

Misión Consultiva Ramsar: Chile (2005)

Informe de Misión

Santuario Carlos Anwandter (Río Cruces), Chile

29 de Marzo – 4 de Abril de 2005

**Informe preparado por
Walter Di Marzio y Rob McInnes**

Misión Consultiva Ramsar: Chile (2005)

Informe de Misión

Santuario Carlos Anwandter (Río Cruces), Chile

29 de Marzo – 4 de Abril de 2005

Informe preparado por Walter Di Marzio y Rob McInnes

Introducción

1. La Convención Ramsar presta atención especial a ayudar a las Partes Contratantes en el manejo y conservación de los sitios enumerados cuyo carácter ecológico está cambiando o es propenso a cambiar como resultado del desarrollo tecnológico, contaminación u otra interferencia humana. Esto se lleva a cabo a través de las Misiones Consultivas Ramsar (RAM), un mecanismo de asistencia técnica adoptado formalmente mediante la Recomendación 4.7 de la Conferencia de las Partes de 1990 (antes conocido como el Procedimiento de Monitoreo y el Procedimiento de Guía de Manejo). El objetivo principal de este mecanismo es proporcionar asistencia a los países para resolver los problemas en Sitios Ramsar particulares relacionados con el mantenimiento de su carácter ecológico.

Antecedentes

2. Durante 2004 se observó una alta incidencia de mortalidad entre la población de los Cisnes de Cuello Negro (*Cygnus melancoryphus*) dentro del Santuario Carlos Anwandter en el Río Cruces. De manera similar, se observó que la extensión espacial y la abundancia de la fuente primaria de alimento del Cisne de Cuello Negro, el pasto acuático brasileño, localmente conocido como 'Luchecillo' (*Egeria densa*), se redujo dramáticamente para el final de 2004.

3. En noviembre de 2004 las autoridades chilenas contactaron a la Convención Ramsar para discutir la posibilidad de una misión consultiva. La misión consultiva se confirmó en febrero de 2005 y se llevó a cabo entre el 29 de marzo y el 4 de abril de 2005.

4. Con el fin de informar y comprender mejor el cambio ambiental experimentado dentro del sitio Ramsar, a finales de 2004 la Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA) le delegó a la Universidad Austral de Chile (UACh) la conducción de un estudio sobre el "Origen de la mortalidad y reducción de población de las aves acuáticas en el Santuario Carlos Anwandter en la provincia de Valdivia".

Santuario Carlos Anwandter – Una Breve descripción

5. El sitio cubre 4,877 ha y está localizado inmediatamente al norte de la ciudad de Valdivia en la Región X de Chile (coordenadas 39° 41'S 73° 11'O) (Figura 1). El santuario se designó bajo la Comisión Ramsar sobre Humedales en la adhesión de Chile el 27 de julio de 1981.

6. El sitio se formó luego de un terremoto en mayo de 1960 que redujo la elevación del terreno aproximadamente 2 m. El sitio es esencialmente estuario pero recibe una cantidad significativa de agua dulce del Río Cruces y sus afluentes, tales como el Nanihue, Cudico, Pichoy, Cayumapu y San Ramón.

Figura 2. Rótulo de CONAF en el Santuario Carlos Anwandter.



Cisne de Cuello Negro

9. El Cisne de Cuello Negro (*Cygnus melancoryphus*) es el único representante del género *Cygnus* nativo del Neotrópico (Corti y Schlatter, 2002). Su distribución comprende Brasil, Paraguay, la zona costera de Uruguay y se extiende al sur para incluir la mayor parte de Argentina y la parte central y extrema sur de Chile (Schlatter et al., 1991). El grado de migración o residencia aún no está definido a pesar que está claro que algunas aves pasan el invierno en la parte sur del rango de la especie, otras se dispersan al norte hacia el Trópico de Capricornio en Brasil (Corti y Schlatter, 2002).

10. Una revisión de la ecología de la alimentación indicó que la dieta preferida del Cisne de Cuello Negro dentro del Santuario era la planta acuática sumergida no nativa, pasto acuático brasileño (Corti y Schlatter, 2002). Esta comprende el 91.9% de la dieta para cisnes en el Río Cruces y 71.7% de la dieta de los cisnes en el complejo Río Chihuaó-Río Pichoy. Otros estudios sugieren que el Cisne Cuello Negro también se alimenta de algas carcáceas (*Chara*) y pastos de laguna (*Potamogeton*) (del Hoyo et al., 1992) y algas tales como *Aphanotece*, *Rhizoclonium* y *Enteromorpha* (Vaz-Ferreira y Rilla, 1991). La materia animal, tal como insectos acuáticos y huevo de pescado, también puede ser ingerida (Owen y Kear en Scott, 1972).

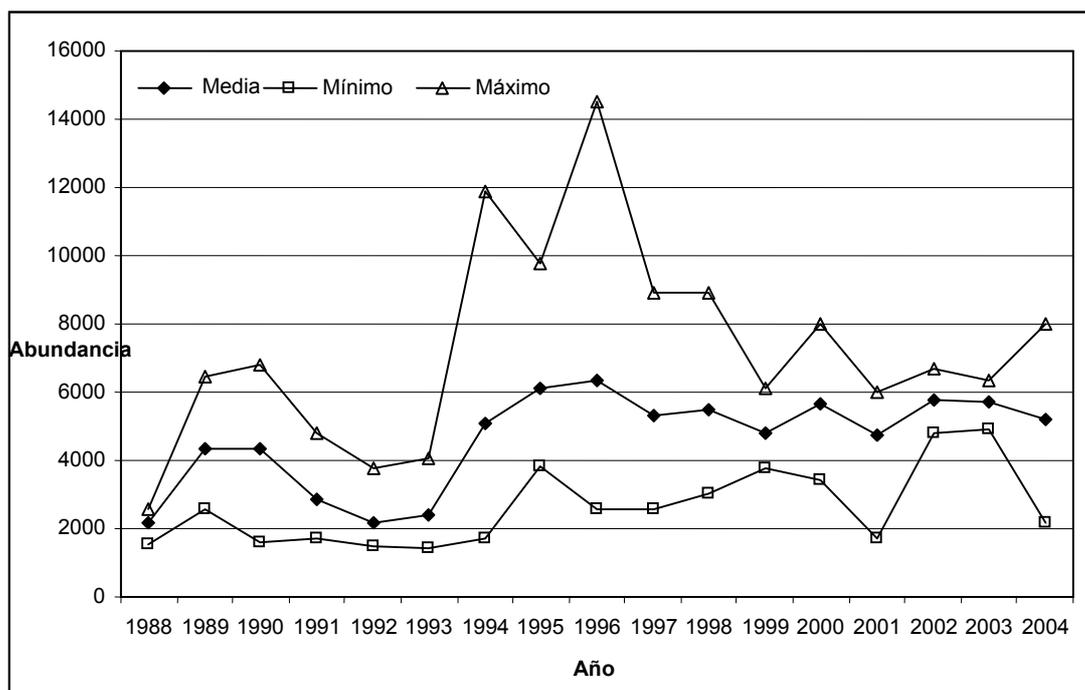
Cambios en la población de cisnes

11. La población de los Cisnes de Cuello Negro dentro del Santuario ha incrementado constantemente desde los años ochenta (Schlatter et al., 1991). Los números de nidos ocupados ha aumentado de 56 (estación de reproducción 1986/87) a más de 750 (estación de reproducción 1998/99). La estación de reproducción se extiende de junio/julio a diciembre/enero. Ocurren fluctuaciones dentro del año en número total de cisnes, con conteos

pico hacia el final del verano del sur (marzo/abril) y conteos bajos durante el invierno (junio/julio).

12. Los estimados de población total para el Cisne de Cuello Negro dentro del Santuario demuestran que los números promedio mensuales han incrementado desde 1988 (Figura 3) (UACH, 2005). Las variaciones dentro del año reflejan el impacto de los eventos de El Niño con la presencia de un gran flujo de inmigrantes de otros sitios.

Figura 3. Números de Cisnes de Cuello Negro 1988-2004. Los valores representan los conteos mensuales promedio, mínimos y máximos de 1988-2004 (fuente: UACH, 2005).



13. En enero de 2005 no se habían registrado sitios activos de nación. Los datos de conteos registrados desde el invierno 2004 indican que los números mensuales de cisnes han decrecido marcadamente a un máximo de menos de 1000 aves para enero de 2005 (UACH, 2005).

14. Se observan tendencias similares en otras aves principalmente herbívoras tales como taguas (negretas) y taguitas (pollas de agua). Sin embargo, no se observan disminuciones correspondientes en aves piscívoras tales como hualas (colimbos) y yecos (cormoranes) durante el mismo periodo (UACH, 2005).

Situación de la Egeria densa

15. La flora acuática del Santuario comprende aproximadamente 80 especies, de las cuales más de 30% son exóticas (Ramírez *et al.*, 1991). La fuente de alimento primaria de los Cisnes de Cuello Negro dentro del Santuario ha sido identificada como la *Egeria densa* exótica (Corti y Schlatter, 2002). La *E. densa* es una hierba perenne sumergida de agua dulce, generalmente enraizada en el fondo en profundidades de agua no mayores a 6m. Se encuentra tanto en aguas estancadas y corrientes, en lagos, lagunas, estanques, represas y riachuelos tranquilos. Tiende a formar herbajes mono-específicos densos que pueden cubrir cientos de hectáreas y pueden persistir hasta la senescencia en el otoño. Las altas temperaturas del agua (mayores a 30° C) e intensidades altas de luz pueden inducir la senescencia.

16. Los requerimientos ecológicos de la *E. densa* están escasamente investigados, a pesar de que sus necesidades de nutrientes y luz son similares a otros miembros de la familia. Su

crecimiento parece ser afectado por el estado de nutrientes, intensidad de luz, duración del día, temperatura y tasa de flujo de agua. Tolerancia un amplio rango de niveles de nutrientes, particularmente fósforo. Su biomasa incrementa con incrementos de amonio en agua de riachuelos y con el nitrógeno total en sedimentos. La *E. densa* tiene requerimientos bajos de luz. Las intensidades altas de luz causan decoloración y daño a la clorofila dentro de un plazo aproximado de dos semanas. Por lo tanto, el agua turbia con frecuencia favorece en lugar de inhibir el crecimiento. La *E. densa* medra en el espectro de luz roja, el cual es más abundante cerca de la superficie del agua, y muere o sufre en los espectros de luz azul y verde, los cuales penetran más profundamente bajo la superficie. Esto puede explicar porqué el pasto no puede establecerse a más de 6m bajo la superficie del agua (Feijoo *et al.*, 1996).

17. La información publicada detallada sobre la extensión espacial de la *E. densa* en el Santuario es limitada, a pesar que la evidencia anecdótica y estudios llevados a cabo a mediados de los noventa como parte de la solicitud de planificación para la Planta Valdivia de CELCO indican que formó camas mono-específicas extensivas. Los estudios llevados a cabo a finales de 2004 y principios de 2005 indicaron que tanto la condición física como la extensión espacial de la planta han sido comprometidas severamente, ocurriendo muerte extensiva en todo el santuario. No se observaron camas extensas de *E. densa* dentro del Santuario durante la misión consultiva Ramsar.

Objetivos

18. El objetivo general de la Misión Consultiva Ramsar era investigar los factores antropogénicos y ambientales que han dado como resultado los impactos en la flora y fauna del Santuario Carlos Anwandter en el Río Cruces. Se requirieron los siguientes objetivos específicos:

- Sintetizar la información existente con el fin de diagnosticar las posibles causas de los impactos ambientales dentro del humedal;
- Desarrollar un modelo conceptual que describa los impactos al humedal y sus posibles causas; y
- Producir recomendaciones y un programa de acciones correctivas con el fin de facilitar la recuperación del humedal.

Modelo Conceptual del Santuario Carlos Anwandter

Introducción

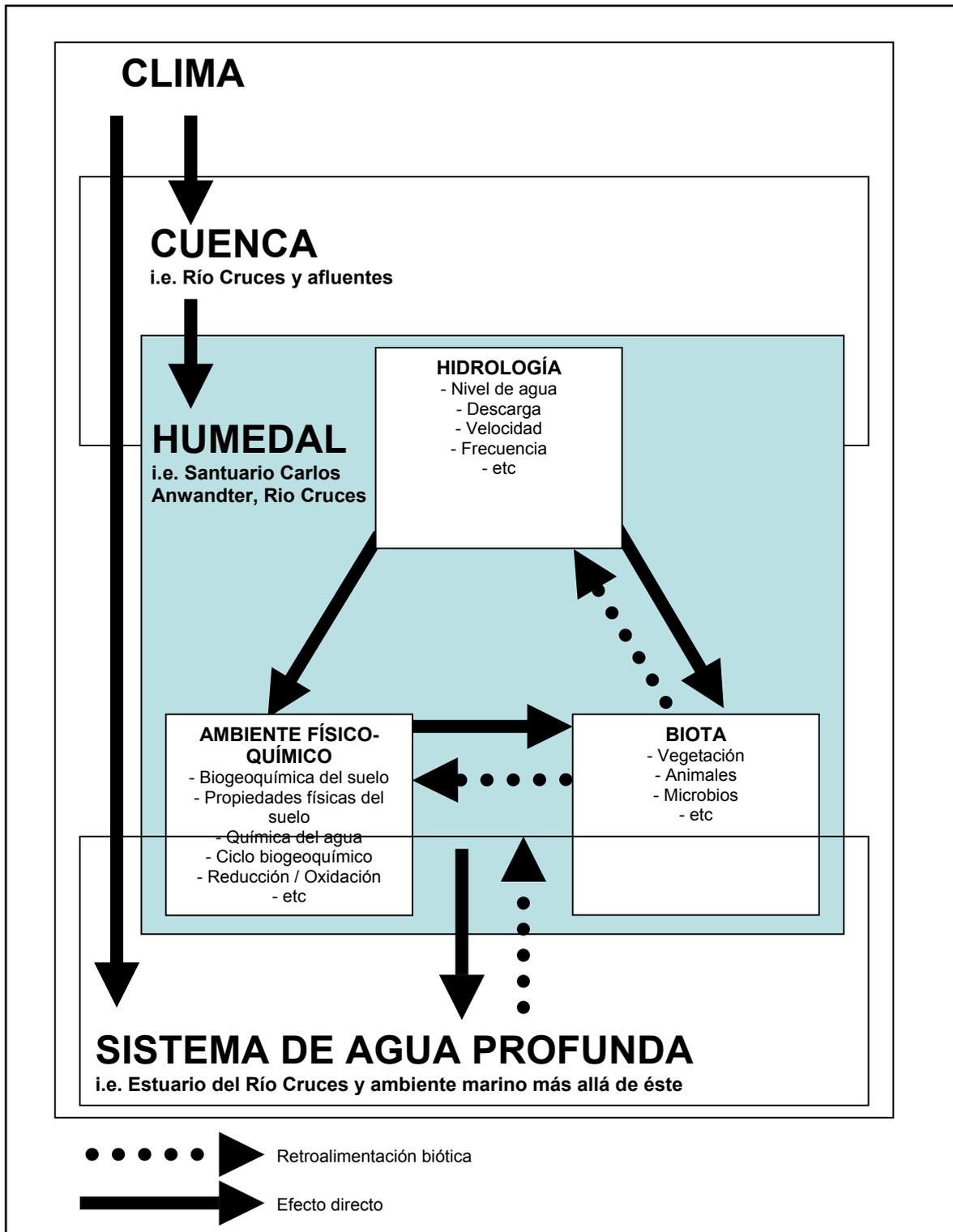
19. Los humedales son zonas de transición entre ecosistemas terrestres y de aguas abiertas. El Santuario Carlos Anwandter ocupa una interfase entre la cuenca terrestre río arriba del Río Cruces, y sus afluentes, y el sistema esteárico y marino del Océano Pacífico.

20. El clima, geomorfología e hidrología de la cuenca se combinan como los promotores primarios del proceso hidrogeomórfico dentro del área del humedal (Figura 4). La hidrología del humedal modifica y cambia directamente el ambiente físico-químico, particularmente en cuanto a disponibilidad de oxígeno, ciclos de nutrientes, pH y toxicidad. La hidrología también proporciona un medio de transporte clave para sedimentos, nutrientes y material tóxico, que influencia además el ambiente físico-químico. En el Santuario, el agua también proporciona un medio de transporte para remover material biótico y abiótico tal como carbón orgánico disuelto, toxinas, sedimento y detritos. Las modificaciones al ambiente físico-químico, tales como una acumulación excesiva de sedimento, pueden generar mecanismos de retroalimentación que alteren la geometría de la cuenca o los senderos hidrológicos.

21. Cualquier modificación al ambiente físico-químico puede generar un impacto directo en la biota del humedal. Incluso un cambio hidrológico menor puede causar cambios significativos

en la composición y riqueza de especies y la productividad del ecosistema. El nivel de introducción de nutrientes y ciclos bioquímicos internos determinan principalmente la productividad del ecosistema. Las plantas y animales especialistas se adaptan a las condiciones aeróbicas y anaeróbicas dentro del Santuario. Los microorganismos anaeróbicos dominan los suelos en áreas inundadas. Las bajas tasas de difusión a través de sustratos inundados causan condiciones reducidas y agotamiento de oxígeno. La tasa de agotamiento de oxígeno dentro de los sedimentos del Santuario depende de la temperatura ambiental, la disponibilidad de sustratos orgánicos para la respiración microbiana, y algunas veces de la demanda química de oxígeno de los reductantes tales como el ion ferroso (Fe^{2+}).

Figura 4. Modelo conceptual del Santuario Carlos Anwandter, Río Cruces, Chile.



Controles y límites naturales

22. En los sistemas que funcionan de forma ‘natural’ la influencia de controles extrínsecos e intrínsecos sobre procesos físicos, biogeoquímicos y ecológicos se combinan normalmente para producir un estado de equilibrio dentro de límites o umbrales definibles. Existe una variedad de procesos que operan dentro del Santuario Carlos Anwandter, generando alteraciones y estreses naturales. A su vez, estos procesos dan como resultado el cambio y evolución de los ecosistemas, tales como sedimentación y sucesión ecológica. En los sistemas naturales, estos cambios deben existir dentro de niveles de tolerancia y flexibilidad conocidos o definibles.

23. Considerado en términos ecológicos, el término tolerancia se refiere a aquellas propiedades fisiológicas de un organismo que permiten su existencia a pesar de los mencionados estreses o alteraciones. Los umbrales de tolerancia existen, pero cuando se cruzan dan como resultado la mortalidad de un organismo. La tolerancia puede estar orientada a un solo factor o puede ser múltiple (Urbanska, 1999).

24. Un umbral de flexibilidad puede ser considerado como el límite de recuperación que opera a diferentes niveles jerárquicos de organización biológica, desde población y comunidad hasta nivel de ecosistema. Por ejemplo, la flexibilidad de la población de plantas está basada en la tolerancia de los individuos que forman la población. Sin embargo, incluso si se destruye a todos los individuos, la flexibilidad de la población puede mantenerse a través de los bancos de semillas presentes dentro del suelo. Sin embargo, si dichas reservas no existen, el umbral de flexibilidad habrá sido cruzado y la población se extingue (Westra, 1994; Urbanska, 1999).

25. Algunas poblaciones dentro de una comunidad pueden desaparecer, pero si el umbral de flexibilidad para la comunidad no se ha cruzado es posible que la comunidad funcione todavía, y algo similar se puede asumir en el ecosistema. Sin embargo, si la población o comunidad es de importancia crucial para el ecosistema es posible que el umbral de flexibilidad haya sido cruzado y no haya recuperación; solamente un cambio a un nuevo estado o equilibrio.

26. Dentro del Santuario, tal como lo indica más gráficamente la mortalidad de los Cisnes Cuello Negro y la reducción significativa en la población de *Egeria densa*, se ha excedido claramente el umbral de flexibilidad. El hecho de haber cruzado un umbral de flexibilidad se mantiene abierto al debate ya que es muy pronto para determinar el grado posible de restauración. Lo importante es la habilidad de identificar los factores ‘naturales’ y antropogénicos que influyen en el ecosistema y determinar los agentes de cambio que pueden haber producido un impacto en el equilibrio o estado constante previo.

Tabla 1. Principales dominios de proceso ‘natural’

Dominios de proceso
<ul style="list-style-type: none">• Clima• Tectónica• Hidrología física• Calidad del agua• Intercambio de mareas• Energía• Dinámica de sedimentos• Biogeoquímica• Fotosíntesis• Productividad• Descomposición• Bioturbación

27. Los principales dominios de proceso ‘natural’ se resumen en la Tabla 1. Sin modificación antropogénica, el ecosistema natural debe funcionar dentro de los umbrales de tolerancia dinámica asociados con cada dominio de proceso. Cualquier cambio natural, tal como un evento tectónico mayor como se experimentó en 1960, cambiaría el ecosistema de un equilibrio a otro; i.e. de pasturas y tierra agrícola a un humedal. De manera similar, la influencia de los eventos de El Niño produce una modificación cíclica al clima y a la hidrología lo cual define en parte los umbrales de tolerancia para los ecosistemas de la región.

Modificaciones antropogénicas a dominios de proceso

28. Los humanos han modificado y manejado los ecosistemas desde que alteraron por primera vez la composición biótica de su ambiente inmediato con el fin de obtener algún beneficio. Por tanto los umbrales de tolerancia deben acomodarse al nivel de actividad antropogénica.

29. Después del terremoto de 1960 y la designación como sitio Ramsar en 1981, se conjetura que existía un grado de equilibrio dentro del Río Cruces con el fin de producir las condiciones ambientales favorables para el establecimiento de un ecosistema de humedal diverso que sostenía a cantidades internacionalmente importantes de aves. Sin embargo, los impactos a los Cisnes de Cuello Negro indican que se ha cruzado un umbral de tolerancia. Esto podría ser el resultado de procesos ‘naturales’; pero, dado el rango de posibles impactos ambientales observados y reportados dentro de la cuenca del Río Cruces, es más probable que haya ocurrido como resultado de modificaciones antropogénicas ya sea crónicas o agudas a los dominios de proceso ‘natural’. Se proporcionan ejemplos de posibles alteraciones antropogénicas a estos dominios de proceso en la Tabla 2.

Tabla 2. Influencias antropogénicas sobre los dominios de proceso ‘natural’.

Dominio de proceso	Ejemplos de posibles alteraciones antropogénicas
Clima	<ul style="list-style-type: none"> • Cambio climático global que causa alteración a los patrones de precipitación, tasas de evapotranspiración, intensidad pluvial de tormenta, tasas de derretimiento de los glaciares, cambio en el nivel del mar. • Cambio climático local debido a la influencia de industrias principales.
Tectónica	<ul style="list-style-type: none"> • Tasas de reajuste isoestático influenciadas por tasas de derretimiento de glaciares inducidas por cambio climático.
Hidrología física	<ul style="list-style-type: none"> • Sustracción de agua subterránea y superficial que causa alteración de flujo y modificación de flujo base. • Cambio en el uso de la tierra de la cuenca y alteración al balance de agua de la cuenca, tasas de escorrentía y curva de duración de flujo. • Cambios en la hidrográfica anual, tal como la frecuencia incrementada de eventos de inundación de magnitud alta, como resultado del cambio climático. • Cambios a la red de ríos, tales como canalización, reperfilado o enderezamiento, que pueden alterar la dinámica de flujo. • Cambios en el régimen de inundaciones debido a diques o trabajos de deferencia artificial de inundaciones. • Alteraciones a la estructura de la planicie de inundación que causa cambios al flujo hiporhéico y conductividades hidráulicas.
Calidad de agua	<ul style="list-style-type: none"> • Contaminación de fuente puntual y efluentes tales como los provenientes de la industria, instalaciones de tratamiento de aguas o agricultura. • Contaminación de fuente difusa proveniente del lavado de tierras agrícolas, deposición al aire libre o filtración de lixiviados a las aguas subterráneas. • Cambios de temperatura debido al flujo de efluentes o alteración al ambiente físico tal como la remoción de vegetación colgante la cual proporciona sombra, o reducción en la profundidad del agua causada por una sedimentación incrementada. • Cambios en la dinámica biogeoquímica interna como resultado del cambio en la situación de la descarga de efluentes.
Intercambio de	<ul style="list-style-type: none"> • Cambios en el nivel del mar como resultado de cambio climático y consecuente

mareas	<p>modificación del rango de mareas.</p> <ul style="list-style-type: none"> Alteración en la dinámica del intercambio de mareas como resultado de cambios en hidrología de ríos a consecuencia de los factores descritos arriba.
Energía	<ul style="list-style-type: none"> Alteración en hidrología física, como se describe arriba, que causa cambios en el régimen de energía del río y el estuario. Cambios en el clima que alteran la productividad y los flujos de energía a través de las redes de alimentación.
Dinámica de sedimentos	<ul style="list-style-type: none"> Cambios en la hidrología física, como se describe arriba, que causan la alteración en la deposición de sedimentos, erosión, re-movilización y dinámica de transporte. Fuentes de efluentes que introducen elementos adicionales al balance de sedimentos de la cuenca. Cambios en el uso de la tierra y prácticas de manejo de suelos que generan cargas de sedimentos incrementadas o disminuidas. Actividades de mina y cantera que generan cargas de sedimento incrementadas.
Biogeoquímica	<ul style="list-style-type: none"> Cambios en la calidad del agua, como se describe arriba, que promueven procesos biogeoquímicos. Cambios en disponibilidad de energía, como se describe arriba, que alteran la tasa de procesos biogeoquímicos. Cambios en el ambiente fisicoquímico interno como resultado de la modificación de la hidrología física o la calidad del agua, que alteran las tasas de procesos biogeoquímicos.
Fotosíntesis	<ul style="list-style-type: none"> Cambio climático global que altera las estaciones de crecimiento y patrones climáticos anuales. Cambios en la turbidez del agua y cargas de sedimento, como se describe arriba, que reducen las tasas de fotosíntesis.
Productividad	<ul style="list-style-type: none"> Productividad primaria incrementada como resultado de niveles elevados de nutrientes introducidos al sitio a partir de fuentes puntuales y difusas.
Descomposición	<ul style="list-style-type: none"> Cambio en tasas de descomposición como resultado de la alteración de la hidrología o calidad del agua, influenciada como se describe arriba.
Bioturbación	<ul style="list-style-type: none"> Tasas incrementadas de pérdida de pasturas y vegetación debido a las poblaciones incrementadas de Cisne de Cuello Negro y negretas como consecuencia de la caza reducida. Cambios a la ecología acuática, tales como la depredación de detritívoros y re-suspensión de sedimento, que resultan de las reservas incrementadas de peces como consecuencia de los controles en la pesca y las reservas locales.

30. Los numerosos estudios llevados a cabo como resultado de los impactos ambientales observados desde 2004 han identificado a un gran rango de posibles causas antropogénicas de cambios en los dominios de proceso. Estas causas se relacionan tanto con las descargas puntuales de efluentes como asuntos más amplios de la cuenca. Se presenta un resumen de las posibles causas de alteración antropogénica a los dominios de proceso en la Tabla 3. Las posibles fuentes de contaminantes se investigan más abajo.

Tabla 3. Resumen de las posibles causas del cambio ambiental resaltado en informes publicados en relación a los impactos ambientales observados en el Santuario Carlos Anwandter.

Posible causa
Descarga de efluentes de la planta CELCO que causa introducción de sulfatos de fuente puntual
Descarga de efluentes de la planta CELCO que causa introducción de hierro de fuente puntual
Descarga de efluentes de la planta CELCO que causa introducción de otros contaminantes de fuente puntual
Descarga de efluentes de la Planta de Tratamiento de Agua
Descarga de efluentes de cremerías
Descarga de efluentes de fábricas procesadoras de animales y mataderos

Descarga de efluentes y sedimentos de sitios de extracción de grava
Uso difuso de pesticidas que entran a la superficie de la red de drenaje
Uso difuso de nutrientes y fertilizantes que entran a la superficie de la red de drenaje y causan eutrofización
Uso de la tierra de la cuenca, especialmente silvicultura, que causa alteraciones a la hidrología y calidad del agua

Otros factores potenciales

31. Además de las posibles causas resaltadas en la Tabla 3 y las fuentes de contaminantes descritas abajo, otros factores que no están identificados dentro de los diferentes informes, pueden estar contribuyendo también al cruce de un umbral de tolerancia.

32. Las poblaciones de Cisnes de Cello Negro y negretas han estado aumentando constantemente en el Santuario (UACH, 2005). Es posible que la presión del consumo de pastos sobre las camas de *Egeria densa* también se haya intensificado. Si las plantas ya estaban en un estado de estrés y posible declive, por ejemplo debido a la eutrofización, es posible que la presión del consumo haya reducido aún más la extensión de vegetación acuática dentro del Santuario. Se ha identificado al ave acuática herbívora como una causa de la pérdida de macrofitas acuáticas en los cuerpos de agua de Europa (de Nie, 1987). Sin embargo, los estudios recientes en Holanda indican que la actividad forrajera y de consumo de pasturas de los Cisnes de Bewick tienen una retroalimentación positiva en el mantenimiento de las comunidades de pastos de estanque (Nolet, 2004).

33. Pueden existir equilibrios alternativos en ambientes acuáticos poco profundos. Las comunidades pueden estar dominadas ya sea por plantas acuáticas, tales como *Egeria densa*, con agua clara, o por altas concentraciones de fitoplancton con algunas plantas esparcidas (Jeppesen *et al.*, 1990). Los mecanismos de retroalimentación positiva pueden apoyar cualquiera de los dos tipos de equilibrio. Para que ocurra un cambio entre equilibrios, un evento debe causar un cambio en abundancia de especies que perturbe suficientemente un ensamblaje. Se ha sugerido que un incremento en la abundancia de perifiton (algas adheridas que crecen en la superficie de las plantas acuáticas) mediado por nutrientes es responsable del crecimiento suprimido de las plantas y el cambio de macrofitas a fitoplancton (Daldorph and Thomas, 1999). Sin embargo, los estudios más recientes indican que la abundancia de perifiton puede no estar determinada por la disponibilidad de nutrientes, sino gobernada por las densidades poblacionales de herbívoros invertebrados, y estos a su vez, mediados por las poblaciones de peces depredadores (Jones, *et al.* 2002).

34. Es posible que haya ocurrido un cambio de equilibrio en el Santuario. Los niveles incrementados de turbidez y fitoplancton reportados (UACH, 2005) podrían indicar que se ha cruzado un umbral de tolerancia cambiando el humedal de un sistema de agua clara dominado por macrofitas a un cuerpo de agua dominado por fitoplancton.

Diagnosís general del estado del Santuario desde el punto de vista ecotóxico lógico

35. Es evidente que el cambio más notorio producido en los últimos meses es la desaparición de las poblaciones de *Egeria densa* y del cisne de cuello negro. Es también conocida la interacción entre ambos grupos de organismos. La conclusión generalizada es la disminución de la población del cisne en relación a la disminución de su fuente de alimento principal.

36. Si bien el cisne posee otros ítems alimenticios y puede comportarse como un organismo iliófago (se alimenta del detrito sedimentario) su principal fuente de comida son las plantas acuáticas. De ellas la más abundante en el Santuario es sin dudas la macrofita *Egeria densa*. Salvo por los cisnes encontrados sin vida por diferentes personas y cuya importancia desde un punto de vista poblacional es muy relativa, la ausencia de cisnes se debe a su migración a zonas donde la oferta alimenticia les resulta adecuada.

37. Las causas de la mortalidad de este grupo limitado de organismos, a partir del análisis de la información existente, estaría relacionada con su desnutrición asociada a la reducción brusca de la calidad del alimento y a su cantidad. Posiblemente hubo una intoxicación organismo-dependiente con incorporación de hierro asociado a las plantas acuáticas o al detrito tomado por los organismos como alimento alternativo. También es probable que el hierro, encontrado en algunos individuos, tuviera un origen interno por el consumo de proteínas musculares ricas en este elemento.

38. De todas maneras la primera conclusión es que la mayor parte de la población de cisnes, no está presente en el Santuario, debido a su migración en busca de alimento y no debido a su mortalidad. Por otro lado, este tipo de comportamiento es frecuente en aves acuáticas las cuales dependen e interactúan con su territorio de un modo muy estrecho movilizándose cuando la oferta alimenticia no es la adecuada.

39. Esto deja a la desaparición de *Egeria densa* como el punto clave a resolver. Lamentablemente, los datos históricos de calidad del agua del Santuario son escasos y nunca fueron relacionados con la biología de esta especie. Asimismo, existe poca información de la dinámica poblacional de esta macrofita en el humedal, información más que relevante a la hora de definir si los cisnes estarán o no presentes.

40. Si se descarta cualquier causa natural de su desaparición, y por ser una planta acuática, no resulta especulativo concluir que la planta desapareció por un cambio brusco en la calidad del agua donde la especie habitó por aproximadamente 40 años. Tampoco es especulativo, asociar este cambio en la calidad del agua, con la instalación de una industria papelera caracterizada por descargar grandes volúmenes de agua a los ambientes receptores de sus efluentes líquidos. Pero, a partir de la visita que realizamos al Santuario, pudimos comprobar que existen otros tipos de efluentes y líquidos provenientes de extracción de rocas para la construcción, que están siendo descargados al sistema desde hace varios años o décadas. Entonces, tampoco es especulativo afirmar que existía en el Santuario un escenario de descarga de sustancias orgánicas, nutrientes y tóxicos, al cual se le incorporó una nueva descarga de gran magnitud comparada con las existentes hasta ese momento.

41. Esto abre la posibilidad, en donde no existe un responsable directo de la eliminación de *Egeria densa* y por ende de los cisnes, si no que hay varios actores, algunos históricos y otros recientes, que han contribuido a la alteración progresiva de las características ambientales del agua, principalmente en el río Cruces.

42. La información existente sobre las descargas al ambiente de diferentes parámetros físicos y químicos no permite definir una relación de causa – efecto, para asignar un responsable directo de la alteración brusca de la calidad del agua. Una parte interesada podría decir que el cambio estuvo debido a la descarga del efluente de la papelera y la otra que dicha descarga fue solo “la gota que rebalsó el vaso” en el sentido que aportó un efluente en un ambiente ya dañado o modificado en términos de calidad del agua.

43. Esto plantea la decisión de monitorear a todas las partes que realizan algún tipo de aporte al sistema, el cual pueda ser contaminante.

44. Definir en base al aporte de tóxicos, toxicidad, nutrientes y materia orgánica (DBO, etc) las responsabilidades futuras sobre la calidad del agua en el Santuario. Identificar quiénes son los que potencialmente pueden causar algún daño sobre el sistema y exigir que reduzcan o eliminen las causas que provocan dichos daños. Asignar responsabilidades ambientales en función de la carga tóxica aportada.

45. Los capítulos siguientes intentarán definir el marco conceptual para decidir cómo llevar a cabo estos puntos y cómo monitorearlos.

Assessment of anthropogenic impacts from contaminants

Introducción

46. En esta parte del informe se intentará contribuir al entendimiento conceptual de la dinámica, que las sustancias potencialmente contaminantes, siguen en los sistemas biológicos. Distinguir entre la perturbación de la calidad del agua desde un punto de vista orgánico y desde el punto de vista de sustancias tóxicas denominadas generalmente como Xenobióticos.

47. A grandes rasgos, reconocer los cambios asociados al aporte a un sistema fluvial de elevadas cantidades de materia orgánica y de nutrientes. La primera, medida indirectamente como demanda bioquímica de oxígeno, y los nutrientes especialmente como fósforo y nitrógeno. Sobre este tema se volverá más adelante en el desarrollo del informe.

48. Por otro lado, el escenario ambiental que plantea la incorporación de xenobióticos al sistema biológico, es el que está asociado a la aparición de efectos asociados a la exposición a dichas sustancias. La gravedad de los efectos estará en función de la concentración y del tiempo durante el cual los organismos están expuestos. Igualmente, estos aspectos serán discutidos más adelante.

49. Un primer acercamiento al entendimiento de la problemática de la contaminación acuática, es reconocer en términos generales, los principales tipos de sustancias que pueden resultar tóxicas para los organismos presentes en los cuerpos de agua.

50. Podríamos agrupar a las sustancias contaminantes sobre una base de los efectos potenciales que pueden producir sobre los organismos acuáticos que habitan las aguas receptoras, en:

51. Materia orgánica degradable: característica de efluentes domésticos e industriales sin tratamiento o con un tratamiento no efectivo. El oxígeno necesario para su biodegradación es cuantificado como la Demanda Bioquímica de Oxígeno o DBO. Valores elevados de DBO debidos a altas cargas de materia orgánica presentes en los cuerpos de agua conducen a condiciones de baja concentración de oxígeno disuelto, sometiendo en muchos casos a situaciones de hipoxia. Esta hipoxia ambiental es una de las principales causas que producen mortandad de peces y cualquier organismo aerobio; generando en el mejor de los casos un estrés ambiental por déficit permanente de oxígeno.

52. Nutrientes: Estos generalmente ingresan en los cuerpos de agua por escorrentía, a partir del uso agrícola de fertilizantes a base de nitrógeno y fósforo, descarga de líquidos con detergentes no biodegradables o efluentes domésticos e industriales sin tratamiento terciario o avanzado. Conducen a un enriquecimiento de nutrientes en los mismos cuerpos de agua. Esta eutrofización estimula el crecimiento de los productores primarios, lo cual trae aparejado grandes fluctuaciones en la concentración del oxígeno disuelto debido a la alternancia de fotosíntesis/respiración de este grupo trófico a lo largo del día.

53. Sólidos en suspensión: la remoción de sedimentos, arado de la tierra y excavaciones generalmente conducen a un aumento de la cantidad de sólidos disueltos. Los mismos producen daños a nivel del tejido branquial por un efecto abrasivo y también, en el caso de materiales limosos, a condiciones de hipoxia branquial al depositarse sobre las laminillas branquiales, impidiendo de este modo el intercambio gaseoso.

54. Metales pesados y metaloides: muchos metales son elementos esenciales para los organismos a bajas concentraciones. Como por ejemplo el zinc, cobre, yodo, hierro, cromo, manganeso, cobalto, selenio y estaño. Sin embargo, elevadas concentraciones de estos metales producen alteraciones fisiológicas que pueden conducir a la muerte de los individuos. La fuente de metales como agentes contaminantes es variada; principalmente ingresan a los cuerpos de agua mediante la descarga de efluentes industriales y actividad minera. La lluvia

ácida puede promover la liberación de metales desde el fondo de lagos presentes en rocas graníticas en donde la acidificación del agua promueve la disolución del aluminio presente en dichas rocas alcanzando concentraciones letales para la mayoría de las especies de peces presentes. Lo mismo sucede en los suelos en donde los valores de pH modifican la biodisponibilidad de los metales presentes. Los metales más estudiados como agentes tóxicos para organismos acuáticos son el cadmio, mercurio (formas orgánicas), cromo, zinc, estaño (en su forma metilada), cobre (presente en efluentes líquidos de minas de cobre o como residuo a partir de su uso como herbicida), plomo, níquel, arsénico y aluminio. Los efectos producidos por los metales pesados son variados; están relacionados con la forma en que resultan biodisponibles, pero generalmente producen daños a nivel de sistema nervioso, alteraciones enzimáticas, histológicas, hematológicas, entre otros.

55. Cloro: la peligrosidad del cloro está relacionada con los compuestos altamente oxidantes que se forman en el agua a partir del suministro de cloro gaseoso. El cloro es utilizado como el principal desinfectante de efluentes industriales y domésticos, así también como un agente de limpieza de las torres de enfriamiento de uso industrial. El gas libre no permanece en el agua por un período de tiempo significativo, pero esto sí ocurre con los aniones HOCl^- o OCl^- conocidos como cloro libre. Estas dos formas son altamente oxidantes y destruyen el tejido de los órganos respiratorios. Además, en presencia de amoníaco, forman monocloroaminas o cloro combinado (NH_2Cl), también un compuesto altamente oxidante. La suma de ambas formas es denominada como cloro residual total. La toxicidad y estabilidad de las dos formas difiere considerablemente. El cloro libre es más tóxico pero menos estable que las cloroaminas. En el caso de la cloración con dióxido de cloro deberán monitorearse las concentraciones de cloritos y cloratos, los cuales tienen efectos hemolíticos y herbicidas.

56. Cianuro: el radical cianuro CN^- es aportado al ambiente a través de desechos industriales derivados de la producción de telas sintéticas, plásticos y procesamiento de metales, como el refinamiento del oro. A los valores de pH normales del agua dulce, el ión cianuro se presenta bajo la forma ácida o hidrogenada (HCN) el cual penetra fácilmente las membranas celulares. El efecto agudo del cianuro se manifiesta a través de la inhibición del transporte de electrones a nivel de la fosforilación oxidativa en las mitocondrias de las células de órganos vitales como el corazón, cerebro y sistema respiratorio.

57. Amoníaco: presente en efluentes industriales y como producto de la biodegradación de la materia orgánica. El amoníaco en el agua se encuentra de forma ionizada (NH_4^+) y no ionizada (NH_3); es esta última la forma tóxica. La proporción de cada uno de ellos está en función del valor de pH del agua. A mayor pH y temperatura, mayor es la toxicidad resultante, ya que aumenta la proporción de la forma no ionizada. Concentraciones por debajo de 0.02 mg/L producen hiperplasia branquial. Como parte de la degradación microbiológica, el amonio (NH_4^+) pasa a nitrito por acción de las bacterias quimiosintéticas pertenecientes al género *Nitrosomonas* sp. Estos son transformados a nitratos como resultado de la presencia de *Nitrobacter* sp. Los nitritos son hematotóxicos, produciendo metahemoglobinemia. Su concentración disminuye rápidamente en presencia de oxígeno disuelto en el agua. Se desprende que en un ambiente con déficit de oxígeno está forma química del nitrógeno se verá favorecida aumentando su concentración en el agua.

58. Detergentes: se trata de compuestos orgánicos que presentan características polares y no polares. Existen detergentes aniónicos, catiónicos y no iónicos. Su efecto principal es la destrucción de la integridad de las laminillas branquiales. La disminución de su toxicidad está vinculada con su biodegradación. Así, por ejemplo, los detergentes aniónicos como los alquil sulfonatos lineales (LAS) son cuatro veces más tóxicos para peces que sus antecesores los alquilbenzeno sulfonatos, pero dicha toxicidad desaparece con su degradación. Ingresa al ambiente a través de la descarga de efluentes industriales y domiciliarios. Al ser utilizados en la formulación de plaguicidas, pueden aparecer como residuo después de la aplicación de los mismos. Una aplicación directa en el agua se realiza cuando se utilizan como dispersantes en

derrames de petróleo. En el caso de los detergentes no-iónicos como los polietoxilados del nonilfenol, producen como producto final de su biodegradación precisamente al nonilfenol. Este compuesto está citado como un “disruptor hormonal” es decir una molécula que tiene la capacidad de “imitar” el comportamiento de una hormona en este caso el estrógeno. Como resultado se obtiene la feminización de los individuos machos de cualquier especie expuesta con la consecuente pérdida de fertilidad y por ende crecimiento poblacional normal.

59. Acidos: su efecto directo se relaciona con la disminución del pH del agua. Los efectos indirectos se vinculan con la alteración de la biodisponibilidad de otros tóxicos, como por ejemplo los metales. Los efectos producidos por la disminución del pH son variados e implican desde alteraciones en el balance iónico sanguíneo, en exposiciones agudas, hasta efectos en el desarrollo embrionario, como daño crónico. Los efluentes de industrias químicas, los líquidos provenientes de la actividad minera y la lluvia ácida son algunas de las fuentes de este agente contaminante.

60. Plaguicidas: Un plaguicida es un compuesto químico que presenta propiedades que disminuyen, alteran o inhiben diferentes procesos biológicos, diseñados para combatir diversas plagas y malezas que atacan los cultivos agrícolas y en el control de la vegetación no deseada en sistemas acuáticos. Estos productos causan efectos nocivos a los organismos a los que están dirigidos llamados *organismos blancos*. El uso de los plaguicidas puede afectar a otros organismos distintos a éstos, los cuales reciben el nombre de *organismos no blanco*.

61. Los plaguicidas se pueden dividir en dos grandes grupos: plaguicidas de contacto o no sistémicos y los plaguicidas sistémicos. Los primeros no penetran notablemente en los tejidos del sistema vascular de la planta, mientras que los segundos penetran efectivamente en la cutícula del vegetal y se pueden trasladar a través del sistema vascular de la planta. Según el tipo de organismo blanco al cual se dirijan, los plaguicidas se clasifican en insecticidas (insectos), herbicidas (vegetales), acaricidas (ácaros), moluscicidas (moluscos), rodenticida (Roedores), fungicidas (hongos) y nematocidas (nematodos).

62. Existen, dentro de los insecticidas, cuatro grupos principales clasificados según su estructura molecular. Estos son los plaguicidas Órgano fosforados, Carbamatos, Organoclorados y Piretroides. Los cuatro ejercen su modo de acción principalmente sobre el sistema nervioso, conduciendo a la muerte generalmente por desbalances cardio-respiratorios.

63. Los dos primeros inhiben directamente la actividad de la enzima acetilcolinesterasa, la cual modula la transmisión del impulso nervioso, uniéndose de un modo casi irreversible al sitio activo e impidiendo de esta forma la hidrólisis del neurotransmisor acetilcolina. La acumulación de acetilcolina, en las sinapsis, conduce a una estimulación continua de las fibras musculares y los individuos mueren, generalmente, por un paro cardiorrespiratorio. Los insecticidas órganoforados son ésteres, amidas o tioles derivados de ácidos fosfóricos, fosfónicos, fosforotiónicos o fosfonotiónicos. La mayoría son levemente solubles en agua y tienen un alto coeficiente de partición octanol/agua y baja presión de vapor. Son rápidamente metabolizados por las enzimas de los mamíferos y se degradan rápidamente en el ambiente. Entre los organofosforados podemos nombrar al Paration, Malation, Clorpirifos, Azinfos Metil, Monocrotofos, Metamidofos, Dimetoato, entre otros.

64. Los carbamatos han sido desarrollados más recientemente que los anteriores, se trata de compuestos derivados del ácido carbónico. Son rápidamente degradados por procesos químicos y biológicos y no presentan problemas de persistencia. Los carbamatos más conocidos son el Carbaryl (“Baygon”), Aldicarb y Carbofuran.

65. Los Organoclorados y Piretroides actúan indirectamente sobre la transmisión del impulso nervioso, producen la despolarización de las fibras nerviosas afectando principalmente los canales de sodio a nivel de la membrana celular. Esto conduce a una estimulación

permanente, con liberación de acetilcolina en el espacio sináptico y posterior fatiga de la enzima acetilcolinesterasa. Los organismos mueren por alteraciones cardiorrespiratorias.

66. Los Organoclorados son muy estables en el ambiente y poseen una elevada solubilidad en lípidos, lo cual los hace bioacumulables y biomagnificables. Además de los efectos indicados, se han registrado, entre otros, efectos sobre el sistema reproductivo y sobre la asimilación de aminoácidos a nivel intestinal. El DDT es el representante más conocido, así también el DDE, Endosulfan, Aldrin, Dieldrin y el Lindano. Los tres últimos, si bien son menos estables en el ambiente, presentan elevadas toxicidades para los organismos no-blanco.

67. Los insecticidas piretroides son derivados de compuestos naturales que se encuentran en las inflorescencias de *Chrysanthemum* sp, originando a las piretrinas las cuales posteriormente fueron producidas por síntesis química y denominadas piretrinoides. Son rápidamente biodegradables, principalmente las piretrinas que son fotolábiles. Presentan una solubilidad en agua muy baja. Son muy selectivos para los insectos y son efectivos en muy bajas concentraciones, presentando toxicidad a corto plazo. Presentan muy baja toxicidad para los mamíferos. Los Piretroides, aunque son relativamente “seguros” para los mamíferos, son altamente tóxicos para los peces. Ejemplos de piretroides son la deltametrina, piretrinas, cipermetrina y ciflutrina, entre muchos otros.

68. La incorporación en los cuerpos de agua de los plaguicidas, al igual que los herbicidas, puede darse a partir del lavado de los suelos o “run off” hacia los ambientes acuáticos, después de la aplicación agrícola de los mismos. La existencia de malas prácticas agrícolas, como por ejemplo la limpieza del material utilizado con plaguicidas en los cuerpos de agua, deposición en arroyos y lagunas después de la aplicación aérea, agua subterránea contaminada y derrames accidentales, contribuye al ingreso de estos contaminantes en los cuerpos de agua.

69. Herbicidas: debido a la gran variedad de formas químicas estructurales, podemos clasificar a los herbicidas según su modo de acción. Así, se cuentan los *inhibidores de la fotosíntesis* a nivel de fotosistemas I y II y reacción de Hill, como por ejemplo: ureas sustituidas, triazinas, benzonitrilos y uracilos; *competidores por la energía fotosintética*, como el paraquat y diquat; *inhibidores del desarrollo de los cloroplastos*, como los triazoles; *desacopladores de la respiración*, como el 2,4 dinitrofenol y los *reguladores del crecimiento*, derivados auxínicos y donde podríamos incluir al glifosato ya que actúa sobre la síntesis de proteínas y por ende el crecimiento. Si bien los herbicidas tienen en general bajas toxicidades para los animales, existen excepciones y, por otro lado, cuando son aplicados para el control de malezas acuáticas conducen a la disminución del oxígeno disuelto por la descomposición de las mismas.

70. Bifenilos policlorados: Estos incluyen mezclas comerciales de compuestos relacionados o congéneres, los cuales son muy útiles por sus propiedades físicas. Son compuestos muy estables hasta temperaturas de 800 °C, resistentes a los ácidos, bases y oxidantes y muy poco solubles en agua. Se utilizan como líquidos para transferencia de calor, aislantes, líquidos hidráulicos, plastificantes; además, se los incluye en la formulación de pinturas, adhesivos, lámparas fluorescentes, entre otros. Ingresan al ambiente de modo accidental o a través de la eliminación de residuos. Son compuestos bioacumulables y biomagnificables. Son teratogénicos y carcinogénicos, entre varios de sus efectos registrados.

71. Dioxinas y Furanos: Forman parte de un variado grupo químico de compuestos policlorados de la dibenzodioxinas y dibensofuranos, respectivamente. La denominada “dioxina” es la molécula más conocida y corresponde al 2, 3, 7,8 tetracloro-dibenzodioxina, altamente tóxica para mamíferos (10 – 200 µg / Kg en ratas y ratones). No son compuestos sintetizados intencionalmente sino que derivan por ejemplo de una inadecuada combustión de PCBs o durante el blanqueo de la pulpa de papel utilizando Cl₂, lo cual produce su liberación al ambiente.

72. Hidrocarburos derivados del petróleo: la composición del petróleo crudo es compleja y varía de región en región. Sus componentes más importantes son hidrocarburos alifáticos, aromáticos, parafínicos, derivados del naftaleno, del asfalto y resinas. Los derivados aromáticos y naftalénicos son considerados las formas más tóxicas para los organismos. La concentración de los mismos aumenta a medida que se refina el petróleo crudo. La narcosis no polar es el principal modo de acción de estos compuestos que además son bioacumulables por los organismos.

73. Otros: se incluye la toxicidad manifestada por los efluentes derivados de la industria del papel, los cuales poseen elevados valores de demanda bioquímica de oxígeno, y compuestos tóxicos como fenoles clorados y resinas ácidas. El pentaclorofenol es utilizado como un preservativo de la madera. Los efectos reportados implican alteraciones del desarrollo embrionario, malformaciones de la columna vertebral, y consecuente disminución de la densidad poblacional de las especies afectadas.

74. Contaminación térmica: las industrias que utilizan el agua como medio de refrigeración, por ejemplo, las usinas nucleares, producen efluentes cuyo principal efecto es elevar la temperatura del ambiente receptor. Además de las alteraciones fisiológicas producidas por aumentos bruscos de la temperatura, sus efectos están relacionados con la hipoxia y con el potenciamiento de la toxicidad de los compuestos allí presentes.

75. Una vez que estos agentes contaminantes ingresan en los cuerpos de agua, los efectos producidos sobre los organismos, dependerán de la concentración alcanzada por los mismos y el tiempo que dicha concentración permanece en el agua. Es decir, que el efecto que un contaminante produciría en los mismos es una función de su concentración y de la duración de la exposición a la misma. Cuando estos efectos son agudos, la muerte de los individuos es la respuesta final obtenida, de ahí que los índices de toxicidad utilizados cuantifican dicha letalidad para una proporción fija de la población afectada en función de un tiempo de exposición determinado. Es el caso del índice CL50-96hs, es decir, la concentración del tóxico que es letal para el 50 % de la población estudiada durante un período de 96 horas. Es posible, por otro lado, encontrar o no diferencias en la respuesta de las distintas especies a un mismo tóxico en condiciones ambientales similares. De ocurrir esto último, la contaminación del agua podría tener mayor influencia sobre algunas especies que sobre otras. Las variables de respuesta elegidas para evaluar los efectos tóxicos de un contaminante como así también la edad o el sexo de los organismos utilizados deben tenerse en cuenta a la hora de definir a un compuesto determinado como muy tóxico o poco tóxico para el sistema bajo estudio.

Monitoreo y control ecotoxicológico

76. Desde un punto de vista ecotoxicológico deberán evaluarse los aportes directos e indirectos de sustancias que potencialmente pueden producir un efecto no deseado sobre la dinámica del ecosistema en cuestión.

77. Los programas de evaluación ecotoxicológica en el control de la contaminación de origen industrial y municipal deben incluir los siguientes aspectos:

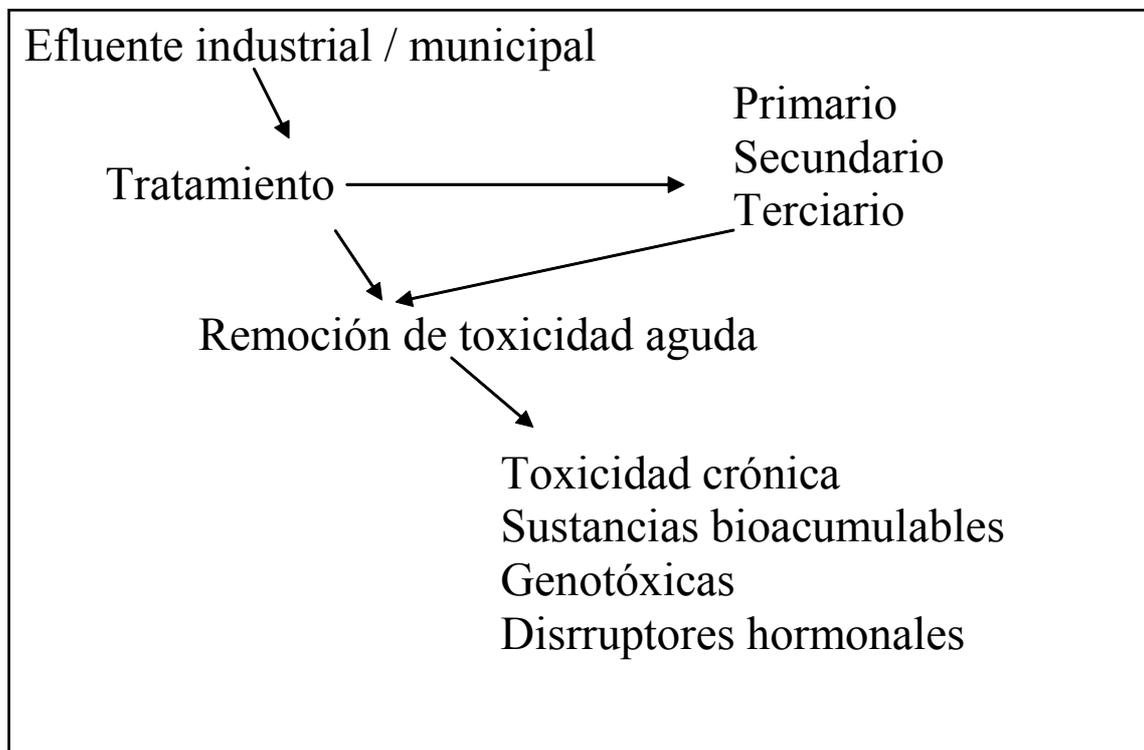
- Identificación de descargas tóxicas
- Evaluación de los efectos ecotoxicológicos de efluentes industriales.
- Identificación de la toxicidad de los efluentes parciales y de sus componentes.
- Barrido de toxicidad de las sustancias químicas utilizadas en los procesos de producción.
- Evaluar los efectos de los programas destinados a controlar la contaminación.
- Crear valores guías en relación a los efectos producidos por las descargas.
- Monitoreo de efluentes líquidos.

78. Existen dos grandes fuentes de origen de sustancias extrañas (xenobióticos) o no para los sistemas biológicos. Una es el aporte directo y puntual de efluentes líquidos y gaseosos, los cuales se liberan con una caudal o flujo que puede medirse y fijarse muchas veces en relación a la actividad en cuestión. La otra fuente es la denominada indirecta y difusa y se refiere principalmente a la aplicación de plaguicidas, pero deberán considerarse aquí otras actividades como el lavado de materiales utilizados para la aplicación de los mismos directamente en los cuerpos de agua. Descargas de camiones que transportan líquidos cloacales, extracción de cantos rodados y el posterior vuelco del agua utilizada para su lavado, entre otros.

79. En el caso particular del Santuario del Río cruces, a partir de la visita realizada al mismo y por la lectura de la información bibliográfica existente (ver referencias bibliográficas). Consideramos que en el corto y mediano plazo deben monitorearse y evaluar el grado de impacto que producen, las descargas de efluentes líquidos.

80. La evaluación del impacto de los efluentes líquidos domiciliarios o municipales e industriales se realiza en el siguiente marco conceptual (Figure 5).

Figure 5. Conceptual model for the evaluation of the impact of various effluents.



Tratamiento tradicional para remoción de carga orgánica

81. Realizar el estudio del aporte orgánico al sistema, medido principalmente en términos de la demanda química de oxígeno o DQO, demanda biológica de oxígeno o DBO y aporte en nutrientes. Este esquema intenta proteger al ambiente en cuestión de problemas asociados a la eutrofización de las aguas. Los parámetros DQO y DBO dan una estimación indirecta de la cantidad de carbono orgánica que está ingresando al sistema y un exceso del mismo puede conducir al crecimiento exponencial de microorganismos lo cual se traduce en una reducción de la concentración de oxígeno disuelto. En este caso el sistema entrará en una situación de estrés permanente en cuanto a la oferta de oxígeno, alterando con el tiempo la diversidad de las comunidades presentes.

82. Esta situación de déficit permanente de oxígeno disuelto en el agua prolongará la vida ambiental media de las sustancias contaminantes presentes y de esta manera la duración de la exposición a las mismas por parte de las especies que habitan el Santuario. De esta manera se potencian los fenómenos de bioacumulación y traspaso de sustancias tóxicas entre diferentes niveles tróficos.

83. Los nutrientes se refieren principalmente al nitrógeno y al fósforo. En el caso de las descargas de efluentes líquidos deberán monitorearse principalmente las formas de mayor biodisponibilidad. Este es para el caso del nitrógeno, amonio, nitritos y nitratos; y para el fósforo, fósforo soluble o denominado también orto-fosfato.

84. Un exceso en la descarga de estos elementos, es bien conocido, que dispara el crecimiento de los productores primarios, principalmente algas unicelulares, las cuales al degradarse estimulan el crecimiento bacteriano generando alto consumo de oxígeno disuelto.

85. Debe tenerse en cuenta además que, las floraciones de algas están asociadas a la presencia de algas cianofíceas, que pueden producir cianotoxinas. Tóxicas tanto para los organismos presentes en los sistemas acuáticos como para el hombre mismo.

86. Además de estos parámetros, generalmente la descarga de efluentes está controlada en términos de sólidos en suspensión, sólidos disueltos, color, sulfatos, sulfuros, detergentes, temperatura, pH, concentración de metales pesados y plaguicidas organofosforados y organoclorados, cloro residual o activo libre, sustancias fenólicas, presencia de bacterias coniformes fecales o específicamente presencia de *Escherichia coli*.

87. Para que los efluentes líquidos cumplan con los límites establecidos de descarga para cada uno de estos parámetros, son sometidos a tres tipos crecientes de tratamiento. Denominados primario (físico-químico), secundario (biológico) y terciario (químico o biológico). En la tabla siguiente se indican las prestaciones de los distintos sistemas de tratamiento de efluentes y la eficiencia en la remoción de los principales parámetros.

Tabla 4. Guidelines for industrial and municipal liquid effluents.

Tratamiento	Primario	Secundario DBO	Terciario DBO y N	Terciario DBO N y P
DBO	30	85	85	85
Sólidos suspensión	45	96	96	96
Nitrógeno (N)	2	5	97	97
Fósforo (P)	0	2	5	95

88. Esta tabla debe tomarse de guía para contralor el buen funcionamiento de los sistemas de depuración de efluentes líquidos industriales y municipales.

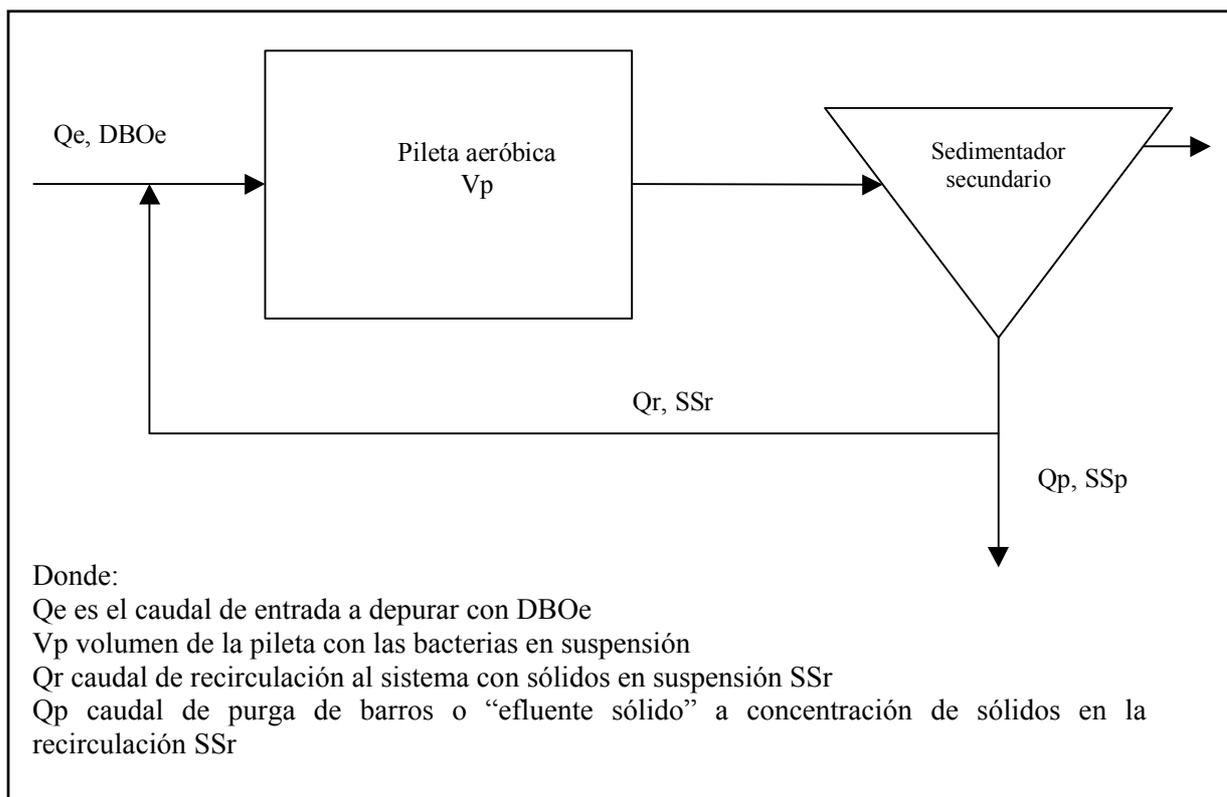
89. Debe tenerse en cuenta además, que toda planta depuradora genera dos tipos de efluentes: uno líquido de manera continua y otro sólido de forma discontinua. En Figure 6 se muestra un esquema típico de sistema de tratamiento secundario por lodos activados.

90. El efluente sólido puede dividirse en uno primario y otro secundario. Este último se denomina biosólido ya que son las bacterias decantadas que depuraron la DBO y nutrientes que ingresaron al sistema. En muchos casos este biosólido puede ser re-usado para relleno de tierra, abono y construcción de ladrillos. Deberá evaluarse desde un punto de vista químico y ecotoxicológico para definir el modo de disposición final y cómo deberán acondicionarse las celdas que se usaran para disponer los mismos.

91. Los lodos generados generalmente se monitorean en cuanto a su grado de estabilización medido como:

- Concentración de sólidos volátiles.
- Presencia de organismos patógenos.
- Tasa respiratoria específica.
- Ecotoxicidad de la matriz sólida y del lixiviado generado.

Figure 6. A typical system for secondary processing by activated sludge.



Evaluación de la ecotoxicidad aguda y crónica

92. En cuanto a la descarga puntual del efluente líquido, los parámetros exigidos normalmente, no contemplan la medida o la determinación de la toxicidad del efluente antes de ser liberado al cuerpo de agua receptor. Es decir un efluente puede pasar todos los requerimientos en términos de descarga orgánica y sólidos y ser tóxico.

93. En términos de toxicidad debería evaluarse la toxicidad aguda y la toxicidad crónica. La primera se entiende como, aquellos efectos tóxicos que se manifiestan en un período breve de tiempo, generalmente medido en días. Existen en la actualidad protocolos internacionales para cuantificar esta toxicidad, los cuales plantean la necesidad de trabajar con una batería de especies que representen a los distintos niveles tróficos del sistema bajo estudio. Estos protocolos pueden adaptarse para trabajar con especies nativas o presentes en el sistema bajo estudio o monitoreo.

94. De la misma manera, puede evaluarse la toxicidad de muestras de efluentes líquidos antes de su descarga, en términos de toxicidad crónica. Estos bioensayos intentan obtener información, a partir de la determinación de variables que se vean afectadas por una

exposición prolongada a concentraciones o diluciones (volumen / volumen) relativamente bajas, de manera que produzcan efectos sub-letales.

95. En ambos casos se definen índices de toxicidad obtenidos mediante el análisis estadístico de los resultados de los bioensayos. Estos incluyen a los siguientes:

- **CL50-t:** concentración de agente tóxico que causa letalidad del 50 % de la población expuesta, en relación a un tiempo de exposición (t).
- **CE50-t:** concentración de agente tóxico que causa inhibición del 50 % en un determinado parámetro, en relación a un tiempo de exposición (t).
- **NOEC:** concentración más alta de agente tóxico usada en el ensayo donde no se observan efectos adversos en la población expuesta.
- **LOEC:** concentración más baja del agente tóxico a la cuál se registran efectos adversos en un determinado parámetro.
- **ChV:** punto estimado de la concentración de agente tóxico presumiblemente segura que se encuentra entre el NOEC y LOEC, obtenido de calcular la media geométrica entre estos dos índices.

96. Estos índices permiten calcular las unidades de toxicidad de cada efluente y si los relacionamos con los caudales de descarga, se puede definir un perfil de carga tóxica aportada al sistema por cada una de las fuentes puntuales de emisión. De esta manera pueden acotarse los efluentes a evaluar en un corto plazo, es decir aquellos que aporten mayor carga tóxica al sistema, por toxicidad y por cantidad de descarga.

97. Asimismo trabajando con cada efluente en particular y combinando los resultados de los ensayos de ecotoxicidad, puede definirse un valor de dilución máximo permitido para ese efluente en el río. Esto resultará de la determinación de la dilución del efluente, considerando el máximo caudal de descarga del mismo y la peor situación de caudal del cuerpo de agua receptor.

98. Por ejemplo utilizando el denominado $Q_{7,2}$ o el mínimo caudal promedio durante siete días en un lapso de 2 años. Por ejemplo, la concentración del efluente en el río (CER %) será igual a:

$$\text{CER (\%)} = (Q_e / (Q_e + Q_{7,2})) \times 100$$

Donde Q_e es el caudal del efluente.

99. Si los estudios hidrológicos lo determinan, deberá considerarse al Santuario del río Cruces, no ya como un sistema lótico sino como un ambiente léntico, con lo cual los cálculos para determinar los porcentajes de dilución de los efluentes líquidos descargados deberán considerar aspectos vinculados con el volumen y los tiempos de retención hidráulica del sistema.

100. De la comparación del CER de cada efluente y el índice de toxicidad elegido (IT), como se explicará más adelante, se determinará el riesgo ambiental que existe para ese efluente en particular. Esto es, si $\text{CER} < \text{IT}$ no habrá impacto en los términos de toxicidad seleccionados (agudo o crónico, de laboratorio o de campo).

101. La determinación del índice de toxicidad a ser utilizado en confronto del CER es de vital importancia. En muchos casos, y siguiendo estudios o recomendaciones de la agencia de protección ambiental de Estados Unidos (EPA) se utiliza aquel índice con menor valor absoluto en el set de especies utilizado. Recordando que el mínimo de especies a ser utilizado es de tres, se elige aquella especie más sensible a ese efluente y de esta manera se usará para comparar con el CER de la forma explicada. Indudablemente a mayor número de especies

ensayadas, más confiable será la evaluación del riesgo para ese efluente. Asimismo, serán preferibles índices de toxicidad crónica a los agudos combinado con el mayor número de especies posibles. Existen por otro lado, algunos modelos matemáticos que permiten estimar, de un modo analítico, la concentración umbral permitida a contrastar con el valor del CER, denominada generalmente “concentración de riesgo”. En estos caso se incluye una probabilidad de error en la cual es posible que para un porcentaje fijo de las especies del sistema ocurra un impacto, generalmente es inferior al 5 %. Estos modelos utilizan índices de toxicidad crónica. El número mínimo de NOEC es de 5, es decir se necesitaran al menos ensayos con 5 especies.

102. De la misma manera que se evalúan las toxicidades de las descargas puntuales, deberá evaluarse la toxicidad de las aguas receptoras en puntos de muestreo estratégicos.

103. Ambos estudios serán de rutina y su periodicidad estará en función de los daños potenciales que puedan causar los efluentes en particular.

Dinámica de contaminantes orgánicos en ecosistemas acuáticos

104. Por otro lado, en muchos casos, aunque la concentración alcanzada por estas sustancias en el agua sea baja, su peligrosidad ambiental está relacionada con la elevada toxicidad, solubilidad en lípidos, estabilidad y movilidad de algunas de ellas (por ejemplo plaguicidas organoclorados, organofosforados, piretroides, carbamatos, PCB, dioxinas, otros compuestos clorados, formar metiladas de metales pesados, etc). De esta manera, en contacto con los organismos pueden ser asimiladas y posteriormente metabolizadas y/o bioacumuladas.

105. Los contaminantes orgánicos ingresan en los ecosistemas naturales por su aplicación directa o de manera accidental. El uso agrícola de compuestos plaguicidas y la descarga de efluentes industriales y municipales son las fuentes más importantes de incorporación de sustancias orgánicas al ambiente.

106. Una vez en él, se compartimentalizan en función de sus características físicas y químicas. Como resultado, y a lo largo de una descarga continua en el medio, cada compartimiento ambiental alcanzará concentraciones constantes en situaciones de equilibrios dinámicos. Estas definirán valores de exposición a los compuestos orgánicos los cuales podrán ejercer sus efectos a nivel de sistema. La valoración de la concentración ambiental esperada para una sustancia dada y su potencia relativa de toxicidad definirá un situación de evaluación de riesgo ecológico o ecotoxicológico como se explicó para el caso de la dilución de los efluentes en el río.

107. La relación o afinidad de las sustancias por el compartimiento biótico puede expresarse por sus características de liposolubilidad y persistencia. Por otro lado el mecanismo de incorporación de los compuestos orgánicos, a nivel individual, consiste en un proceso cinético de asimilación y eliminación denominado *Bioconcentración*. Las relaciones tróficas interespecíficas definen un segundo mecanismo de incorporación de tóxicos que se conoce como *Biomagnificación*. Por otro lado, muchas de las moléculas bioacumulables actúan como disruptores hormonales como agonistas o antagonistas de las hormonas sexuales naturales y como genotóxicos, como se verá más adelante.

108. El modelo más aplicado para describir la cinética de la bioconcentración está basado en un sistema monocompartmental que representa al organismo. Consiste en el balance entre la asimilación y eliminación de los contaminantes, sin considerar su posible biodegradación. Estos procesos siguen una cinética de primer orden y están caracterizados por tasas constantes, que denominaremos k_1 y k_2 , respectivamente. Considerando a las sustancias lipofílicas y no-degradables, la bioconcentración puede describirse según:

$$dC_B/dt = k_1 C_A - k_2 C_B$$

Donde C_B es la concentración del contaminante en la biota y C_A en el agua. Como C_A es mucho mayor a C_B puede considerarse constante en cualquier tiempo t , integrando la ecuación anterior:

$$C_B = (k_1/k_2) C_A (1 - e^{-k_2 t})$$

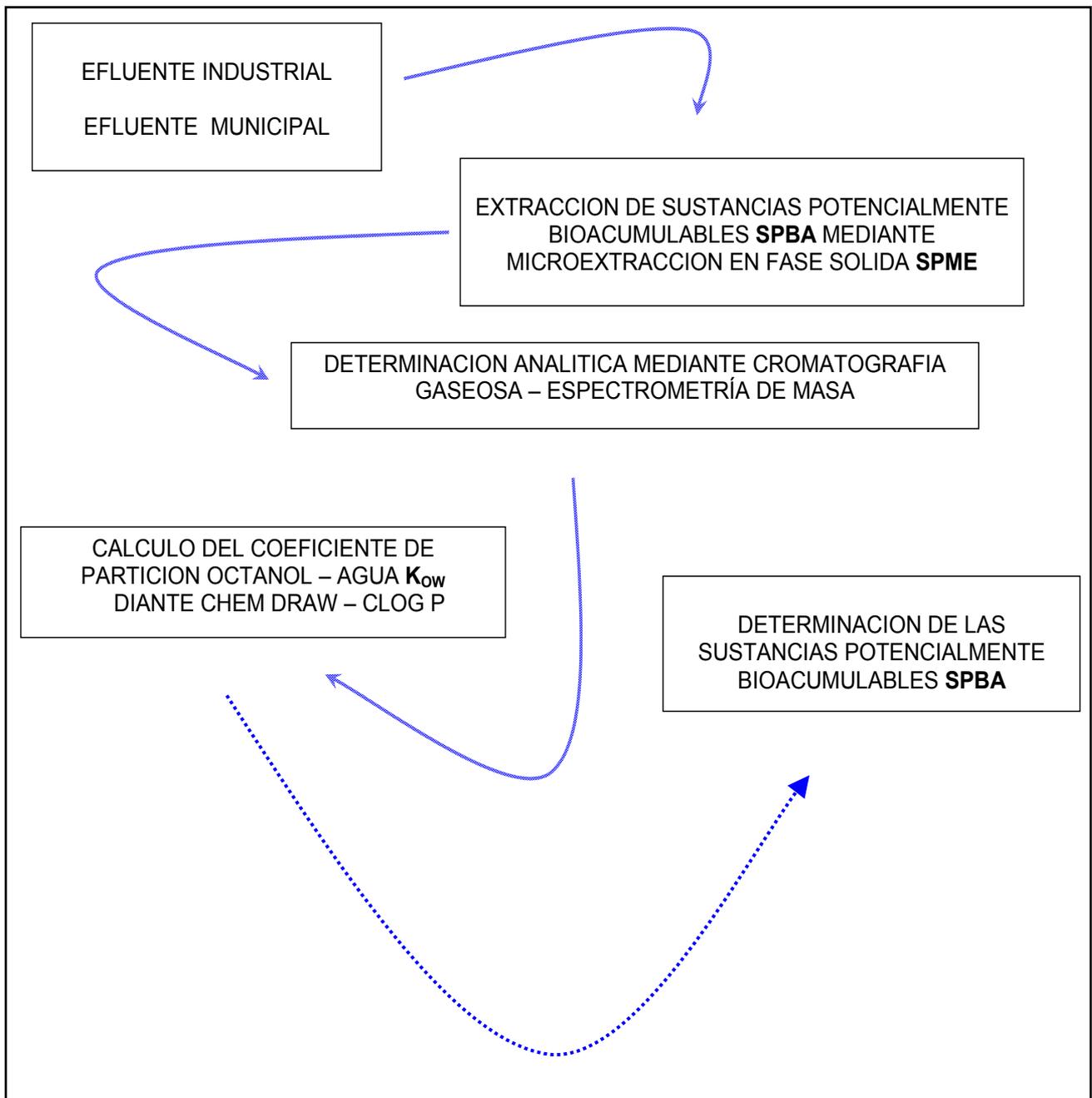
La bioconcentración de un compuesto aumentará con el tiempo de exposición t , hasta que

$$C_B = (k_1/k_2) C_A \text{ o } dC_B/dt = 0.$$

109. La relación C_B/C_A o k_1/k_2 es conocida como Factor de Bioconcentración o BCF. De esta manera cualquier estimación del BCF requerirá que el equilibrio $dC_B/dt = 0$ sea conseguido para la sustancia problema y/o se conozca el tiempo t en el cual ocurre.

110. Una de las principales vías de entrada de compuestos orgánicos en los organismos acuáticos, vertebrados e invertebrados, son las estructuras respiratorias. Estos atraviesan las membranas celulares en función de sus características físicas y químicas. La liposolubilidad es una de las propiedades moleculares que mejor se correlaciona con el proceso de bioconcentración. Se expresa a través del coeficiente de partición octanol – agua o K_{ow} y se trata de un descriptor molecular macroscópico. En general sustancias con $\text{Log } K_{ow}$ mayor a 3 son bioacumuladas. También influyen en la capacidad de bioconcentración de las sustancias: el peso y las dimensiones moleculares. Moléculas con pesos mayores a 1000, diámetro mínimo mayor a 5.5 Å y largo mayor a 5.5 nm no son bioacumuladas por los organismos.

Figura 7. Esquema de trabajo para el estudio de la descarga de sustancias bioacumulables en efluentes líquidos



111. Por otro lado, el contenido de lípidos de los organismos está relacionado linealmente de manera positiva con el BCF. Es decir que en teoría, los organismos más “grasosos” bioacumularán más sustancias orgánicas. Asimismo, dentro de una misma especie es de esperar distintos valores de BCF como varíe el contenido de lípidos entre las distintas edades o estadios de vida.

112. Una vez alcanzado el equilibrio de la bioacumulación de las sustancias orgánicas se plantean por lo menos dos situaciones que nos interesan. La primera es conocer la concentración corporal crítica que ejerce efectos tóxicos sobre los organismos. La segunda es conocer cuál es el aporte tóxico al nivel trófico siguiente.

113. Esta dinámica constituye uno de los paradigmas de la Ecotoxicología y aporta valiosa información ecotoxicológica para la evaluación de riesgo ambiental del ecosistema bajo estudio. Así como, la identificación de las moléculas orgánicas potencialmente bioacumulables mediante el empleo de cromatografía gaseosa y espectrometría de masa. La determinación del Log Kow de las sustancias encontradas mediante métodos quemiométricos. La aplicación de modelos matemáticos para el desarrollo de relaciones cuantitativas de actividad y estructura molecular o *Quantitative Structure Activity Relationships QSAR*. La construcción de modelos matemáticos para describir las relaciones tróficas que definen el proceso de biomagnificación.

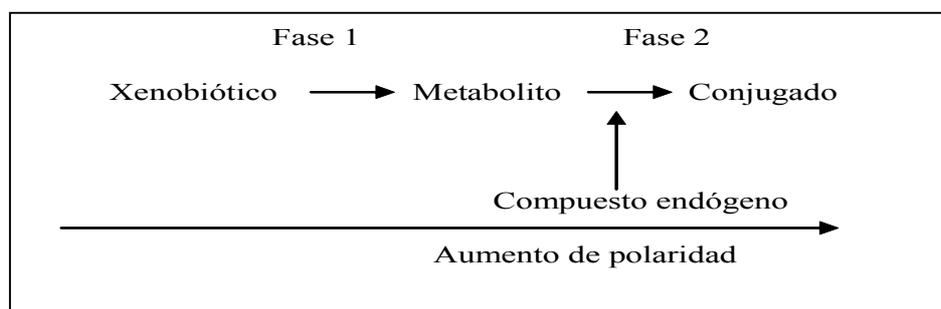
114. El estudio de moléculas potencialmente bioacumulables puede resumirse en el siguiente esquema de trabajo. Este ejemplo está dirigido al monitoreo de efluentes.

115. De esta manera se determina para cada efluente el contenido de sustancias potencialmente bioacumulables (Figure 7). Las cuales podrán controlarse en base a su importancia relativa para el ambiente, en cada uno de los compartimentos del mismo. Por ejemplo en el compartimento BIOTA: cisnes, *Egeria densa*, peces carnívoros, aves ictiófagas.

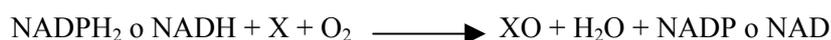
**Mecanismos vinculados a la metabolización o detoxificación de sustancias tóxicas:
Utilización de biomarcadores**

116. Los contaminantes orgánicos, lipofílicos, son metabolizados en la mayoría de los organismos en dos fases (Figure 8).

Figure 8. Phases of organic contamination.



117. La estrategia metabólica es aumentar la solubilidad en agua de estas sustancias para facilitar su excreción. Las enzimas responsables de la fase 1 son llamadas monooxigenasas de función mixta (MFO) presentes en los retículos endoplasmáticos de invertebrados, vertebrados y en bajos niveles también en plantas. Son capaces de metabolizar la mayoría de las moléculas orgánicas, salvo excepciones como los bifenilos policlorados (PCB) o polibromados (PBB) (Walker *et al.* 1996, Rand 1995). La oxidación llevada a cabo por las MFO microsomales está en relación con la activación del oxígeno molecular mediada por la hemoproteína o citocromo P450. La reacción de oxidación final puede escribirse:



Donde X es el sustrato lipofílico. El citocromo P450 existe en muchas formas específicas de cierto tipo de sustratos.

118. Muchas de ellas son inducibles, esto significa que la presencia de un sustrato específico retroalimenta su síntesis a nivel celular y de esta manera se acelera la degradación de dicho sustrato. Este un mecanismo protectorio de detoxificación.

119. Sin embargo, en muchos casos, los metabolitos producidos son más tóxicos para el organismo que el reactivo original. Tal es el caso del metabolismo, mediado por el sistema MFO-Cit P450, de los hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH). El cual produce metabolitos epóxidados altamente reactivos y que reaccionan con el ADN a través de la formación de aductos. De esta manera pueden manifestarse efectos genotóxicos y mutagénicos. Esto ocurre con otras sustancias orgánicas como por ejemplo plaguicidas, PCBs, Dioxinas, entre otros.

120. La unión covalente, de contaminantes orgánicos, con macromoléculas como el ADN para formar aductos puede ocurrir directamente o metabólicamente vía activación de esos compuestos mediante el sistema de biotransformación - CitP450, en compuestos electrofílicos reactivos. Estos procesos o la formación final de ADN-aducto, refleja la integración de los efectos de la incorporación de un tóxico, su metabolismo, su reparación macromolecular que conduce a la aparición de cáncer o carcinogénesis promovida por sustancias contaminantes.

121. La formación de ADN-aducto y su subsiguiente medida puede actuar como biomarcador tanto de la exposición a un tóxico como de su daño biológico, prueba de ello es su creciente uso en monitoreo de ambientes de trabajo en estudios de salud ocupacional. Uno de los métodos más sencillos y válidos es el *Single Cell Gel Electrophoresis Assay* o SCGEA, denominado tests de los cometas.

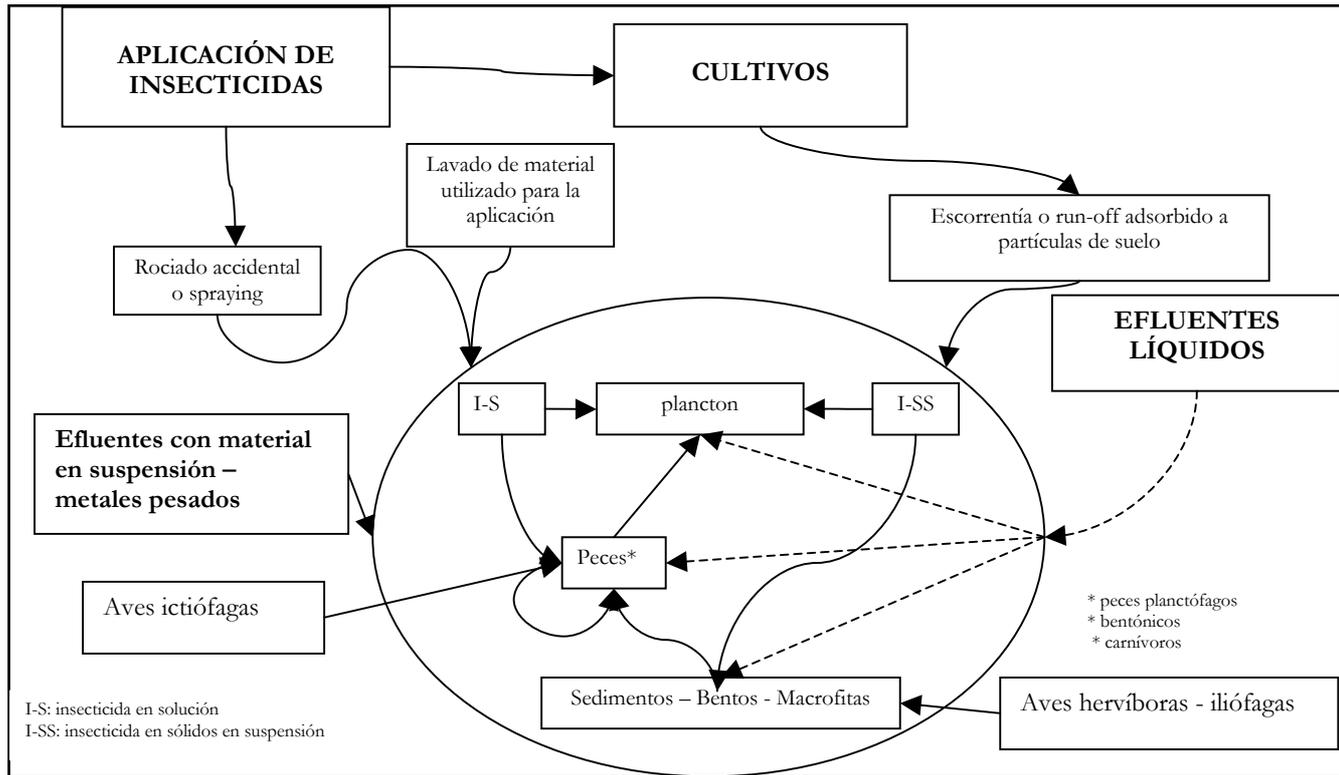
122. La relación entre formación de aductos a partir de la exposición ambiental a sustancias contaminantes, activación de oncogenes, inactivación de genes supresores de tumores y formación de neoplasias ha sido reportado ampliamente en peces.

123. Una gran variedad de pesticidas potencian su toxicidad a partir de la supuesta detoxificación realizada por los organismos, como es el caso de algunos insecticidas organofosforados. Otros, pueden formar metabolitos que se unen a macromoléculas como el ADN y conducir a daños genotóxicos. Asimismo, aunque los organismos consigan eliminar totalmente las sustancias xenobióticas, el consumo energético asociado a los mecanismos de detoxificación causará un detrimento en la energía aplicada para el crecimiento y reproducción.

124. El uso de biomarcadores a nivel subcelular constituye una herramienta de gran utilidad para diagnosticar el estrés ecotoxicológico, al que están sometidos los organismos, en el escenario ambiental planteado. Los biomarcadores pueden ser utilizados como indicadores de la exposición a sustancias tóxicas y además dar información o evidenciar, acerca del efecto tóxico producido. El conocimiento de las respuestas de los organismos frente a un agente químico, es esencial para el entendimiento de los cambios a nivel poblacional y pueden ser correlacionados con las respuestas a niveles de comunidad. Esta información asociada a la caracterización física y química del agua y sedimentos de los ecosistemas bajo estudio permite diagnosticar el grado del impacto ambiental.

125. El esquema siguiente (Figure 9), tiene como objetivo reproducir del modo más sencillo posible, la dinámica que siguen los tóxicos cuando se incorporan en el medio y qué puntos dentro del ambiente servirían como indicadores de exposición a los mismos. No intenta mostrar todas las interrelaciones posibles, es sólo un esquema conceptual como punto de partida. El esquema siguiente (Figure 10) resume los pasos a seguir en un intento de evaluar, mediante el uso de biomarcadores, la exposición a las sustancias orgánicas a las que están sometidos los organismos de un sistema.

Figure 9. Simplified conceptual model of toxicity dynamics.



126. Podrían incorporarse biomarcadores de la exposición a metales pesados en animales y plantas como son las metalotioneínas y las fitoquelatinas, respectivamente.

Análisis de la información disponible sobre el aporte de efluentes líquidos al Santuario del río cruces

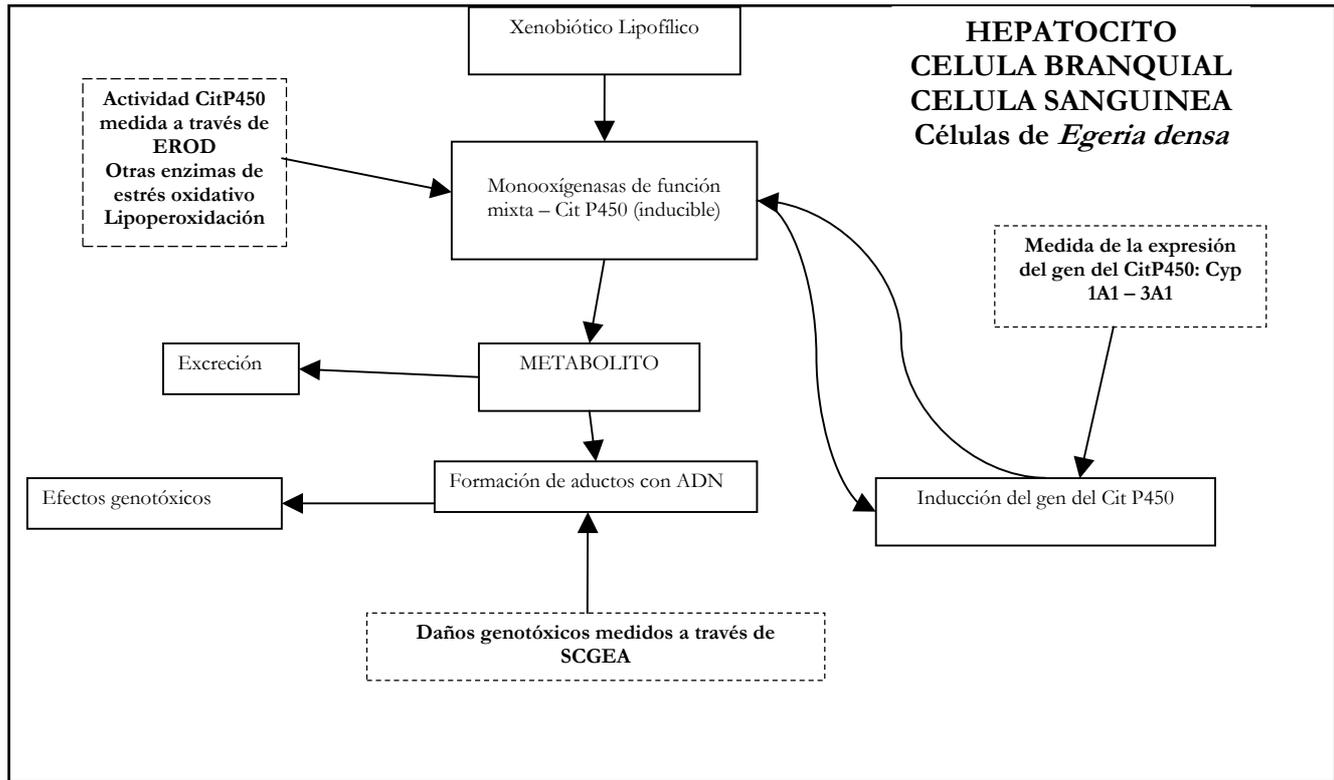
127. De la visita realizada al Santuario y de las reuniones sostenidas con diferentes entes involucrados en el control ambiental en la región, hemos podido recabar información sobre los principales tipos de efluentes o actividades humanas que generan líquidos que están siendo descargados al sistema.

128. Básicamente se encontraron 4 clases de efluentes principales:

- Derivados de la industria del papel
- Derivados de la actividad de remoción de canto rodados o áridos
- Derivado de la actividad láctea
- Derivados de las redes cloacales municipales

129. En Tabla 5 se indican algunos de los parámetros a controlar al corto plazo visto la situación ambiental presentada en el Santuario del río Cruces. La misma no intenta abarcar todos los parámetros físico – químico y biológicos posibles de ocurrir en cada tipo de efluente. Por el contrario, y partir de la situación planteada y a los informes generados por las distintas partes involucradas, remarcar cuáles serían las variables que deberían controlarse hoy, para verificar muchas de las hipótesis planteadas sobre lo sucedido durante el año 2004. En la tabla se utiliza la letra x para indicar que un efluente aplica para ese parámetro, (-) para indicar que el mismo no es relevante en ese líquido y (?) para señalar que se desconoce con la información actual.

Figure 10. The use of biomarkers for the evaluation of organic substances.



Sistema de tratamiento de los efluentes líquidos de la empresa CELCO – Arauco.

130. Antes de realizar algunos comentarios sobre la planta depuradora en sí, es conveniente remarcar algunos aspectos vinculados con la producción en planta industrial del dióxido de cloro utilizado en el blanqueo de la pulpa.

131. Al respecto y como se aconseja por su imposibilidad de almacenamiento, el dióxido de cloro es producido en la misma empresa. A partir de la reducción de clorato mediante el uso de ácido sulfúrico y metanol. Es importante cuantificar la pureza del dióxido de cloro producido, ya que una de las impurezas más frecuentes en su producción es el cloro gaseoso o elemental. Compuesto responsable de la aparición de sustancias orgánicas policloradas, como los policlorados de fenoles, dibenzodioxinas y dibensofuranos. Sustancias que están asociadas con graves impactos sobre la salud de los organismos presentes en los ecosistemas acuáticos.

132. En cuanto al sistema depurativo, resumidamente, se trata de un sistema depurativo con tratamientos primario y secundario y un tratamiento final con floculantes para remoción de color (información proporcionada por la empresa). Es decir no realiza un verdadero tratamiento terciario en lo que a remoción de nutrientes se refiere.

133. El sistema de tratamiento secundario posee un reactor biológico por lodos activados y un clarificador. Previamente el líquido es sometido a condiciones anóxicas para la remoción de cloratos y cloritos.

Tabla 5. Environmental parameters associated with effluent discharges into the Rio Cruces.

Parámetros	Papelera	Aridos	Láctea	Cloacal
DBO	x	x	X	x

DQO	x	x	X	x
Sólidos suspensión	x	x	X	x
Cloro residual libre	-	-	X	x
Bacterias coniformes fecales	x	-	?	x
Metales pesados distinto del hierro	x	x	-	x
Detergentes	?	-	X	x
Sulfatos	x	-	-	-
Cloritos	x	-	-	-
Cloratos	x	-	-	-
Acidos resínicos	x	-	-	-
Sustancias genotóxicas	x	-	-	x
Disruptores hormonales	x	-	-	x
Bioacumulables	x	-	X	x
Nitrógeno amoniacal	?	?	X	x
Fósforo soluble	?	?	X	x
Dióxido de cloro	x	-	-	-
Hierro	?	x	-	-
Ecotoxicidad aguda	x	x	X	x
Ecotoxicidad crónica	x	x	X	x

134. Es decir, los productos finales de la acción del dióxido de cloro utilizado en el blanqueo son: clorato y en mayor medida clorito. La vía química de generación del clorato es distinta a la del clorito y está relacionada con la presencia de impurezas. Estos compuestos son altamente tóxicos para el hombre y para el ambiente. La Organización Mundial de la Salud establece como una dosis tolerable de ingesta diaria para clorito menor a 30 µg/Kg de peso corporal. Generan estrés oxidativo a nivel celular y principalmente actúan sobre los glóbulos rojos desencadenando anemia hemolítica.

135. Por lo tanto la concentración de Cloritos en el efluente final deberá incorporarse como un parámetro de control.

136. Teóricamente, ya que no hay datos para cloritos en ninguno de los informes analizados, estos son removidos en la pileta anóxica de la planta depuradora de la empresa en cuestión. Ocurre mediante la reducción de cloritos a cloruros. Es decir que un primer dimensionamiento de compuestos a controlar es la secuencia:

- Consumo de dióxido de cloro en el blanqueo
- Producción de cloritos en el blanqueo
- Producción de cloruros en la plata depuradora

137. Es decir que en el caso, que el diseño productivo – depurativo funcione, se deberá controlar la carga en Cloruros aportada al río Cruces. Esto puede estimarse fácilmente a partir de los consumos de materia prima.

138. Pero ante cualquier inconveniente en el funcionamiento de la planta depuradora y en particular, las bacterias que deben remover cloritos, implicará un riesgo potencial del líquido generado a descargar. En este caso deberá considerarse la peor situación en el sentido de cuál podría ser la máxima concentración de cloritos presente en el efluente final y evaluar si los sistemas de contención aseguran una posterior descarga a concentraciones no – tóxicas de los mismos. Debería encontrarse un sistema de tratamiento alternativo para la remoción de este anión para casos de emergencias (por ejemplo con el uso de hierro ferroso (Fe^{+2}) o sulfito). Pero estos procesos generan otros productos que deberán controlarse o qué hacer con el óxido férrico formado en el primer caso y con los sulfatos formados en el segundo.

139. Un límite o un valor guía de la concentración de clorito, en agua de bebida, que puede servir de referencia debe ser menos o igual a 200 $\mu\text{g/L}$.

140. Si bien es de esperar que todo el dióxido de cloro utilizado se convierta en clorito. Deberá controlarse la eficiencia de esta reacción y determinar periódicamente la concentración de dióxido de cloro en el efluente final. Ya que el dióxido de cloro podrá oxidar al hierro presente en el agua como hierro Fe^{+2} a hidróxido férrico el cual forma una masa gelatinosa de flóculos marrón oscuro.

141. En el denominado tratamiento terciario se aplica sulfato de aluminio y polieléctrolitos catiónicos para reducir el color del efluente final (comunicación personal de la empresa). Visto los datos de descarga de sulfatos y la acumulación de aluminio en sedimentos del Santuario. Aunque no puede establecerse un relación causa-efecto es evidente que al ser la empresa un consumidor de estos químicos se deberá monitorear su descarga de un modo más estricto que hasta ahora. También es evidente que no tiene sentido permitir que estos elementos se pierdan del sistema ya que son insumos generalmente muy costosos. En realidad, si se agregan en las condiciones justas de pH, tiempo de residencia y temperatura deberían flocular y formar parte de los sólidos en los clarificadores terciarios, que posee la planta.

142. Resumiendo, deberán controlarse estrictamente los siguientes parámetros en el efluente de descarga:

- Dióxido de cloro
- Cloritos
- Cloruros
- Sulfatos
- Hierro $^{+3}$
- Cloratos
- Aluminio
- Manganeso $^{+4}$
- Ecotoxicidad sobre *Egeria densa* y otros organismos

143. Existirá un protocolo similar a evaluar para las otras fuentes contaminantes, como se indica a continuación.

Conclusiones

144. Las conclusiones a las que llegó la Misión Consultiva Ramsar deben basarse en evidencia independiente y verificable. Se han tomado en cuenta todos los datos científicos y

evidencia anecdótica. Sin embargo, solo se utilizaron los datos rigurosos y sólidos para emitir conclusiones definitivas.

145. Es innegable que el Santuario Carlos Anwandter ha sufrido un impacto ambiental que ha sobrepasado el umbral de tolerancia; lo que ha dado como resultado la pérdida de la *Egeria densa*. Como consecuencia, esto ha causado un impacto sobre el Cisne de Cuello Negro y otras poblaciones de aves acuáticas herbívoras tales como las negretas. Los impactos han deteriorado enormemente el valor de conservación de un sitio Ramsar de importancia internacional.

146. Los estudios llevados a cabo han presentado y sintetizado una gran cantidad de información obtenida de muchas fuentes. Estos estudios han sido complementados por las observaciones de campo y laboratorio del personal de la Misión Consultiva Ramsar. A pesar del volumen de información disponible, la opinión de la Misión Consultiva Ramsar es que no es posible definir un solo catalizador o incidente de cambio ambiental para el cual exista evidencia substantiva, corroborativa o de *prima facie*.

147. La evidencia científica sugiere que el Santuario está sufriendo una gama de perturbaciones de origen antropogénico (Tabla 3). Sin embargo, muchos de los estudios, y las conclusiones que se derivan de ellos, están limitados por su alcance, duración o financiamiento. Lo anterior ha generado una plétora de datos desiguales y no coordinados, obtenidos de muchas fuentes y autores. En consecuencia, la formulación de razonamientos científicos coherentes se anula, dando como resultado una falta de convicción sobre los resultados y la formulación de conclusiones débilmente fundamentadas.

148. La ambigüedad en las conclusiones científicas es principalmente resultado de la ausencia de información ambiental de línea de base claramente definida y sólidamente recolectada, y la síntesis de estos datos dentro del marco de objetivos de conservación claramente definidos.

149. El monitoreo es una herramienta clave para comprender la dinámica ambiental, enfatizando el cambio y proporcionando información a la planificación de manejo para la conservación. La importancia de este enfoque se ejemplifica en Europa. La Directriz sobre 'Hábitats' (92/43/EEC) está diseñada para contribuir a asegurar la biodiversidad a través de la conservación de hábitats naturales y de la flora y vida silvestre. Bajo esta directriz europea se ha establecido una red de Áreas de Protección Especial (SPAs) y Áreas Especiales de Conservación (SACs), conocidas como sitios Natura 2000. Muchos de estos sitios también se encuentran designados bajo la Convención Ramsar.

150. El artículo 6 de la Directriz sobre 'Habitats' (92/43/EEC) define el alcance de medidas necesarias para procurar el valor de conservación de los sitios. Se requieren medidas positivas, que incluyan planes de manejo y medidas estatutarias, administrativas o contractuales, que apunten a lograr el objetivo general de la directriz. El monitoreo y la evaluación se identifican como uno de los asuntos más importantes del proceso de planes de manejo (European Community, 2000).

151. La falta de programas estratégicos de monitoreo ambiental dentro de la cuenca del Río Cruces no solo deteriora las conclusiones retrospectivas sino que también evita enfatizar posibles impactos antes de traspasar los umbrales de tolerancia. Más aun, la escasez de estudios de monitoreo estratégico a largo plazo deteriora la habilidad de las agencias gubernamentales estatutarias o reguladoras, tales como CONAF, para definir relaciones claras causa efecto, y consecuentemente sustentar el principio de 'el que contamina paga' al tratar de asignar responsabilidades por daño ambiental.

152. Los impactos encontrados son un resultado de diversas modificaciones naturales y antropogénicas a una gama de dominios de proceso. En los informes científicos se sugiere que los impactos antropogénicos pueden haber sido tanto crónicos como agudos. Igualmente, es muy probable que hayan sido acumulativos. Por lo tanto cada impacto antropogénico subsiguiente puede haber movido al ecosistema del humedal más cerca de un umbral de tolerancia.

153. Se conoce que las descargas de los molinos de pulpa de Kraft, tales como la planta CELCO, introducen impactos ambientales negativos sobre la flora y fauna que se encuentra dentro de las aguas receptoras (Sibley *et al.*, 1998). Dentro de un ambiente estresado, como la parte baja de la cuenca del Río Cruces, es posible que las descargas efluentes de la planta CELCO hayan sido el factor decisivo para llevar al sistema más allá de un umbral de tolerancia. Sin embargo, existe evidencia empírica limitada para fundamentar esto y para desarrollarlo más allá de una hipótesis.

154. Aunque los impactos relacionados con la pérdida de la *Egeria densa* y la mortalidad de aves acuáticas se manifestaron en 2004, las causas pudieron haber estado presentes como factores crónicos por un periodo mucho más largo. Los datos limitados de series de tiempo sobre la calidad química y biológica del agua, química de las plantas y los sedimentos, distribución y abundancia de la vegetación e hidrología física hace problemáticas las conclusiones definitivas.

155. La flexibilidad en la población de *Egeria densa* se basa en la tolerancia de los organismos que forman la población (Urbanska, 1999). Lo que no está claro es si el umbral de flexibilidad de una población ha sido traspasado. Si el impacto sobre la vegetación ha sido extremadamente severo, es posible que la fuente primaria de alimento del Cisne de Cuello Negro no se recupere. Esto podría tener un impacto dramático en la ecología de la alimentación de las aves acuáticas dentro del Santuario, y posiblemente sobre la situación del sitio como sitio Ramsar.

Recomendaciones

Introducción

156. El Santuario Carlos Anwandter y el Río Cruces no se encuentran en una situación favorable de conservación. Es esencial que se establezcan medidas que asistan la restauración ecológica y garanticen la prevención de futuras perturbaciones. A continuación se presenta una serie de recomendaciones para su consideración e implementación.

Comité Técnico Independiente Santuario Carlos Anwandter

157. Se recomienda que se establezca un Comité Técnico Independiente para asegurar que las investigaciones científicas propuestas, monitoreo y trabajos de restauración se lleven a cabo de manera oportuna, sólida y eficiente. El Comité Técnico debe ser independiente, imparcial y libre de agendas políticas. Se sugiere que comprenda expertos internacionales, miembros de la comunidad científico ecológica chilena, representantes apropiados gubernamentales de CONAF y CONAMA y organizaciones no gubernamentales relevantes tales como el Comité Nacional Pro Defensa de la Flora y Fauna (CODEFF).

158. El Comité Técnico debe existir hasta que esté satisfecho de que las recomendaciones se están implementando y que las acciones correctivas están teniendo éxito. La Misión Consultiva Ramsar recomienda que si se establece un Comité Técnico adecuadamente constituido para vigilar la correcta implementación de las Recomendaciones detalladas en este informe, el sitio no debe formar parte del Registro Montreux. Sin embargo, se recomienda también que esta situación se revise en un tiempo de doce meses. Si para mayo de 2006 el Comité Técnico no está satisfecho en cuanto a que se halla hecho progreso suficiente, la Misión Consultiva Ramsar recomienda que el Gobierno Chileno coloque al sitio en el Registro Montreux.

Recomendación 1

Establecer un Comité Técnico Independiente para vigilar la implementación de las recomendaciones. El Comité Técnico debe revisar el progreso y hacer recomendaciones después de doce meses (a partir de mayo de 2005) respecto a si el sitio debe colocarse en el Registro Montreux.

Enfoque de Manejo del Ecosistema

159. Se recomienda que en el futuro los ecosistemas de humedal que comprendan el Santuario Carlos Anwandter sean manejados dentro de un contexto social. El enfoque de Manejo del Ecosistema acepta que la sustentabilidad socio-económica es un pre-requisito para la sustentabilidad ambiental. Se recomienda que se apliquen los siguientes principios al manejo del Santuario (adaptado de Maltby *et al.*, 1999):

- Colocar el manejo dentro de un contexto social – definiendo el ecosistema o unidad de manejo, reconociendo que las preocupaciones y necesidades locales a menudo son dominantes pero que el contexto global no debe perderse de vista.
- Incorporar evaluaciones de riesgo y análisis de costo-beneficio al escoger entre distintas opciones.
- Considerar quién va a asumir el manejo y como se adaptan las decisiones de manejo dentro del proceso político.
- Colocar la unidad (o unidades) de manejo dentro de un contexto espacial atendiendo asuntos a nivel relevante.
- Considerar el marco de tiempo para el manejo.
- Definir los parámetros clave para el monitoreo. Estos deben incluir parámetros ambientales, especies clave y factores socioeconómicos.
- Construir modelos de interacciones y dirigir o controlar las variables. Relacionar estas con la comprensión de la ecología de las especies y producir una gama de situaciones predictivas.
- El manejo debe adaptarse, esperando y acomodándose al cambio en lugar de obstruirlo. Evaluar probabilidades y riesgos e incorporar la flexibilidad en la toma de decisiones. Las decisiones de manejo deben incluir un factor de seguridad para dar un margen respecto al hecho que el conocimiento es limitado y las instituciones imperfectas.
- Acceder a la ecología restauradora como el arte de lo posible y ser creativos e innovadores para proporcionar soluciones.

160. El enfoque de Manejo del Ecosistema debe sintetizarse en un Plan de Manejo para el Santuario. El Plan de Manejo no debe ser un documento estático sino evolucionar, y adaptarse a los resultados del monitoreo y la subsiguiente evaluación. Debe informar sobre las actividades rutinarias de manejo y los planes futuros de restauración. Todas las operaciones potencialmente dañinas (PDOs) deben ser identificadas y monitoreadas dentro y más allá del sitio. Todas las partes afectadas deben estar conscientes de la gama de PDOs descritos y las agencias reguladoras deben ser autorizadas para actuar, con el fin de controlar cualquier actividad dañina. El plan debe identificar los costos plenamente para informar sobre la disponibilidad de recursos y establecer un presupuesto.

Recomendación 2

Desarrollar, producir, implementar y hacer evolucionar un Plan de Manejo de sitio basado en los principios guía del enfoque de Manejo del Ecosistema.

Protocolo definitivo de monitoreo propuesto para el Santuario Carlos Adwandter

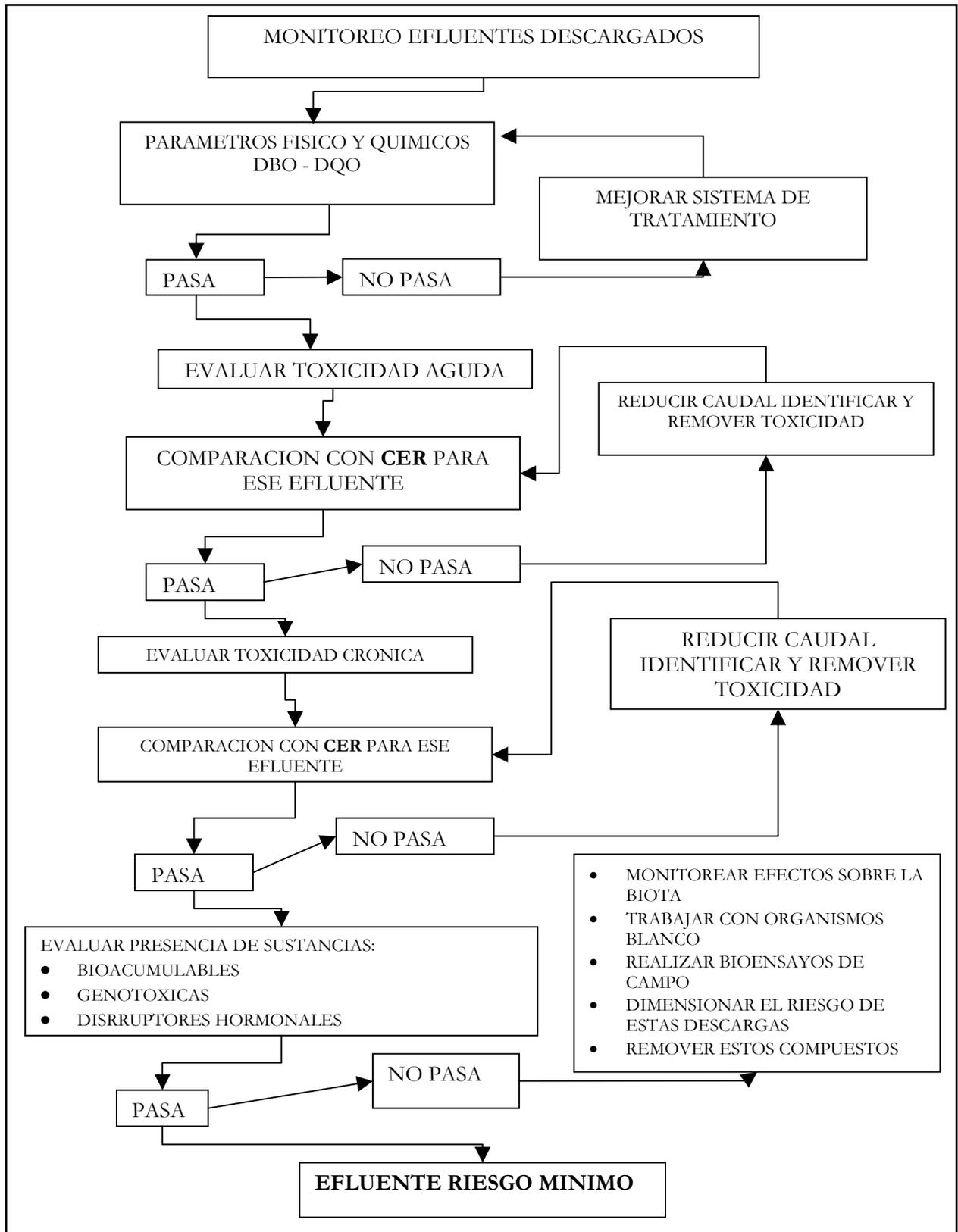
161. Se recomienda que el futuro monitoreo de las descargas de efluentes al Río Cruces se haga estratégica y sistemáticamente. La figura 11 demuestra un posible abordaje del monitoreo propuesto. Los detalles del marco de monitoreo definitivo para llevar a cabo el monitoreo sería acordado por el Comité Técnico.

162. Se necesita establecer un monitoreo estratégico y de rutina de la calidad química del agua a lo largo de la cuenca del Río Cruces. Así mismo es necesario definir y recolectar una serie detallada de determinantes. La recolección debe repetirse regularmente a lo largo del tiempo en una gama de sitios, con el fin de definir mejor el impacto de fuentes de contaminación puntual y difusa e identificar el cambio ambiental previo al punto en que un umbral de tolerancia se sobrepasa. Los resultados de los muestreos de la calidad química del agua deben usarse para establecer objetivos de calidad del río que protegerían la ecología del Santuario. Los objetivos de calidad del río deben relacionarse con actividades de manejo detalladas en el Plan de Manejo.

Recomendación 3

Se desarrolla e implementa un protocolo estratégico y detallado de química del agua en toda la cuenca del Río Cruces con el fin de proteger el ambiente acuático dentro del Santuario.

Figura 11. Protocolo final de monitoreo propuesto para el Santuario del Río cruces (Nota: los términos PASA O NO PASA en el siguiente esquema, se refieren a si cumple o no con las exigencias requeridas para su descarga. CER: concentración del efluente en el río, explicado más arriba.)



Monitoreo de la calidad biológica del agua

163. Los protocolos de monitoreo de la calidad biológica del agua son esenciales no solo para la clasificación de hábitats acuáticos sino para evaluar su condición. Dependiendo del propósito y los recursos disponibles, un estudio de evaluación puede variar desde una evaluación de inventario inicial que incluiría listas de especies, tamaño de la población, distribuciones de abundancia y la presencia de cualquier especie amenazada o en peligro de extinción, hasta una evaluación de indicadores que se puede usar para describir la salud y condiciones generales de un sistema, que incluiría un estudio a fondo sobre la salud y condiciones de los sistemas acuáticos tierra adentro, parámetros físicos/químicos, parámetros biológicos e índices biológicos (Alonso, 2002).

164. Díaz *et al.* (2004) ofrece una revisión completa de la evaluación de 64 índices bióticos que se han usado en todo el mundo para clasificar hábitats del bentos y evaluar la calidad del hábitat. En la revisión se incluyen protocolos que han sido adoptados por muchas agencias ambientales reguladoras. El Grupo de Trabajo de Monitoreo Biológico (BMWP) se basa en la tolerancia variable de familias de macroinvertebrados a la contaminación orgánica dentro de los ríos. Este índice ha sido adoptado por la Agencia Ambiental del Reino Unido, y también se ha adaptado para usarse en España (Zamora-Muñoz y Alba-Tercedor, 1996) y en la Republica Dominicana (Soldner *et al.*, 2004). El Índice de Integridad Biótica (IBI) se ha usado para evaluar hábitats de corriente y estuario y se basa en el plankton, peces y plantas acuáticas; fue diseñado para su uso en el la zona central de los Estados Unidos, de manera que requiere modificaciones para ser usado en otras áreas (Jordan y Vaas, 2000; Alonso *et al.*, 2002). El Índice Biótico Hilsenhoff (HBI) se basa en la tolerancia o intolerancia de ciertos macroinvertebrados a los desechos domésticos, y se usa dentro de los Estados Unidos (Alonso, 2002).

165. Existen varios índices que han sido usados específicamente para sistemas de estuario e incluyen el Índice de Condiciones Ambientales (IEC) que se basa en la respuesta de macroinvertebrados a metales pesados en el Golfo de México; y el Índice de Enriquecimiento Orgánico (OEI) que se basa en macroinvertebrados y microorganismos dentro de los estuarios canadienses (Wildish *et al.*, 2001).

166. Dentro de Chile los estudios sugieren que el Índice de Familias Bióticas (FBI) que se basa en la presencia de macroinvertebrados, es adecuado para evaluar la calidad del agua de los ríos en el área de la Cuenca Hidrográfica del Río Damas (Figuro *et al.*, 2003). El Río Damas recibe un alto insumo de nutrientes, provenientes de la intensa actividad agrícola en el área. Dentro de la cuenca del río Maipo se han llevado a cabo estudios para evaluar la calidad del agua usando diatomeas y macroinvertebrados (Toro *et al.*, 2003).

167. Se ha identificado una gama de índices bióticos pero debe hacerse énfasis en que no pueden usarse de manera aislada. Por ejemplo, la presencia o ausencia de macroinvertebrados depende mucho no sólo de la calidad del agua sino de variables ambientales. Una buena evaluación de las condiciones de los hábitats acuáticos también tomaría en cuenta factores tales como el tipo de ecosistema, por ejemplo, lacustre, ribereño o de estuario; comunidades de vegetación, geografía local y estación. Esto se ha resuelto adoptando índices multimétricos. Por ejemplo, dentro del Reino Unido el índice biótico BMWP se usa junto con el Sistema de Predicción y Clasificación de Invertebrados de Río (RIVPACS) que también cuantifica variables fisicoquímicas (Wright *et al.*, 2000). El sistema RIVPACS se ha usado con éxito en los Estados Unidos y Europa, y hay esquemas similares que están en uso en Canadá (Evaluación Béntica de Sedimento (BEAST)) y Australia (Esquema de Evaluación de Ríos Australianos (AUSRIVAS)).

168. Se ha demostrado que los índices bióticos tales como los que se basan en la presencia o ausencia de macroinvertebrados, por ejemplo, pueden adaptarse para ser usados en países de distinto origen. El propósito de la evaluación, sea para determinar las presencia de especies, o

para la detección de impactos antropogénicos en un hábitat, determinará los métodos más apropiados a usarse.

Recomendación 4

Se debe adoptar un esquema estratégico de monitoreo de calidad biológica del agua en toda la cuenca del Río Cruces que permita la variación en los tipos de ecosistema que se alimentan en el área de la cuenca. Por ejemplo, se requerirán diferentes protocolos para evaluar las áreas de arroyos y humedales. Debería adoptarse un enfoque integral que incluyera hábitats físicos y químicos así como evaluación biológica, usando índices bióticos junto con un índice multimétrico tal como RIVPACS (Wright *et al.*, 2000).

Otros monitoreos bióticos

169. La calidad del monitoreo histórico de la avifauna ha sido alta, y es importante que este monitoreo se mantenga y si es posible se aumente. Deben continuar los estudios sistemáticos para todas las aves que usan el Santuario.

170. El mismo grado de rigor se debe aplicar a otra fauna tal como los mamíferos y peces. Dado el rol potencial de los peces en la depredación de invertebrados herbívoros, que a su vez podrían moderar la acumulación de periphyton y consecuentemente regular un cambio de equilibrio en el sistema acuático (Jones, *et al.*, 2002), es importante que se establezcan rutinariamente las estimaciones de biomasa de peces.

171. La ausencia de un monitoreo sistemático de comunidades de macrofitos acuáticos, y consecuentemente la disponibilidad limitada de mapas de distribución y listas de especies también ha menoscabado la habilidad de la comunidad científica de los humedales para emitir conclusiones definitivas. Deben llevarse a cabo estudios sistemáticos y repetidos de vegetación de manera rutinaria. Se puede utilizar una gama de técnicas, incluyendo estudios de campo, evaluación por imagen satelital e interpretación de fotografías aéreas.

Recomendación 5

Debe desarrollarse e implementarse un protocolo holístico de monitoreo ecológico para complementar el monitoreo biológico y químico de calidad del agua y proporcionar información más amplia sobre el funcionamiento ecológico y la salud del ecosistema.

Monitoreo hidrológico

172. La información de la hidrología física está limitada en cuanto al aspecto espacial, pero donde existe es detallada. Se debe considerar instalar estaciones adicionales de medición en afluentes del río principal Río Cruces, tales como el Río Pichoy y Río Cayumapu. Esto permitiría una mejor definición de la dilución y cálculos de carga.

173. Además de la medición de flujo, deben instalarse tableros de nivel en lugares estratégicos para monitorear las fluctuaciones de nivel de agua y profundidad. Esto proporcionaría una mejor comprensión de la hidrodinámica y la relación entre hidrología física y funcionamiento biogeoquímico.

Recomendación 6

Considerar la instalación de infraestructura adicional para monitoreo físico hidrológico y llevar a cabo monitoreo coordinado de rutina.

Restauración del hábitat

174. La pérdida de *Egeria densa* podría tomarse como una oportunidad para la restauración ecológica. La *E. densa* es una planta invasiva no-nativa. Un nicho ecológico se encuentra en la vegetación nativa que lo puede estimular. Deben desarrollarse e implementarse estrategias para asegurar que se protejan las especies nativas de plantas tales

como Charophytes, Potamogetons o Myriophyllums, todas ellas parte de la dieta de los Cisnes de Cuello Negro y otras aves acuáticas en otras zonas de la región.

175. Deben usarse técnicas innovadoras y de mejores prácticas para restaurar el Santuario. Se podría considerar la manipulación del hábitat, plantando. Podría considerarse la translocación de plantas acuáticas de otros sitios. La creación de áreas cercadas de exclusión podría usarse como criadero y sitios de inoculación para el establecimiento futuro de la vegetación.

176. Los objetivos de la restauración del hábitat deben formar parte del Plan de Manejo, y ser evaluados y modificados como parte de un mecanismo de retroalimentación informado por los resultados y síntesis del monitoreo.

Recomendación 7

Desarrollar e implementar un programa de restauración del hábitat que busque establecer flora acuática nativa de diferentes tipos.

Participación de las partes interesadas

177. Uno de los lineamientos del enfoque de Manejo del Ecosistema es comprender el contexto social de un sitio y relacionar este contexto social con el manejo del mismo. El desarrollo de Acción por los Cisnes demuestra el nivel de interés de partes interesadas presente en Valdivia. Sin embargo es importante lograr un compromiso más amplio de las partes interesadas. La diversidad de actividades socio-económicas presentes en la cuenca del Río Cruces hará que todas tengan un impacto potencial sobre el Santuario, y los representantes de estos intereses deben participar con el fin de entender el contexto social.

178. El futuro del Santuario necesita ser asegurado no solo mediante manejo del sitio sino a través de las comunicaciones, educación y concientización del público. Debe considerarse un programa de participación del público de todos los sectores de la sociedad para mejorar el entendimiento del impacto de las acciones humanas sobre el ambiente y los beneficios que los humedales ofrecen a la sociedad humana. Como ejemplo, se podría estimular a las escuelas para desarrollar programas de monitoreo ecológico que generaran tanto datos para el sitio, como un sentido de pertenencia entre la comunidad escolar.

Recomendación 8

Desarrollar e implementar un programa de participación activa de las partes interesadas que busque unirse y tener acceso a las comunidades locales dentro de la cuenca del Río Cruces en beneficio de la conservación del Santuario.

Estrategia Nacional de Humedales

179. Las autoridades Chilenas han desarrollado una Estrategia Nacional de Humedales. Esto se encuentra aún en fase de borrador (Carlos Weber, *pers. com.*). El desarrollo de esta estrategia debe procurar incluir una clarificación sobre el papel del Comité Nacional Ramsar y detallar los requerimientos para asegurar que las obligaciones bajo la Convención Ramsar se mantengan para todos los sitios Ramsar de Chile. Para esto es fundamental asegurar que los sitios Ramsar estén cubiertos por una legislación apropiada a nivel local y nacional.

180. Actualmente la protección legal prestada a los sitios Ramsar no es uniforme en todas las Regiones de Chile. El documento de la Estrategia Nacional de Humedales debe buscar presentar propuestas estratégicas uniformes que estandaricen el actual marco legal desigual y definan las principales cadenas de responsabilidad dentro de los organismos gubernamentales.

Recomendación 9

Continuar desarrollando la Estrategia Nacional de Humedales. Asegurar que la Estrategia resuelva las actuales ambigüedades en la protección legal de los sitios Ramsar. Poner la Estrategia a disposición del público tan pronto como sea posible.

Proyectos potenciales de investigación

181. Debería desarrollarse una amplia gama de posibles propuestas de investigación conjunta. Estas deben buscar obtener financiamiento externo o del extranjero y deben ser un complemento a los programas estratégicos de monitoreo de rutina. Por ejemplo, se pueden llevar a cabo experimentos de establecimiento y exclusión de pastos para evaluar con más detalle la dieta de los Cisnes de Cuello Negro y su preferencia por la flora acuática nativa plantada.

Recomendación 10

Desarrollar e implementar un programa de proyectos de investigación conjunta que ayuden a proporcionar soluciones prácticas a la protección, manejo y mejoramiento del sitio.

Agradecimientos

182. Los autores desean agradecer al gobierno de Chile por haber apoyado y subsidiado la Misión Ramsar. Personalmente a todos los que nos ayudaron y apoyaron durante nuestra visita, especialmente a José-Luis Galaz Leigh nuestra contraparte en Chile y José Luiz García Huidobro por la cooperación y apoyo logístico brindado.

183. Agradecemos a Margarita Astralaga por su apoyo y consejos antes de llevar a cabo la misión y durante el periodo de preparación del informe.

184. Numerosas organizaciones locales y nacionales e individuos ayudaron a los autores a comprender los problemas que rodeaban los impactos ambientales sufridos por el Santuario Carlos Anwandter. La aportación de todos ellos ha ayudado a los autores de alguna manera a desarrollar su conocimiento del sitio y los problemas relacionados con este.

Referencias

- Abel PD, 1996. Water Pollution Biology. Taylor and Francis eds, London
- AFNOR 2001. Méthode de mesure de l'activité enzymatique EROD chez le poisson d'eaux douces et marines. Association Francaise de Normalisation, Saint-Denis La Plaine, 17 p.
- Akçakaya Resit H, Burgman MA and Ginzburg LR; 1997. Applied Population Ecology. Applied Biomathematics editor, New York, 255 pp.
- Alberdi JL, Di Marzio WD, Sáenz ME y Tortorelli MC, 1994. Toxicidad aguda de un formulado de Paraquat sobre *Daphnia spinulata* y *Daphnia magna*. Acta Toxicológica Argentina Vol 2 (1-2): 13.
- Alberdi JL, Di Marzio WD, Tortorelli MC, 1993. Toxicidad comparativa del herbicida glifosato p.a. y uno de sus formulados sobre *Daphnia spinulata*. Revista Brasileira Toxicologia 6 (Supl.): 60.
- Alberdi JL, Sáenz ME, Tortorelli MC y Di Marzio W, 1998. Monitoreo de un programa de reducción de toxicidad de un efluente proveniente de la industria química. Rev. Ingeniería Sanitaria y Ambiental - AIDIS, N° 42: 32-35.
- Alberdi JL; Sáenz ME; Di Marzio WD and María del Carmen Tortorelli, 1996. Comparative Acute Toxicity of two Formulations Herbicides, Paraquat and Glyphosate, to *Daphnia magna* and *D. spinulata*. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology Vol 57 (2): 229-235.
- Alonso, L.E., Anderson, C., Casner, K and Rylands, A. (2002). Guidelines for the rapid assessment of biodiversity in inland water ecosystems. Conservation International. *Convention on Biological Diversity*. United Nations Environment Project (UNEP) Montreal, 2-4 December.

- Anderson D and Conning DM, 1993. Experimental toxicology: the basic issues, The Royal Society of Chemistry, 2nd ed., London, 566 pág.
- APHA-AWWA-WPCF, 1992. Standard methods for the examination of water and wastewater. Ed. Clesceri, Greenberg and Trussell 19° edition, Washington, USA.
- Ausubel F, Brent R, Kingston R, Moore D, Seidman J, Smith J, and Struhl K, 2004. Current Protocols in Molecular Biology. John Wiley & Sons, e-book.
- Baxevanis A and Ouellette B, 1998. Bioinformatics: a practical guide to the analysis of genes and proteins. John Wiley & Sons, NY, 370 p..
- Blaise C, Gagne' F, Pellerin J, Hansen D and Trottier S, 2002. Molluscan Shellfish Biomarker Study of the Quebec, Canada, Saguenay Fjord with the Soft-Shell Clam, *Mya arenaria*. Environmental toxicology, 17: 170-186.
- Burgeot T, Bocquéne G, Truquet P, Le Dean L and Galgani F, 1994. Induction of EROD activity in red Mollet (*Mullus barbatus*) along the french mediterranean coasts. The Science of the Total Environment 142:213-220.
- Calabrese EJ and Baldwin LA, 1993. Performing ecological risk assessments. Lewis Publishers - CRC Press, Boca Ratón, FL, 257 pp..
- Cavallito CJ, 1973. Structure -Activity Relationships. Pharmacology and Therapeutics, New York, 327 p..
- Chaty S, Rodius F, Vasseur P, 2004. A comparative study of the expression of CYP1A and CYP4 genes in aquatic invertebrate (freshwater mussel, *Unio tumidus*) and vertebrate (rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*). Aquatic Toxicology 69 (2004) 81-93.
- Connell DW, 1990. Bioaccumulation of xenobiotic compounds. CRC Press, Florida, USA, 219 p..
- Connell DW, 1997. Basic concepts of environmental chemistry, Lewis Publishers - CRC Press, Boca Ratón, FL, 506 pp.
- Cook, C.D.K. and K. Urmi-König. (1984) A revision of the genus *Egeria densa* (Hydrocharitaceae). Aquatic Botany 19: 73-96.
- Corti, P., & Schlatter, R. (2002). "Feeding ecology of the black-necked swan *Cygnus melancoryphus* in 2 wetlands of southern Chile". Studies on the Neotropical Fauna, 37: (1). 9-14.
- Cotelle S, Ferard JF, 1999. Comet assay in genetic Ecotoxicology: a review. Environmental and molecular Mutagenesis, 64: 246 - 255.
- Cowan CE, Mackay D, Feijtel TCJ, Van de Meent D, Di Guardo A, Davies J and Mackay N, 1995. The multimedia fate model: A vital tool for predicting the fate of chemicals, SETAC publication, Pensacola, Florida, 78 pág.
- Cremlyn R. 1982. Plaguicidas modernos y su acción bioquímica. Editorial Limusa, México, 356 pág..
- Daldorph, P.W.G. & Thomas, J.D. (1995) Factors influencing the stability of nutrient-enriched macrophyte communities: the role of sticklebacks *Pungitius pungitius* and freshwater snails. *Freshwater Biology*, 33, 271-289.
- De Nie, H.W. (1987) *The decrease in aquatic vegetation in Europe and its consequences for fish populations*. EIFAC occasional paper, No.19, European Inland Fisheries Advisory Commission, Food and Agriculture Organization (FAO) of the United Nations. Rome.
- De Pietri D.E. 1999. Los problemas ambientales de la concentración urbano-industrial. Rev. Ing. Sanitaria -AIDIS 45: 70-79.
- Del Hoyo, J., Elliot, A. and Sargatal, J. eds. (1992) Handbook of Birds of the World. Vol. 1. Lynx Edicions, Barcelona.
- Di Marzio W, Alberdi JL, Sáenz ME, Tortorelli MC, 1994. Estimación de concentraciones de protección ecotoxicológica en ambientes acuáticos para distintos plaguicidas y para el cromo. Acta Toxicológica Argentina Vol 2 (1-2): 12.
- Di Marzio W, Fuente H, Alberdi JL, Tortorelli MC, 1994. Toxicidad aguda de un formulado comercial del herbicida paraquat sobre individuos de *Hyalella curvispina* (Crustáceo, Anfípodo) (24 horas). Acta Toxicológica Argentina Vol 2 (1-2): 14.

- Di Marzio WD and Sáenz ME, 2004. Determination of non polar narcotic power of aromatic hydrocarbons on freshwater fish. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 59 (2): 256-262.
- Di Marzio WD and Saenz ME. QSARs for aromatic hydrocarbons in several trophic levels. En revision en *Environmental Toxicology*
- Di Marzio WD, 2002. First results from a screening of filamentous organisms present in Buenos Aires's activated sludge plants Argentina. *Water Science and Technology*, 46(1-2): 119 – 122..
- Di Marzio WD, 2004. Manual de Microbiología de lodos activados. 1ª ed. – Buenos Aires: el autor. 53 p. más CD interactivo (50 mb).
- Di Marzio WD, 2004. Microbiología de lodos activados: una herramienta retrospectiva y predictiva de la depuración de efluentes. *Agua Latinoamericana* 4 (5): 16 – 17.
- Di Marzio WD, Alberdi JL, Tortorelli MC y Sáenz ME, 1999. Holistic molecular descriptors used in a QSAR study with fishes. 20 th Annual Meeting of Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Philadelphia Estados Unidos.
- Di Marzio WD, Alberdi JL, Tortorelli MC y Sáenz ME, 1999. Indicadores microbiológicos del funcionamiento de sistemas industriales de depuración por lodos activados de la provincia de Buenos Aires. *Rev. Ingeniería Sanitaria y Ambiental – AIDIS*, 45: 94 - 100.
- Di Marzio WD, Alberdi JL, Tortorelli MC, Bertoldi N, 1993. Toxicidad aguda de los plaguicidas metamidofos, ciflutrina, paraquat y glifosato sobre peces de agua dulce. *Revista Brasileira Toxicologia* 6 (Supl.): 59.
- Di Marzio WD, Alberdi JL, Tortorelli MC, Sáenz ME, 1996. Aplicación de la tasa de respiración para evaluar la degradabilidad del herbicida Acetoclor en un sistema de lodos activados. *Rev. Ingeniería Sanitaria y Ambiental - AIDIS*, N° 29: 48-50.
- Di Marzio WD, Alberdi JL, Tortorelli MC, Sáenz ME, 2001. QSARs for aromatic hydrocarbons in several trophic levels. 22 th Annual Meeting of Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Baltimore, Estados Unidos.
- Di Marzio WD, J. L. Alberdi, M.E. Sáenz and M.D.C. Tortorelli, 1998. A QSAR study with aromatic hydrocarbons and freshwater fish specie. 19 th Annual Meeting of Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Charlotte, North Carolina, Estados Unidos.
- Di Marzio WD, Sáenz ME, Alberdi JL, Tortorelli MC, 1993. Efecto tóxico del cromo sobre organismos acuáticos de agua dulce *Revista Brasileira Toxicologia* 6 (Supl.): 62.
- Di Marzio WD, Sáenz ME, Alberdi JL, Tortorelli MC and Galassi S, 2005. Risk assessment of domestic and industrial effluents unloaded into a freshwater environment. En prensa *Ecotoxicology and Environmental Safety*. Disponible on line en Elsevier ltd.
- Di Marzio WD, Sáenz ME, Alberdi JL, Tortorelli MC, Nannini P and Ambrini G, 2005. Bioaccumulation of endosulfan from lab-scale contaminated sediment by *Vallisneria spiralis*. En prensa *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*., 74(4): abril.
- Di Marzio WD, Saenz ME, Lemiere S and Vasseur P. Improved single cell gel electrophoresis assay for the earthworm *Eisenia foetida*. En prensa *Environmental and Molecular Mutagenesis*, 46 (4): ?.
- Di Marzio WD, Sáenz ME, Tortorelli MC, Alberdi JL, 1999. Bulking Filamentoso en seis sistemas depurativos por lodos activados de la provincia de Buenos Aires. *Rev. Ingeniería Sanitaria y Ambiental – AIDIS*. Número 46: 82 - 86.
- Di Marzio WD, Sáenz ME, Tortorelli MC, Alberdi JL, 2000. Screening of potentially bioaccumulation compounds from industrial efluentes discharged in the river Luján. 21 th Annual Meeting of Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Nashville, Tennessee, Estados Unidos.
- Di Marzio WD, Sáenz ME, Tortorelli MC, Alberdi JL, 2001. Control de organismos filamentosos mediante selección cinética y metabólica en sistemas de lodos activados. *Rev. Ingeniería Sanitaria y Ambiental – AIDIS*. Número 54: 31 – 36.
- Di Marzio WD, Sáenz ME, Tortorelli MC, Alberdi JL, 2001. Relative ecotoxicological sensitivity of Argentinean fish species. 22 th Annual Meeting of Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Baltimore, Estados Unidos.

- Di Marzio WD, Tortorelli MC y Freyre LR, 2003. Diversidad de peces en un arroyo de llanura. *Limnética* 22 (3-4): 73-78.
- Di Marzio WD, Tortorelli MC, 1994. Utilización del método de inhibición enzimática fluotox en ensayos de toxicidad con invertebrados acuáticos (*Artemia*). *Acta Toxicológica Argentina* Vol 2 (1-2): 12.
- Di Marzio WD, Tortorelli MC, Sáenz ME y Alberdi JL, 1997. Bulking filamentoso en un sistema de lodos activados de una curtiembre: diagnosis y caracterización. *Rev. Ingeniería Sanitaria y Ambiental - AIDIS*, N° 33: 38-42.
- Di Marzio WD, Vitale V y Viejo Sacha V, 2002. Biodegradación de bifenilos policlorados PCBs en suelos contaminados. *Rev. Ing. Sanitaria y Ambiental – AIDIS*, 62/63: 92 – 96.
- Di Marzio WD. y Tortorelli MC, 1993. Toxicidad aguda del insecticida metamidofos sobre *Artemia salina* (Crustacea, Anostraca). *Revista Brasileira Toxicologia* 6 (Supl.): 61.
- Di Marzio, WD and Tortorelli, MC, 1993. Effects of paraquat PQ on brain acetylcholinesterase activity and survival of *Bryconamericus iheringii* (Pisces, Characidae). *Journal Environmental Science and Health Part (B)*, 28 (6): 701-709.
- Di Marzio, WD and Tortorelli, MC, 1994. Effects of paraquat (PQ) on survival and totale cholinesterase activity of fry *Cnesterodon decemmaculatus* (Pisces, Poeciliidae). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* Vol 52 (2): 274-278.
- Di Marzio, WD and Tortorelli, MC, 1998. Effects of paraquat (PQ) on survival and totale cholinesterase activity in adults males and females of *Cnesterodon decemmaculatus* (Pisces, Poeciliidae). *Environmental Toxicology and Water Quality* Vol. 13 (1): 55-59.
- Di Marzio, WD; Galassi S, Todeschini R, Consolaro, 2001. Traditional versus whim molecular descriptors in QSAR approaches applied to fish toxicity studies. *Chemosphere*, 44 (3): 401 – 406.
- Di Marzio, WD; Sáenz ME; Alberdi JL and Tortorelli, MC, 1999. Assessment of the Toxicity of Stabilized Sludges using *Hyalella curvispina* (Amphipod) Bioassays. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, Vol.63 (5): 654 - 659.
- Diaz, R.J., Solan, M and Valente, R.M. (2004) A review of approaches for classifying benthic habitats and evaluating habitat quality. *Journal of Environmental Management* 73: 165-181.
- Dorval J, Leblond V and Hontela A (2003). Oxidative stress and loss of cortisol secretion in adrenocortical cells of rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* exposed in vitro to endosulfan, an organochlorine pesticide. *Aquatic Toxicology* 63: 229-241
- Dubois M, Pfohl-Leszkowicz A, De Waziers I and Kremers P, 1996. Selective induction of the Cyp3A family by endosulfan and DNA-adduct formation in different hepatic and hepatoma cells. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 1: 249-256.
- Duffus JH, 1983. *Toxicología Ambiental*, Ed Omega Barcelona-España, 173 pp.
- Duursma EK and Carroll J, 1996. *Environmental Compartments: equilibria and assessment of processes between air, water sediments and biota*, Springer Verlag, Berlin, 277 pp.
- Edwards C.A., 1977. Nature and origins of pollution of aquatic systems by pesticides. In: *Pesticides in aquatic environments*, Chapter 1, Edited by Khan M.A.Q., Plenum Press, New York, 257 pp.
- European Communities (2000) *Managing Natura 2000 Sites: The provisions of Article 6 of the 'Habitats' Directive 92/43/EEC*. Luxembourg.
- Evans DH, 1993. *The physiology of fishes*, Lewis Publishers - CRC Press, Boca Ratón, Florida, 592 pp.
- Feijoo, C.S. Momo, F.R., Bonetto, C.A., and Tur, N.M. (1996) Factors influencing biomass and nutrient content of the submersed macrophyte *Egeria densa* Planch. in a pampasic stream. *Hydrobiologia* 341, 21-26.
- Figuro, R., Valdovinos, C., Araya, E and Para, O. (2003) Benthic macroinvertebrates as indicators of water quality of southern Chile river. *Revista Chilena de Historia Natural*. 76:275-285.
- Fuente H., Sáenz M.E., Tortorelli M.C. y Di Marzio W., 1994. Ensayos de toxicidad con organismos acuáticos. Cultivo del Anfípodo *Hyalella curvispina*. I: Crecimiento y

- Sobrevivencia en distintos tipos de agua. *Acta Toxicológica Argentina* Vol 2 (1-2): 12 – 13.
- Galassi S, 1991. *Microinquinanti Organici*, Ed Hoepli 133 pp, Milano-Italia.
- Galgani F, Bocquene G, Lucon M, Grzebyk D, Letrouit F and Claisse D, 1991. EROD measurements in fish from the northwest part of France. *Marine Pollution Bulletin* 22:494-500
- Gert Jan de Maagd P, 2000. Bioaccumulation tests applied in the whole effluent assessment: a review. *Environmental Toxicology and Chemistry*, V19 Nro 1, pp 25-35.
- Getsinger, K.D. (1982) *The Life Cycle and Physiology of the Submersed Angiosperm E. densa* Planch. in Lake Marion, South Carolina. Ph.D. dissertation. Clemson University. 104 pp.
- Grothe, K. Dickson and D. Reed-Judkins, editors, 1996. *Whole effluent toxicity testing: an evaluation of methods and prediction of receiving system impacts*. Setac publication, Pensacola, Florida, 340 pág.
- Hannon B and Ruth M, 1994. *Dynamic modeling*, Springer Verlag, New York, 248 pp.
- Harrison H., 1996. *Pollution: causes, effects and control*. The Royal Society of Chemistry, 3th ed., London, 480 pp.
- Harrison R, 1995. *Understanding our environment: An introduction to environmental chemistry and pollution*. The Royal Society of Chemistry, 2nd ed., London, 326 pp.
- Heath AG, 1995. *Water pollution and fish physiology*. Lewis Publishers - CRC Press, Boca Raton, FL, 359 pp.
- Hellawell J, 1988. Toxic substances in rivers and streams. *Environ. Pollut.* 50 : 61-85.
- Higgins TE, 1995. *Pollution prevention handbook*, Lewis Publishers - CRC Press, Boca Raton, FL, 811 pp.
- Hoffman DJ, Ratten BA, Burton GA and Cairns J, 1995. *Handbook of Ecotoxicology*. Lewis Publishers, Boca Raton, 755 p..
- Hornsby AG, Wauchope RD and Herner AE, 1996. *PESTICIDE PROPERTIES IN THE ENVIRONMENT*, Springer Verlag, New York, 227 pp.
- Huckle K.R. and Millburn P., 1993. Metabolism, bioconcentration and toxicity of pesticides in fish. In: *Environmental fate of pesticides*, chapter 8, edited by Hutson D.H. and Roberts T.R., John Wiley and Sons, Chichester, 286 pp.
- Jeppesen, E., Jensen, J.P., Kristensen, P., Søndergaard, M., Mortensen, E., Sortkjær, O. & Olrik, K. (1990) Fish manipulation as a lake restoration tool in shallow, eutrophic, temperate lakes. 2 Threshold levels, long-term stability and conclusions. *Hydrobiologia*, 200/201, 219–227.
- Jergentz S, Mugni H, Bonetto C and Schulz R, 2004. Runoff-related endosulfan contamination and aquatic macroinvertebrate response in rural basins near Buenos Aires, Argentina. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 46:345-352.
- Jergentz S, Pessacq P, Mugni H, Bonetto C and Schulz R, 2004. Linking in situ bioassays and population dynamics of macroinvertebrates to assess agricultural contamination in streams of the Argentine pampa. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 59:133–141
- Jones, J.I., Young, J.O., Eaton, J.W and Moss, B. (2002) The influence of nutrient loading, dissolved inorganic carbon and higher trophic levels on the interaction between submerged plants and periphyton. *Journal of Ecology*. Vol. 90. Issue 1 Page 12.
- Jordan, S.J. and Vaas, P.A. (2000). An index of ecosystem integrity for Northern Chesapeake Bay. *Environmental Science and Policy*, 3:S59-S58.
- Jørgensen SE, Halling Sørensen B and Mahler H, 1998. *Handbook of Estimation methods in Ecotoxicology and Environmental Chemistry*. Lewis Publishers, Boca Raton, 229 pag..
- Kennedy S.W., 1991. The mechanism of organophosphate inhibition of cholinesterase: proposal for a new approach to measuring inhibition. In: *Cholinesterase inhibiting insecticides: their impact on wildlife and the environment*, Chapter 4. Edited by Mineau P., Elsevier, Amsterdam, 348 p..
- Leahey, J.P.; "The Pyrethroid Insecticides", Taylor and Francis Ltd, Philadelphia (1985), pp. 440.

- Leduc G, 1984. Cyanides in water: toxicological significances. In Aquatic Toxicology Vol. 2, Editor LJ Weber, Raven Press, New York-USA, 153-224 pag..
- Leng ML, Leovey EMK and Zubkoff PL editors, 1995. Agrochemical environmental fate: state of the art, Lewis Publishers - CRC Press, Boca Ratón, FL, 410 pp.
- Livingstone DR and Gallacher S, 2003. Contamination and spoilage of mollusks and crustaceans. In: Shellfish, Elsevier Science, Netherlands, 5228-5245.
- Livingstone DR, Chipman JK, Lowe DM, Minier C, Mitchelmore CL, Moore Mn, Peters LD and Pipe RK, 2000. Development of biomarkers to detect the effects of organic pollution on aquatic invertebrates: recent molecular, genotoxic, cellular and immunological studies on the common mussel (*Mytilus edulis*) and other mytilids. *Int. J. Environment and Pollution*, 13(1-6): 56 – 91.
- Llompert M, Li K, Fingas M, 1998. Solid phase microextraction and headspace solid phase microextraction for the determination of polychlorinated biphenyls in water samples. *Anal. Chem.* 70: 2510 - 2515.
- Louch D, Motlagh S and Pawliszyn J, 1992. Dynamics of organic compound extraction from water using liquid coated fused silica fibers. *Anal. Chem.* 64: 1187 - 1199.
- Lowe, J., D. Farrow, A. Pait, S. Arenstam, and E. Lavan. 1991. Fish kills in costal waters, 1980–1989. Strategic Environmental Assessment Division, ORCA/NOS/NOAA, Rockville, MD.
- Lu Y, Morimoto K, Takeshita T, Takeuchi T and Saito T, 2000. Genotoxic Effects of Alpha-Endosulfan and β -Endosulfan on Human HepG2 Cells. *Environmental Health Perspectives* 108(6): 559 – 571.
- Lucas A, 1996. Bioenergetics of Aquatic Animals. Taylor and Francis eds, London, 169pp.
- Lynch MR, 1995. Procedures for assessing the environmental fate and ecotoxicity of pesticides, SETAC-EUROPA publication, Brussels, Belgium, 54 pág.
- Ma W., 1994. Methodological principles of using small mammals for ecological hazard assessment of chemical soil pollution, with examples on cadmium and lead. In *Ecotoxicology of soil organisms*, edited by Donker, Eijsackers and Heimbach, chapter 26. Lewis Publishers – Boca Raton, 470 pp..
- Maltby L, 1999. Studying stress: the importance of organism-level responses. *Ecological Applications* 9:431-440.
- Maltby, E., Holdgate, M., Acreman, M.C. and Weir, A. (eds) (1999) *Ecosystem Management: Questions for Science and Society*. Royal Holloway Institute of Environmental Research, Roayl Holloway, University of London, Egham, Surrey.
- Manahan SE, 1990. Hazardous waste chemistry, toxicology and treatment, Lewis Publishers - CRC Press, Boca Ratón, FL, 378 pp.
- Manahan SE, 1994. Environmental Chemistry, Lewis Publishers - CRC Press, Boca Ratón, FL, 811 pp.
- Margalef R, 1983. Limnología, Ed Omega Barcelona-España, 1010 pp.
- Miyamoto J., Mikami N. and Takimoto Y., 1993. Metabolism, bioconcentration and toxicity of pesticides in fish. In: Environmental fate of pesticides, chapter 6, edited by Hutson D.H. and Roberts T.R., John Wiley and Sons, Chichester, 286 pp.
- Morgan MB, Vogelien DL, Snell TW, 2001. Assessing coral stress responses using molecular biomarkers of gene transcription. *Environ Toxicol Chem.* 20:537-43
- Moriarty F, 1985. Ecotoxicología, Ed. Academia SL León-España, 248 pp.
- Muniz I.P. and Leivestad H., 1980. Acidification: effects on freshwater fish. Proceeding from Ecological impact of acid precipitation, edited by Drabløs and Tollan, Norway, 84-92 p.
- Muniz I.P., 1991. Freshwater acidification: its effects on species and communities of freshwater microbes, plants and animals. *Proceedings of the Royal Society of Edinburgh*, 97B: 227-254.
- Newman MC and Jagoe CH, editors; 1996. Ecotoxicology: a hierarchical treatment. Lewis Publishers - CRC Press, Boca Ratón, FL, 411 pp.
- Newman MC, 1995. Quantitative methods in aquatic ecotoxicology, Lewis Publishers - CRC Press, Boca Ratón, FL, 426 pp.

- Nolet, B.A. (2004) Overcompensation and grazing optimisation in a swan-pondweed system? *Freshwater Biology* Vol. 49. 11 p.1391.
- Nowell LH, Capel PD and Dileanis PD, 2000. Pesticides in stream sediment and aquatic biota. Lewis Publishers - CRC Press, Boca Ratón, FL, 1001 p..
- OECD, 1995. Guidance document for aquatic effects assessment. Organization for Economic Co-Operation and Development, Paris, France, 116 p..
- Owen, M. and Kear, J. *in* Scott, P. (1972) The Swans. The Wildfowl Trust. Fletcher & Son, Norwich.
- Rajaguru P, Suba S, Palanivel M and Kalaiselvi K, 2003. Genotoxicity of a Polluted River System Measured Using the Alkaline Comet Assay on Fish and Earthworm Tissues. *Environmental and Molecular Mutagenesis* 41:85–91
- Ramamoorthy S and Ramamoorthy S, 1997. Chlorinated organic compounds in the Environment: Regulatory and monitoring assessment, Lewis Publishers - CRC Press, Boca Ratón, FL, 370 pp.
- Ramírez, C., San Martín, C., Medina, R. and Conteras, D. (1991) Estudio de la flora hidrófila de Santuario de la Naturaleza Río Cruces (Valdivia, Chile). *Gayana Bot.* 48. p.67-80.
- Rand GM editor, 1995. Fundamentals of aquatic toxicology, Taylor and Francis eds, London, 1125 pp.
- Rand, G.M. and Petrocelli, S.R. Fundamentals of Aquatic Toxicology: Methods and Applications. Hemisphere Publishing Corporation, New York (1985), 666 pp..
- Rodius F, Hammer D and Vasseur P, 2002. Use of RNA arbitrarily primed PCR to identify genomic alterations in the digestive gland of the freshwater bivalve *Umio tumidus* at a contaminated sites. *Environmental toxicology*, 17: 538-546.
- Römbke J and Moltmann JF, 1996. Applied Ecotoxicology, Lewis Publishers - CRC Press, Boca Ratón, FL, 282 pp.
- Rosseland B.O., Sevaldrud I., Svalastog D. and Muniz I., 1980. Studies on freshwater fish population : effects of acidification on reproduction, population structure, growth and food selection. Proceeding from Ecological impact of acid precipitation, edited by Drabløs and Tollan, Norway, 336-337 p.
- Russo C, Rocco L, Morescalchi M and Vincenzo Stingo, (en prensa). Assessment of environmental stress by the micronucleus test and the Comet assay on the genome of teleost populations from two natural environments. *Ecotoxicology and Environmental Safety*.
- Sáenz ME, 2000. Estudio de los Efectos de Contaminantes sobre Poblaciones de Algas Planctónicas de Agua Dulce. Tesis doctoral, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata, 320 pág..
- Sáenz ME, Alberdi JL, Di Marzio WD, Accorinti J and Tortorelli MC, 1997. Paraquat toxicity to different green algae. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* Vol 58 (6): 922-928.
- Sáenz ME, Di Marzio WD, Alberdi JL and Tortorelli MC, 2001. Algal growth recovery studies after Paraquat exposure. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, Vol 66 (2): 263 – 268.
- Sáenz ME, Di Marzio WD, J Accorinti y Tortorelli MC, 1994. Comparación de los efectos producidos por el herbicida glifosato y dos de sus formulaciones comerciales. *Acta Toxicológica Argentina* Vol 2 (1-2): 13.
- Sáenz ME, Di Marzio WD, J Accorinti y Tortorelli MC, 1994. Resistencia de un alga cloroficea aislada de un río con fuentes de contaminación a un formulado de ciflutrina *Acta Toxicológica Argentina* Vol 2 (1-2): 14.
- Sáenz ME, Di Marzio WD, Tortorelli MC and Freyre LR. Effects of the pyrethroid insecticide Cypermethrin on green algae. *Ecotoxicology and Environmental Safety*

- Sáenz ME, Di Marzio WD, Tortorelli MC and Freyre. Toxicity assessment of Cyfluthrin commercial formulation on growth and photosynthesis of green algae. *Water, Air and Soil Pollution*.
- Sáenz ME, Tortorelli MC, Alberdi JL y Di Marzio, 1998. Evaluación de la toxicidad de efluentes industriales mediante la utilización de ensayos ecotoxicológicos: industrias químicas. *Rev. Ingeniería Sanitaria y Ambiental - AIDIS*, N° 40: 49-53.
- Sáenz, ME, Di Marzio WD, Alberdi JL and Tortorelli MC, 1997. Effects of technical grade and a commercial formulation of Glyphosate on algal population growth. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, Vol. 59 (4): 638-644.
- Sarakinos HC, Bermingham N, White PA, Rasmussen JB, 2000. Correspondence between whole effluent toxicity and the presence of priority substances in complex industrial effluents. *Environmental Toxicology and Chemistry*, V19 Nro 1, pp 63-71.
- Satchell GH, 1984. Respiratory Toxicology of Fishes. In: *Aquatic Toxicology* Vol. 2, edited by Weber LJ, Raven Press, New York, 1-50 pp..
- Savva D, 2000. The use of arbitrarily primed PCR (AP-PCR) fingerprinting to detect exposure to genotoxic chemicals. *Ecotoxicology*, 9: 341-353.
- Schlatter, R. (1998) El Cisne de Cuello Negro (*Cygnus melancoryphus*) en Chile. en V.Valverde, Ed. *La Conservación de la Fauna Nativa de Chile, Logros y Perspectivas*. CONAF: p.121-131.
- Schlatter, R., Salazar, J., Villa, A. and Meza, J. (1991) Demography of Black-necked Swan *Cygnus melancoryphus* in three Chilean wetland areas. In J. Sears and P.J. Bacon, eds., *Proc. 3rd IWRB Int. Swan Symp*, Oxford, England, 1989. *Wildfowl, Special Supplement No. 1*. p.268-271.
- Schultz T.W., 1989. Nonpolar narcosis: a review if the mechanism of action for baseline aquatic toxicity. *Aquatic toxicology and hazard assessment: 12 th Volume*, ASTM STP 1027, edited by Cowgill and Williams, American Society for Testing and Materials, Philadelphia, pp. 104-109.
- Servizi JA and Martens DW, 1991. Effects of temperature, season, and fish size on acute lethality of sediments to coho salmon *Oncorhynchus kisutch*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 48(3) : 493-497.
- Servizi JA and Martens DW, 1992. Sublethal responses of coho salmon *Oncorhynchus kisutch* to suspended sediments. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Vol. 49 N° 7: 1389-1395 pag..
- SETAC, 1994. *Aquatic dialogue group: pesticide risk assessment and mitigation*, SETAC publication, Pensacola, Florida, 188 pág.
- Sibley, P.K., Dixon, D.G. and Barton, D.R. (1998) *Environmental Assessment of Benthic Impacts Associated with Pulp Mill Discharges. II. Distribution of Sediment EOX in Relation to Environmental Factors*. *Arch Environ Contam Toxicol*. 1998 Feb;34(2):158-66.
- Siddiqui MK, Anjum F, Qadri SS, 1987. Some metabolic changes induced by endosulfan in hepatic and extra hepatic tissues of rat. . *J Environ Sci Health B*. 22:553-64.
- Singh N, Mc Coy MT, Tice R, Scheneider E, 1988. A simple technique for quantitation of low levels of DNA damage in individuals cells. *Experimental cell research*, 175: 184 – 191.
- Södergren A, 1989. *Biological Effects of Bleached Pulp Mill Effluents*, National Swedish Environmental Protection Board report 3558, Solna-Sweden, 139 pag..
- Soldner, M., Stephen, I., Ramos, L., Angus, R., Wells, C., Grosso, A. and Crane, M. (2004) Relationship between macroinvertebrate fauna and environmental variables in small streams of the Dominican Republic. *Water Research*, **38**:863-874.
- Sparks (Ed) 2000. *Statistics in Ecotoxicology*. Wiley, NY, 320 pp.
- Sprague, J.B., 1973. The ABC's of Pollutant Bioassay Using Fish, *Biological Methods for the Assessment of Water Quality*, ASTM STP 528, American Society for Testing and Materials, Philadelphia, Pa., pp. 6 - 30.
- Suter, 1993. *Ecological risk assessment*. Lewis Publishers, Michigan, 538 pp.

- Tice RR, Agurell E, Anderson D, Burlinson D, Hartmann A, Kobayashi H, Miyamae Y, Rojas E, Ryu JC, Sasaki YF. 2000. Single cell gel/comet assay: guidelines for in vitro and in vivo genetic toxicology testing. *Environ Mol Mutagen* 35:206-221.
- Tice RR, Andrews PW, Hirai O, Singh NP. 1991. The single cell gel (SCG) assay: an electrophoretic technique for the detection of DNA damage in individual cells. In: Witmer CR, Snyder RR, Jollow DJ, Kalf GF, Kocsis JJ, Sipes IG, editors. *Biological reactive intermediates IV. Molecular and cellular effects and their impact on human health*. New York: Plenum Press. p 157-164.
- Toro, J., Schuster, J.P., Kurosawa, J., Araya, E. and Contreras, M. (2003) Diagnostico de la calidad del agua en sistemas loticos utilizando diatomeas macroinvertebrados bentonicos como bioindicadores Rio Maipo (Santiago: Chile). *Sociedad Chilena de Ingenieria Hidraulica XVI Congreso Chileno de Ingenieria Hidraulica*. 1-11.
- U.S. E.P.A., (1998). *Methods for Measuring the Toxicity and Bioaccumulation of Sediment-Associated Contaminants with Freshwater Invertebrates*, 2nd Ed. United States Environmental Protection Agency Draft 4/1/98, Duluth, MN.
- U.S. Environmental Protection Agency, 1991. *Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms (fourth edition)*. US EPA 600/4-90/027, p. 293. Washington, D.C.. <http://www.epa.gov/epaoswer/>
- UACH, (2005) Estudio sobre origen de mortalidades y disminucion poblacional de aves acuaticas en el Santuario de la Naturaleza Carlos Anwandter, en la Provincia de Valdivia. Report to CONAMA by Universidad Austral de Chile, contract no. 1210-1203/2004-12-4.
- Urbanska, K. M. (1999) Resilience, Tolerance and Thresholds: Implications from restoration ecology. In Maltby, E., Holdgate, M., Acreman, M.C. and Weir, A. (eds) (1999) *Ecosystem Management: Questions for Science and Society*. Royal Holloway Institute of Environmental Research, Roayl Holloway, University of London, Egham, Surrey. p83-91.
- Vasseur P and Cossu-Leguille C, 2003. Biomarkers and community indices a complementary tools for environmental safety. *Enviromental International*, 28: 711-717.
- Vaz-Ferreira, R. and Rilla, F. (1991) Black-necked Swan *Cygnus melancoryphus* and Coscoroba Swan *Coscoroba coscoroba* in a wetland in Uruguay. In J. Sears and P.J. Bacon, eds., *Proc. 3rd IWRB Int. Swan Symp*, Oxford, England, 1989. *Wildfowl, Special Supplement No. 1*. p.272-277.
- Veith G.D., Call D. and Brooke L., 1983. Structure-Toxicity relationships for the fathead minnow, *Pimephales promelas*: narcotic industrial chemicals. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 40: 743-748.
- Viganó L., Galassi S. And Arillo A., 1994. Bioconcentration of Polychlorinated Biphenyls (PCBs) in rainbow trout caged in the ruver Po. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 28: 287-297.
- Vittozzi L. and de Angelis G., 1991. A critical review of comparative acute toxicity data on freshwater fish. *Aquatic Toxicology*, 19: 167-204.
- Walker CH, Hopkin SP, Sibly RM and Peakall DB, 1996. *Principles of Ecotoxicology*, Taylor and Francis eds, London, 321 pp.
- Westra, L. (1994) *An Environmental Proposal for Ethics: The principles of integration*. Rowman, Lanham, USA.
- Wetzel RG and Likens GE, 1991. *Limnological analyses*, 2nd edition Springer Verlag, New York, 391 pp.
- White G.C., 1999. *Handbook of chlorination and alternative disinfectants*. Wiley and Sons fourth edition, New York, 1569 p..
- WHO, 1984. World Health Organization, Geneva. *International Programme on Chemical Safety. Environmental Health Criteria*, 39, 181 pp..
- WHO, 1986. World Health Organization, Geneva. *International Programme on Chemical Safety. Environmental Health Criteria*, 63, 181 pp..
- WHO, 1986. World Health Organization, Geneva. *International Programme on Chemical Safety. Environmental Health Criteria*, 54, 181 pp..

- WHO, 1990. World Health Organization, Geneva. International Programme on Chemical Safety. Environmental Health Criteria, 94, 125 pp..
- WHO, 1994. World Health Organization, Geneva. International Programme on Chemical Safety. Environmental Health Criteria, 159, 177 pp..
- Wildish, D.J., Hughes-Clarke, J.E., Pohle, G.W., Hargrave, B.T. and Mayer, L.M. (2004). Cost effective monitoring of organic enrichment resulting from salmon mariculture. *ICES Journal of Marine Science*, 58:469-476.
- Wright, J.F., Sutcliffe D.W. and Furse, M.T. (2000) *Assessing the biological quality of fresh waters: RIVPACS and other techniques*. The Freshwater Biological Association, Ambleside, UK.
- Zamora-Munoz, C. and Alba-Tercedor, J. (1996). Bioassessment of organically polluted Spanish rivers, using a biotic index and multivariate methods. *Journal of the North American Benthological Society*, 15:332-352.
- Zhou M, Li Y, Nkedi P and O'Hair S, (2003). Endosulfan Losses through Runoff and Leaching from Calcareous Gravelly or Marl Soils. *Vadose Zone Journal* 2:231-238

Itinerario DE la Misión

Copia DEL original itinerario para la Misión. Algunas modificaciones menores ocurridas durante la misión.

Fecha	Hora	Actividad	Lugar	Comentario
Martes 29	12:00	Llegada a Valdivia		
	15:00	Reunión con los servicios públicos	Sala de reuniones Gobernación	CONAF, COMANA, SAG y Gobernación Provincial
	16:30	Reunión con el grupo de investigadores de la Universidad Austral	Sala de reuniones Universidad	
Miércoles 30	09:00	Visita a Santuario Carlos Anwandter y tributarios.	Santuario Carlos Anwandter y tributarios	Visita en bote con la compañía de investigadores de la Universidad Austral
	15:00	Visita a la cuenca del río Cruces y asentamientos e industrias asociadas		Vehículo
Jueves 31	09:00	Trabajo en terreno y laboratorio	Río Cruces y laboratorio	
	14:00	Reunión Comité Operativo de Fiscalización (COF) - CONAMA	Sala de reuniones Gobernación	
	16:00	Reunión Consejo Consultivo Río Cruces	Sala Reuniones de la Gobernación	Se realizará una reunión con el Concejo Consultivo de Río Cruces, la que está sujeta a confirmación
	18:00	Reunión con grupo el Acción por los Cisnes		
Viernes 01	09:00	Visita a Planta de Celulosa CELCO	IUCN	
Sábado 02	09:00	Trabajo de terreno y laboratorio, confección de informe		
Domingo 03	12:00	Reunión técnica de trabajo con servicios públicos	Sala de reuniones Gobernación	
Lunes 04	09:00	CONAF, Santiago		

ADENDUM 1

MINUTA COMENTARIOS AL INFORME:
“MISIÓN DE SUPERVISIÓN DE RAMSAR AL
SANTUARIO CARLOS ANWANDTER.
CHILE, 29 DE MARZO AL 04 DE ABRIL DE 2005.

En términos generales, el Informe responde a los Términos de Referencia (TDR) individualizados en el convenio de cooperación, relativo a la visita del Grupo de Expertos realizado con la Secretaria de la Convención Ramsar. Sin embargo, a continuación se señalan algunas precisiones que se considera importante realizar y consultas que sean respondidas por el Grupo que conformó la misión en Chile.

1. Se considera adecuado, que en el informe se señale un análisis más acabado sobre la hipótesis numero 4. “*Origen de los cambios en la calidad del agua del río Cruces*”, y subsiguientes, indicada en la pagina 423 del 3° informe del estudio “Estudio Sobre Origen de Mortalidades y Disminución Poblacional de Aves Acuáticas en el Santuario de la Naturaleza Carlos Anwandter, en la Provincia de Valdivia”, desarrollado por la universidad Austral de Chile.

Al respecto, la secuencia de análisis planteado por la Universidad finaliza en la conclusión de la relevancia del compuesto individualizado como “*Sulfato de Aluminio*”, en la causalidad del daño ecológico observado en el santuario.

En este sentido, en la visita del Grupo, se desarrollaron reuniones sobre el análisis de este punto en particular con la Universidad y los servicios públicos involucrados, siendo la participación del Grupo gravitante en el fortalecimiento de esta línea investigativa en el estudio de la Universidad.

Es así como, se considera altamente recomendable que el Grupo señale explícitamente cual es su parecer a este respecto.

2. El Informe indica que tampoco es especulativo asociar el cambio en la calidad del agua con la instalación de una industria papelera (párrafo 40 del Informe). De igual manera, el informe señala que se comprobó que existen otros tipos de efluentes que están siendo descargados al sistema desde hace varios años o décadas, indicando que tampoco es especulativo afirmar que existía en el Santuario un escenario de descarga de sustancias orgánicas, nutrientes y tóxicos, al cual se le incorporó una nueva descarga de gran magnitud comparada con las existentes hasta ese momento.

En el párrafo 41, el Informe agrega que esto abre la posibilidad, en donde no existe un responsable directo de la eliminación de *Egeria densa* y por ende de los cisnes, si no que hay varios actores, algunos históricos y otros recientes, que han contribuido a la alteración progresiva de las características ambientales del agua, principalmente en el río Cruces (párrafo 42). Al respecto, se estima importante profundizar en estos argumentos y clarificar cual es la participación y proporción de los actores involucrados.

3. Con relación a la conclusión del Informe en cuanto no es posible definir un solo catalizador o incidente del cambio ambiental, se estima importante sintetizar y priorizar cuales serían los catalizadores y/o incidentes a que se refiere.
4. En el párrafo 35 se señala: “*Es evidente que el cambio más notorio producido en los últimos meses es la desaparición de las poblaciones de Egeria densa y del cisne de cuello negro*” (Sic). Al respecto se considera que la planta *E. densa* sufrió una disminución de su cobertura y el Cisne de cuello negro un proceso de migración, más que una desaparición de ambas.
5. En la Recomendación numero 1 del Informe del Grupo, se señala la creación de un “Comité Técnico Independiente”, al respecto y en función de las competencias ambientales de los servicios públicos chilenos, se sugiere incorporar al Servicio Agrícola y Ganadero a dicho Comité.

6. En el párrafo 160, se señala: “All affected parties should be made aware of the range of PDOs described and the regulatory agencies must be *sanctioned to act* to control any damaging activity.” (Sic). Al respecto se considera adecuado de considerar, en el proceso de traducción del texto, que el termino “sanctioned to act”, sea entendido como el “mandato de actuar” de las instituciones reguladoras del sistema.

Comentarios realizados por:
Pilar Valenzuela D. CONAMA
Raúl Arteaga. CONAMA
Miguel Stutzin S. SAG.
José Luis Galaz L. CONAF.

ADENDUM 2
MINUTA COMENTARIOS AL INFORME:
“MISIÓN DE SUPERVISIÓN DE RAMSAR AL
SANTUARIO CARLOS ANWANDTER.
CHILE, 29 DE MARZO AL 04 DE ABRIL DE 2005.

En términos generales, el Informe responde a los Términos de Referencia (TDR) individualizados en el convenio de cooperación, relativo a la visita del Grupo de Expertos realizado con la Secretaria de la Convención Ramsar. Sin embargo, a continuación se señalan algunas precisiones que se considera importante realizar y consultas que sean respondidas por el Grupo que conformó la misión en Chile.

7. Se considera adecuado, que en el informe se señale un análisis más acabado sobre la hipótesis numero 4. *“Origen de los cambios en la calidad del agua del río Cruces”*, y subsiguientes, indicada en la pagina 423 del 3° informe del estudio *“Estudio Sobre Origen de Mortalidades y Disminución Poblacional de Aves Acuáticas en el Santuario de la Naturaleza Carlos Anwandter, en la Provincia de Valdivia”*, desarrollado por la universidad Austral de Chile.

Al respecto, la secuencia de análisis planteado por la Universidad finaliza en la conclusión de la relevancia del compuesto individualizado como *“Sulfato de Aluminio”*, en la causalidad del daño ecológico observado en el santuario.

En este sentido, en la visita del Grupo, se desarrollaron reuniones sobre el análisis de este punto en particular con la Universidad y los servicios públicos involucrados, siendo la participación del Grupo gravitante en el fortalecimiento de esta línea investigativa en el estudio de la Universidad.

Es así como, se considera altamente recomendable que el Grupo señale explícitamente cual es su parecer a este respecto.

COMENTARIO 1:

De los datos que pudimos analizar y discutir, durante la estadía en Valdivia, los cálculos de aporte en Sulfatos (40 tn/día) por parte de la empresa Celco y la aparición de aluminio en los sedimentos, fueron sin dudas uno de los aspectos más llamativos. Más aún si la empresa utiliza sulfato de aluminio en su tratamiento terciario. Esta información fue generada por el grupo de la UACH.

Como pudimos ver, durante nuestra visita a la planta de tratamiento de efluentes, específicamente los clarificadores del tratamiento terciario, estaban desbordados de flóculos formados por la adición de sulfato de aluminio. Desborde que termina generando pérdida de los mismos con el efluente y posiblemente de sulfato de aluminio que aún no actuó.

Sobre estos datos se armaron conjeturas acerca de cuáles podrían ser los efectos sobre la calidad del agua de semejante aporte al río Cruces. Aporte cuestionado por la misma empresa que afirma que no consume más de 30 tn/día. Con lo cual estaríamos en la situación de descargar o “perder” todo el sulfato de aluminio que se adquiere diariamente. Pero esta es otra discusión, ya que implica corroborar o refutar ambas afirmaciones (la de la UACH y la de Celco).

En cuanto al sulfato de aluminio, se sabe muy bien que la formación de los dímeros de aluminio al actuar como coagulante, consume alcalinidad, pudiendo reducir el pH del agua. Se obtiene un precipitado gelatinoso que arrastra el material en suspensión.

Esta variable, en las cantidades mencionadas, insertada en un ambiente acuático en donde se supone que el hierro está principalmente como hierro +3. El cual puede estar de forma hidratada ($Fe(H_2O)_6^{+3}$) liberando protones y pasando a hierro +2 para finalmente precipitar como un sólido gelatinoso marrón de $Fe(OH)_3$. Toma indudablemente fuerza como un argumento catalizador de la especiación del hierro, a corroborar en el futuro. Es decir un estricto control de estos parámetros en el efluente de Celco, en el futuro, debería correlacionarse con la aparición o no de los fenómenos descriptos.

No debe olvidarse que según los estudios llevados a cabo se observó una mancha gelatinosa color marrón en el río y depósitos de hierro en las hojas de Egeria densa. De todos modos este es un escenario de discusión y de ninguna manera tiene el poder de definir una causalidad concreta, ya que si se descarta el aporte de sulfato de aluminio por considerar erróneos los datos por ejemplo. Debería diseñarse otro acercamiento para entender lo sucedido. De todas maneras, por la información analizada, todas las especulaciones estarían relacionadas con una alteración en la condición química del agua que motivo cambios bruscos en la especiación principalmente del hierro en el sistema.

Los datos disponibles y la comprensión del proceso relacionado con esta operación indican que la planta CELCO tiene el potencial de actuar como una

fuente de contaminantes, incluyendo metales pesados, que podrían ser descargados al Río Cruces. En este sentido la Hipótesis 4 es correcta. Sin embargo, se requiere de un mayor monitoreo sistemático y el subsecuente análisis antes que sea posible decir que la planta CELCO es la única fuente de contaminantes.

8. El Informe indica que tampoco es especulativo asociar el cambio en la calidad del agua con la instalación de una industria papelera (párrafo 40 del Informe). De igual manera, el informe señala que se comprobó que existen otros tipos de efluentes que están siendo descargados al sistema desde hace varios años o décadas, indicando que tampoco es especulativo afirmar que existía en el Santuario un escenario de descarga de sustancias orgánicas, nutrientes y tóxicos, al cual se le incorporó una nueva descarga de gran magnitud comparada con las existentes hasta ese momento.

En el párrafo 41, el Informe agrega que esto abre la posibilidad, en donde no existe un responsable directo de la eliminación de *Egeria densa* y por ende de los cisnes, si no que hay varios actores, algunos históricos y otros recientes, que han contribuido a la alteración progresiva de las características ambientales del agua, principalmente en el río Cruces (párrafo 42). Al respecto, se estima importante profundizar en estos argumentos y clarificar cual es la participación y proporción de los actores involucrados.

COMENTARIO 2:

Las principales fuentes de sustancias o agentes contaminantes que aportan al sistema del río Cruces estarían acotadas a:

Derivados de la industria del papel

Derivados de la actividad de remoción de canto rodados o áridos

Derivado de la actividad láctea

Derivados de las redes cloacales municipales

Pueden considerarse y evaluarse los aportes de plaguicidas por escorrentía y rociado accidental.

Con la información ecotoxicológica existente al momento no puede sugerirse un grado de responsabilidad asociado a cada uno de estas fuentes de contaminación. La descripción física, química y biológica de los efluentes aportados al ambiente es escasa y no sistemática. Salvo para el efluente de Celco por razones obvias ya que estuvo como el centro del problema desde un principio y sus líquidos o RILES fueron estudiados. Así y todo, la información sobre el aporte al sistema en términos de toxicidad es casi nula.

En la Tabla 5 del reporte se establecen una serie de parámetros a controlar a priori en función del tipo de efluente.

Podría establecerse una primera clasificación, arbitraria, de responsabilidad de aporte, en función del caudal descargado al sistema. En cuanto al aporte de contaminación por uso de agroquímicos se sugiere el estudio de su bioacumulación en organismos claves y la evaluación del aporte por escorrentía desde las áreas cultivadas.

Sobre la base de la evidencia y los datos presentados, tanto durante como posterior a la Misión de Supervisión de Ramsar, no es posible ir más allá de una hipótesis general sobre la importancia relativa de distintas actividades y fuentes potenciales de contaminantes. La importancia relativa de cada fuente potencial de contaminación y descarga necesita ser evaluada sobre la base de datos sistemáticamente recolectados y científicamente sólidos.

9. Con relación a la conclusión del Informe en cuanto no es posible definir un solo catalizador o incidente del cambio ambiental, se estima importante sintetizar y priorizar cuales serían los catalizadores y/o incidentes a que se refiere.

COMENTARIO 3:

Hace referencia por lo expuesto más arriba que no existiría un solo responsable en el deterioro de la calidad del agua del río Cruces. La manera de distribuir las responsabilidades en el deterioro ambiental del sistema es realizar un monitoreo sistemático de aquí en adelante.

Se ha identificado una gama de posibles fuentes de contaminantes. Se deben utilizar los datos existentes, junto con una revisión de la literatura científica, para explicar la importancia relativa de cada fuente y de esta manera llevar a cabo el trabajo futuro de monitoreo. Por ejemplo, el monitoreo podría enfocarse en fuentes localizadas conocidas, tales como la planta CELCO, industria de lácteos y actividad municipal de tratamiento de aguas. Los datos recolectados podrían analizarse luego para re-evaluar la prioridad de las actividades e informar sobre la estrategia continua de monitoreo.

10. En el párrafo 35 se señala: “Es evidente que el cambio más notorio producido en los últimos meses es la desaparición de las poblaciones de Egeria densa y del cisne de cuello negro” (Sic). Al respecto se considera que la planta E. densa sufrió una disminución de su cobertura y el Cisne de cuello negro un proceso de migración, más que una desaparición de ambas.

COMENTARIO 4:

El párrafo N° 35 es introductorio y la palabra “desaparición” está aplicada en términos relativos, en el siguiente párrafo (N° 36) se remarca “Salvo por los cisnes encontrados sin vida por diferentes personas y cuya importancia desde un punto de vista poblacional es muy relativa, la ausencia de cisnes se

debe a su migración a zonas donde la oferta alimenticia les resulta adecuada”.

Con lo cual nos parece concordante con lo mencionado en el punto 4 por nuestros colegas.

11. En la Recomendación número 1 del Informe del Grupo, se señala la creación de un “Comité Técnico Independiente”, al respecto y en función de las competencias ambientales de los servicios públicos chilenos, se sugiere incorporar al Servicio Agrícola y Ganadero a dicho Comité.

COMENTARIO 5: AGREGAR EN VERSION FINAL A SAG

*Comentarios realizados por:
Pilar Valenzuela D. CONAMA
Raúl Arteaga. CONAMA
Miguel Stutzin S. SAG.
José Luis Galaz L. CONAF.*