

ESTUDIO DE IMPACTO AMBIENTAL APROVECHAMIENTOS HIDROELÉCTRICOS DEL RÍO SANTA CRUZ (PRESIDENTE DR. NÉSTOR C. KIRCHNER Y GOBERNADOR JORGE CEPERNIC), PROVINCIA DE SANTA CRUZ

CAPÍTULO 6 – IDENTIFICACIÓN Y EVALUACIÓN DE IMPACTOS

PUNTO 6 - IMPACTOS POTENCIALES SOBRE MEDIO ACUÁTICO

INDICE

6	IMPACTOS POTENCIALES SOBRE MEDIO ACUÁTICO	2
6.1	FACTOR ANALIZADO	2
6.2	EVALUACIÓN	7
6.2.1	Introducción	7
6.2.2	Análisis de Riesgos Ambientales asociados al Proyecto	9
6.3	BIBLIOGRAFÍA	19

6 IMPACTOS POTENCIALES SOBRE MEDIO ACUÁTICO

6.1 FACTOR ANALIZADO

Como parte de este apartado del informe se han considerado los principales disturbios que producen las obras hidráulicas sobre el sistema fluvial, confrontando las interferencias que surgen de las obras, con las características ecológicas de la cuenca, focalizando en aspectos referidos a la calidad del agua, a las comunidades bentónicas, comunidades planctónicas y a las macrófitas.

Las modificaciones que puedan producir las obras hidráulicas en los ecosistemas, dependen no sólo de la alteración del régimen hidrológico, sino también de la configuración climática y geomorfológica del sistema, entre otras variables de contexto que condicionan cambios en la ocurrencia, intensidad y duración de los impactos además de la modificación hidrológica.

Como se explicara en la Línea de Base Ambiental (ver Punto 2 del Capítulo 4), el río Santa Cruz tiene régimen hidrológico muy predecible, debido a varias características concurrentes:

- está situado en una franja latitudinal estrecha;
- se alimenta de aportes glaciares provenientes de la misma zona andina;
- la distribución y magnitud de los aportes, están fuertemente relacionados con el régimen térmico estacional, que depende esencialmente de condiciones astronómicas;
- en su cuenca alta se encuentra el lago Argentino, que funciona como un enorme homeóstato, que lamina los aportes que ingresan por ambos brazos occidentales del lago.

De tal manera, el comienzo y finalización de las crecientes no tiene desplazamientos significativos cuando se considera la serie de datos hidrométricos de 1955 a 2014 en Charles Fhur.

Otro aspecto relevante es el relacionado con la geomorfología del cauce, como se explicara en el el Punto 2 y 4 del Capítulo 4. El curso es monocalalizado, modelado por procesos fluvio-glaciares que han labrado un cauce con suficiente capacidad de conducción para los aportes de $1500 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ y aún mayores, que se producen en años de caudales altos. Esto determina que el flujo siempre se conduzca encauzado, con planicie de inundación estrecha y sólo algunos mallines alimentados por aporte de manantiales de piedemonte y por los desbordes laterales del río durante las crecientes de mayor intensidad. Por lo tanto, los efectos de las fluctuaciones de nivel del río se manifiestan en forma semejante en toda la zona litoral a lo largo del curso.

Otro aspecto que sustenta a un sistema ecológico predecible es que las pendientes longitudinal y transversales, el ancho y la profundidad del río, son poco variables en la mayor parte del curso. Es así que las curvas de altura y volumen en los distintos embalses tienen una ecuación semejante, como se muestra en las Figura 6-1 y Figura 6-2.

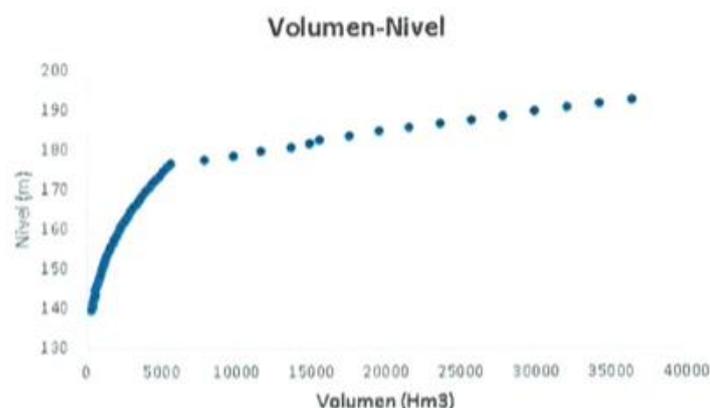


Figura 6-1. Relación altura-volumen en el embalse NK. Fuente: Modelo de Simulación de los embalses NK y JC (UTE, 2015).

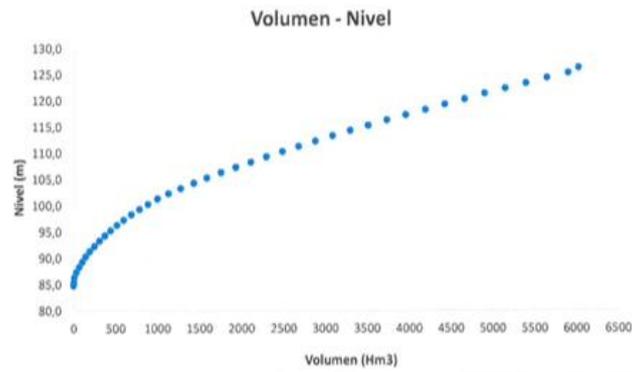


Figura 6-2. Relación altura-volumen en el embalse JC. Fuente: Modelo de Simulación de los embalses NK y JC (UTE, 2015)

Concurrente con lo expresado, la relación entre las cotas de nivel y la superficie ocupada por el espejo de agua, resulta similar en todo el curso, como lo demuestra la información producida en el Modelo de Simulación presentado por la UTE (UTE, 2015).

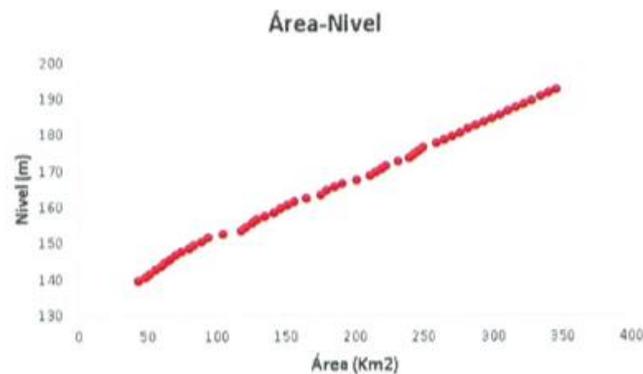


Figura 6-3. Relación h/S en el embalse NK. Fuente: Modelo de Simulación. (UTE, 2015).

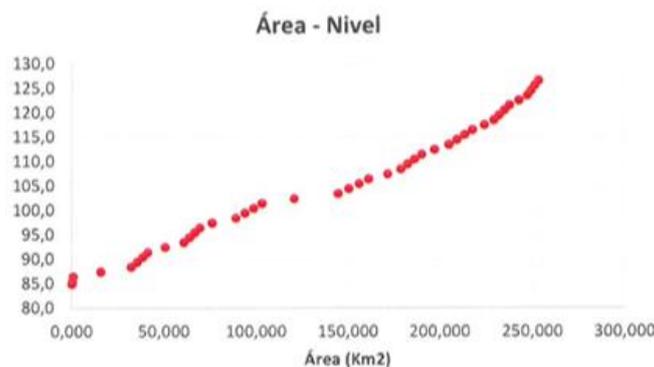


Figura 4: Relación Área-Nivel Embalse Cepernic

Figura 6-4. Relación h/S en el embalse JC. Fuente: Modelo de Simulación. (UTE, 2015).

En el mismo sentido, el modelo de elevación de terreno, producido por la UTE para ambos embalses, señalan que el curso del río en todo el tramo relevado tiene pendiente de 0,47-0,51 m/Km en tanto que la zona litoral, ambos embalses, tendrán pendiente de hasta 30-40% (Figura 6-5).

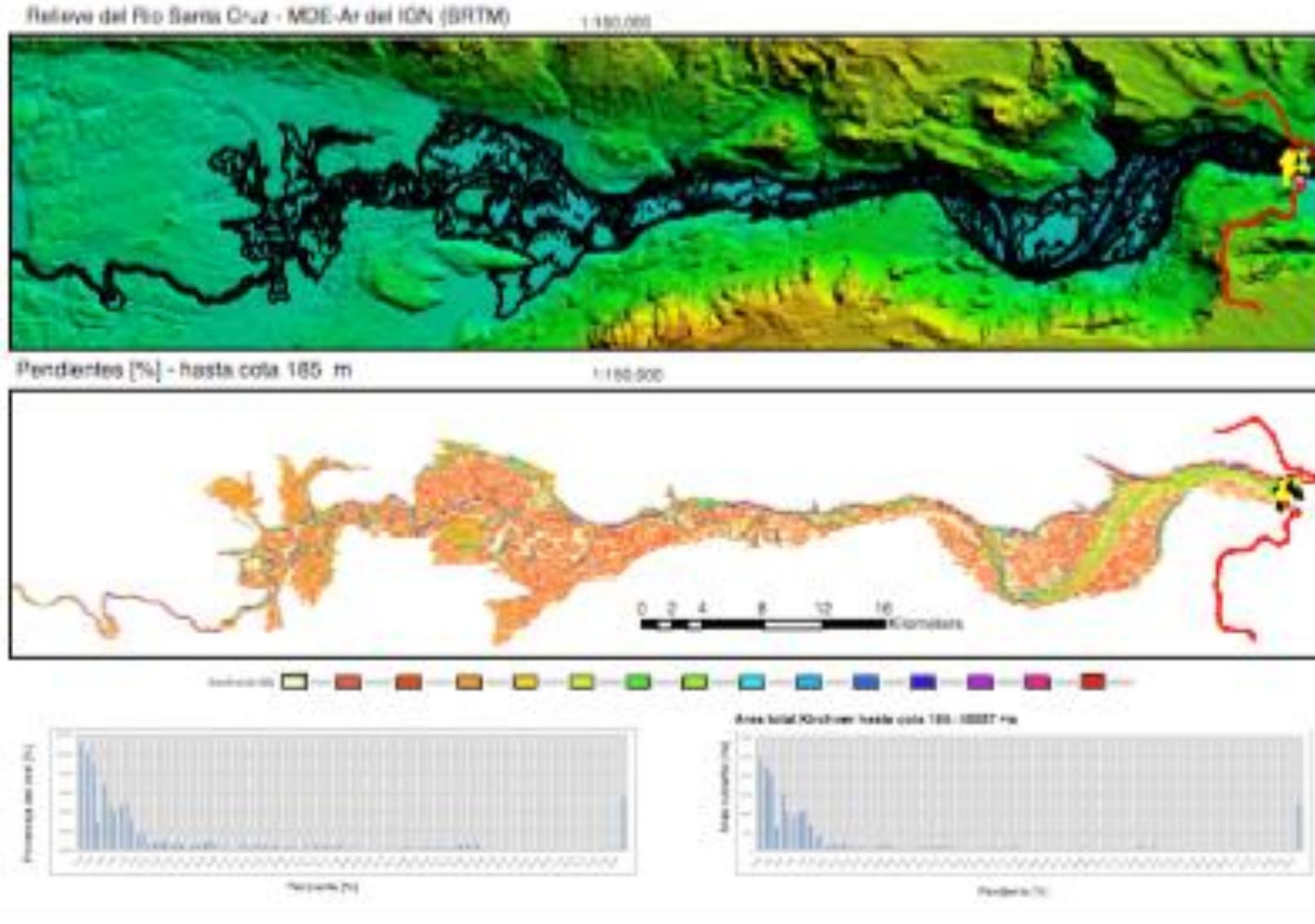


Figura 6-5. Modelo de terreno del embalse NK.

Esta configuración indica que los cambios en el caudal del río, producen modificaciones proporcionales en el hábitat acuático, en la extensión de la zona litoral.

Zonas de vida en el curso del río Santa Cruz, en el área de los embalses NK y JC

La zona litoral, se caracteriza por el nivel fluctuante del agua y del escurrimiento. Es un área de gran importancia, por ser donde se encuentra la mayor riqueza de especies y biomasa de invertebrados, constituyendo la zona de alimentación de las colectividades de peces, especialmente en su etapa de juveniles. También es el área de nidación y de desove de muchos peces, como se explica en el Punto 10 del Capítulo 4 (LBA).

El comportamiento pulsátil del río, determina cambios graduales de caudal a lo largo del ciclo hidrológico, pero con valores extremos de $200\text{-}1650\text{ m}^3\text{s}^{-1}$ como ocurriera en 1973-1974 (Figura 6-6). Semejante diferencia en sólo un año, determina que los movimientos verticales de la lámina de agua, produzcan corrimientos en el área habitable de la zona litoral. Dicho en otras palabras, la franja de fluctuación de la lámina de agua, deja periódicamente en seco una zona del área litoral.

El ancho de esa zona estará determinado por la intensidad de las bajantes y, el tiempo de suelo descubierto condicionará la diversidad y la persistencia de los organismos que crecen adheridos al lecho de gravas.

Lamentablemente, no se dispone de información que permita relacionar los ensambles de organismos en distintos niveles de fluctuación en la franja litoral, lo que debe ser objeto de estudios especiales.

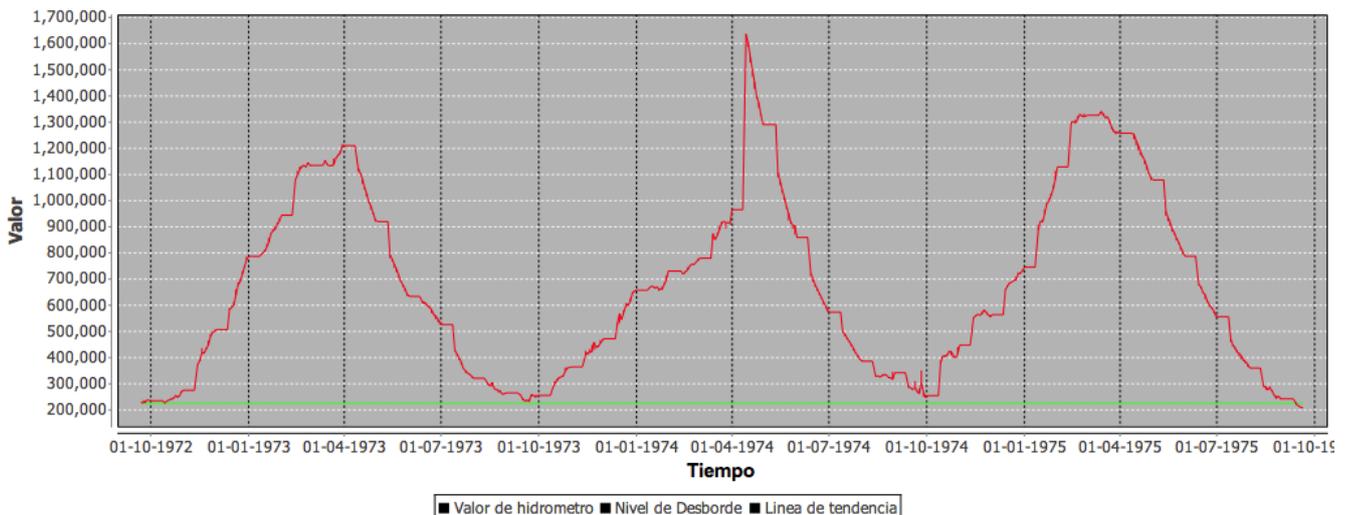


Figura 6-6. Comportamiento pulsátil del río Santa Cruz

Los organismos que viven en la zona de fluctuación tienen distintas respuestas que les permiten adecuarse a las condiciones críticas:

- movilidad para desplazarse en áreas ocupadas por agua y/o sectores con la velocidad de flujo que le son más propicios.
- ciclos cortos de vida, que les permiten la selección de formas que viven en sustrato seco o variablemente inundado.
- producción de formas de resistencia (propágulos, huevos)
- alta producción de unidades dispersantes (semillas, huevos).

Por lo expresado, es esperable encontrar un ensamble característico de organismos en cada nivel de la zona litoral. Esto debe considerarse para acotar los riesgos para la biodiversidad.

Dentro de la zona de nivel fluctuante, en la franja litoral, se diferencian zonas de vida, cuya fauna fue descrita en el Punto 6 del Capítulo 4 (de Limnología de la LBA). Son las bahías, cañadones y veriles. Estos ambientes comparten la mayoría de las características ya mencionadas y difieren principalmente por su orientación respecto del eje longitudinal del curso de agua y por tener diferente exposición al flujo y granometría en los sedimentos. Las bahías son escotaduras de la línea de costa, en las que el agua permanece semiléntica, por lo que los sedimentos del fondo pueden ser arenas medias a gruesas, dado que son ambientes de acumulación de sedimentos.

Los cañadones pueden formarse por el escurrimiento transversal al curso, que proviene del área pedemontana. Se mantienen con agua sólo unos meses en el año durante las potamofases medias a altas. El perfil transversal se ajusta generalmente en forma de "U" y el fondo está recubierto por sedimentos pobremente seleccionados, incluyendo arenas en su confluencia con el curso.

Los veriles de banco, se encuentran en el río, como barras de poca potencia, recubiertas por gravas de hasta 10 cm, apiladas en un perfil de suave pendiente. En el sector más alejado del eje del escurrimiento del río, pueden acumularse arenas gruesas, aunque no llegan a formar un manto continuo.

Otra zona, estructural y funcionalmente distinta es la que se encuentra en el sector más profundo de la sección transversal del cauce y que denominaremos *zona de transporte*. El lecho está formado por la roca madre, puede ser ligeramente irregular por la presencia de rocas de distinto tamaño, suficiente para no ser arrastradas por escurrimiento del orden de 2 m.s^{-1} o mayor. Hay escasa deposición de arenas y aun de gravas de mediano tamaño. El agua cubre el fondo en forma permanente y esta condición es la que marca el límite superior con la zona litoral, como se esquematiza en la Figura 6-7.

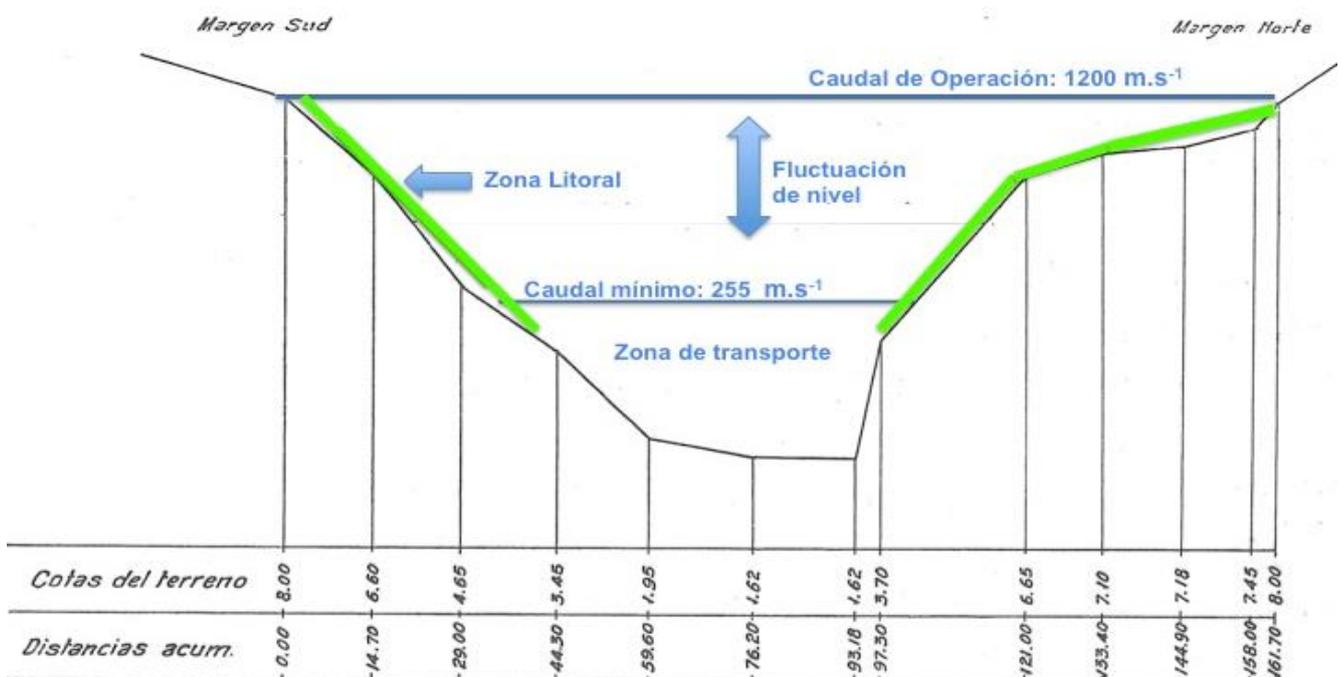


Figura 6-7. Corte transversal del río Santa Cruz, aguas abajo del lago Argentino. (modificado de Soldano, 1947).

En cuenta de las características mencionadas, los límites de ambas zonas son más bien difusos, debido a la gradualidad con que se producen las fluctuaciones de nivel, actualmente. Durante el período de aguas bajas, puede registrarse niveles con variación menor que cinco centímetros en un mes, en tanto que durante las crecientes, el nivel del río puede crecer 10-15 cm en el mismo día.

De tal manera, dependiendo de la posición de algún punto en la zona litoral (nivel de referencia, o nivel de desborde) será la importancia de las potamofases y limnofases, actualmente.

Si el punto que consideramos, se encuentra en la línea correspondiente al caudal mínimo, la mayor parte del ciclo hidrológico se encontrará en potamofase. Si, por el contrario, está situado próximo a la línea de las crecientes máximas, solo estará en potamofase durante pocas semanas, quedando con suelo descubierto la mayor parte del tiempo.

6.2 EVALUACIÓN

6.2.1 Introducción

De todos los cambios ambientales producidos por las presas y su operación, la alteración de los regímenes de flujo de agua del río ha tenido los efectos más perjudiciales en los ecosistemas acuáticos, sobre todo en la biodiversidad de los ríos (Poff et al. 1997, Postel y Richter 2003, Arthington et al. 2006).

Además del efecto propio de transformación de un curso lótico en un cuerpo léntico, las presas pueden modificar en gran medida el caudal que fluye aguas abajo, cambiar la estacionalidad de las fases de aguas bajas y de crecientes, la frecuencia y la duración de los flujos altos y bajos, y alterar las tasas de renovación durante distintas fases del hidrograma anual (Capítulo 5, Punto 2.1.1., inc. a) b) c) d) e).

Mucho se ha escrito sobre las consecuencias ecológicas de alteración hidrológica. Bunn y Arthington (2002) resumen su revisión de esa literatura, destacando cuatro impactos ecológicos primarios asociados con la alteración del flujo:

1. La alteración de flujo puede modificar en forma drástica los hábitat inundables, porque el caudal del río modela hábitat físicos tales como rápidos, lagunas y bañados en los ríos y llanuras de inundación, y por lo tanto determina la composición biótica.
2. Se puede alterar el sincronismo propio de los ecosistemas a través de la alteración de flujo, dado que las especies acuáticas han desarrollado estrategias a lo largo de su evolución, tales como la época de reproducción, en respuesta directa a las fluctuaciones pulsátiles del flujo natural,
3. Se puede romper la conectividad hidrológica lateral a través de la alteración de flujo y muchas especies son altamente dependientes de la conectividad hidráulica lateral y longitudinal,
4. La alteración del régimen de pulsos puede favorecer a las especies invasoras y alterar las mallas tróficas.

Según Petts (1984) en el análisis de los problemas ambientales generados por las presas hay que considerar impactos de distinto orden que se dan en una línea de tiempo, aunque no siempre de manera secuencial (Figura 6-8).

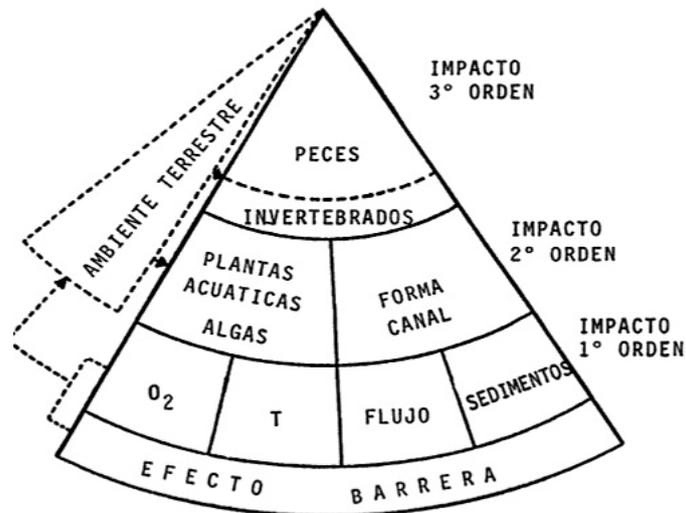


Figura 6-8. Esquema piramidal para el análisis de ríos represados tomado de Petts (1984).

Habitualmente, en las evaluaciones de riesgos ambientales, los ríos son tratados como ecosistemas (sistemas de flujo predominantemente vertical) y se desconoce la vectorialidad de los procesos y efectos que se generan aguas abajo.

El análisis de riesgo de los efectos que el proyecto puede tener, se mueve entre dos situaciones extremas:

- Río libre de presas, equivalente a la situación natural, no hay impactos, la diversidad, la distribución y la dinámica de las comunidades está regida por las perturbaciones naturales que impone el clima y otras variables de largo término (geología, clima regional, por ejemplo)
- Río con presas, bloqueando totalmente el flujo del agua, significaría la desaparición del río como tal y de todas las comunidades del limnobiós.

Entre ambos extremos existe una amplia gama de posibilidades, en las que, obviamente, los costos ambientales deben ser incluidos en la ecuación que determina los beneficios del proyecto. La cantidad y distribución temporal y espacial de agua que circula en el sistema es la determinante de su estabilidad, de la distribución y abundancia de los organismos y también del modelado geomorfológico del río. Cuanto mayor sea el disturbio que produzcamos en el régimen del río, mayores serán las consecuencias esperables.

De este modo, el mantenimiento de la biodiversidad y de las funciones de los ecosistemas fluviales depende de encontrar un régimen de flujo que, a la vez que cumpla con el aprovechamiento energético permita mantener cierta semejanza con el régimen natural del río (Poff et al., 1997, Richter et al. 2003, Postel y Richter 2003). Con este criterio se recomienda el uso del Hidrogama Seco Variable Q_{7-10} , cuya justificación se presenta como parte del Punto 2 del Capítulo 5 (Estudios Especiales)

En la cuenca del río Santa Cruz, el banco de información preexistente es deficitario para conocer la resiliencia del sistema y efectuar previsiones serias del posible impacto de las obras sobre el ambiente, ya que el grueso de la información producida se refiere a aspectos hidrológicos, sedimentológicos y constructivos.

Las características del emplazamiento hacen que las experiencias obtenidas en otros contextos geográficos tengan utilidad muy limitada. Las evaluaciones realizadas para algunos proyectos de represamiento en el área andina de Sudamérica, fueron realizadas en Chile y Perú, en cuencas de menor tamaño. Los mismos son recientes, por lo que no se puede valorar la utilidad de estas evaluaciones. Así también, los embalses realizados en la Argentina en ríos cordilleranos, fueron construidos cuando todavía no se tenía las exigencias de protección del ambiente que hoy se aplican en el país, luego de la experiencia internacional acumulada sobre los impactos que generan las represas (Postel y Richter, 2003; Arthington et al., 2006)

6.2.2 Análisis de Riesgos Ambientales asociados al Proyecto

A manera de síntesis, podemos agruparlos en tres grandes conjuntos, según su severidad, probabilidad de ocurrencia, duración y magnitud de los cambios negativos que producirán en el medio natural.

6.2.2.1 Riesgos Mayores

Efecto barrera

Uno de los disturbios más importantes que producen los embalses ocurre simultáneamente con el cierre de la presa, momento en que la energía del río y los materiales transportados son transferidos dentro de los embalses.

El agua del río que entra en el embalse se extiende de acuerdo a su densidad en la superficie, sobre el fondo ó a nivel intermedio. La densidad del agua del río depende de la temperatura, la salinidad y del contenido en sólidos suspendidos. De acuerdo a la diferencia en la densidad del agua del río, respecto al agua de la presa y a la existencia o no de estratificación térmica, ocurrirá la sedimentación de los materiales acarreados por el río.

El agua del río, va a extenderse sobre el fondo si trae agua más fría, más salina o con elevada carga de sólidos en suspensión, o en superficie si trae agua más cálida o con menor salinidad que la del embalse.

Generalmente un embalse funciona como una trampa de sedimentos. La sedimentación en un embalse determina su vida útil y está relacionada con la cantidad y calidad de los materiales transportados por el río y las condiciones de flujo del agua en el embalse.

Como fuera expuesto en el Punto 4, no se espera riesgo de atarquinamiento en estos embalses, debido a la baja concentración de sólidos suspendidos y a que los escasos coloides no precipitarán en los embalses en las condiciones ambientales mencionadas (térmicas, de flujo). No obstante, esta configuración generará, con alta probabilidad, bancos en la cola de NK, cuya formación no pondrá en peligro la vida útil del embalse. La extensión dependerá del caudal de entrada. En JC la tasa de sedimentación será aún menor.

La eficiencia de retención de sedimentos se relaciona con el tiempo de residencia del agua en el embalse. En ríos de montaña, con tiempo de residencia de 12 a 18 semanas, la tasa de retención de sedimentos puede ser de 20%, lo que es insignificante si se tiene presente la baja concentración de sólidos suspendidos registrada como parte del presente estudio (ver Punto 6 del Capítulo 4) y en la bibliografía disponible para el río Santa Cruz.

De este modo, los embalses comprendidos en este proyecto actuarán como un retardador de flujo, lo que tendrá influencia en la retención de sedimentos y en la amortiguación de los extremos térmicos. Si bien ambos embalses, por su morfología, no tendrán estratificación térmica y, por el aporte del río Santa Cruz, no sufrirán procesos de atarquinamiento que pongan en peligro su vida útil, son

necesarias medidas de gestión destinadas al monitoreo del régimen térmico y del aporte de sedimentos.

Alteración del régimen de pulsos del río Santa Cruz

Las consideraciones que llevaron a definir los Criterios de Sustentabilidad Ambiental que se suman a las condiciones de operación (ver Capítulo 2), se basan en la necesidad de evitar o disminuir la dinámica que producen los embalses y el régimen de operación de las presas NK y JC.

Los procesos ecológicos fluviales siguen un patrón sinusoidal causado por las diferencias temporales en la velocidad y duración del flujo de agua y de materiales transportados (organismos, sólidos disueltos y suspendidos). Cada una de las ondulaciones está compuesta de valores positivos y negativos respecto de una ordenada o nivel de conectividad.

Durante la porción positiva, o potamofase, ocurren determinados procesos, como las migraciones de algunas especies de peces (ver Punto 7), que se producen sólo después que el río alcanza determinado nivel hidrométrico y que permanezca en él determinado número de días. Pero, a su vez, sólo ocurre en la condición señalada, si los peces han alcanzado a madurar sus gónadas, lo que, a su vez, depende del comportamiento térmico del río en los meses previos, lo que señala que los peces requieren no sólo un estado hidrológico del río, sino que el mismo guarde una estacionalidad que puede ser distinta en cada especie y aún en integrantes de distintas edades de la población reproductiva. De tal manera, cada especie de un elenco biótico tiene una *signatura ecohidrológica* que sólo es posible determinar con suficiente cantidad de observaciones de campo y experiencias de laboratorio.

La porción negativa, o limnofase, conlleva la desecación de un sector importante ubicado en la zona litoral del curso, hasta una nueva fase de inundación (Figura 6-7).

El patrón de variabilidad de estas ondas en una secuencia temporal, en determinado punto y sección del río, conforman el régimen de pulsos, como fuera explicado para el cálculo del caudal mínimo (ver Punto 2 del Capítulo 4). Aun cuando obvio, es importante destacar, que cada nivel de la zona litoral (cota de terreno) tiene un régimen distinto en su relación con aguas altas y bajas. Cada zona de vida del área litoral tendrá diferente período de potamofase y de limnofase. La función *f* FITRAS es el acrónimo de los atributos principales de los pulsos hidrosedimentológicos: frecuencia, intensidad, tensión, regularidad, amplitud y estacionalidad de un pulso (Neiff, 1990; 1996).

El primer impacto esperable proviene de la fase de llenado, debido a la necesidad de acumular agua en los embalses. Esto determinará que, durante un tiempo variable, aguas abajo de JC el río tenga caudal mínimo.

La segunda alteración importante del régimen hidrológico se producirá en la fase de operación de ambas centrales hidroeléctricas, debido a que durante la mayor parte del día, JC erogará un caudal menor del que transportaría el río sin embalses. Esto es lo que permite reservar agua para producir energía mediante el funcionamiento de las turbinas.

Cuando se haya acumulado suficiente cantidad de agua en los embalses, se pondrán en funcionamiento las turbinas, con una erogación de caudal semejante al que ocurre en la cresta del hidrograma de una creciente anual.

De este modo, el principal disturbio que deriva de la construcción de los embalses NK y JC, es la modificación del hidrograma natural del río.

En la etapa de llenado se producirá artificialmente un período de aguas muy bajas (6 meses), que puede causar graves disturbios en el plancton y en el bentos. El río quedará confinado a la parte más

baja del cauce, que tiene un lecho de piedras de gran tamaño, que por sus características es un hábitat poco receptivo para la vida de los organismos del bentos.

Debido al menor caudal, el flujo será más lento y el volumen estará reducido, con lo que la influencia de las bajas temperaturas invernales puede provocar mortandades masivas de los invertebrados bénticos. El efecto de la radiación UV será significativamente mayor y tendrá una influencia marcada sobre la diversidad planctónica y del bentos.

Cuanto menor sea el caudal erogado en el período de llenado, mayores serán los efectos negativos en la biota acuática.

Otro aspecto de suma importancia es la época prevista para el llenado. Según se presenta en la Descripción del Proyecto (Capítulo 2) se ha previsto que ambos embalses se llenarán desde enero a julio, erogando aguas abajo de JC 578 y 234 m³s⁻¹ respectivamente.

Este semestre de llenado es muy poco favorable, por varios motivos, entre los que cabe destacar:

- a) Es un tiempo demasiado corto, lo que significa caudal extremadamente bajo que significa saturar en aproximadamente 400% la capacidad de carga actual del sistema¹;
- b) El llenado de enero a julio implica que el sistema natural soportará los extremos térmicos de verano y de invierno, con caudal que tendrá mucho menor amortiguación térmica, pudiendo producirse mortandad masiva de organismos en los meses de junio y julio cuando la temperatura del agua se encuentra por debajo del umbral de tolerancia de los peces y de los invertebrados.
- c) Aun cuando este período es demasiado corto para el llenado, si ocurriera desde noviembre (comienzo estadístico de las crecientes del río Santa Cruz) hasta mayo, los caudales mínimos probablemente, serían de 397 m³s⁻¹ (noviembre) y de 430 m³s⁻¹ (mayo). Este simple desplazamiento del período de llenado, permitiría que los riesgos fueran significativamente menores, por la probabilidad que el período adverso encuentre al río con mayor posibilidad de amortiguación térmica.

Este régimen de llenado producirá un fuerte impacto en la zona litoral, al dejar en seco extensas áreas, de mayor productividad del sistema, al reducir la zona inundada. También producirá una disrupción en el sincronismo de las especies que requieren de flujos altos para su período reproductivo (no necesariamente: migradoras), y que encontrarán un río en aguas extremadamente bajas. La permanencia del río en aguas extremadamente bajas, romperá la conectividad entre las zonas de vida del área litoral, ya descritas.

En la etapa de operación de las presas, se modificará sustancialmente el flujo del agua durante dos tercios del día se acumulará agua en los embalses, manteniendo aguas abajo de JC el caudal ecológico, que será generalmente menor que el que hoy lleva el río. Durante seis horas diarias (en promedio), en tanto se haya acumulado agua en los embalses hasta la cota de operación (NAON), los embalses erogarán un caudal semejante al que el río lleva durante las crecientes mayores.

Esta configuración hidrológica diaria, producirá, en el mismo día, un desplazamiento de la zona litoral en función de la fluctuación de la lámina del agua. Al mismo tiempo, diariamente, se registrarán flujos altos de transporte de organismos aguas abajo de JC, evitando o disminuyendo la permanencia de los organismos en la zona litoral del río.

¹ Denominase capacidad de carga a la densidad de organismos que puede soportar un ecosistema en una unidad de espacio/volumen y de tiempo.

La alteración del régimen hidrológico es inherente a todo proyecto de embalse. Por lo tanto, inevitable. Sin embargo, el proyecto incorpora Criterios de Sustentabilidad Ambiental que se suman a las condiciones de operación destinados a mitigar los efectos negativos, mediante el establecimiento del caudal mínimo, llamado ecológico, definido en base al criterio Q_{7-10} , es decir, aquel que durante al menos 7 días continuados se hubiera dado en diez años continuados. Este criterio es internacionalmente aceptado y constituye una forma de atenuación de impactos. Complementariamente, se propone para la operación de las centrales hidroeléctricas el criterio de Q_{+20} , que significa que los embalses pueden reservar diariamente el 20% del caudal, siempre y cuando el caudal de entrada supere los $255 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ recomendado como caudal mínimo aguas abajo de JC. En caso necesario, los embalses pueden erogar hasta el 20% adicional del caudal de entrada.

El disturbio que generan los embalses sobre el régimen de pulsos requiere ser gestionado también, a través de monitoreos que permitan conocer los cambios en las comunidades acuáticas y mediante ensayos que permitan conocer la respuesta de los organismos en sus distintas fases de vida.

Cambio en la distribución de materiales de fondo

Este disturbio está estrechamente asociado a la alteración del régimen hidrológico por las presas. La existencia de empuntamientos diarios en el caudal del río, representan mayor energía de modelado aguas abajo de JC. La capa de gravas de tamaño menor a 10 cm, será trasladada por el río a la zona de menor competencia del flujo, es decir, hacia el borde superior del cauce, que será la zona que diariamente quedará expuesta al aire durante la mayor parte del día. Con ello, el hábitat más productivo del bentos, el área de alimentación de los peces, sufrirá fuertes bajas en su biodiversidad y en su potencialidad como hábitat para los peces.

La gestión consistirá en estudios que determinen la posibilidad de generar hábitat de menor variabilidad hidrológica, que permitan mantener el lecho de gravas en condiciones de inundación permanente en el área litoral del río, aguas abajo de JC.

Modificación potencial del régimen térmico del río

Como parte de las campañas de línea de base ambiental se registraron en el curso del río temperaturas de 12 grados en verano y de 3 grados en invierno² (Cdte. Luis Piedra Buena), para caudales altos y bajos respectivamente, advirtiéndose una relación directa entre temperatura del agua y caudal.

Durante la fase de aguas bajas, coincidente con el invierno, el río tiene $300-400 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ ($200 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ en bajantes extraordinarias) y $1200-1700 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ durante las crecientes anuales. Cuanto menor sea el caudal, menor es la velocidad del escurrimiento (mayor tiempo de residencia del agua que ingresa al sistema), y mayor contacto con la temperatura del ambiente (aire y lecho del curso), influyendo también la mayor densidad del agua, que se da aproximadamente a 4 grados.

Por lo expresado, la retención de caudal producirá un descenso de la temperatura mínima invernal, lo que representa un riesgo para la supervivencia de muchas especies, especialmente porque se prevé caudales bajos a la salida de JC, durante la mayor parte del día.

Los organismos vivos son sensibles a los cambios térmicos porque muchas reacciones químicas ocurren en un determinado rango de temperatura. Su fisiología y, consecuentemente, su comportamiento, está fuertemente condicionado por la temperatura del agua.

² Como parte de las tareas llevadas adelante en el marco del presente EIA se realizó una campaña limnológica en época de aguas bajas. Si bien los resultados no fueron incluidos en el presente informe en el Capítulo de Línea de Base, los mismos fueron considerados para la evaluación de los impactos.

Al respecto, puede producirse, aguas abajo de JC, una disminución próxima a dos grados en la temperatura máxima del agua durante el verano y un aumento próximo a un grado en la mínima absoluta de invierno, como consecuencia de la inercia térmica de la masa de los embalses.

Como fuera explicado en el Punto 3 del Capítulo 5 (Estudios Especiales), por la configuración geomorfológica de los embalses, su profundidad y tasa de renovación del agua, no se esperan condiciones de estratificación térmica estable estacional en ambos cuerpos de agua.

Disturbios en la comunidad planctónica

Se ha documentado en la LBA que, tanto el fitoplancton como el zooplancton alcanzan baja concentración de individuos en el río Santa Cruz, también en el lago Argentino. Estas características se deben a que el sistema tiene característica ultraoligotróficas, con nivel de nitrógeno muy bajo y concentración de fósforo moderadamente baja.

El paso de un sistema de flujo turbulento (río) a otro de aguas léntica (NK, JC), permite esperar un incremento moderado en la concentración del plancton, que no producirá consecuencias desfavorables en los flujos biogeoquímicos.

Como es conocido el plancton está formado por organismos microscópicos que viven en el seno del agua y no tienen movilidad propia, excepto en un radio muy pequeño (zoopláncteres) y totalmente pasivo en las algas planctónicas. Por lo tanto, no tienen capacidad de seleccionar el hábitat, porque son desplazados pasivamente en la masa de agua que lleva el río.

En el río, aguas abajo de JC, pueden esperarse cambios en la estructura de las comunidades por efecto de la reducción de caudal por los embalses, especialmente durante la fase de llenado. La alteración del caudal determinará que la masa de agua sea menor durante un mayor número de horas del día. Con esto, la temperatura mínima será más baja en invierno y más alta en el tramo final del río, y la cantidad de radiación UV, será mayor. Esto generará una selección de aquellas especies tolerantes y muy probablemente una reducción en el número de especies planctónicas. Dado que el plancton es el alimento de los organismos filtradores puede ser afectada la bioproduktividad del curso de agua.

También se generarán impactos, aunque de carácter local, durante el desvío del río sobre esta comunidad.

Es necesario un mayor conocimiento de los límites de la distribución y abundancia de los organismos, para tener conclusiones más específicas.

Riesgos para la comunidad del Bentos

El conocimiento presentado en la LBA es coherente con investigaciones previas publicadas por Tagliaferro et al. (2010); y por Quiroga et al, (2015), en el sentido que la comunidad de organismos del área litoral, son la principal fuente de alimento de los peces.

El represamiento del río tendrá efectos, que pueden sintetizarse de la siguiente manera.

Durante el desvío del río se producirá un efecto sobre los individuos bentónicos que queden en el tramo seco del río.

En la fase de llenado de los embalses, y hasta que se alcance la cota de operación, se producirá un desplazamiento ascendente de la zona litoral, comprometiendo progresivamente áreas mayores de suelo que se encontraban emergentes. Esta zona de los embalses estará desierta de vida acuática por un período prolongado mayor de cinco años.

En el río, en tanto, desaparecerán las tres principales zonas de vida de la comunidad bentónica: bahías, veriles de bancos y el área litoral del curso, que son las áreas de alimentación, reproducción y nidación de los peces, como se explicara en la LBA. De acuerdo a los mapas que representan el modelo de terreno, el área litoral del curso quedará reducida a 30-40% de la superficie que tenía en el período previo al llenado, cuando el caudal era de 700-800 m³s⁻¹. Es decir que, aguas abajo de JC durante el tiempo de llenado, el río pasará por un "ciclo seco artificial", generado para reservar agua para el llenado de los embalses. Durante este período, el curso del río se reducirá "al vértice de la "V", ocupará una superficie mucho menor y el volumen y caudal del río determinarán efectos críticos para las colectividades que viven en el fondo del río.

Con un caudal menor a lo que se ha determinado como caudal ecológico Q₇₋₁₀ es muy probable que el agua se congele durante el invierno, en cuenta que, durante la LBA² se pudo registrar, el 13 de julio de 2015, temperatura de sólo 3 grados en el río Santa Cruz, en su intersección con la Ruta 3 (Cdte. Luís Piedrabuena), con caudal 80% superior al denominado caudal ecológico. Tal como se explicara en la LBA, temperaturas por debajo de cuatro grados resulta letal para algunas especies de peces.

Si el llenado ocurriera en el período de días más largos, el efecto de la radiación UV sería suficiente para poner en peligro una parte significativa de las colectividades acuáticas. Existe una amplia literatura que demuestra los efectos de la radiación UV sobre los organismos acuáticos (Bastidas Navarro et al. 2011; Modenutti et al. 2013; Laspoumaderes et al, 2013).

Debe adicionarse una mayor variabilidad del hábitat en la zona litoral, debido a que la fluctuación diaria de la lámina de agua, que determinará alternancia de suelo/inundado/seco en la parte alta de la zona litoral se da en un mismo día. Si bien, en bajantes pronunciadas quedan sectores del área litoral descubiertos de agua, cuando esto ocurre, se produce en forma gradual y en eventos de muy baja ocurrencia en una serie histórica.

6.2.2.2 Riesgos Menores

Estos riesgos tienen muy baja probabilidad de ocurrencia en las condiciones de este proyecto. Por lo tanto no requieren de medidas especiales de mitigación o de gestión ambiental, otras que monitoreos periódicos de frecuencia estacional que permitan alertar tempranamente sobre las alteraciones previstas.

Modificación de la transparencia del agua

Los resultados de la LBA indican que la concentración de sólidos suspendidos es muy baja, aún a nivel de partículas coloidales, que son las que confieren turbidez al agua. Los embalses no retendrán los coloides suspendidos en el agua, por lo que los cambios en la transparencia del agua pueden considerarse menores.

Tal como fuera expuesto en el Punto 5 (Medio Geológico) del presente Capítulo, las tareas que se lleven a cabo en las inmediaciones del río generarán el aporte temporal de material clástico al mismo, generando por tanto el aumento de la concentración de sólidos en suspensión.

Condiciones de anoxia o de hipoxia como consecuencia de la retención de agua.

En ausencia o marcada escases de oxígeno, la materia orgánica se descompone generando ácidos húmicos y producción de metano por fermentación anaeróbica:

Fermentación del metano



Figura 6-9. Esquema del proceso de formación de metano en embalses.

Como se documentó en la Línea de Base Ambiental (ver Punto 6 del Capítulo 4), las aguas provenientes del lago Argentino y todo el curso del río Sta. Cruz tienen alto contenido de oxígeno, próximo al nivel de saturación. La profundidad de los embalses, el bajo tiempo de residencia del agua, la baja concentración de materia orgánica disuelta y particulada y elevada transparencia del agua, presuponen bajísimo riesgo de anoxia e hipoxia en los embalses y, menos aún en el curso del río Sta. Cruz.

En el área que ocuparán los embalses la vegetación característica es la estepa patagónica. Mediciones puntuales de muestras extraídas del área que será inundada por NK y JC dan cuenta que la biomasa aérea de la vegetación tiene valores de 0,5 a 1,6 tn.ha⁻¹. Las plantas de la estepa tienen tejidos duros ricos en lignina y sílice.

Si bien se han realizado sólo cinco análisis de la biomasa vegetal³, los resultados indican una baja proporción de nitrógeno (C/N = 18:1) lo que permite augurar que el proceso de descomposición no causará problemas por generación de metano como consecuencia del llenado de los embalses, debido a la lenta degradación de la materia orgánica.

En toda la periferia del río, en la zona que ocupará el vaso de los embalses, la hojarasca vegetal tiene valores de 0,10 a 30 tn.ha⁻¹ lo que da cuenta que el material susceptible de descomposición es muy escaso en relación al volumen de agua de los embalses.

Tampoco se espera que se genere toxicidad como consecuencia de condiciones reductoras, en las que algunos metales como el hierro, el manganeso y el aluminio que se encuentran en el río en sus formas oxidadas, pasen a las formas reducidas que son mucho más solubles en agua y, algunas de ellas, podrían resultar tóxicas para los organismos. Este fenómeno, frecuente en muchos embalses, no se dará porque se mantendrán los procesos de oxidación. No se espera una disminución sensible de la concentración de oxígeno en los embalses ni tampoco en el río aguas abajo de JC.

Efectos adversos sobre la calidad química de las aguas

La composición química de los embalses del río Santa Cruz, dependerá de:

- la naturaleza hidrogeoquímica de la cuenca del embalse, especialmente del aporte glaciar
- de las características químicas del agua de los ríos que alimentan al sistema
- de los procesos químicos de estabilización dentro de los embalses, después del llenado
- del uso del suelo en la cuenca, especialmente del uso de fertilizantes, pesticidas y herbicidas.

³ Como parte de las tareas llevadas adelante en el marco del presente EIA se realizó la toma de muestras puntuales. Si bien los resultados no fueron incluidos en el presente informe en el Capítulo de Línea de Base, los mismos fueron considerados para la evaluación de los impactos

Las aguas del sistema se caracterizan por su bajo contenido de electrolitos disueltos, con valores muy próximos al agua desionizada. El llenado de los embalses se producirá sobre terrenos compuestos por rocas duras provenientes del arrastre fluvio-glaciar, que no producirán aporte importante de sustancias químicas, que puedan comprometer la calidad del agua de los embalses y del río Santa Cruz. Los suelos de la cuenca de aporte a los embalses tienen muy bajo contenido de electrolitos y, la composición iónica relativa de las aguas de la cuenca es equilibrada. No hay signos de salinización.

Los ríos afluentes, a los embalses NK y JC escurren sobre sedimentos poco seleccionados, de materiales muy estables, en un paisaje de pendiente fuerte a moderada. Sus aguas, son por lo tanto, transparentes, con escasa cantidad de partículas inorgánicas en suspensión, aun durante las crecientes y baja concentración de materia orgánica. El pH del agua es neutro a ligeramente alcalino y la concentración de nutrientes disueltos extremadamente baja, como se explicara en la Línea de Base Ambiental (Punto 6 – Capítulo 4).

Con la formación de un embalse que afecta a un trecho del río Santa Cruz, los ciclos biogeoquímicos no se modificarán significativamente, guardando mucha semejanza con los del Lago Argentino, si bien, la principal diferencia estará en un tiempo de retención del agua muy bajo cuando se lo compara con este lago.

En la situación actual de la cuenca, ambos embalses mantendrán una concentración muy baja de nutrientes, en razón de la concentración de base y por estar enclavados en un área con escaso poblamiento, en que la agricultura se realiza en pequeñas extensiones y la ganadería es apenas una actividad pastoril con baja carga espacial.

En la LBA no se detectó concentración de compuestos fitosanitarios en el agua y los metales pesados, cuando estuvieron presentes, se encontraron a nivel de trazas, como ocurre normalmente en los suelos. Esto no compromete la calidad de las aguas. Los terrenos que quedarán cubiertos por las aguas no están bajo manejo minero o ganadero importante, con lo cual no se esperan cambios adversos en la calidad química de las aguas.

Como se documentó en la LBA, las aguas del sistema son de excelente calidad para todos los usos habituales (vida acuática, consumo humano y del ganado, riego, uso industrial). En la cuenca de aporte no hay fuentes o actividades que lleven a suponer riesgos para la calidad química de las aguas, que merezcan una gestión de residuos o medidas preventivas especiales. La Provincia de Santa Cruz posee legislación ambiental que fija límites a los usos del agua y plantea las condiciones requeridas para el monitoreo (Disposición 4/96). Dentro del programa de monitoreo se aconseja los controles a realizar.

Problemas de captación y tratamiento de agua para consumo

La localidad de Comandante Piedrabuena se sirve del agua del río Santa Cruz para el consumo de la población. Si bien, no se prevé cambios negativos en la calidad química del agua por efecto de las presas, durante la fase de llenado, el río estará varios meses en aguas muy bajas y esto determinará mayor contacto del agua con los sedimentos del lecho. Esto podría aumentar la turbidez del agua y generar problemas para el tratamiento del agua para consumo.

Los análisis realizados como parte de la LBA permitieron conocer que la turbidez del agua es muy baja (5-9 NTU). Se realizaron consultas en la planta de tratamiento localizada en Piedrabuena donde, el Gerente de la planta⁴ informó que en las bajantes pronunciadas del río, la turbidez ronda los 13 NTU, y se informó también que durante bajantes extraordinarias no ha habido problemas en calidad o cantidad del agua en la planta de tratamiento.

⁴ Comunicación telefónica de fecha 22/05/15 con el Jefe del Departamento de la Planta de Agua de Piedrabuena, Germán Quinteros.

Un riesgo para la calidad de agua para consumo, puede darse durante la etapa de construcción del canal lateral para desvío del río Santa Cruz en la fase previa a la construcción de la presa, dado que se prevé la excavación de un canal de dimensiones importantes que permita conducir el flujo aún en una creciente que, por su intensidad, sea de las que ocurren cada 25 años.

La excavación, de forma trapezoidal tendrá unos ocho metros de profundidad, lo que significa un movimiento importante de materiales y la liberación de sedimentos en el agua.

Sin embargo, la excavación comprometerá rocas duras y semiduras y, en menor cantidad, remoción de materiales aluviales, con baja cantidad de sedimentos coloidales.

En cuenta de estas características, se producirá una pluma de aumento de turbidez cuya longitud puede alcanzar entre 5 y 10 Km, dependiendo del caudal del río.

Si se tiene presente que la localidad de Cdte. Piedrabuena se encuentra a 100 Km de JC, se estima que estas operaciones no comprometerán la calidad del agua en aquella localidad.

Consultas realizadas a informantes calificados dan cuenta de la preocupación por la necesidad de mejorar el tratamiento de los efluentes cloacales que se vierten al Lago Argentino en la localidad de El Calafate. No se ha analizado esta situación en la LBA en razón que esta verificación y su eventual gestión, debe realizarse en el marco de un estudio específico.

Riesgo de eutrofización cultural

La eutrofización cultural ocurre cuando se produce el agregado nocivo de nutrientes, especialmente fósforo y nitrógeno, como desechos de las actividades humanas (residuos domésticos, desagües pluviales, desechos de la actividad ganadera, otros).

También, es conocido que los embalses producen acumulación de nutrientes tales como nitrógeno y fósforo, debido en parte al efecto de retención del agua y, en parte, a la actividad de producción del fitoplancton. En algunos embalses en los que se ha producido condiciones de anoxia, se ha registrado la solubilización del fósforo que se encontraba ligado al calcio. Esta situación no es esperable en el sistema del río Santa Cruz, porque la concentración de nitrógeno y de fósforo son muy bajas, y el calcio ocupa una proporción menor en el balance, lo que también ha sido documentado en estudios anteriores.

De este modo, teniendo en cuenta la bajísima densidad poblacional en el área de aporte a los embalses, de las actividades que se realizan actualmente y del bajo nivel de base de nutrientes en el sistema, se estima muy bajo el riesgo de eutrofización cultural.

Otro indicador diagnóstico apoya esta hipótesis: la concentración de algas del fitoplancton tiene muy baja densidad y biomasa, con concentración significativa de clorofila próximos a $5 \mu\text{g/L}^{-1}$ y no se espera un incremento importante de la concentración planctónica debido a la configuración de variables limnológicas (temperatura, nutrientes, tiempo de residencia del agua en los embalses).

Colonización de los embalses por plantas acuáticas invasivas

Uno de los impactos más temidos en grandes presas, es el desarrollo masivo de plantas acuáticas vasculares, denominadas comúnmente macrófitos o malezas (Barrow, 1987; Bond y Roberts, 1978; Petts, 1984; Tundisi et al. 1993; Van der Lingen, 1973), porque producen severas modificaciones en la transparencia del agua al bloquear el paso de la luz solar, interfieren en la circulación vertical del agua en los embalses, modifican los flujos biogeoquímicos, reducen la cantidad de oxígeno disuelto en el agua, y pueden provocar daños mecánicos en las rejillas de contención que se colocan delante de las presas para evitar la acumulación de objetos flotantes (Neiff et al, 2000).

Sin embargo, no se prevé desarrollo masivo de macrófitos en los embalses NK y JC debido a que, en la LBA no se documentó la presencia de plantas acuáticas en el área litoral del río Santa Cruz y tampoco en los antecedentes bibliográficos revisados. Solamente en la segunda campaña de muestreo limnológico, en julio de 2015² fue encontrado un tallo de *Ranunculus* sp. que era llevado a la deriva en el área litoral de la localidad de Piedra Buena.

El régimen de fluctuación del río, el sustrato de gravas gruesas y las bajas temperaturas invernales hace poco probable el desarrollo de macrófitos que puedan convertirse en "malezas" en los embalses.

Si bien la fluctuación anual de la lámina de agua será menor a 40 cm en ambos embalses, los reconocimientos realizados en el área litoral del lago Argentino (con un régimen de fluctuación histórica de dos metros) permiten suponer que no habrá desarrollo de extensas cubiertas de plantas acuáticas en los embalses NK y JC.

En otro sentido, de colonizarse un área menor del 25% de la zona litoral, se producirían efectos benéficos debido a que en la vegetación viven numerosas colectividades de organismos que son fuente de alimento para los peces.

En el río, aguas abajo de JC la distorsión en el régimen de flujo del río, generará un ambiente aún menos predecible para las plantas y, con ello, aún menor riesgo de colonización de macrófitos acuáticos o palustres.

6.2.2.3 Riesgos que requieren estudios especiales

Este punto trata de alteraciones que pueden ocurrir, con alta probabilidad, pero sus efectos no pueden ser valorados debido a la falta de conocimiento actual. Requiere de la construcción de modelos y de comprobaciones de campo. Los mismos se detallan a continuación.

Modificación del área estuarial del río Santa Cruz.

Como fuera expresado en la LBA, el último tramo del río tiene características estuariales debido a la influencia del régimen de mareas que, en esa latitud tiene una variación de doce metros (Soldano, 1947). Esto determina que, actualmente desde el kilómetro cero hasta el 55-60, el río sufra una rémora en el escurrimiento libre de sus aguas, por la presión que ejercen las pleamares. La extensión de la pluma marina varía estacionalmente por influencia astronómica, pero también por la variación de caudal del río.

Los caudales significativamente menores que se darán durante el llenado, determinarán que la zona estuarial se extienda aguas arriba y aumente la influencia salina en el estuario, en una superficie que debe ser adecuadamente estudiada. Este efecto también podría darse diariamente durante la fase de acumulación de agua en los embalses.

No se dispuso de información que permitiera conocer objetivamente este riesgo, lo que no permite tampoco descartar la hipótesis. Se requiere entonces, realizar un modelo que permita conocer la calidad de las aguas en el área de contacto estuarial y prever posibles cambios debido a la diferente distribución de caudales.

6.3 BIBLIOGRAFÍA

- ARTHINGTON, A. L.; BUNN, S.E.; , POFF, N.L Y , AND J. NAIMAN. 2006. The challenge of providing environmental flow rules to sustain river ecosystems. *Ecological Applications*, 16(4), 1311–1318.
- BARROW, C. J., 1987, The environmental impacts of the Tucuruí reservoir on the middle and lower Tocantins River Basin Brazil. *Regulated River*, 1: 49-60.
- BOND, W. S. Y ROBERTS, M. G., 1978, The colonization of Cabora-Bassa Mozambique, a new man-made lake by floating aquatic macrophytes. *Hydrobiologia*, 60: 243- 259.
- BUNN, S. E.,Y A. H. ARTHINGTON. 2002. Basic principlesy ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* 30:492-507.
- NEIFF, J. J. 1990. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciencia*, 15(6): 424-441.
- NEIFF, J. J. 1996. Large rivers of South America: toward the new approach. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, Alemania, 26:167-180.
- NEIFF, J.J.; A. POI DE NEIFF; C.A. PATIÑO E I. BASTERRA DE CHIOZZI, 2000. Prediction of colonization by macrophytes in the Yaciretá reservoir of the Paraná River. *Rev. Brasileira de Biol.* 60 (4): 615-626. Brasil.
- PETTS, G. E. 1984. *Impounded rivers*. Wiley (Edit). Chichester. 1-302.
- POFF, N. L., J. D. ALLAN, M. B. BAIN, J. R. KARR, K. L. PRESTEGAARD, B. D. RICHTER, R. E. SPARKS,Y J. C. STROMBERG. 1997. The natural flow regime: a paradigm for river conservatory restoration. *BioScience* 47:769-784.
- POSTEL, S.,Y B. RICHTER. 2003. *Rivers for life: managing water for peopley nature*. Island Press, Washington, D.C., USA.
- QUIROGA, A.P.; LANCELOTTI, J.L., RIVA-ROSSI, C.M.; TAGLIAFERRO, M.; GARCÍA ASOREY , M. Y M. A. PASCUAL. 2015. Dams versus habitat: predicting the effects of dams on habitat supply and juvenile rainbow trout along the Santa Cruz River, Patagonia. *Hydrobiologia DOI* 10.1007/s10750-015-2217-1
- RITCHER, B., BAUMGARTENER, J., POWELL, J. & D. BRAUN. 1996. A Method for assessing Hydrologic Alteration within Ecosystem. *Conservation Biology*. Vol.10, N°14, p. 1163-1174.
- SOLDANO, F. 1947. Aprovechamiento de la red fluvial argentina. T. II. Ed. Cimera, Bs. As.
- TAGLIAFERRO, M.; MISERENDINO,M. L.; LIBEROFF, A.; QUIROGA, A. Y M. PASCUAL. 2013. Dams in the last large free-flowing rivers of Patagonia, the Santa Cruz River, environmental features, and macroinvertebrate community .
- TUNDISI, J. G. 1993. Man made lakes. Theoretical basis for reservoir management. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 25: 1153-1156.
- VAN DER LINGEN, M. I., 1973, Lake Kariba: Early his- tory and South shore. pp. 132-142. In: Ackermann *et al.* (eds.), *Man-made lakes: their problems and environmental effects*. American Geophysical Union, Washington.