

Claudia Alejandra Lira Meza

De: Cristian Brito <cbrito@andess.cl>
Enviado el: miércoles, 26 de marzo de 2025 10:34
Para: oficina de partes
CC: Patricio Herrada B.; Lorena Schmitt C
Asunto: Entrega propuesta DS90- Riesgo Eutroficación
Datos adjuntos: Analisis para proponer metodología de evaluación de riesgo de eutroficación en ríos y estuarios.pdf

Categorías: Claudia

Estimado Sr. Sebastián Jofré Rojas, Jefe Departamento Ecosistemas Acuáticos,

En el marco del proceso de actualización del DS90. Adjuntamos para su conocimiento propuesta sobre **“Análisis para proponer metodología de evaluación de riesgo de eutroficación en ríos y estuarios”**.

Consideramos que esta metodología puede contribuir a determinar qué ríos y estuarios se encuentran en riesgo de eutroficación (tal como se recomienda en la EDA 2024 que hizo la OCDE a Chile), y en virtud de ese riesgo adecuar los umbrales para nutrientes considerados en la tabla 1 y 6.

Quedamos atentos a cualquier información adicional que pueda requerir o reunión para explicar esta propuesta

Saludos cordiales

Andess A.G

**“Análisis para proponer metodología de evaluación de riesgo de
eutroficación en ríos y estuarios”**

*Estudio para ANDESS elaborado por Katherine Lizama A., Ingeniero Ambiental, Ph.D.
y Consuelo Alcarruz A., Licenciada en Ciencias de la Ingeniería*

Marzo 2025

Contenido

1	<u>INTRODUCCIÓN</u>	3
1.1	CONTEXTO	3
1.2	OBJETIVO	3
1.3	ALCANCES Y LIMITACIONES	3
2	<u>LA EUTROFICACIÓN</u>	3
2.1	ASPECTOS GENERALES	3
2.2	EUTROFICACIÓN EN RÍOS	4
2.3	EUTROFICACIÓN EN ESTUARIOS	5
3	<u>INDICADORES DE EUTROFICACIÓN</u>	5
4	<u>RIESGO DE EUTROFICACIÓN</u>	6
4.1	CONCEPTOS RELEVANTES	6
4.2	ÍNDICES DE RIESGO	8
5	<u>PROPUESTA METODOLÓGICA Y CASOS DE ESTUDIO</u>	10
5.1	METODOLOGÍA PARA ESTIMAR EL RIESGO DE EUTROFICACIÓN	10
5.2	CASOS DE ESTUDIO	13
5.2.1	RÍO CRUCES	13
5.2.2	ESTUARIO DEL RÍO TOLTÉN	16
6	<u>CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES</u>	20
7	<u>REFERENCIAS</u>	20
8	<u>ANEXOS</u>	23

1 INTRODUCCIÓN

1.1 Contexto

Este estudio fue solicitado por ANDESS dada la modificación del Decreto Supremo 90 (DS 90), el cual tiene como objetivo prevenir la contaminación de las aguas marinas y continentales superficiales, mediante el control de contaminantes en los residuos líquidos descargados a estos cuerpos receptores. En particular, en relación con la potencial modificación de la Tabla 1, y la incorporación de la Tabla 6.

1.2 Objetivo

Proponer una metodología simple para evaluar el riesgo de eutroficación en ríos y estuarios en Chile.

1.3 Alcances y limitaciones

Este estudio se enfoca en la eutroficación en ríos y estuarios. Por lo tanto, no considera lagos, embalses ni aguas marinas.

Para desarrollarlo, se revisó y analizó literatura general, técnica y científica nacional e internacional. Además, se obtuvo información a partir de registros entregados por algunas de las empresas sanitarias, de los cuales se utilizaron los valores reportados de nitrógeno total en cuerpos receptores - en el caso de estar disponibles-, y la ubicación geográfica de algunas PTAS.

La generación de la propuesta metodológica consideró la disponibilidad de datos e información relevantes a la eutroficación en ríos y estuarios de Chile, la cual es bastante limitada.

2 La eutroficación

2.1 Aspectos generales

La eutroficación se produce cuando existe un crecimiento acelerado de algas y plantas, debido a altas concentraciones de nutrientes en un cuerpo de agua. Los nutrientes son aquellos elementos mayores y traza que son esenciales para el crecimiento de los organismos. Este término se refiere típicamente al nitrógeno y fósforo, pero también puede incluir otros elementos como el azufre, potasio, calcio y magnesio.

Este fenómeno puede ser de origen natural -enriquecimiento natural de sedimentos en períodos de cientos de años- o antrópico, acelerado por distintas actividades como la agricultura, la ganadería, la disposición de residuos líquidos industriales y aguas servidas. Estas actividades implican descargas

puntuales y no puntuales de nitrógeno y fósforo a los cuerpos de agua. Las principales consecuencias de la eutroficación son: proliferación de algas (*algal blooms*) y plantas acuáticas afectando las actividades de recreación y turismo; disminución de la transparencia del agua, limitando la penetración de luz y afectando la vida acuática; hipoxia y anoxia asociada a la muerte de las algas; presencia de toxinas generadas por algunos tipos de algas.

Cabe destacar que la mayoría de la contaminación por nitrógeno en ecosistemas acuáticos proviene de fuentes difusas, no puntuales, que son difíciles de regular (BCN, 2022). Algunas fuentes de contaminación difusa son la producción de cultivos agrícolas, los desechos de la ganadería, la infiltración asociada a la ausencia de alcantarillado y saneamiento, y la liberación desde suelos naturalmente ricos en nitrógeno. De hecho, la agricultura ha aumentado la liberación de nitrógeno al ambiente debido al uso de fertilizantes nitrogenados y la baja eficiencia en el uso del nitrógeno por parte de los cultivos (ibid).

La eutroficación es un desafío ecológico dado sus efectos en ecosistemas y la disponibilidad de agua para uso humano. Es más, es uno de los mayores problemas de calidad del agua a nivel mundial y Chile no es la excepción (Vega et al., 2018).

2.2 Eutroficación en ríos

El término eutroficación fue usado en ríos a mediados de los años 50, y a esa fecha la comprensión de dicho fenómeno era extremadamente limitada (Newman et al., 2005). Dicho problema fue abordado por Hilton et al. (2006), quienes desarrollaron un modelo conceptual del desarrollo de condiciones eutróficas en ríos, a partir de los principales factores que determinan la eutroficación en lagos.

La importancia del tiempo de retención en la utilización de nutrientes en lagos fue demostrada por Vollenweider y Kerekes (OCDE, 1982; citado en Hilton et al. (2006)). Si el tiempo de retención en un lago, el que se asume está completamente mezclado, es menor que el tiempo de duplicación de algas planctónicas en el sistema, entonces el crecimiento de dicha biomasa a un nivel tal que cause condiciones molestas no ocurrirá; puesto que las algas serán purgadas a una tasa superior a la que crecen. Una situación comparable ocurre en ríos, donde en vez de condiciones de mezcla completa, se dan condiciones de flujo pistón. Así, el equivalente del tiempo de retención es el tiempo de viaje, el cual en teoría es igual al tiempo de retención, pero en la práctica tiende a ser mayor debido a los procesos de dispersión en el río.

Se ha sugerido que el tiempo máximo de duplicación de algas planctónicas es del orden de 2 días (Reynolds, 1984; citado en Hilton et al. (2006)), y que el punto límite de dominancia entre estas algas y otro tipo de plantas podría ocurrir entre 2 a 3 veces dicho tiempo, es decir entre 4 y 6 días.

Ríos cortos tienden a tener tiempos de retención cortos. Por otro lado, ríos largos, y ríos embancados -incluyendo canales- tienen tiempos de retención largos, de orden similar al rango de los tiempos de retención de lagos (Hilton et al., 2006).

Así, cuando están expuestos a nutrientes en exceso, los ríos con largo tiempo de retención responden distinto a los ríos con corto tiempo de retención. En los primeros, las algas planctónicas -que son microscópicas y flotan en la columna de agua- tienden a dominar, mientras que en los segundos, las macrófitas -plantas acuáticas que crecen en o cerca del agua- dominan (Hilton et al., 2006).

Por otro lado, Newman et al. (2005) identificaron los factores, adicionales a los nutrientes, que afectan a la eutroficación en ríos: sustrato, disponibilidad de luz, pastoreo (*grazers*) y perturbación.

2.3 Eutroficación en estuarios

La eutroficación en estuarios ha sido mucho más abordado a nivel internacional que la de los ríos, dado que, por sus características, en general son mucho más propensos que los ríos a eutroficarse.

Es más, la eutroficación es un problema importante en estuarios y zonas costeras (Bricker et al., 2003). Históricamente, este problema se ha cuantificado mediante la medición de parámetros como la transparencia, la concentración de nutrientes y la clorofila a. Sin embargo, en los últimos años se ha reconocido que es un problema mucho más sutil: si bien los nutrientes son la principal causa, hay muchos otros factores que determinan el nivel y el tipo de síntomas eutróficos en un estuario, como el intercambio mareal, la entrada de agua dulce, y sus características físicas como la forma y tamaño (Bricker et al., 2003; Plew et al., 2020).

Según el anteproyecto de revisión del DS 90, un estuario es un cuerpo de agua costero ubicado en el tramo final de un curso fluvial hasta la línea de más baja marea en el mar, donde el agua dulce proveniente del drenaje continental o insular interactúa con el agua de mar en forma temporal o permanente. Sus límites se determinarán según la metodología que establezcan, mediante resolución, la Dirección General del Territorio Marítimo y Marina Mercante de Chile (DIRECTEMAR) o la Dirección General de Aguas (DGA), según se trate de estuarios de ríos navegables o no navegables, respectivamente.

3 Indicadores de eutroficación

La clasificación del nivel de eutroficación fue revisada y resumida por Smith et al. (1999) en base a las características de la calidad del agua de lagos, ríos y aguas marinas costeras en términos de

parámetros relevantes: nitrógeno total, fósforo total, clorofila a, y profundidad del disco Secchi (Anexo). Esta revisión no incluyó los estuarios.

Posteriormente, Bricker et al. (2003) propusieron una metodología para evaluar el nivel de eutroficación en estuarios, en términos de varios parámetros de calidad del agua que determinan el estado del estuario y/o la presión a la que está sometido. Consideraron que el síntoma primario de estado es la clorofila a, indicando que estuarios con concentraciones menores a 5 µg/L anual aparecen no afectados. Otros parámetros incluidos como indicadores de estado son el oxígeno disuelto (síntoma secundario), transparencia del disco Secchi (síntoma secundario); mientras que el nitrógeno disuelto y fósforo disuelto son indicadores de presión (Anexo).

En Nueva Zelanda, el National Institute of Water and Atmospheric Research (NIWA) ha realizado un destacado trabajo en la evaluación del estado de eutroficación de cuerpos de agua de dicho país. Esto incluye el desarrollo de un índice llamado Estuary Trophic Index (ETI), que tiene 3 componentes: 1. Determinación de la susceptibilidad a la eutroficación mediante datos físicos y carga de nutrientes; 2. Evaluación del estado trófico del estuario mediante indicadores tróficos medidos; y 3. Evaluación del estado trófico mediante una red de creencias bayesianas. Esto permite evaluar el impacto de exceso de nutrientes en cuerpos de agua que puedan fomentar el crecimiento exacerbado de algas; junto con identificar áreas en riesgo mediante modelos predictivos que integran datos especiales y observaciones históricas. Se establecen relaciones entre las cargas de nutrientes y sus efectos como la disminución de oxígeno disuelto, calculándose los niveles necesarios de reducción de nutrientes para mitigar estos efectos.

Los resultados de dicho trabajo se encuentran reportados en varios informes y artículos científicos -por ejemplo en Robertson et al. (2006) y Plew et al. (2020); ambos citados en este estudio y de acceso abierto-. Las herramientas asociadas, como el Eutrophication Explorer -que utiliza datos de monitoreo y predicciones de modelos relacionados con la eutroficación- se encuentran disponibles en su página web (NIWA, 2024).

Otras entidades internacionales como la United States Environmental Protection Agency (US EPA) han desarrollado diversos índices para evaluar la eutroficación, principalmente para lagos y estuarios (detalles en Anexo).

4 Riesgo de eutroficación

4.1 Conceptos relevantes

Riesgo

Si bien hay varias definiciones de riesgo, la US EPA (2024) define riesgo como la posibilidad de efectos dañinos en la salud humana o en la de los ecosistemas, como resultado a un agente de estrés ambiental (*stressor*). Un *stressor* es cualquier ente físico, químico o biológico que puede causar un efecto adverso en los humanos o ecosistemas.

Otras definiciones de riesgo incluyen el concepto de vulnerabilidad y resiliencia. El primero corresponde a las características que hacen susceptible a los efectos dañinos, mientras que el segundo se refiere a la capacidad de reponerse y recuperar el estado inicial cuando el estrés al que ha estado sometido un sistema, cesa.

Al hablar de estos conceptos en el contexto de riesgo de eutroficación, los efectos dañinos se podrían asociar a las consecuencias de la eutroficación, como la presencia de algas y el aumento de la turbidez. Los agentes de estrés son los nutrientes, y la exposición se atribuye a que el cuerpo receptor reciba fuentes de nutrientes ya sean puntuales o difusas (sección 2.1). La vulnerabilidad y resiliencia pueden relacionarse con la sensibilidad del cuerpo receptor, un concepto que ha sido definido por algunas entidades internacionales.

Sensibilidad

La Urban Wastewater Treatment Directive de la Unión Europea se adoptó en 1991, y entregó la siguiente definición de área sensible en el Anexo II (Urban Wastewater Treatment Directive, 1991), siendo identificada por la autoridad competente en base al siguiente criterio: un cuerpo de agua debe ser identificado como un área sensible si cae dentro de uno de los siguientes grupos

- a. lagos naturales de agua dulce, otros cuerpos de agua dulce, estuarios y aguas costeras que sean eutróficas o que puedan eutroficarse en el futuro cercano si no se toman medidas protectoras.
- b. aguas superficiales destinadas a la extracción de agua potable que puedan contener más que la concentración de nitrato establecida bajo las regulaciones relevantes en cuanto a la calidad del agua superficial destinada para la extracción de agua potable si no se toma acción.
- c. áreas donde tratamiento adicional al descrito en el Art 5 es necesario para cumplir con otras regulaciones

Definió también “áreas menos sensibles” si recibe una descarga de agua servida que no afecta adversamente al medio ambiente como resultado de la morfología, hidrología o condiciones hidráulicas específicas que existan en el área.

Actualmente, una nueva propuesta de la Urban Wastewater Treatment Directive (Directorate-General for Environment, 2022) modifica el Anexo II y esta definición, manteniendo los puntos a,b y c actuales, agregando una lista de áreas identificadas como sensibles por la Directiva 2008/56/EC, y cualquier otra área que sea sensible a la eutroficación de acuerdo a los Estados Miembros. Se elimina la definición de “áreas menos sensibles”. Además, establece que, al 31 de diciembre 2025,

los Estados Miembros deben establecer una lista de áreas en su territorio que son sensibles a la eutroficación y actualizar dicha lista cada 5 años, empezando el 31 de diciembre del 2030.

Cabe destacar que esta definición de sensibilidad incluye otros aspectos relevantes de calidad del agua (puntos b y c) y no solamente la potencial eutroficación (punto a).

En Chile, ninguna autoridad competente ha definido la sensibilidad ni identificado los cuerpos de agua sensibles a la eutroficación. Tampoco se ha reportado el desarrollo de algún método que permita hacer esto.

4.2 Índices de riesgo

El área de Port Phillip Bay, en el Estado de Victoria, Australia utiliza un índice multiparamétrico llamado Eutrophication Index (EI) para determinar el riesgo de eutroficación de sus cuerpos de agua superficial, como ríos (DEECA, 2023). Este incluye 10 indicadores (6 centrales y 4 secundarios) clasificados en 3 categorías: Categoría I Nivel de nutrientes tiene 4 indicadores centrales: nitrógeno inorgánico disuelto, fósforo inorgánico disuelto, nitrógeno total y fósforo total ($\mu\text{g/L}$). Categoría II Efectos directos del enriquecimiento de nutrientes: tiene 1 indicador central: clorofila a ($\mu\text{g/L}$). Categoría III Efectos indirectos del enriquecimiento de nutrientes tiene 1 indicador central: oxígeno disuelto (mg/L).

Los indicadores centrales de la Categoría I consideran un conjunto de objetivos numéricos ($\mu\text{g/L}$) definidos por el Environment Reference Standard (ERS). Este fija valores ambientales que aplican a aguas superficiales marinas, fluviales y estuarinas, para distintos segmentos de las cuencas de Victoria (EPA Victoria, 2021). Lo mismo aplica para el indicador central de la Categoría II ($\mu\text{g/L}$ Chl-a) y de la Categoría III (un rango de saturación de oxígeno disuelto en % mínimo y máximo, en la superficie y en el fondo de la columna de agua).

El índice EI, en base a los objetivos numéricos de calidad del agua y las mediciones correspondientes de dichos indicadores, genera un ranking de condición como un porcentaje normalizado (0-100%) para cada indicador, por año. Hay 5 categorías de condición: muy pobre (0-19%), pobre (20-39%), adecuado (40-59%), buena (60-79%) y muy buena (80-100%). Muy pobre a adecuado representa un alto riesgo de eutroficación, y buena a muy buena representa un bajo riesgo de eutroficación. El índice global se obtendrá considerando el peor ranking considerando los de las 3 categorías.

La metodología para determinar este índice se basó principalmente en dos iniciativas europeas: La evaluación del estado de eutroficación y la herramienta HEAT+ producida por la *Baltic Marine Environment Protection Commission* o *Helsinki Commission (HELCOM)*, y el enfoque *Common Procedure (COMP)* desarrollado por la *Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic* o *Oslo and Paris Convention (OSPAR)*. Así, ambas iniciativas son específicas a ambientes marinos. Adicionalmente, se consideraron aspectos clave del TSI Trophic State Index

de la US EPA utilizado en lagos y embalses, y del TLI Trophic Level Index de Nueva Zelanda utilizado en lagos (Anexo A).

Para estuarios, Robertson et al. (2016) propusieron una metodología para determinar la susceptibilidad de los estuarios de Nueva Zelanda a la eutroficación, evaluando las respuestas a las macroalgas y fitoplancton a las concentraciones de nutrientes y tiempos de retención. Esta metodología fue desarrollada para asistir al gobierno regional de Nueva Zelanda a gestionar y proteger la salud de los estuarios (Plew et al., 2020).

Para esto, clasificaron a los estuarios en 4 categorías. Entre paréntesis, el acrónimo en inglés:

1. Estuarios de lagos y lagunas intermitentemente cerrados/abiertos (ICOLL)
2. Estuarios dominados por zonas intermareales poco profundas (SIDE)
3. Estuarios de ríos mareales poco profundos con un tiempo de residencia corto y ríos mareales con lagunas adyacentes (SSRTRE)
4. Estuarios dominados por zonas submareales más profundas con un tiempo de residencia más prolongado (DSDE)

La Tabla 1 muestra las principales características de cada tipo de estuario incluyendo su susceptibilidad.

Tabla 1. Tipos de estuarios y su susceptibilidad

ICOLL	SIDE	SSRTRE	DSDE
Forma de laguna o río de marea	Forma de laguna	Forma del río de marea	Largos tiempos de residencia (<7d)
Poco profundo (<3m)	Poco profundo (<3m)	Poco profundo (<3m)	Profundos (>3m)
Desembocadura se abre y se cierra	> 40% del estuario es intermareal	Alto tiempos de descarga (FP>0,16)	
Tiempo de residencia variable	Tiempos de residencia corta (<3d)	Tiempos de residencia corta (<3d)	
Fitoplancton en periodos de cierre y macroalgas en periodos de apertura	Macroalgas	Macroalgas	Fitoplancton
Susceptibilidad alta	Susceptibilidad muy alta	Susceptibilidad baja	Susceptibilidad moderada

FP=flushing potential, tasa de descarga (Robertson et al., 2016)

En este caso, susceptibilidad hace referencia a la probabilidad que el estuario experimente eutroficación bajo ciertas condiciones (principalmente de carga de nutrientes, áreas intermareales, tiempos de retención/lavado y dilución).

5 Propuesta metodológica y casos de estudio

5.1 Metodología para estimar el riesgo de eutroficación

En base a criterio experto, experiencia internacional y la realidad nacional, se propone que la estimación del riesgo de eutroficación se base en dos dimensiones: una que indique el nivel de cumplimiento de calidad objetivo para ciertos parámetros de calidad del agua, y otra que clasifique al cuerpo receptor según sus características.

La combinación de ambas dimensiones permitirá estimar el riesgo de eutroficación¹.

Dimensión 1: Indicador de cumplimiento de calidad objetivo

El indicador de cumplimiento, en adelante IC, se define en base a la razón entre el valor anual del percentil 75 para las mediciones del parámetro de calidad del agua, y el valor de calidad objetivo para dicho parámetro. Esta razón se normaliza usando el valor máximo (2,5), y se le asigna un porcentaje de cumplimiento que define su condición, según lo que indica la Tabla 2.

Tabla 2. Categorías para el IC en base al rango de porcentaje de cumplimiento

Razón	Porcentaje normalizado	Categoría de condición
0 - 0,5	80-100%	Muy buena
0,51 - 1	60-79%	Buena
1,01 - 1,5	40-59%	Adecuada
1,51 - 2	20-39%	Pobre
2,01 - 2,5	0-19%	Muy pobre
> 2,5	0%	

La definición de este indicador ha sido influenciada por el EI, descrito en la Sección 4.2. Los valores de calidad objetivo se definen en la Tabla 3. Para los ríos, se consideraron los valores de nitrógeno total y fósforo total del estudio citado en Smith (1999) que definen el límite entre el nivel oligotrófico

¹ Cabe destacar que la evaluación de riesgo de eutroficación debe incluir un análisis de incertidumbre, ya que este permite estimar el margen de error de los resultados.

y mesotrófico (Dodds et al., 1997), mientras que para los estuarios se consideraron los valores de Plew et al., (2020) que definen la concentración potencial máxima de nitrógeno total y nitrato asociados al nivel mínimo de eutroficación (Tablas A1 y A3). Por lo tanto, se seleccionaron los objetivos de calidad más exigentes.

Tabla 3. Calidad objetivo para ríos y estuarios considerada para la obtención del IC

Cuerpo receptor	Parámetro	Concentración objetivo (µg/L)
Ríos	NT	700
	PT	25
Estuarios	NT	80
	NO ₃	65

Este indicador se generará solo para los siguientes parámetros: nitrógeno total NT y fósforo total PT en ríos, y nitrógeno total y nitrato NO₃ en estuarios puesto que son parámetros para los cuales se puede contar con mediciones. Por este motivo, no se incluyó la clorofila a, la cual típicamente no se mide y no está incluida en ninguna red de monitoreo nacional (DGA, DIRECTEMAR; ver Anexo). Por lo mismo, no se incluyó nitrógeno disuelto ni fósforo disuelto, incluidos en la metodología de Bricker et al. (2003) (Tabla A2).

El índice global de riesgo de eutroficación se obtendrá al considerar el indicador con la peor condición de riesgo, análogamente al caso del EI de Victoria (peor ranking).

Dimensión 2: Clasificación del cuerpo receptor

Ríos

En base a dos características: tiempo de retención y la presencia de fuentes de contaminación, se determina el nivel de afectación según el siguiente detalle:

El tiempo de retención determina la dominancia de algas en el río según la Tabla 4. El rango de valores se determinó en base al tiempo de duplicación de algas planctónicas (Sección 2.2).

Tabla 4. Tipo de río según su tiempo de retención

Rango de valores	Tiempo de retención	Tipo de río
Mayor a 6 días	Largo	Dominado por algas
Menor o igual a 6 días	Corto	No dominado por algas

La presencia de fuentes de contaminación de nutrientes determina el tipo de exposición según la Tabla 5.

Tabla 5. Tipo de exposición según fuentes de contaminación

El río recibe descargas de nutrientes	Tipo de exposición
Puntuales y difusas	Muy alto
Difusas	Alto
Puntuales	Medio
Ninguna	Bajo

Así, el nivel de afectación queda definido por el tipo de exposición y el tipo del río según la Tabla 6. Dado que el crecimiento de algas, más que el de macrófitas, es una consecuencia indeseada de la eutroficación, se considera que el nivel de afectación es mayor si el río es dominado por algas, considerando su tiempo de retención.

Tabla 6. Nivel de afectación según tipo de exposición y tipo de río

		Tipo de exposición a fuentes de contaminación			
		Muy alto	Alto	Medio	Bajo
Tipo de río	Dominado por algas	Muy elevado	Muy elevado	Elevado	Mediano
	No dominado por algas	Elevado	Elevado	Mediano	Menor

Finalmente, según dicho nivel, y la categoría de condición según el índice global, se determina el riesgo de eutroficación según la Tabla 7.

Tabla 7. Riesgo de eutroficación según nivel de afectación y categoría de condición

		Condición según índice				
		Muy pobre	Pobre	Adecuada	Buena	Muy buena
Nivel de afectación	Muy elevado	Muy alto	Muy alto	Alto	Alto	Medio
	Elevado	Muy alto	Muy alto	Alto	Medio	Medio
	Medio	Alto	Alto	Medio	Bajo	Bajo
	Menor	Medio	Medio	Bajo	Muy bajo	Muy bajo

Estuarios

Análogamente al caso de los ríos, pero en base a la clasificación de Robertson et al. (2016), las características del estuario determinan su tipo (Tabla 1) y su probabilidad de eutroficación. Según el tipo de estuario y la presencia de fuentes de contaminación (Tabla 5), se determina el nivel de afectación según el siguiente detalle:

Tabla 8. Nivel de afectación según tipo de exposición y tipo de estuario

Tipo de estuario		Tipo de exposición a fuentes de contaminación			
		Muy alto	Alto	Medio	Bajo
Tipo de estuario	ICOLL	Muy elevado	Muy elevado	Elevado	Mediano
	SIDE	Muy elevado	Elevado	Mediano	Menor
	DESDE	Elevado	Mediano	Menor	Menor
	SSTRE	Mediano	Menor	Menor	Menor

Como se indicó, en este caso se obtiene el IC para NT y NO₃, usando la Tabla 2 para asignar una categoría de condición, y con el nivel de afectación obtenido según la Tabla 8, finalmente se obtiene el riesgo de eutroficación usando la Tabla 7.

5.2 Casos de estudio²

5.2.1 Río Cruces

Se seleccionó el caso del río Cruces, dado que se cuenta con registros de mediciones de la concentración de NT para el año 2023, asociados a la descarga de la PTAS 1.

Dimensión 1: IC

En base a los datos entregados, sólo fue posible obtener el IC para el NT en dos puntos del río. Las Tablas 9 y 10 presentan el detalle de la obtención del IC.

² Es recomendable definir metodologías estandarizadas de toma de muestras del cuerpo receptor, ya que los resultados obtenidos para la concentración de nutrientes, podrían verse afectados o variar dependiendo de la zona del cuerpo receptor muestreada o por condiciones como el caudal.

Tabla 9. Concentraciones de NT en el río Cruces 20 m antes de la descarga PTAS 1 reportadas en el año 2023 (punto 1).

Fecha Muestreo	Nitrógeno Total (mg/L)
12-01-2023	3,73
08-02-2023	1
02-03-2023	1
17-04-2023	1
08-05-2023	1
05-06-2023	1,65
04-07-2023	1,67
07-08-2023	1,03
07-09-2023	1,02
04-10-2023	1
02-11-2023	2,06
15-12-2023	1
Percentil 75 anual	1,655

Tabla 10. Concentraciones de NT en el río Cruces 100 m después de la descarga PTAS 1 reportadas en el año 2023 (punto 2).

Fecha Muestreo	Nitrógeno Total (mg/L)
07-08-2023	1,1
07-09-2023	1,01
12-01-2023	3,69
08-02-2023	3,41
02-03-2023	4,61
17-04-2023	5,14
08-05-2023	3,67
05-06-2023	1,93
04-07-2023	1,58
04-10-2023	1,32
02-11-2023	1,64
15-12-2023	1
Percentil 75 anual	3,675

Así, se obtuvo que la categoría de condición del río Cruces es muy pobre, según lo indicado en la Tabla 11.

Tabla 11. Condición del río Cruces según valor del IC

IC para NT	Punto 1	Punto 2
Percentil 75	1,655	3,675
Valor objetivo NT	0,7	0,7
Razón entre percentil 75 y valor objetivo	2,36	5,25
Categoría de condición	Muy pobre	Muy pobre

Dimensión 2: Clasificación

El río Cruces recibe, además de fuentes puntuales como la PTAS 1, fuentes difusas que aportan nutrientes debido a actividades agrícolas y plantaciones (MMA, 2017). Así, su tipo de exposición es muy alto (Tabla 5).

Para estimar el tiempo de retención, se consideraron sus características y datos relevantes disponibles en la RCA de la PTAS 1 y en Troncoso (2009) (ver Anexo). Así, se estimó que el tiempo de retención del río en este tramo fluctúa entre 0,015 y 1,66 días. Este se considera como un valor corto, siendo un río no dominado por algas (Tabla 4). Así, su nivel de afectación es elevado (Tabla 6).

Por lo tanto, el riesgo de eutroficación del río Cruces es **muy alto**, dado su condición “muy pobre” y su nivel de afectación “elevado”.

Aspectos a considerar

Cabe destacar que las concentraciones de NT reportadas no necesariamente representan los niveles de NT del río Cruces. Es más, la eutroficación puede estar restringida espacialmente en los ríos, por ejemplo aguas abajo de descargas puntuales (Newman et al., 2005). Además, la dilución tiende a restringir la magnitud y extensión de sus impactos (ibid). Este es el caso que se ejemplificó. Sin embargo, no se cuentan con mediciones más aguas abajo que 100 m de la descarga de la PTAS.

Por lo tanto, se recomienda que para cada río se identifiquen los tramos de interés y se obtengan las mediciones de los parámetros relevantes que representen a dicho tramo, tanto de calidad del agua como hidráulicos y morfológicos para una adecuada estimación del tiempo de retención. Los tramos de interés podrían ser guiados por las áreas de vigilancia de la NSCA vigente o según anteproyecto.

5.2.2 Estuario del río Toltén

Se seleccionó el caso del estuario del río Toltén, dado que se cuenta con registros de mediciones de la concentración de NT y NO₃ para el año 2023, asociados a la descarga de la PTAS 2. Además, se tiene información pública de las características y morfología del estuario en el estudio realizado por DGA (2009), cuyo objetivo es estimar caudales de dilución en estuarios para la revisión del DS90.

En base a los datos entregados, fue posible obtener el IC para el NT y NO₃ en dos puntos del río; 20 metros aguas arriba de la descarga y 100 metros aguas abajo de la descarga, según la Tabla 12 y 13, 15 y 16 respectivamente.

Dimensión 1: IC

IC para el NT

Tabla 12. Concentraciones de NT en el estuario del río Toltén 20 m antes de la descarga PTAS 2 reportadas en el año 2023 (punto 1).

Fecha Muestreo	Nitrógeno Total (mg/L)
11-01-2023	1
21-02-2023	1,25
07-03-2023	1
13-04-2023	1,18
10-05-2023	1
12-07-2023	1,64
09-08-2023	1,64
20-09-2023	1,38
12-10-2023	1
08-11-2023	1
19-12-2023	1
Percentil 75 anual	1,38

Tabla 13. Concentraciones de NT en el estuario del río Toltén 100 m después de la descarga PTAS 2 reportadas en el año 2023 (punto 2).

Fecha Muestreo	Nitrógeno Total (mg/L)
08-11-2023	1
11-01-2023	1
21-02-2023	1,53
07-03-2023	1,2
13-04-2023	1,12
10-05-2023	1
12-07-2023	1,42
09-08-2023	9,19
20-09-2023	1,38
12-10-2023	1
19-12-2023	1
Percentil 75 anual	1,53

Así, se obtuvo que la categoría de condición del estuario del río Toltén es muy pobre para NT, según lo indicado en la Tabla 14.

Tabla 14. Condición del estuario Toltén según valor del IC para NT

IC para NT	Punto 1	Punto 2
Percentil 75	1,38	1,53
Valor objetivo NT	0,08	0,08
Razón percentil 75 y valor objetivo	17,25	19,125
Categoría de condición	Muy pobre	Muy pobre

IC para el NO₃

Tabla 15. Concentraciones de NO₃ en el estuario del río Toltén 20 m antes de la descarga PTAS 2 reportadas en el año 2023 (punto 1).

Fecha Muestreo	NO₃ (mg/L)
11-01-2023	0,05
21-02-2023	0,05
07-03-2023	0,05
13-04-2023	0,05
10-05-2023	0,06
12-07-2023	0,07
09-08-2023	0,3
20-09-2023	0,16
12-10-2023	0,05
08-11-2023	0,05
19-12-2023	0,05
Percentil 75 anual	0,16

Tabla 16. Concentraciones de NO₃ en el estuario del río Toltén 100 m después de la descarga PTAS 2 reportadas en el año 2023 (punto 2).

Fecha Muestreo	NO₃ (mg/L)
08-11-2023	0,05
11-01-2023	0,05
21-02-2023	0,05
07-03-2023	0,05
13-04-2023	0,05
10-05-2023	0,09
12-07-2023	0,05
09-08-2023	0,25
20-09-2023	0,11
12-10-2023	0,05
19-12-2023	0,05
Percentil 75 anual	0,11

Así, se obtuvo que la categoría de condición del estuario del río Toltén es muy pobre para NO₃, según lo indicado en la Tabla 17.

Tabla 17. Condición del estuario Toltén según valor del IC para NO₃

IC para NO ₃	Punto 1	Punto 2
Percentil 75	0,16	0,11
Valor objetivo NT	0,065	0,065
Razón percentil 75 y valor objetivo	2,46	1,69
Categoría de condición	Muy pobre	Muy pobre

Eligiendo el IC que entregue la peor condición (aunque en este caso son iguales), el índice indica que la condición es muy pobre.

Dimensión 2: Clasificación

El estuario del río Toltén recibe fuentes puntuales como la PTAS 2. No se encontró información de fuentes difusas en la zona. Así, su tipo de exposición es medio (Tabla 5).

Según las características descritas en DGA (2009) (Anexo), se consideró que es del tipo SSRTRE. Así, su nivel de afectación es menor (Tabla 8).

Por lo tanto, el riesgo de eutroficación de este estuario es **medio** (Tabla 7).

Aspectos a considerar

No hay información de otros estuarios en Chile que permitan su clasificación para efectos de evaluar su nivel de afectación y por lo tanto su riesgo de eutroficación. Por lo tanto, se requiere contar con estudios análogos al de DGA 2009, al menos para aquellos que reciben descargas de PTAS y que estarían afectos a la Tabla 6 del DS90.

La exposición a fuentes de contaminación se clasificó solamente considerando la presencia o ausencia de estas. En este caso, dado que solo se reportó descarga difusa de agua servida y contaminación difusa por plaguicidas y fertilizantes en la estación DGA Río Toltén en Teodoro Schmidt -que se encuentra aproximadamente 10 km aguas arriba del estuario- (DGA, 2004), se consideró solamente de presencia de fuentes puntuales.

Sin embargo, tanto para estuarios como para ríos, es vital contar con información confiable de las presencia y tipo de las fuentes de contaminación; además de la de los cuerpos de agua. En este caso, al menos se pudo contar con los registros entregados por las sanitarias. Si se quiere implementar esta u otra metodología, se requería incluir los parámetros de calidad relevantes en el monitoreo que realizan las sanitarias, y en las redes de la DGA y DIRECTEMAR. Incluso, incorporar nuevos puntos en dichas redes, dado que, en la actualidad, los puntos de monitoreo del POAL no coinciden

con los estuarios que reciben descargas de PTAS (Anexo). Esto, con el fin de estimar la exposición en función de las cargas de nutrientes que reciben en total los cuerpos receptores. Para esto, se necesita una caracterización adecuada de todas las fuentes puntuales y difusas y del cuerpo receptor, al menos en términos de las concentraciones de nutrientes, caudales; y su variabilidad (Lizama A. 2024), además de la morfología en el caso de los estuarios.

6 Conclusiones y recomendaciones

- Los registros correspondientes a mediciones de parámetros de calidad del agua relevantes a la eutroficación en ríos y estuarios de Chile son limitados.
- Se recomienda que el IC se obtenga además para otros parámetros de calidad del agua relevantes a ríos y estuarios, especialmente la clorofila a; para lo cual se requeriría medirlos con cierta regularidad en los cuerpos de agua.
- Las concentraciones objetivo del IC pueden ser modificadas dependiendo del nivel de eutroficación objetivo.
- La evaluación del tipo de exposición requiere ser ajustada en función de la información disponible de las fuentes de contaminación, pues su número, tipo, y efecto en el cuerpo receptor deber ser evaluado en función de la carga total de nutrientes que recibe.
- Para cualquier método de evaluación de la eutroficación en estuarios, se necesita caracterizarlos morfológicamente, ya que esto es necesario para evaluar su tiempo de residencia y por tanto su tendencia a eutroficarse.

7 Referencias

- BCN. (2022). Paper review: Contaminación por nitrógeno en diferentes cuerpos de agua. https://obtienearchivo.bcn.cl/obtienearchivo?id=repositorio/10221/33830/1/PR_Contaminacion_N.pdf
- Bricker, S. B., Ferreira, J. G., & Simas, T. (2003). An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status. *Ecological Modelling*, 169(1), 39-60. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(03\)00199-6](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(03)00199-6)
- DEECA. (2023). Eutrophication Index. The State of Victoria Department of Energy, Environment and Climate Action 2023 https://www.marineandcoasts.vic.gov.au/data/assets/pdf_file/0026/686150/EI_2023.pdf.

DGA. (2004). Diagnóstico y clasificación de los cursos y cuerpos de agua según objetivos de calidad. Cuenca del Río Toltén <https://mma.gob.cl/wp-content/uploads/2017/12/Tolten.pdf>.

DGA. (2009). Análisis metodológico para determinar caudales de dilución en zonas estuarinas <https://bibliotecadigital.ciren.cl/server/api/core/bitstreams/85fdab39-23e9-4096-a174-3cf7be0b264d/content>.

Directorate-General for Environment. (2022). Proposal for a revised Urban Wastewater Treatment Directive. https://environment.ec.europa.eu/publications/proposal-revised-urban-wastewater-treatment-directive_en

Dodds, W. K., Smith, V. H., & Zander, B. (1997). Developing nutrient targets to control benthic chlorophyll levels in streams: A case study of the Clark Fork River. *Water Research*, 31(7), 1738-1750. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(96\)00389-2](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(96)00389-2)

EPA Victoria. (2021). The Environment Reference Standard (ERS) <https://www.epa.vic.gov.au/about-epa/laws/compliance-and-directions/environment-reference-standard#about-environmental-values>.

Hilton, J., O'Hare, M., Bowes, M. J., & Jones, J. I. (2006). How green is my river? A new paradigm of eutrophication in rivers. *Science of the Total Environment*, 365(1), 66-83. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.02.055>

Lizama A, K. (2024). Análisis para proponer límites máximos para el Nitrógeno Total Kjeldahl NTK en el DS 90.

MMA. (2017). MMA, 2017. Análisis General de Impacto Económico y Social del Anteproyecto de Normas Secundarias de Calidad Ambiental para la Protección de las Aguas Continentales de la Cuenca del río Valdivia <https://planesynormas.mma.gob.cl/archivos/2017/proyectos/agies-dic-2017.pdf>.

Newman, J., Anderson, N., Bennion, H., Bowes, M., Carvalho, L., Dawson, F., & Johnston, A. (2006). Eutrophication in rivers: an ecological perspective. Appendix VI of 'Investigating the Effectiveness of NVZ Action programme Measures: Development of a strategy for England (Lord et al., 2007). Report for DEFRA project WT03017. https://www.researchgate.net/profile/F-Dawson/publication/270647307_Eutrophication_in_rivers_an_ecological_perspective/links/54cd31770cf24601c08cf390/Eutrophication-in-rivers-an-ecological-perspective.pdf

NIWA. (2024). The Eutrophication Explorer <https://shinylabs.niwa.co.nz/explorer/>.

Plew, D. R., Zeldis, J. R., Dudley, B. D., Whitehead, A. L., Stevens, L. M., Robertson, B. M., & Robertson, B. P. (2020). Assessing the Eutrophic Susceptibility of New Zealand Estuaries. *Estuaries and Coasts*, 43(8), 2015-2033. <https://doi.org/10.1007/s12237-020-00729-w>

Robertson, B. M., Stevens, L., Robertson, B., Zeldis, J., Green, M., Madarasz-Smith, A., Plew, D., . . . Oliver, M. (2016). NZ Estuary Trophic Index Screening Tool 1. Determining eutrophication susceptibility using physical and nutrient load data. Prepared for Envirolink Tools Project: Estuarine Trophic Index, MBIE/NIWA Contract No: C01X1420. 47p. https://shiny.niwa.co.nz/Estuaries-Screening-Tool-1/pdfs/Robertson_2016_ETI_Tool1.PDF.

Smith, V. H., Tilman, G. D., & Nekola, J. C. (1999). Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, 100(1), 179-196. [http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00091-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00091-3)

Troncoso, D. (2009). Simulación hidrológica del efecto del cambio de uso de suelo sobre el caudal en la cuenca del río Cruces <https://biblioteca.cehum.org/bitstream/123456789/738/1/Troncoso.%20Simulaci%C3%B3n%20hidrol%C3%B3gica%20del%20efecto%20del%20cambio%20de%20uso%20de%20suelo%20sobre%20el%20caudal%20en%20la%20cuenca%20del%20R%C3%ADo%20Cruces.pdf>.

Urban Wastewater Treatment Directive. (1991). Council Directive 91/271/EEC of 21 May 1991 concerning urban waste-water treatment <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/1991/271/oj/eng>.

US EPA. (2024). About risk assessment <https://www.epa.gov/risk/about-risk-assessment>.

Vega, A. S., Lizama, K., & Pastén, P. A. (2018). Water Quality: Trends and Challenges. In G. Donoso (Ed.), *Water Policy in Chile* (pp. 25-51). Cham, Switzerland: Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-76702-4_3

8 Anexos

Tabla A1. Características promedio de lagos, ríos y aguas marinas con diferentes estados de eutroficación. Adaptado de Smith (1999)

	Estado trófico	NT (mg/m3)	PT (mg/m3)	Cl a (mg/m3)	SD (m)
Lagos	Oligorófico	<350	<10	<3,5	>4
	Mesotrófico	350-650	10-30	3,5-9	2-4
	Eutrófico	650-1200	30-100	9-25	1-2
	Hipereutrófico	> 1200	> 100	> 25	<1
Ríos	Oligorófico	<700	<25		
	Mesotrófico	700-1500	25-75		
	Eutrófico	> 1500	> 75		
Aguas marinas	Oligorófico	<260	<10	<1	>6
	Mesotrófico	260-350	10-30	1-3	3-6
	Eutrófico	350-400	30-40	3-5	1,5-3
	Hipereutrófico	> 400	> 40	>5	<1,5

Tabla A2. Parámetros indicadores y límites asociados a síntomas primarios y secundarios de eutroficación estuarina. Adaptado de Bricker et al. (2003)

	Indicador	Límites y rangos
Síntoma primario (estado)	Chl-a	<ul style="list-style-type: none"> Hipertrófico > 60 ug/L Alto: 20 <Chl-a <=60 ug/L Medio: 5 <Chl-a <= 20 ug/L Bajo: 0< Chl-a <=5 ug/L
Síntoma primario (estado)	Macroalgas y epífitas	
Síntoma secundario (estado)	DO	<ul style="list-style-type: none"> Anoxia: 0 mg/L Hipoxia: 0<DO<= 2 mg/L Estresado biológicamente: <2 DO<= 5 mg/L

Síntoma secundario(estado)	Vegetación acuática sumergida (SAV)	<ul style="list-style-type: none"> Alto: $50 \leq$ Área agua superficial $<100 \%$ Medio: $25 \leq$ Área agua superficial $\leq 50 \%$ Bajo: $1 \leq$ Área agua superficial $\leq 25 \%$ Muy Bajo: $0 \leq$ Área agua superficial $\leq 10\%$
Síntoma secundario (estado)	Turbiedad	Profundidad disco Secchi <ul style="list-style-type: none"> Alto: $h < 1m$ Medio: $1 \leq h \leq 3m$ Bajo: $h > 3m$
Influencia humana (presión)	Nitrógeno	Concentración máxima disuelta <ul style="list-style-type: none"> Alto: $N \geq 1 \text{ mg/L}$ Medio: $0.1 \leq N < 1 \text{ mg/L}$ Bajo: $0 \leq N < 0.1 \text{ mg/L}$
Influencia humana (presión)	Fósforo	Concentración máxima disuelta <ul style="list-style-type: none"> Alto: $P \geq 0.1 \text{ mg/L}$ Medio: $0.01 \leq P < 0.1 \text{ mg/L}$ Bajo: $0 \leq P < 0.01 \text{ mg/L}$

Índices de eutroficación destacados

Index of Estuarine Condition, Department of Environment, Land, Water and Planning, Melbourne, Victoria.

Su objetivo es evaluar la condición del estuario con base a diferentes componentes

- Forma física: Barreras artificiales (presas, compuertas), líneas de costa artificial (muros o diques).
- Hidrología: modificación de flujos de agua dulce e intercambio marino.
- Calidad del agua: Turbiedad (SST) y Chl-a (eutroficación)
- Fauna: Diversidad de especies residentes, especies invasoras y diversidad trófica.
- Flora: evalúa la vegetación de la rivera y la vegetación acuática (eutroficación)

A estos 5 subíndices se le asigna un puntaje de 1 a 10, siendo 1 la condición más pobre y 10 la mejor, los puntajes de los subíndices se combinan de tal forma que se da mayor peso a los aspectos en peor estado. Existen 5 categorías de condición ambiental: excelente (41-50), bueno (34-40), moderado (27-33), pobre (20-26) y muy pobre (5-19).

Lake Trophic Level Index: Land, Air, Water, Aotearoa (LAWA)

Indica el nivel trófico de los lagos basándose en los nutrientes y algas presentes. El índice tiene un puntaje que mientras más baja mejor es la condición del lago. Según el puntaje los lagos son microtrófico (0-2), oligotrófico (>2-3), mesotrófico (>3-4), eutrófico (>4-5) y supertrófico (>5). El índice se calcula usando cuatro mediciones de parámetros de calidad del agua chl-a, TN, PT, y claridad del agua.

Para ríos se utilizan diferentes indicadores:

- Salud ecológica: índice de la comunidad de macroinvertebrados (MCI)
- Indicadores de calidad del agua: Amonio y nitrato (tóxico para la vida acuática), Fósforo reactivo disuelto (exacerbación de algas) y claridad (SS).
- Riesgo en la salud humana: E. coli

Cada uno tiene 4 estados + no evaluado y 3 tendencias + no evaluado.

River water quality

- Metales pesados: Cobre y zinc. Altas concentraciones potencial riesgo para la vida acuática.
- Fósforo: Fósforo disuelto y total. Altas concentraciones pueden generar crecimiento de algas
- Claridad y turbiedad para el uso recreacional:
- Índice de la comunidad de macroinvertebrados: Se alimentan de algas, alto niveles de MCI indica un río saludable.
- Nitrógeno: Nitrógeno total, nitrato-nitrito y nitrógeno amoniacal: Altas concentraciones pueden generar crecimiento de algas y en muy altas concentraciones puede ser tóxico para la vida acuática.
- E. Coli: La presencia de esta bacteria puede indicar la presencia de patógenos de heces humanas o animales, causando enfermedades.

HELCOM: Evaluación de la eutroficación en el Mar Báltico entre 2011 y 2016 realizada por HELCOM

Para ello utilizan diferentes herramientas e indicadores:

- Niveles de nutrientes: DIN, DIP, TN y TP
- Efectos directos: Chl-a, claridad del agua y floraciones de cianobacterias
- Efectos indirectos: DO y estado de la macrofauna del fondo
- HEAT 3.0 (Herramienta de Evaluación Holística de la Eutroficación): Cada indicador se mide según valores límites (estudios históricos, modelo bioquímico y análisis estadístico) y el resultado es una proporción entre el valor observado y el umbral. $ER > 1$ (no se alcanzó el estado deseado), $ER \leq 1$ (se alcanzó el estado deseado).
- El índice tiene 5 categorías según la eutroficación: 1. 0,00-0,5 muy buen estado; 2. 0,5 -1,00 buen estado; 3. 1,00-1,50 estado moderadamente afectado; 4. 1,50-2,00 estado afectado; y 5. >2,00 estado gravemente afectado.

Este estudio aplica solo para eutroficación en subcuencas marinas y áreas costeras.

HEAT+ Tool

Es la misma herramienta anterior, utilizan datos recopilados entre 2006 y 2016 para conocer el estado de eutrofización de los mares europeos el resultado en un archivo shp. HEAT+ Tool no está diseñada para evaluar la eutrofización en ríos por la diferencia en las dinámicas ecológicas y en los flujos de nutrientes.

OPSAR

Evalúa la presencia y el impacto de la eutrofización durante el periodo 2006-2014 en el Atlántico nororiental, la zona más problemática en el Mar del Norte desde las costas de Bélgica hasta las aguas de Dinamarca y Suecia, en menor medida en costas de Francia, Noruega y el Reino Unido. Los países miembros de la OPSAR han realizado esfuerzos para reducir las entradas de nutrientes.

La presencia de eutrofización se midió evaluando:

- Indicadores como; concentraciones de DIN y DIP, impactos directos (biomasa fitoplanctónica, frecuencia e intensidad de HABs), impactos indirectos (DO, cambios en la composición bentónica).
- Umbrales y criterios predeterminados establecidos por OPSAR, basado en condiciones de referencia y niveles aceptables. (varían según cada región).
- Datos: Monitoreos, modelos hidrodinámicos y biogeoquímicos e imágenes satelitales.
- Clasificación de áreas (problema de eutrofización, no problema de eutrofización y en revisión)
- Entradas de nutrientes

Por otra parte, el impacto se clasificó en:

- Elevado: Evidencia de hipoxia, mortalidad de especies, HABs extensa y disminución significativa de la biodiversidad.
- Moderado: Proliferación de algas o cambios en la composición de especies.
- Bajo: Indicadores dentro del rango aceptable sin efectos observables.

TSI para lagos y embalses: US EPA 2018

Establece criterios sobre los nutrientes con el objetivo de proteger los sistemas acuáticos de lagos y embalses. Los criterios se eligen con base a los nutrientes

El criterio para el desarrollo fue:

- Evaluar ecorregión, clasificar tipo de lago/embalse (localización y tamaño, hidrología: cargas hidráulicas y dinámicas de almacenamiento, estructura y operación, otros efectos: mezcla).
- Seleccionar indicadores TP, TN, Chl-a, claridad
- Establecer criterios, estos se establecen con base a los indicadores y modelos de balance de masa y estado trófico para evaluar el impacto de los nutrientes y establecer límites.

Tabla A3. Bandas de susceptibilidad a las macroalgas y sus características correspondientes.

Adaptado de Plew et al (2020)

Banda susceptibilidad	Nivel de eutroficación	Concentración potencial TN (mg/m3)	Concentración potencial NO3 (mg/m3)	Estado ecológico esperado
A	Mínima	TN<=80	NO3<=65	Comunidades ecológicas saludables y resilientes
B	Moderada	80<TN<=200	65<NO3<=165	Comunidades ecológicas ligeramente impactadas por el crecimiento adicional de macroalgas
C	Alta	200<TN<=320	165<NO3<=260	Comunidades ecológicas moderada o fuertemente impactadas por macroalgas. Cobertura alta de macroalgas y biomasa.
D	Muy alta	TN > 320	NO3 > 260	Comunidades ecológicas fuertemente impactadas por macroalgas. Cobertura muy alta y persistente, y biomasa elevada con acumulación de sedimentos

Tabla A4. Parámetros medidos por POAL. POAL es el Programa de Observación del Ambiente Litoral, el que toma de muestras de agua, sedimento y biota con el propósito de evaluar las concentraciones de los principales elementos contaminantes de las distintas actividades que se desarrollan en el borde costero. Las mediciones se realizan 1 o 2 veces cada semestre según la estación. Fuente: DIRECTEMAR, 2025

Muestra de agua	Muestra de biota	Muestra de sedimento
Amonio	Arsénico total	Tamaño arena
Arsénico disuelto	Cadmio total	Arsénico
Cadmio disuelto	Cobre total	Cadmio total
Cobre disuelto	Cromo total	Carbono Orgánico total
Cromo disuelto	Mercurio total	Cobre total
DBO5	Plomo total	Cromo total
Fosfato		Fango
Mercurio disuelto		Fluoreno
Nitrato		Grava muy fina
Plomo disuelto		Indeno (1 2 3-cd) pireno
		Plomo total

Resumen del método para estimar el tiempo de retención del río Cruces

Consideraciones

- No existen estaciones fluviométricas de la DGA antes del punto de descarga y la que está aguas abajo tiene varios aportes que no se pueden cuantificar.
- Según la RCA del proyecto de la PTAS 1 el caudal del cuerpo receptor es

Caudal mínimo (L/s)	1540
Caudal medio anual (L/s)	88200

-El punto de descarga de la PTAS se encuentra en el área de vigilancia RCR2 de la NSCA de la cuenca del río Valdivia

-En promedio, la profundidad del cauce del río Cruces varía entre cuatro y ocho metros (Troncoso, 2009)

- Se estimó el área de flujo en 27749 m², desde el punto de descarga hasta 1 km agua abajo

-Considerando esa área fija, y la variabilidad de la profundidad del río (H) y la de su caudal (Q), se obtuvieron los siguientes valores de tiempo de retención TRH

TRH	Qmin	Qmedio
Hmin	0,83 d	0,0146 d
Hmax	1,66 d	0,029 d

Clasificación del estuario Toltén

-Según DGA (2009), la profundidad media del estuario es de 2,9 m

-Para la estimación del tiempo de residencia (Tabla 1), equivalente al Tf flushing time, se usaron las siguientes expresiones según Plew et al., 2020, usando los datos de DGA (2009)

$$T_f = \frac{V}{D \cdot Q} = \frac{4530960 \text{ m}^3}{1.458 \cdot 186 \text{ m}^3/\text{s}} = 0.193 \text{ d}$$

$$D = \frac{S_o}{S_o - S} = \frac{35 \text{ g/L}}{35 \text{ g/L} - 11 \text{ g/L}}$$

Donde V es el volumen del estuario, Q el caudal del río, D el factor de dilución, S_o es la salinidad del océano y S salinidad del estuario.