecto a la clorofila presente, en Aixola, la mejoría también se observa desde 1990 a 1993, con un pequeño retroceso en 1994 y 1995, para volver a recuperarse en 1996. En 2000 estaríamos en mesotrofia.

Por último, en cuanto al disco de Secchi, la situación mejora sustancialmente desde 1990 a 1994. En 1995 retrocede a condiciones cercanas a 1993, y en 1996 mejora ligeramente, sin alcanzar aún las condiciones de 1993. En 2000 nos señalaría una eutrofia.

- **OCDE en 1982**

Según esta referencia, Aixola sería eutrófico respecto al fósforo total y disco de Secchi, y se mantendría en la mesotrofia para la clorofila, máximo de ésta y mínimo de visibilidad del disco de Secchi.

DISTRIBUCION DE PROBABILIDAD POR CATEGORIAS TROFICAS SEGUN CONCENTRACION DE CLOROFILA (æg/l)



SITUACION DEL EMBALSE DE AIXOLA LOS DIFERENTES AÑOS ESTUDIADOS

Figura 4.1.26. Distribución de clorofila en Aixola

DISTRIBUCION DE PROBABILIDAD POR CATEGORIAS TROFICAS SEGUN VISION DE DISCO DE SECCHI

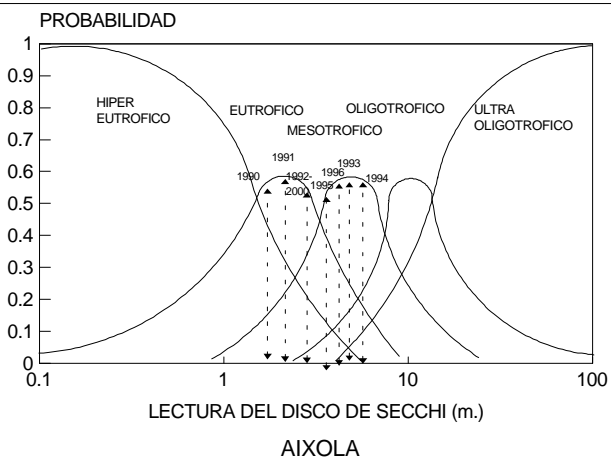


Figura 4.1.27. Distribución de lecturas de Secchi en Aixola

DISTRIBUCION DE PROBABILIDAD POR CATEGORIAS TROFICAS  
SEGUN CONCENTRACION DE FOSFORO TOTAL

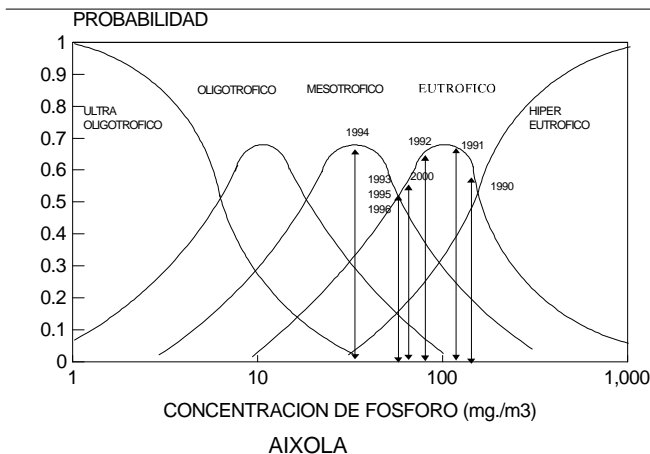


Figura 4.1.28. Distribución de fósforo en Aixola

### Modelos biológicos

Las cianofíceas aparecen de manera esporádica, y en baja concentración. En cuanto a la densidad de crustáceos y rotíferos podemos decir que frente a los primeros estaríamos en una situación de eutrofia, mientras que en el segundo de los casos tendríamos mesotrofia.

### Modelos estadísticos multifactoriales

El análisis empleado en Aixola, con los datos hasta 1992 permite establecer dos ejes principales significativos, con un 55% de varianza explicada, el primero de éstos es la verticalidad o profundidad, asociado a la estratificación, y el segundo trata con un eje de oxidoreducción.

Si analizamos los resultados de 2000, exclusivamente, podemos interpretar dos factores como determinantes del comportamiento del embalse, un eje de solubilización, y otro de estratificación-mineralización.

#### **4.1.9.5. Determinación del potencial ecológico**

Las tendencias de evolución en los últimos años de los diversos parámetros de control, manifiestan una reducción de las concentraciones de fósforo y nitrógeno, así como de la clorofila, y un aumento de la visión del disco de Secchi.

No se observan blooms de cianofíceas u otros organismos que dificulten la depuración de las aguas, las cargas de fósforo lo sitúan entre la eutrofia y la mesotrofia, la productividad algal y el disco de Secchi lo sitúan en mesotrofia. El déficit hipolimnético está presente prácticamente en todos los hipolimnions estivales. Los tributarios aportan agua en calidad



óptima y las medidas correctoras tomadas en la cuenca han favorecido la mejoría de la calidad del embalse, atendiendo a la evolución y tendencias del mismo.

Así pues, el potencial ecológico, puntuación de 4, sería de mesoeutrofia, es decir, un potencial ecológico moderado-deficiente.

#### **4.1.10. Gorostiza**

##### **4.1.10.1. Referencias bibliográficas / estudios realizados**

Existe muy poca información sobre este embalse, que se conozca, la tesina de licenciatura de Urrutia (1984), donde se realizó un estudio sobre la distribución de los rotíferos en este embalse, acompañado de análisis físico-químicos y biológicos.

Es por esto que se ha decidido tomar muestras durante cuatro momentos importantes para determinar las condiciones del embalse, desde el punto de vista físico-químico, y biológico. Se realizaron recogidas de agua en primavera de 2001, verano, otoño e invierno, este último muestreo en 2002. Los resultados analíticos se pueden observar en el apéndice.

In situ se midió mediante sondas la temperatura, el oxígeno disuelto y el porcentaje de saturación de éste, el pH, el potencial redox y la conductividad. Se analizaron las sales nutritivas (ortofosfato, fósforo total, amonio, nitrato y nitrito), sulfatos, bicarbonatos, calcio, magnesio, sodio, potasio. En gabinete se identificaron y cuantificaron los diversos grupos de fito y zooplancton en las cotas muestreadas.

La representación gráfica de la evolución en el tiempo de estos datos permite establecer los períodos de estratificación térmica en el embalse, así como la duración de la anoxia en el mismo, o la distribución de los diferentes parámetros físico-químicos y biológicos analizados.

Sobre esta información se han establecido los diversos modelos tróficos deterministas aplicados a lagos y embalses (Vollenweider, OCDE, Kerekes, Carlson-Shapiro) en relación al fósforo y nitrógeno, clorofila en el embalse, así como la visibilidad en el agua determinada como la visión del disco de Secchi. Estos modelos concretan el estado trófico de las aguas según sean eutróficas, meso u oligotróficas, principalmente.

Sin embargo, y en relación a algunos parámetros requeridos por la Directiva, tales como la composición, abundancia de otro tipo de flora acuática, la composición, abundancia de la fauna bentónica de invertebrados en el embalse (aunque se conocen en los tributarios), y la composición, abundancia y estructura de edades de la fauna ictiológica, análisis de los sedimentos, flujos, etc., no se dispone de información.

##### **4.1.10.2. Descripción**

Embalse construido para servicio de AHV, con el cierre de esta empresa se transfirió a la nueva acería compacta, ACB.

Ubicado en el barrio de Gorostiza, Barakaldo, Bizkaia (UTMX 498163, UTM Y 4789600), recoge principalmente las aguas del río Galindo.

PARÁMETRO	
ÚLTIMO CONTROL	2001
U. HIDROLÓGICA	IBAZABAL
AÑO CONSTRUCCIÓN	1943
SUP. EMBALSE (Ha)	30
VOL. MÁXIMO (Hm <sup>3</sup> )	1,4
PROF. MÁXIMA (m)	17
LONGITUD MÁXIMA (m)	2.200
ANCHURA MÁXIMA (m)	1.600
SUP. CUENCA (km <sup>2</sup> )	22,94
COTA REBOSE	31
COTAS DE TOMA	-
COTA DESAGÜE	-
SUP. MEDIA	-
CAUDAL ENTRADA	-
APORTACIÓN ANUAL MEDIA (Hm <sup>3</sup> )	4,5
VOL. MEDIO	-
VOL. SERVIDO	-
CAUDAL ECOLÓGICO	-
PROF. MEDIA	
FITOPLANCTON	4 MUESTREOS
FLORA ACUÁTICA	NO
MACROINVERTEBRADOS	NO
ICTIOLOGÍA	NO
CONEXIÓN SUBTERRÁNEA	NO
ANÁLISIS DEL SEDIMENTO	NO
VEGETACIÓN RIBERENA	NO
TRANSPARENCIA	4 MUESTREOS
CONDICIONES TÉRMICAS	4 MUESTREOS
OXIGENACIÓN	4 MUESTREOS
SALINIDAD	4 MUESTREOS
NUTRIENTES	4 MUESTREOS

La información recogida se refiere al estudio realizado el año 2001.

Tabla 4.1.10. Parámetros del embalse Gorostiza

#### 4.1.10.3. Diagnósis

##### Indicadores Hidromorfológicos

##### Régimen hidrológico

##### Volúmenes e hidrodinámica

Este embalse se utilizó para usos industriales, su volumen máximo es de 1.4 Hm<sup>3</sup>.

#### Tiempo de permanencia

No se dispone de esta información.

#### Conexión con aguas subterráneas

No se han estudiado las conexiones con aguas subterráneas.

### **Condiciones morfológicas**

#### Variación de la profundidad

La profundidad máxima se estima en 17 metros.

#### Cantidad, estructura y sustrato del lecho del embalse

No se dispone de esta información.

#### Estructura de la zona ribereña

No se ha determinado.

### **Indicadores Biológicos**

#### Composición, abundancia y biomasa del fitoplancton y zooplancton

En primavera tenemos una dominancia clara del grupo de las clorofíceas, con más de 6000 c/ml, acompañados de diatomeas y otros grupos menores. En verano asciende el número de las cianofíceas, aunque el más importante es el de las clorofíceas. En otoño desaparecen las cianofíceas y son las clorofíceas el grupo más importante. En invierno de nuevo aparecen las cianofíceas como grupo más importante numéricamente, acompañados de las diatomeas, y en menor importancia las clorofíceas y cryptofíceas.

Los valores de clorofila encontrados varían entre 17.8  $\mu\text{g/l}$  de verano y 0.6  $\mu\text{g/l}$  de la primavera. En el primer muestreo los valores son bajos, con concentraciones de clorofila medias de 0.6, mientras que en verano asciende a 12.5, en otoño se sitúa la clorofila media en 4.3, y en invierno tenemos 6.3  $\mu\text{g/l}$ . El valor medio de la clorofila en Gorostiza es de 5.8  $\mu\text{g/l}$ .

En cuanto al zooplancton, en primavera tenemos los rotíferos, además de los copépodos y cladóceros, con un máximo de rotíferos de 93 i/l. En verano sólo se muestrearon dos profundidades, 0.5 y 11 metros, y se observó una mayor concentración de copépodos en superficie, mientras que a 11 metros había mayor representación de los rotíferos. En el muestreo de otoño son los copépodos los más numerosos, con casi 91 individuos por litro en la superficie del embalse, seguido de cladóceros y rotíferos, según su importancia numérica. El último de los muestreos mantiene esta relación, pero con concentraciones más bajas de copépodos.

Composición, abundancia de otro tipo de flora acuática

No se ha determinado.

Composición, abundancia de la fauna bentónica de invertebrados

No se ha determinado.

Composición, abundancia y estructura de edades de la fauna ictiológica

No se ha determinado

**Indicadores Químicos y físico-químicos**

Transparencia

Los valores de visión del disco de Secchi varían entre 1.7 metros del muestreo de invierno, y 3.5 m del muestreo de primavera. La media es de 2.3 metros. En 1984 se encontraron valores máximos de 2.7 metros en el mes de julio, manteniéndose el resto del año en torno a los 2 metros de visión, para reducirse en octubre y enero a 0.25 metros.

Condiciones térmicas

El embalse se encuentra con una estratificación incipiente y evidente cuando se realiza el primero de los muestreos, el 31 de mayo de 2001. Se aprecia la existencia de una termoclina a partir de los 2 m de profundidad. A finales de agosto tenemos una temperatura en superficie que alcanza los 26°C, y el calentamiento de la masa de agua es tan evidente que a 12 metros tenemos más de 19°C de temperatura, sin observarse una termoclina en todo el perfil, debido al escaso volumen almacenado. En los muestreos de noviembre y febrero de 2002 el agua enfría rápidamente y de manera homogénea hasta los 11°C.

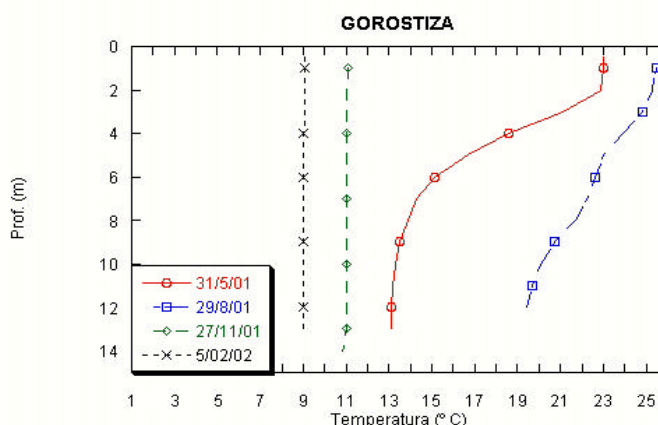


Figura 4.1.29. Distribución de temperatura en Gorostiza

Condiciones de oxigenación

El comportamiento del oxígeno está ligado al de la temperatura, apreciándose una clara oxiclina en la primavera, con un máximo de oxígeno de 14.3 mg/l debido al desarrollo algal aprovechando los fenómenos de mineralización que ocurren en la termoclina. En agosto el máximo de oxígeno se aprecia a 3 m de profundidad, descendiendo rápidamente el nivel de oxígeno hasta la anoxia, a partir de los 8 metros de profundidad. En el período de mezcla de los otros muestreos se ha recuperado la concentración de oxígeno en todo el perfil.

El pH presenta una cierta estratificación, de acuerdo también al desarrollo algal en superficie, y a la actividad microbiana en los niveles más profundos.

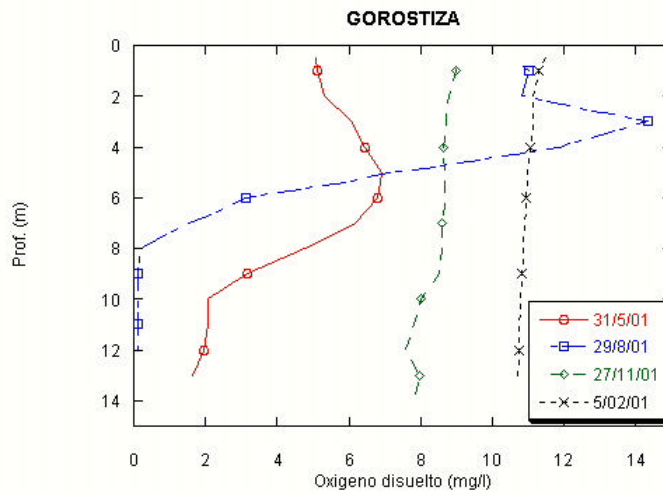


Figura 4.1.30. Distribución de oxígeno en Gorostiza

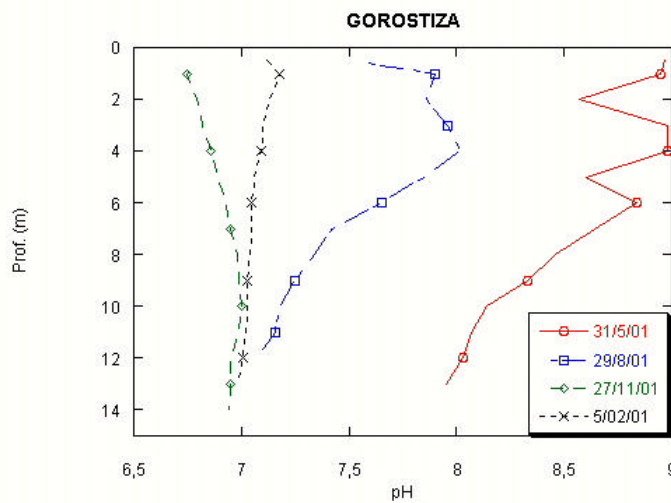


Figura 4.1.31. Distribución de pH en Gorostiza

### Salinidad

La conductividad muestra una clara distribución, con un máximo de 276  $\mu\text{S}/\text{cm}$  sobre la termoclina, así como en los niveles profundos, debido a los fenómenos de resolubilización. El contenido en bicarbonato del embalse es de 87 mg/l, apareciendo valores de 100 mg/l a 11 metros en el mes de agosto. En cuanto al contenido en sulfato, la concentración media es de 42 mg/l.

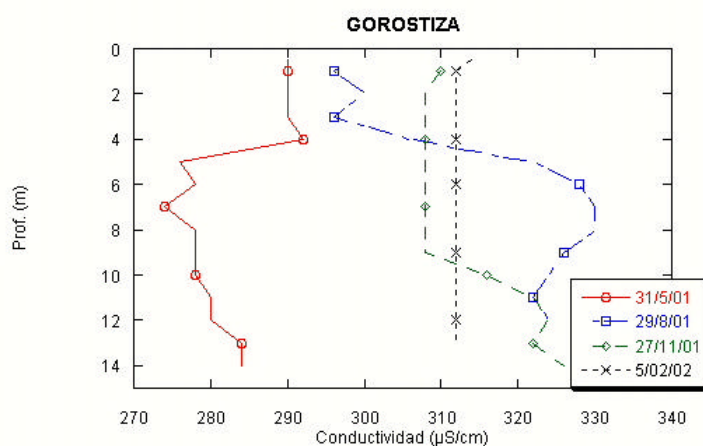


Figura 4.1.32. Distribución de conductividad en Gorostiza

El balance iónico refleja que sus aguas son de una mineralización ligera, de dureza baja, y de composición iónica bicarbonatada sulfatada cálcica, de carácter corrosivo.

### Condiciones relativas a los nutrientes

El fósforo total del embalse es muy bajo, con situaciones de no detección de este elemento, aunque se alcanzan valores de 0.18 mg/l, siendo la media del fósforo de 0.09 mg/l. El nitrato también fluctúa entre 4.96 mg/l en el muestreo de invierno, y valores por debajo del nivel de detección. En primavera y verano el contenido en nitrato baja, con la mezcla se obtienen las mayores concentraciones. El nitrito varía entre 0.02 y 0,2 mg/l, con máximos en el mes de mayo. No se dispone de analítica del amonio, que nos podría haber aportado información relativa a los procesos de descomposición de proteínas en anaerobiosis.

Tampoco se dispone de analítica del hierro y manganeso.

#### **4.1.10.4. Análisis trófico, biológico y estadístico**

### Modelos tróficos deterministas

- ***Vollenweider***

No se dispone de información.

- **OCDE en 1982**

En este caso tenemos clasificaciones diversas según el parámetro; oligotrófica para el nitrógeno, mesotrófico para la clorofila, y eutrófica para el fósforo y el disco de Secchi.

- **Carlson-Shapiro (1975)**

La aplicación de este índice explica una mesotrofia para todos los indicadores.

- **Vollenweider y Kerekes (1974) y OCDE (1982)**

En cuanto al fósforo y el disco de Secchi, Gorostiza sería eutrófica, mientras que la clorofila sería mesotrófica.

- **OCDE en 1982**

Tanto la clorofila como el mínimo de visión del disco de Secchi indican una situación de mesotrofia, mientras que el fósforo y la media del disco de Secchi son eutróficos.

### **Modelos biológicos**

La población de zooplancton parece estar bien representada, no así la del fitoplancton, que presenta importantes dominancias y baja diversidad, con situaciones de altas concentraciones de cianofíceas. Los valores de clorofila son medios.

Las concentraciones de crustáceos indican situaciones de eutrofia, mientras que los rotíferos señalarían una mesotrofia.

### **Modelos estadísticos multifactoriales**

No se han realizado.

#### **4.1.10.5. Determinación del potencial ecológico**

El embalse de Gorostiza es un pequeño embalse empleado en funciones de refrigeración industrial, y con un entorno muy humanizado. La anoxia en las aguas más profundas (el embalse en sí es poco profundo) es importante, aparecen importantes concentraciones de cianofíceas, los indicadores señalan una eutrofia o mesotrofia en el mejor de los casos, sólo parece que las poblaciones zooplanctónicas presentan una diversidad, aunque la aplicación de los modelos indica también eutrofia, por lo que Gorostiza, con una puntuación de 5,5, habría de clasificarse como de potencial ecológico deficiente.



#### 4.1.11. Lekubaso

##### 4.1.11.1. Referencias bibliográficas / estudios realizados

Los estudios recogidos, han sido llevados a cabo por Consorcio de Aguas Bilbao-Bizkaia.

La memoria de que se dispone, corresponde a 1999, recoge la descripción del embalse y ecosistema, con los datos morfométricos al uso. Realizan la química del embalse, tanto de los parámetros conservativos como los no conservativos o nutrientes. Incorporan un estudio de los metales pesados, plaguicidas e hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), además del carbono inorgánico asimilable, tanto en el embalse como en los tributarios.

Tienen un apartado específico de la biología del embalse, tanto en las aguas como en el sedimento, determinando el fito y zooplancton, además del contenido en clorofila, y el análisis de los invertebrados bentónicos. También aplican modelos de eutrofización clásicos.

##### 4.1.11.2. Descripción

Ubicado entre los municipios de Galdakao y Bedia, Bizkaia (UTMX 513189, UTM Y 4782603), gestionado por el Consorcio de Aguas de Bilbao-Bizkaia, recoge las aguas del arroyo Lekubaso.

La siguiente tabla recoge los datos morfométricos básicos para caracterizar el embalse, así como la disponibilidad de información de los diversos indicadores citados en la Directiva Marco y citados con anterioridad.

PARÁMETRO	
ÚLTIMO CONTROL	1999
U. HIDROLÓGICA	IBAZABAL
AÑO CONSTRUCCIÓN	1957
SUP. EMBALSE (Ha)	2,2
VOL. MÁXIMO (Hm <sup>3</sup> )	0,16
PROF. MÁXIMA (m)	10.75
LONGITUD MÁXIMA (m)	-
ANCHURA MÁXIMA (m)	-
SUP. CUENCA (Km <sup>2</sup> )	7,2
COTA REBOSE	117,2
COTAS DE TOMA	145,7/147,9
COTA DESAGÜE	-
SUP. MEDIA	-
CAUDAL ENTRADA	-
APORTACIÓN ANUAL MEDIA (Hm <sup>3</sup> )	1,8

PARÁMETRO	
VOL. MEDIO	-
VOL. SERVIDO	-
CAUDAL ECOLÓGICO	-
PROF. MEDIA (m)	7,3
FITOPLANCTON	SI
CLOROFILA	SI
ZOOPLANCTON	SI
FLORA ACUÁTICA	NO
MACROINVERTEBRADOS	SI
ICTIOLOGÍA	NO
CONEXIÓN SUBTERRÁNEA	NO
ANÁLISIS DEL SEDIMENTO	NO
VEGETACIÓN RIBEREÑA	NO
TRANSPARENCIA	SI
CONDICIONES TÉRMICAS	SI
OXIGENACIÓN	SI
SALINIDAD	SI
NUTRIENTES	SI

La información recogida se refiere al último estudio aportado, correspondiente al año 1999.

Tabla 4.1.11. Parámetros del embalse Lekubaso

#### 4.1.11.3. Diagnóstico

##### Indicadores Hidromorfológicos

##### **Régimen hidrológico**

##### Volúmenes e hidrodinámica

El embalse se encuentra alimentado por dos pequeños arroyos.

##### Tiempo de permanencia

No se dispone de esta información.

##### Conexión con aguas subterráneas

No se han estudiado las conexiones con aguas subterráneas.

##### **Condiciones morfológicas**

##### Variación de la profundidad

No se dispone de esta información.

### Cantidad, estructura y sustrato del lecho del embalse

En el sedimento se han analizado diversos compuestos químicos. También se han analizado el carbono y nitrógeno total, hierro y manganeso, cromo y potencial redox (electronegativo).

La relación C/N del sedimento de Lekubaso es de 13.5, por lo que cabría interpretar la existencia de humus en estos sedimentos.

La aplicación de los índices de geoacumulación del sedimento, en base a los contenidos de hierro (68.7 g/Kg), manganeso (0.6 g/kg) y cromo (10.1 mg/kg), permite clasificar estos embalses como de no contaminados a moderadamente contaminados por dichos metales.

### Estructura de la zona ribereña

No se han realizado estudios sobre este aspecto.

## **Indicadores Biológicos**

### Composición, abundancia y biomasa del fitoplancton y zooplancton

Se presenta una estima de la cantidad de carbono inorgánico disponible para el desarrollo del fitoplancton, en base a la alcalinidad de las aguas, en Lekubaso es de 26.3 mg/l, alto contenido (sólo superado por Ullíbarri-Gamboa).

La distribución de plancton manifiesta una dominancia de las diatomeas a lo largo del todo el ciclo estudiado, coincidiendo con un máximo de la concentración de clorofila, en invierno. No obstante la mayor densidad de fitopláncton se observa en verano (352 c/ml).

En 1999 la situación plantea una clara dominancia de las diatomeas (principalmente en primavera y verano), clorofíceas y crisofíceas (más relevantes en otoño).

Un estudio de diversidad del fitoplancton otorga a Lekubaso un valor de 1.7 bites.

En 1999 las proporciones encontradas son 97% de rotíferos, 2% de cladóceros, y 1% de copépodos. La diversidad es de 0.2 bites.

### Composición, abundancia de otro tipo de flora acuática

No se ha determinado.

### Composición, abundancia de la fauna bentónica de invertebrados

En Lekubaso se encuentra, un equilibrio entre los oligoquetos y los insectos, siendo los primeros más relevantes en primavera y verano alternándose la dominancia en las otras estaciones. También se localizan Chaobóridos en el otoño.

La diversidad encontrada es de 1 bites, con máximo en verano.

No se han aplicado índices bióticos.

### Composición, abundancia y estructura de edades de la fauna ictiológica

No se ha determinado.

### Indicadores Químicos y físico-químicos

#### Transparencia

Los valores de visión del disco de Secchi, como estimador de la transparencia de las aguas, manifiestan un valor medio de visión del disco de Secchi, de 1.8 m.

#### Condiciones térmicas

No se dispone de esta información.

#### Condiciones de oxigenación

También en Lekubaso se aprecian momentos de anoxia en los niveles inferiores del vaso, durante el período estival, tras establecerse la termoclina, y se mantiene prácticamente durante toda la estratificación.

El pH medio de esta agua es 7.71

#### Salinidad

Este agua se pueden definir como de mineralización ligera, y dureza baja. En cuanto a su composición iónica, se podría decir que es bicarbonatada sulfatada cálcica. Se aprecia un alto contenido en sulfato, así como en magnesio.

La conductividad media es de 309  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , lo que permite definirlo como de conductividad fuerte.

#### Condiciones relativas a los nutrientes

La concentración media de fósforo total es de 0.12 mg/l, mientras que el ortofosfato medio es de 0.05 mg/l.

La concentración media de las diversas formas de nitrógeno son:

- amonio : 0.345 mg/l
- nitrito : 0.03 mg/l
- nitrato : 0.88 mg/l

Es de mencionar que en este embalse se observan concentraciones de silicato (12 mg/l) elevadas.

También se observan altas concentraciones de hierro y manganeso en el hipolímnion, en momentos de anoxia.

Las aportaciones de los tributarios son bajas, excepto con el contenido en silicatos (26 mg/l), hierro (2.6 mg/l) y manganeso (0.1 mg/l). El nitrato se incorpora con concentraciones medias de 1.61 mg/l, mientras que el fósforo total es de 0.127 mg/l.

### **Otros**

El estudio detalla las concentraciones de hierro y manganeso (hasta 33 mg/l y 3.4 mg/l respectivamente). También se analiza el contenido en plaguicidas y HAP, que es de 0.13 y 0.03 µg/l respectivamente. Se analiza una gran variedad de metales y pesticidas, tanto organoclorados como organofosforados, y diversos HAP.

#### **4.1.11.4. Análisis trófico, biológico y estadístico**

##### **Modelos tróficos deterministas**

- **Vollenweider**

No se dispone de esta información.

- **OCDE en 1982**

En Lekubaso la concentración media de fósforo y nitrógeno en µg/l (40 y 632 respectivamente) nos situaría en la mesotrofia y oligotrofia, la clorofila (1.4 µg/l) también supondría una situación de oligotrofia, y el disco de Secchi (1.1 m) en eutrofia..

- **Carlson-Shapiro (1975)**

En Lekubaso el TSI del disco de Secchi (59) lo ubica en la zona mesotrófica, mientras que el fósforo (55) lo sitúa en la mesotrofia, y la clorofila (34) en la oligotrofia.

- **Vollenweider y Kerekes (1974) y OCDE (1982)**

En cuanto a la visibilidad del disco de Secchi nos encontraríamos con condiciones de eutrofia hacia hipereutrofia, mientras que la clorofila nos tipificaría el embalse como de oligotrófico, y el fósforo como de mesotrofia

- **OCDE en 1982**

El embalse sería eutrófico para el fósforo y el disco de Secchi (incluso hipereutrófico), y oligotrófico para la clorofila.

##### **Modelos biológicos**

Los indicadores de eutrofia indican, según el estudio, que Lekubaso es mesotrófico por el número de rotíferos (57), pero oligotrófico por la cantidad de los microcrustáceos (20) y la clorofila (1.72)

Según los indicadores de **Margalef, 1976**, Lekubaso sería eutrófico para el fósforo, nitrógeno y disco de Secchi, y no lo sería para la clorofila y fitoplancton.

#### **Modelos estadísticos multifactoriales**

No se dispone de esta información.

#### **4.1.11.5. Determinación del potencial ecológico**

En este embalse se dan situaciones de anoxia en momentos estivales, aunque no se han observado cianofíceas en importancia. Según el fósforo, nos situaríamos entre la mesotrofia y la eutrofia, el disco de Secchi implicaría eutrofia, y tanto la clorofila como el resto del plancton sería de oligotrofia. Así pues, podríamos clasificar con 3,25 puntos, el embalse como mesotrófico, o de potencial ecológico moderado.

Por último, y desde el punto de vista del abastecimiento, Lekubaso se identifica de manera variable, según la estación de muestreo, entre A2 y A4.

#### **4.1.12. Maroño**

##### **4.1.12.1. Referencias bibliográficas /estudios realizados**

Se dispone de muy escasa información sobre las condiciones de este embalse, salvo los muestreos realizados recientemente para su caracterización.

No obstante la Diputación Foral de Alava realizó una serie de analíticas de esta agua, desde el 27 de diciembre de 1999, de manera semanal aproximadamente. No vienen especificadas las profundidades. Se determina la conductividad, turbidez, pH, fluoruros, cloruros, nitritos, nitratos, fosfatos, sulfato, amonio, hierro, manganeso, Eh y oxidabilidad.

Es por esto que se ha decidido tomar muestras durante cuatro momentos importantes para determinar las condiciones del embalse, desde el punto de vista físico-químico, y biológico. Se realizaron recogidas de agua en primavera de 2001, verano, otoño e invierno, este último muestreo en 2002. Los resultados analíticos se pueden observar en el apéndice.

In situ se midió mediante sondas la temperatura, el oxígeno disuelto y el porcentaje de saturación de éste, el pH, el potencial redox y la conductividad. Se analizaron las sales nutritivas (ortofosfato, fósforo total, amonio, nitrato y nitrito), sulfatos, bicarbonatos, calcio, magnesio, sodio y potasio. En gabinete se identificaron y cuantificaron los diversos grupos de fito y zooplancton en las cotas muestreadas.

La representación gráfica de la evolución en el tiempo de estos datos permite establecer los períodos de estratificación térmica en el embalse, así como la duración de la anoxia en el mismo, o la distribución de los diferentes parámetros físico-químicos y biológicos analizados.

Sobre esta información se han establecido los diversos modelos tróficos deterministas aplicados a lagos y embalses (Vollenweider, OCDE, Kerekes, Carlson-Shapiro) en relación al fósforo y nitrógeno, clorofila en el embalse, así como la visibilidad en el agua determinada como la visión del disco de Secchi. Estos modelos concretan el estado trófico de las aguas según sean eutróficas, meso u oligotróficas, principalmente.

Sin embargo, y en relación a algunos parámetros requeridos por la Directiva, tales como la composición, abundancia de otro tipo de flora acuática, la composición, abundancia de la fauna bentónica de invertebrados en el embalse, y la composición, abundancia y estructura de edades de la fauna ictiológica, análisis de los sedimentos, flujos, etc., no se dispone de información.

##### **4.1.12.2. Descripción**

Ubicado aguas arriba del pueblo de Maroño, Alava (UTMX 495592, UTM Y 4766375), abastece a la Cuadrilla de Ayala. Gestionado por el Consorcio Kantauriko Urkidetza.

La siguiente tabla recoge los datos morfométricos básicos para caracterizar el embalse, así como la disponibilidad de información de los diversos indicadores citados en la Directiva Marco y citados con anterioridad.

PARÁMETRO	
ÚLTIMO CONTROL	2001-2002
U. HIDROLÓGICA	IBAZABAL
AÑO CONSTRUCCIÓN	1990
SUP. EMBALSE	-
VOL. MÁXIMO (Hm <sup>3</sup> )	2,5
PROF. MÁXIMA	-
LONGITUD MÁXIMA	-
ANCHURA MÁXIMA	-
SUP. CUENCA (Km <sup>2</sup> )	22,62
COTA REBOSE	-
COTAS DE TOMA	-
COTA DESAGÜE	-
SUP. MEDIA	-
CAUDAL ENTRADA	-
VOL. MEDIO	-
VOL. SERVIDO	-
APORTACIÓN ANUAL MEDIA (Hm <sup>3</sup> )	18,80
CAUDAL ECOLÓGICO	-
PROF. MEDIA	
FITOPLANCTON	4 MUESTREOS
FLORA ACUÁTICA	NO
MACROINVERTEBRADOS	NO
ICTIOLOGÍA	NO
CONEXIÓN SUBTERRÁNEA	NO
ANÁLISIS DEL SEDIMENTO	NO
VEGETACIÓN RIBEREÑA	NO
TRANSPARENCIA	4 MUESTREOS
CONDICIONES TÉRMICAS	4 MUESTREOS
OXIGENACIÓN	4 MUESTREOS
SALINIDAD	4 MUESTREOS
NUTRIENTES	4 MUESTREOS

La información recogida se refiere a los muestreos (4) realizados en 2001 y 2002.

Tabla 4.1.12. Parámetros del embalse Maroño



### **4.1.12.3. Diagnósis**

#### **Indicadores Hidromorfológicos**

##### **Régimen hidrológico**

###### Volúmenes e hidrodinámica.

Este embalse se utilizó para regulación del río Izoria, y garantizar el abastecimiento a una zona con importantes problemas de escasez de agua. Presenta un volumen de 2.5 Hm<sup>3</sup>.

###### Tiempo de permanencia

No se dispone de esta información.

###### Conexión con aguas subterráneas

No se han estudiado las conexiones con aguas subterráneas.

##### **Condiciones morfológicas**

###### Variación de la profundidad

La profundidad máxima se desconoce. En los muestreos se han recogido muestras hasta 34.5 metros.

###### Cantidad, estructura y sustrato del lecho del embalse

No se dispone de esta información.

###### Estructura de la zona ribereña

No se ha determinado.

#### **Indicadores Biológicos**

##### Composición, abundancia y biomasa del fitoplancton y zooplancton

En primavera tenemos una dominancia clara de las clorofíceas, acompañadas de las crisofíceas y diatomeas. En verano es más patente la importancia de las clorofíceas, incorporándose las euglenofitas al grupo de algas presentes en primavera. En otoño nos encontramos con un buen número de cianofíceas, como plancton dominante, que se mantiene en invierno, junto a las cryptofíceas y diatomeas.

Los valores de clorofila encontrados varían entre 13.7 µg/l de verano y 0.3 µg/l de la primavera. En el primer muestreo los valores son altos, con concentraciones de clorofila medias de 3 mientras que en verano asciende a 4.6, en otoño se sitúa la clorofila media en 0.6, y en invierno tenemos 6.1 µg/l. El valor medio de la clorofila en Maroño es de 3.6 µg/l.

En cuanto al zooplancton, en primavera tenemos a los crustáceos como grupos dominantes, mientras que en verano son los rotíferos los más importantes, aunque en baja concentración. Esta densidad aumenta en el otoño y más aún en invierno.

#### Composición, abundancia de otro tipo de flora acuática

No se ha determinado.

#### Composición, abundancia de la fauna bentónica de invertebrados

No se ha determinado.

#### Composición, abundancia y estructura de edades de la fauna ictiológica

No se ha determinado

### **Indicadores Químicos y físico-químicos**

#### Transparencia

Los valores de visión del disco de Secchi varían entre 2.1 metros del muestreo de otoño, y 4.5 m del muestreo de primavera. La media es de 3.1 metros.

#### Condiciones térmicas

El embalse se encuentra con una estratificación evidente cuando se realiza el primero de los muestreos. Se aprecia la existencia de una termoclina desde los primeros metros, hasta casi 10 metros de profundidad. Esta situación es muy similar en verano, aunque con algo más de temperatura en las aguas superficiales (24.5°C). En los siguientes meses el embalse está más frío y totalmente homogenizado.

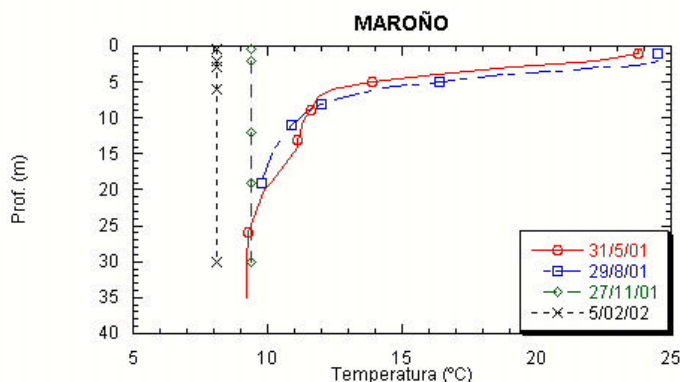


Figura 4.1.33. Distribución de temperatura en Maroño

### Condiciones de oxigenación

El comportamiento del oxígeno está ligado al de la temperatura, apreciándose una clara oxiclina en la primavera, con un máximo de oxígeno de 17 mg/l a 3 metros debido al desarrollo algal aprovechando los fenómenos de mineralización que ocurren en la termoclina. En agosto el máximo de oxígeno es muy inferior, y enseguida se agota la reserva de éste.

En otoño e invierno se igualan las concentraciones de oxígeno en la columna de agua.

El pH presenta una cierta estratificación, de acuerdo también al desarrollo algal en superficie, y a la actividad microbiana en los niveles más profundos, y con perfiles similares a los del oxígeno.

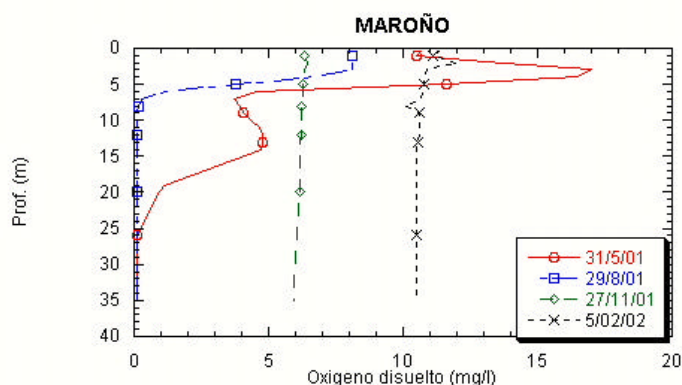


Figura 4.1.34. Distribución de oxígeno en Maroño

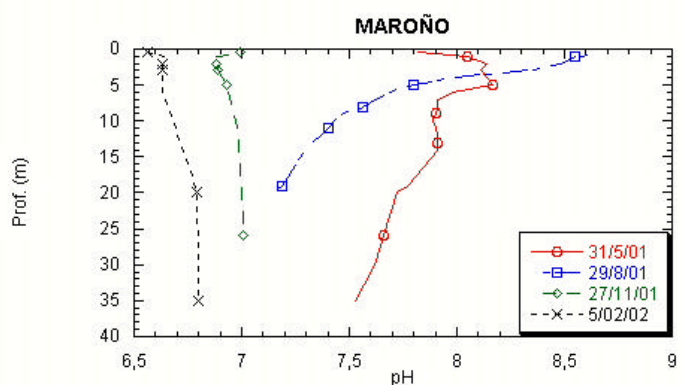


Figura 4.1.35. Distribución de pH en Maroño

### Salinidad

La conductividad muestra una clara distribución, con un máximo de 450  $\mu\text{S}/\text{cm}$  en las aguas más profundas, en el momento de la estratificación, así como el resto de los valores encontrados por debajo de la termoclina, que resultan ser superiores a los encontrados en momentos de mezcla.

El contenido en bicarbonato del embalse es de 177 mg/l, apareciendo valores de 210 mg/l en los niveles más profundos, durante la estratificación. En cuanto al contenido en sulfato, la concentración media es de 15 mg/l, y su mayor concentración se observa con la mezcla y en profundidad, probablemente por oxidación de los sulfuros.

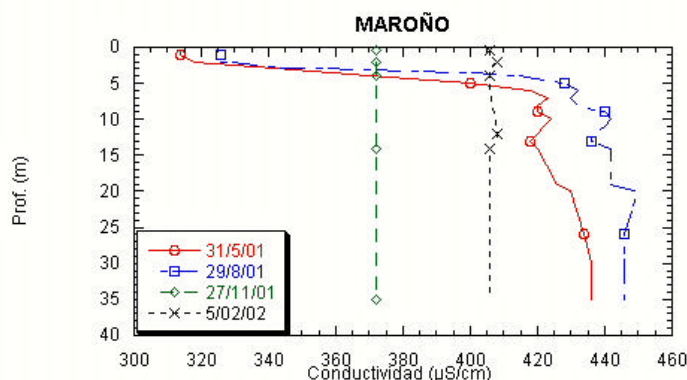


Figura 4.1.36. Distribución de conductividad en Maroño

El balance iónico refleja que sus aguas son de una mineralización ligera, de dureza baja, y de composición iónica bicarbonatada cálcica, de carácter corrosivo.

#### Condiciones relativas a los nutrientes

El fósforo total del embalse es alto, aunque en ocasiones no se detecte este elemento, se alcanzan valores de 0.59 mg/l, siendo la media del fósforo de 0.17 mg/l. El nitrato también fluctúa entre 7.99 mg/l en el muestreo de invierno en profundidad, y valores no detectados. En primavera y verano el contenido en nitrato baja, con la mezcla se obtienen las mayores concentraciones. El nitrito varía entre no detectado y 0,03 mg/l, con máximos en el mes de mayo, en profundidad. No se dispone de analítica del amonio, que nos podría haber aportado información relativa a los procesos de descomposición de proteínas en anaerobiosis.

Tampoco se dispone de analítica del hierro y manganeso.

#### **4.1.12.4. Análisis trófico, biológico y estadístico**

##### Modelos tróficos deterministas

- ***Vollenweider***

No se dispone de información.

- ***OCDE en 1982***

En este caso tenemos clasificaciones diversas según el parámetro; oligotrófica para el nitrógeno, y la clorofila, y mesotrófica para el disco de Secchi y eutrófica para el fósforo.

- ***Carlson-Shapiro (1975)***

La aplicación de este índice explica hipereutrofia para el fósforo y una mesotrofia para el resto de indicadores.

- ***Vollenweider y Kerekes (1974) y OCDE (1982)***

En cuanto al fósforo y el disco de Secchi, Maroño sería eutrófico, mientras que la clorofila sería mesotrófico.

- ***OCDE en 1982***

Tanto la clorofila como el mínimo de visión del disco de Secchi indican una situación de mesotrofia, mientras que el fósforo y la media del disco de Secchi son eutróficos.

### **Modelos biológicos**

La población de zooplancton parece estar bien representada, no así la del fitoplancton, que presenta importantes dominancias y baja diversidad, con situaciones de altas concentraciones de cianofíceas. Los valores de clorofila son medios.

### **Modelos estadísticos multifactoriales**

No se han realizado.

#### **4.1.12.5. Determinación del potencial ecológico**

El embalse de Maroño presenta anoxia en las aguas más profundas, aparecen importantes concentraciones de cianofíceas, los indicadores señalan una eutrofia o mesotrofia en el mejor de los casos, sólo parece que las poblaciones zooplanctónicas presentan una diversidad, por lo que Maroño habría de clasificarse, con una puntuación de 5,25, como de potencial ecológico deficiente.

### **4.1.13. Oiola**

#### **4.1.13.1. Referencias bibliograficas / estudios realizados**

Se conoce muy poco de este embalse, empleado por el ayuntamiento de Barakaldo para el abastecimiento de su red. Existen algunas citas a las condiciones del zooplancton realizadas por Urrutia en 1984, y algunas referencias de estudios de hábitats realizados por entidades locales.

El estudio realizado entre 2001 y 2002, con perfiles y recogida en cuatro ocasiones del agua y plancton, para poder realizar esta caracterización, constituye el estudio más profundo realizado hasta el momento. Se realizaron recogidas de agua en primavera de 2001, verano, otoño e invierno, este último muestreo en 2002. Los resultados analíticos se pueden observar en el apéndice.

In situ se midió mediante sondas la temperatura, el oxígeno disuelto y el porcentaje de saturación de éste, el pH, el potencial redox y la conductividad. Se analizaron las sales nutritivas (ortofosfato, fósforo total, amonio, nitrato y nitrito), sulfatos, bicarbonatos, calcio, magnesio, sodio y potasio. En gabinete se identificaron y cuantificaron los diversos grupos de fito y zooplancton en las cotas muestreadas.

La representación gráfica de la evolución en el tiempo de estos datos permite establecer los períodos de estratificación térmica en el embalse, así como la duración de la anoxia en el mismo, o la distribución de los diferentes parámetros físico-químicos y biológicos analizados.

Sobre esta información se han establecido los diversos modelos tróficos deterministas aplicados a lagos y embalses (Vollenweider, OCDE, Kerekes, Carlson-Shapiro) en relación al fósforo y nitrógeno, clorofila en el embalse, así como la visibilidad en el agua determinada como la visión del disco de Secchi. Estos modelos concretan el estado trófico de las aguas según sean eutróficas, meso u oligotróficas, principalmente.

Sin embargo, y en relación a algunos parámetros requeridos por la Directiva, tales como la composición, abundancia de otro tipo de flora acuática, la composición, abundancia de la fauna bentónica de invertebrados en el embalse (aunque se conocen en los tributarios), y la composición, abundancia y estructura de edades de la fauna ictiológica, análisis de los sedimentos, flujos, etc., no se dispone de información.

#### **4.1.13.2. Descripción**

Embalse de abastecimiento para el municipio de Barakaldo, Bizkaia (UTMX 496347, UTM Y 4791036), situado en el término municipal de Valle de Trápaga-Trapagarán. Comunicado con Oiola por el arroyo Oiola, se encuentra ubicado en las faldas del monte Argalarío.

PARÁMETRO	
ÚLTIMO CONTROL	2001-2002
U. HIDROLÓGICA	IBAZABAL
AÑO CONSTRUCCIÓN	-
SUP. EMBALSE (Ha)	-
VOL. MÁXIMO (Hm <sup>3</sup> )	0,87
PROF. MÁXIMA (m)	30
LONGITUD MÁXIMA (m)	1.900
ANCHURA MÁXIMA (m)	900
SUP. CUENCA (Km <sup>2</sup> )	5,05
COTA REBOSE	307,7
COTAS DE TOMA	-
COTA DESAGÜE	-
SUP. MEDIA	-
CAUDAL ENTRADA	-
APORTACIÓN ANUAL MEDIA (Hm <sup>3</sup> )	2,50
VOL. MEDIO	-
VOL. SERVIDO	-
CAUDAL ECOLÓGICO	-
PROF. MEDIA	
FITOPLANCTON	4 MUESTREOS
FLORA ACUÁTICA	NO
MACROINVERTEBRADOS	NO
ICTIOLOGÍA	NO
CONEXIÓN SUBTERRÁNEA	NO
ANÁLISIS DEL SEDIMENTO	NO
VEGETACIÓN RIBERENA	NO
TRANSPARENCIA	4 MUESTREOS
CONDICIONES TÉRMICAS	4 MUESTREOS
OXIGENACIÓN	4 MUESTREOS
SALINIDAD	4 MUESTREOS
ACIDIFICACIÓN	4 MUESTREOS
NUTRIENTES	4 MUESTREOS

La información recogida se refiere al último estudio realizado, el año 2001.

Tabla 4.1.13. Parámetros del embalse Oiola

#### 4.1.13.3. Diagnósis

##### Indicadores Hidromorfológicos

##### Régimen hidrológico

##### Volúmenes e hidrodinámica

Este pequeño embalse se utiliza para el abastecimiento, su volumen máximo es de 0.87 Hm<sup>3</sup>.

Tiempo de permanencia

No se dispone de esta información.

Conexión con aguas subterráneas

No se han estudiado las conexiones con aguas subterráneas.

**Condiciones morfológicas**

Variación de la profundidad

La profundidad máxima se estima en 30 metros. En los muestreos se ha alcanzado los 29 metros.

Cantidad, estructura y sustrato del lecho del embalse

No se dispone de esta información.

Estructura de la zona ribereña

No se ha determinado.

**Indicadores Biológicos**

Composición, abundancia y biomasa del fitoplancton y zooplancton

En primavera tenemos una dominancia clara del grupo de las diatomeas, aunque en baja concentración (máximo de 206 c/ml), acompañados preferentemente por crisofíceas, clorofíceas y crisofíceas. En el mes estival tenemos una importante concentración de cianofíceas, junto a alguna crisofícea diatomeas y dinofícea. En otoño se registra una elevada concentración de cianofíceas prácticamente monoespecífica, en concreto del género *Oscillatoria*. En estos casos se debe realizar una especial vigilancia debido a la posibilidad de que dichas algas produzcan compuestos tóxicos o puedan producir importantes problemas en el tratamiento de potabilización del agua (formación de organoclorados, taponamiento de filtros, etc.). Por último, en invierno la densidad de las cianofíceas disminuye, manteniéndose en buen número las diatomeas y clorofíceas.

Los valores de clorofila encontrados varían entre 11.8 µg/l de verano y 1.5 µg/l de la primavera. En el primer muestreo los valores son altos, con concentraciones de clorofila, con medias de 2.6, mientras que en verano asciende a 4.1, en otoño se sitúa la clorofila media en 2.6 µg/l, que se mantiene en invierno. El valor medio de la clorofila en Oiola es de 3 µg/l.

En cuanto al zooplancton, en primavera tenemos los rotíferos, además de los copépodos y cladóceros, con un máximo de rotíferos de 47 i/l. En verano bajan las concentraciones de todos los organismos, siendo más numerosos los cladóceros. Esta situación de bajas densidades se mantiene en otoño e invierno.



Composición, abundancia de otro tipo de flora acuática

No se ha determinado.

Composición, abundancia de la fauna bentónica de invertebrados

No se ha determinado.

Composición, abundancia y estructura de edades de la fauna ictiológica

No se ha determinado

**Indicadores Químicos y físico-químicos**Transparencia

Los valores de visión del disco de Secchi varían entre 0.7 metros del muestreo de otoño, y 3.5 m del muestreo de primavera. La media es de 1.7 metros.

Condiciones térmicas

El embalse se encuentra con una estratificación incipiente y evidente cuando se realiza el primero de los muestreos, el 31 de mayo de 2001, que se mantiene entre los 5 y los 11 metros de profundidad. Las temperaturas superficiales son altas en los dos primeros muestreos, alcanzado los 24.7°C. Los meses de otoño e invierno en que se han recogido muestras y realizado perfiles manifiestan ya la mezcla de las aguas y su enfriamiento homogéneo.

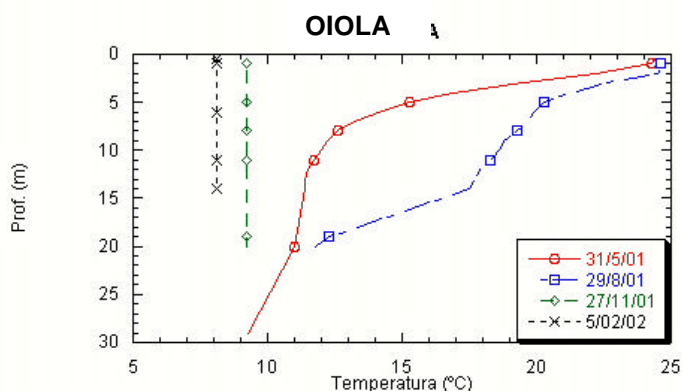


Figura 4.1.37. Distribución de temperatura en Olola

Condiciones de oxigenación

El comportamiento del oxígeno está ligado al de la temperatura, apreciándose una clara oxiclina en la primavera, en los primeros metros, para descender inmediatamente hasta casi la anoxia. Ésta se alcanza en el mes de agosto, desde los 14 metros de profundidad. Los niveles

se recuperan en los meses de otoño e invierno, ya que es un embalse pequeño y las primeras inestabilidades térmicas resultan muy eficaces para lograr la mezcla.

El pH no presenta una clara estratificación, pero su comportamiento está ligado al desarrollo algal en superficie, y a la actividad microbiana en los niveles más profundos.

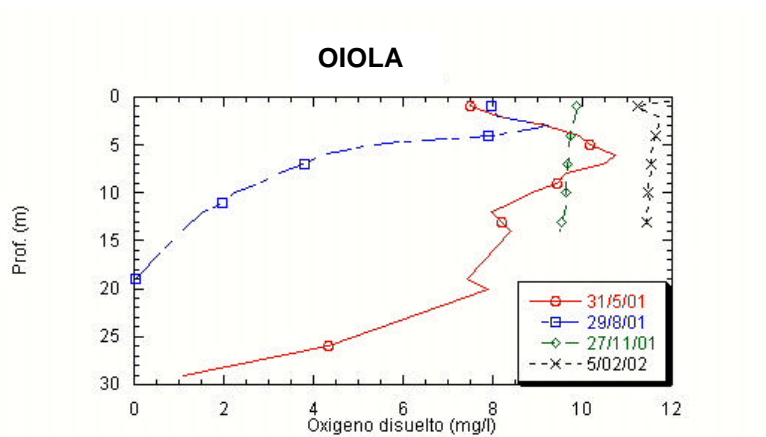


Figura 4.1.38. Distribución de oxígeno en Oiola

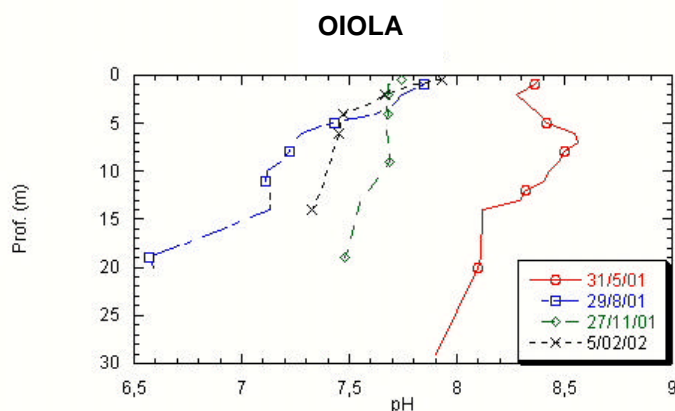


Figura 4.1.39. Distribución de pH en Oiola

### Salinidad

La conductividad muestra una clara distribución, con un máximo de 296  $\mu\text{S}/\text{cm}$  en el invierno, probablemente asociado a entradas de materiales alóctonos, así como a la mezcla de la columna de agua.

El contenido en bicarbonato del embalse supera los 70 mg/l, en una distribución muy homogénea durante el ciclo estudiado.

En cuanto al contenido en sulfato, la concentración media es de 35 mg/l.

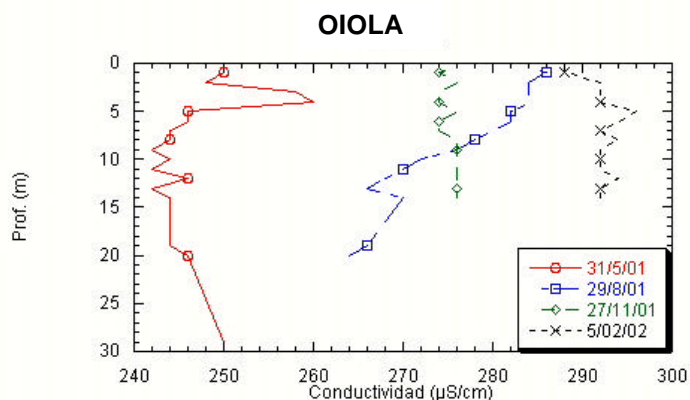


Figura 4.1.40. Distribución de conductividad en Oiola

El balance iónico refleja que sus aguas son de una mineralización ligera, de dureza media, y de composición iónica bicarbonatada sulfatada magnésica cálcica, de carácter corrosivo.

#### Condiciones relativas a los nutrientes

El fósforo total del embalse es bajo, con situaciones de no detección de este elemento, aunque se alcanzan valores de hasta 0.2 mg/l, siendo la media del fósforo de 0.09 mg/l. El nitrato también fluctúa entre 5.26 mg/l en el muestreo de invierno, y valores de 0.42 mg/l. En primavera y verano el contenido en nitrato baja, con la mezcla se obtienen las mayores concentraciones. El nitrito varía entre no detección y 0,02 mg/l, con máximos en el mes de mayo. No se dispone de analítica del amonio, que nos podría haber aportado información relativa a los procesos de descomposición de proteínas en anaerobiosis.

Tampoco se dispone de analítica del hierro y manganeso.

#### **4.1.13.4. Análisis trófico, biológico y estadístico**

##### Modelos tróficos deterministas

- **Vollenweider**

No se dispone de información.

- **OCDE en 1982**

En este caso tenemos clasificaciones diversas según el parámetro; oligotrófica para el nitrógeno y clorofila, y eutrófica para el fósforo y el disco de Secchi.

- **Carlson-Shapiro (1975)**

La aplicación de este índice explica una mesotrofia para todos los indicadores.

- ***Vollenweider y Kerekes (1974) y OCDE (1982)***

En cuanto al fósforo y el disco de Secchi, Oiola sería hipereutrófico, mientras que la clorofila sería oligo-mesotrófico.

- ***OCDE en 1982***

Tanto la clorofila como el mínimo de visión del disco de Secchi indican una situación de mesotrofia, mientras que el fósforo y la media del disco de Secchi son eutróficos.

### **Modelos biológicos**

La población de zooplancton parece estar muy bien representada, con predominancia de crustáceos frente a los organismos bacteriólogas no así la del fitoplancton, que presenta importantes dominancias y baja diversidad, con situaciones de altas concentraciones de cianofíceas. Los valores de clorofila son medios.

### **Modelos estadísticos multifactoriales**

No se han realizado.

#### **4.1.13.5. Determinación del potencial ecológico**

En el embalse de Oiola la anoxia es importante en las aguas más profundas, aparecen importantes concentraciones de cianofíceas, los indicadores señalan una eutrofia o mesotrofia en el mejor de los casos, sólo parece que las poblaciones zooplanctónicas presentan una diversidad, por lo que Oiola podría clasificarse, con 4,5 puntos, como de deficiente potencial ecológico.

#### 4.1.14. Zollo

##### 4.1.14.1. Referencias bibliográficas / estudios realizados

Los estudios recogidos, han sido llevados a cabo por Consorcio de Aguas Bilbao-Bizkaia.

Las memorias de que se dispone, corresponden a 1992 y 1999, recoge la descripción del embalse y ecosistema, con los datos morfométricos al uso. Realizan la química del embalse, tanto de los parámetros conservativos como los no conservativos o nutrientes. Incorporan un estudio de los metales pesados, plaguicidas e hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), además del carbono inorgánico asimilable, tanto en el embalse como en los tributarios.

Tienen un apartado específico de la biología del embalse, tanto en las aguas como en el sedimento, determinando el fito y zooplancton, además del contenido en clorofila, y el análisis de los invertebrados bentónicos. También aplican modelos de eutrofización clásicos.

##### 4.1.14.2. Descripción

Ubicado junto al barrio de Zollo, t.m. de Arrankudiaga, Bizkaia (UTMX 503546, UTM Y 4782291), se emplea para el abastecimiento, integrado en el conjunto de recursos gestionados por el Consorcio de Aguas Bilbao-Bizkaia. Se sitúa sobre el arroyo Cruceta.

La siguiente tabla recoge los datos morfométricos básicos para caracterizar el embalse, así como la disponibilidad de información de los diversos indicadores citados en la Directiva Marco y citados con anterioridad.

PARÁMETRO	
ÚLTIMO CONTROL	1999
U. HIDROLÓGICA	IBAZABAL
AÑO CONSTRUCCIÓN	-
SUP. EMBALSE (Ha)	3,21
VOL. MÁXIMO (Hm <sup>3</sup> )	0,333
PROF. MÁXIMA (m)	22
LONGITUD MÁXIMA	-
ANCHURA MÁXIMA	-
SUP. CUENCA (km <sup>2</sup> )	2,6
COTA REBOSE	-
COTAS DE TOMA	-
COTA DESAGÜE	-
SUP. MEDIA	-
APORTACIÓN ANUAL MEDIA	-
VOL. MEDIO	-

PARÁMETRO	
VOL. SERVIDO	-
CAUDAL ECOLÓGICO	-
PROF. MEDIA (m)	9,94
TIEMPO DE RESIDENCIA	-
FITOPLANCTON	SÍ
CLOROFILA	SÍ
ZOOPLANCTON	SÍ
FLORA ACUÁTICA	NO
MACROINVERTEBRADOS	SÍ
ICTIOLOGÍA	NO
CONEXIÓN SUBTERRÁNEA	NO
ANÁLISIS DEL SEDIMENTO	NO
VEGETACIÓN RIBEREÑA	NO
TRANSPARENCIA	SÍ
CONDICIONES TÉRMICAS	SÍ
OXIGENACIÓN	SÍ
SALINIDAD	SÍ
NUTRIENTES	SÍ

La información recogida se refiere al último estudio aportado, correspondiente a los años 1992 y 1999.

Tabla 4.1.14. Parámetros del embalse Zollo

#### 4.1.14.3. Diagnóstico

##### Indicadores Hidromorfológicos

##### **Régimen hidrológico**

##### Volúmenes e hidrodinámica

El embalse se encuentra alimentado por dos pequeños arroyos, aunque la mayor aportación de agua se hace por la lluvia y escorrentías.

##### Tiempo de permanencia

No se dispone de esta información para 1992, mientras que en 1999 se señalan los siguientes valores:

- tasa de renovación: 1.86 años
- tasa de renovación entrada: 1.55 años
- tasa de renovación-salida: 2.40 años

##### Conexión con aguas subterráneas

No se han estudiado las conexiones con aguas subterráneas.

## **Condiciones morfológicas**

### Variación de la profundidad

El valor de la profundidad media es de 9.94 m, en 1992

### Cantidad, estructura y sustrato del lecho del embalse

En el sedimento se han analizado diversos compuestos químicos. Presenta bajas concentraciones de fósforo total. También se han analizado el carbono y nitrógeno total, hierro y manganeso, cromo y potencial redox (electronegativo).

La relación C/N del sedimento de Zollo es de 20.06 en 1992, y de 13.82 en 1999, por lo que cabría interpretar la existencia de humus en estos sedimentos.

En 1999 se aplicaron los índices de geoacumulación del sedimento, en base a los contenidos de hierro (65.3 g/Kg.), manganeso (0.3 g/kg.) y cromo (12.5 mg/kg.), permite clasificar estos embalses como de no contaminados a moderadamente contaminados por dichos metales.

### Estructura de la zona ribereña

No se dispone de esta información.

## **Indicadores Biológicos**

### Composición, abundancia y biomasa del fitoplancton y zooplancton

Se presenta una estima de la cantidad de carbono inorgánico disponible para el desarrollo del fitoplancton, en base a la alcalinidad de las aguas, en Zollo es de 6.3 mg/l, bajo contenido, lo que concuerda con la baja concentración de células por mililitro detectadas, para 1992, mientras que en 1999 el valor se incrementa hasta 8.623

La distribución de plancton, en 1992, no manifiesta una dominancia clara de una u otro grupo, la mayor concentración de clorofila se aprecia en la primavera, mientras que el máximo anual de cianofíceas (*Microcystis*) se produce en verano. Durante la primavera dominan las diatomeas y crisofíceas, en verano aumentan las clorofíceas junto a las cianofíceas, que se mantienen hasta el otoño, con crisofíceas y diatomeas. En el invierno aumentan las diatomeas y crisofíceas y bajan las concentraciones de las clorofíceas y cianofíceas.

En 1999 la situación diverge ligeramente, con una clara dominancia de las diatomeas (principalmente en primavera y verano), clorofíceas (máximo en otoño) y crisofíceas. En el mes de otoño se encontraron también un buen número de cianofíceas, acompañando a dinofíceas. Los valores medios de fitoplancton son de 300 c/ml.

Un estudio de diversidad del fitoplancton otorga a Zollo un valor de 2.3 bytes en 1992 que se reduce a 2.1 en 1999..

En cuanto al zooplancton, predominan los rotíferos, con una dominancia del 90 al 98% del total del zooplancton. También es de destacar la mayor proporción de cladóceros que de copépodos. Su diversidad es de 0.4 bytes.

En 1999 las proporciones encontradas son 97% de rotíferos, 2% de cladóceros, y 1% de copépodos.

#### Composición, abundancia de otro tipo de flora acuática

No se dispone de esta información.

#### Composición, abundancia de la fauna bentónica de invertebrados

Determinado en el sedimento del embalse, en la zona más profunda, cercana a la presa. Su distribución es heterogénea, en relación con las condiciones requeridas para su alimentación, crecimiento y reproducción. El sedimento de Zollo presenta un bajo contenido en fangos.

En Zollo se encuentra, de manera destacada el molusco *Ancylus*, un herbívoro que se alimenta de macrófitos y restos vegetales, lo que puede indicar la abundante presencia de éstos en Zollo. No obstante predominan los oligoquetos durante la primavera y verano, con presencia del molusco citado, y quironómidos. En otoño e invierno sólo aparecen estos dos últimos grupos, y sólo el molusco en la época invernal. La concentración de organismos en el sedimento encontrada es baja, 645 ind/m<sup>2</sup>.

En 1999 se observó un predominio de los insectos a lo largo del ciclo anual, principalmente quironómidos, y en menor proporción oligoquetos. La diversidad es de 0.9 bytes, y el máximo se encuentra en otoño.

No se han aplicado índices bióticos.

#### Composición, abundancia y estructura de edades de la fauna ictiológica

No se dispone de esta información.

### **Indicadores Químicos y físico-químicos**

#### Transparencia

Los valores de visión del disco de Secchi, como estimador de la transparencia de las aguas, manifiestan un valor máximo de 7 metros, y uno mínimo de 1 metro, siendo el valor medio de visión del disco de Secchi, de 2.57 m, para 1992, mientras que en 1999 tenemos un valor medio de 2.53 m.

#### Condiciones térmicas

El embalse presenta un período de mezcla en otoño-invierno, y otro de estratificación en primavera-verano.

En el embalse de Zollo se establece una termoclina entre los 11 y los 12.5 m, con un descenso de 1 °C/metro, lo que supone una poco pronunciada termoclina. La



homogeneización de la columna de agua se realiza en el otoño. La temperatura máxima es de 24.5 °C y la mínima de 6.2 °C, datos para 1992.

En 1999 se determina la existencia de la termoclina entre los 6.5 y los 9.5 metros, con un descenso de 1.23°C/metro.

#### Condiciones de oxigenación

También en Zollo se aprecian momentos de anoxia en los niveles inferiores del vaso, durante el período estival, tras establecerse la termoclina, y se mantiene prácticamente durante toda la estratificación. En superficie se alcanzan concentraciones de oxígeno de casi 11 mg/l durante 1992.

El pH de esta agua es de 7.33

#### Salinidad

Esta agua se pueden definir como de mineralización muy débil, al igual que su dureza, baja. En cuanto a su composición iónica, se podría decir que es bicarbonatada sulfatada cálcica magnésica. Se aprecia un alto contenido en magnesio, y baja concentración de calcio, al igual que el contenido en sulfato, alto. Hay también una presencia alta de sodio en el balance iónico.

La conductividad media es de 141 µS/cm.

#### Condiciones relativas a los nutrientes

La concentración media, en 1992, de fósforo total es de 0.074 mg/l. En 1999 la concentración media de fósforo total es de 0.059 mg/l, mientras que el ortofosfato es 0.03 mg/l.

El contenido en nitrato, en 1992, en las aguas alcanza los 0.380 mg/l En 1999 la concentración media de las diversas formas de nitrógeno son

- amonio : 0.345 mg/l
- nitrito : 0.03 mg/l
- nitrato : 0.88 mg/l

Es de mencionar que en este embalse se observan altas concentraciones de silicato (16 mg/l en 1992 y 11.86 mg/l en 1999).

Altas concentraciones de hierro en el hipolímion, en momentos de anoxia.

Las aportaciones de los tributarios son bajas, excepto con el contenido en silicatos (alcanza concentraciones máximas de 45 mg/l), hierro (2.6 mg/l) y manganeso (0.1 mg/l). El nitrato se incorpora con concentraciones medias de 1.61 mg/l, mientras que el fósforo total es de 0.127 mg/l. En estos tributarios también se han analizado los metales pesados, microbiología, y biomasa de zooplancton.

## Otros

El estudio detalla las concentraciones de hierro y manganeso (hasta 33 mg/l y 3.4 mg/l respectivamente en 1992, aunque los valores son inferiores en 1999). También se analiza el contenido en plaguicidas y HAP, que es de 0.13 y 0.03 µg/l respectivamente en 1992, reduciéndose a 0.02 y 0.09 µg/l en 1999. Se analiza una gran variedad de metales y pesticidas, tanto organoclorados como organofosforados, y diversos HAP.

### 4.1.14.4. Análisis trófico, biológico y estadístico

#### Modelos tróficos deterministas

- **Vollenweider**

No se ha determinado.

- **OCDE en 1982**

En Zollo, se observa una mejoría en cuanto al fósforo, y un empeoramiento en el disco de Secchi, mientras que los otros dos parámetros se mantienen en oligotrofia.

CLASIFICACIÓN	FÓSFORO	NITRÓGENO	CLOROFILA	D. SECCHI
OLIGOTROFIA	1999	1992-1999	1992-1999	
MESOTROFIA	1992			1992
EUTROFIA				1999

- **Carlson-Shapiro (1975)**

En Zollo, el TSI del disco de Secchi (46 y 52) lo ubica –en ambos años analizado– en la zona mesotrófica, mientras que el fósforo (64 y 45) lo sitúa en la eutrofia y mesotrofia respectivamente, y la clorofila (29 y 31) en la oligotrofia. Estos valores indican que las condiciones tróficas se mantienen o mejoran (caso del fósforo desde 1992 a 1999).

El estudio del consorcio de Aguas plantea que los bajos valores de la clorofila podrían deberse a la presencia de metales pesados liberados durante el proceso de anoxia, lo que afectaría al desarrollo algal, y por tanto a los valores de la clorofila.

- **Vollenweider y Kerekes (1974) y OCDE (1982)**

En 1992 sería mesoeutrófico para el fósforo, mientras que en 1999 sería oligomesotrófico. Respecto a la clorofila sería oligotrófico en ambos años, y en cuanto al disco de Secchi, estaríamos también en ambos años entre la eutrofia hacia mesotrofia.

- **OCDE en 1982**

El embalse sería eutrófico para el fósforo y el disco de Secchi, y ultraoligotrófico para la clorofila en 1992, y en 1999 por el fósforo pasaríamos a mesotrofia, el disco nos colocaría en eutrofia, y la clorofila en oligotrofia..

### **Modelos biológicos**

Los indicadores de eutrofia indican, según el estudio, que Zollo es mesotrófico por el número de rotíferos, eutrófico por la cantidad de los microcrustáceos en 1992 y mesotrófico en 1999, y oligotrófico en la clorofila.

Según los indicadores de **Margalef, 1976**, Zollo sería eutrófico para el fósforo, nitrógeno y disco de Secchi, y no lo sería para la clorofila y fitoplancton. Presentaría una mejoría desde 1992 hasta 1999.

PARÁMETRO	1992	1999
P.TOTAL	EUTRÓFICO	NO EUTRÓFICO
N	EUTRÓFICO	EUTRÓFICO
COLOROFLA	EUTRÓFICO	NO EUTRÓFICO
D. SECCHI	NO EUTRÓFICO	NO EUTRÓFICO
FITOPLANCTON	NO EUTRÓFICO	NO EUTRÓFICO

Según el estudio realizado no se aprecian dominancias entre los diversos grupos planctónicos, por lo que se podría indicar que la calidad del agua no es eutrófica.

### **Modelos estadísticos multifactoriales**

No se dispone de esta información.

#### **4.1.14.5. Determinación del potencial ecológico**

En este embalse aparecen cianofíceas, la distribución del plancton es simple, con estrategias “r”, se presume la anoxia, por la presencia de organismos bentónicos capaces de resistir hipoxias prolongadas, además del hierro y manganeso. La baja densidad de algas se achaca a la posible toxicidad de los metales que se redisuelven. El fósforo nos situaría entre la mesotrofia y la eutrofia, la clorofila sería oligotrofia, y el disco de Secchi sería también mesotrófico. La puntuación sería de 4. El conjunto nos situaría en un moderado potencial ecológico.

Por último, y desde el punto de vista del abastecimiento, Zollo se identifica como A2 en todas las estaciones, excepto en verano, que pasa a A3 por el manganeso, y A4 por el hierro.

## 4.2 Embalses de la vertiente del Ebro

Dentro de la vertiente del Ebro se incluyen en este trabajo los embalses de Gorbea II, Ullibarri-Ganboa, Urrunaga o Santa Engrazia y Albina. Los principales parámetros descriptivos de estos embalses aparecen reflejados en la Tabla 3.1., del apartado 3.

### PRINCIPALES TRABAJOS CONSULTADOS

#### 1. PLAN HIDROLOGICO DE LA CUENCA DEL EBRO

El documento “Plan Hidrológico de la cuenca del Ebro” aprobado por el Real Decreto 1664/1998, de 24 de julio y publicado en el B.O.E. núm. 222 del jueves 16 de septiembre de 1999, incluye en su anejo 9 los listados de embalses, zonas húmedas y espacios singulares que el Plan Hidrológico considera de interés a la luz del artículo 90 del Reglamento de la Administración Pública del Agua y de la Planificación Hidrológica.

Para los embalses que cuentan entre sus usos el de abastecimiento y para los que están catalogados como Zonas sensibles, se propone el desarrollo de un Plan Rector de Usos y Gestión. En el resto de los espacios singulares (zonas húmedas, sotos, riberas, foces, cañones, etc.) se velará por el mantenimiento de sus valores naturales sin menoscabo de las competencias de las CC.AA.

Relación de embalses en los que se desarrollará un plan rector de uso y gestión:

Por contar entre sus usos el de abastecimiento a poblaciones:

- Albina
- Gorbea II
- Ullívarri
- Urrúnaga

Por estar catalogados como zonas sensibles: Embalses eutróficos o que podrían serlo en un futuro próximo:

- Ullívarri
- Urrúnaga

#### 2. ANÁLISIS Y CONTROL DE LOS EMBALSES DEL SISTEMA ZADORRA Dirección de Aguas. Gobierno Vasco.

Este documento corresponde a una Comunicación presentada por I. Urrutia, en representación de la Comisión Técnica para la Protección de los embalses del Sistema Zadorra, en el I Congreso Ibérico sobre gestión y Planificación de Aguas (Zaragoza, 1998).

Los miembros de la ‘Comisión Técnica para la Protección de los Embalses del Sistema Zadorra’ pertenecen a las instituciones con competencias en el control y seguimiento de actividades en los embalses, esto es:

- Aguas Municipales de Vitoria, S.A.
- Confederación Hidrográfica del Ebro
- Consorcio de Aguas Bilbao-Bizkaia
- Diputación Foral de Alava
- Gobierno Vasco

Los autores constatan la tendencia a la eutrofización de los embalses del Sistema Zadorra y la necesidad de regularizar y controlar las actividades que se desarrollan en su cuenca de influencia. Las Administraciones Públicas, competentes en su control y vigilancia, han elaborado un documento de consenso que recoja una propuesta de actuaciones a corto, medio y largo plazo tendentes a evitar y minimizar en su caso los impactos que las diferentes actividades ejercen sobre el sistema.

### **Zona de actuación**

La red hidrográfica del sistema de embalses del Zadorra incluye tres embalses: Ullíbarri-Gamboa (147 Hm<sup>3</sup>), Santa Engracia (72 Hm<sup>3</sup>) y Albina (6 Hm<sup>3</sup>), y comprende parcial o totalmente municipios de relevancia, tanto por la población como por las actividades industriales, tales como Asparrena, Barrundia, Elburgo, Iruraiz-Gauna, Agurain, Alegría y S. Millán, en la vertiente del Ullíbarri-Gamboa, así como Otxandio, Ubidea y Legutiano, en la correspondiente a Sta. Engracia, además de un buen número de núcleos con actividad principalmente agraria.

La superficie de la cuenca alcanza los 395 Km<sup>2</sup>, y la población de hecho en la misma se evalúa en 9.014 personas, siendo de destacar los núcleos de Agurain, con 3.817 habitantes, y Alegría, con 1.178 habitantes, en la subcuenca del embalse de Ullíbarri, y Otxandio con unos 953 habitantes y Legutiano con 1.003 habitantes en Santa Engracia.

### **Objetivos de la vigilancia del sistema de embalses del zadorra**

Los objetivos de la vigilancia para el sistema de embalses del Zadorra son los que exponen los autores en el trabajo citado:

- Vigilancia de la calidad sanitaria del agua bruta y tratada.
- Vigilancia de los vertidos y otras actividades que afectan al recurso agua.
- Evaluación de la evolución trófica y colmatación en el embalse.
- Evaluación de la contaminación difusa, microbiológica y aportes de carbono orgánico.

## **Situación**

La tipificación del agua de los embalses Ullibarri y Santa Engracia según los criterios de calidad exigidos por la Orden 11 de mayo de 1.998 y R.D. 927/1.988 para la utilización de aguas superficiales para la producción de agua potable es de una clase A2, por lo que procede un tratamiento físico normal, tratamiento químico y desinfección para su potabilización.

El agua de las redes de abastecimiento de AMVISA y Consorcio de Aguas Bilbao-Bizkaia cumple los requisitos de calidad establecidos por la Reglamentación Técnico-Sanitaria para el abastecimiento y control de calidad de las aguas potables de consumo público (R.D. 1138/1990).

## **Vigilancia de la calidad de las aguas superficiales y embalses**

Dentro de la red de vigilancia de la calidad de las masas de agua superficiales llevada a cabo por el Departamento de Ordenación del Territorio, y Medio Ambiente se encuentran varios puntos de control y análisis en las cuencas del Sistema del Zadorra, analizando variables fisicoquímicas, microbiológicas, y bióticas. Estas últimas a partir de pescas eléctricas cualitativas o cuantitativas de la fauna piscícola y recogidas de macroinvertebrados bénticos. Los resultados físico-químicos sirven para clasificar la calidad de las aguas en función de sus usos según la normativa vigente tanto para abastecimiento como para la calidad de las aguas para baño, indicadores biológicos de sensibilidad fisico-químicas de las aguas, ictiofauna amenazada, etc.

Además se lleva a cabo la vigilancia de los vertidos de las EDAR de la cuenca:

Tomando como referencia los valores establecidos por el Reglamento de Dominio Público Hidráulico (R.D. 849/1.986), las depuradoras de Legutiano y la de la empresa Curtidos (Salvatierra) presentan una calidad de vertido deficiente, con problemas para la eliminación de la carga orgánica, DQO y nutrientes. Por su parte, la depuradora de Otxandio, aún cuando ha mejorado la calidad de su vertido durante los últimos años, se siguen detectando incidencias en parámetros como Sólidos en Suspensión, DQO y N-nitrico, fundamentalmente. La planta de Alegría presenta incidencias sólo en el nivel de nitrato y la de Salvatierra presentó algunas incidencias puntuales sobre todo relacionadas con compuestos nitrogenados, especialmente amonio.

En este trabajo también se señala la existencia de una vigilancia en materia de plaguicidas, realizado por el Consorcio de Aguas Bilbao-Bizkaia en su control rutinario de la calidad del agua de los embalses. Así mismo se refiere al carbono orgánico del agua de los embalses como un parámetro importante para estimar el potencial de formación de trihalometanos y de biofilms en las redes de abastecimiento, sin detallar qué organismo realiza estas medidas.

### **3. ESTUDIOS LLEVADOS A CABO POR EL CONSORCIO DE AGUAS BILBAO-BIZKAIA**

El Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia (Subdirección Técnica Explotación Abastecimiento, Departamento Laboratorios) elabora anualmente una memoria donde evalúa el estado trófico y la calidad del agua de los embalses del sistema del Zadorra a lo largo de un ciclo anual a partir de los trabajos que rutinariamente realiza.

En la descripción de los embalses de Ullibarri-Gamboa, Urrunaga y Albina se han considerado los datos que aparecen reflejados en la memoria correspondiente al ciclo anual de 1999 y que fue publicado (como informe interno) en marzo de 2001.

### **4. PROTECCIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA EN LOS EMBALSES DEL SISTEMA ZADORRA**

Este documento es un informe extraordinario del Ararteko al Parlamento Vasco, publicado en Marzo de 1999. Sus autores realizan un estudio ecológico de la calidad del agua; recopilan las medidas de protección existentes; así como el régimen jurídico del agua y la distribución competencial.

En el contexto que más nos interesa en este informe, se analizan las aguas aportadas por los ríos afluentes, las aguas embalsadas y los sedimentos en los embalses. Los datos se refieren a los años 1984 a 1994 inclusive, obtenidos de los siguientes documentos:

- Ciclos anuales embalses sistema Zadorra. Años 1984-1994. Bilbao: Consorcio de Aguas, Abastecimiento y Saneamiento, 1996.
- Estado trófico y calidad del agua de los embalses Ullibarri-Gamboa, Santa Engracia y Albina: Ciclo Anual año 1986. Bilbao: Consorcio de Aguas, Abastecimiento y Saneamiento, 1996.
- Estado trófico y calidad del agua de los embalses Ullibarri-Gamboa, Santa Engracia y Albina: Ciclo Anual año 1995. Bilbao: Consorcio de Aguas, Abastecimiento y Saneamiento, 1996.
- Rallo, A. Caracterización hidrobiológica de la red fluvial de Alava y Gipuzkoa. Vitoria-Gasteiz: Gobierno Vasco, Departamento de Urbanismo, Vivienda y Medio Ambiente, 1992.
- Red de vigilancia de la calidad de las aguas y del estado ambiental de los ríos de la CAPV. Diversos años. Vitoria-Gasteiz: Gobierno Vasco, Departamento de Urbanismo, Vivienda y Medio Ambiente.

Se realiza un análisis estadístico (componentes principales) de los datos, obteniéndose los siguientes resultados:

- Los embalses se clasifican como mesotróficos, si bien se aprecia que están sometidos a una fuerte eutrofia potencial debido a la alta concentración en fósforo total. El fósforo y los nutrientes en general provienen de los aportes fluviales, que son mayores en Ullibarri-Gamboa.

- Se han encontrado plaguicidas que parecen entorpecer la descomposición de materia orgánica que realizan los microorganismos en las aguas profundas. La procedencia de estos compuestos se relaciona con prácticas agrícolas.
- La concentración de hidrocarburos en los embalses se ha ido incrementando con el tiempo. Su origen puede ser diverso: aportes fluviales, desde la superficie o ribera del embalse.
- Con el tiempo, las concentraciones de nutrientes y metales en sedimentos aumentan, más en Ullibarri-Gamboa que en Santa Engracia. Destaca la concentración de cromo. Las fuentes de origen están en las aguas fluviales.
- Los aportes fluviales son diferentes. Así, los nutrientes llegan principalmente por los ríos Zadorra y Alegria, afluentes de Ullibarri-Gamboa. Hay un punto especialmente contaminante: Salvatierra-Agurain. Se detecta también una variabilidad estacional: fosfatos y amonio presentan máximos valores en otoño. Los aportes del Alegría son también notables.



#### 4.2.1. Gorbea II

##### 4.2.1.1. Referencias bibliográficas / estudios realizados

Informe Limnológico del embalse Gorbea II. 2001. Ondotek. (informe interno, no publicado).

##### 4.2.1.2. Descripción

Ubicado en el municipio de Zigoitia (UTMX 521695, UTM Y 4760781), propiedad del Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz.

Lo gestiona AMVISA (Aguas Municipales de Vitoria, S.A.) y cuenta con un caudal concesional de 60 l/seg, que conecta con el sistema de los embalses de Zadorra, pero que es usado en contadas ocasiones.

PARÁMETRO	
U. HIDROLOGICA	ZADORRA
AÑO CONSTRUCCION	1869
SUP. EMBALSE (Ha)	2
VOL. MAXIMO (Hm <sup>3</sup> )	0,05
PROF. MAXIMA (m)	8,5
LONGITUD MÁXIMA (m)	240
ANCHURA MAXIMA (m)	50
PROFUNDIDAD MEDIA (m)	5
PERIMETRO (m)	560
SUP. CUENCA (km <sup>2</sup> )	10
COTA (m)	634,5
ALTURA DE LA PRESA (m)	13
LONGITUD DE CORONACIÓN (m)	43
TIPO DE PRESA	Gravedad
TIPO DE ALIVIADERO	Lámina libre
CAPACIDAD DE ALIVIADERO	3 m <sup>3</sup> /s
APORTACIÓN MEDIA ANUAL (Hm <sup>3</sup> )	5
PRECIPITACIÓN MEDIA ANUAL (mm)	854,4
FITOPLANCTON	Año 2001
COLOROFA (mg Chl/m <sup>3</sup> )	Media anual (2001) 1,24 Máximo (2001) 3,08
ZOOPLANCTON	Año 2001
TRANSPARENCIA	Año 2001
CONDICIONES TERMICAS	Año 2001
OXIGENACION	Año 2001
SALINIDAD	Año 2001

PARÁMETRO	
ACIDIFICACION	Año 2001
NUTRIENTES	Año 2001

Tabla 4.2.1. Parámetros del embalse Gorbea II. Fuente: Plan Integral de Prevención de Inundaciones e informe interno (Ondotek, 2001).

### 4.2.1.3. Diagnósis

#### **Indicadores Hidromorfológicos**

##### **Régimen hidrológico**

###### Volúmenes e hidrodinámica.

No hay un registro de la variación de volumen del embalse. Sólo se conoce su volumen máximo, estimado en 0,05 Hm<sup>3</sup>. Sería necesario realizar un estudio batimétrico del embalse.

###### Tiempo de residencia

No se conoce ni el tiempo de residencia, ni la tasa de renovación del embalse.

###### Conexión con aguas subterráneas

No se han estudiado las conexiones con aguas subterráneas.

##### **Condiciones morfológicas**

###### Variación de la profundidad

No hay un registro de la variación de la profundidad del embalse. Sólo se conoce su profundidad máxima y media, que son 8,5 y 5 metros, respectivamente.

###### Cantidad, estructura y sustrato del lecho del embalse

No se tienen datos sobre la granulometría ni la tipología del sustrato del lecho. La litología del lecho del embalse está compuesta por areniscas, limolitas, calizas margosas y calcarenitas (EVE, 1991)

###### Estructura de la zona ribereña

En las orillas se desarrolla vegetación de ribera formada fundamentalmente por sauces y alisos, que se imbrican con el robledal circundante. En la cuenca vertiente también abunda el marojal, el brezal-argomal-helechal cantábrico y las plantaciones forestales (Fuente: Mapa de Vegetación de la CAPV. Gobierno Vasco).

No se tienen datos de vegetación acuática.

## **Indicadores Biológicos**

### Composición, abundancia y biomasa del fitoplancton

Se disponen de datos de composición y abundancia fitoplanctónica en el embalse de Gorbea II de tres muestreos realizados en el año 2001 (Ondotek, 2001).

La densidad fitoplanctónica más elevada se detecta en verano (1435 cel/ml). En invierno, el grupo dominante son las diatomeas; en primavera, los dinoflagelados y las criptofíceas; y en verano, se da una proliferación de una única especie de diatomea de pequeño tamaño (*Cyclotella cf compta*) que se convierte en el principal representante fitoplanctónico.

Los valores medios (cel/ml) son los siguientes:

Diatomeas	454,2
Criptofíceas	25,7
Crisofíceas	27,2
Dinoflagelados	1,8
Cianofíceas	0,2
Clorofíceas	4,4
Euglenofíceas	0,6

### Composición, abundancia y biomasa del zooplancton (no se incluye en la Directiva Marco, pero consideramos importante su estudio)

Se disponen de datos de composición y abundancia zooplanctónica en el embalse de Gorbea II de tres muestreos realizados en el año 2001 (Ondotek, 2001).

El embalse de Gorbea II presenta muy bajas densidades de zooplancton, lo que podría indicar su reciente llenado y un proceso de colonización por parte de especies procedentes del embalse situado aguas arriba (Gorbea I). En invierno, el grupo dominante son los cladoceros, con 24 ind/m<sup>3</sup>; en primavera se da un aumento considerable de la densidad, destacando el grupo de los copepodos con 170 ind/m<sup>3</sup>; finalmente en verano y probablemente relacionado con la abundancia de fitoplancton de pequeño tamaño (diatomeas) se produce un notable incremento en la densidad zooplanctónica, pasando a ser muy importantes tanto cladoceros (4700 ind/m<sup>3</sup>) como rotíferos (5407 ind/m<sup>3</sup>).

Las densidades medias detectadas en el embalse de Gorbea II en el año 2001 son muy bajas siendo cladóceros y rotíferos los grupos dominantes.

Los valores medios son los siguientes:

Rotíferos	1804 ind/m <sup>3</sup>
Cladoceros	1576 ind/m <sup>3</sup>
Copepodos	126 ind/m <sup>3</sup>

#### Composición, abundancia de otro tipo de flora acuática

En el estudio del año 2001 no se incluyó el estudio de la flora acuática. No se disponen de datos previos.

#### Composición, abundancia de la fauna bentónica de invertebrados

En el estudio del año 2001 no se incluyó el estudio de la fauna bentónica. No se disponen de datos previos.

#### Composición, abundancia y estructura de edades de la fauna ictiológica

En el estudio del año 2001 no se incluyó el estudio de peces. No se disponen de datos previos.

### **Indicadores Químicos y físico-químicos**

#### Transparencia

En base a los datos del 2001 la profundidad media de visión del disco de Secchi es de 3,5 m.

#### Condiciones térmicas

Debido a su pequeña profundidad no se aprecia una estratificación marcada, pero sí incipiente, en un régimen monomítico cálido.

#### Condiciones de oxigenación

En base a los datos disponibles del año 2001, no se detecta anoxia hipolimnética, pero si disminución de la concentración de oxígeno en el fondo, aunque en ningún momento por debajo de los 4 mgO<sub>2</sub>/l.

#### Salinidad

La conductividad media del embalse de GorbeaII en 2001 es de 224,5 µS/cm, que corresponde a unas aguas de mineralización débil y por su composición iónica bicarbonatadas cálcicas.

#### Estado de acidificación

El valor medio del pH según los datos del 2001 es de 7,86.

#### Condiciones relativas a los nutrientes

Los valores medios de los tres muestreos realizados en el año 2001 se presentan a continuación.

Nutrientes (mg/l)	
Amoniaco (N-NH <sub>4</sub> )	<0,1
Nitrito (N-NO <sub>2</sub> )	<0,003
Nitrato (N-NO <sub>3</sub> )	0,31
Ortofosfato (P-PO <sub>4</sub> )	<0,002
Fósforo total (P)	<0,05

#### Contaminantes específicos (Sustancias prioritarias u otros elementos)

No se dispone de datos. Sería necesario realizar análisis mensuales de las sustancias peligrosas incluidas en el Anejo 1 del Real Decreto 995/2000.

#### 4.2.1.4. Análisis trófico, biológico y estadístico

##### Modelos tróficos

Para definir el estado trófico de una masa de agua y tener un dato comparativo con otros sistemas se utilizan índices del estado trófico, calculados en base a diferentes parámetros. La OCDE (1982) utiliza la media anual de fósforo total, la media anual eufótica de clorofila a, el valor máximo anual de clorofila a y la profundidad media anual de visión del disco de Secchi. El uso de estos valores fijos propuestos por la OCDE (tabla 4.2.2) conlleva algunas limitaciones, ya que el sistema considerado puede ser clasificado dentro de una determinada categoría trófica en función de un parámetro y dentro de otra según otro criterio.

	PT (mg/m <sup>3</sup> )	Chl a (mg/m <sup>3</sup> )	Chl max (mg/m <sup>3</sup> )	Secchi (m)
<b>Ultra-oligotrófico</b>	<4	<1	<2,5	>12
<b>Oligotrófico</b>	<10	<2,5	<8	>6
<b>Mesotrófico</b>	10-35	2,5-8	8-25	6-3
<b>Eutrófico</b>	35-100	8-25	25-75	3-1,5
<b>Hipereutrófico</b>	>100	>25	>75	<1,5

Tabla 4.2.2. Clasificación trófica basada en límites fijos propuesta por la OCDE (1982).

En el caso del embalse de Gorbea II, los valores para la clasificación trófica son los siguientes:

PT (mg/m<sup>3</sup>)= <50; al no ser un valor exacto, no es posible la clasificación trófica en base al fósforo total

Chl a (mg/m<sup>3</sup>)= 1,24; en base al valor medio anual de clorofila a sería oligotrófico

Chl max (mg/m<sup>3</sup>)= 3,08; según el valor máximo medido de clorofila a, estaría dentro de la categoría oligotrófica

Secchi (m)= 3,47; si atendemos a la profundidad media de visión del disco de Secchi, el embalse sería mesotrófico.

La OCDE (1982) presenta también otro tipo de clasificación, pero basada en límites abiertos. Se representan mediante diagramas de probabilidades, de manera que, situando en el eje horizontal el valor obtenido, se observa a qué nivel de probabilidad corta las diferentes curvas de las categorías tróficas y cuál es la más probable.

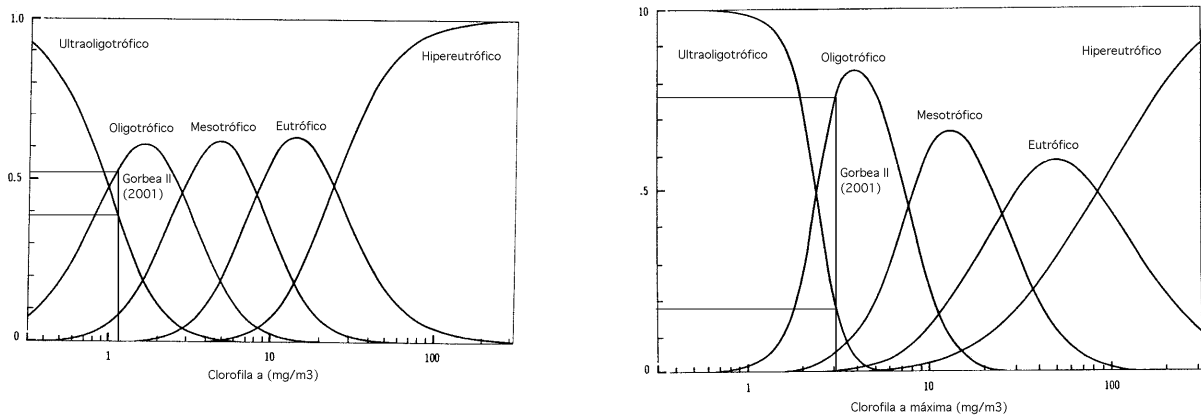


Figura 4.2.1. Distribución probabilística de categorías tróficas en función de los valores medios y máximos de clorofila (OCDE, 1982).

Los valores medios de clorofila a (figura 4.2.1.) indican un 52% de probabilidad de oligotrofia y un 39% de ultraoligotrofia. En cuanto al valor máximo de clorofila a (figura 3), la mayor probabilidad, en torno al 75% es de que sea oligotrófico. Por último, si consideramos la profundidad media de visión del disco de Secchi (figura 4.2.2.) existe la misma probabilidad de ser considerado como un sistema mesotrófico que eutrófico (42%).

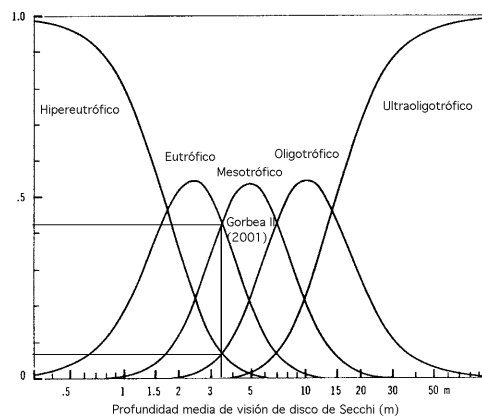


Figura 4.2.2. Distribución probabilística de categorías tróficas en función de la profundidad media de Secchi (OCDE, 1982).

### **Modelos biológicos**

Según los indicadores planctónicos reflejados en la tabla 4.2.3., el embalse Gorbea II se puede clasificar como oligotrófico debido a las bajas densidades encontradas en el año 2001. La densidad media fitoplanctónica es de 514 cel/ml y la de rotíferos y microcrustáceos es de 1,8 y 1,7 ind/l, respectivamente.

PARAMETRO	OLIGOTROFIA	MESOTROFIA	EUTROFIA
Fitoplancton (cel/ml)	<2000	2000-15000	>15000
Rotíferos (ind/l)	0-10	10-250	>250
Microcrustáceos (ind/l)	0-1	1-25	>25

Tabla 4.2.3. Indicadores planctónicos del grado de eutrofia.

### **Modelos estadísticos multifactoriales**

No se disponen de datos suficientemente representativos para realizar un análisis estadístico multifactorial.

#### **4.2.1.5. Determinación del potencial ecológico**

El embalse Gorbea II no presenta anoxia hipolimnética durante el periodo del que se dispone de información (año 2001).

La presencia de cianofíceas es mínima y no representativa del fitoplancton del embalse, por lo que no presenta problemas en base a ellas.

Los modelos tróficos aplicados a los parámetros disponibles nos señalan a este embalse como oligotrófico o ligeramente mesotrófico. Según los indicadores planctónicos, Gorbea II se clasificaría como oligotrófico.

Así pues, tendríamos una puntuación de 0.5, lo que nos permitiría definir a Gorbea II como de potencial ecológico óptimo, o bueno-superior.

## 4.2.2. Albina

### 4.2.2.1. Referencias bibliográficas / estudios realizados

Estado trófico y calidad del agua de los embalses de Ullibarri-Gamboa, Santa Engracia (Urrunaga), Albina, Zollo, Ordunte y Lekubaso. CICLO ANUAL (AÑO 1999). Memoria interna. Consorcio de Aguas Bilbao-Bizkaia. Venta Alta, marzo de 2001.

### 4.2.2.2. Descripción

Este embalse se abastece del río Albina y se ubica en el termino municipal de Legutiano (UTMX 530285, UTM Y 4760299), a una cota algo superior que el resto de embalses del sistema del Zadorra. El terreno sobre el que se asienta es arcilloso y la concentración de metales disueltos es alta, sobre todo en otoño. Este hecho obliga a un tratamiento cualificado en la planta potabilizadora, por lo que cada vez se utiliza menos el agua de este pantano, siendo más una reserva estratégica para el abastecimiento de Vitoria-Gasteiz que un recurso de uso habitual.

Es gestionado por AMVISA y vierte sus aguas al embalse de Santa Engracia.

PARÁMETRO	
U. HIDROLOGICA	ZADORRA
AÑO CONSTRUCCION	1945
SUP. EMBALSE, Ha	54
VOL. MAXIMO, Hm <sup>3</sup>	4,9
PROF. MAXIMA, m	22
LONGITUD MÁXIMA, m	3700
ANCHURA MAXIMA, m	400
PROFUNDIDAD MEDIA, m	9,07
COTA, m	592
ALTURA DE LA PRESA, m	30
LONGITUD DE CORONACIÓN, m	128
TIPO DE PRESA	Gravedad
TIPO DE ALIVIADERO	Vertical
CAPACIDAD DE ALIVIADERO	50 m <sup>3</sup> /s
FITOPLANCTON	SI*
CLOROFILA, mg Chl /m <sup>3</sup>	SI* Media (1999) 1,67 Máximo (1999) 3,89
ZOOPLANCTON	SI*
MACROINVERTEBRADOS	SI*
ANALISIS DEL SEDIMENTO	SI*
TRANSPARENCIA	SI*
CONDICIONES TERMICAS	SI*



PARÁMETRO	
OXIGENACION	SI*
SALINIDAD	SI*
ACIDIFICACION	SI*
NUTRIENTES	SI*
OTROS CONTAMINANTES	SI*

\*El Consorcio realiza 4 campañas de muestreo al año.

Tabla 4.2.4. Parámetros disponibles del embalse de Albina. Fuente: Consorcio de Aguas Bilbao-Bizkaia. Memoria del ciclo anual 1999.

#### 4.2.2.3. Diagnósis

(Los datos disponibles corresponden al informe del ciclo anual 1999, del Consorcio de Aguas Bilbao-Bizkaia)

#### Indicadores Hidromorfológicos

##### **Régimen hidrológico**

##### Volúmenes e hidrodinámica.

No hay un registro de la variación de volumen del embalse. Sólo se conoce su volumen máximo, estimado en 4,9 Hm<sup>3</sup>. Sería necesario realizar un estudio batimétrico del embalse.

##### Tiempo de residencia

No se tienen datos ni del tiempo de residencia, ni de la tasa de renovación del embalse.

##### Conexión con aguas subterráneas

No se han estudiado las conexiones con aguas subterráneas.

##### **Condiciones morfológicas**

##### Variación de la profundidad

No hay un registro de la variación de la profundidad del embalse. Sólo se conoce su profundidad máxima y media, que son 22 y 9 metros, respectivamente.

##### Cantidad, estructura y sustrato del lecho del embalse

El lecho del embalse está compuesto por areniscas y limolitas (EVE, 1991).

El Consorcio de Aguas Bilbao-Bizkaia realiza un completo análisis de sedimentos de los embalses, aplicando también diversos índices de geoacumulación, referenciados a una

concentración natural en base a sedimentos antiguos no contaminados o nivel de fondo (Müller, 1979).

Los resultados del año 1999 para el embalse de Albina son los siguientes:

Carbono total ( $\mu\text{g/g}$ )=2596

Fósforo total ( $\mu\text{g/g}$ )=14,37

Nitrógeno total ( $\mu\text{g/g}$ )=177

Hierro (mg/Kg)=75847

Manganeso (mg/Kg)=198

Cromo (mg/Kg)=11,95

Potencial redox (mvolt.)=25,57

Según los índices de geoacumulación aplicados por el Consorcio de Aguas Bilbao-Bizkaia, se define a los sedimentos del embalse de Albina como no contaminados o moderadamente contaminados para el hierro, manganeso y cromo.

La relación C/N de los sedimentos de Albina es de 14,67, lo que indica un gran contenido en humus (al ser la relación superior a 10).

#### Estructura de la zona ribereña

No se tienen datos de vegetación acuática, ni ribereña. El Consorcio únicamente estima la máxima profundidad de colonización de los macrófitos acuáticos, que en el caso de Albina es de 3,096 m.

### **Indicadores Biológicos**

#### Composición, abundancia y biomasa del fitoplancton

El Consorcio cuenta con datos de las cuatro campañas anuales del estudio del fitoplancton.

El grupo mayoritario corresponde a la cianofíceas (64% del total) y las Bacillariofíceas suponen el 15% del total.

Los valores medios anuales (cel/ml) son los siguientes:

Cianofíceas                    538,54

Clorofíceas                    50,24

Euglenofíceas                0,11

Crisofíceas                    110,80

Bacillariofíceas              126,57

Criptofíceas                  12,36

Dinofíceas                      0,64

La biomasa media fitoplanctónica es de 0,56 gr/m<sup>3</sup>.

La densidad máxima anual se produce en otoño con 1.300 cel/ml.

Composición, abundancia y biomasa del zooplancton (No incluido en la Directiva Marco, pero sí en el informe del Consorcio de Aguas)

Albina presenta un porcentaje de 92% de Rotíferos, 5% de Cladoceros y 3% de Copepodos. El predominio zooplanctónico se corresponde a los rotíferos y el máximo se produce durante la temporada invierno-primavera.

Los valores medios anuales son los siguientes:

Rotíferos                      145714 ind/m<sup>3</sup>

Cladoceros                    7985 ind/m<sup>3</sup>

Copepodos                    4285 ind/m<sup>3</sup>

La biomasa zooplanctónica media anual es de 0,0303 gr/m<sup>3</sup>.

Composición, abundancia de otro tipo de flora acuática

No hay datos disponibles.

Composición, abundancia de la fauna bentónica de invertebrados

En el informe del ciclo anual de 1999 se señala que en el embalse de Albina hay un predominio marcado de Oligoquetos a lo largo de todo el ciclo anual, lo que está relacionado con la abundancia de materia orgánica sin descomponer en el fondo, así como con la mayor presencia de humus en el sedimento de este embalse.

Composición, abundancia y estructura de edades de la fauna ictiológica

No se disponen de datos sobre la fauna ictiológica.

**Indicadores Químicos y físico-químicos**

Transparencia

En base a los datos de 1999 la profundidad media de visión del disco de Secchi es de 2,39 m.

Condiciones térmicas

Presenta un ciclo de estratificación en primavera-verano y mezcla en otoño-invierno, por lo que según la clasificación de Hutchinson (1957) corresponde a un régimen monomíctico cálido.

En verano la termoclina se sitúa entre los 7 y 9 metros de profundidad y el descenso de temperatura es de 2,3 °C/metro durante la época estival.

#### Condiciones de oxigenación

Durante la época de estratificación se llega a condiciones de anoxia en el hipolimnion del embalse de Albina, a partir de los 11 metros de profundidad.

#### Salinidad

La conductividad media del embalse de Albina en 1999 es de 102 µS/cm, que corresponde a unas aguas de mineralización muy débil, dureza muy baja, con una composición iónica bicarbonatada cálcica.

#### Estado de acidificación

El valor medio del pH según los datos de 1999 es de 7,69.

#### Condiciones relativas a los nutrientes

Los valores medios del año 1999 se presentan a continuación.

<b>Nutrientes (mg/l)</b>	
Amoniaco (N-NH <sub>4</sub> )	0,0565
Nitrito (N-NO <sub>2</sub> )	0,0018
Nitrato (N-NO <sub>3</sub> )	0,1378
Ortofosfato (P-PO <sub>4</sub> )	0,0068
Fósforo total (P)	0,0152

#### Contaminantes específicos (Sustancias prioritarias u otros elementos)

El Consorcio realiza una analítica muy completa de metales pesados, pesticidas organoclorados, hidrocarburos aromáticos y policíclicos, triazinas y fenoxiacidos en los embalses que gestiona.

Sin embargo, si nos centramos en las sustancias peligrosas incluidas en la Directiva Marco como sustancias prioritarias (detalladas en la tabla siguiente) hay ciertas carencias que sería necesario subsanar.

<b>Sustancias prioritarias</b>	
<b>Compuestos orgánicos (ng/l)</b>	
Atrazina	3,59
Benceno	0,00
Clorobenceno	*
Diclorobenceno	*
Etilbenceno	*
Metolacoloro	*
Naftaleno	3,2866
Simazina	10,65
Terbutilazina	0,00

<b>Sustancias prioritarias</b>	
<b>Compuestos orgánicos (ng/l)</b>	
Tolueno	*
Tributilestano	*
1,1,1-Tricloroetano	*
Xileno	*
<b>Compuestos inorgánicos</b>	
Cianuros totales (µg/l)	0,00
Fluoruros	*
<b>Metales y metaloides</b>	
Arsénico total (µg/l)	0,2848
Cobre disuelto (mg/l)	0,0012
Cromo total disuelto (µg/l)	0,4445
Niquel disuelto (µg/l)	0,9815
Plomo disuelto (µg/l)	2,3990
Selenio disuelto (µg/l)	0,00
Zinc total (mg/l)	0,0168

\*Compuestos no analizados por el Consorcio de Aguas.

Tabla 4.2.5. Sustancias peligrosas incluidas en el Anejo 1 del Real Decreto 995/2000. Valores medios anuales durante 1999 para el embalse de Albina.

<b>Otros contaminantes analizados por el Consorcio de Aguas</b>	
Metales pesados	
Hierro (mg/l)	4,05
Manganeso (mg/l)	1,63
Plaguicidas (µg/l)	0,006
Hidrocarburos aromáticos policíclicos (µg/l)	0,007

#### 4.2.2.4. Análisis trófico, biológico y estadístico

##### Modelos tróficos

El Consorcio de Aguas aplica el Índice de Shapiro-Carlson, calculado en base a la profundidad a la que deja de verse el disco de Secchi (Dm);

$$TSId = 10 (6 - \log_2 Dm)$$

Teniendo en cuenta la concentración de clorofila, el índice se calcularía como sigue:

$$TSI_{clor} = 10 (6 - \log_2 *(7,7 / \text{clor} * 0,65))$$

Otro índice del estado trófico se calcula a partir de la concentración de fósforo total,

$$TSI_P = 10 (6 - \log_2 * 54,9 / (P))$$

La clasificación trófica según los índices del estado trófico de Shapiro-Carlson es la siguiente:

<b>Clasificación</b>	<b>TSI disco de Secchi</b>	<b>TSI Clorofila</b>	<b>TSI Fósforo</b>
Ultraoligotrófico	Hasta 20	Hasta 20	Hasta 20
Oligotrófico	20 a 40	20 a 40	20 a 40
Mesotrófico	40 a 60	40 a 60	40 a 60
Eutrófico	60 a 80	60 a 80	60 a 80
Hipereutrófico	80 a 100	80 a 100	80 a 100

Al aplicar el Índice del Estado Trófico de Shapiro-Carlson, el embalse de Albina se clasifica como mesotrófico en base a la profundidad a la que deja de verse el disco de Secchi (TSI secchi= 47,4) y según la concentración de fósforo total en las aguas (TSI P=41,4); y como oligotrófico, en base a la concentración de clorofila (TSI clor=35,6).

En el caso del embalse de Albina, los valores para la clasificación trófica (Tabla 4.2.2.)según la OCDE (1982)son los siguientes:

PT (mg/m<sup>3</sup>)= 15,21; mesotrófico en base al valor medio de fósforo total

Chl a (mg/m<sup>3</sup>)= 1,93; en base al valor medio anual de clorofila a sería oligotrófico

Chl max (mg/m<sup>3</sup>)= 3,89; según el valor máximo medido de clorofila a, estaría dentro de la categoría oligotrófica

Secchi (m)= 2,39; si atendemos a la profundidad media de visión del disco de Secchi, el embalse sería eutrófico.

La OCDE (1982) presenta también otro tipo de clasificación, pero basada en límites abiertos. Se representan mediante diagramas de probabilidades, de manera que, situando en el eje horizontal el valor obtenido, se observa a qué nivel de probabilidad corta las diferentes curvas de las categorías tróficas y cuál es la más probable.

Como se observa en la figura 4.2.3., respecto al valor del fósforo total el embalse de Albina se puede clasificar como oligotrófico o mesotrófico con un 45% de probabilidad para ambos casos. Los valores medios de clorofila indican un 60% de probabilidad de que sea oligotrófico. En la figura 6, donde se representa el valor máximo de clorofila a, la mayor probabilidad, en torno al 85%, es de que sea oligotrófico. Mientras que si consideramos la profundidad de visión del disco de Secchi, hay un 55% de probabilidad de que sea considerado eutrófico y un 25% de que sea hipereutrófico.

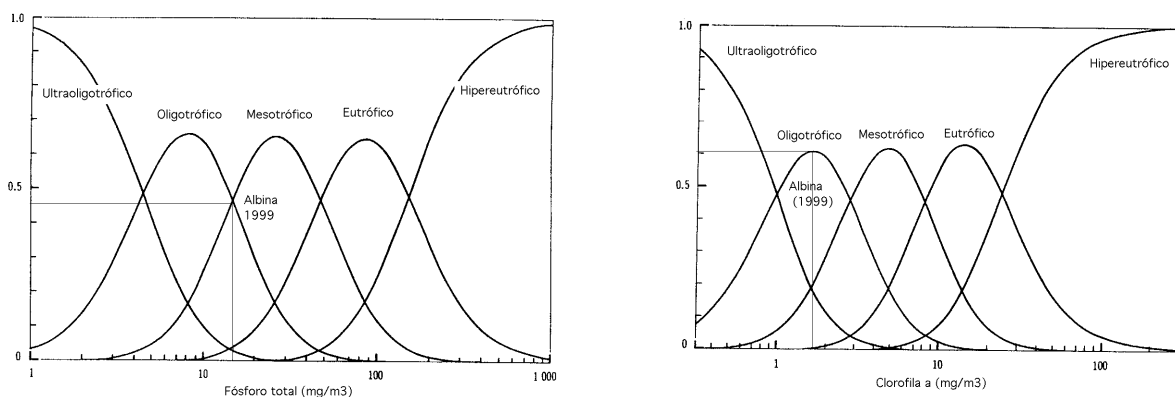


Figura 4.2.3. Distribución probabilística de categorías tróficas en función del fósforo total y de los valores medios de clorofila (OCDE , 1982).

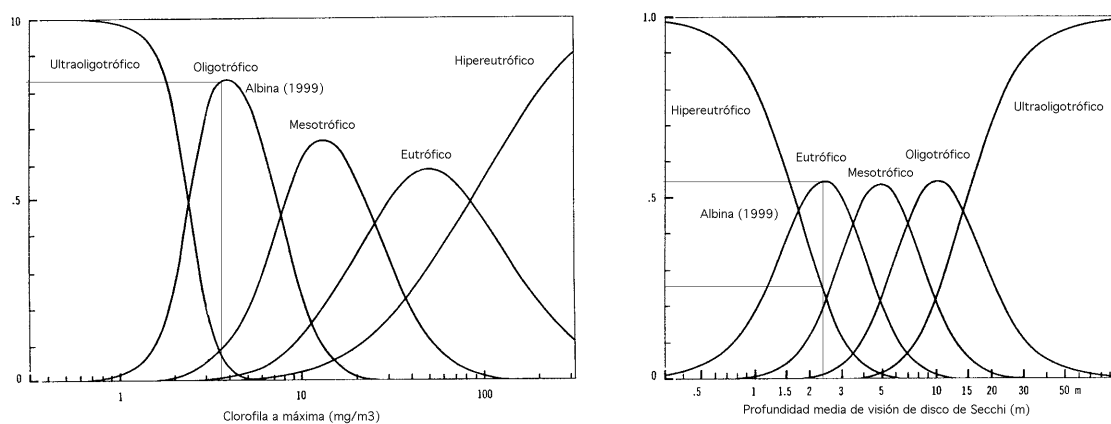


Figura 4.2.4. Distribución probabilística de categorías tróficas en función del valor máximo de clorofila y de la profundidad media de Secchi (OCDE, 1982).

El Consorcio de Aguas también aplica a sus embalses la relación entre el fósforo total en el embalse / el fósforo en los aportes, de manera que si esta relación es  $<1$ , nos indica que el fósforo no se acumula, mientras que si es  $>1$ , sí se acumula.

En el caso de Albina:

P total embalse= 15,658 mg/m<sup>3</sup>

P total aportes= 21,6 mg/m<sup>3</sup>

Relación  $Pt_{embalse} / Pt_{aportes} = 0,725 < 1$ , lo que indica que en este embalse el fósforo no se está acumulando.

### **Modelos tróficos**

Si consideramos los indicadores planctónicos del grado de eutrofia (tabla 4.2.3.) el embalse de Albina se considera mesotrófico, con 12 ind/l de microcrustáceos y 145 ind/l de rotíferos.

### **Modelos estadísticos multifactoriales**

No se disponen de datos suficientes para realizar un análisis de componentes principales.

#### **4.2.2.5. Determinación del potencial ecológico**

El embalse de Albina presenta condiciones de anoxia, así como cianofíceas como grupo fitoplanctónico mayoritario.

Los modelos tróficos señalan a esta embalse mayoritariamente como mesotrófico en base al fósforo total, como oligotrófico en base a la clorofila y como eutrófico, según la profundidad de visión del disco de Secchi.

La densidad planctónica señala a Albina como mesotrófico.

La puntuación obtenida por Albina sería de 4, lo que situaría el embalse en la mesotrofia, o calidad moderada.



### 4.2.3. Urrunaga o Santa Engracia

#### 4.2.3.1. Referencias bibliográficas / estudios realizados

Estado trófico y calidad del agua de los embalses de Ullibarri-Gamboa, Santa Engracia (Urrunaga), Albina, Zollo, Ordunte y Lekubaso. CICLO ANUAL (AÑO 1999).Memoria interna. Consorcio de Aguas Bilbao-Bizkaia. Venta Alta, marzo de 2001.

Protección de la Calidad del Agua en los embalses del Sistema Zadorra. Markiegi, X.; Rallo, A. & A. Andia. ARARTEKO. 1999.

#### 4.2.3.2. Descripción

El embalse de Urrunaga se encuentra en el término municipal de Legutiano (UTMX 528325, UTM Y 4756404) , y tiene como principal aporte a su caudal las aguas del río Santa Engracia. La cubeta sobre la que se asienta se incluye dentro de un paisaje de transición del área submediterránea a la atlántica, con un clima de marcada influencia oceánica, lo que se traduce en un régimen hídrico relativamente constante a lo largo del año. En su entorno natural se alternan prados de siega, setos, bosques de roble pedunculado y pinares de repoblación.

PARÁMETRO	ZADORRA
U. HIDROLOGICA	ZADORRA
AÑO CONSTRUCCION	1957
SUP. EMBALSE, Ha	869
VOL. MAXIMO, Hm3	72
PROF. MAXIMA, m	30
LONGITUD MÁXIMA, m	7000
ANCHURA MAXIMA, m	2500
PROFUNDIDAD MEDIA, m	8,26
COTA, m	547
ALTURA DE LA PRESA, m	31
LONGITUD DE CORONACIÓN, m	440
TIPO DE PRESA	Contrafuertes
TIPO DE ALIVIADERO	Vertical
CAPACIDAD DE ALIVIADERO	406 m3/s
TIEMPO DE RESIDENCIA, años	0,395
FITOPLANCTON	SI*
CLOROFILA, mg Chl/m3	SI* Media (1999) 1,80 Máximo (1999) 3,82
ZOOPLANCTON	SI*

PARÁMETRO	
MACROINVERTEBRADOS	SI*
ANÁLISIS DEL SEDIMENTO	SI*
TRANSPARENCIA	SI*
CONDICIONES TERMICAS	SI*
OXIGENACION	SI*
SALINIDAD	SI*
ACIDIFICACION	SI*
NUTRIENTES	SI*
OTROS CONTAMINANTES	SI*

\*El Consorcio realiza 4 campañas de muestreo al año.

Tabla 4.2.6. Parámetros disponibles del embalse de Urrunaga. Fuente: Consorcio de Aguas Bilbao-Bizkaia. Memoria del ciclo anual 1999.

#### 4.2.3.3. Diagnósis

(Los datos disponibles corresponden al informe del ciclo anual 1999, del Consorcio de Aguas Bilbao-Bizkaia)

#### Indicadores Hidromorfológicos

##### Régimen hidrológico

##### Volúmenes e hidrodinámica.

Hay un registro de la variación mensual de volumen del embalse, de las aportaciones y vertidos de agua embalsada y del volumen medio de agua embalsada. Respecto al ciclo anual de 1999, el volumen medio embalsado fue de 44242490 m<sup>3</sup>. La aportación hidráulica fue de 114035290 m<sup>3</sup> y el vertido o trasvasado de 134624350 m<sup>3</sup>.

##### Tiempo de residencia

En 1999, el tiempo de residencia fue de 0,395 años y la tasa de renovación de 2,531 años<sup>-1</sup>.

##### Conexión con aguas subterráneas

No se han estudiado las conexiones con aguas subterráneas.

## **Condiciones morfológicas**

### Variación de la profundidad

En el informe del Consorcio de Aguas no aparece un registro de la variación de la profundidad del embalse.

### Cantidad, estructura y sustrato del lecho del embalse

El lecho del embalse está compuesto por areniscas, limolitas, margas y calizas arcillosas (EVE, 1991).

El Consorcio de Aguas Bilbao-Bizkaia realiza un completo análisis de sedimentos de los embalses, aplicando también diversos índices de geoacumulación, referenciados a niveles naturales en sedimentos antiguos no contaminados o nivel de fondo (Müller, 1979).

Los resultados del año 1999 para el embalse de Urrunaga son los siguientes:

Carbono total ( $\mu\text{g/g}$ )=1538

Fósforo total ( $\mu\text{g/g}$ )=17,01

Nitrógeno total ( $\mu\text{g/g}$ )=135

Hierro (mg/Kg)=52497

Manganeso (mg/Kg)=412

Cromo (mg/Kg)=15,41

Potencial redox (mvolt.)=37,85

Según los índices de geoacumulación aplicados por el Consorcio, se define a los sedimentos del embalse de Urrunaga como no contaminados o moderadamente contaminados para el hierro, manganeso y cromo.

La relación C/N de los sedimentos de Albina es de 11,37, lo que indica un leve contenido en humus (al ser la relación algo superior a 10).

### Estructura de la zona ribereña

No se tienen datos de vegetación acuática, ni ribereña. El Consorcio únicamente estima la máxima profundidad de colonización de los macrófitos acuáticos, que en el caso de Urrunaga es de 3,85 m.

## **Indicadores Biológicos**

### Composición, abundancia y biomasa del fitoplancton

El consorcio cuenta con datos de las cuatro campañas anuales del estudio del fitoplancton.

En Urrunaga hay un predominio de Bacillariofíceas (43% del total) y Cianofíceas (35 % del total), con un máximo anual en verano de 568 cel/ml.

Los valores medios anuales (cel/ml) son los siguientes:

Cianofíceas	141,44
Clorofíceas	35,96
Zigofíceas	0,15
Euglenofíceas	0,03
Crisofíceas	34,65
Bacillariofíceas	173,10
Criptofíceas	15,31
Dinofíceas	0,46

La biomasa media fitoplanctónica es de 0,60 gr/m<sup>3</sup>.

Composición, abundancia y biomasa del zooplancton (No incluido en la Directiva Marco, pero sí en el informe del Consorcio de Aguas)

Urrunaga presenta un porcentaje de 86% de Rotíferos, 8% de Cladoceros y 6% de Copepodos. El predominio zooplanctónico se corresponde a los rotíferos y el máximo se produce en invierno.

Los valores medios anuales son los siguientes:

Rotíferos	191428 ind/m <sup>3</sup>
Cladoceros	19042 ind/m <sup>3</sup>
Copepodos	13000 ind/m <sup>3</sup>

La biomasa zooplanctónica media es de 0,0754 gr/m<sup>3</sup>.

Composición, abundancia de otro tipo de flora acuática

No hay datos disponibles.

Composición, abundancia de la fauna bentónica de invertebrados

En el informe del ciclo anual de 1999 se señala que en el embalse de Urrunaga hay un predominio de los insectos a lo largo de todo el ciclo anual. Se observa la presencia de Chaobóridos y Quironómidos, a lo largo de todo el ciclo anual, y menor presencia de oligoquetos.

Composición, abundancia y estructura de edades de la fauna ictiológica

No se disponen de datos sobre la fauna ictiológica.

## **Indicadores Químicos y físico-químicos**

### Transparencia

En base a los datos de 1999 la profundidad media de visión del disco de Secchi es de 3,42 m.

### Condiciones térmicas

Presenta un ciclo de estratificación en primavera-verano y mezcla en otoño-invierno, por lo que según la clasificación de Hutchinson (1957) corresponde a un régimen monomíctico cálido.

En verano la termoclina se sitúa entre los 8 y 11 metros de profundidad y el descenso de temperatura es de 0,9 °C/metro durante la época estival.

### Condiciones de oxigenación

Durante la época de estratificación se llega a condiciones de anoxia en el hipolimnion del embalse de Urrunaga, a partir de los 15 metros de profundidad.

El Consorcio de Aguas incluye en su informe de 1999, el cálculo de la tasa de agotamiento del oxígeno hipolimnético, para el ciclo anual de 1997, que en el caso del embalse de Urrunaga es de 0,052 mg O<sub>2</sub> /cm<sup>2</sup> día, que se corresponde con un embalse de tipo eutrófico.

### Salinidad

La conductividad media del embalse de Urrunaga en 1999 es de 226 µS/cm, que corresponde a unas aguas de mineralización débil, dureza baja, con una composición iónica bicarbonatada cálcica.

### Estado de acidificación

El valor medio del pH según los datos de 1999 es de 8,066.

### Condiciones relativas a los nutrientes

Los valores medios del año 1999 se presentan a continuación.

<b>Nutrientes (mg/l)</b>	
Amoniaco (N-NH <sub>4</sub> )	0,0369
Nitrito (N-NO <sub>2</sub> )	0,0093
Nitrato (N-NO <sub>3</sub> )	0,6647
Ortofosfato (P-PO <sub>4</sub> )	0,0085
Fósforo total (P)	0,0174

Contaminantes específicos (Sustancias prioritarias u otros elementos)

El Consorcio realiza una analítica muy completa de metales pesados, pesticidas organoclorados, hidrocarburos aromáticos y policíclicos, triazinas y fenoxiacidos en los embalses que gestiona.

Sin embargo, si nos centramos en las sustancias peligrosas incluidas en la Directiva Marco como sustancias prioritarias (detalladas en la tabla siguiente) hay ciertas carencias que sería necesario subsanar.

<b>Sustancias prioritarias</b>	
<b>Compuestos orgánicos (ng/l)</b>	
Atrazina	3,59
Benceno	*
Clorobenceno	*
Diclorobenceno	*
Etilbenceno	*
Metolacloro	*
Naftaleno	3,2866
Simazina	10,65
Terbutilazina	0,00
Tolueno	*
Tributilestaño	*
1,1,1-Tricloroetano	*
Xileno	*
<b>Compuestos inorgánicos</b>	
Cianuros totales (µg/l)	0,00
Fluoruros	*
<b>Metales y metaloides</b>	
Arsénico total (µg/l)	0,2848
Cobre disuelto (mg/l)	0,0012
Cromo total disuelto (µg/l)	0,4445
Niquel disuelto (µg/l)	0,9815
Plomo disuelto (µg/l)	2,3990
Selenio disuelto (µg/l)	0,00
Zinc total (mg/l)	0,0168

\* Compuestos no analizados por el Consorcio de Aguas.

Tabla 4.2.7. Sustancias peligrosas incluidas en el Anejo 1 del Real Decreto 995/2000. Valores medios anuales durante 1999 para el embalse de Urrunaga.

<b>Otros contaminantes analizados por el Consorcio de Aguas</b>	
Metales pesados	
Hierro (mg/l)	0,83
Manganeso (mg/l)	1,21
Plaguicidas (µg/l)	0,041
Hidrocarburos aromáticos policíclicos (µg/l)	0,011

#### 4.2.3.4. Análisis trófico, biológico y estadístico

##### Modelos tróficos

Al aplicar el Índice del Estado Trófico de Shapiro-Carlson, el embalse de Urrunaga se clasifica como mesotrófico en base a la profundidad a la que deja de verse el disco de Secchi (TSI secchi=42,2) y según la concentración de fósforo total en las aguas (TSI P= 43,4); y como oligotrófico, en base a la concentración de clorofila (TSI clor=36,3).

En el caso del embalse de Urrunaga, los valores para la clasificación trófica (tabla 4.2.2.) según la OCDE (1982)son los siguientes:

PT (mg/m<sup>3</sup>)= 17,37; mesotrófico en base al valor medio de fósforo total

Chl a (mg/m<sup>3</sup>)= 2,09; en base al valor medio anual de clorofila a sería oligotrófico

Chl max (mg/m<sup>3</sup>)= 3,82; según el valor máximo medido de clorofila a, estaría dentro de la categoría oligotrófica

Secchi (m)= 3,42; si atendemos a la profundidad media de visión del disco de Secchi, el embalse sería mesotrófico.

En cuanto a la distribución probabilística de las categorías tróficas (OCDE, 1982), el embalse de Urrunaga se podría clasificar como oligotrófico y mesotrófico con una probabilidad del 45%, en base al fósforo total (Figura 4.2.5.); los valores de clorofila lo señalan como mesotrófico con un 50% de probabilidad y oligotrófico con un 40%. Si consideramos los valores máximos de clorofila (Figura 4.2.6.), Urrunaga se puede clasificar como oligotrófico con un 85% de probabilidad; mientras que considerando la profundidad de visión del disco de Secchi, sería mesotrófico en un 48% y eutrófico con un 38% de probabilidad.

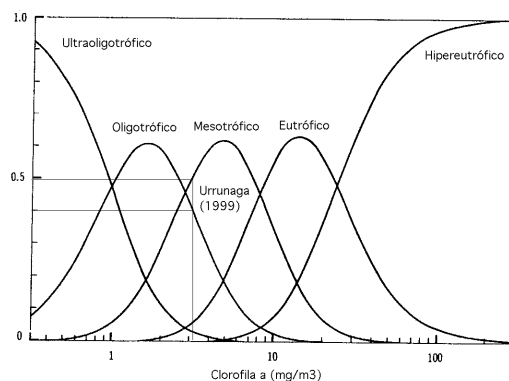
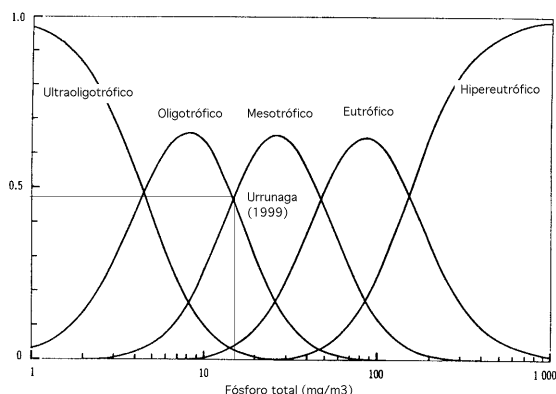


Figura 4.2.5. Distribución probabilística de las categorías tróficas en función del fósforo total y de los valores medios de clorofila (OCDE, 1982).

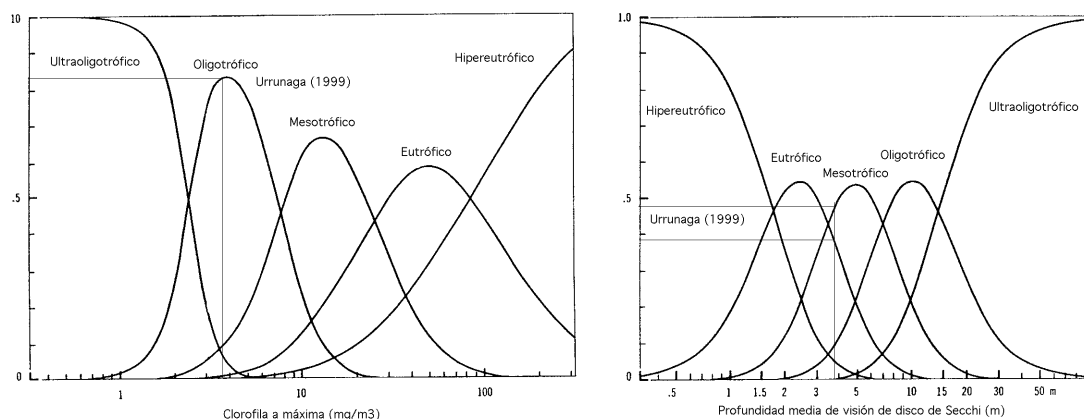


Figura 4.2.6. Distribución probabilística de categorías tróficas en función del valor máximo de clorofila y de la profundidad media de Secchi (OCDE, 1982).

El Consorcio de Aguas también aplica a sus embalses la relación entre el fósforo total en el embalse / el fósforo en los aportes, de manera que si esta relación es  $<1$ , nos indica que el fósforo no se acumula, mientras que si es  $>1$ , sí se acumula.

En el caso de Urrunaga:

P total embalse= 17,880 mg/m<sup>3</sup>

P total aportes= 74,3 mg/m<sup>3</sup>

Relación  $P_t$  embalse/  $P_t$  aportes=0,241  $<1$ , lo que indica que en este embalse el fósforo no se está acumulando y sale del sistema más fósforo del que entra.

El Consorcio de Aguas aplica el modelo empírico de Vollenweider para predecir el grado de eutrofización. En el caso de Urrunaga, este embalse se encontraría dentro de la categoría de eutrófico desde un punto de vista potencial debido a los aportes de la cuenca. La concentración de fósforo predicha por el modelo de Vollenweider (45 mg/m<sup>3</sup>) es superior a la encontrada realmente (17,37 mg/m<sup>3</sup>).

También en el informe de 1999 aparece un balance de fósforo, estimando para el embalse de Urrunaga una retención de fósforo del orden de un -42%, esto es, se produce una exportación desde este sistema.

El Consorcio de Aguas aplica el modelo de Scott y los modelos de la OCDE para predecir la carga específica de fósforo en el sistema.

En el caso de Urrunaga los resultados son los siguientes:

Carga específica de fósforo real = 1393,0 mg/m<sup>2</sup> año



Carga específica de P ( modelo de Scott)= 467,5 mg/m<sup>2</sup> año

La carga específica real supera a la carga específica según el modelo de Scott.

Carga específica de P (modelo OCDE-Clorofila)= 144,75 mg/m<sup>2</sup> año

La carga específica real supera a la carga específica según el modelo de la OCDE basado en los datos de clorofila.

Carga específica de P (modelo OCDE-Secchi)= 372,89 mg/m<sup>2</sup> año

La carga específica real supera a la carga específica según el modelo de la OCDE basado en la profundidad de visión del disco de Secchi.

Concentración media de P en el embalse = 17,88 mg/m<sup>3</sup>

Concentración predicha (modelo OCDE-Clorofila)= 4,75 mg/m<sup>3</sup>

La concentración real de P supera a la concentración de P según el modelo de la OCDE basado en los datos de clorofila.

Concentración predicha (modelo OCDE-Secchi)= 12,25 mg/m<sup>3</sup>

La concentración real de P supera a la concentración de P según el modelo de la OCDE basado en la profundidad de visión del disco de Secchi.

### **Modelos biológicos**

Si consideramos los indicadores planctónicos del grado de eutrofia (tabla 4.2.3.) el embalse de Urrunaga se considera mesotrófico, con 32 ind/l de microcrustáceos y 192 ind/l de rotíferos.

### **Modelos estadísticos multifactoriales**

En el informe “Protección de la calidad del agua en los embalses del Sistema Zadorra”, Ana Rallo, Catedrática de Biología Animal de la UPV/EHU, realiza un análisis estadístico conjunto de las variables medidas por el Consorcio desde 1984 hasta 1994, en el embalse de Urrunaga (Santa Engracia) y Ullibarri-Gamboa.

En el análisis de las componentes principales realizado con los valores medios de las variables del agua de los embalses desde 1984 hasta 1994, los dos primeros ejes resultantes por combinación de las variables explican un 48% de la variabilidad total de la muestra, y se interpretan de la siguiente forma:

I eje principal: discrimina entre los embalses Ullibarri-Gamboa (semieje negativo) y Santa Engracia (semieje positivo), salvo en los casos del año 1994 en Ullibarri-Gamboa y 1987 en Santa Engracia. Es de plaguicidas y de conductividad-alcalinidad (Ullibarri-Gamboa) por un lado, y de agotamiento del oxígeno del hipolimnion, por el otro. No muestra gradiente con el tiempo.

II eje principal: ordena los casos por el contenido en hidrocarburos, en su semieje positivo, y por la relación N/P en el negativo. Si muestra regresión significativa con el tiempo.

En el análisis de componentes principales realizado con los datos de los sedimentos de los embalses se obtuvieron dos componentes principales significativos que explican un 73,7% de la varianza. El primero es una combinación lineal de las concentraciones de manganeso y hierro junto con potencial redox, el segundo está vinculado al cromo. Por el primer eje se separan los casos según años: a partir del año 90 las muestras de ambos embalses se sitúan en el semieje negativo mientras que anteriormente se encontraban en el positivo; el segundo eje separa los embalses de Ullibarri-Gamboa (con valores siempre positivos salvo en el año 89) del de Santa Engracia.

En el análisis de la segunda componente principal se observa una separación de los dos embalses por la concentración de cromo, que es significativamente más elevada en el de Ullibarri-Gamboa.

#### **4.2.3.5. Determinación del potencial ecológico**

El embalse de Urrunaga o Santa Engracia manifiesta anoxia hipolimnética y cuenta con una población importante de cianofíceas.

La clasificación trófica lo situaría como mesotrófico, en base al fósforo total; como oligotrófico, según la clorofila y como mesotrófico, por la profundidad de visión del disco de Secchi.

Los indicadores planctónicos son indicativos de mesotrofia. Así pues, la valoración conjunta nos da un índice de 3,5 puntos, indicativo de mesotrofia y calidad moderada.

#### 4.2.4. Ullibarri-Ganboa

##### 4.2.4.1. Referencias bibliográficas / estudios realizados

Estado trófico y calidad del agua de los embalses de Ullibarri-Gamboa, Santa Engracia (Urrunaga), Albina, Zollo, Ordunte y Lekubaso. CICLO ANUAL (AÑO 1999).Memoria interna. Consorcio de Aguas Bilbao-Bizkaia. Venta Alta, marzo de 2001.

Protección de la Calidad del Agua en los embalses del Sistema Zadorra. Markiegi, X.; Rallo, A. & A. Andia. ARARTEKO. 1999.

##### 4.2.4.2. Descripción

Este embalse, localizado en los municipios de Arrazua-Ubarrundia, Elburgo y Barrundia (UTMX 531395, UTM Y 4753244) recoge las aguas del río Zadorra. Su gran extensión superficial abarca un paisaje muy diverso, la parte sur está rodeada de bordes montañosos y cerros, arbolados por quejigales y campos de cultivo de cereal y patata. En la parte norte se alternan prados con retazos de robledal, marojales y pinares de repoblación. Se asienta en una zona afectada por un clima de transición oceánico del interior, con cierta continentalidad, lo que se ve reflejado en forma de marcadas variaciones estacionales en el nivel de sus aguas.

En la península de Mendijur, al sureste del embalse existe un parque onitológico donde se crían y se reproducen numerosas especies de aves acuáticas, así como de anfibios y reptiles. Este embalse está incluido en la Red Ecológica Europea “Natura 2000”. Las colas de Mendijur y Garaio han sido además recientemente declaradas sitios Ramsar.

PARÁMETRO	
U. HIDROLOGICA	ZADORRA
AÑO CONSTRUCCION	1945
SUP. EMBALSE, Ha	1695
VOL. MAXIMO, Hm <sup>3</sup>	147
PROF. MAXIMA, m	30
LONGITUD MÁXIMA, m	11000
ANCHURA MAXIMA, m	3000
PROFUNDIDAD MEDIA, m	8,64
COTA, m	547
ALTURA DE LA PRESA, m	37
LONGITUD DE CORONACIÓN, m	521
TIPO DE PRESA	Contrafuertes
TIPO DE ALIVIADERO	Vertical
CAPACIDAD DE ALIVIADERO	570 m <sup>3</sup> /s
TIEMPO DE RESIDENCIA, años	0,787

PARÁMETRO	
FITOPLANCTON	SI*
COLOROFLA, mg Chl /m3	SI* Media (1999) 1,75 Máximo (1999) 3,88
ZOOPLANCTON	SI*
MACROINVERTEBRADOS	SI*
ANÁLISIS DEL SEDIMENTO	SI*
TRANSPARENCIA	SI*
CONDICIONES TERMICAS	SI*
OXIGENACION	SI*
SALINIDAD	SI*
ACIDIFICACION	SI*
NUTRIENTES	SI*
OTROS CONTAMINANTES	SI*

\*El Consorcio realiza 4 campañas de muestreo al año.

Tabla 4.2.8. Parámetros disponibles del embalse de Ullibarri-Garboa. Fuente: Consorcio de Aguas Bilbao-Bizkaia. Memoria del ciclo anual 1999.

#### 4.2.4.3. Diagnósis

(Los datos disponibles corresponden al informe del ciclo anual 1999, del Consorcio de Aguas Bilbao-Bizkaia)

#### **Indicadores Hidromorfológicos**

##### **Régimen hidrológico**

##### Volúmenes e hidrodinámica.

Hay un registro de la variación mensual de volumen del embalse, de las aportaciones y vertidos de agua embalsada y del volumen medio de agua embalsada. Para el año 1999, el volumen medio anual embalsado fue de 91144414 m<sup>3</sup>. La aportación hidráulica fue de 111650880 m<sup>3</sup> y el vertido o trasvasado de 99146690 m<sup>3</sup>.

##### Tiempo de residencia

En 1999, el tiempo de residencia fue de 0,786 años, y la tasa de renovación de 1,270 años<sup>-1</sup>.

##### Conexión con aguas subterráneas

No se han estudiado las conexiones con aguas subterráneas.

## **Condiciones morfológicas**

### Variación de la profundidad

En el informe del Consorcio de Aguas no aparece un registro de la variación de la profundidad del embalse.

### Cantidad, estructura y sustrato del lecho del embalse

El lecho del embalse está compuesto por margas, limolitas, margocalizas y calizas (EVE, 1991).

El Consorcio de Aguas Bilbao-Bizkaia realiza un completo análisis de sedimentos de los embalses, aplicando también diversos índices de geoacumulación, referenciados a un nivel de fondo correspondiente a sedimentos naturales no contaminados (Müller, 1979).

Los resultados del año 1999 para el embalse de Ullibarri son los siguientes:

Carbono total ( $\mu\text{g/g}$ )=2078

Fósforo total ( $\mu\text{g/g}$ )=22,44

Nitrógeno total ( $\mu\text{g/g}$ )=189

Hierro (mg/Kg)=50218

Manganeso (mg/Kg)=313

Cromo (mg/Kg)=60,35

Potencial redox (mvolt.)=30,14

Según los índices de geoacumulación aplicados por el Consorcio, se define a los sedimentos del embalse de Ullibarri-Ganboa como no contaminados o moderadamente contaminados para el hierro, manganeso y cromo.

La relación C/N de los sedimentos de Ullibarri es de 10,99, lo que indica un bajo contenido en humus (al ser la relación similar a 10).

### Estructura de la zona ribereña

No se tienen datos de vegetación acuática, ni ribereña. El Consorcio únicamente estima la máxima profundidad de colonización de los macrófitos acuáticos, que en el caso de Ullibarri es de 5,30 m.

## **Indicadores Biológicos**

### Composición, abundancia y biomasa del fitoplancton

El consorcio cuenta con datos de las cuatro campañas anuales del estudio del fitoplancton.

En Ullibarri-Ganboa se produce un máximo de 584 cel/ml en verano, representando un 88% del total los grupos de Cianofíceas y Bacillariofíceas, predominio que se mantiene durante todo el año.

Los valores medios anuales (cel/ml) son los siguientes:

Cianofíceas	191,78
Clorofíceas	21,31
Zigofíceas	0,22
Euglenofíceas	0,05
Crisofíceas	27,74
Bacillariofíceas	123,82
Criptofíceas	13,22
Dinofíceas	0,56

La biomasa media fitoplanctónica es de 0,51 gr/m<sup>3</sup>.

Composición, abundancia y biomasa del zooplancton (No incluido en la Directiva Marco, pero sí en el informe del Consorcio de Aguas)

Ullibarri presenta un porcentaje de 87% de Rotíferos, 8% de Cladoceros y 5% de Copepodos. El predominio zooplanctónico se corresponde a los rotíferos y el máximo se produce durante la temporada invierno-primavera.

Los valores medios anuales son los siguientes:

Rotíferos	165714 ind/m <sup>3</sup>
Cladoceros	16114 ind/m <sup>3</sup>
Copepodos	9371 ind/m <sup>3</sup>

La biomasa zooplanctónica media anual es de 0,0446 gr/m<sup>3</sup>.

Composición, abundancia de otro tipo de flora acuática

No hay datos disponibles.

Composición, abundancia de la fauna bentónica de invertebrados

En el informe del ciclo anual de 1999 se señala que en el embalse de Ullibarri-Ganboa hay un predominio del grupo de los insectos (Dipteros) a lo largo de todo el ciclo anual. También hay oligoquetos, pero predominan Quironómidos y Chaobóridos.

Composición, abundancia y estructura de edades de la fauna ictiológica

No se disponen de datos sobre la fauna ictiológica.

## **Indicadores Químicos y físico-químicos**

### Transparencia

En base a los datos de 1999 la profundidad media de visión del disco de Secchi es de 5,77 m.

### Condiciones térmicas

Presenta un ciclo de estratificación en primavera-verano y mezcla en otoño-invierno, por lo que según la clasificación de Hutchinson (1957) corresponde a un régimen monomítico cálido.

En verano la termoclina se sitúa entre los 13 y 15 metros de profundidad y el descenso de temperatura es de 1,20 °C/metro durante la época estival.

### Condiciones de oxigenación

Durante la época de estratificación se llega a condiciones de anoxia en el hipolimnion del embalse de Ullibarri-Ganboa, a partir de los 18 metros de profundidad.

El Consorcio de Aguas incluye en su informe de 1999, el cálculo de la tasa de agotamiento del oxígeno hipolimnético, para el ciclo anual de 1997, que en el caso del embalse de Ullibarri-Ganboa es de 0,055 mg O<sub>2</sub> /cm<sup>2</sup> día, que se corresponde a un embalse de tipo eutrófico.

### Salinidad

La conductividad media del embalse de Ullibarri en 1999 es de 300 µS/cm, que corresponde a unas aguas de mineralización débil, dureza baja, con una composición iónica bicarbonatada cálcica.

### Estado de acidificación

El valor medio del pH según los datos de 1999 es de 8,196.

### Condiciones relativas a los nutrientes

Los valores medios del año 1999 se presentan a continuación.

<b>Nutrientes (mg/l)</b>	
Amoniaco (N-NH <sub>4</sub> )	0,0358
Nitrito (N-NO <sub>2</sub> )	0,0109
Nitrato (N-NO <sub>3</sub> )	1,1050
Ortofosfato (P-PO <sub>4</sub> )	0,0047
Fósforo total (P)	0,0129

Contaminantes específicos (Sustancias prioritarias u otros elementos)

El Consorcio de Aguas Bilbao-Bizkaia realiza una analítica muy completa de metales pesados, pesticidas organoclorados, hidrocarburos aromáticos y policíclicos, triazinas y fenoxiacidos en los embalses que gestiona.

Sin embargo, si nos centramos en las sustancias peligrosas incluidas en la Directiva Marco como sustancias prioritarias (detalladas en la tabla siguiente) hay ciertas carencias que sería necesario subsanar.

<b>Sustancias prioritarias</b>	
<b>Compuestos orgánicos (ng/l)</b>	
Atrazina	7,75
Benceno	0,00
Clorobenceno	*
Diclorobenceno	*
Etilbenceno	*
Metolacoloro	*
Naftaleno	3,9
Simazina	0,00
Terbutilazina	0,00
Tolueno	*
Tributilestaño	*
1,1,1-Tricloroetano	*
Xileno	*
<b>Compuestos inorgánicos</b>	
Cianuros totales (µg/l)	0,00
Fluoruros	*
<b>Metales y metaloides</b>	
Arsénico total (µg/l)	0,4195
Cobre disuelto (mg/l)	0,0012
Cromo total disuelto (µg/l)	0,6346
Niquel disuelto (µg/l)	0,8253
Plomo disuelto (µg/l)	3,6883
Selenio disuelto (µg/l)	0,00
Zinc total (mg/l)	0,0185

\* Compuestos no analizados por el Consorcio de Aguas.

Tabla 4.2.9. Sustancias peligrosas incluidas en el Anejo 1 del Real Decreto 995/2000. Valores medios anuales durante 1999 para el embalse de Ullibarri-Ganboa.

<b>Otros contaminantes analizados por el Consorcio de Aguas</b>	
Metales pesados	
Hierro (mg/l)	0,28
Manganeso (mg/l)	0,75
Plaguicidas (µg/l)	0,030
Hidrocarburos aromáticos policíclicos (µg/l)	0,025



#### 4.2.4.4. Análisis trófico, biológico y estadístico

##### Modelos tróficos

Al aplicar el Índice del Estado Trófico de Shapiro-Carlson, el embalse de Ullibarri se clasifica como oligotrófico en base a la profundidad a la que deja de verse el disco de Secchi (TSI secchi=34,7), según la concentración de fósforo total en las aguas (TSI P=39,2); y en base a la concentración de clorofila (TSI clor=36,0).

En el caso del embalse de Ullibarri-Ganboa, los valores para la clasificación trófica (tabla 4.2.2.) según la OCDE (1982) son los siguientes:

PT (mg/m<sup>3</sup>)= 12,99; mesotrófico en base al valor medio de fósforo total

Chl a (mg/m<sup>3</sup>)= 2,07; en base al valor medio anual de clorofila a sería oligotrófico

Chl max (mg/m<sup>3</sup>)= 3,88; según el valor máximo medido de clorofila a, estaría dentro de la categoría oligotrófica

Secchi (m)= 5,77; si atendemos a la profundidad media de visión del disco de Secchi, el embalse sería mesotrófico.

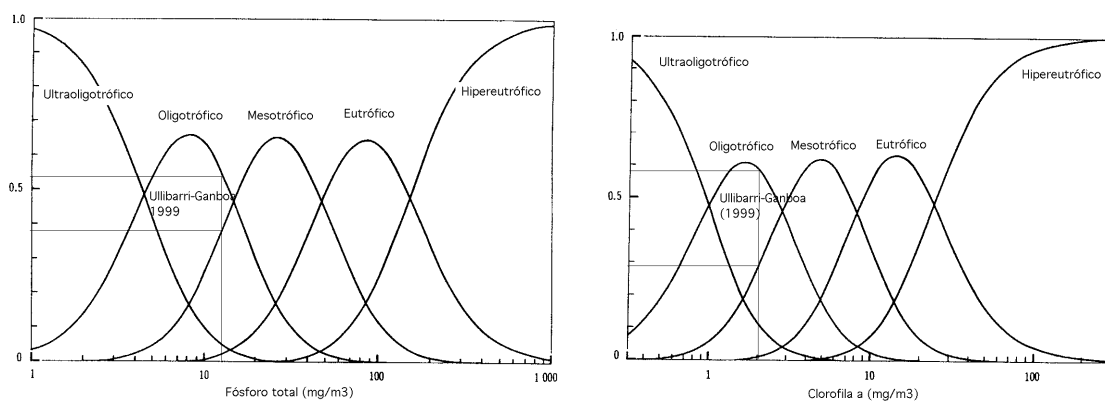


Figura 4.2.7. Distribución probabilística de categorías tróficas en función del fósforo total y de los valores medios de clorofila (OCDE, 1982).

La clasificación basada en límites abiertos (OCDE, 1982), refleja para el fósforo total un 54% de probabilidad de que Ullibarri-Ganboa sea oligotrófico y un 38% de que sea mesotrófico (Figura 4.2.7.); si consideramos el valor medio de clorofila, hay un 58% de probabilidad de que el embalse sea oligotrófico y un 28% de que sea mesotrófico. Para el valor máximo de clorofila, Ullibarri-Ganboa es oligotrófico en un 85% de probabilidad (Figura 4.2.8.) y si consideramos la profundidad de visión de Secchi, sería con un 52% mesotrófico y con una probabilidad del 31% oligotrófico.

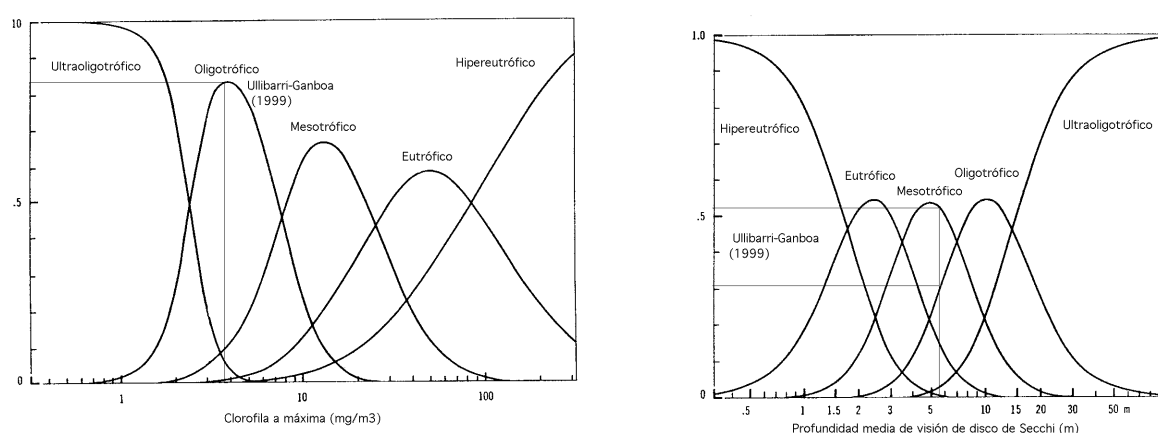


Figura 4.2.8. Distribución probabilística de categorías tróficas en función del valor máximo de clorofila y de la profundidad media de Secchi (OCDE, 1982).

El Consorcio de Aguas también aplica a sus embalses la relación entre el fósforo total en el embalse / el fósforo en los aportes, de manera que si esta relación es  $<1$ , nos indica que el fósforo no se acumula, mientras que si es  $>1$ , sí se acumula.

En el caso de Ullibarri-Ganboa:

P total embalse= 12,992 mg/m<sup>3</sup>

P total aportes= 388,3 mg/m<sup>3</sup>

Relación  $P_t$  embalse/  $P_t$  aportes=0,033  $<1$ , lo que indica que en este embalse el fósforo no se está acumulando.

El Consorcio de Aguas aplica el modelo empírico de Vollenweider para predecir el grado de eutrofización. En el caso de Ullibarri, este embalse se encontraría dentro de la categoría de eutrófico desde un punto de vista potencial debido a los aportes de la cuenca.

La concentración de fósforo predicha según el modelo de Vollenweider (206,55 mg/m<sup>3</sup>) es bastante superior a la hallada realmente (12,99 mg/m<sup>3</sup>).

También en el informe de 1999 aparece un balance de fósforo, estimando para el embalse de Ullibarri-Ganboa una retención de fósforo del orden de un 96%, por lo que este embalse retiene prácticamente todo el fósforo que le entra.

El Consorcio de Aguas aplica el modelo de Scott y los modelos de la OCDE para predecir la carga específica de fósforo en el sistema.

En el caso de Ullibarri-Ganboa los datos son los siguientes:

Carga específica de fósforo real = 3888,1 mg/m<sup>2</sup> año

Carga específica de P ( modelo de Scott)= 227,1 mg/m<sup>2</sup> año

La carga específica real supera a la carga específica según el modelo de Scott.

Carga específica de P (modelo OCDE-Clorofila)= 86,40 mg/m<sup>2</sup> año

La carga específica real supera a la carga específica según el modelo de la OCDE basado en los datos de clorofila.

Carga específica de P (modelo OCDE-Secchi)= 53,74 mg/m<sup>2</sup> año

La carga específica real supera a la carga específica según el modelo de la OCDE basado en la profundidad de visión del disco de Secchi.

Concentración media de P en el embalse = 12,99 mg/m<sup>3</sup>

Concentración predicha (modelo OCDE-Clorofila)= 4,59 mg/m<sup>3</sup>

La concentración real de P supera a la concentración de P según el modelo de la OCDE basado en los datos de clorofila.

Concentración predicha (modelo OCDE-Secchi)= 2,85 mg/m<sup>3</sup>

La concentración real de P supera a la concentración de P según el modelo de la OCDE basado en la profundidad de visión del disco de Secchi.

### **Modelos biológicos**

Si consideramos los indicadores planctónicos del grado de eutrofia (tabla 4.2.3.) el embalse de Ullibarri-Ganboa se considera mesotrófico, con 25 ind/l de microcrustáceos y 166 ind/l de rotíferos.

### **Modelos estadísticos multifactoriales**

Los comentarios a esta apartado son los mismos que se incluyen en el embalse de Santa Engracia (Urrunaga) ya que el tratamiento estadístico que se describe es conjunto para estos dos embalses.

#### **4.2.4.5. Determinación del potencial ecológico**

El embalse de Ullibarri-Gamboa presenta anoxia hipolimnética y una población importante de cianofíceas.

En cuanto a la estimación de su estado trófico, en base al fósforo total se considera mesotrófico, en base a la clorofila, como oligotrófico y como mesotrófico, por la profundidad de visión del disco de Secchi. Los indicadores planctónicos, señalan a este embalse como mesotrófico.

En resumen, la valoración indica un índice de 3,5, indicativo de mesotrofia y calidad moderada.

### 4.3 Cuadro resumen del Potencial Ecológico de los embalses

En el apartado 2 se detalla la metodología utilizada para la determinación del potencial ecológico. Se ha creado un índice específicamente para este trabajo en el que se valoran la presencia de anoxia, la existencia de cianofíceas y la clasificación del embalse según los indicadores planctónicos, el fósforo, la clorofila y el disco de Secchi.

A continuación se muestran los resultados obtenidos para los embalses tanto de la vertiente cantábrica como la del Ebro:

	Anoxia	Cianofíceas	Estado trófico				Puntuación total	Potencial ecológico
			Indicadores Planctónicos	P	Chl a	S		
<b>VERTIENTE CANTÁBRICA</b>								
AÑARBE	1	0	0,5	0,5	0	0,5	2,5	Moderado
ARRIARAN	1	0	0,5	1	0	0,5	3	Moderado
LAREO	1	0	1,5	0,5	0	0,5	3,5	Moderado
TROYA	0	0	1,5	0,5	0,5	1,5	4	Moderado*
BARRENDIOLA	0	1	1,5	0,5	0	0,5	3,5	Moderado
IBIAEDER	1	1	0	1	0	0,5	3,5	Moderado
URTATZA	0	0	0,5	0	0	1,5	2	Moderado
URKULU	1	1	0,5	0,5	0	0,5	3,5	Moderado
AIXOLA	1	0	1	1	0,5	0,5	4	Moderado
GOROSTIZA	1	1	1	1	0,5	1	5,5	Deficiente
LEKUBASO	1	0	0,5	1	0	1	3,5	Moderado
MAROÑO	1	1	0,5	1	1	1	5,5	Deficiente
OIOLA	1	1	0	1	0,5	1	4,5	Moderado
ZOLLO	1	1	0,5	1	0	0,5	4	Moderado
<b>VERTIENTE DEL EBRO</b>								
GORBEA II	0	0	0	-	0	0,5	0,5	Bueno
ALBINA	1	1	0,5	0,5	0	1	4,0	Moderado
URRUNAGA	1	1	0,5	0,5	0	0,5	3,5	Moderado
ULLIBARRI	1	1	0,5	0,5	0	0,5	3,5	Moderado

Tabla 4.3.1. Potencial ecológico de los embalses estudiados

\* Según los indicadores establecidos para el cálculo del potencial ecológico Troya se clasifica con un potencial moderado. Sin embargo, no se puede realizar la clasificación del potencial ecológico teniendo en cuenta únicamente estos parámetros; hay que señalar que se trata de una balsa de decantación minera con elevada turbidez y presencia de minerales que pueden interaccionar con el desarrollo planctónico, por lo que teniendo una visión global el potencial ecológico se clasificaría como malo.

## 5. Propuesta de tipificación

Para realizar la tipificación de los embalses se han utilizado los descriptores para lagos, ya que es la masa de agua superficial que más se asemeja a los embalses. Esto se ha realizado de esta manera debido a que la Directiva Marco establece que la tipificación se realizará en función de los descriptores correspondientes a cualquiera de las categorías de aguas superficiales que más se parezca a la masa de agua artificial de que se trate.

A su vez, la tipificación se puede realizar mediante dos Sistemas: A y B. El sistema A es un método general y único para las masas de agua europeas; en cambio, en el Sistema B se realiza específicamente en cada zona atendiendo a una serie de factores obligatorios y optativos. En nuestro caso se ha optado por el Sistema A, ya que dado el reducido número de embalses, se cree más viable realizarlo de dicho modo.

En el Sistema A se clasifican en primer lugar los embalses en la región ecológica correspondiente según indica el Mapa A del Anexo XI: Región Ibérico-Macaronésica. Posteriormente se definen los tipos en función de los descriptores utilizados.

A continuación se muestran los tipos que se definirían según el sistema A:

Sistema A	
Tipología fijada	Descriptores
Región ecológica	Región Ibérico-Macaronésica
TIPO	<b>Tipología en función de la altitud</b> Alto: > 800 m Altura media: 200 - 800 m Tierras bajas: < 200 m
	<b>Tipología según la profundidad media</b> Poco profundo: < 3 m Prof media: 3 a 15 m Profundo: >15 m
	<b>Tipología según la superficie del lago</b> Pequeño: 0,5 a 1 km <sup>2</sup> Mediano: 1 a 10 km <sup>2</sup> Grande: 10 a 100 km <sup>2</sup> Muy Grande: >100 km <sup>2</sup>
	<b>Tipología según la geología</b> Calcáreo Silíceo Orgánico

Tabla 5.1. Tipología definida para lagos según el Sistema A de la Directiva Marco.

Hay que tener en cuenta que gran parte de los embalses de la CAPV presentan una superficie inferior al rango mínimo establecido ( $<0,5 \text{ km}^2$ ), por ello existe una nueva categoría que se califica como “muy pequeño”.

## 5.1 Embalses de la vertiente cantábrica

En la vertiente cantábrica de la CAPV se ha descrito un total de 14 embalses. De ellos, 9 se encuentran en Gipuzkoa, 4 en Bizkaia y 1 en Alava. Por Unidades Hidrológicas, hay embalses en todas las Unidades Hidrológicas de Gipuzkoa excepto en la del Oiartzun y Bidasoa. En cuanto a las de Bizkaia, sólo se han descrito 5 embalses de la Unidad Hidrológica Ibaizabal.

De los embalses de la cuenca cantábrica, la mayor parte corresponde a embalses de abastecimiento a la población, y en algún caso suelta de “caudales ecológicos”. En Gipuzkoa, a excepción del de Troya, todos son de abastecimiento a la población. Los de Bizkaia se emplean para abastecimiento a la población salvo el embalse de Gorostiza, con uso industrial.

Se trata de pequeños embalses en líneas generales. Los mayores embalses de esta zona se encuentran en Gipuzkoa. En primer lugar destaca el del Añarbe, que sirve al área de Donostialdea. Pese a ser el mayor, su volumen es relativamente modesto ( $43,65 \text{ Hm}^3$ ) si lo comparamos con el embalse de Ullibarri-Gamboa, que triplica su volumen. El siguiente en volumen es el de Ibai-Eder, con  $11,32 \text{ Hm}^3$ ). En el extremo contrario se encuentra el de Lekubaso, con  $0,16 \text{ Hm}^3$ .

Como particularidad cabe destacar el embalse de la Troya. Se trata de una balsa de estériles aunque con el tratamiento de Gran Presa. Pese a que la altura de la pantalla es considerable, en su mayor parte se encuentra rellena de los estériles de rechazo de la mina homónima, y apenas tiene una profundidad máxima de 4 m.

Por lo que se refiere a la titularidad, en Gipuzkoa opera el Consorcio de Aguas de Gipuzkoa, que gestiona los embalses de Aixola, Arriaran, Barrendiola, Ibaieder, Lareo y Urkulu. El de Añarbe es gestionado por la Mancomunidad de Aguas del Añarbe. Troya y Urtatza son privados.

En Alava, el embalse de Maroño es gestionado por el Consorcio Kantauriko Urkidetza.

En cuanto a Bizkaia, el embalse de Gorostiza es de una empresa privada. Oiola pertenece al Ayuntamiento de Barakaldo. Finalmente, los de Lekubaso y Zollo pertenecen al Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia.

Los resultados de la tipificación de los embalses de la vertiente cantábrica según el Sistema A son los siguientes:

**Tipo C1: Aixola, Arriaran, Ibaieder**, se trata de embalses situados a una altitud media, profundos, de superficie muy pequeña y una geología de tipo calizo.

**Tipo C2: Lareo, Maroño, Oiola, Troya, Zollo** se trata de embalses situados a una altitud media, con una profundidad media de tipo intermedio, de superficie muy pequeña y una geología de tipo calizo. En el caso de Troya está estimada una capacidad de  $1 \text{ Hm}^3$ , se estima que  $0,7 \text{ Hm}^3$  están ocupados por los sedimentos de la mina y  $0,3 \text{ Hm}^3$  por agua, para el cálculo de la profundidad media se ha utilizado este último dato, aunque de todas formas el resultado es mayor de lo esperado (8,3 m).



**Tipo C3: Añarbe**, se trata de un embalse situado a una altitud baja, profundo, de una superficie media y una geología de tipo silíceo.

**Tipo C4: Urkulu**, se trata de un embalse situado a una altitud media, profundo, de superficie pequeña y una geología de tipo calizo.

**Tipo C5: Urtatza**, se trata de un embalse situado a una altitud media, con una profundidad media de tipo intermedio, de superficie muy pequeña y una geología de tipo silíceo.

**Tipo C6: Barrendiola**, se trata de un embalse situado a una altitud media, profundo, de superficie muy pequeña y una geología de tipo silíceo.

**Tipo C7: Gorostiza, Lekubaso** se trata de embalses situados a una altitud baja, con una profundidad media de tipo intermedio, de superficie muy pequeña y una geología de tipo calizo.

S. ARTIFIC.	REGIÓN ECOLÓGICA IBÉRICO-MACARONÉSICA							
	Tipología según la altitud		Tipología según la profundidad media		Tipología según la superficie		Geología	
<b>(E) Embalses</b>								
<b>AIXOLA</b>	309 m	Altura media	16,5 m	Profundo	0,16 km <sup>2</sup>	Muy pequeño	Calizas impuras y calcarenitas	Calizo
<b>AÑARBE</b>	160 m	Tierras bajas	21,7 m	Profundo	2,01 km <sup>2</sup>	Medio	Pizarras	Silíceo
<b>ARRIARAN</b>	285 m	Altura media	17,7 m	Profundo	0,18 km <sup>2</sup>	Muy pequeño	Margas	Calizo
<b>BARRENDIOLA</b>	542 m	Altura media	22 m	Profundo	0,10 km <sup>2</sup>	Muy pequeño	Detríticos alternantes, areniscas	Silíceo
<b>GOROSTIZA</b>	31 m	Tierras bajas	4,7 m	Medio	0,30 km <sup>2</sup>	Muy pequeño	Detríticos alternantes, areniscas	Calizo
<b>IBAIEDER</b>	223 m	Altura media	25,7 m	Profundo	0,44 km <sup>2</sup>	Muy pequeño	Detríticos alternantes, margas	Calizo
<b>LAREO</b>	741 m	Altura media	11,6 m	Medio	0,2 km <sup>2</sup>	Muy pequeño	Alternancia margocalizas, margas, calizas y calcarenitas	Calizo
<b>LEKUBASO</b>	117 m	Tierras bajas	7,3	Medio	0,02 km <sup>2</sup>	Muy pequeño	Detríticos alternantes, limonitas, calizas	Calizo
<b>MAROÑO</b>	315 m	Altura media	9,2 m	Medio	0,27 km <sup>2</sup>	Muy pequeño	Alternancia margocalizas, margas, calizas y calcarenitas. Calizas impuras	Calizo

S. ARTIFIC.	REGIÓN ECOLÓGICA IBÉRICO-MACARONÉSICA							
	Tipología según la altitud		Tipología según la profundidad media		Tipología según la superficie		Geología	
<b>(E) Embalses</b>								
<b>OIOLA</b>	308 m	Altura media	9,6 m	Medio	0,09 km <sup>2</sup>	Muy pequeño	Detríticos alternantes, calizas, depósitos superficiales	Calizo
<b>TROYA</b>	270 m	Altura media	8,3 m	Medio	0,036 km <sup>2</sup>	Muy pequeño	Detríticos alternantes	Calizo
<b>URKULU</b>	334 m	Altura media	20 m	Profundo	0,54 km <sup>2</sup>	Pequeño	Pizarras, calizas impuras y calcarenitas	Calizo
<b>URTATZA</b>	475 m	Altura media	12 m	Medio	0,05 km <sup>2</sup>	Muy pequeño	Detríticos alternantes, areniscas	Silíceo
<b>ZOLLO</b>	235 m	Altura media	11 m	Medio	0,03 km <sup>2</sup>	Muy pequeño	Detríticos alternantes, areniscas	Calizo

## CARACTERÍSTICAS DE LOS TIPOS DE EMBALSES DE LA VERTIENTE CANTÁBRICA

	AÑARBE	ARRIARAN	LAREO	TROYA	BARREND.	I-E	URTATZ	URKULU	AIXOLA	GOROSTIZ	LEKU BASO	MAROÑ	OIOLA	ZOLLO
<b>INDICADORES HIDROMORFOLÓGICOS</b>														
Volumen max., Hm3	43.65	3.2	2.33	--	2.2	11.32	6	10.8	2.64	1.4	0.22	2.5	0.87	--
Prof. Max., m	65	42	26	32	38	55	6	10.8	44	17	--	--	30	--
Prof. Relativa, Zr %	8.17	1.58	1.03	0.05	1.08	3.23	--	2.42	1.58	0.83	--	--	--	--
Desarrollo volumen, Dv	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Coef. Conicidad, z:Zm														
% cuenca ocupado por embalse	0.32	0.6	0.36	¿	0.51	0.70	¿	0.35	0.49	0.76	¿	¿	¿	¿
<b>INDICADORES BIOLÓGICOS</b>														
Grupo dominante del fitoplancton (densidad media, cel/ml)	Dinoflageladas (---)	Diatomeas (5000)	Diatomeas (780)	Clorofíceas (474)	Clorofíceas (1700)	Diatomeas (7242)	Diatomeas (42)	Clorofíceas (750)	Diatomeas (3810)	Clorofíceas (18504)	Diatomeas (352)	Cianofíceas (8800)	Cianofíceas (20900)	Diatomeas (182)
Media anual de clorofila a, mgChl/m3	2.28	1.7	2.07	2.5	0.9	1.4	--	0.77	4.4	5.8	1.4	3.6	3	1.1
Máximo anual de clorofila a, mgChl/m3	9	3,3	14.4	3.2	2.8	7.3	1	1.52	19.6	17.8	3.4	13.7	11.8	3
Grupo dominante del zooplancton (densidad media, ind/l)	R. (---)	R.(170)	R.(450)	Cop.(39)	R.(270)	R(150)	Cop.(1)	R.(340)	Cl.(80)	R.(93)	--	R.(362)	R.(47)	--
<b>INDICADORES FÍSICO - QUÍMICOS</b>														
Prof. Secchi, m	5.8	5.3	5.2	0.6	4.2	4.6	1	5.1	2.9	2.3	1.8	3.1	1.7	2.5
Condiciones térmicas	Monomítico cálido	M-C	M-C	M-C	M-C	M-C	M-C	M-C	M-C	M-C	M-C	M-C	M-C	M-C
Condiciones de anoxia	Ocasional	Por debajo de 18 m	<16	No	No	<34	No	<25	<35	<8	Sí	<7	<15	Sí
Conductividad, µS/cm	65	280	137	1750	100	223	50	210	234	276	309	450	296	147
Composición iónica	B-C	B-C	B-C	B-C	B-C	B-C	B-C	B-C	B-C	B-C	B-C	B-C	B-C	B-C
PH	7.0	8.2	8.3	7.6	7.8	8.2	7	8.3	8.2	7.6	7.7	7.6	7.7	7.3
mg NH4/l	--	2.52	0.07	0.13	0.04	0.05	0.012	0.03	0.13	-	0.35	-	-	0.3
mg NO2/l	--	--	--	--	--	--	--	--	--	0.2	0.03	0.03	0.02	0.03
mg NO3/l	--	7.3	0.92	--	2.2	3.7	1.9	2.04	1.62	4.9	0.88	7.99	5.2	0.88
mg PO4/l	--	--	--	--	--	--	ND	--	--	--	0.05	--	--	0.03
Mg PT/l	0.025	0.04	0.04	0.02	0.03	0.04	ND	0.04	0.05	0.18	0.12	0.59	0.2	0.06
Estado trófico	O-M	M	M	M	M	ME	OM	M	ME	E	M	ME	ME	E
Potencial ecológico	Moderado	Moderado	Moderado	Malo	Moderado	Moder.	Moder.	Moderad.	Moderad.	Deficiente	Moder.	Defic.	Defic.	Defic.

Composición iónica  
B-C: Bicarbonatado Cálcico

Zooplancton  
R: Rotíferos  
Cop: Copépodos  
Cl: Cladóceros

Estado trófico:  
O-M: Oligomesotrófico  
M: Mesotrófico  
E: Eutrófico

## 5.2 Embalses de la cuenca del Ebro

Los llamados embalses de la cuenca del Zadorra comprenden los pantanos de Ullibarri-Ganboa, Urrunaga o Santa Engracia y Albina. Los dos primeros fueron construidos en 1957 y se encuentran unidos entre sí por una galería de 3551 m de largo por 2 m de diámetro, con una capacidad de trasvase en ambos sentidos de 8 m<sup>3</sup>/s. Ambos se ubican en la Llanada Alavesa a 547 m de altitud, ocupando Ullibarri-Ganboa una extensión de 1489 ha, casi el doble de la superficie que ocupa Santa Engracia, 785 ha. El embalse de Albina, aunque está situado en la cuenca del Zadorra, presenta unas características físicas y funcionales diferentes, ya que está ubicado en las faldas del puerto de Kruzeta, a una cota algo superior que los anteriores (592 m), su tamaño es de tan solo 50 ha y se utiliza para el abastecimiento de la población de forma ocasional.

Estos embalses se crearon con el fin de atender la demanda de agua por parte de la población y de la industria; los entes abastecedores son el Consorcio de Aguas Bilbao-Bizkaia y AMVISA. Para la primera, el Consorcio tiene instalada una captación en el embalse de Urrunaga o Santa Engracia, que trasvasa el agua hasta el embalse de Undurraga (cuenca del río Arratia) en Zeanuri, pasando por la central hidroeléctrica de Barazar, cuya concesión pertenece a Iberdrola. Posteriormente, las aguas vertidas en la presa de Undurraga son transportadas hasta la depuradora de Venta Alta (Arrigorriaga) y distribuidas a la población e industria de 34 municipios de Bizkaia. La segunda concesión pertenece a AMVISA y garantiza el abastecimiento de Vitoria-Gasteiz mediante una toma del embalse de Ullibarri-Gamboa.

En el entorno del Parque Natural de Gorbeia se encuentran dos pequeños embalses en el arroyo Subialde: Gorbeia I y Gorbeia II. Son gestionados por AMVISA y de ellos parte una conducción de unos 15 Km de recorrido que inyecta agua directamente en el anillo periférico de la red de abastecimiento de Vitoria-Gasteiz, aunque normalmente no se utiliza. Son pequeñas instalaciones de almacenaje utilizadas en el suministro a Zigoitia.

Podemos diferenciar en la cuenca del Ebro cuatro tipos de embalses según el sistema A de clasificación de la Directiva Marco, siendo el elemento diferenciador el área superficial del sistema.

**Tipo E1: Gorbea II**, que corresponde a un embalse situado a una altitud media, con una profundidad media de tipo intermedio, de muy pequeña superficie y sobre un sustrato compuesto por areniscas, limolitas, calizas margosas y calcarenitas.

**Tipo E2: Albina**, que corresponde a un embalse situado a una altitud media, con una profundidad media de tipo intermedio, de pequeña superficie y sobre un sustrato compuesto principalmente por areniscas y limolitas.

**Tipo E3: Urrunaga o Santa Engracia**, que corresponde a un embalse situado a una altitud media, con una profundidad media de tipo intermedio, de superficie media y sobre un sustrato compuesto por areniscas, limolitas, margas y calizas arcillosas.

**Tipo E4: Ullibarri-Ganboa**, que corresponde a un embalse situado a una altitud media, con una profundidad media de tipo intermedio, de gran superficie y sobre un sustrato compuesto por margas, limolitas, margocalizas y calizas.

S. ARTIFICIALES	REGIÓN ECOLÓGICA IBÉRICO-MACARONÉSICA							
	Tipología según la altitud		Tipología según la profundidad media		Tipología según la superficie		Geología	
<b>(E) Embalses</b>								
<b>GORBEA II</b>	634 m	Altura media	5 m	Medio	0,02 Km <sup>2</sup>	Muy pequeño	Areniscas, limolitas, calizas margosas, calcarenitas	Mixto (silíceo y calcáreo)
<b>ALBINA</b>	592 m	Altura media	9,07 m	Medio	0,54 Km <sup>2</sup>	Pequeño	Areniscas, limolitas	Silíceo
<b>URRUNAGA-SANTA ENGRACIA</b>	547 m	Altura media	8,26 m	Medio	8,69 Km <sup>2</sup>	Medio	Areniscas, limolitas, margas y calizas arcillosas	Mixto (silíceo y calcáreo)
<b>ULLIBARRI-GANBOA</b>	547 m	Altura media	8,64 m	Medio	16,95 Km <sup>2</sup>	Grande	Margas, limolitas, margocalizas y calizas	Mixto (silíceo y calcáreo)

Tabla 5.2.1. Clasificación de los embalses de la cuenca del Ebro según la tipología del sistema A de la Directiva Marco

	E1. GORBEA II	E2. ALBINA	E3. URRUNAGA	E4. ULLIBARRI-GANBOA
<b>INDICADORES HIDROMORFOLÓGICOS</b>				
Volumen max., Hm <sup>3</sup>	0,05	4,9	71,8	146,4
Prof. Max., m	8,5	22	30	30
Prof. Relativa, Zr %	5,33	2,65	0,90	0,65
Desarrollo volumen, Dv	1,76	1,24	0,83	0,86
Coef. Conicidad, z:Zm	0,59	0,41	0,28	0,29
% cuenca ocupado por embalse	0,2	5	7,2	6,2
<b>INDICADORES BIOLÓGICOS</b>				
Grupo dominante del fitoplancton (densidad media, cel/ml)	Diatomeas (454,2)	Cianofíceas (538,54)	Diatomeas (173,10)	Cianofíceas (191,78)
Media anual de clorofila a, mgChl/m <sup>3</sup>	1,24	1,67	1,80	1,75
Máximo anual de clorofila a, mgChl/m <sup>3</sup>	3,08	3,89	3,82	3,88
Grupo dominante del zooplancton (densidad media, ind/m <sup>3</sup> )	Rotíferos (1804)	Rotíferos (145714)	Rotíferos (191428)	Rotíferos (165714)
<b>INDICADORES FÍSICO - QUÍMICOS</b>				
Prof. Secchi, m	3,5	2,39	3,42	5,77
Condiciones térmicas	Monomíctico cálido	Monomíctico cálido	Monomíctico cálido	Monomíctico cálido

	<b>E1. GORBEAII</b>	<b>E2. ALBINA</b>	<b>E3. URRUNAGA</b>	<b>E4. ULLIBARRI-GANBOA</b>
<b>Condiciones de oxigenación</b>	No hay anoxia	Anoxia hipolimnética por debajo de 11 m	Anoxia hipolimnética por debajo de 15 m	Anoxia hipolimnética por debajo de 18 m
<b>Conductividad, <math>\mu\text{S}/\text{cm}</math></b>	224,5	102	226	300
<b>Composición iónica</b>	Bicarbonatadas cálcicas	Bicarbonatadas cálcicas	Bicarbonatadas cálcicas	Bicarbonatadas cálcicas
<b>pH</b>	7,86	7,69	8,06	8,19
<b>mg N-NH<sub>4</sub>/l</b>	<0,1	0,0565	0,0369	0,0358
<b>mg N-NO<sub>2</sub>/l</b>	<0,003	0,0018	0,0093	0,0109
<b>mg N-NO<sub>3</sub>/l</b>	0,31	0,1378	0,6647	1,1050
<b>mg P-PO<sub>4</sub>/l</b>	<0,002	0,0068	0,0085	0,0047
<b>mg PT/l</b>	<0,05	0,0152	0,0174	0,0129
<b>Potencial Ecológico</b>	Bueno-superior	Moderado	Moderado	Moderado
<b>Estado trófico</b>	Oligo-mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico

Tabla 5.2.2. Características de los tipos de embalses de la vertiente del Ebro

## 6. Grado general de cumplimiento de la Directiva

La Directiva Marco propone una serie de controles con el objetivo de disponer de una información suficiente para conocer el estado en que se encuentran las masas de agua superficiales y a partir de aquí intentar cumplir los objetivos que propone dicha Directiva. En el caso de los embalses, al tratarse de masas de agua modificadas, se debe intentar llegar al óptimo o buen potencial ecológico en un plazo de 15 años a partir de la entrada en vigor de la Directiva.

La metodología para determinar el potencial ecológico no viene definida en la Directiva Marco. En este proyecto se ha desarrollado un procedimiento para realizar dicha valoración a partir de los datos disponibles en este momento; sin embargo, hay que completar la información de los parámetros hidromorfológicos, fisicoquímicos y biológicos, tal y como exige dicha Directiva, y en consecuencia ir modificando y mejorando las metodologías utilizadas.

Asimismo, hay que avanzar en la definición de las condiciones de referencia para cada parámetro; es decir, las condiciones en estado inalterado, sin intervención antrópica. Y de esta manera poder definir el potencial ecológico.

Para realizar los controles de vigilancia, se utilizan los parámetros y la periodicidad establecidos para los lagos, ya que al ser los embalses masas de agua modificadas, la Directiva Marco indica que se utilizarán los parámetros propios de la categoría de aguas superficiales que más se parezca a la masa de agua modificada: en este caso los lagos. A continuación se detallan dichos parámetros y su periodicidad:

PARÁMETROS	PERIODO DE CONTROL
<b>INDICADORES BIOLÓGICOS</b>	
Fitoplancton	6 meses
Otra flora acuática	3 años
Macroinvertebrados	3 años
Peces	3 años
<b>INDICADORES HIDROMORFOLÓGICOS</b>	
Hidrología	1 mes
Morfología	6 años
<b>INDICADORES FÍSICO-QUÍMICOS</b>	
Condiciones térmicas	3 meses
Oxigenación	3 meses
Salinidad	3 meses
Estado de los nutrientes	3 meses
Estado de acidificación	3 meses
Otros contaminantes	3 meses
Sustancias prioritarias	1 mes

Por su parte, el objetivo de los entes que gestionan los embalses es el abastecimiento a la población en la práctica totalidad de los casos y realizan unos controles rigurosos para cumplir con calidad dicho objetivo. Sin embargo, estas medidas no siempre son suficientes para lograr cumplir las directrices propuestas por la Directiva Marco. Por ello se debe establecer qué entidad o entidades deberían encargarse de realizar los controles que faltan.

En el caso de los embalses gestionados por el Consorcio de Aguas de Gipuzkoa (Arriaran, Lareo, Barrendiola, Ibai-Eder, Urkulu, Aixola) y el de Añarbe, gestionado por Aguas del Añarbe, habría que completar el estudio hidrológico (volúmenes e hidrodinámica, tiempo de permanencia y conexión de aguas subterráneas) y realizarlo cada mes, así como el morfológico (variación de la profundidad, sustrato del lecho y estructura de la zona ribereña) cada 6 años. Respecto a los indicadores biológicos habría que realizar un estudio de la flora acuática, los macroinvertebrados bentónicos y la fauna ictiológica cada 3 años. Por último, se debería completar el análisis de los principales contaminantes cada 3 meses y cada mes de las sustancias prioritarias.

Respecto a los embalses gestionados por el Consorcio de Aguas de Bilbao-Bizkaia (Albina, Urrunaga –Santa Engracia-, Ullibarri-Ganboa, Lekubaso y Zollo), habría que añadir los mismos controles que a los del Consorcio de Guipúzcoa, exceptuando el estudio del sustrato del lecho y de los macroinvertebrados bentónicos que ya lo realizan.

De los embalses de Urtatza, Gorostiza, Oiola, Maroño y Gorbea II existe muy poca información previa y no se efectúan estudios de seguimiento. Habría que realizar un estudio de todos los parámetros que propone la Directiva con la periodicidad que indica. En concreto, un estudio hidrológico cada mes y un estudio morfológico cada 6 años, un análisis del fitoplancton cada 6 meses y un estudio de la flora acuática, macroinvertebrados bentónicos y peces cada 3 años, y por último, un análisis trimestral de los parámetros físico-químicos y otro mensual de las sustancias prioritarias.

El caso de Troya es particular ya que se trata de una balsa de decantación minera. La Diputación Foral de Gipuzkoa ha efectuado algún trabajo de caracterización. Pero consideramos que, al igual que los embalses anteriores, habría que realizar un estudio completo de todos los parámetros que indica la Directiva con la periodicidad establecida.



En la tabla siguiente se muestra el cumplimiento actual en relación a los controles que indica la Directiva Marco:

Parámetros	Añarbe	Arriaran	Lareo	Troya	Barrend	I-E	Urtatza	Urkulu	Aixola	Gorostiza	Lekubaso	Maroño	Oiola	Zollo	Gorbea II	Albina	Urrunaga	Ullibarri Ganboa
<b>Biológicos</b>																		
Fitoplancton	SI	SI	SI	NO	SI	SI	NO	SI	SI	NO	SI	NO	NO	SI	NO	SI	SI	SI
Flora acuática	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO
Macroinverteb.	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	SI	NO	NO	SI	NO	SI	SI	SI
Peces	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO
<b>Hidromorfológicos</b>																		
Volúmenes	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO
Tpo. permanencia	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO
Conex. subterránea	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO
Profundidad	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO
Sustrato lecho	NO	NO	NO	SI	NO	NO	NO	NO	NO	NO	SI	NO	NO	SI	NO	SI	SI	SI
Zona ribereña	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO
<b>Fisicoquímicos</b>																		
Transparencia	SI	SI	SI	NO	SI	SI	NO	SI	SI	SI	SI	NO	NO	SI	NO	SI	SI	SI
Condic. térmicas	SI	SI	SI	NO	SI	SI	NO	SI	SI	NO	SI	NO	NO	SI	NO	SI	SI	SI
Oxigenación	SI	SI	SI	NO	SI	SI	NO	SI	SI	NO	SI	NO	NO	SI	NO	SI	SI	SI
Salinidad	SI	SI	SI	NO	SI	SI	NO	SI	SI	NO	SI	NO	NO	SI	NO	SI	SI	SI
Acidificación	SI	SI	SI	NO	SI	SI	NO	SI	SI	NO	SI	NO	NO	SI	NO	SI	NO	NO
Nutrientes	SI	SI	SI	NO	SI	SI	NO	SI	SI	NO	SI	NO	NO	SI	NO	SI	SI	SI
Vertido sust prioritario	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO
Vertido otras sust	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO

**BIBLIOGRAFÍA**

**Alzate, J, X. Iribar, A. Aguilar.** 1981. Estudio caracteres físico-químicos de las aguas de los embalses de Artikutza y Añarbe, con especial atención al problema de la eutrofización. 125 pp.

**Armengol, J.,** 1984. Ciclo anual y heterogenidad espacial en el zooplancton de una cadena de embalses del rio Guadiana. *Oecologia Aquatica*, 74: 43-72.

**Armengol, J., F. Sabater, JL. Riera, M.A. Puig** 1988 a. Longitudinal changes in the zooplankton communities along a series of reservoirs in the Guadiana river (W. Spain). *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 23: 1006-1010.

**Armengol, J, y A. Vidal .** 1988. The use of the different phosphorus fractions for the estimation of the trophic evolution of the Sau reservoir. *Arch. Hydrobiol. Beich.* 30, 61-70 pp.

**Balistrieri, LS., JW. Murray, B. Paul,** 1992. The cycling of iron and manganese in the water column of Lake Sammamish, Washington. *Limnol. Oceanogr.* 37(3): 510-528 pp.

**Basoinsa, SL.** 1994. Estudio de propuestas de uso de la cuenca del embalse del Añarbe, para salvaguardar las características de calidad del agua y vida útil del embalse. Para Aguas del Añarbe.

**Bowling, L.C. & P.A. Tyler.** 1990. Chemical stratification and partial meromixis in reservoirs in Tasmania. *Hydrobiologia*, 194: 67-83.

**Brooks, J.L., Dodson** 1965. Predation, body size and composition of the plankton. *Science*, 150: 28-35.

**Campos, H., Steffen, W., Agüero, G., Parra, O. & L. Zuñiga.** 1991. Limnological studies of lake Rupanco (Chile) receiving and industrial effluent. *Arch. Envirom.Contam. Toxicol.*, 23: 324-332.

**Canton, L, L. Cuesta, I.Legorburu, I. Urrutia.** 1990. Análisis de calidad de aguas del embalse de Arriarán. Para D. Foral de Gipuzkoa. 32 pp.

**Carlson, R.E.,** 1974. A trophic state index for lakes. *Limnol. Ocean.* 22: 840-845.

**Catalan, J.** 1981. Química del agua. Ed. Bellisco. 2ª ed. 423 pp.

**Cole, T.M. & H.H. Hannan.** 1990. Dissolved oxygen dynamics. In: Thornton, K.W., Kimmel, B.L. & F.E. Payne, (Eds). *Reservoir limnology. Ecological perspectives.* pp: 71-107.

**Consorcio de Aguas Bilbao-Bizkaia.** 2001. Estado trófico y calidad del agua de los embalses de Ullibarri-Gamboa, Santa Engracia (Urrunaga), Albina, Zollo, Ordunte y Lekubaso. CICLO ANUAL (AÑO 1999).Memoria interna.

**Cullen, P. & C. Forsberg.** 1988. Experiences with reducing point sources of phosphorus to lakes. *Hydrobiologia*, 170:321-336.

**De Manuel, J., D. Jaume.** 1993. Zooplankton of reservoirs from the River Ebro basin (Spain): Relationships with some physical, chemical and biological features. Verh. Internat. Verein. Limnol. 25: 1236-1241.

**Fano, H.** 1994. Estudio hidrogeológico del acuífero de Troya. , Diputación Foral de Gipuzkoa, Dpto. de Obras Hidráulicas y Urbanismo. 148 pp

**Fraile, H.,** 1994. Limnología comparada del sistema de embalses del río Tera. Tesis Doctoral. Universidad País Vasco. 231 pp.

**Franco, J.** 1998. Análisis de muestras de sedimentos de la balsa de estériles de la mina Troya. , Diputación Foral de Gipuzkoa, Dpto. de Obras Hidráulicas y Urbanismo. 4 pp

**Gaedke, U. & A. Schweizer.** 1993. The first decade of oligotrophication in lake Constance.I. The response of phytoplankton biomass and cell size. Oecologia, 93 :268-275.

**Gamrasmi, M.,** 1986. Le gout de l'eau, etude de synthese. 63 pp.

**Granf, G.G., R.L. Oliver,** 1982. Vertical separation of light and available nutrients as a factor causing replacement of green algae by blue-green algae in the plankton of a stratified lake. Journal Ecol. 70: 829-844

**Gibbs, R.J.,** 1970. Mechanism controlling world water chemistry. Science, 172: 870-871.

**Hutchinson, G.E. ,** 1957. A treatise of Limnology.I. Geography, Physics and Chemistry . John Wiley and sons. New York. 1015 pp.

**Inguru Consultores, SA,** 1996. Estudio de seguimiento estacional de la calidad de las aguas de los embalses de Arriarán, Aixola, Barrendiola, Ibaieder, Lareo y Urkulu, Gipuzkoa. Para Consorcio de Aguas de Gipuzkoa. 176 pp.

**Iribar, X, J. Alzate.** 1982. Estudio limnológico de los embalses de Artikutza y Añarbe. Lurralde. p 79-90.

**Iribar, X, J. Alzate.** 1986. Informe sobre la evolución de los caracteres físico-químicos de las aguas del embalse de Añarbe y su incidencia en la calidad de abastecimiento a S. Sebastián. Informe para Confederación Hidrográfica del Norte. .

**Iribar, X, J. Alzate.** 1987. Aspectos limnológicos del embalse de Añarbe en relación con la calidad de abastecimiento de San Sebastian.. Lurralde. Nº 10, p 65-74.

**Iturrioz, G., I. Urrutia, I. Urrizalqui, G. Iturrioz.** 1997. Estudio limnológico de los embalses de Aixola, Urkulu, Lareo, Barrendiola, Ibai-Eder y Arriarán. Para Consorcio de Aguas de Gipuzkoa. 217 pp.

**Izaguirre, I., A. Vinocur.** 1994. Typology of shallow lakes of the Salado River basin (Argentina) based on phytoplankton communities. Hydrobiol., 277: 49-62.

**Izco, F., P. Tamés, A. Da Silva, H. Fano.** 1996. *Afección ambiental producida por la explotación minera en el acuífero urgoniano de Troya (Gipuzkoa).* En **Recursos hídricos en regiones kársticas.** pag 105-120 Oct. 1996, Vitoria

**Kimmel, B.L., Lind, O.T. & L.J. Paulson.** 1990. Reservoir primary production. In: Thornton, K.W., Kimmel, B.L. & F.E. Payne, (Eds). Reservoir limnology. Ecological perspectives pp.:133-173.

**Larumbe, MI.** 1991. Estudio de las variables que influyen sobre la calidad de las aguas del embalse de Añarbe. Tesis Doctoral. U.P.V. 258 pp.

**Lijklema, L.** 1993. Considerations in modelling the sediment-water exchange of phosphorus. *Hydrobiología*, 253: 219-231 pp.

**Lopez, C., J.F. Gonzalez, R. Curbelo.** 1993. Análisis por componentes principales de datos pluviométricos.B) Aplicación a la eliminación de ausencias (y 2). *Tec. del Agua*, 1/3: 24-31 pp.

**Margalef, R., D. Planas, J. Armengol, A. Vidal, N. Prat, A. Guiset, J. Toja, M. Estrada.** 1976. Limnología de los embalses españoles. Dirección General de Obras Hidráulicas. Ministerio de Obras Públicas. Madrid.422 pp.

**Margalef, R.** , 1976. Biología de los embalses. *Investigación y Ciencia*, nº1: 51-60.

**Margalef, R.,** 1983. Limnología. Ed. Omega. Barcelona. 1010 pp.

**Markiegi, X.; Rallo, A. & A. Andia.** 1999. Protección de la Calidad del Agua en los embalses del Sistema Zadorra. ARARTEKO.

**Mc Naught, D.C.,** 1975. A hypothesis to explain sucesion from Calanoids to

**Mervin, C.,** 1980. Algae and water pollution. Ed. C.H.P., 123 pp.

**Morgui, J.A., J. Armengol, JL. Riera.** 1990. Evaluación limnológica del estado de los embalses españoles; composición iónica y nutrientes. En III Jornadas Esp. de Presas. Barcelona. 652-668.

**Nürnberg, G.K.** 1984. The prediction of internal phosphorus load in lakes with anoxic hypolimnia. *Limnol. Oceanogr.*, 29(1):111-124.

**Nürnberg G.K., Hartley, R. & E. Davis.** 1987. Hypolimnetic withdrawal in two North American lakes with anoxic phosphorus release from the sediment. *Wat. Res.*, 21(8): 923-928.

**OCDE, 1982.** Eutrophisation des eaux. Méthodes de surveillance, d'évaluation et de lutte. Paris. 164 pp.

**Ostrofsky, M.L. & G.G. McGee.** 1991. Spatial variation in the distribution of phosphorus species in the surficial sediments of Canadohta lake, Pennsylvania: Implications for internal phosphorus loading estimates. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48:233-237.

**Phillips, G., R. Jackson, C. Bennett, A. Chlivers.** 1994. The importance of sediment phosphorus release in the restoration of very shallow lakes (The Norfolk Broads, England) and implications for biomanipulation. *Hydrobiología*, 275/276: 445-456 pp.

### **PLAN HIDROLOGICO NORTE III. DATOS DE LOS EMBALSES.**

Mapa Hidrológico de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Ed. Dpto. de Transportes y Obras Públicas del Gobierno Vasco. 2001. 71 pp

**PLAN HIDROLÓGICO DE LA CUENCA DEL EBRO.** Aprobado por el Real Decreto 1664/1998, de 24 de julio y publicado en el B.O.E. núm. 222 del jueves 16 de septiembre de 1999.

**Redfield, A.C.**, 1934. On the proportions of organic derivatives in sea water and their relation to the composition of plankton. James Johnstone Memorial Volume, Liverpool, U.K., 177-192.

**Royle, R.N., R.J. King**, 1992. The phytoplankton of lake Liddell, New South Wales: Chlorophyll a concentrations, species, seasonal succession and covariation with nutrients.

**Sondergaard, M., Kristensen, P. & E. Jeppesen**. 1993. Eight years of internal phosphorus loading and changes in the sediment phosphorus profile of lake Sobygaard, Denmark. *Hydrobiologia*, 253: 345-356.

**Skovgaard, H., F. Ostergaard**, 1992. Importance of temperature, nitrate, and pH for phosphate release from aerobic sediments of four shallow, eutrophic lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 37 (3), 577-589 pp.

**Sladeczek, V.** 1983. Rotifers as indicators of water quality. *Hydrobiologia*, 100: 169-201.

**Stanford, J.A. & J.V. Ward**. 1990. Limnology of Lake Powell and the chemistry of the Colorado River. In: Colorado River ecology and dam management: 75-101.

**Smits, J.G.C.**, 1991. Water quality modelling of reservoirs in Brazil and Indonesia with WQ-ARM and STRATIF (\*). Commission Internationale des Grades Barrages, Viena. 64.

**Streble, H. y D. Krauter**. 1985 Atlas de los microorganismos de agua dulce. Ed Omega. Barcelona. 357 pp.

**Toja, J.** 1990. Tipología de los embalses españoles. En Bases Limnológicas para la gestión de embalses. Curso Monográfico. Zaragoza. 1990.

**Trifonova, I.S.**, 1989. Changes in community structure and productivity of phytoplankton as indicators of lake and reservoir eutrophication. *Arch. Hydrobiol. Beih.* 33: 363-371.

**Urrutia, J. I.** 1994. Estudio limnológico de los embalses de Aixola, Urkulu, Barrendiola y Lareo, Gipuzkoa. Tesis doctoral, Universidad del País Vasco. 175 pp y apéndices.

**Urrutia, J. I.** 1984. Estudio zoológico y de distribución espacio-temporal de las poblaciones de rotíferos (rotatoria) en el embalse de Gorostiza, Vizcaya. Tesina de licenciatura, Universidad del País Vasco. 176 pp-.

**Urrutia, J.I., I Casamitjana, JA Galvez, M.A. Sevillano, A. Uriarte**. 1990. Estudio limnológico de los productores primarios y secundarios de los embalses de Aixola, Urkulu, Barrendiola, Urkulu y Lareo, Gipuzkoa. Para Diputación Foral de Gipuzkoa.. 96 pp. y apéndices.

**Urrutia, J.I., L. Cantón, I Casamitjana, E. Coruña, JA Galvez, I. Legorburu, M.A. Sevillano,.** 1991. Estudio limnológico de los productores primarios y secundarios de los embalses de Aixola, Urkulu, Barrendiola, Urkulu y Lareo, Gipuzkoa. Para Diputación Foral de Gipuzkoa.. 89 pp. y apéndices.

**Urrutia, J.I., L. Cantón, E. Coruña, I. Legorburu, JM. Moreda,.** 1992. Estudio Urrutia, J.I., L. Cantón, E. Coruña, I. Legorburu, JM. Moreda, . 1993. Estudio limnológico de los productores primarios y secundarios de los embalses de Aixola, Urkulu, Barrendiola, Urkulu, Lareo e Ibai-Eder, Gipuzkoa. Para Diputación Foral de Gipuzkoa.. 147 pp. y apéndices.

**Urrutia, J.I., L. Cantón, E. Coruña, I. Legorburu, JM. Moreda,.** 1993. Estudio de los productores primarios y secundarios de los embalses de Aixola, Urkulu, Barrendiola, Urkulu, Lareo e Ibai-Eder, Gipuzkoa. Para Diputación Foral de Gipuzkoa.. 147 pp. y apéndices.

**Urrutia, J.I., L. Cantón, E. Coruña, I. Legorburu, JM. Moreda,.** 1994. Estudio de los productores primarios y secundarios de los embalses de Aixola, Urkulu, Barrendiola, Urkulu, Lareo e Ibai-Eder, Gipuzkoa. Para Diputación Foral de Gipuzkoa.. 176 pp. y apéndices.

**Urrutia, J.I., L. Cantón, G. Iturrioz, I. Legorburu,** 1995. Estudio de los productores primarios y secundarios en los embalses de Gipuzkoa. Para Diputación Foral de Gipuzkoa.. 145 pp. y apéndices.

**Urrutia, J.I., G. Iturrioz,** 1995. Calidad de las aguas en el embalse de Urtatza. Para Diputación Foral de Gipuzkoa.. 20 pp. y apéndices.

**Urrutia, I. I. Urrizalki,** 1995 Informe técnico sobre el impacto del vertido de la mina Troya en el rio Estanda, Gipuzkoa, Diputación Foral de Gipuzkoa, Dpto. de Obras Hidráulicas y Urbanismo. 63 pp.

**Urrutia, I. I. Urrizalki,** 1998 Análisis de las poblaciones planctónicas en la presa de estériles de la antigua mina Troya. Mutiloa, Gipuzkoa, Diputación Foral de Gipuzkoa, Dpto. de Obras Hidráulicas y Urbanismo.

**Urrutia, I. I. Urrizalki,** 1999 Seguimiento de las poblaciones planctónicas en la presa de estériles de la antigua mina Troya. Mutiloa, Gipuzkoa Diputación Foral de Gipuzkoa, Dpto. de Obras Hidráulicas y Urbanismo.

**Vant, W.N. & B.W. Gilliland.** 1991. Changes in water quality in Lake Horowhenua following sewage diversion. New Zealand J. Mar. Freshwat. Res., 25: 57-61.

**Vannotte, R.L., Minshall, G. W., Cummins, K.W., Sedell, J.R. & C.E. Cushing.** 1980. The river continuum concept. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 37:130-137.

**Vidal, A., J. Omtuban.** (Sin editar). The eutrophictaion process in Sau Reservoir (NE Spain). A long Term Study. 12 pp.

**Wetzel, R.G.** 1990. Reservoir ecosystem: conclusion and speculations. In: Thornton, K.W. , Kimmel, B.L. & F.E. Payne (Eds). Reservoir limnology. Ecological perspectives. Pp:227-238.

**Zakova, Z.**, 1989. Phytoplankton of reservoirs in relation to the trophic potential of inflow water. Arch. Hydrobiol. Beih., 33: 373-376.

## **ANEXO I**

### **RESULTADOS ANALÍTICOS, FÍSICO-QUÍMICOS Y PLANCTÓNICOS EN LOS EMBALSES DE GOROSTIZA, OIOLA Y MAROÑO**



Fecha		may-01				ago-01			nov-01				feb-02							
Prof		0,5	3	8	13	0,5	3	11	0,5	3	8	13	0,5	2	4	10	Media	Max	Min	Des
Calcio	mg Ca/l	43,8	42,5	39,5	42,0	39,0	39,0	45,0	44,2	44,2	44,3	45,7	41,7	41,7	41,6	41,6	<b>42,4</b>	45,7	39,0	2,1
Magnesio	mg Mg/l	5,7	5,5	5,2	5,4	5,9	6,0	5,6	8,3	5,3	5,3	5,9	2,5	5,9	5,9	5,9	<b>5,6</b>	8,3	2,5	1,1
Potasio	mg K/l	1,06	0,95	0,93	0,99	1,20	1,20	1,30	1,30	1,36	1,31	1,36	1,12	1,14	1,14	1,12	<b>1,17</b>	1,36	0,93	0,14
Sodio	mg Na/l	7,4	7,3	7,0	7,1	9,1	10,0	8,7	8,9	9,0	8,9	9,1	9,3	9,4	9,4	9,4	<b>8,7</b>	10,0	7,0	1,0
Amonio	mg NH4+/L	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	0,11	0,01	0,07	0,05	0,01	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<b>0,05</b>	0,11	0,01	0,04
Bicarbonato	mg CaCO3/L	81,00	78,00	78,00	82,00	87,00	86,00	100,00	87,20	88,30	87,50	90,60	85,40	85,60	85,40	85,90	<b>85,86</b>	100,00	78,00	5,32
Carbonato	mg CaCO3/L	2,60	5,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	ND	ND	ND	ND	<b>0,71</b>	5,20	0,00	1,68
Cloruros	mg Cl-/l	12,1	12,1	11,6	11,9	12,0	13,0	11,0	12,7	12,8	12,7	12,9	12,8	12,8	12,9	12,8	<b>12,4</b>	13,0	11,0	0,6
Fosforo total	mg P/l	0,07	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,07	<0,05	<0,05	0,18	0,12	0,08	0,07	<0,05	0,17	0,05	<b>0,10</b>	0,18	0,05	0,05
Nitratos	mg NO3-/L	0,36	0,38	0,54	0,57	<0,02	<0,02	0,27	0,24	0,24	0,24	0,24	4,92	4,93	4,93	4,96	<b>1,76</b>	4,96	0,24	2,21
Nitritos	mg NO2-/L	0,01	0,01	0,02	0,01	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,07	0,06	0,07	0,07	<b>0,03</b>	0,07	0,00	0,03
NTK	mg N/l	0,52	0,20	0,35	0,16	0,39	0,37	0,50	0,25	0,62	0,51	0,45	0,32	0,40	0,33	0,31	<b>0,38</b>	0,62	0,16	0,13
Ortofosfatos	mg PO43-/L	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08				
Sulfatos	mg SO4=/l	42,5	41,9	40,3	45,9	44,0	43,0	41,0	38,8	38,7	38,8	43,7	43,6	43,8	44,0	44,1	<b>42,3</b>	45,9	38,7	2,3

Tabla 1. Resultados analíticos de Gorostiza

Fecha	2001	may-01					ago-01				nov-01				feb-02					Media	Max	Min	Des
Prof		0,5	4	8	16	25	0,5	5	17	19	0,5	4	12	17	0,5	2	4	8	13				
Calcio	mg Ca/l	39,8	39,1	39,1	37,5	37,4	42,0	41,0	42,0	39,0	42,1	41,8	42,0	42,0	41,5	41,8	41,9	41,8	41,8	<b>40,2</b>	42,1	37,4	1,8
Magnesio	mg Mg/l	3,5	3,5	3,3	3,3	3,1	380,0	3,8	3,7	3,5	3,8	3,7	3,7	3,7	3,9	3,9	3,9	3,9	4,0	<b>37,8</b>	380,0	3,1	113,5
Potasio	mg K/l	0,90	0,90	0,80	1,15	1,04	0,82	0,79	0,79	0,83	0,97	0,97	0,91	0,91	0,73	0,74	0,73	0,73	0,73	<b>0,90</b>	1,15	0,79	0,11
Sodio	mg Na/l	5,8	5,8	5,5	6,0	5,3	6,8	6,7	6,7	6,3	6,9	7,0	6,8	6,8	7,5	7,6	7,6	7,6	7,6	<b>6,3</b>	7,0	5,3	0,6
Amonio	mg NH4+/L	<0,04	<0,04	<0,04	0,06	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	0,07	0,07	0,06	0,07	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<b>0,07</b>	0,11	0,06	0,02
Bicarbonato	mg CaCO3/L	70	72	69	69	73	88	91	90	82	77	77	75	78	83	83	84	83	83	<b>79</b>	91	69	7
Carbonato	mg CaCO3/L	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	ND	ND	ND	ND	ND	<b>0,0</b>	0,0	0,0	0,0
Cloruros	mg Cl-/l	10,8	10,4	10,4	11,1	10,7	10,0	10,0	10,0	9,0	11,0	11,3	10,9	10,9	10,5	10,5	10,4	10,5	10,4	<b>10,6</b>	11,3	10,0	0,5
Fosforo total	mg P/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,12	<0,05	0,09	<0,05	0,07	<0,10	<0,05	0,05	<0,05	<0,05	0,24	0,23	0,09	0,10	<b>0,12</b>	0,24	0,05	0,07
Nitratos	mg NO3-/L	0,71	0,88	0,87	0,87	0,73	0,60	0,59	0,61	0,68	0,29	0,29	0,29	0,29	5,26	5,26	5,27	5,29	5,24	<b>0,58</b>	0,88	0,29	0,28
Nitritos	mg NO2-/L	0,01	0,01	0,00	0,00	0,02	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00	< 0,002	0,00	0,00	0,02	<0,01	<0,01	<0,01	0,02	<b>0,01</b>	0,02	0,00	0,01
NTK	mg N/l	0,16	0,24	0,21	<0,15	0,38	<20	0,22	0,52	0,29	0,51	0,29	0,22	0,26	0,27	0,25	0,19	0,17	0,40	<b>0,30</b>	0,52	0,16	0,13
Ortofosfatos	mg PO43-/L	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08				
Sulfatos	mg SO4=/l	38,4	38,8	38,7	38,0	33,0	34,0	34,0	32,0	30,0	34,3	34,3	34,3	34,3	39,0	39,0	39,2	39,3	39,2	<b>34,7</b>	38,8	30,0	2,8

Tabla 2. Resultados analíticos de Oiola

Fecha	2001	Mayo					Agosto					Noviembre					Feb	Junio					Media	Max	Min	Des
Prof		0,5	4	8	20	33	0,5	4	8	13	20	0,5	4	12	18	25	0,5	3	6	18	20					
Calcio	mg Ca/l	58,5	69,5	85,3	88,1	87,8	56,0	74,0	81,0	81,0	83,0	69,5	69,6	69,6	69,6	69,7	71,1	71,4	71,6	72,1	72,0	<b>74,1</b>	88,1	56,0	9,9	
Magnesio	mg Mg/l	2,5	2,5	3,0	2,8	2,9	2,7	2,7	2,8	2,7	2,8	2,3	2,3	2,3	2,3	2,3	2,0	2,5	2,5	2,5	2,5	<b>2,6</b>	3,0	2,3	0,2	
Potasio	mg K/l	1,18	1,27	1,27	1,67	1,70	1,40	1,50	1,30	1,40	1,40	1,55	1,55	1,55	1,54	1,54	1,39	1,39	1,39	1,40	1,43	<b>1,45</b>	1,70	1,18	0,15	
Sodio	mg Na/l	3,8	3,7	3,4	4,1	3,9	5,0	5,0	4,6	4,9	4,7	4,3	4,3	4,3	4,3	4,3	5,5	5,6	5,6	5,6	5,6	<b>4,3</b>	5,0	3,4	0,5	
Amonio	mg NH4+/L	<0,04	<0,04	0,05	<0,04	0,28	<0,04	0,07	0,10	0,20	0,37	0,13	0,14	0,14	0,13	0,13	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<b>0,16</b>	0,37	0,05	0,09	
Bicarbonato	mg CaCO3/L	138	164	198	205	209	150	190	210	210	210	153	154	154	154	154	166	170	151	168	166	<b>174</b>	210	138	25	
Carbonato	mg CaCO3/L	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	ND	ND	13,7	ND	ND	<b>0,9</b>	13,7	0,0	3,4	
Cloruros	mg Cl-/l	7,3	7,3	7,5	8,1	8,1	6,8	6,8	6,3	6,8	6,8	9,9	9,7	9,7	9,7	9,7	10,6	10,5	10,6	10,6	10,5	<b>8,7</b>	9,9	7,3	1,1	
Fosforo total	mg P/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,31	<0,05	0,05	0,08	0,07	0,17	<0,10	0,09	0,07	0,13	0,12	0,11	0,14	0,08	0,05	0,08	<b>0,11</b>	0,31	0,05	0,07	
Nitratos	mg NO3-/L	<0,02	<0,02	0,53	0,64	0,43	0,07	0,02	0,11	0,21	0,20	0,45	0,45	0,45	0,45	0,45	7,97	8,00	7,99	8,01	7,99	<b>0,48</b>	0,64	0,43	0,07	
Nitritos	mg NO2-/L	0,02	0,02	0,01	0,01	0,03	<0,003	<0,003	0,01	<0,003	19,00	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,18	0,16	0,16	0,17	0,16	<b>1,59</b>	19,00	0,01	5,48	
NTK	mg N/l	0,24	0,49	0,47	0,69	1,02	0,39	0,52	0,46	0,68	1,00	0,44	0,62	0,52	0,56	0,51	0,56	0,55	0,57	0,59	0,51	<b>0,57</b>	1,02	0,24	0,19	
Ortofosfatos	mg PO43-/L	<0,02	<0,02	<0,02	0,03	0,14	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	0,15	0,02	<0,02	<0,02	0,02	<0,02	0,10	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<b>0,07</b>	0,15	0,02	0,07	
Sulfatos	mg SO4=/l	19,9	20,6	6,8	8,0	5,4	16,0	15,0	15,0	15,0	14,0	16,5	16,1	16,1	16,1	16,2	20,4	20,5	20,5	20,5	20,5	<b>14,4</b>	20,6	5,4	4,4	

Tabla 3. Resultados analíticos de Maroño

Prof. (m)	Temp. (°C)				pH				Ox. (mg/l)				Cond. (µS/cm)				
	Fecha	31/5/01	29/8/01	27/11/01	5/2/02	31/5/01	29/8/01	27/11/01	5/2/02	31/5/01	29/8/01	27/11/01	5/2/02	31/5/01	29/8/01	27/11/01	5/2/02
0.5		23,0	25,7	11,1	9,1	8,97	7,54	6,77	7,12	5,09	10,54	9,07	11,48	290	298	310	314
1		23,0	25,5	11,1	9,1	8,95	7,90	6,75	7,18	5,11	11,02	8,98	11,28	290	296	310	312
2		22,9	25,3	11,0	9,1	8,57	7,86	6,79	7,13	5,33	10,81	8,79	11,15	290	300	308	312
3		21,1	24,8	11,0	9,1	8,98	7,96	6,82	7,10	6,04	14,32	8,70	11,12	290	296	308	312
4		18,6	23,9	11,0	9,0	8,98	8,02	6,86	7,09	6,45	11,88	8,65	11,04	292	306	308	312
5		16,7	23,0	11,0	9,0	8,60	7,85	6,89	7,06	6,92	7,10	8,66	10,98	276	322	308	312
6		15,1	22,6	11,0	9,0	8,84	7,65	6,93	7,05	6,80	3,13	8,66	10,93	278	328	308	312
7		14,3	22,2	11,0	9,0	8,64	7,42	6,95	7,05	6,16	1,50	8,61	10,88	274	330	308	312
8		3,9	21,7	11,0	9,0	8,46	7,34	6,98	7,04	4,75	0,19	8,59	10,85	278	330	308	312
9		13,5	20,7	11,0	9,0	8,33	7,25	6,99	7,03	3,15	0,13	8,50	10,82	278	326	308	312
10		13,3	20,1	11,0	9,0	8,14	7,18	7,00	7,03	2,08	0,11	8,00	10,78	278	324	316	312
11		13,2	19,7	11,0	9,0	8,07	7,16	6,99	7,02	2,08	0,11	7,83	10,75	280	322	322	312
12		13,1	19,4	11,0	9,0	8,03	7,07	6,95	7,01	1,96	0,10	7,59	10,73	280	324	324	312
13		13,1		11,0	9,0	7,95		6,95	6,98	1,65		7,95	10,72	284		322	312
14				10,8				6,94				7,80		284		326	

Tabla 4. Datos físico-químicos medidos "in situ" en Gorostiza

Prof. (m)	Temp. (°C)				pH				Ox. (mg/l)				Cond. (µS/cm)			
	Fecha	30/5/01	28/8/01	27/11/01	5/2/02	30/5/01	28/8/01	27/11/01	5/2/02	30/5/01	28/8/01	27/11/01	5/2/02	30/5/01	28/8/01	27/11/01
<b>0,5</b>	24,4	24,7	9,2	8,1	8,38	7,78	7,74	7,93	7,55	7,94	10,02	11,92	250	284	276	288
<b>1</b>	24,3	24,6	9,2	8,1	8,36	7,85	7,68	7,79	7,50	7,96	9,88	11,22	250	286	274	288
<b>2</b>	22,2	24,5	9,2	8,1	8,28	7,74	7,68	7,67	8,14	8,10	9,82	11,70	248	284	276	292
<b>3</b>	19,5	22,6	9,2	8,1	8,33	7,71	7,67	7,59	9,18	9,22	9,78	11,70	258	284	274	292
<b>4</b>	16,9	21,2	9,2	8,1	8,38	7,61	7,68	7,47	9,94	7,90	9,74	11,64	260	284	274	292
<b>5</b>	15,3	20,3	9,2	8,1	8,42	7,43	7,67	7,46	10,17	5,26	9,71	11,61	246	282	276	296
<b>6</b>	14,1	19,9	9,2	8,1	8,55	7,28	7,68	7,45	10,74	4,15	9,70	11,55	246	282	274	294
<b>7</b>	13,2	19,7	9,2	8,1	8,56	7,24	7,68	7,45	10,46	3,79	9,67	11,54	244	280	274	292
<b>8</b>	12,6	19,3	9,2	8,1	8,50	7,22	7,69	7,44	9,65	3,25	9,66	11,52	244	278	276	294
<b>9</b>	12,2	18,8	9,2	8,1	8,47	7,18	7,69	7,38	9,42	2,79	9,65	11,47	242	276	276	292
<b>10</b>	12,0	18,6	9,2	8,1	8,43	7,12	7,69	7,37	8,88	2,22	9,65	11,47	244	272	276	292
<b>11</b>	11,7	18,3	9,2	8,1	8,40	7,11	7,68	7,38	8,45	1,98	9,62	11,51	242	270	276	292
<b>12</b>	11,5	17,9	9,2	8,1	8,32	7,13	7,65	7,35	7,97	1,53	9,59	11,45	246	268	276	294
<b>13</b>	11,4	17,7	9,2	8,1	8,29	7,13	7,55	7,33	8,20	1,24	9,55	11,42	242	266	276	292
<b>14</b>	11,4	17,5	9,2	8,1	8,12	7,13	7,55	7,33	8,39	1,06	9,50	11,44	244	270	276	292
<b>19</b>	11,1	12,3	9,2		8,11	6,57	7,48		7,44	0,04			244	266		
<b>20</b>	11,0	11,8	9,2		8,10	6,59			7,89	0,02			246	264		
<b>26</b>	10,0				8,00				4,34				242			
<b>29</b>	9,3				7,90				1,11				250			

Tabla 5. Datos físico-químicos medidos "in situ" en Oiola

Prof. (m)	Temp. (°C)				pH				Ox. (mg/l)				Cond. (µS/cm)			
	Fecha	31/5	28/8	28/11	6/2/02	31/5	28/8	28/11	6/2/02	31/5	28/8	28/11	6/2/02	31/5	28/8	28/11
<b>0.5</b>	23,8	24,5	9,4	8,1	7,82	8,66	6,99	6,56	10,67	8,15	6,64	11,35	314	326	372	406
<b>1</b>	23,8	24,5	9,4	8,1	8,05	8,55	6,88	6,64	10,5	8,14	6,34	11,10	314	326	372	406
<b>2</b>	22,2	24,5	9,4	8,1	8,14	8,48	6,88	6,63	13,71	8,14	6,47	11,99	318	326	372	408
<b>3</b>	19,1	23,1	9,4	8,1	8,11	8,33	6,89	6,63	16,98	8,14	6,36	10,89	342	344	372	406
<b>4</b>	16,3	19	9,4	8,1	8,14	7,96	6,91	6,63	16,5	6,72	6,30	10,82	370	414	372	406
<b>5</b>	13,9	16,4	9,4	8,1	8,17	7,8	6,93	6,67	11,62	3,8	6,28	10,79	400	428	372	406
<b>6</b>	12,4	14	9,4	8,1	7,98	7,68	6,95	6,63	4,56	1,09	6,27	10,75	418	432	372	406
<b>7</b>	11,9	12,9	9,4	8,1	7,91	7,62	6,96	6,72	3,71	0,26	6,26	10,69	423	430	372	406
<b>8</b>	11,7	12	9,4	8,1	7,91	7,56	6,98	6,73	3,94	0,16	6,25	10,07	420	432	372	406
<b>9</b>	11,6	11,5	9,4	8,1	7,9	7,47	6,99	6,75	4,08	0,14	6,24	10,62	420	440	372	406
<b>10</b>	11,4	11,2	9,4	8,1	7,89	7,43	6,99	6,76	4,35	0,14	6,23	10,60	424	442	372	406
<b>11</b>	11,3	10,9	9,4	8,1	7,9	7,4	6,98	6,77	4,68	0,14	6,23	10,61	422	440	372	406
<b>12</b>	11,2	10,7	9,4	8,1	7,91	7,37	6,98	6,78	4,76	0,14	6,21	10,60	420	436	372	408
<b>13</b>	11,1	10,5	9,4	8,1	7,91	7,33	6,98	6,78	4,8	0,11	6,18	10,55	418	436	372	408
<b>14</b>	11,1	10,3	9,4	8,1	7,91	7,29	6,99	6,79	4,7	0,1	6,15	10,51	420	442	372	406
<b>19</b>	10,1	9,8	9,4	8,1	7,77	7,19	6,96	6,78	1,13	0,1	6,17	10,53	426	442	372	406
<b>20</b>	9,9	9,7	9,4	8,1	7,72	7,14	6,99	6,79	0,93	0,1	6,17	10,51	430	450	372	406
<b>26</b>	9,3		9,4	8,1	7,66		7,01	6,80	0,13		6,08	10,51	434	446	372	406
<b>30</b>	9,2		9,4	8,1	7,62			6,91	0,11		5,96	10,51	436		372	406
<b>35</b>	9,2		9,4	8,1	7,53			6,80	0,09	0,1	5,96	10,51	436	446	372	406

Tabla 6. Datos físico-químicos medidos "in situ" en Maroño

	OIOLA					MEDIAS en c/ml	GOROSTIZA				MEDIAS en c/ml	MAROÑO					MEDIAS en c/ml
	0,5	4,0	8,0	16,0	29,0		0,5	3,0	8,0	13,0		0,5	4,0	8,0	20,0	33,0	
<b>CLADOCEROS</b>	<b>1,2</b>	<b>5,0</b>	<b>3,5</b>	<b>1,0</b>	<b>0,0</b>	<b>2,1</b>	3,8	16,7	16,7	10,4	<b>11,9</b>	0,0	10,0	4,0	0,0	0,0	<b>2,8</b>
Daphnia	1,2	5,0	3,5	1,0	0,0		3,8	16,7	16,7	10,4		0,0	10,0	2,5	0,0	0,0	
<b>COPEPODOS</b>	<b>3,1</b>	<b>1,3</b>	<b>0,8</b>	<b>2,0</b>	<b>6,9</b>	<b>2,8</b>	4,2	12,2	26,3	21,2	<b>16,0</b>	0,3	0,3	8,3	3,5	1,4	<b>2,7</b>
Cyclops	0,2	0,0	0,3	0,0	0,6		1,0	1,0	6,0	2,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Eucyclops	0,9	0,0	0,0	0,3	0,0		0,2	5,7	8,0	2,4		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Tropocyclops	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0		0,4	4,7	6,3	4,8		0,0	0,0	4,0	2,5	0,6	
larvas	1,8	1,3	0,5	1,7	6,3		2,6	0,8	6,0	12,0		0,3	0,3	4,3	1,0	0,9	
<b>ROTIFEROS</b>	<b>47,0</b>	<b>36,8</b>	<b>15,8</b>	<b>31,3</b>	<b>0,0</b>	<b>26,2</b>	93,0	8,3	12,3	5,0	<b>29,7</b>	7,0	350,0	362,5	10,0	4,6	<b>146,8</b>
Asplanchna	0,0	0,8	3,3	1,3	0,0		0,4	0,7	3,0	1,6		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Brachionus	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Conochilus	1,3	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Filinia	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
K. Quadrata	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
k. Cochlearis	45,0	35,3	12,3	29,3	0,0		11,2	1,0	8,3	0,4		7,0	350,0	362,5	10,0	4,6	
Lecane	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		0,2	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Polyarthra	0,7	0,8	0,3	0,7	0,0		80,0	4,7	0,7	2,8		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Synchaeta	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Trichocerca	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		1,2	2,0	0,3	0,2		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
<b>OTROS</b>																	
<b>PROTOZOOS</b>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	<b>0,0</b>	0,0	0,0	0,0	0,0	<b>0,0</b>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	<b>0,0</b>

Tabla 7. Resultados de zooplacton de primavera en embalses de Oiola, Gorostiza y Maroño

	OIOLA					MEDIAS en c/ml	GOROSTIZA				MEDIAS en c/ml	MAROÑO					MEDIAS en c/ml
	0,5	4,0	8,0	16,0	25,0		0,5	3,0	8,0	13,0		0,5	4,0	8,0	20,0	33,0	
<b>DIATOMEAS</b>	<b>174,6</b>	<b>139,7</b>	<b>206,0</b>	<b>156,9</b>	<b>28,8</b>	<b>141,2</b>	<b>558,7</b>	<b>1435,2</b>	<b>4675,8</b>	<b>101,3</b>	<b>1692,7</b>	<b>41,9</b>	<b>97,5</b>	<b>21,0</b>	<b>7,0</b>	<b>21,0</b>	<b>37,7</b>
Asterionella	0,0	3,5	41,9	64,0	17,5		0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	21,0	0,0	0,0	
Cyclotella	115,2	118,7	153,6	65,0	5,2		558,7	1424,7	4661,8	101,3		38,4	94,0	0,0	3,5	14,0	
Cymbella	3,5	0,0	0,0	3,5	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Fragilaria	3,5	0,0	3,5	17,5	1,7		0,0	0,0	3,5	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	7,0	
Navicula	7,0	0,0	0,0	3,5	0,9		0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Nitzschia	3,5	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Synedra	14,0	0,0	3,5	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Tabellaria	7,0	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Otros	21,0	17,5	3,5	3,5	3,5		0,0	10,5	10,5	0,0		3,5	3,5	0,0	3,5	0,0	
<b>CLOROFICEAS</b>	<b>66,3</b>	<b>31,4</b>	<b>27,9</b>	<b>59,4</b>	<b>3,5</b>	<b>37,7</b>	<b>4410,4</b>	<b>18504,1</b>	<b>2161,5</b>	<b>216,5</b>	<b>6323,1</b>	<b>167,6</b>	<b>220,0</b>	<b>404,9</b>	<b>213,0</b>	<b>724,0</b>	<b>345,9</b>
Actinastrum												0,0	0,0	0,0	0,0		
Ankistrodesmus	7,0	3,5	0,0	0,0	0,0		160,6	202,5	188,6	0,0		24,4	7,0	24,4	0,0	0,0	
Coelastrum	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		3946,0	17868,6	1920,6	209,5		0,0	41,9	349,0	209,5	0,0	
Crucigenia	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Ulothrix	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		62,9	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	3,5	710,0	
Oocystis	3,5	0,0	27,9	0,0	3,5		7,0	7,0	0,0	3,5		66,3	171,1	31,4	0,0	0,0	
Pediastrum	14,0	0,0	0,0	0,0	0,0		3,5	0,0	0,0	3,5		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Scenedesmus	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		230,5	426,0	52,4	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Sphaerocystis	14,0	0,0	0,0	31,4	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	14,0	
Tetraedrum	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Otras	27,9	27,9	0,0	27,9	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0		76,8	0,0	0,0	0,0	0,0	
<b>DINOFICEAS</b>	<b>3,5</b>	<b>10,5</b>	<b>7,0</b>	<b>0,1</b>	<b>0,9</b>	<b>4,4</b>	<b>3,5</b>	<b>3,5</b>	<b>3,5</b>	<b>0,0</b>	<b>2,6</b>	<b>10,5</b>	<b>10,5</b>	<b>7,0</b>	<b>7,0</b>	<b>10,5</b>	<b>9,1</b>
Ceratium					0,9							10,5	7,0				
Gimnodinium					0,0									3,5	3,5		
Peridinium	3,5	10,5	7,0	0,1	0,0		3,5	3,5	3,5	0,0		0,0	3,5	3,5	3,5	10,5	
Peridiniopsis					0,0												
<b>EUGLENOFITAS</b>	<b>21,0</b>	<b>7,0</b>	<b>3,5</b>	<b>14,0</b>	<b>4,4</b>	<b>10,0</b>	<b>45,4</b>	<b>76,8</b>	<b>167,6</b>	<b>7,0</b>	<b>74,2</b>	<b>87,3</b>	<b>17,5</b>	<b>17,5</b>	<b>0,0</b>	<b>3,5</b>	<b>25,1</b>



	OIOLA					MEDIAS en c/ml	GOROSTIZA				MEDIAS en c/ml	MAROÑO					MEDIAS en c/ml
	0,5	4,0	8,0	16,0	25,0		0,5	3,0	8,0	13,0		0,5	4,0	8,0	20,0	33,0	
Euglena	21,0	7,0	3,5	14,0	4,4		45,4	76,8	167,6	7,0		87,0	17,5	17,5	0,0	3,5	
Trachelomonas																	
<b>CRISOFICEAS</b>	<b>62,9</b>	<b>27,9</b>	<b>34,9</b>	<b>45,4</b>	<b>0,0</b>	<b>34,2</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>698,0</b>	<b>6980,0</b>	<b>3038,0</b>	<b>278,0</b>	<b>150,0</b>	<b>2228,8</b>
Dinobrium	62,9	27,9	34,9	45,4	0,0							698,0	6980,0	3038,0	278,0	150,0	
<b>PROTOZOOS</b>	<b>14,0</b>	<b>7,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>4,2</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>73,5</b>	<b>0,0</b>	<b>10,5</b>	<b>21,0</b>	<b>0,0</b>	<b>21,0</b>
Litonotus	10,5	7,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0		10,5	0,0	0,0	21,0	0,0	
Tachelius	3,5	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0		63,0	0,0	10,5	0,0	0,0	

Tabla 8. Resultados de fitoplacton de primavera en embalses de Oiola, Gorostiza y Maroño

	OIOLA					MEDIAS en c/ml	GOROSTIZA		MEDIAS en c/ml	MAROÑO					MEDIAS en c/ml
	0,5	1,0	5,0	17,0	19,0		0,5	11,0		0,5	4,0	8,0	13,0	20,0	
<b>CLADOCEROS</b>	<b>3,3</b>	<b>8,0</b>	<b>1,5</b>	<b>1,3</b>	<b>0,5</b>	<b>2,9</b>	<b>1,0</b>	<b>1,8</b>	<b>1,4</b>	<b>1,3</b>	<b>3,8</b>	<b>0,8</b>	<b>0,5</b>	<b>0,3</b>	<b>1,3</b>
Daphnia	3,3	8,0	1,5	1,3	0,5		1,0	1,8		1,3	3,8	0,8	0,5	0,3	
<b>COPEPODOS</b>	<b>1,1</b>	<b>0,8</b>	<b>0,5</b>	<b>0,3</b>	<b>0,3</b>	<b>0,6</b>	<b>30,8</b>	<b>3,9</b>	<b>17,4</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>
Cyclops	0,0	0,3	0,0	0,3	0,3		1,0	1,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Eucyclops	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0		1,0	0,8		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Tropocyclops	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0		0,8	1,3		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
larvas	0,8	0,3	0,5	0,0	0,0		28,0	0,8		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
<b>ROTIFEROS</b>	<b>4,3</b>	<b>7,3</b>	<b>1,0</b>	<b>0,8</b>	<b>0,0</b>	<b>2,7</b>	<b>28,3</b>	<b>6,0</b>	<b>17,2</b>	<b>3,0</b>	<b>2,6</b>	<b>27,0</b>	<b>3,0</b>	<b>0,0</b>	<b>7,1</b>
Asplanchna	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Ascomorpha	0,0	2,5	1,0	0,5	0,0		11,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Brachionus	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Conochilus	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		1,5	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Colurella	0,8	0,3	0,0	0,0	0,0		0,8	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Filinia	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
K. Quadrata	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		0,5	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
k. Cochlearis	3,0	3,0	0,0	0,0	0,0		1,5	1,5		3,0	1,3	16,0	1,5	0,0	
Lecane	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		0,5	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Polyarthra	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0		2,5	1,5		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Pompholix	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0		0,0	0,0	11,0	1,5	0,0	
Synchaeta	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0		0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Trichocerca	0,0	1,5	0,0	0,0	0,0		10,0	3,0		0,0	1,3	0,0	0,0	0,0	
<b>OTROS</b>	<b>2,0</b>	<b>0,3</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,5</b>	<b>1,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,5</b>	<b>0,3</b>	<b>0,3</b>	<b>0,3</b>	<b>0,3</b>	<b>0,3</b>	<b>0,3</b>
PROTOZOOS	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0		0,8	0,0		0,0	0,0	0,3	0,3	0,0	
NEMATODOS	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0		0,0	0,3	0,0	0,0	0,3	
TURBELARIO							0,3			0,3					

Tabla 9. Resultados de zooplacton de verano en embalses de Oiola, Gorostiza y Maroño

	OIOLA				MEDIAS en c/ml	GOROSTIZA			MEDIAS en c/ml	MAROÑO					MEDIAS en c/ml
	0,5	5,0	17,0	19,0		0,5	3,0	11,0		0,5	4,0	8,0	13,0	20,0	
<b>DIATOMEAS</b>	<b>33,2</b>	<b>18,3</b>	<b>81,7</b>	<b>15,7</b>	<b>37,2</b>	<b>118,7</b>	<b>7,0</b>	<b>0,0</b>	<b>41,9</b>	<b>28,0</b>	<b>45,4</b>	<b>148,9</b>	<b>51,2</b>	<b>3,5</b>	<b>55,4</b>
Asterionella	0,0	0,9	0,0	2,6		0,0	0,0	0,0		21,0	7,0	55,9	19,0	0,9	
Cyclotella	27,0	15,7	80,0	12,2		111,7	7,0	0,0		3,5	38,4	45,0	2,6	0,0	
Cymbella	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Fragilaria	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	23,0	26,2	1,7	
Navicula	0,9	0,0	0,0	0,0		7,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Nitzschia	3,5	0,0	0,0	0,9		0,0	0,0	0,0		3,5	0,0	0,0	1,7	0,0	
Synedra	0,9	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	25,0	1,7	0,0	
Tabellaria	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Otros	0,9	1,7	1,7	0,0		0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	
<b>CLOROFICEAS</b>	<b>0,0</b>	<b>8,7</b>	<b>1,7</b>	<b>0,0</b>	<b>2,6</b>	<b>15993,0</b>	<b>1844,0</b>	<b>0,0</b>	<b>5945,7</b>	<b>2612,5</b>	<b>3113,9</b>	<b>14,9</b>	<b>21,0</b>	<b>54,7</b>	<b>1163,4</b>
Actinastrum	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0			0,0	0,0	0,0	0,0		
Ankistrodesmus	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	8,0	0,0		17,5	14,0	0,0	0,0	0,0	
Coelastrum	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	80,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Crucigenia	0,0	0,0	0,0	0,0		11286,0	256,0	0,0		1341,0	183,0	0,0	0,0	0,0	
Ulothrix	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0		80,0	19,0	0,9	19,2	53,0	
Oocystis	0,0	3,5	0,0	0,0		4637,0	928,0	0,0		1048,0	17,0	6,0	0,9	1,7	
Pediastrum	0,0	0,0	0,0	0,0		56,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Scenedesmus	0,0	5,2	1,7	0,0		14,0	16,0	0,0		49,0	2880,0	8,0	0,9	0,0	
Sphaerocystis	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	32,0	0,0		77,0	0,9	0,0	0,0	0,0	
Tetraedrum	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	524,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Otras	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
<b>DINOFICEAS</b>	<b>2,6</b>	<b>2,6</b>	<b>54,0</b>	<b>0,9</b>	<b>15,0</b>	<b>14,0</b>	<b>4,0</b>	<b>0,0</b>	<b>6,0</b>	<b>0,0</b>	<b>3,5</b>	<b>4,4</b>	<b>2,6</b>	<b>0,0</b>	<b>2,1</b>
Ceratium	0,9			0,9		3,5				0,0	0,0				
Gimnodinium												0,0	0,0		
Peridinium	1,7	2,6	54,0	0,0		10,5	4,0	0,0		0,0	3,5	4,4	2,6	0,0	
Peridiniopsis															
<b>DESMIDOS</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>7,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>2,3</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,9</b>	<b>0,0</b>	<b>0,9</b>	<b>0,4</b>

	OIOLA				MEDIAS en c/ml	GOROSTIZA			MEDIAS en c/ml	MAROÑO					MEDIAS en c/ml
	0,5	5,0	17,0	19,0		0,5	3,0	11,0		0,5	4,0	8,0	13,0	20,0	
Closterium						3,5						0,9			
Cosmarium						3,5		0,0						0,9	
<b>CIANOFICEAS</b>	<b>681,0</b>	<b>1449,0</b>	<b>2060,0</b>	<b>0,0</b>	<b>1047,5</b>	<b>13270,0</b>	<b>2000,0</b>	<b>487,0</b>	<b>5252,3</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>
Coelosphaerium								87,0							
Oscillatoria	681,0	1449,0	2060,0	0,0		13270,0	2000,0	400,0							
<b>EUGLENOFITAS</b>	<b>0,9</b>	<b>3,5</b>	<b>7,0</b>	<b>0,0</b>	<b>2,8</b>	<b>38,0</b>	<b>1,0</b>	<b>0,0</b>	<b>13,0</b>	<b>87,3</b>	<b>17,5</b>	<b>17,5</b>	<b>0,0</b>	<b>1,8</b>	<b>24,8</b>
Euglena	0,0	0,9	7,0	0,0		38,0	1,0	0,0		52,0	17,5	384,0	0,0	0,9	
Trachelomonas	0,9	2,6						0,0			0,9	1,7	5,2	0,9	
<b>CRISOFICEAS</b>	<b>25,3</b>	<b>81,0</b>	<b>0,9</b>	<b>0,0</b>	<b>26,8</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>21,0</b>	<b>67,0</b>	<b>6,0</b>	<b>1,7</b>	<b>1,7</b>	<b>19,5</b>
Dinobrium	25,3	81,0	0,9	0,0				0,0		21,0	67,0	6,0	1,7	1,7	
<b>PROTOZOOS</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,8</b>	<b>0,9</b>	<b>0,4</b>	<b>4,5</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>1,5</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>
Litonotus	0,0	0,0	0,0	0,9		1,0				0,0			0,0		
Tachelius	0,0	0,0	0,4	0,0		3,5				0,0		0,0			
NEMATODOS			0,4					0,0						1,0	

Tabla 10. Resultados de fitoplacton de verano en embalses de Oiola, Gorostiza y Maroño

	OIOLA				MEDIAS en c/ml	GOROSTIZA				MEDIAS en c/ml	MAROÑO					MEDIAS en c/ml
	0,5	4,0	12,0	17,0		0,5	3,0	8,0	13,0		0,5	4,0	12,0	18,0	25,0	
<b>CLADOCEROS</b>	<b>0,2</b>	<b>0,8</b>	<b>0,4</b>	<b>0,0</b>	<b>0,4</b>	<b>0,6</b>	<b>6,6</b>	<b>2,2</b>	<b>0,4</b>	<b>2,5</b>	<b>0,0</b>	<b>0,6</b>	<b>0,4</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,2</b>
Daphnia	0,2	0,8	0,4	0,0		0,6	6,6	2,2	0,4		0,0	0,6	0,4	0,0	0,0	
<b>COPEPODOS</b>	<b>0,9</b>	<b>0,4</b>	<b>0,4</b>	<b>1,0</b>	<b>0,7</b>	<b>90,8</b>	<b>37,0</b>	<b>1,6</b>	<b>2,2</b>	<b>32,9</b>	<b>0,4</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>6,0</b>	<b>0,0</b>	<b>1,3</b>
Cyclops	0,0	0,2	0,4	0,0		0,0	2,2	0,4	0,2		0,4	0,0	0,0	0,2	0,0	
Eucyclops	0,7	0,0	0,0	0,4		87,0	28,0	0,2	1,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Tropocyclops	0,2	0,0	0,0	0,0		0,2	1,8	1,0	0,6		0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	
larvas	0,0	0,2	0,0	0,6		3,6	5,0	0,0	0,4		0,0	0,0	0,0	5,6	0,0	
<b>ROTIFEROS</b>	<b>0,0</b>	<b>0,4</b>	<b>0,4</b>	<b>0,4</b>	<b>0,3</b>	<b>0,8</b>	<b>1,6</b>	<b>1,0</b>	<b>0,8</b>	<b>1,1</b>	<b>13,6</b>	<b>30,6</b>	<b>81,0</b>	<b>81,8</b>	<b>65,4</b>	<b>54,5</b>
Anuraeopsis											4,0	8,4	6,4	4,0	0,4	
Asplanchna	0,0	0,2	0,2	0,2		0,0			0,0							
Ascomorpha	0,0	0,0	0,0	0,0		0,4			0,0		0,0	0,0	0,0	9,6	0,0	
Brachionus	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0			0,0		1,2	1,6	2,0	6,8	0,2	
Conochilus	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0			0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Colurella	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0			0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Filinia	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0			0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
K. Quadrata	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0			0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
k. Cochlearis	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,8	0,8	0,8		0,4	2,8	0,4	0,0	0,6	
Lecane	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0			0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Polyarthra	0,0	0,0	0,0	0,0		0,2	0,4		0,0		0,4	0,6	0,2	0,4	0,2	
Pompholix	0,0	0,2	0,2	0,2		0,0			0,0		7,4	17,2	72,0	61,0	64,0	
Synchaeta	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0			0,0		0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	
Trichocerca	0,0	0,0	0,0	0,0		0,2	0,4	0,2	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
<b>OTROS</b>	<b>1,2</b>	<b>0,5</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,4</b>	<b>1,0</b>	<b>0,0</b>	<b>10,0</b>	<b>1,4</b>	<b>3,1</b>	<b>0,0</b>	<b>0,2</b>	<b>0,0</b>	<b>0,3</b>	<b>0,0</b>	<b>0,1</b>
Protozoos	0,5	0,0	0,0	0,0		0,8			0,0					2,4		
Nematodos	0,5	0,3	0,0	0,0		0,0		10,0	1,4		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Turbelario	0,2	0,2				0,3										
Acaro						0,2					0,0	0,2		1,2		

Tabla 11. Resultados de zooplacton de otoño en embalses de Oiola, Gorostiza y Maroño

	OIOLA				MEDIAS en c/ml	GOROSTIZA				MEDIAS en c/ml	MAROÑO					MEDIAS en c/ml
	0,5	4,0	12,0	17,0		0,5	3,0	8,0	13,0		0,50	4,00	12,00	18,00	25,00	
<b>DIATOMEAS</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>20,5</b>	<b>17,5</b>	<b>9,5</b>	<b>11,3</b>	<b>14,0</b>	<b>14,0</b>	<b>17,7</b>	<b>14,3</b>	<b>0,09</b>	<b>1,00</b>	<b>2,60</b>	<b>1,00</b>	<b>2,00</b>	<b>1,3</b>
Asterionella	0,0	0,0	7,0	0,0		0,0	2,0	1,0	1,0		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
Cyclotella	0,0	0,0	10,0	3,5		9,6	11,0	12,0	13,0		0,04	0,00	0,00	1,00	0,00	
Cymbella	0,0	0,0	0,0	0,0		1,7	0,0	0,0	0,0		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
Fragilaria	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	1,7		0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	
Navicula	0,0	0,0	0,0	14,0		0,0	1,0	0,0	0,0		0,02	1,00	1,70	0,00	0,00	
Nitzschia	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	1,0	0,0		0,00	0,00	0,90	0,00	2,00	
Synedra	0,0	0,0	3,5	0,0		0,0	0,0	0,0	1,0		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
Tabellaria	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	1,0		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
Otros	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0		0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	
<b>CLOROFICEAS</b>	<b>45,0</b>	<b>101,5</b>	<b>1131,0</b>	<b>328,0</b>	<b>401,4</b>	<b>30,0</b>	<b>48,9</b>	<b>127,7</b>	<b>311,0</b>	<b>129,4</b>	<b>0,62</b>	<b>1,10</b>	<b>0,20</b>	<b>0,20</b>	<b>9,00</b>	<b>2,2</b>
Ankistrodesmus	31,0	84,0	712,0	314,0		0,9	3,0	1,0	0,0		0,02	1,00	0,00	0,00	0,00	
Coelastrum	0,0	0,0		0,0		0,0	0,0	70,0	0,0		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
Crucigenia	0,0	14,0	419,0	14,0		0,0	0,0	7,0	0,0		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
Ulothrix	0,0	0,0	0,0	0,0		0,6	3,5	4,0	0,0		0,60	0,10	0,20	0,20	9,00	
Oocystis	0,0	3,5	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	5,0		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
Pediastrum	0,0	0,0	0,0	0,0		0,1	0,0	0,0	0,0		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
Scenedesmus	14,0	0,0	0,0	0,0		4,4	4,4	1,7	0,0		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
Sphaerocystis	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
Tetraedrum	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
Otras	0,0	0,0	0,0	0,0		24,0	38,0	44,0	306,0		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
<b>DINOFICEAS</b>	<b>7,0</b>	<b>3,5</b>	<b>3,5</b>	<b>3,5</b>	<b>4,4</b>	<b>1,7</b>	<b>6,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>1,9</b>	<b>0,11</b>	<b>1,70</b>	<b>0,00</b>	<b>1,70</b>	<b>0,03</b>	<b>0,7</b>
Ceratium											0,01	0,00			0,01	
Gimnodinium											0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
Peridinium	7,0	3,5	3,5	3,5		1,7	6,0	0,0	0,0		0,10	1,70	0,00	1,70	0,02	
Peridiniopsis																
<b>DESMIDOS</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,0</b>
Closterium																

	OIOLA				MEDIAS en c/ml	GOROSTIZA				MEDIAS en c/ml	MAROÑO					MEDIAS en c/ml
	0,5	4,0	12,0	17,0		0,5	3,0	8,0	13,0		0,50	4,00	12,00	18,00	25,00	
Cosmarium																
<b>CIANOFICEAS</b>	<b>20603,0</b>	<b>11524,0</b>	<b>20952,0</b>	<b>13619,0</b>	<b>16674,5</b>	<b>1,0</b>	<b>52,0</b>	<b>1,0</b>	<b>1,0</b>	<b>13,8</b>	<b>1,00</b>	<b>5,00</b>	<b>0,10</b>	<b>0,30</b>	<b>463,00</b>	<b>93,9</b>
Coelosphaerium																
Chroococcus																
Gimphonema																
Microcistis																
Oscillatoria	20603,0	11524,0	20952,0	13619,0		1,0	52,0	1,0	1,0		1,00	5,00	0,10	0,30	463,00	
<b>CRYPTOFICEAS</b>	<b>3,5</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,9</b>	<b>122,0</b>	<b>54,0</b>	<b>29,0</b>	<b>0,0</b>	<b>51,3</b>	<b>0,30</b>	<b>17,00</b>	<b>41,00</b>	<b>19,00</b>	<b>4,40</b>	<b>16,3</b>
Cryptomonas	3,5					122,0	54,0	29,0	0,0		0,30	17,00	41,00	19,00	4,40	
<b>EUGLENOFITAS</b>	<b>10,5</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>2,6</b>	<b>3,5</b>	<b>2,6</b>	<b>11,0</b>	<b>0,0</b>	<b>4,3</b>	<b>87,30</b>	<b>17,46</b>	<b>17,46</b>	<b>0,00</b>	<b>3,49</b>	<b>25,1</b>
Euglena	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
Trachelomonas	10,5					3,5	2,6	11,0	0,0		0,06					
<b>PROTOZOOS</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,70</b>	<b>1,70</b>	<b>0,20</b>	<b>2,40</b>	<b>0,30</b>	<b>1,1</b>
Litonotus	0,0	0,0	0,0	0,0							0,70	1,70	0,20	2,40	0,30	
Tachelius	0,0	0,0	0,0	0,0							0,00		0,00			
Tintinidium	0,0	0,0	0,0	0,0												

Tabla 12. Resultados de fitoplacton de otoño en embalses de Oiola, Gorostiza y Maroño

	OIOLA					MEDIAS en c/ml	GOROSTIZA				MEDIAS en c/ml	MAROÑO					MEDIAS en c/ml
	0,5	2,0	4,0	8,0	13,0		0,5	2,0	4,0	10,0		0,5	3,0	6,0	18,0	30,0	
<b>CLADOCEROS</b>	<b>0,3</b>	<b>0,5</b>	<b>0,8</b>	<b>1,3</b>	<b>0,8</b>	<b>0,7</b>	<b>0,3</b>	<b>1,5</b>	<b>4,0</b>	<b>5,5</b>	<b>2,8</b>	<b>0,5</b>	<b>6,5</b>	<b>1,5</b>	<b>1,5</b>	<b>1,5</b>	<b>2,3</b>
Daphnia	0,3	0,5	0,8	1,0	0,8		0,3	1,5	4,0	5,5		0,5	6,5	1,5	1,5	1,5	
Bosmina				0,3													
<b>COPEPODOS</b>	<b>0,5</b>	<b>1,0</b>	<b>0,6</b>	<b>0,3</b>	<b>0,0</b>	<b>0,5</b>	<b>41,5</b>	<b>22,3</b>	<b>34,3</b>	<b>25,5</b>	<b>30,9</b>	<b>3,3</b>	<b>3,5</b>	<b>1,3</b>	<b>1,8</b>	<b>2,5</b>	<b>2,5</b>
Cyclops	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		12,0	5,0	4,0	4,0		0,0	1,0	0,0	0,0	1,0	
Eucyclops	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0		14,5	13,0	19,0	6,5		1,5	1,0	0,3	0,3	1,0	
Tropocyclops	0,0	0,5	0,0	0,3	0,0		10,0	1,3	1,3	2,0		0,3	0,0	0,5	0,0	0,0	
larvas	0,5	0,5	0,3	0,0	0,0		5,0	3,0	10,0	13,0		1,5	1,5	0,5	1,5	0,5	
<b>ROTIFEROS</b>	<b>1,8</b>	<b>3,5</b>	<b>0,9</b>	<b>0,9</b>	<b>0,6</b>	<b>1,5</b>	<b>0,9</b>	<b>0,3</b>	<b>2,9</b>	<b>2,8</b>	<b>1,7</b>	<b>61,3</b>	<b>176,0</b>	<b>115,3</b>	<b>130,5</b>	<b>58,6</b>	<b>108,3</b>
Asplanchna	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		0,3	0,0	2,3	0,8		0,3	0,0	0,3	0,0	0,3	
Brachionus	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Conochilus	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0		0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	
Filinia	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
K. Quadrata	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
k. Cochlearis	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Lecane	0,0	0,0	0,3	0,0	0,3		0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	
Polyarthra	0,0	1,0	0,3	0,3	0,0		0,3	0,0	0,0	0,5		6,0	25,0	12,5	23,0	8,0	
Pompholix	1,8	2,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,3	0,3	1,5		4,5	26,0	20,0	41,0	12,5	
Synchaeta	0,0	0,5	0,0	0,3	0,3		0,3	0,0	0,3	0,0		50,0	125,0	82,5	66,5	37,5	
Trichocerca	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
<b>OTROS</b>																	
PROTOZOOS	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	

Tabla 13. Resultados de zooplacton de invierno en embalses de Oiola, Gorostiza y Maroño



	OIOLA					MEDIAS en c/ml	GOROSTIZA				MEDIAS en c/ml	MAROÑO					MEDIAS en c/ml
	0,5	2,0	4,0	8,0	13,0		0,5	2,0	4,0	10,0		0,5	3,0	6,0	18,0	20,0	
<b>DIATOMEAS</b>	<b>193,0</b>	<b>75,6</b>	<b>67,7</b>	<b>131,7</b>	<b>91,4</b>	<b>111,9</b>	<b>502,5</b>	<b>440,5</b>	<b>1340,5</b>	<b>433,0</b>	<b>679,1</b>	<b>485,5</b>	<b>772,0</b>	<b>836,5</b>	<b>520,0</b>	<b>879,5</b>	<b>698,7</b>
Asterionella	171,0	72,0	64,0	124,0	87,0		7,0	0,0	0,0	7,0		3,5	7,0	0,0	14,0	876,0	
Cyclotella	21,0	2,6	1,7	6,0	4,4		485,0	430,0	1330,0	412,0		475,0	744,0	833,0	506,0	3,5	
Cymbella	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	3,5		0,0	3,5	0,0	0,0	0,0	
Fragilaria	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	7,0	0,0		7,0	10,5	3,5	0,0	0,0	
Navicula	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0		3,5	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Nitzschia	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Synedra	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		7,0	7,0	0,0	10,5		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Tabellaria	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	3,5	0,0	0,0	0,0	
Otros	0,0	1,0	0,0	1,7	0,0		0,0	3,5	3,5	0,0		0,0	3,5	0,0	0,0	0,0	
<b>CLOROFICEAS</b>	<b>13,1</b>	<b>3,6</b>	<b>3,5</b>	<b>8,0</b>	<b>6,1</b>	<b>6,9</b>	<b>122,5</b>	<b>59,4</b>	<b>139,8</b>	<b>150,0</b>	<b>117,9</b>	<b>3,5</b>	<b>3,5</b>	<b>0,0</b>	<b>14,0</b>	<b>17,5</b>	<b>7,7</b>
Ankistrodesmus	2,6	2,6	3,5	1,0	2,6		56,0	52,4	56,0	28,0		3,5	3,5	0,0	14,0	17,5	
Coelastrum	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Crucigenia	3,5	0,0	0,0	3,5	3,5		0,0	0,0	14,0	14,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Ulothrix	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		49,0	3,5	69,8	108,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Oocystis	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		10,5	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Pediastrum	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Scenedesmus	7,0	1,0	0,0	3,5	0,0		7,0	3,5	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Sphaerocystis	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Tetraedrum	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Otras	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
<b>DINOFICEAS</b>	<b>4,0</b>	<b>1,0</b>	<b>1,3</b>	<b>1,0</b>	<b>1,0</b>	<b>1,7</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>3,5</b>	<b>0,9</b>	<b>10,5</b>	<b>14,0</b>	<b>10,5</b>	<b>8,0</b>	<b>10,5</b>	<b>10,7</b>
Ceratium			0,3		0,0							0,0	0,0		1,0		
Gimnodinium					0,0					3,5		7,0	10,5	3,5	7,0	7,0	
Peridinium	4,0	1,0	1,0	1,0	1,0		0,0	0,0	0,0	0,0		3,5	3,5	7,0	0,0	3,5	
Peridiniopsis					0,0												
<b>DESMIDOS</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>3,5</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,7</b>
Closterium					0,0							3,5					

	OIOLA					MEDIAS en c/ml	GOROSTIZA				MEDIAS en c/ml	MAROÑO					MEDIAS en c/ml
	0,5	2,0	4,0	8,0	13,0		0,5	2,0	4,0	10,0		0,5	3,0	6,0	18,0	20,0	
Cosmarium					0,0												
<b>CIANOFICEAS</b>	<b>168,0</b>	<b>120,0</b>	<b>1746,0</b>	<b>227,0</b>	<b>1240,0</b>	<b>700,2</b>	<b>2898,0</b>	<b>50,0</b>	<b>69,8</b>	<b>8730,0</b>	<b>2937,0</b>	<b>3422,0</b>	<b>8800</b>	<b>3881</b>	<b>3841</b>	<b>11000</b>	<b>6188,8</b>
Coelosphaerium					0,0												
Chroococcus					0,0												
Gimphonema					0,0		698,0										
Microcistis					0,0												
Oscillatoria	168,0	120,0	1746,0	227,0	1240,0		2200,0	50,0	69,8	8730,0		3422,0	8800,0	3881,0	3841,0	11000,0	
<b>CRYPTOFICEAS</b>	<b>10,5</b>	<b>2,6</b>	<b>1,7</b>	<b>7,0</b>	<b>2,6</b>	<b>4,9</b>	<b>147,0</b>	<b>244,0</b>	<b>63,0</b>	<b>7,0</b>	<b>115,3</b>	<b>115,0</b>	<b>279,0</b>	<b>161,0</b>	<b>141,0</b>	<b>325,0</b>	<b>204,2</b>
Cryptomonas	10,5	2,6	1,7	7,0	2,6		147,0	244,0	63,0	7,0		115,0	279,0	161,0	141,0	325,0	
<b>EUGLENOFITAS</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>7,0</b>	<b>10,5</b>	<b>3,5</b>	<b>7,0</b>	<b>7,0</b>						
Trachelomonas							7,0	10,5	3,5	7,0							
<b>PROTOZOOS</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>3,5</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,7</b>
Litonotus	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0							0,0	3,5		0,0		
Tachelius	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0							0,0		0,0			
Tintinidium	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0												

Tabla 14. Resultados de fitoplacton de invierno en embalses de Oiola, Gorostiza y Maroño

**ANEXO II**

**INFORME LIMNOLÓGICO DEL EMBALSE  
DE GORBEA II. 2.001.**

## ÍNDICE

1. Objetivos .....	1
2. Situación y descripción del embalse .....	1
3. Materiales y métodos .....	2
4. Resultados .....	4
4.1. Estudio morfométrico e hidrológico .....	4
4.2. Espesor de la capa fótica .....	5
4.3. Régimen térmico .....	8
4.4. Oxígeno .....	10
4.5. Parámetros físico-químicos .....	11
4.6. Parámetros biológicos .....	19
4.7. Evaluación del estado trófico .....	32
5. Conclusiones.....	34
6. Bibliografía.....	36

## 1. OBJETIVOS

El presente trabajo responde a la necesidad de realizar un diagnóstico de la situación medioambiental del embalse de Gorbea II, dado su total desconocimiento.

Los objetivos de este estudio son:

- realizar una caracterización físico-química y biológica del embalse
- estimar su estado trófico
- comparar los parámetros analizados en Gorbea II con los datos disponibles de los embalses de la cuenca del Zadorra gestionados por el Consorcio de Aguas Bilbao-Bizkaia.

## 2. SITUACIÓN Y DESCRIPCIÓN DEL EMBALSE

Los embalses del Gorbea I y II están ubicados en el arroyo Zubialde, afluente del Zaia que vierte sus aguas al río Zadorra. Son pequeñas instalaciones de almacenaje utilizadas en el suministro a Zigoitia y tienen aproximadamente unos 100.000 m<sup>3</sup> de capacidad. La conducción que parte de los embalses, de aproximadamente 15 Km de recorrido inyecta el agua directamente en el anillo periférico de la red de abastecimiento de Vitoria-Gasteiz, aunque normalmente no se utiliza. Esta conducción se dirige hacia los núcleos urbanos de Zigoitia. Tras la prolongada sequía de los años 89-90, se realizó la conexión entre los embalses de Gorbea y la red general del sistema de los embalses del Zadorra (concretamente con el embalse de Urrunaga).

El embalse de Gorbea II es el objeto del presente estudio y se encuentra ubicado en el municipio de Zigoitia (UTMX 521690 y UTM Y 4760788) siendo propiedad del Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz. Es gestionado por AMVISA (Aguas Municipales de Vitoria, S.A) y cuenta con un caudal concesional de 60 l/seg, que conecta con el sistema de los embalses del Zadorra, pero que es usado en contadas ocasiones. Por lo tanto las fluctuaciones de la lámina de agua en el embalse se deben en principio al régimen natural, teniendo en cuenta las tomas de los manantiales existentes aguas arriba, y a las pérdidas por infiltración, evaporación, etc.

Respecto a parámetros morfométricos tan básicos como área superficial y volumen máximos hay que señalar que no existen datos de campo y que, por ejemplo en el caso del volumen, se han detectado en la bibliografía consultada valores dispares (del orden del doble de la capacidad estimada comparando una fuente con otra). Realizando una aproximación somera en base a la cartografía disponible se ha estimado una superficie máxima de 1,2 Ha y un volumen aproximado de 0,017 Hm<sup>3</sup>. Dada la importancia de este tipo de parámetros para cálculos posteriores sería conveniente realizar una batimetría y estudio morfológico exhaustivo del embalse, si bien para este estudio se han tomado como válidos los datos obtenidos a partir de fuente bibliográfica más próximos a los valores estimados según la cartografía (Tabla 2.1).

UTMX	0521690
UTMY	4760788
PROPIETARIO	Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz
AÑO DE TERMINACIÓN	1869
ALTURA DE LA PRESA	13 m
TIPO DE PRESA	Gravedad
LONGITUD DE CORONACIÓN	43 m
SUPERFICIE DE EMBALSE	2 Ha
COTA	634,5 m
VOLUMEN MÁXIMO	0,05 Hm <sup>3</sup>
VOLUMEN ÚTIL	0,05 Hm <sup>3</sup>
TIPO DE ALIVIADERO	Lámina libre
CAPACIDAD DE ALIVIADERO	3 m <sup>3</sup> /s
CUENCA HIDROGRÁFICA	10 Km <sup>2</sup>
APORTACIÓN MEDIA ANUAL	5 Hm <sup>3</sup>
PRECIPITACIÓN MEDIA ANUAL	854,4 mm

Tabla 2.1. Características del embalse Gorbea II. Fuente: Plan Integral para la Protección de Inundaciones(PIPI).

Gorbea II es un embalse muy encajonado, de difícil acceso a sus orillas por la fuerte pendiente que presentan (excepto en la zona de la presa). La cubeta se asienta sobre sustratos calizos, rodeados por materiales de tipo detrítico, siendo dominantes las areniscas silíceas en la cuenca vertiente. En las orillas se desarrolla vegetación de ribera formada fundamentalmente por sauces y alisos, que se imbrican con el robledal circundante. En la cuenca vertiente también abunda el marojal, el brezal-argomal-helechal cantábrico y plantaciones forestales.

### 3. MATERIALES Y METODOS

Durante el año 2001 se han realizado tres muestreos en el embalse de Gorbea II: el 9 de marzo, el 24 de mayo y el 16 de julio. Se eligió como punto de muestreo la zona media del embalse más próxima a la presa (zona lacustre más profunda) a la que se accedía mediante embarcación neumática tipo Zodiak. En dicho punto se han realizado perfiles *in situ* de temperatura, oxígeno y % de saturación. En la misma estación, y a distintas profundidades se procedió también a la toma de agua mediante botella oceanográfica tipo Van Dorn. A las profundidades seleccionadas en cada muestreo se midió *in situ* conductividad y pH, tomándose también muestras de agua para el posterior análisis en laboratorio de clorofila *a*, fitoplancton, iones mayoritarios y nutrientes. La metodología utilizada aparece reflejada en la tabla 3.1.

VARIABLE	METODOLOGÍA
Oxígeno (mg/l), % Saturación, Temperatura (°C)	Oxímetro WTW Oxi 340-A, con sonda de oxígeno CellOx 325
pH	pH-metro WTW pH 340-A, con electrodo SenTix 41, con sonda de temperatura incorporada
Conductividad (µS/cm)	Conductivímetro WTW LF 340-A, con célula conductimétrica estándar TetraCon 325
Alcalinidad total, carbonatos y bicarbonatos	<b>Valoración potenciométrica a punto de equivalencia.</b>
Amoníaco	Colorimetría (método de Solorzano)
Nitrógeno total Kjeldahl (NKT)	Digestión ácida, destilación y posterior nesslerización
Cloruros	Valoración potenciométrica a punto de equivalencia con nitrato de plata
Sulfatos	Turbidimetría
Nitratos	Método de reducción con cadmio
Nitritos	Colorimetría
Ortofosfatos	Colorimetría (método del ácido ascórbico)
Fósforo total	Colorimetría (método del ácido ascórbico) previa digestión ácida de la muestra
Calcio y Magnesio	Espectrofotometría de Absorción Atómica en Llama
Sodio y Potasio	Espectrofotometría de Emisión Atómica en Llama

Tabla 3.1. Variables contempladas en el estudio del embalse Gorbea II y metodología aplicada.

En el muestreo de marzo (invierno) no fue posible disponer de embarcación, por lo que se tomaron todas las muestras desde la presa del embalse. En el caso del zooplancton recogido en este muestreo, se filtraron 500 litros a través de una malla de 200 µm, tomados mediante una bomba de agua.

Se realizaron tres réplicas por muestra para el análisis de la clorofila y los resultados que se presentan son la media de las tres determinaciones. Primero se filtró un volumen determinado sobre filtros de fibra de vidrio; después para la extracción del pigmento se utilizó acetona al 90% y tras la centrifugación de la muestra, la clorofila se determinó mediante espectrofotometría. Para el cálculo final se utilizaron las fórmulas descritas en la metodología 10200 H (APHA, 1992).

Las muestras de fitoplancton se tomaron en botes topacio de 250 ml y se fijaron con Lugol. La identificación se realizó con un microscopio invertido, previa sedimentación de un volumen pequeño en cámaras especiales, según el procedimiento de Utermöhl.

Para la toma de muestras de zooplancton se utilizaron dos tipos de redes, una de tamaño de poro de 80µm para la captura de microzooplancton, y otra de 200µm para el mesozooplancton. Se realizó un arrastre horizontal y vertical de las redes determinando el volumen de agua filtrada, procediendo posteriormente a la identificación y contaje de los organismos del zooplancton mediante un microscopio estereoscópico.

## 4. RESULTADOS

### 4.1 ESTUDIO MORFOMÉTRICO E HIDRÁULICO

La morfometría de un embalse determina en gran medida sus características físico-químicas y biológicas. La forma de la cubeta refleja la erosión producida por la circulación de las aguas, así como el relleno de determinadas áreas por efecto de la sedimentación y condiciona en gran medida su posible evolución trófica.

En la tabla 4.1. se muestran los principales parámetros morfométricos. Las fórmulas aplicadas para su cálculo se encuentran en los manuales mencionados en la bibliografía (Hutchinson, 1957; Wetzel, 1981; Wetzel & Likens, 1991).

PARAMETRO	GORBEA II	ULLIBARRI	S. ENGRACIA	ALBINA
Area superficial máxima (A, Ha)	2	1695	869	54
Volumen embalse (V, Hm <sup>3</sup> )	0,05	146,4	71,8	4,9
Profundidad máxima (Zm, m)	8,5	30	30	22
Profundidad media (z, m)	5	8,64	8,26	9,07
Profundidad relativa (Zr, %)	5,33	0,65	0,90	2,65
Longitud máxima (m)	240	11000	7000	3700
Anchura máxima (m)	50	3000	2500	400
Perímetro	560	*	*	*
Desarrollo del perímetro (DL)	11,17	*	*	*
Desarrollo del volumen (Dv)	1,76	0,86	0,83	1,24
Coefficiente de concidad z:Zm	0,59	0,29	0,28	0,41
% cuenca ocupado por el embalse	0,2	6,2	7,2	5

Tabla 4.1. Principales parámetros morfométricos del embalse Gorbea II y de los embalses de Ullibarri-Gamboa, Santa Engracia y Albina (Fuente: Consorcio de Aguas Bilbao-Bizkaia).

La profundidad media, considerada por muchos autores como el mejor índice de las condiciones morfométricas, muestra una correlación inversa con respecto a la productividad en los niveles tróficos de los lagos grandes; sin embargo, en los sistemas pequeños esta relación pierde valor y el conjunto de parámetros morfométricos, a pesar de su importancia, son sólo uno de los factores que interactúan.

Un dato morfométrico de gran interés es la profundidad relativa (Zr) expresada como porcentaje del diámetro medio que, con un valor superior al 4%, es indicativa de que se trata de un embalse relativamente profundo de pequeña superficie y de gran estabilidad hidrodinámica en la masa y en la lámina de agua.

El desarrollo del perímetro (DL) compara el perímetro real con el de una circunferencia de igual área; un valor superior a 2, indica un alto desarrollo de costa, lo que refleja un elevado potencial para el desarrollo de comunidades litorales. Cuanto mayor sea el desarrollo perimetral de una masa de agua mayor será su capacidad potencial para albergar



biodiversidad, representada no solamente por densidad de aves acuáticas, sino también de otros grupos biológicos como peces, batracios, invertebrados, vegetación acuática, etc.

El desarrollo de volumen ( $Dv$ ) es una expresión parecida a la relación entre el volumen del embalse y el de un cono con el área basal  $A$  y la altura  $Z_m$ . El coeficiente de conicidad del embalse ( $z/Z_m$ ) muestra un valor superior a 0,5 lo que indica que la forma del vaso es similar a un cono elíptico recto.

En la tabla 4.1. se puede apreciar que el embalse de Gorbea II es el que presenta un menor porcentaje de superficie respecto a su cuenca vertiente.

La tasa de renovación ( $D$ , años<sup>-1</sup>) del agua en un embalse determina el tiempo de que dispone un determinado proceso para llevarse a cabo, por ejemplo el crecimiento del fitoplancton, su consumo por el zooplancton, la mineralización de los detritos en la columna de agua, etc, y también las tasa de entrada y salida de sólidos disueltos y particulados. Su cálculo se estima dividiendo los valores de aportes entre los volúmenes embalsados y su inverso, se corresponde con el tiempo de residencia ( $T_w$ , años). Otro valor de interés hidráulico es la carga hidráulica anual ( $q_s$ , m/años). Todos ellos son parámetros imprescindibles para la aplicación de diversos modelos de eutrofización (OCDE, 1982; Vollenweider, 1968); sin embargo, no se conocen los datos necesarios para su cálculo en el embalse objeto de estudio, por lo que no se han podido aplicar dichos modelos.

## 4.2 ESPESOR DE LA CAPA FÓTICA

La penetración de la luz en el agua determina la distribución vertical de los productores primarios en cualquier ecosistema acuático; y ésta, se ve limitada por la presencia de material en suspensión y de los propios organismos del plancton, que interfieren en la cantidad de radiación que penetra en las aguas.

Con los datos obtenidos en campo sobre la profundidad a partir de la cual deja de verse el disco de Secchi ( $D$ , m) se puede hacer una estima aproximada del espesor de la capa fótica.

$$\text{Espesor de la capa fótica (m)} = 2,3 * D \text{ (m)}$$

La profundidad obtenida se considera el espesor de la capa fótica, donde la producción de oxígeno por fotosíntesis equilibra el consumo por respiración y coincide con el nivel al que se recibe el 1% de la energía luminosa que llega a la superficie.

El espesor de la capa fótica de los embalses gestionados por el Consorcio, estimado a partir de la profundidad de visión del disco de Secchi, se muestra en la figura 4.1. Se observa que el embalse de Ullibarri-Gamboa presenta la transparencia del agua mayor.

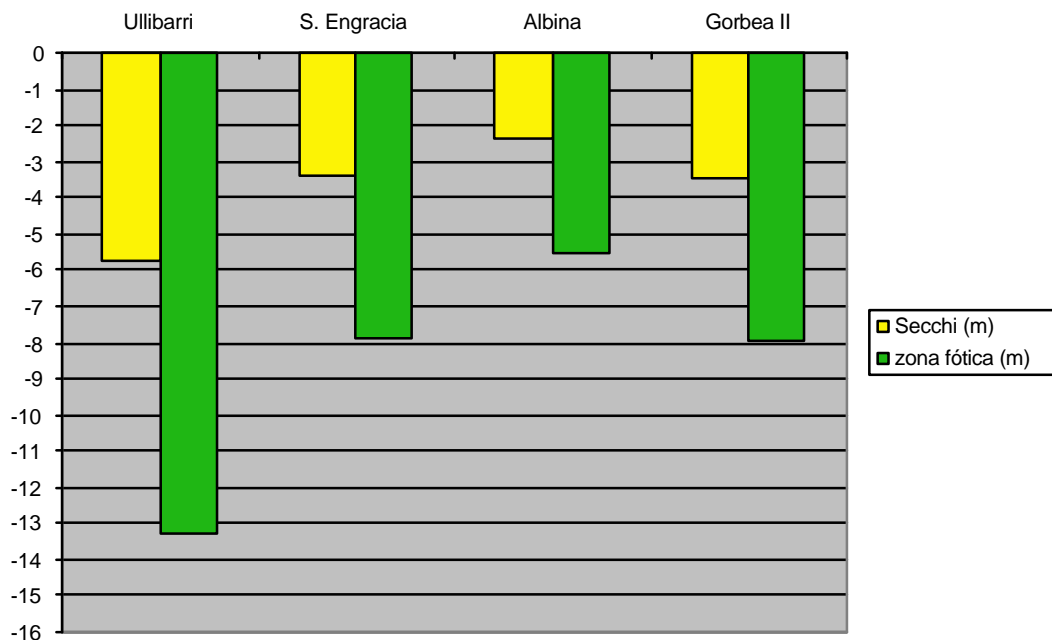


Figura 4.1. Valores medios anuales de la profundidad de visión del disco de Secchi (m) y el espesor de la capa fótica (m) en los embalses gestionados por el Consorcio en 1999 y en el embalse Gorbea II en el 2001.

En los embalses gestionados por el Consorcio y debido a sus características morfológicas concretas, se puede considerar que la zona productiva para el asentamiento de poblaciones fotosintéticas se encuentra restringida a los 10 primeros metros de espesor de la columna de agua (en el caso del embalse de Ullibarri-Gamboa, llega hasta casi los 13 metros). Sin embargo, si comparamos esta capa potencialmente productiva con el volumen total de los embalses, hay que señalar que queda un volumen considerable fuera de la zona potencialmente productiva. Este hecho garantiza una masa de agua donde los procesos respiratorios son dominantes y donde, la biomasa puede ser oxidada. En el caso de un exceso de biomasa, por eutrofización de los embalses, la oxidación que se produzca fuera de la capa fótica, es decir, en el hipolimnion del embalse durante la estratificación de verano, puede llegar a provocar condiciones de anoxia. Este hecho se manifiesta en los embalses gestionados por el Consorcio.

Por el contrario, en el embalse Gorbea II debido a su gran transparencia y a su pequeña profundidad, todo el volumen del embalse se encuentra contenido dentro de la capa fótica, por lo que los productores primarios no se encuentran limitados por condiciones luminosas a una zona concreta y la fotosíntesis es posible, en principio, a cualquier profundidad.

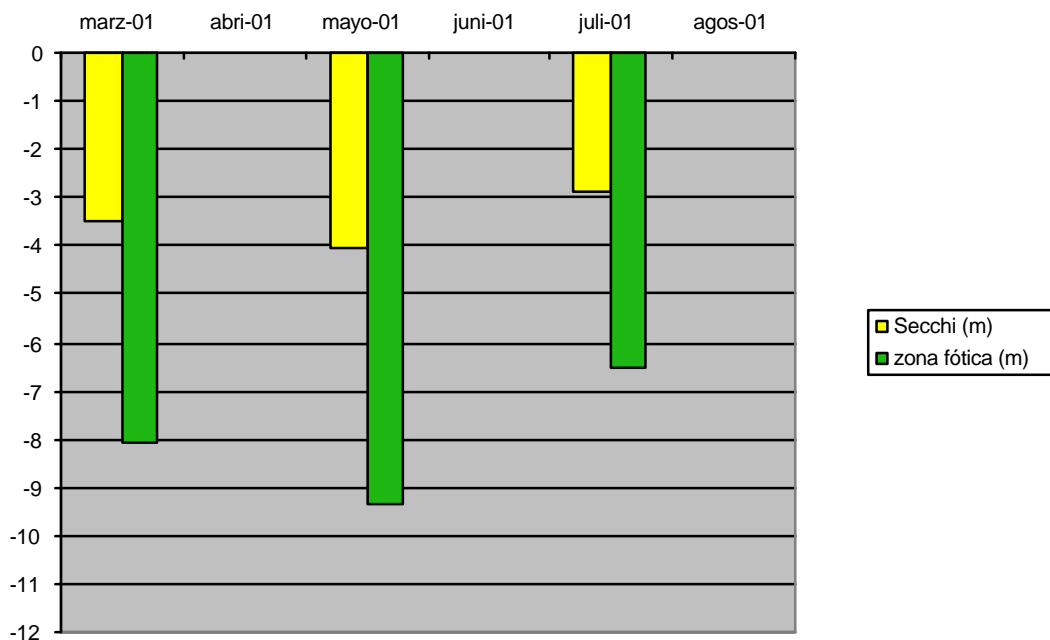


Figura 4.2. Valores de la profundidad de visión del disco de Secchi (m) y el espesor de la capa fótica (m) en el embalse Gorbea II durante las tres campañas de estudio de 2.001.

Dentro del grupo de los productores primarios, el desarrollo de macrófitas también está relacionado con el grado de transparencia de las aguas. Así, Canfield *et al.* (1985) examinaron la relación existente entre la transparencia del agua (medida como profundidad de Secchi, SD) y el máximo grado de colonización de una masa de agua por macrófitas acuáticas MDC y desarrollaron la siguiente ecuación de predicción:

$$\text{Log MDC} = 0,61 \log (\text{SD}) + 0,26$$

El Consorcio aplica esta fórmula a los embalses que gestiona, y los datos obtenidos para el año 1999 se reflejan en la tabla 4.2.

Ullibarri-Gamboa	5,301 m
Santa Engracia	3,853 m
Albina	3,096 m

Tabla 4.2. Profundidad máxima de colonización de macrófitas acuáticas en los embalses de Ullibarri-Gamboa, Santa Engracia y Albina. Datos del informe de 1999. Fuente: Consorcio de Aguas Bilbao-Bizkaia.

Sin embargo, este modelo tiende a infraestimar los valores de MDC en aguas muy claras y a superestimarlos cuando la profundidad de Secchi es baja. Mas recientemente, Duarte y Kalff (1986) han analizado la hipótesis de que las características morfométricas, y en concreto, la pendiente en las orillas, pueden ser el principal factor que controla la biomasa de

macrófitas sumergidas en la zona litoral (MSMB, g peso fresco/m<sup>2</sup>). Así, para pendientes >5,33% proponen la siguiente ecuación:

$$\text{MSMB} = 13,2 + 3,434 \text{ pendiente}^{-0,8}$$

Esta última ecuación parece ser apropiada para sistemas no turbios y de zona templadas. Sin embargo, no disponemos de un valor medio de las pendientes del embalse Gorbea II, aunque hemos constatado su fuerte gradiente durante los muestreos de campo.

### 4.3 REGIMEN TÉRMICO

Los sistemas embalsados, aunque no funcionan exactamente como los lagos o lagunas naturales, sí pueden ser comparados a éstos en su zona próxima a la presa o zona lacustre. Así en esta zona, que suele ser la más profunda del sistema, la temperatura puede producir una estratificación en la masa de agua en verano, que afecta a los componente bióticos y puede incidir directamente en la evolución trófica del sistema.

En nuestras latitudes y a una altitud media (no de alta montaña), los lagos y embalses de cierta entidad, presentan un régimen térmico monomítico cálido, es decir, con una estratificación estival y una época de mezcla durante el resto del año. Según la clasificación de Hutchinson (1957), en estos sistemas acuáticos las temperaturas no bajan de 4°C, circulan libremente en invierno y se estratifican en verano, presentando tres estratos de agua perfectamente definidos: epilimnion o capa superior donde la densidad del agua es menor debido a su elevada temperatura; metalimnion o zona donde se da un descenso de la temperatura a medida que aumenta la profundidad; e hipolimnion, capa relativamente más fría y densa. Incluida en el metalimnion se define como termoclina, el plano imaginario donde el gradiente de disminución de temperatura respecto a la profundidad es máximo y, a efectos tróficos, puede considerarse como una barrera real, ya que separa masas de agua de densidades diferentes que por lo tanto no tienden a mezclarse y pueden aislar diferentes componentes del ecosistema.

Según Margalef (1983), en los embalses españoles se encuentra una termoclina entre los 7 y 15 metros de profundidad, generalmente en verano. En la tabla 4.3. se muestran las profundidades de la termoclina en los embalses gestionados por el Consorcio.

EMBALSE	PROFUNDIDAD TERMOCLINA (m)
Ullibarri-Gamboa	13,0 -15
Santa Engracia	8,0 – 11,0
Albina	7,0 – 9,0

Tabla 4.3. Profundidad de la termoclina en los embalses gestionados por el Consorcio durante 1999.  
Fuente: Consorcio de Aguas Bilbao-Bizkaia.

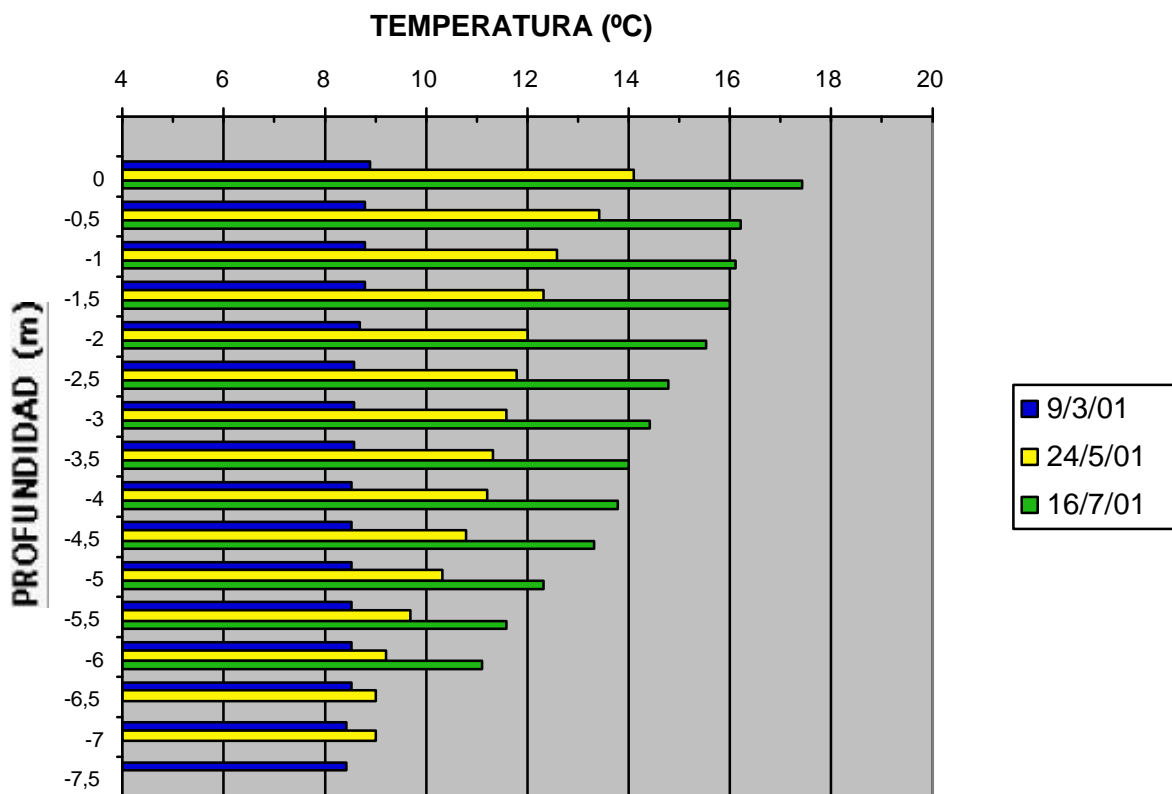


Figura 4.2. Perfiles de temperatura (°C) en el embalse de Gorbea II durante las campañas de muestreo realizada en 2001.

En el embalse Gorbea II (figura 4.2.), la temperatura observada en la columna de agua próxima a la presa se encuentra cercana a los 8 °C durante la mezcla invernal, en primavera comienza una leve estratificación de la masa de agua, observándose un claro gradiente térmico entre la superficie con 14°C y el fondo, con 9°C. Ya en verano, la temperatura del agua es mayor en toda la columna de agua, sin embargo, no se aprecia una termoclina clara debido a la escasa profundidad del embalse. Hay que tener en cuenta que también en verano, la capa fótica incluye la totalidad del volumen del embalse, por lo que aunque se aprecia una diferencia térmica de 6 grados entre la superficie y el fondo, éste, es decir el fondo también ha sufrido un calentamiento por lo que no podemos hablar de un hipolimnion perfectamente definido y aislado de una capa superior por la termoclina.

#### 4.4 OXÍGENO

El oxígeno es un componente fundamental para la vida de los organismos aerobios. Su solubilidad en el agua está afectada, además de por la salinidad y la presión, por la temperatura, aumentando de forma importante al disminuir ésta. La cantidad de oxígeno disuelto en las aguas procede de los aportes fotosintéticos de los productores primarios del propio sistema y de la difusión a partir de la atmósfera, que es muy lenta si no hay turbulencia. Mientras que la oxidación de la materia orgánica alóctona, autóctona y la propia respiración de los organismos son procesos que consumen el oxígeno disuelto.

A lo largo del ciclo anual, incluso en condiciones oligotróficas, es frecuente que la distribución del oxígeno vaya paralela a la de la temperatura, es decir, se produce una cierta estratificación en primavera-verano y una uniformidad de la columna de agua durante el otoño-invierno. Por el contrario, en situaciones en las que la materia orgánica oxidable es elevada y la cantidad de oxígeno disuelto en el hipolimnion está limitada debido a la barrera de la termoclina, pueden alcanzarse condiciones de anoxia en las capas más profundas.

En 1999, los embalses estudiados por el Consorcio en su informe presentan anoxia hipolimnética durante la estratificación estival, con un perfil clinogrado propio de embalses eutróficos. Esta anoxia estival es más acusada en los embalses de Albina y Santa Engracia.

A continuación se muestran las gráficas correspondientes a los perfiles de oxígeno disuelto y % de saturación de la estación de muestreo del embalse Gorbea II durante las campañas del 2001 (figuras 4.3. y 4.4.).

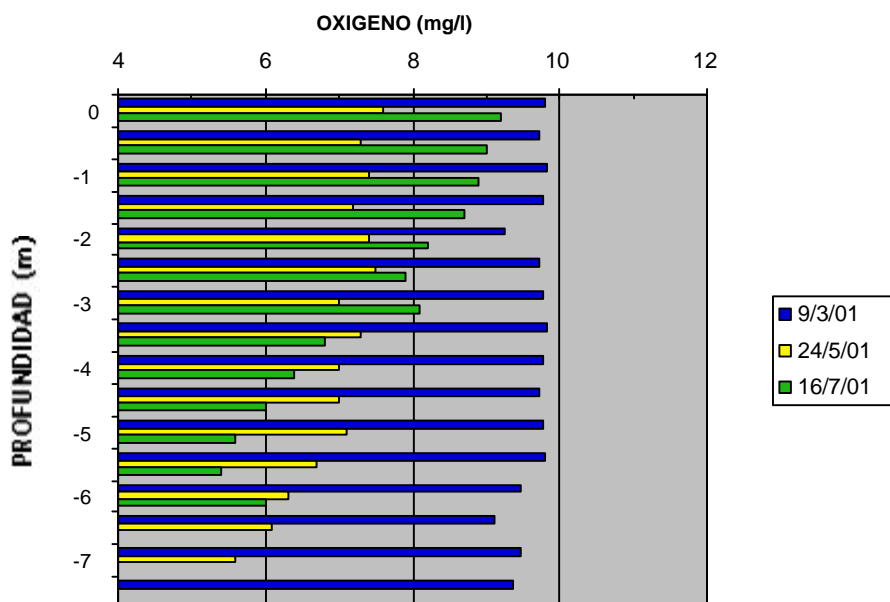


Figura 4.3. Perfiles de oxígeno disuelto (mg/l) en el embalse de Gorbea II durante las campañas de muestreo de 2001.

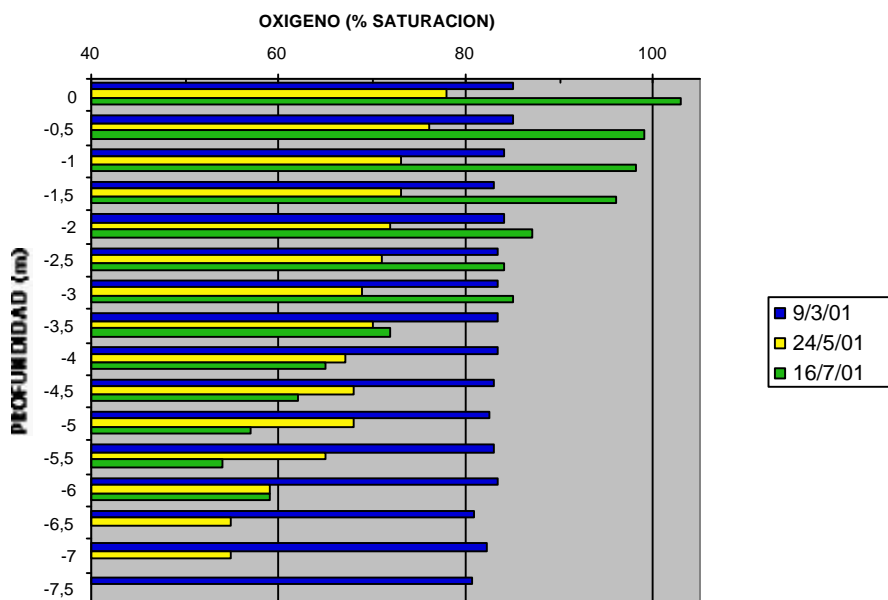


Figura 4.4. Perfiles de porcentaje de saturación de oxígeno en el embalse de Gorbea II durante las campañas de muestreo de 2001.

Entre el muestreo de marzo y el de mayo, se observa una notable disminución de oxígeno en la columna de agua, sobre todo a partir de los 5,5 metros de profundidad. Este hecho parece indicar un hipolimnion incipiente donde los procesos oxidativos son más elevados que los fotosintéticos. Sin embargo, en julio se observa un notable incremento del nivel de oxígeno entre la superficie y los tres metros y medio de profundidad, disminuyendo únicamente el contenido de oxígeno a partir de dicha profundidad, aunque en ningún momento se aprecia peligro de anoxia.

## 4.5 PARAMETROS FISICO-QUÍMICOS

### 4.5.1. pH

El valor del pH de las aguas naturales oscila generalmente entre 6 y 8, dependiendo de la naturaleza del sustrato y de los tipos de suelos de la cuenca de drenaje. Influyen también las reacciones químicas que ocurren en el agua y procesos biológicos como la fotosíntesis y la respiración.

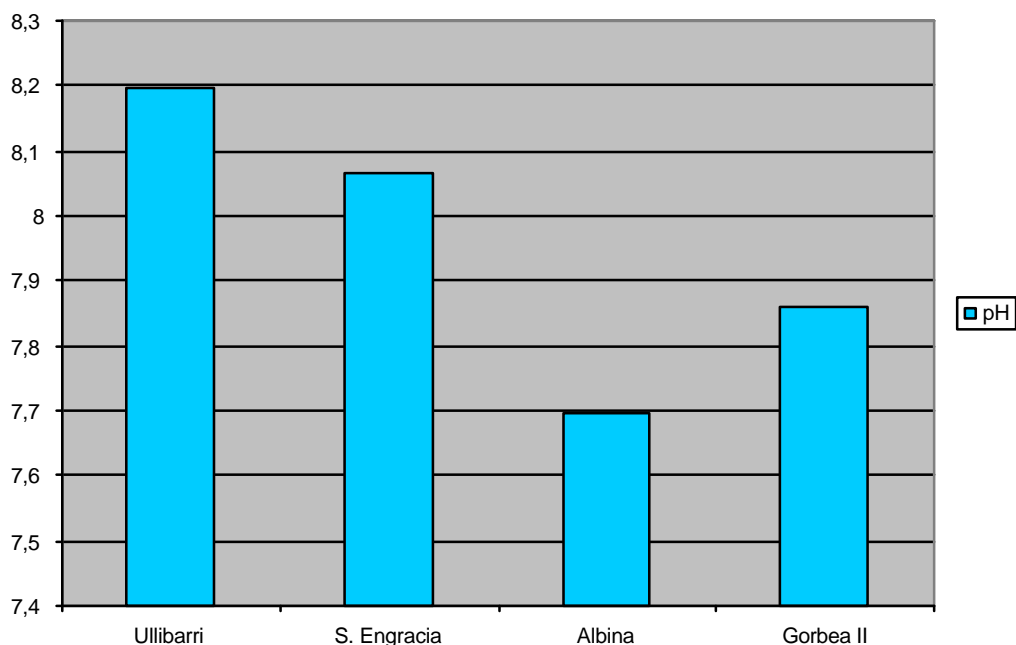


Figura 4.5. Valores medios de pH durante el año 1999 para los embalses gestionados por el Consorcio y para el embalse de Gorbea II, durante 2001.

Durante el ciclo anual de 1999, el pH de los embalses incluidos en el informe del Consorcio se mantuvieron bastante alcalinos, variando de 7 a 8,59; siendo las aguas de Albina las que presentan un pH más bajo (figura 4.5.).

PROFUNDIDAD	9-3-01	24-5-01	16-7-01	VALOR MEDIO
SUPERFICIE	-	7,95	8,1	
MEDIO		7,84 (4 m)	7,9 (3 m)	
FONDO	-	7,70 (6,5 m)	7,7 (5,5 m)	7,86

Tabla 4.4. Valores de pH registrados en los muestreos realizados en el embalse Gorbea II durante 2001. Entre paréntesis se señala la profundidad a la que se tomó la muestra.

Las aguas de Gorbea II, son ligeramente alcalinas, situándose su valor medio de pH en 7,86 unidades. Por otra parte y como se observa en la tabla 4.4., durante los muestreos de mayo y julio existe una ligera estratificación en cuanto al pH, dándose los valores mayores en superficie. Este hecho es común en los embalses o aguas lénticas, ya que con la mayor temperatura superficial de las aguas, la solubilidad del gas carbónico es menor, y además las condiciones favorecen el consumo fotosintético de CO<sub>2</sub>, lo que tiende a incrementar el pH.



#### 4.5.2. Conductividad

La conductividad eléctrica del agua es proporcional a la concentración de iones en disolución. El origen de estos iones está en la disolución de las rocas, el lavado del suelo y la precipitación atmosférica. La conductividad aumenta de forma natural con la distancia al origen o nacimiento de un río, al ir cargándose de iones a medida que va recorriendo una mayor superficie de sustrato. En los embalses, la conductividad viene determinada principalmente por los iones disueltos transportados por las aguas que drenan la cuenca, aunque la evaporación y la lluvia también pueden influir de forma importante.

En base a su conductividad (figura 4.6.), los embalses de Ullibarri-Gamboa y Santa Engracia son de mineralización media acentuada (valores de conductividad entre 200-333  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ; Rodier, J. 1998). El embalse Gorbea II se encuentra también en esta categoría, con un valor medio de 224  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Por el contrario, el embalse de Albina presenta mineralización débil (con valores entre 100-200  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ).

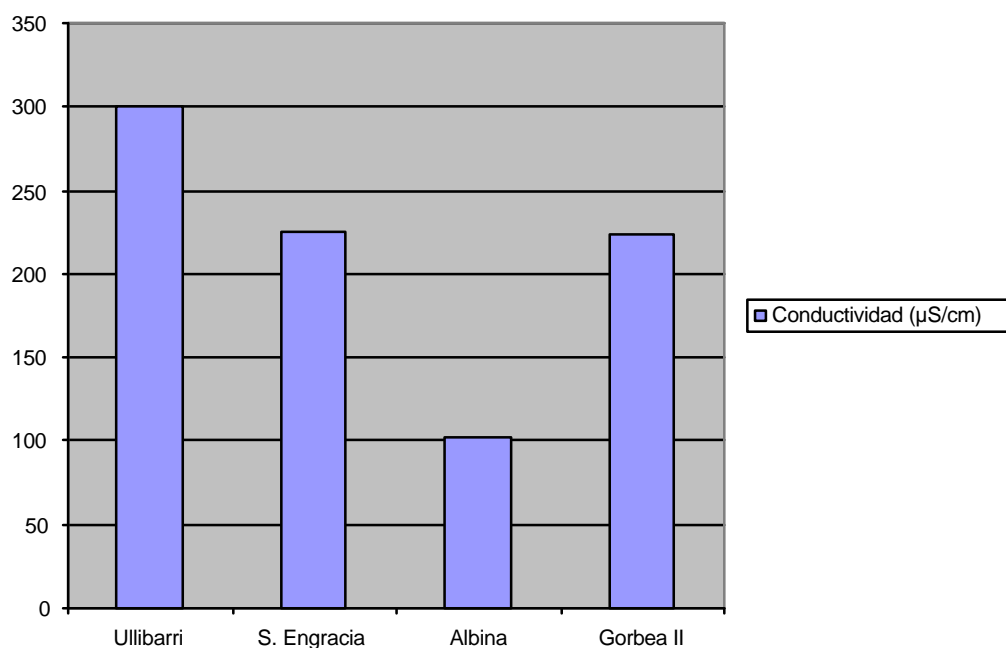


Figura 4.6. Valores medios de conductividad ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) durante el año 1999 para los embalses gestionados por el Consorcio y para el embalse de Gorbea II, durante 2001.

La conductividad de los embalses parece estar influida por la descarga fluvial. En mayo el embalse de Gorbea II se encontraba a su máxima capacidad, recibiendo un importante caudal de entrada que rebosaba por el aliviadero del embalse. Este hecho pudo favorecer una circulación superficial del agua, presentando una mayor conductividad en la capa más superficial, hasta los 4 m de profundidad. Por el contrario, en el muestreo de julio, la cota del embalse había bajado unos 2 metros (que se apreciaban como una banda árida en su perímetro) por lo que el agua no rebosaba por el aliviadero y el aporte de materiales

procedentes de la cuenca de drenaje (reflejado como valor de conductividad) presenta un incremento hacia el fondo, probablemente debido a los procesos de sedimentación en condiciones de mayor estabilidad de la columna de agua.

PROFUNDIDAD	9-3-01	24-5-01	16-7-01	VALOR MEDIO
SUPERFICIE	-	199,3	241	
MEDIO		202 (4 m)	252 (3 m)	
FONDO	-	183,7 (6,5 m)	269 (5,5 m)	<b>224,5</b>

Tabla 4.5. Valores de conductividad ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) registrados en los muestreos realizados en el embalse Gorbea II durante 2001. Entre paréntesis se señala la profundidad a la que se tomó la muestra.

#### 4.5.3. Alcalinidad y dureza del agua

La alcalinidad de las aguas se interpreta normalmente como la cantidad y clase de compuestos presentes en la misma que, en conjunto, modifican el pH hacia el lado básico o alcalino. Normalmente se debe a la presencia de bicarbonatos, carbonatos e hidróxilos y, en menor medida en las aguas continentales, a boratos y silicatos. La alcalinidad total se expresa a menudo en miligramos por litro de  $\text{Ca CO}_3$ .

El término dureza se usa frecuentemente como un parámetro indicador de la calidad de las aguas. De acuerdo con los criterios actuales, la dureza total se define como la suma de las concentraciones de calcio y magnesio, ambos expresados como carbonato cálcico en miligramos por litro (APHA, 1992).

El valor medio de alcalinidad total para el embalse de Gorbea II es de 80 mg  $\text{Ca CO}_3/\text{l}$ . La dureza total media de las aguas del embalse de Gorbea II es de 106,41 mg  $\text{CaCO}_3/\text{l}$ , lo que refleja una dureza baja. Por lo que respecta a los embalses gestionados por el Consorcio, únicamente el embalse de Ullibarri-Gamboa presenta una dureza total ligeramente superior a 120 mg  $\text{CaCO}_3/\text{l}$ .

PROFUNDIDAD	9-3-01	24-5-01	16-7-01	VALOR MEDIO
SUPERFICIE	54,3	88	87,2	
MEDIO		88 (4 m)	87,2 (3 m)	
FONDO	55,2 (7 m)	83 (6,5 m)	97 (5,5 m)	80

Tabla 4.6. Valores de alcalinidad total (mg  $\text{Ca CO}_3/\text{l}$ ) registrados en los muestreos realizados en el embalse Gorbea II durante 2001. Entre paréntesis se señala la profundidad a la que se tomó la muestra.

PROFUNDIDAD	9-3-01	24-5-01	16-7-01	VALOR MEDIO
SUPERFICIE	73,26	107,51	127,35	
MEDIO		106,45 (4 m)	127,18 (3 m)	
FONDO	73,20 (7 m)	99,49 (6,5 m)	136,88 (5,5 m)	106,41

Tabla 4.7. Valores de dureza total (mg Ca CO<sub>3</sub>/ l) registrados en los muestreos realizados en el embalse Gorbea II durante 2001. Entre paréntesis se señala la profundidad a la que se tomó la muestra.

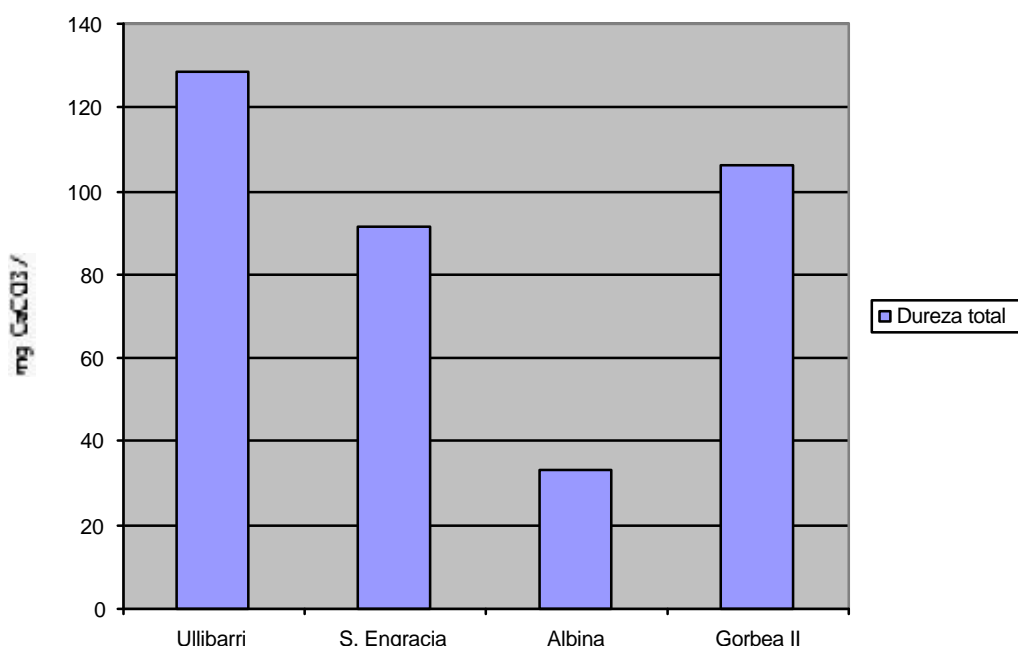


Figura 4.7. Valores medios de dureza total (mg CaCO<sub>3</sub>/l) durante el año 1999 para los embalses gestionados por el Consorcio y para el embalse de Gorbea II, durante 2001.

#### 4.5.4. Iones mayoritarios

La concentración de los principales iones muestra una correlación mutua elevada, y tanto su conjunto como la concentración de cada uno de ellos está positivamente correlacionada con la conductividad eléctrica del agua (Margalef, 1983). Así, estos iones se pueden considerar como componentes principales de proporcionalidad relativamente constante, cuyas proporciones son poco influidas por la actividad de los organismos.

La composición iónica del agua del embalse Gorbea II es bicarbonatada cálcica (Tabla 4.8.), al igual que la de los embalses de Ullibarri-Gamboa, Santa Engracia y Albina.

	CAR	BICAR	CLO	SUL	CA	MAG	SOD	POT
9/3/0m	0	66,0	7,8	< 8	27,8	0,935	5,60	0,446
9/3/7m	0	67,2	5,8	< 8	28	0,798	3,62	0,330
9/3/X	0	66,6	6,8	< 8	27,9	0,866	4,61	0,388
24/5/0m	0	107	4,28	8,4	41,7	0,822	2,10	0,520
24/5/4m	0	107	4,23	8,6	41,2	0,868	2,10	0,381
24/5/6,5m	0	101	3,55	< 5	38,6	0,755	2,01	0,354
24/5/X	0	105	4,02	7,33	40,5	0,815	2,07	0,418
16/7/0m	0	106	4,3	11,4	49,5	0,91	3,02	0,453
16/7/3m	0	106	4,2	12,5	49,4	0,93	3,12	0,413
16/7/5,5m	0	118	4,0	15,0	53,3	0,92	2,82	0,717
16/7/X	0	110	4,17	12,97	50,7	0,92	2,99	0,528
Valor Medio	0	93,86	4,99	9,43	39,7	0,87	3,22	0,44

Tabla 4.8. Valores de los iones mayoritarios en el embalse de Gorbea II a lo largo de los distintos muestreos de 2001. CAR (carbonatos, mg  $\text{CaCO}_3/\text{l}$ ); BICAR (bicarbonatos,  $\text{HCO}_3^-/\text{l}$ ); CLO (cloruros, mg  $\text{Cl}^-/\text{l}$ ); SUL (sulfatos, mg  $\text{SO}_4^{2-}/\text{l}$ ); CA (calcio, mg  $\text{Ca}/\text{l}$ ); MAG (magnesio, mg  $\text{Mg}/\text{l}$ ); SOD (sodio, mg  $\text{Na}/\text{l}$ ) y POT (potasio, mg  $\text{K}/\text{l}$ ). En la primera columna se señala el día/mes/profundidad en metros de la toma de agua para analítica; X, representa la media aritmética en la columna de agua para esa fecha.

Si contemplamos la diferente concentración de los iones en la columna de agua podemos diferenciar claramente los muestreos de marzo y mayo, del de julio. En las dos primeras campañas cuando el embalse se encontraba completamente lleno y el agua rebosaba por el aliviadero de la presa, es evidente una fuerte circulación longitudinal. Esto favorece una mayor concentración de los distintos iones en la capa de agua más superficial, ya que proceden del aporte fluvial y de la escorrentía de la cuenca vertiente. Por el contrario, en julio, donde la estabilidad de la columna de agua es mayor, se observa una concentración superior a medida que aumenta la profundidad. Esto no se manifiesta con los iones cloro y sodio, que en todas las épocas muestran un claro gradiente con valores más elevados en las capas superiores, al proceder principalmente de la precipitación atmosférica.

	Aniones principales				Cationes principales			
	CAR	BICAR	CLO	SUL	CA	MAG	SOD	POT
Ullibarri	2,15	70,07	11,81	13,44	76,95	10,60	11,34	1,11
S.Engracia	1,38	70,87	11,32	14,49	75,83	10,51	12,14	1,51
Albina	0,00	61,98	15,33	21,72	61,97	16,02	20,39	1,62
Gorbea II	0,00	82,03	7,50	10,47	89,89	3,25	6,36	0,51

Tabla 4.9. Tanto por ciento medio de miliequivalentes por litro (me/l) en que se presentan los iones principales en cada embalse durante 1999 y en el Gorbea II durante 2.001.

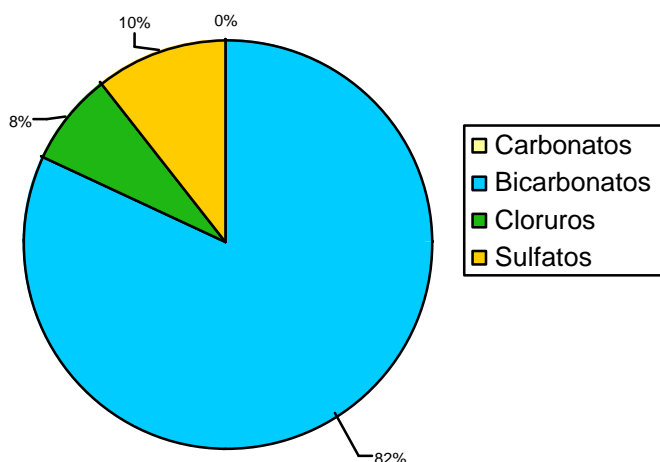


Figura 4.8. Porcentaje de la composición iónica media en miliequivalentes por litro de los principales aniones en las aguas del embalse de Gorbea II, en 2001.

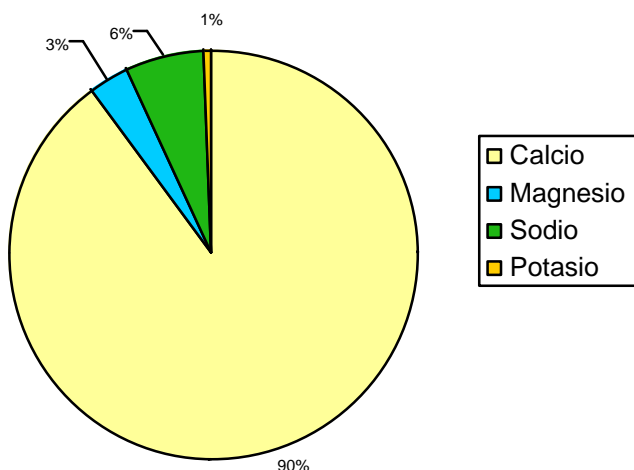


Figura 4.9. Porcentaje de la composición iónica media en miliequivalentes por litro de los principales cationes en las aguas del embalse de Gorbea II, en 2001.

#### 4.5.5. Nutrientes

En Limnología, en general, se conocen como nutrientes aquellos iones que son tomados del ambiente por los organismos y que son necesarios para el desarrollo y crecimiento celular de los organismos acuáticos. Una disponibilidad baja de estos elementos puede ser limitante para el crecimiento planctónico y será característica de sistemas acuáticos poco productivos; mientras que un exceso de los mismos, puede desencadenar problemas de eutrofización. Los principales nutrientes que se contemplan para su análisis son las distintas formas del nitrógeno y del fósforo.

El nitrógeno se encuentra en las aguas continentales de forma disuelta o particulada y en ambos casos puede estar formando parte de compuestos orgánicos o inorgánicos. Las formas solubles orgánicas (NKT) son muy variadas, desde aminoácidos, proteínas y aminoras, hasta ácidos húmicos. Las formas solubles inorgánicas, amonio, nitrito y nitrato, constituyen la principal fuente de nitrógeno para los productores primarios. Su presencia se puede deber a la precipitación atmosférica, a los aportes por lavado del suelo, a vertidos urbanos o agrícolas y a la fijación del nitrógeno atmosférico por bacterias y cianobacterias.

El ciclo del fósforo no tiene una fase atmosférica, por lo que circula entre el agua, el sedimento y el medio terrestre circundante. Suele ser el nutriente limitante en las aguas continentales y está implicado en numerosos procesos tanto físico-químicos como biológicos. Es un elemento extremadamente activo tanto biológica como químicamente. Químicamente interactúa con el hierro, el calcio y el aluminio; biológicamente es captado del medio por algunos organismos en forma de ortofosfato y algunos pueden almacenarlo intracelularmente como polifosfato. Pasa a la fracción particulada y circula por la cadena trófica, pudiendo salir de la columna de agua al sedimentar. Los aportes de fósforo proceden de fuentes externas (cauce fluvial, escorrentía y aportes difusos) o de fuentes internas (liberación del sedimento, de los organismos y de manantiales).

	<b>Amonio (mg N- NH<sub>3</sub>/l)</b>	<b>Nitrito (mg N- NO<sub>2</sub>/l)</b>	<b>Nitrato (mg N- NO<sub>3</sub>/l)</b>	<b>NKT (mg N/l)</b>	<b>Ortofosfato (mg P-PO<sub>4</sub>/l)</b>	<b>Fósforo total (mg P/l)</b>
9/3/0m	<0,15	<0,003	0,269	0,15	<0,02	<0,05
9/3/7m	0,46	<0,003	0,2	0,93	<0,02	<0,05
9/3/X	0,23	<0,003	0,2345	0,54	<0,02	<0,05
24/5/0m	<0,15	0,003	0,34	<0,30	<0,03	<0,04
24/5/4m	<0,15	<0,003	0,95	<0,30	<0,03	<0,04
24/5/6,5m	<0,15	<0,003	0,36	<0,30	<0,03	<0,04
24/5/X	<0,15	<0,003	0,55	<0,30	<0,03	<0,04
16/7/0m	<0,05	0,003	0,25	<0,25	<0,02	0,08
16/7/3m	<0,05	<0,003	0,12	<0,25	<0,02	<0,05
16/7/5,5m	<0,05	<0,003	0,11	<0,25	<0,02	<0,05
16/7/X	<0,05	<0,003	0,16	<0,25	<0,02	<0,05
Valor Medio	<0,1	<0,003	0,31	0,31	<0,02	<0,05

Tabla 4.10. Valores de los nutrientes en el embalse de Gorbea II a lo largo de los distintos muestreos de 2001. En la primera columna se señala el día/mes/profundidad en metros de la toma de agua para analítica; X, representa la media aritmética del parámetro en la columna de agua para esa fecha.

Como se puede observar en las tablas 4.10. y 4.11., el embalse presenta aguas con unas concentraciones muy bajas de nutrientes, encontrándose en la mayoría de los casos por debajo del límite de detección del laboratorio. Esto refleja que las aguas son poco productivas y que no presentan problemas de contaminación.

	<b>Amonio (mg N- NH<sub>3</sub>/l)</b>	<b>Nitrito (mg N- NO<sub>2</sub>/l)</b>	<b>Nitrato (mg N- NO<sub>3</sub>/l)</b>	<b>NKT (mg N/l)</b>	<b>Ortofosfato (mg P-PO<sub>4</sub>/l)</b>	<b>Fósforo total (mg P/l)</b>
Ullibarri	0,0358	0,0109	1,1050	*	0,0047	0,0129
S. Engracia	0,0369	0,0093	0,6647	*	0,0085	0,0174
Albina	0,0565	0,0018	0,1378	*	0,0068	0,0152
Gorbea II	<0,1	<0,003	0,31	0,31	<0,02	<0,05

Tabla 4.11. Valores medios de los principales nutrientes en cada embalse durante 1999 y en el Gorbea II durante 2.001.

## 4.6 PARAMETROS BIOLÓGICOS

### 4.6.1. Clorofila

La clorofila se utiliza como estima de la biomasa fitoplanctónica; sin embargo, a la ventaja de su fácil determinación hay que objetar que la medida de clorofila también incluye la clorofila detrítica.

<b>PROFUNDIDAD</b>	<b>9-3-01</b>	<b>24-5-01</b>	<b>16-7-01</b>	<b>Valor Medio</b>
SUPERFICIE	0,06742	0,3738	2,0632	
MEDIO	*	0,78431 (4 m)	3,0832 (3 m)	
FONDO	0,09112 (7 m)	1,9135 (6,5 m)	1,5575 (5,5 m)	1,24

Tabla 4.12. Valores de clorofila a ( $\mu\text{g/l}$ ) registrados en los muestreos realizados en el embalse Gorbea II durante 2001. Entre paréntesis se señala la profundidad a la que se tomó la muestra.

Los valores de clorofila registrados en el embalse Gorbea II (tabla 4.12) son muy bajos, acordes con la baja productividad esperada de acuerdo con la concentración de nutrientes. No obstante se observa como los valores se incrementan en julio, cuando las condiciones de estabilidad de la columna de agua son mayores, hecho que sin duda favorece al fitoplancton y se corresponde con la mayor densidad encontrada del mismo.

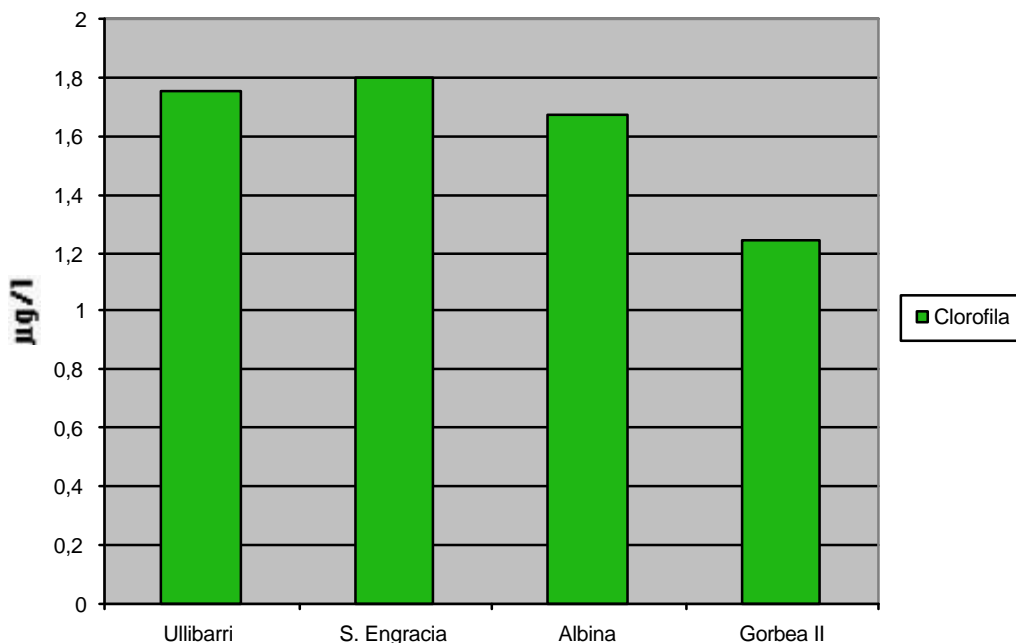


Figura 4.10. Valores medios de clorofila a ( $\mu\text{g/l}$ ) durante el año 1999 para los embalses gestionados por el Consorcio y para el embalse de Gorbea II, durante 2001.

#### 4.6.2. Fitoplancton

El fitoplancton es una comunidad de organismos fotosintéticos que soporta una gran explotación natural por sedimentación, dispersión y consumo, principalmente por parte del zooplancton. Son productores primarios, transformando los nutrientes disueltos en materia orgánica y constituyen el principal eslabón de la cadena trófica acuática. Si por alguna circunstancia se altera su número y clase, se pueden ocasionar graves consecuencias en otra serie de organismos, incluyendo los peces. La acumulación de algas en la superficie del agua se denomina “bloom” y este crecimiento masivo puede producir problemas graves de eutrofización, al contribuir con la oxidación de su biomasa al agotamiento del oxígeno hipolimnético.

Los grupos fitoplanctónicos principales encontrados en el embalse de Gorbea II son los siguientes:

**Cianofíceas:** son células procariotas, de color generalmente verde azulado que se multiplican de forma asexual por partición binaria. Son capaces de fijar nitrógeno molecular, por lo que pueden vivir en lugares con pocos nutrientes.

Se han detectado en el embalse durante el muestreo de marzo, aunque con muy baja densidad (ver tabla 4.13).

**Clorofíceas:** son células eucariotas y constituyen la base de la línea evolutiva que conduce a las plantas superiores. Tienen color verde y en aguas dulces predominan las formas



unicelulares con dispositivos para la flotación, por lo que son comunes a poca profundidad, formando parte sobre todo del plancton estival.

En el embalse de Gorbea II constituyen un grupo poco representado, a destacar únicamente durante el muestreo de mayo con un 10% de abundancia relativa (ver tabla 4.14.).

**Euglenofíceas:** son un grupo pequeño y muy primitivo de células flageladas. Las especies que forman parte del plancton no son muchas, pero pueden ser abundantes en el hipolimnion de los lagos; la mayoría son auxótrofas y frecuentes en aguas ricas en materia orgánica.

En el Gorbea II solo se han encontrado en el muestreo de julio, a partir de los 3 m de profundidad, siendo su importancia relativa insignificante.

**Crisofíceas:** son células eucarióticas que prefieren los hábitats fríos de agua dulce. La mayoría viven en aguas puras, oligotróficas con concentraciones bajas de nutrientes, principalmente de fósforo. En su mayoría son coloniales o unicelulares móviles con dos flagelos.

En el embalse del Gorbea II solo se han encontrado en mayo, representando el 54,23 % del fitoplancton encontrado en esa época.

**Bacillariofíceas o Diatomeas:** son el grupo de algas más importante del fitoplancton lacustre. Poseen una pared celular muy rígida, silíceas, que consta de dos mitades o valvas. Su desarrollo elimina el silicio de la zona fótica, que se acumula en las capas más profundas con las diatomeas que sedimentan. Existen diatomeas de dos tipos: centrales (con simetría radial) y pennales (con simetría bilateral). En cuanto a su distribución estacional, en invierno generalmente su número es pequeño, presentan un máximo en primavera, coincidiendo con la época de mezcla y de aporte de nutrientes; en verano la población vuelve a disminuir, al agotarse los nutrientes y sedimentar, volviendo a aumentar en otoño.

En el embalse de Gorbea II, las diatomeas son el grupo mayoritario tanto en el muestreo de marzo como en el de julio; sin embargo, si atendemos a la densidad, ésta es muy baja en primavera, destacando por el contrario los valores más elevados (1359 cel/ml) en julio. En verano, el fitoplancton del embalse está formado casi exclusivamente por una pequeña diatomea (*Cyclotella cf. compta*), especie que suele ser habitual en aguas oligotróficas.

**Criptofíceas:** son en su mayoría células flageladas, asimétricas, que se desarrollan en condiciones de luz baja. En las aguas dulces son abundantes en las épocas frías o después de la fusión del hielo y dan al agua color pardorrojizo.

Este grupo algal se ha detectado en el embalse Gorbea II en los muestreos de mayo y julio, siendo relativamente más abundante en mayo, donde representaba un 37,85% del fitoplancton presente.

**Dinofíceas o dinoflagelados:** son células eucariotas primitivas, asimétricas, provistas de dos flagelos diferentes en forma y en función. En general, las dinoflageladas de agua dulce son de forma sencilla y globosa y se han descrito unas 200 especies. Se encuentran en todo tipo de aguas, y pueden ser el grupo mayoritario durante la estratificación.

En el embalse Gorbea II se han identificado en los muestreos de mayo y julio, siendo relativamente poco importante.

En marzo, la densidad fitoplanctónica es extremadamente baja (4,7 cel/ml) y está representada en más del 75% por diatomeas (Bacillariofíceas).

El fitoplancton de Gorbea II en mayo es muy pobre y poco significativo, corresponde a aguas muy oligotróficas con una densidad media de 150,6 cel/ml. En esta época se observa un gradiente creciente de la densidad de células hacia el fondo.

El fitoplancton de Gorbea II en julio está formado casi exclusivamente por una pequeña diatomea (*Cyclotella cf. compta*), especie que suele ser habitual en aguas oligotróficas. La densidad total de células aunque ha aumentado respecto a los muestreos anteriores (1435 cel/ml) sigue siendo baja, y la biomasa muy baja si se tiene en cuenta el tamaño de las especies que forman el plancton. En esta época se observa un gradiente decreciente de densidad de células desde la superficie hacia el fondo.

FAMILIA /Género	Superficie (cel/ml)	Fondo (7 m) (cel/ml)	Media (cel/ml)	Abundancia (%)
BACILLARIOFICEAS	4,49	2,74	3,615	76,18
<i>Rhoicosphenia</i>	0,62	0,30		
<i>Cocconeis</i>	0,53	0,25		
<i>Cymbella</i>	0,20	0,17		
<i>Navicula</i>	2,45	1,49		
<i>Cyclotella</i>	0,39	0,31		
<i>Gyrosigma</i>	0,00	0,04		
<i>Synedra</i>	0,30	0,16		
<i>Surirella</i>	0,00	0,02		
CIANOFICEAS	0,80	0,48	0,64	13,48
<i>Anabaena</i>	0,80	0,48		
COLOROFICEAS	0,48	0,50	0,49	10,32
<i>Ulothrix</i>	0,40	0,50		
<i>Scenedesmus</i>	0,08	0,00		
<b>TOTAL (cel/ml)</b>	<b>5,7</b>	<b>3,7</b>	<b>4,7</b>	

Tabla 4.13. Composición (cel/ml) y abundancia (%) fitoplanctónica en el embalse de Gorbea II en el muestreo de marzo de 2001.

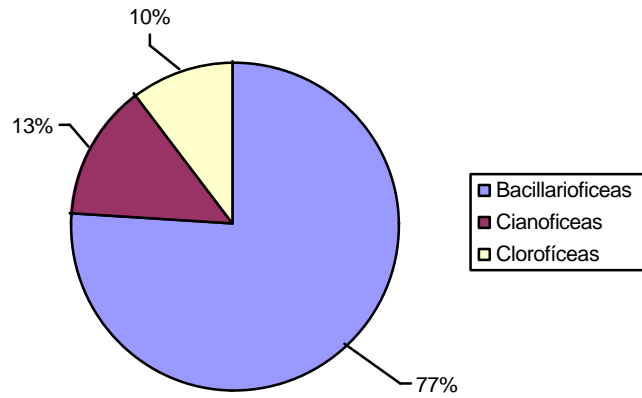


Figura 4.11. Abundancia relativa de los principales componentes fitoplanctónicos en el embalse de Gorbea II durante marzo de 2001.

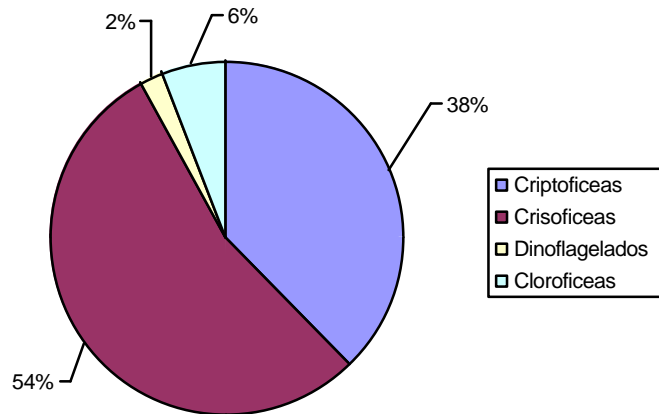


Figura 4.12. Abundancia relativa de los principales componentes fitoplanctónicos en el embalse de Gorbea II durante mayo de 2001.

FAMILIA /Género	Superficie (cel/ml)	Medio (4 m) (cel/ml)	Fondo (6,5 m) (cel/ml)	Media (cel/ml)	Abundancia (%)
CRIFTOFICEAS	17	23	131	57	37,85
<i>Cryptomonas erosa</i>	14	20	114		
<i>Rhodomonas minuta</i>	3	3	17		
CRISOFICEAS	36	54	155	81,67	54,23
<i>Mallomonas akrokomos</i>		3	13		
<i>Pequeños flagelados</i>	36	51	142		
DINOFLAGELADOS	0	0	9	3	1,99
<i>Glenodiniopsis steinii</i>	0	0	9		
CLOROFICEAS	6	6	15	9	5,97
<i>Chlamydomonas sp.</i>	6	6	15		
TOTAL (cel/ml)	59	83	310	150,6	

Tabla 4.14. Composición (cel/ml) y abundancia (%) fitoplanctónica en el embalse de Gorbea II en el muestreo de mayo de 2001.

FAMILIA /Género	Superficie (cel/ml)	Medio (3 m) (cel/ml)	Fondo (5,5 m) (cel/ml)	Media (cel/ml)	Abundancia (%)
BACILLARIOFICEAS	1870	1698	509	1359	94,7
<i>Cyclotella cf. compta</i>	1870	1687	498		
<i>Diatomeas bentónicas</i>		11	11		
CRIFTOFICEAS	20	17	24	20,33	1,42
<i>Cryptomonas erosa</i>	17	6	21		
<i>Rhodomonas minuta</i>	3	11	3		
CRISOFICEAS	38	60	46	48	3,34
<i>Pequeños flagelados</i>	38	60	46		
DINOFLAGELADOS	0	0	7	2,33	0,16
<i>Gymnodinium sp.</i>	0	0	7		
CLOROFICEAS	0	11	0	3,6	0,25
<i>Elakathotrix gelatinosa</i>	0	11	0		
EUGLENOFICEAS		3	3	2	0,13
<i>Euglena sp.</i>		3	3		
TOTAL (cel/ml)	1928	1789	589	1435	

Tabla 4.15. Composición (cel/ml) y abundancia (%) fitoplanctónica en el embalse de Gorbea II en el muestreo de julio de 2001.

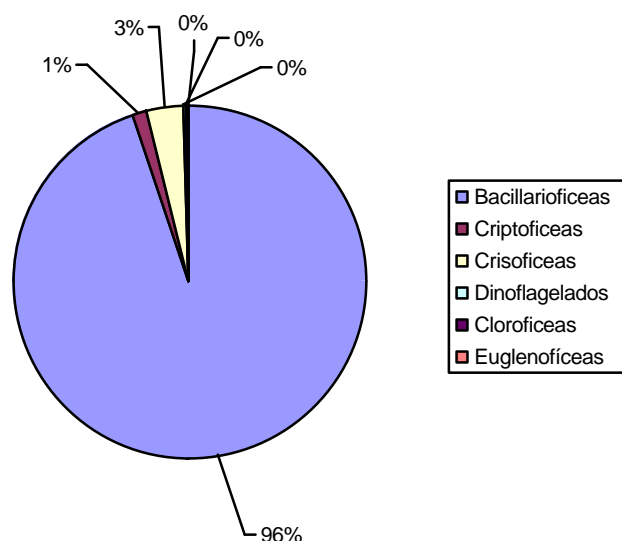


Figura 4.13. Abundancia relativa de los principales componentes fitoplanctónicos en el embalse de Gorbea II durante julio de 2001.

#### 4.6.2.1. Evolución a lo largo del ciclo anual de los principales grupos fitoplanctónicos

La composición de la comunidad fitoplanctónica sufre cambios estacionales, generalmente muy marcados, que se deben a la depredación diferencial del zooplancton y a los cambios en las condiciones físico-químicas del agua (turbulencia, radiación, temperatura y nutrientes, principalmente).

Las diatomeas muestran, como grupo, preferencia por aguas turbulentas, temperaturas más bien bajas y concentraciones de nutrientes no muy limitantes. Por ello, suelen ser el grupo dominante en primavera y otoño. Las cianofíceas tienen ventaja competitiva cuando la columna de agua está estratificada y la temperatura del agua es elevada, además la capacidad de fijar el N atmosférico les permite ser el grupo dominante del fitoplancton si hay deficiencia de nitrógeno.

La densidad fitoplanctónica del embalse Gorbea II (figura 15) ha ido aumentando a lo largo del año 2001, pero siempre dentro de los límites de la oligotrofia. En invierno, el grupo dominante son las diatomeas (aunque con una densidad muy baja); en primavera, las criptofíceas y crisofíceas; finalmente en verano, se da una importante proliferación de una única especie de diatomea de pequeño tamaño que se convierte en el principal representante fitoplanctónico (94,7%).

Esta dinámica parece reflejar que este embalse no es un sistema estable y que se trata de un medio de reciente colonización (quizá de reciente llenado tras una sequía o vaciado del embalse) por lo que se estaría llevando a cabo una sucesión ecológica, donde especies procedentes del embalse anterior situado aguas arriba (Gorbea I) han encontrado un medio propicio donde desarrollarse. Sería interesante contemplar en estudios posteriores la evolución de la concentración de silicatos, para poder comprender mejor la dinámica estacional de las diatomeas en este embalse.

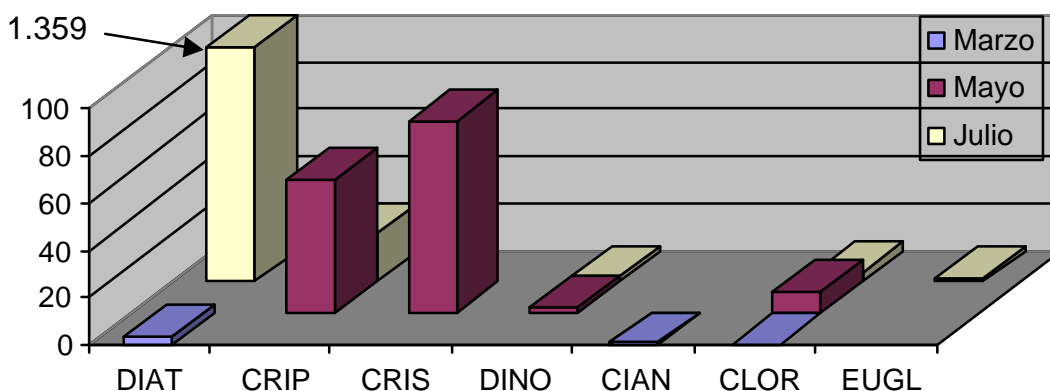


Figura 4.14. Densidad (cel/ml) de los principales grupos fitoplanctónicos en el embalse de Gorbea II durante las tres campañas de estudio de 2001. DIAT (diatomeas), CRIP (criptofíceas), CRIS (crisofíceas), DINO (dinoflagelados), CIAN (cianofíceas), CLOR (clorofíceas) y EUGL (euglenofíceas). La densidad máxima encontrada en julio se señala como dato aparte con una flecha.

#### 4.6.2.2. Comparación con los embalses del consorcio

Durante el periodo anual de 1999, las cianofíceas y diatomeas predominan en la composición cualitativa del fitoplancton de Ullibarri-Gamboa y Santa Engracia. En el caso del embalse de Albina, son las cianofíceas el grupo que presenta una mayor proporción del fitoplancton (Figura 4.16). En el caso del embalse Gorbea II, el grupo principal del fitoplancton son las diatomeas, con una densidad media de 454 cel/ml. Otros grupos relativamente importantes en este embalse son las criptofíceas y las crisofíceas.

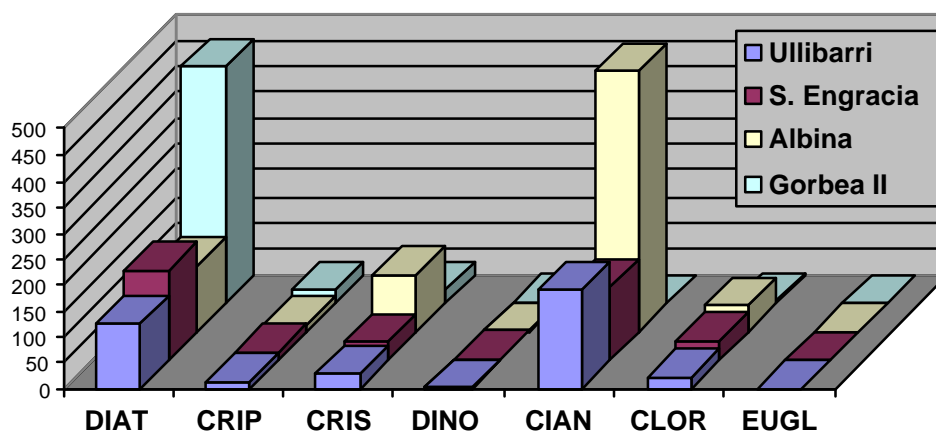


Figura 4.16. Densidad (cel/ml) de los principales grupos fitoplanctónicos en los embalses del Consorcio (año 1999) y el embalse de Gorbea II (año 2001). DIAT (diatomeas), CRIP (criptofíceas), CRIS (crisofíceas), DINO (dinoflagelados), CIAN (cianofíceas), CLOR (clorofíceas) y EUGL (euglenofíceas).

### 4.6.3. Zooplancton

Los componentes animales del plancton de las aguas dulces están dominados por tres grupos principales: rotíferos, y dos subclases de crustáceos, cladoceros y copépodos.

Los **rotíferos** son nematelmintos de tamaño entre 40µm y 3 mm. Muestran un amplio margen de variabilidad en sus adaptaciones y tipos morfológicos. La mayoría son omnívoros, alimentándose por filtración o succionando a otros organismos. Los cambios estacionales de su población son complejos, hay especies que se desarrollan en invierno o principios de primavera y otras, que se desarrollan en verano. En general, los rotíferos se ven favorecidos en aguas eutróficas ricas en fitoplancton de pequeño tamaño.

Los **cladoceros**, son crustáceos que habitan sobre todo aguas poco profundas, cerca de las orillas, en la zona cubierta de vegetación, aunque también hay grupos eminentemente planctónicos (dáfidos y bosmínidos). Algunas especies son permanentes y pasan el invierno en estado adulto en poblaciones poco densas; otras se desarrollan principalmente durante el invierno, produciendo huevos resistentes (efipios) en primavera, mientras que las especies cuyo máximo se da en verano tienden a producir los efipios en otoño.

Los **copépodos** son crustáceos que, generalmente, constituyen una fracción importante de la biomasa del zooplancton, alrededor del 50%; dicha proporción está disminuida en las aguas más eutróficas por el mayor desarrollo de cladoceros y rotíferos en ellas. Tienen una capacidad locomotora superior a los cladoceros y sus poblaciones están más diseminadas.

En la tabla 4.17. se muestra la composición del zooplancton encontrada en el embalse de Gorbea II en marzo de 2001. En este muestreo se filtró a través de malla de 200 µm un volumen de 500 litros tomados mediante una bomba de agua. El grupo más importante corresponde a los cladoceros, si bien su densidad es muy baja (24 ind/m<sup>3</sup>).

GRUPO /Especie	Superficie (ind/m <sup>3</sup> )	Fondo (7 m) (ind/m <sup>3</sup> )	Media (ind/m <sup>3</sup> )	Abundancia (%)
CLADOCERA	44	4	24	82,75
<i>Chydorus sphaericus</i>	22	0		
<i>Simosa vetula</i>	2	0		
<i>Eurycercus lamellatus</i>	6	0		
<i>Alona quadrangularis</i>	10	4		
<i>Graptoleberis testudinaria</i>	4	0		
COPEPODA	10	0	5	17,24
<i>Copepoditos</i>	8	0		
<i>Canthocamptus sthaphylinus</i>	2	0		

Tabla 4.17. Composición (ind/m<sup>3</sup>) y abundancia (%) zooplanctónica en el embalse de Gorbea II en el muestreo de marzo de 2001. Muestra tomada con red de 200µm.

La técnica de muestreo utilizada en mayo consistió en realizar dos barridos (uno horizontal y otro vertical) con una red de zooplancton de 80 µm de apertura de malla. La toma de muestra se realizó en la zona más profunda, próxima a la presa. En este caso se aprecia

como, en la captura vertical, se incluyen grupos bentónicos como los ostrácodos y nemátodos, siendo también más abundantes las formas inmaduras de copepodos, que parecen situarse preferentemente a mayor profundidad. En esta época, el grupo zooplanctónico más abundante es el de los copepodos, con 170 ind/m<sup>3</sup>, correspondiendo mayoritariamente a formas inmaduras.

GRUPO /Especie	Horizontal (ind/m <sup>3</sup> )	Vertical (ind/m <sup>3</sup> )	Media (ind/m <sup>3</sup> )	Abundancia (%)
OSTRACODA	0	3	2	1,10
<i>Cypria ophthalmica</i>		3		
CLADOCERA	2	3	3	1,66
<i>Chydorus sphaericus</i>	1			
<i>Alona quadrangularis</i>	1			
<i>Cladoceros inmaduros</i>		3		
COPEPODA	77	262	170	93,92
<i>Paracyclops fimbriatus</i>	1			
<i>Copepoditos</i>	12	24		
<i>Nauplius</i>	64	238		
ROTATORIA	5	3	4	2,20
<i>Trichotria pocillum</i>	2			
<i>Asplanchna priodonta</i>	1			
Otros rotíferos	2	3		
NEMATODA	0	3	2	1,10

Tabla 4.18. Composición (ind/m<sup>3</sup>) y abundancia (%) zooplanctónica en el embalse de Gorbea II en el muestreo de mayo de 2001. Muestra tomada con red de 80µm.

GRUPO /Especie	Muestra integrada (ind/m <sup>3</sup> )	Abundancia (%)
CLADOCERA	4701	45,6
<i>Bosmina longirostris</i>	4152	
<i>Ceriodaphnia pulchella</i>	499	
<i>Simocephalus vetulus</i>	50	
COPEPODA	203	1,9
<i>Macrocyclops albidus</i>	203	
ROTIFERA	5407	52,4
<i>Keratella cochlearis</i>	3671	
<i>Polyarthra sp. Pl.</i>	1436	
<i>Synchaeta oblonga</i>	250	
<i>Asplanchna sp.</i>	50	

Tabla 4.19. Composición (ind/m<sup>3</sup>) y abundancia (%) zooplanctónica en el embalse de Gorbea II en el muestreo de julio de 2001. Muestra integrada (horizontal y vertical) tomada con red de 80µm.

En el muestreo de julio se procedió a tomar una muestra integrada de la columna de agua, realizando un barrido vertical (desde el fondo hacia la superficie) y otro horizontal, a continuación, incluyéndolo en la misma muestra. En esta ocasión, los grupos principales son rotíferos (5407 ind/m<sup>3</sup>) y cladoceros (4701 ind/m<sup>3</sup>) (Tabla 4.19.).



#### 4.6.3.1. Evolución a lo largo del ciclo anual de los principales grupos zooplanctónicos

El embalse de Gorbea II presenta muy bajas densidades de zooplancton, lo que podría indicar su reciente llenado y un proceso de colonización por parte de especies procedentes del embalse situado aguas arriba (Gorbea I). En invierno, el grupo dominante son los cladoceros, con 24 ind/m<sup>3</sup>; en primavera se da un aumento considerable de la densidad, destacando el grupo de los copepodos con 170 ind/m<sup>3</sup>; finalmente en verano y probablemente relacionado con la abundancia de fitoplancton de pequeño tamaño (diatomeas) se produce un notable incremento en la densidad zooplanctónica, pasando a ser muy importantes tanto cladoceros (4700 ind/m<sup>3</sup>) como rotíferos (5407 ind/m<sup>3</sup>).

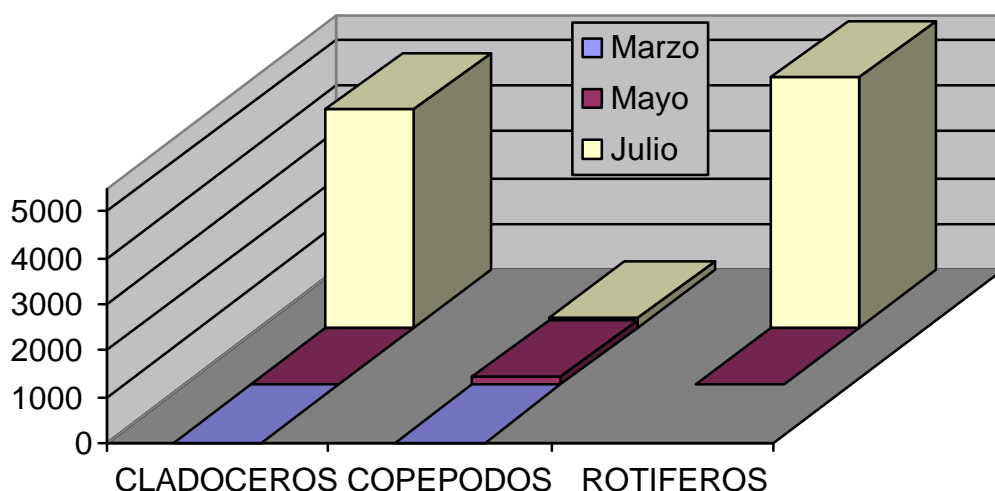


Figura 4.15. Densidad (ind/m<sup>3</sup>) de los principales grupos zooplanctónicos presentes en el embalse Gorbea II, durante las tres campañas de estudio del 2001.

#### 4.6.3.2. Comparación con los embalses del consorcio

En los embalses gestionados por el Consorcio el predominio zooplanctónico corresponde a los rotíferos (Figura 4.16.). Si se comparan con los datos de los embalses del Zadorra, las densidades medias detectadas en el embalse de Gorbea II en el año 2001 son muy bajas (Figura 4.17.); siendo cladóceros y rotíferos los grupos dominantes.

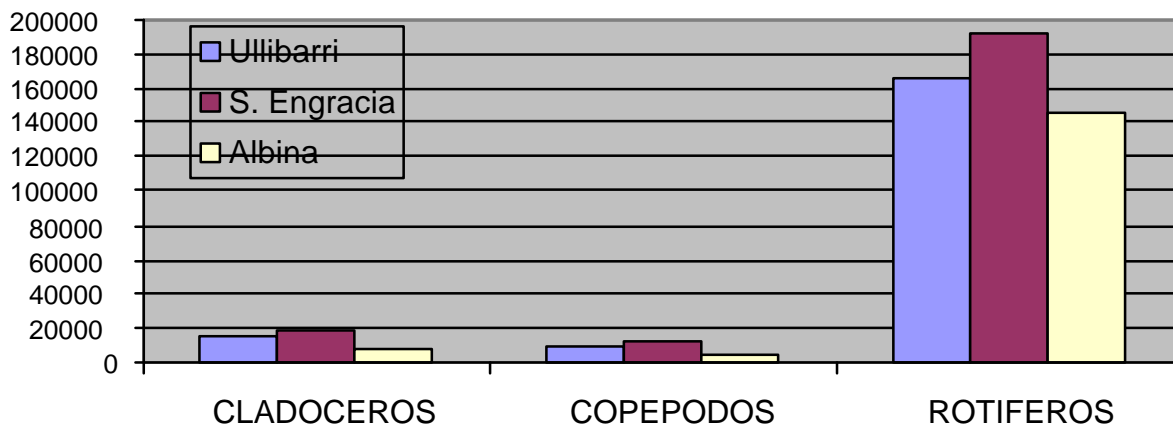


Figura 4.16. Densidad (ind/m<sup>3</sup>) de los principales grupos zooplanctónicos presentes en los embalses gestionados por el Consorcio (año 1999).

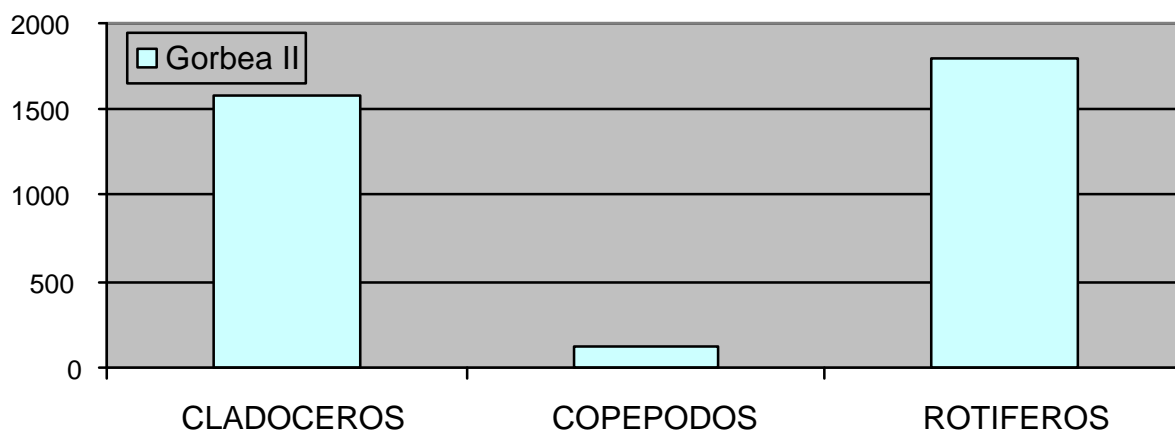


Figura 4.17. Densidad ( ind/m<sup>3</sup>) de los principales grupos zooplanctónicos presentes en el embalse de Gorbea II (año 2001).

#### 4.7 EVALUACIÓN DEL ESTADO TRÓFICO

Los lagos y embalses pueden clasificarse en términos generales en oligotróficos (del griego “poco alimento”) o eutróficos (del griego “bien alimentado”). Un tercer término descriptivo, mesotrófico, se utiliza generalmente para describir masas de agua en un estado intermedio entre la oligotrofia y la eutrofia. Aunque estas descripciones tróficas no tienen un significado absoluto, hoy se utilizan de forma general para definir la cantidad de nutrientes de una masa de agua, o para describir los efectos de los nutrientes en la calidad general del agua.

Para definir el estado trófico de una masa de agua y tener un dato comparativo con otros sistemas se utilizan índices del estado trófico, calculados en base a diferentes parámetros. La OCDE (1982) utiliza la media anual de fósforo total, la media anual eufótica de clorofila *a*, el valor máximo anual de clorofila *a* y la profundidad media anual de visión del disco de Secchi. El uso de estos valores fijos propuestos por la OCDE (tabla 4.20.) conlleva algunas limitaciones, ya que el sistema considerado puede ser clasificado dentro de una determinada categoría trófica en función de un parámetro y dentro de otra según otro criterio.

	<b>PT (mg/m3)</b>	<b>Chl a (mg/m3)</b>	<b>Chl max (mg/m3)</b>	<b>Secchi (m)</b>
Ultra-oligotrófico	<4	<1	<2,5	>12
Oligotrófico	<10	<2,5	<8	>6
Mesotrófico	10-35	2,5-8	8-25	6-3
Eutrófico	35-100	8-25	25-75	3-1,5
Hipereutrófico	>100	>25	>75	<1,5

Tabla 4.20. Clasificación trófica basada en límites fijos propuesta por la OCDE (1982).

	<b>PT (mg/m3)</b>	<b>Chl a (mg/m3)</b>	<b>Chl max (mg/m3)</b>	<b>Secchi (m)</b>
Ullibarri	12,99	2,07	3,88	5,77
S.Engracia	17,37	2,09	3,82	3,42
Albina	15,21	1,93	3,89	2,39
Gorbea II	<50	1,24	3,08	3,47

Tabla 4.21. Valores medios anuales de los parámetros utilizados para la evaluación del estado trófico en los embalses gestionados por el Consorcio en 1999 y en el embalse Gorbea II durante 2001.

Respecto al valor medio de fósforo total (tabla 4.21), todos los embalses se encontrarían dentro de la categoría de mesotróficos, a excepción del embalse de Gorbea II, cuyo valor medio no ha sido posible determinar de forma exacta debido al límite de detección de la analítica del laboratorio. En cuanto a los valores de clorofila *a* (tanto valores medios como máximas concentraciones anuales) podemos señalar que todos los embalses corresponderían a una categoría oligotrófica. Sin embargo, si consideramos la profundidad media de visión del disco de Secchi, los embalses de Ullibarri-Gamboa, Santa Engracia y Gorbea II se incluirían en la categoría de mesotróficos, mientras que el Albina sería eutrófico.

La OCDE (1982) presenta también otro tipo de clasificación, pero basada en límites abiertos. Se representan mediante diagramas de probabilidades, de manera que, situando en el eje horizontal el valor obtenido, se observa a qué nivel de probabilidad corta las diferentes curvas de las categorías tróficas y cuál es la más probable (figuras 4.18. y 4.19.).

Los valores medios de clorofila *a* (figura 4.18.) indican un 52% de probabilidad de oligotrofia y un 39% de ultraoligotrofia. En cuanto al valor máximo de clorofila *a*, la mayor probabilidad, en torno al 75% es de que sea oligotrófico. Por último, si consideramos la profundidad media de visión del disco de Secchi (figura 4.19.) existe la misma probabilidad de ser considerado como un sistema mesotrófico que eutrófico (42%).

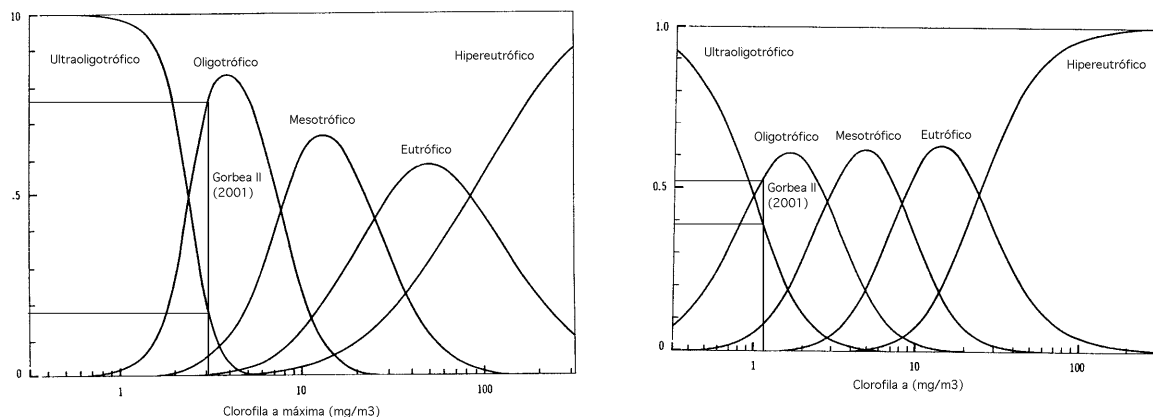


Figura 4.18. Distribución probabilística de categorías tróficas en función del valor medio y del valor máximo de clorofila (OCDE, 1982).

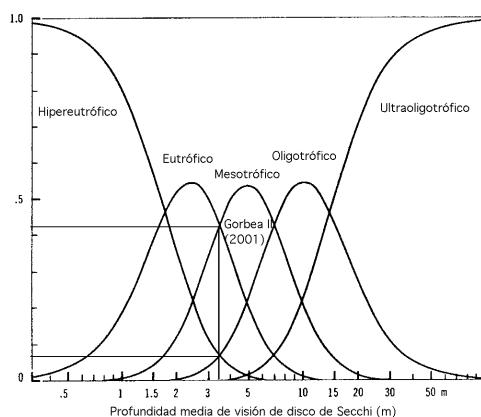


Figura 4.19. Distribución probabilística de categorías tróficas en función de la profundidad media de Secchi (OCDE, 1982).

PARAMETRO	OLIGOTROFIA	MESOTROFIA	EUTROFIA
Fitoplancton (cel/ml)	<2000	2000-15000	>15000
Rotíferos (ind/l)	0-10	10-250	>250
Microcrustáceos (ind/l)	0-1	1-25	>25

Tabla 4.22. Indicadores planctónicos del grado de eutrofia.

PARAMETRO	ULLIBARRI	S. ENGRACIA	ALBINA	GORBEA II
Fitoplancton (cel/ml)	378,45	400,93	839,61	514,1
Rotíferos (ind/l)	166	192	145	1,8
Microcrustáceos (ind/l)	25	32	12	1,7

Tabla 4.23. Valores medios anuales de los indicadores planctónicos del grado de eutrofia en los embalses gestionados por el Consorcio en 1999 y en el embalse de Gorbea II durante 2001.

Según los indicadores planctónicos reflejados en la tabla 4.22. y 4.23., el embalse Gorbea II se puede clasificar como oligotrófico debido a las bajas densidades encontradas en el año 2001. Los embalses de Ullibarri-Gamboa, Santa Engracia y Albina se clasifican como oligotróficos según la densidad fitoplanctónica y como mesotróficos en base a las densidades encontradas de microcrustáceos y rotíferos.

## 5. CONCLUSIONES

-Gorbea II es un pequeño embalse propiedad del Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz y gestionado por AMVISA; está ubicado en la cuenca del arroyo Zubialde, afluente del Zaia y pertenece a la cuenca del Zadorra.

-No existen datos batimétricos ni morfométricos de campo, ni hay registro de caudales de aporte y salida del embalse, por lo que se desconoce su tiempo de renovación. Para trabajos posteriores sería preciso contemplar este aspecto e incluirlo para su estudio.

-Es un embalse relativamente profundo en base a su pequeña superficie, presentando una gran estabilidad hidrodinámica en la masa y lámina de agua. Tiene un alto desarrollo de costa, lo que refleja un potencial elevado para el desarrollo de comunidades litorales y la forma de su vaso se asemeja a la de un cono elíptico recto. Solamente ocupa el 0,2% de la superficie de su cuenca vertiente.

-Debido a su pequeña profundidad, todo el volumen del embalse se encuentra incluido en la capa fótica, por lo que toda la columna de agua es capaz de albergar poblaciones fitoplanctónicas.

-Presenta un régimen térmico monomítico cálido, es decir, con una estratificación estival y una época de mezcla durante el resto del año, al igual que los embalses gestionados por el Consorcio. Si bien, hay que señalar que la estratificación es débil y no desarrolla una termoclina muy marcada.

-No desarrolla anoxia estival, hecho que sí presentan los embalses de Ullibarri-Gamboa, Santa Engracia y Albina.

-Los valores medios de pH y conductividad ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) de Gorbea II son 7,86 y 224,5 respectivamente. Lo que indican un agua ligeramente alcalina y con una mineralización media.

-La composición iónica del agua del embalse Gorbea II es bicarbonatada cálcica, al igual que la de los embalses de Ullibarri-Gamboa, Santa Engracia y Albina. La alcalinidad total y la dureza son bajas.

-El embalse Gorbea II presenta aguas con unas concentraciones muy bajas de nutrientes, encontrándose en la mayoría de los casos por debajo del límite de detección del laboratorio. Esto refleja que las aguas son poco productivas y que no presentan problemas de contaminación. Si se comparan con el resto de embalses de la cuenca, los valores de las formas de fósforo son similares, mientras que de las formas inorgánicas de nitrógeno, el nitrato es el que presenta en el Gorbea II las concentraciones medias más altas, con valores intermedios a los registrados en los embalses de Santa Engracia y Albina en 1999.

-Los valores de clorofila *a* obtenidos en el 2001 en el embalse Gorbea II son los más bajos, en comparación con los datos de los embalses gestionados por el Consorcio en 1999, y son acordes con la baja productividad esperada en base a la concentración de nutrientes.

- La densidad fitoplanctónica del embalse Gorbea II ha ido aumentando a lo largo del año 2001, pero siempre dentro de los límites de la oligotrofia. En invierno, el grupo dominante son las diatomeas; en primavera, las criptofíceas y las crisofíceas; finalmente en

verano, se da una importante proliferación de una única especie de diatomea de pequeño tamaño que se convierte en el principal representante fitoplanctónico (94,7%). Sería interesante contemplar en estudios posteriores la evolución de la concentración de silicatos, para poder comprender mejor la dinámica estacional de las diatomeas en este embalse.

-La densidad zooplanctónica del embalse de Gorbea II es muy baja durante el año 2001 y sigue una dinámica similar a la manifestada por el fitoplancton: poblaciones muy escasas en invierno y primavera y, algo más numerosas, en verano. En invierno, el grupo más abundante es el de cladóceros; en primavera, son los copépodos; y finalmente en verano, abundan rotíferos (52,4%) y cladóceros (45,6%).

-La dinámica del plancton en Gorbea II durante 2001 parece reflejar que este embalse no es un sistema estable y que se trata de un medio de reciente colonización (hay que señalar que desde AMVISA nos comunicaron el hecho de que este embalse estuvo seco durante el estiaje del año 2000,) por lo que se estaría llevando a cabo una sucesión ecológica.

-En cuanto al estado trófico, el embalse Gorbea II se podría considerar como oligotrófico respecto a los valores de clorofila *a* (tanto valores medios, como máximas concentraciones anuales); como mesotrófico en base a la profundidad media de visión del disco de Secchi; y como oligotrófico, por la escasa población planctónica que presenta.

## 6. BIBLIOGRAFÍA

APHA, AWWA, WPCF. 1992. Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. 17 Edición. Ed. Díaz Santos, S.A. Madrid.

AA.VV. 1992. Guía para la elaboración de estudios del medio físico. Contenido y metodología. Series monográficas. MOPT.

Canfield, D. E., Langeland, K.A., Linda, S.B. & W.T. Haller. 1985. Relations between water transparency and maximum depth of macrophyte colonization in lakes. *Jour. Aquat, Plant Management*. 23: 25-28.

Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia. 2001. Estado trófico y calidad del agua de los embalses de Ullibarri-Gamboa, Santa Engracia, Albina, Zollo, Ordunte y Lekubaso. Ciclo Anual (año 1999). Memoria interna.

Duarte, C.M. & J. Kalff. 1986. Littoral slope as a predictor of the maximum biomass of submerged macrophyte communities. *Limnol. Oceanogr.* 31: 1860-69.

Hutchinson, G. E. 1957. A treatise on limnology. Vol I. Geography, physics and chemistry. Ed. John Wiley & Sons, New York, NY.

Margalef, R. 1983. Limnología. Ed. Omega, Barcelona.

OCDE. 1982. Eutrophisation des eaux. Méthodes de surveillance, d'évaluation et de lutte. OCDE. Paris.

Ryding S-O. & W. Rast. (ed). 1992. El control de la eutrofización en lagos y pantanos. Unesco. Ed. Pirámide, Madrid.

Rodier, J. 1998. Análisis de las aguas. Aguas naturales, aguas residuales, aguas de mar. Ed. Omega, Barcelona.

Wetzel, R. G. 1981. Limnología. Ed. Omega, Barcelona.

Wetzel, R. G. & G. E. Likens. 1991. Limnological analyses. Springer-Verlag New York, Inc.

Wollenweider, R. A. 1968. Les bases scientifiques de l'eutrophisation des lacs et eaux courantes sous l'aspect particulier du phosphore et de l'azote comme facteurs d'eutrophisation. OCDE. Paris.