

SÍNTESIS DE LOS EFECTOS AMBIENTALES DE LAS PLANTAS DE CELULOSA Y DEL MODELO FORESTAL EN URUGUAY

Informe solicitado por el Consejo de la Facultad de Ciencias (Resolución N° 78 del 13/03/06) al siguiente grupo de docentes: Daniel Panario, Nestor Mazzeo y Gabriela Eguren (Maestría en Ciencias Ambientales), Claudia Rodríguez y Alice Altesor (Depto. de Ecología), Ricardo Cayssials y Marcel Achkar (Departamento de Geografía).

Junio-2006

INDICE

Resumen ejecutivo	i
Introducción	1
SECCION 1A Efectos de los cultivos forestales sobre los servicios ecosistémicos que proveen los pastizales naturales	4
Bienes y servicios del ecosistema campo natural	4
Forestación en el Uruguay y en el área de influencia de las plantas de celulosa de Fray Bentos	4
Consecuencias de la transformación de la cobertura vegetal por plantaciones de eucaliptos.....	7
Producción primaria y secuestro de carbono	8
Regulación hídrica	9
Efectos sobre el suelo: Acidificación y capacidad de intercambio catiónico	9
Efectos sobre la biodiversidad.....	10
Otros problemas asociados	12
Referencias.....	12
SECCION 1B Efectos generados por los efluentes líquidos de las plantas de celulosa a distintos niveles de organización.....	15
Caracterización de los sistemas de producción de celulosa blanqueada y de sus efluentes líquidos.....	15
Efectos ecotoxicológicos de los efluentes líquidos sobre organismos y ambientes acuáticos.....	19
Nivel molecular	21
Nivel individual.....	23
Nivel comunidad	25
Nivel ecosistema.....	26
Incidencia de los sistemas de tratamiento en la reducción de los efectos	26
Referencias.....	27
SECCION 2 Escenarios de expansión de las plantaciones forestales para abastecer los requerimientos de las plantas de celulosa proyectadas en el Río Uruguay	31
Consideraciones previas	31
Escenario de expansión forestal según tipo de suelo	32
Distribución de los cultivos forestales y las tierras potencialmente forestables, según los distritos de manejo y conservación de suelos y aguas propuestos por el MGAP.....	34
Referencias.....	37
SECCION 3 Criterios, procedimientos y recomendaciones en relación al establecimiento de las plantas.....	39
Estrategias para evaluar el impacto de las plantas proyectadas sobre el Río Uruguay	39
Parámetros físico-químicos	40
Parámetros biológicos	40
Aproximaciones espaciales y temporales.....	43
Efectos a corto y largo plazo	44
Aspectos éticos.....	44
Referencias.....	44

Resumen ejecutivo

En este informe, realizado por investigadores de la Facultad de Ciencias de la UDELAR nombrados por el Consejo de la Facultad, se sintetizan las evidencias científicas disponibles acerca de los posibles impactos ambientales de la instalación de plantas de celulosa y del modelo forestal asociado. En el informe se plantea el marco conceptual del análisis y se estudian los efectos del cultivo forestal sobre los servicios ecosistémicos que proveen los pastizales naturales, y los efectos generados por los efluentes líquidos de las plantas de celulosa a distintos niveles jerárquicos (molecular, individual, poblacional, comunitario y ecosistémico). Por otra parte se modela un posible escenario de expansión de cultivos forestales para abastecer las plantas de celulosa, tomando en cuenta las restricciones derivadas de las evidencias científicas. Por último se desarrollan criterios, procedimientos y recomendaciones a tener en cuenta en relación a la expansión forestal y los efluentes industriales derivados del establecimiento de las plantas de celulosa. Aspectos como las emisiones aéreas no han sido considerados, no por desconocer su importancia, sino por no contar en el equipo con científicos especializados en la temática.

1. Marco conceptual

Los ecosistemas proveen bienes y servicios, algunos con valor económico en el mercado (carne, cuero, leche, lana, madera) y otros sin valor de mercado (integridad edáfica, regulación de gases atmosféricos, regulación hídrica, mantenimiento de la biodiversidad). Estos últimos, no obstante, son fundamentales para el funcionamiento integral del ecosistema. Los primeros son de apropiación fundamentalmente privada en tanto que los segundos son de apropiación colectiva y por tanto forman parte de lo que en la jerga legal llaman “intereses difusos”.

El presente informe analiza los efectos de la forestación y las plantas de celulosa considerando que la magnitud del impacto no puede ser tal que supere la capacidad de los ecosistemas de proveer aquellos bienes y servicios de apropiación colectiva imprescindibles para sostener la vida y las actividades productivas.

2. Efecto de los cultivos forestales sobre los servicios ecosistémicos que proveen los pastizales naturales

Los pastizales naturales constituyen la base de la producción ganadera del país y producen servicios ecosistémicos tales como el secuestro de carbono, la reducción de la emisión de metano y óxido nitroso, mantienen la diversidad de especies y regulan el ciclo hidrológico. Su sustitución por cultivos forestales en grandes extensiones provoca un drástico cambio en el ecosistema. En el mundo, la expansión de este cultivo sobre ecosistemas de pastizales es reciente, por lo cual no hay aún un conocimiento tan profundo como el que se posee de la sustitución inversa (bosques por praderas).

En la actualidad en Uruguay existen 700.000 hectáreas forestadas, 64% de las mismas en parches de más de 2.000 hectáreas concentradas territorialmente. En muchos casos las plantaciones se han realizado en zonas particularmente problemáticas como la cuenca alta de vías de drenaje, fundamentales para el suministro de agua potable, riego o energía.

Si bien las forestaciones fijan por fotosíntesis mayor cantidad de carbono que los pastizales que reemplazan, éste se acumula fundamentalmente en la biomasa aérea que en última instancia es cosechada y exportada del ecosistema. Por lo tanto, el balance o ganancia neta de carbono en el ecosistema es menor que en el pastizal.

Una mayor tasa de fijación de carbono se asocia a mayores pérdidas de agua por transpiración. Los estudios demuestran que la forestación disminuye el rendimiento hidrológico (% de agua de lluvia no utilizada por la vegetación) aproximadamente en un 70 %. Esto reduce la escorrentía superficial y el drenaje profundo, los cuales son responsables de la recarga de acuíferos y la alimentación de arroyos.

Con relación a los efectos sobre el suelo, numerosos estudios comparativos indican una fuerte acidificación de los suelos bajo forestación con respecto a los de pastizal. Acompañando los efectos sobre el pH, la forestación reduce la concentración de ciertas bases como el calcio, magnesio y potasio, mientras que aumenta la cantidad de sodio intercambiable y la concentración de aluminio del suelo. Muchos de los cambios químicos (acidificación, salinización, pérdida de nutrientes) son irreversibles y comprometen seriamente la fertilidad y, por lo tanto, el potencial productivo de los suelos.

Por otra parte, los pastizales naturales albergan el 80% de la diversidad de especies vegetales del Uruguay y una alta riqueza de fauna asociada. La sustitución de la cobertura vegetal por una única especie, conlleva una severa modificación de las tramas tróficas y pérdida de información ecosistémica y genética, además de la aparición de especies, mayoritariamente exóticas, que se comportan como invasoras.

3. Efectos generados sobre los organismos acuáticos por los efluentes líquidos de las plantas de celulosa

La producción de celulosa blanqueada comprende dos etapas: pulpaje y blanqueo. En la primera, mediante procesos mecánicos, semiquímicos o químicos, se separan las fibras de celulosa de los otros componentes de la madera (lignina, terpenoides extraíbles y ácidos resínicos). Mientras que en la segunda, se remueve la lignina residual (que es la que confiere coloración a la pulpa) mediante una serie de pasos alternados de extracción alcalina y agentes de blanqueo. Actualmente están siendo empleados tres sistemas de blanqueo: con cloro elemental, libre de cloro elemental (ECF) y totalmente libre de cloro (TCF). De acuerdo a lo informado por las empresas ENCE y Botnia, en sus respectivos estudios de impacto ambiental, ambas emplearían un proceso de producción de celulosa Kraft (proceso químico que utiliza sulfato en la digestión de la madera) con blanqueo ECF.

El volumen y la composición química de los efluentes líquidos dependen de la madera empleada, tipo de pulpaje y del sistema de blanqueo. Estos incluyen una variedad de compuestos potencialmente peligrosos para la biota acuática e incluso varios compuestos aún no han sido identificados. En términos generales, los efluentes contienen elevadas cantidades de sólidos en suspensión (orgánicos e inorgánicos), nitrógeno y fósforo. Los procesos de blanqueo libres de cloro elemental como los propuestos por Botnia y ENCE, producen una amplia gama de compuestos cuya estructura química es similar a hormonas sexuales de peces. Sus efectos son mayoritariamente conocidos a nivel molecular o a nivel de individuo en organismos acuáticos. Estos compuestos (disruptores endócrinos) son derivados de hormonas vegetales o son producto de la degradación de materiales no celulósicos de la madera e inducen alteraciones en el funcionamiento hepático como resultado de los procesos de detoxificación que se llevan a cabo en el hígado. Existen numerosos estudios que analizan las respuestas de los peces y otros organismos acuáticos a la descarga de efluentes de las plantas de celulosa sobre los cuerpos de agua. Investigaciones de campo y de laboratorio han reportado importantes cambios en la fisiología reproductiva de los organismos acuáticos como la masculinización, retardo en la madurez sexual, alteraciones en la fecundidad y en la viabilidad de los huevos y cambios en la proporción de sexos de los embriones. Los escasos estudios realizados en organismos terrestres han demostrado efectos importantes como reducción en el peso de los testículos, decremento del esperma total y movilidad de espermatozoides, particularmente en mamíferos expuestos al consumo del agua de los efluentes.

Los estudios de los efectos a otros niveles son recientes y escasos. Las respuestas a nivel comunitario y ecosistémico indican un aumento en la producción primaria (vegetal) asociada a la mayor disponibilidad de nutrientes. Este enriquecimiento puede estimular, en una primera fase, un aumento de la biomasa e inclusive una mayor diversidad. Sin embargo, un enriquecimiento excesivo tiene efectos nocivos sobre la biota con disminución de los niveles de oxígeno y explosiones demográficas de organismos que pueden generar toxicidad en el medio. Esto implica riesgos para la salud y costos incrementados en la potabilización de las aguas para consumo humano.

4. Análisis prospectivo acerca de la expansión forestal

El funcionamiento pleno de las plantas de celulosa requiere disponer de 300.000 ha forestadas en un radio de 200 km⁽¹⁾ alrededor de las mismas, sin considerar que las plantaciones en ese radio pudieran tener -como efectivamente hoy tienen- otro destino que su utilización como materia prima para este fin.

Este cambio de uso del suelo puede ser analizado desde distintos puntos de vista: la reversibilidad de las modificaciones producidas, el balance con otros usos productivos del territorio y la disponibilidad de agua a nivel de cuencas hidrográficas.

^{1/} Por ser ésta la distancia máxima a la que es rentable trasladar los rollizos para su procesamiento.

En este informe se analiza un escenario de expansión forestal con la restricción derivada de evitar usar suelos de “vocación” agrícola neta y no superar el 20% del área de suelos de agricultura accidental según las normas de USDA⁽²⁾. No obstante debieran haberse hecho estudios previos de forma de poder evaluar el efecto de un turno de explotación sobre el ecosistema, particularmente sobre el medio edáfico. Esto permitiría analizar la reversibilidad de los cambios producidos para no reiterar errores que en el pasado, incluso reciente, han deteriorado significativamente y en forma irreversible importantes áreas del territorio nacional.

Considerando las restricciones planteadas sólo se podría forestar un 44% de la superficie necesaria para abastecer las plantas de celulosa, siendo la situación diferente según la unidad de suelo considerada. En algunas unidades de suelo el límite ya ha sido sobrepasado ampliamente mientras que en otras aún es posible la expansión forestal.

5. Recomendaciones acerca de la mitigación de los efectos y evaluación del vertido de las plantas de celulosa ENCE y Botnia en el Río Uruguay

La incorporación de sistemas de tratamiento a los efluentes líquidos reduce los impactos sobre los ecosistemas acuáticos. Los sistemas de tratamiento primario remueven sólidos y material particulado. Los secundarios reducen la carga de materia orgánica y los terciarios retienen los productos finales de la degradación de materia orgánica, nutrientes y organoclorados, entre otros. Sin embargo, cabe resaltar que los sistemas de tratamientos no aseguran ausencia de efectos. En tal sentido, han sido registradas alteraciones en el sistema hepático de poblaciones de peces en aquellas plantas con sistemas de tratamiento secundarios. Además, existe evidencia que los compuestos que afectan la producción de esteroides son generados durante el tratamiento secundario. La instalación de sistemas terciarios ha demostrado respuestas positivas en relación al tamaño de los hígados de especies de peces sensibles, a pesar que siguen siendo más grandes que en los sitios considerados control.

Las empresas propietarias de las plantas en construcción a orillas del Río Uruguay todavía no han explicitado en detalle el tipo de tratamiento de efluentes que utilizarán. Esto es de fundamental importancia para evaluar las posibles consecuencias de los vertidos. Si bien el Río Uruguay brindará una gran capacidad de dilución de los efluentes vertidos, la mezcla con los efluentes de las ciudades localizadas a orillas del río (sin tratamiento adecuado de sus aguas residuales) puede determinar respuestas difíciles de predecir *a priori*. Es importante recordar que la toma de agua del sistema de suministro de agua potable de la ciudad de Fray Bentos se encuentra aguas abajo de la zona de descarga proyectada. Por lo expuesto, es recomendable instalar un tratamiento completo (primario+secundario+terciario) en las plantas proyectadas.

El Río Uruguay es uno de los recursos hídricos de uso múltiple más importantes a nivel nacional. El mismo es utilizado para la generación de

^{2/} United States Department of Agriculture.

energía eléctrica, abastecimiento de agua potable, regadío, procesos industriales, pesca artesanal y recreación. La aprobación de la instalación de dos industrias de celulosa kraft con blanqueo ECF, las que producirán una descarga al Río Uruguay de 125.000 m³/día de efluentes líquidos, conlleva la necesidad de implementar un adecuado programa de control y evaluación que permita estimar y mitigar los potenciales efectos.

La demostración de los efectos requiere de un análisis robusto de muestreo, elemento indispensable para la determinación con rigor estadístico. En este marco, se pueden utilizar dos estrategias posibles, la espacial y la temporal, o una combinación de ambas. En el enfoque temporal se cuantifican los efectos antes y después de la instalación de la planta de celulosa. Para ello se requiere de un registro adecuado en el pasado de las variables de interés, el cual debe proseguir durante el funcionamiento de la planta. En el caso del Río Uruguay ese registro es extremadamente limitado y algunos de los indicadores que hemos mencionado anteriormente nunca fueron estudiados. Esto determina que desde esta aproximación no podemos afirmar cambios con base científica. Incluso, en caso de ser capaces de implementar un sólido programa de evaluación desde mediados del 2006 hasta el momento que la planta entre en funcionamiento, no podemos registrar parte de la variabilidad natural del sistema. El enfoque espacial implica un análisis comparativo entre sitios que consideramos de referencia (no expuestos a los contaminantes) y sitios expuestos. Dado que los ríos son sistemas con una considerable heterogeneidad espacial (longitudinal y transversal), para la selección de los sitios de muestreo es necesario conocer la dispersión de la pluma de descarga del efluente.

Los efectos deben evaluarse desde los niveles más simples a los más complejos, considerando ensayos de laboratorio agudos y crónicos, así como información de campo y bioensayos *in situ*.

El proceso de monitoreo del funcionamiento de las plantas de celulosa debe ser de dominio público y transparente. Las empresas deberían asumir los costos de los programas de monitoreo, pero no contratar directamente a los técnicos responsables para evitar posibles conflictos de intereses. Para su implementación, la DINAMA debe tener en cuenta la independencia de los evaluadores y esto sólo se garantiza a través de un organismo o institución de reconocida independencia, como la Universidad de la República, que asegure la transparencia del proceso. Los técnicos y científicos que participen en el programa de monitoreo independiente y con validez jurídica, deben firmar una declaración jurada de no tener vinculaciones actuales y pasadas con las empresas.

Introducción

El emplazamiento de las plantas de celulosa en el litoral del Río Uruguay y el desarrollo forestal asociado a las mismas es un problema que abarca múltiples dimensiones: social, económica, política y ambiental. La percepción de los inconvenientes y las bondades de un modelo de desarrollo como el modelo forestal varía según los grupos sociales o de interés que se consideren. La tarea del sistema científico es proporcionar evidencias y análisis que permitan hacer más racional el debate y brindar elementos para la toma de decisiones por parte de la sociedad en su conjunto.

Esta comisión ha elaborado un informe sobre la base del marco conceptual de los bienes y servicios ecosistémicos (Constanza et al., 1997, Scheffer et al., 2000, 2003). Según este concepto los ecosistemas proveen bienes y servicios sin valor de mercado (purificación de aguas, reciclado de nutrientes, biodiversidad, oxigenación del aire, recreación, etc.) y otros con valor de mercado (turismo, producción de granos, carne, etc.). Los primeros en general son de apropiación colectiva y los segundos son de apropiación privada. Hace unos años científicos de distintas disciplinas y países hicieron el ejercicio de estimar el valor global de los servicios sin precio de mercado (Constanza et al., 1997). El resultado mostró que si hubiera que pagar por los servicios ecosistémicos, para mantener el actual nivel de producción el producto bruto mundial debería multiplicarse por 3. De hecho algunos de estos servicios son de tal trascendencia que se está haciendo un esfuerzo global por generar mercados para ellos. Es el caso del secuestro de carbono atmosférico. La asignación de un precio a estos servicios o bienes es una cuestión que trasciende lo técnico y depende de cuestiones ideológicas y de los intereses particulares y colectivos de los grupos involucrados. En esto no difiere de otros bienes y servicios que consumimos a diario (Paruelo et al. en prensa).

Las actividades humanas transforman el ecosistema, modificando su estructura y su funcionamiento y, como consecuencia, se altera su capacidad de proveer servicios y bienes. Scheffer et al. (2000) señalan que el conocimiento de las respuestas de los ecosistemas a las diferentes actividades humanas así como el listado, lo más amplio y confiable posible, de los bienes y servicios ecosistémicos brindados, es imprescindible para dirimir los conflictos ambientales. Estos conflictos se plantean en cuanto a qué bienes y servicios producir, y a cómo se distribuyen sus beneficios y sus costos entre los miembros de la sociedad (Paruelo et al., 2005, Sejenovich & Panario, 1998; Scheffer et al., 2000). En muchas ocasiones surgen a partir de decisiones tomadas por grupos pequeños que impactan en la calidad de vida de la mayoría de la sociedad y donde el criterio usado para dirimirlo es exclusivamente el de maximizar el beneficio económico.

En el caso particular de la expansión de la forestación en Uruguay, la plantación de eucaliptos está motivada fundamentalmente por el interés privado en producir un bien con una elevada rentabilidad de la inversión. Para maximizar la producción de este bien (madera, pasta de celulosa) el ecosistema original (campo natural) se transforma y disminuye su capacidad de proveer otros servicios y bienes. Varios de estos servicios y bienes que dejarían de producirse tienen a su vez mercado y su renta es de apropiación

privada, tales como el turismo, la producción de granos, de carne, de leche, agua para riego. En otros casos la apropiación de los beneficios es pública, como por ejemplo la regulación de la concentración de gases atmosféricos, el ciclado de nutrientes, el procesamiento de residuos, el mantenimiento de la biodiversidad, la recreación y la regulación hídrica.

Este mismo marco puede aplicarse para analizar la instalación de las plantas de celulosa y sus efectos sobre el curso del Río Uruguay. En este ecosistema también podemos identificar bienes y servicios con valor de mercado como es el caso de la pesca artesanal, pesca deportiva, el suministro de agua potable, generación de energía, turismo, provisión de agua para uso industrial, entre otras. La instalación de las plantas podría afectar, por ejemplo, la pesca artesanal que tiene una intensa actividad en la zona (49 embarcaciones registradas según Datos de la Prefectura del Puerto de Fray Bentos). Más de 250 personas subsisten a expensas de esta actividad en las cercanías de la ciudad de Fray Bentos. Otros procesos como el mantenimiento de la biodiversidad, del ciclo hidrológico y ciclado de nutrientes proveen bienes sin valor de mercado pero no menos importantes que los anteriores y habría que analizar cómo se verían modificados a partir de la instalación y funcionamiento de las plantas. En particular, en cuanto a la biodiversidad, existen estudios que indican que en esta zona se reproducen y crían varias especies de peces de las 150 reportadas para el río Uruguay (Loureiro, com.pers.).

La identificación y cuantificación de los servicios y bienes que proveen los ecosistemas es un tema eminentemente técnico, y es responsabilidad de los científicos poner a disposición de la sociedad dicha información. Así también, la identificación de los actores sociales que se apropian de los beneficios económicos derivados de dichos bienes y aquellos que pagan los costos derivados de las pérdidas de servicios ecosistémicos. La cuantificación de dichos costos y/o beneficios son aspectos que deberían exponerse con claridad. En la Fig. 1 se presenta una matriz a partir de la cual se podría abordar, desde diferentes disciplinas, un conflicto ambiental.

El presente informe está organizado en tres secciones. En la primera sección se analizan: (a) los efectos de los cultivos forestales sobre los servicios ecosistémicos que proveen los pastizales naturales; (b) los efectos generados por los efluentes líquidos de las plantas de celulosa en los distintos niveles jerárquicos (molecular, individual, poblacional, comunitario y ecosistémico).

En la segunda sección se modela un posible escenario de expansión de las plantaciones forestales para abastecer los requerimientos de las plantas de celulosa, considerando al mismo tiempo las restricciones derivadas de las evidencias científicas conocidas actualmente y expuestas en la sección 1a.

En la tercera sección se desarrollan los criterios, procedimientos y recomendaciones que a juicio de la comisión son imprescindibles tener en cuenta en relación a la expansión forestal y al establecimiento de las plantas.

Bienes con valor de mercado	Servicio/Bien	C.Natu		Forest.		Apropiación																				
		Priv. Ext		Priv. Nal.		Prod. Fam.		Estatal		Púb. Local		Pub. Global														
		C.Natur.	Forest.	C.Natur.	Forest.	C.Natur.	Forest.	C.Natur.	Forest.	C.Natur.	Forest.	C.Natur.	Forest.													
	Commodities																									
	Turismo																									
	Bienes consumo local																									
Bienes ecosistémicos sin valor de mercado	Proceso																									
	Acidificación/Manten	Integridad edáfica																								
	MO suelo	Integridad edáfica																								
	Captura de C	Regulación Gases atm.																								
	Evapotranspiración	Regulación hídrica																								
	Escurrimiento	Regulación hídrica																								
	Biodiversidad	Mant. Biodiversidad																								
		Valor estético																								
		Valor recreativo																								

Fig. 1. Esquema donde se ejemplifica una matriz de bienes y servicios ecosistémicos del campo natural y forestación y las correspondientes apropiaciones de los costos y beneficios. Esta matriz puede completarse asignando valores de mercado o alternatively asignando valores relativos o porcentuales con respecto al ecosistema original (campo natural). En el caso de los impactos generados por la construcción y funcionamiento de las plantas de celulosa sobre el río Uruguay, podría construirse una matriz similar.

SECCION 1A

Efectos de los cultivos forestales sobre los servicios ecosistémicos que proveen los pastizales naturales

Bienes y servicios del ecosistema campo natural

Nuestro país forma parte de los pastizales del Río de la Plata, los cuales constituyen una de las áreas más extendidas de pastizales naturales en el mundo, abarcando una superficie de 70 millones de hectáreas, entre el este de Argentina, Uruguay y Río Grande del Sur (Soriano, 1991). En Uruguay el 83% del territorio está ocupado por pasturas permanentes dedicadas a la ganadería (13.5 millones de ha); en su mayoría corresponden a campo natural (CN) que incluye pastizales y arbustales naturales. La extensión del CN ha disminuido en algo más de 980 mil hectáreas pasando del 80 % del territorio en 1990 al 71 % en el 2000 debido al incremento de las denominadas “pasturas mejoradas” (MGAP, DIEA, 2000).

El bioma CN constituye la base fundamental de nuestra producción ganadera. Por lo tanto, el mayor porcentaje de los bienes con valor de mercado como la carne, la leche, la lana y el cuero depende de la producción de biomasa de la vegetación natural.

El campo natural contribuye a mantener la composición atmosférica secuestrando carbono y reduciendo las emisiones de óxido nitroso y metano. También regula el intercambio de energía entre la superficie y la atmósfera, mantiene la diversidad específica y genética y regula el ciclo hidrológico. Su presencia disminuye las pérdidas de suelo por erosión, contribuye al ciclado de nutrientes y provee hábitats a numerosas especies animales. En el suelo del campo natural se secuestran grandes cantidades de carbono en forma de materia orgánica. En los primeros 20 cm del perfil pueden acumularse más de 50 toneladas de carbono orgánico por hectárea (Sala & Paruelo, 1997).

Los efectos provocados por distintas intensidades de pastoreo, particularmente el sobrepastoreo o transformaciones más radicales como la agricultura provocan cambios en la estructura, composición y cobertura de las comunidades. Estos cambios en la cobertura del suelo modifican la dinámica estacional de la energía reflejada por la superficie (albedo) o de las pérdidas de agua provocando cambios en los balances de energía a nivel regional y global.

Forestación en el Uruguay y en el área de influencia de las plantas de celulosa de Fray Bentos

Las transiciones entre sistemas dominados por pastos y dominados por árboles suelen tener un gran impacto sobre el funcionamiento de los ecosistemas como resultado del contraste que estos dos grandes grupos de plantas muestran en relación a la utilización de la energía, el agua y los nutrientes. La transformación de grandes áreas ocupadas por bosques naturales en pasturas y cultivos (por ejemplo el avance de la ganadería y la agricultura sobre los bosques de la Amazonia) es el caso más reconocido,

estudiado y discutido de este tipo de transiciones (p. ej. Nepstad et al., 1994, Rudel & Ropel, 1996, McGrath et al., 2001, Cerri et al., 2004). El cambio opuesto, es decir el establecimiento de árboles en sistemas originalmente herbáceos, adquiere gran importancia en la actualidad a través de la expansión de las plantaciones forestales sobre áreas de pastizal (Richardson, 1998; Geary, 2001, Jobbágy et al. en prensa). Este factor histórico explica que la mayor parte de la evidencia científica se ha generado en los últimos años, y varios aspectos son actualmente desconocidos.

En Uruguay durante la última década el ecosistema de campo natural ha sido transformado por la forestación con especies arbóreas, principalmente de los géneros *Eucalyptus* y *Pinus*. Aproximadamente el 20% del territorio ha sido declarado de “prioridad forestal” y las plantaciones comerciales han recibido subsidios por parte del estado hasta hace muy poco tiempo. El resultado de este modelo de desarrollo ha sido la triplicación del área forestada en la década del noventa, superando las 700 mil ha en la actualidad (FAO, 2005). En la Fig. 2 se muestra el número de hectáreas forestadas por año de *E. globulus* y *E. grandis*.

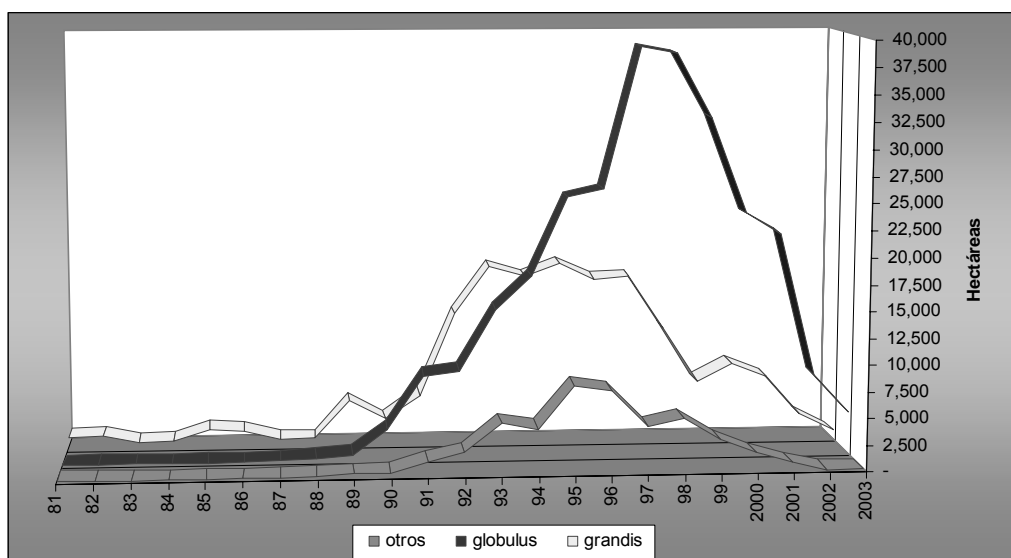


Fig. 2. Superficie forestada por año a nivel nacional entre los años 1981 y 2003. Fuente: MGAP (2004).

La superficie total implantada aumentó en la mayor parte de los departamentos (Fig. 3), en cambio el área dedicada a cultivos anuales no cambió o sufrió una leve disminución en el período 1990-2000. Las explotaciones forestales se concentran especialmente en los departamentos de Lavalleja, Paysandú, Río Negro, Rivera y Tacuarembó, esta distribución territorial se debe en gran medida a la ubicación de las áreas de “prioridad forestal”. Un análisis detallado de los cambios ocurridos en los departamentos de Paysandú y Río Negro permite observar la tasa a la cual se expandió el área forestada entre 1980 y 2000. En algunas de las secciones censales de estos departamentos la proporción ocupada por cultivos forestales supera en el 2000 el 35%. En relación al tamaño de las áreas forestadas, el 33% de la superficie total forestada en estos departamentos corresponde a parches de tamaño entre 2000-5000 ha, mientras que el 31% corresponde a parches de más de 10.000 ha (Sarli, 2004).

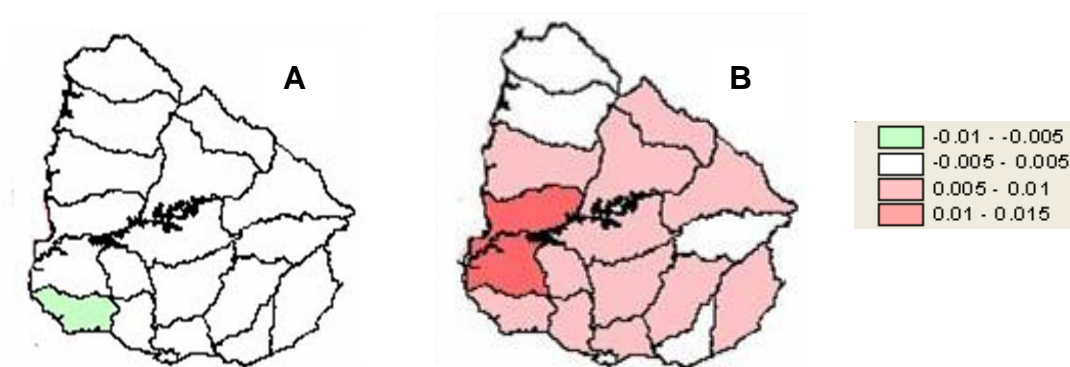


Fig. 3. Tasa de cambio (ha cultivos. ha totales-1.año-1) de las áreas dedicadas a cultivos anuales (A) y a cultivos forestales (B). En el cuadro se observan los valores de las tasas de cambio para el período 1990-2000. Fuente: Sarli (2004).

Teniendo en cuenta que la industrialización de la celulosa se cimienta en la plantación de extensos cultivos forestales y que la implementación de estos emprendimientos tienden a incrementar la expansión de los mismos, principalmente en un radio de unos 200 kilómetros de distancia con respecto a las plantas de procesamiento (Informe Banco Mundial, 2006), se comenzó por analizar las áreas actualmente forestadas (Tabla 1 y Fig. 4) y los efectos de las plantaciones forestales en contraposición a los servicios ecosistémicos que proveen los pastizales naturales.

Tabla 1: Superficie total y áreas actualmente forestadas (en hectáreas y en % del área total) según rangos de distancia a la ubicación de las plantas de celulosa en Fray Bentos.

Distancias	Sup. total (ha)	Sup. forestada (ha)	% sobre el total
0 a 40	304556	27060	8.9
0 a 50	470124	41860	8.9
0 a 60	668564	49249	7.4
0 a 70	899498	59910	6.7
0 a 80	1158281	63703	5.6
0 a 90	1441637	68092	4.7
0 a 100	1748519	103026	5.9
0 a 110	2083310	144080	6.9
0 a 120	2437995	167724	6.9
0 a 150	3632496	201320	5.5
0 a 200	5846579	228337	3.9

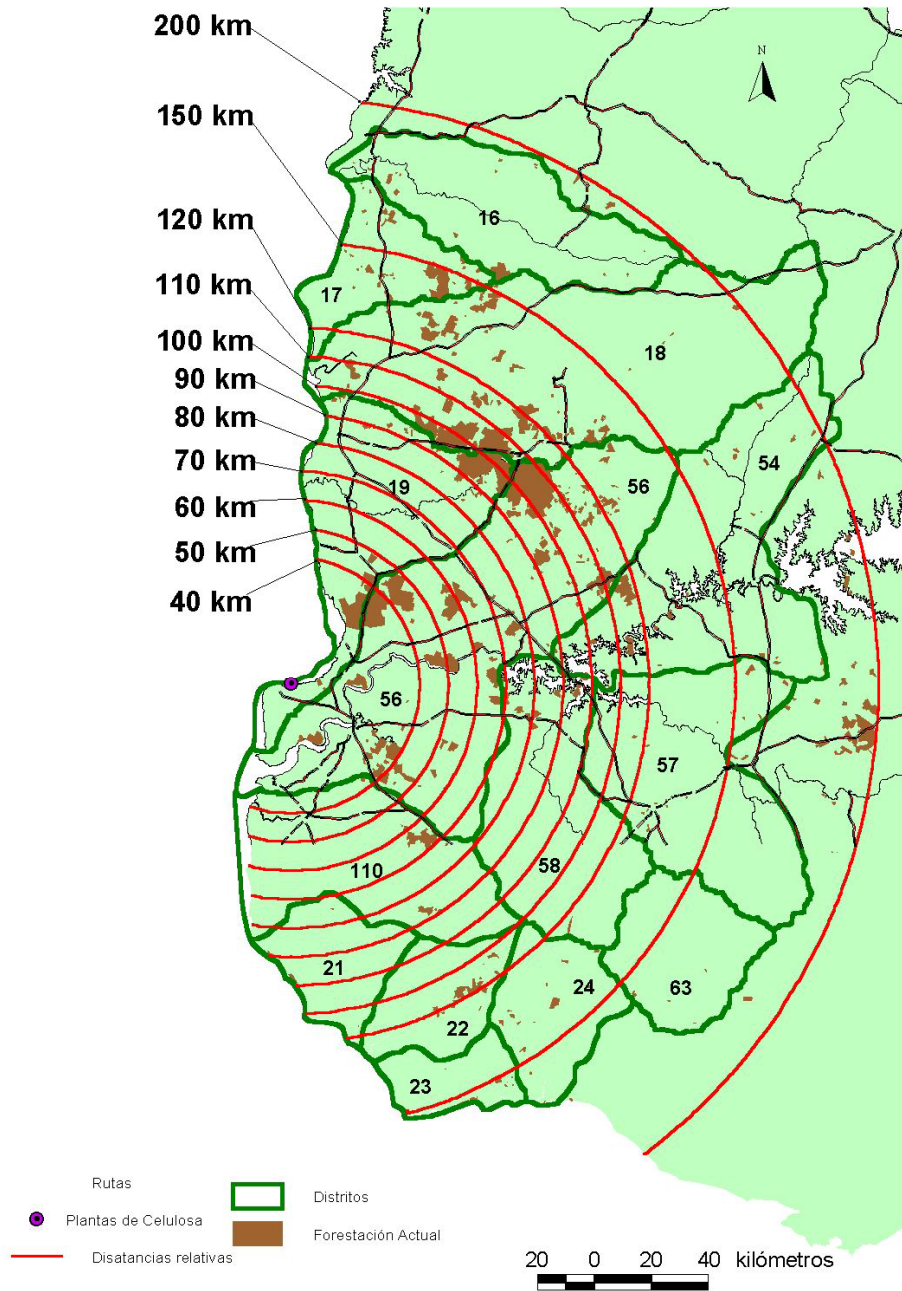


Fig. 4. Mapa donde se marcan los círculos concéntricos a diferentes rangos de distancia de las plantas de celulosa; los distritos de conservación suelos y aguas del MGAP-RENARE/ MVOTMA-DINAMA/UNCCD-MM/FIDA (2005) y las áreas forestadas actualmente.

Consecuencias de la transformación de la cobertura vegetal por plantaciones de eucaliptos

A continuación se resumen los resultados publicados acerca de algunas de las modificaciones provocadas sobre los servicios ecosistémicos de los pastizales naturales de la región a partir de la forestación con el género *Eucalyptus*.

Producción primaria y secuestro de carbono

Vasallo (2006) analizó la dinámica del IVN (Índice Verde Normalizado, estimador de la Productividad Primaria Neta Aérea) a partir de imágenes MODIS en 181 sectores forestados y zonas adyacentes no forestadas de los pastizales de Uruguay y de las provincias de Corrientes y Entre Ríos en Argentina durante cuatro años. La totalidad de los pares analizados mostró mayor IVN (promedio para los cuatro años) en la forestación respecto al pastizal, siendo el aumento promedio de aproximadamente 22 %. Los resultados de un estudio realizado a partir de información satelital para dos estaciones de crecimiento en los departamentos de Paysandú y Río Negro indicaron que la forestación produjo un aumento del 24% del promedio anual de la cantidad de radiación interceptada por la vegetación en relación al campo natural (Sarli 2004).

Es evidente que las forestaciones logran mayores tasas de crecimiento o ganancias de carbono que los pastizales que reemplazan. Además la forestación permite un aprovechamiento más exhaustivo de la producción primaria al destinar una fracción menor de la misma a estructuras subterráneas que no pueden ser cosechadas. La relación entre la biomasa aérea y la subterránea en bosques húmedos y plantaciones se aproxima a 5:1, mientras que en pastizales la relación suele ser inferior a 1:2 (Cairns et al., 1997, Jackson et al., 1997, Jobbágy & Jackson, 2000). Sin embargo, esta ventaja puede tornarse negativa desde la perspectiva del secuestro de carbono y su acumulación en el suelo como materia orgánica, ya que ésta depende principalmente de los aportes de biomasa vía raíces especialmente en profundidad (Jobbágy & Jackson, 2000). La cantidad total de carbono que el ecosistema logra finalmente almacenar dependerá del balance entre las ganancias de carbono (fijación por fotosíntesis) y las pérdidas (respiración total, herbivoría, cosecha de biomasa). Esto implica que en una plantación forestal, si bien las ganancias por fijación son mayores que en los pastizales, las pérdidas por cosecha son tan altas que finalmente el balance o ganancia neta del ecosistema es menor que en el pastizal.

Con respecto al suelo, algunas evidencias locales (Jobbágy & Jackson, 2003, Noretto et al. en prensa, Delgado et al. en prensa) y síntesis de trabajos realizados en todo el mundo (Paul et al., 2002), indican que el suelo mineral de pastizales, por lo general no ganaría materia orgánica tras ser forestado y que en sistemas húmedos como los de Uruguay el suelo podría perder carbono (Jackson et al., 2002, Kirschbaum et al. en prensa). En la revisión realizada por Delgado et al. (en prensa) se señalan los resultados de un estudio realizado en forestaciones de 6 a 8 años de edad sobre 7 suelos diferentes del país, en los cuales se registró una significativa reducción del carbono orgánico en el horizonte A con respecto al campo natural adyacente (Pérez Bidegain et al., 2001). En otros horizontes no surgen resultados claros. Céspedes et al. (en prensa) en un estudio realizado sobre suelos de la Unidad Algorta (mollisoles) en Paysandú, estimaron una pérdida de carbono orgánico del suelo de 8,9 Mg después de 25 años de cultivo forestal, lo que representa la exportación del 34% del C originalmente acumulado por la pradera. Otra variable física que compararon los autores fue la densidad aparente del suelo, registrando un significativo aumento de la misma en las plantaciones. Los autores señalan

que el aumento de la densidad aparente podría restringir el ingreso de residuos desde el mantillo de eucaliptos, impidiendo compensar la exportación de materia orgánica original.

Regulación hídrica

Una mayor tasa de fijación de carbono, como la registrada para las forestaciones en comparación con los pastizales, se asocia a mayores pérdidas de agua por transpiración. Los aumentos en las tasas de transpiración bajo iguales condiciones de precipitación restringen el agua disponible para otros flujos de salida (escorrentía superficial o drenaje profundo), los cuales son responsables de la recarga de acuíferos y la alimentación de arroyos. Farley et al. (2005) evaluaron los cambios en el caudal erogado en 26 pares de cuencas en regiones de pastizales que fueron forestadas correspondientes a cuatro continentes. Los resultados incluyen 504 observaciones de caudal anual y demuestran una disminución promedio del 39% en el rendimiento hidrológico (fracción del agua de lluvia que alimenta el caudal de los arroyos y el drenaje profundo) en las cuencas forestadas. Para los pastizales del Río de la Plata, existe información preliminar basada en mediciones puntuales de caudal en cuencas pareadas en Lavalleja (8 pares, 4 fechas) y Córdoba (4 pares, 5 fechas), los resultados indican reducciones del caudal cercanas al 50% tras el establecimiento de forestaciones (Piñeiro, Jobbágy, Farley & Jackson – datos no publicados). Estudios en el norte de Uruguay efectuados en una macrocuenca de pastizal natural de ~2000 km² muestran que la fracción de rendimiento hidrológico anual, especialmente la estival, bajó tras el establecimiento de eucaliptos en un cuarto de su superficie (Silveira & Alonso, 2004).

Las imágenes satelitales permiten estimar las tasas de pérdida de vapor de agua de los ecosistemas integrando la evaporación directa del suelo con la transpiración vegetal. Noretto et al. (2005) utilizando imágenes de satélites LANDSAT para siete fechas estimaron la evapotranspiración de 117 parcelas cubiertas por forestaciones o pastizales en la región de Concordia en Entre Ríos, Argentina. Los resultados indican que de los 1350 mm/año provistos por la precipitación se obtendría un rendimiento hidrológico de 720 mm/año bajo pastizal y de 200 mm/año bajo forestación. Esta caída, mayor al 70 %, podría afectar a los consumidores de agua potable, localmente y a los de energía hidroeléctrica a nivel regional. Más aún, en años de sequía la forestación podría causar una reducción total de algunos caudales.

Efectos sobre el suelo: Acidificación y capacidad de intercambio catiónico

Jackson et al. 2005 realizaron una revisión de trabajos científicos publicados para evaluar los cambios edáficos resultantes de la forestación. Recopilaron 112 casos en los cuales se exploraron posibles variaciones químicas del suelo en parches adyacentes de forestaciones y pastizales

naturales distribuidos en cinco continentes sobre suelos de muy distinta naturaleza. Reportaron que en promedio las plantaciones tuvieron 0.3 unidades de pH menos que los pastizales en la superficie del suelo mineral (se excluyó del análisis cualquier horizonte orgánico) y los eucaliptos generaron caídas de pH significativamente más fuertes que los pinos.

Acompañando los efectos sobre el pH, las forestaciones redujeron la saturación del complejo de intercambio con bases a tres cuartos del valor original (del 59% al 45%) a partir de caídas en la fracción intercambiable de magnesio, potasio, y calcio. La cantidad de sodio intercambiable aumentó en el 80% de los casos y en cuatro de ellos traspasó el umbral de saturación del 15%, típicamente asociado al desarrollo de problemas de fertilidad y físicos en los suelos (Jackson et al., 2005).

Jobbágy & Jackson (2003) compararon una red de nueve plantaciones de eucaliptos y pastizales adyacentes en la Pampa Húmeda encontrando el mismo patrón de descenso de pH en los suelos bajo forestación. Asociada a la acidificación de los suelos se halló una fuerte removilización de manganeso en los suelos hacia formas disponibles y hacia la superficie y la biomasa arbórea, lo que abre interrogantes respecto a la disponibilidad de nutrientes y posibles problemas de toxicidad por metales (Jobbágy & Jackson, 2004).

Para Uruguay se han estudiado los cambios químicos en las aguas de arroyos inducidos por el establecimiento de plantaciones comparando 8 pares de cuencas forestadas y de campo natural en el Departamento de Lavalleja. Se encontró un descenso del pH (de 0.5 a 1 punto) en todos los sitios y fechas. Esta acidificación fue acompañada por disminuciones significativas en la concentración de cationes, principalmente calcio y carbono inorgánico disuelto, y por aumentos en la concentración de aluminio (Al) (Jobbágy et al. en prensa). En estudios realizados en la zona del Litoral (Paysandú y Río Negro), en Tacuarembó, Rivera y Lavalleja, con plantaciones entre 6 y 10 años de edad se ha encontrado que los suelos plantados con eucaliptos presentan menor pH, más Al intercambiable y menor saturación en bases que los que permanecen bajo la vegetación previa a la plantación. Las diferencias de pH fueron del orden de 0.5 unidades a todas las profundidades muestreadas, mientras que las diferencias en Al fueron del orden de 0.5 a 2 cmol kg⁻¹ de suelo. En varios estudios se observó que la acidificación era independiente de la intensidad de laboreo utilizada (Delgado et al. en prensa). Otro estudio realizado sobre suelos de la Unidad Algorta en Paysandú registró que los suelos plantados con eucaliptos presentan valores significativamente más bajos en la capacidad de intercambio catiónico, pH, Ca²⁺ y Mg²⁺ comparados con la pradera natural. Asimismo reportan que los valores de aluminio intercambiable encontrados bajo eucaliptos casi triplican a los registrados en los suelos de pradera (Céspedes et al. en prensa).

Efectos sobre la biodiversidad

De acuerdo a su función en el ecosistema (definido por el rol que cumplen en el ciclado de carbono y nutrientes), los organismos que integran el

campo natural podemos agruparlos en tres subsistemas básicos: productores primarios, consumidores y descomponedores/detrítivos.

Productores primarios

El subsistema de los productores primarios está compuesto por las especies vegetales responsables de la fijación del carbono en el sistema. En consecuencia, la energía disponible para el sistema en su conjunto está determinada por este subsistema.

Las comunidades de pradera natural están compuestas por aproximadamente 2000 especies vegetales a nivel nacional (Del Puerto, 1985). Esta riqueza representa el 80% del total de especies vegetales del Uruguay. Está representada por alrededor de 370 especies de gramíneas nativas (Rosengurt *et al.* 1970), gran cantidad de hierbas y de arbustos.

Consumidores

El subsistema de los consumidores comprende la fauna tanto herbívora (consumidores primarios) como carnívora (consumidores secundarios). Para los vertebrados, el listado de especies registradas en nuestra pradera está relativamente completo, si bien con el tiempo van siendo incorporadas nuevas especies provenientes de áreas poco estudiadas. De un total de 444 especies de aves registradas en el Uruguay, 147 habitan en la pradera (Aspiroz, 2001). La fauna de mamíferos en el campo natural está compuesta por 25 especies nativas, correspondientes a 6 órdenes. Esta riqueza representa el 21% del total de especies de mamíferos silvestres del Uruguay (González, 2001). Los reptiles de la pradera uruguaya están representados por 31 especies y constituyen el 48% de la riqueza total de reptiles del Uruguay (Achaval y Olmos, 1997). En cuanto a los anfibios, 18 de las 42 especies registradas en Uruguay habitan en el campo natural.

A diferencia de los vertebrados, el conocimiento de la fauna de invertebrados se encuentra mucho más incompleto. De todas maneras, si tenemos en cuenta que los insectos representan más del 50% del total de especies en los ecosistemas terrestres, podemos suponer que ésta constituye una fauna muy diversa.

Descomponedores y detrítivos

Los organismos integrantes del subsistema descomponedor/detrívoro habitan dentro o sobre el suelo. Los descomponedores son responsables de la transformación y mineralización de la materia orgánica. El rol de los detrítivos consiste en la fragmentación inicial de los residuos orgánicos, incrementando el área disponible para la descomposición. Los detrítivos constituyen un grupo taxonómicamente muy diverso. Sin lugar a duda, este subsistema es el menos conocido. Sin embargo, existe un fuerte indicio para suponer que el mismo es muy diverso: la vegetación del campo natural, debido a su gran desarrollo radicular, posee en términos generales mayor biomasa y productividad debajo del suelo que encima de éste. Por lo tanto, es esperable que la materia orgánica acumulada en el suelo sirva de sustrato para un gran número de organismos.

El reemplazo de comunidades de campo natural por cultivos monoespecíficos significa una importante pérdida de diversidad biológica. En cuanto a la vegetación, la sustitución de una cobertura vegetal muy rica en especies por una única especie, conlleva importantes modificaciones en la estructura de la trama trófica del ecosistema y a la desaparición de las especies originales. Bajo el dosel de muchas plantaciones se establecen especies vegetales exóticas que pueden llegar a ser un problema desde la perspectiva forestal. Algunos ejemplos son la zarzamora (*Rubus fruticosus*), el ligustro (*Ligustrum* sp.) y la acacia negra (*Gleditsia triacanthos*) (Jobbágy et al. en prensa). La única especie de gramínea que crece bajo el dosel de plantaciones de eucaliptos es una especie exótica (*Cynodon dactylon*).

También es importante mencionar las invasiones biológicas animales, tal es el caso de especies plaga como las cotorras, palomas y jabalíes. Son escasos los estudios realizados para conocer los efectos de la forestación sobre la biodiversidad.

Otros problemas asociados

El fuego es un aspecto esencial a evaluar. Siendo un disturbio común en pastizales, muchas veces utilizado como herramienta de manejo por los productores ganaderos, el fuego se vuelve una de las principales amenazas para los productores forestales. Las áreas de pastizal quemadas a menudo sufren daños superficiales, experimentando temperaturas relativamente bajas que no eliminan completamente la cobertura vegetal y no afectan los reservorios de carbono orgánico en el suelo. Las forestaciones, en cambio, ofrecen una cantidad de combustible que permite alcanzar niveles de temperatura relativamente altos y esto sumado a la falta de un sotobosque capaz de resistir el fuego, multiplica las posibilidades de erosión del suelo y daño del ecosistema tras un incendio. Se suma a esto la posibilidad de que la combustión afecte a la materia orgánica del suelo enviando a la atmósfera no sólo el carbono secuestrado por la plantación sino aquél fijado por el pastizal antecesor (Jobbágy et al en prensa).

Referencias

- Achaval, F. y Olmos, A. 1997. Anfibios y Reptiles del Uruguay. Barreiro y Ramos S.A., Montevideo.
- Aspiroz, A. 2001. Aves del Uruguay. Lista e introducción a su biología y conservación. Aves Uruguay-GUPECA, Montevideo.
- Cairns, M.A., Brown, S., Helmer, E.H. and Baumgardner, G.A. 1997. Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia* 111:1–11.
- Cerri, E.P., Paustian, K., Bernoux, M., Victoria, R.L., Melillo, J.M. and Cerri, C.C. 2004. Modeling changes in soil organic matter in Amazon forest to pasture conversion with the Century. *Global Change Biology* 10:815-814.
- Céspedes, C., Kaemmerer, M., Gutiérrez, O., González, Y. y Panario, D. De pradera a cultivo forestal: efectos sobre la materia orgánica del suelo. *Revista de la Sociedad Española de Ciencia del Suelo* (en prensa).

Constanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R., Paruelo, J., Raskin, R., Sutton, P. & van del Belt, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253-260.

Del Puerto, O. 1985. Vegetación del Uruguay. Facultad de Agronomía, Montevideo.

Delgado, S., Alliaume, F., García Préchac, F. y Hernández, J. Efecto de las plantaciones de *Eucalyptus sp.* sobre los recursos naturales en Uruguay. Parte II: Suelos. *Agrociencia* (en prensa).

FAO. 2005. Global Forest Resources Assessment. www.fao.org/forestry/fra2005

Farley, K.A., Jobbágy, E.G. and Jackson, R.B. 2005. Effects of afforestation on water yield: A global synthesis with implications for policy. *Global Change Biology* 11:1565-1576.

Geary, T.F. 2001. Afforestation in Uruguay – Study of a changing landscape. *J. Forestry* 99: 35–39.

González, E. M. 2001. Guía de campo de los mamíferos de Uruguay. Introducción al estudio de los mamíferos. VIDA SILVESTRE, Montevideo.

Informe Banco Mundial. 2006. Estudio de impactos acumulativos, Uruguay, Plantas de celulosa. Internacional Finance Corporation.

Jackson, R.B., Mooney, H.A. and Schulze, E.D. 1997. A global budget for fine root biomass, surface area, and nutrient contents. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 94:7362-7366.

Jackson, R.B., Jobbágy, E.G., Avissar, R., Roy, S.B., Barrett, D., Cook, C.W., Farley, K.A., Le Maitre, D.C., McCarl, B.A. and Murray, B.C. 2005. Trading water for carbon with biological carbon sequestration. *Science* 310:1944-1947

Jackson, R.B., Banner, J.L., Jobbágy, E.G., Pockman, W.T. and Wall, D.H. 2002. Ecosystem carbon loss with woody plant invasion of grasslands. *Nature* 418:623-626.

Jobbágy, E.G. and Jackson, R.B. 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications* 10:423-436.

Jobbágy, E.G. and Jackson, R.B. 2003. Patterns and mechanisms of soil acidification in the conversion of grasslands to forests. *Biogeochemistry* 64:205-229.

Jobbágy, E.G. and Jackson, R.B. 2004. The uplift of nutrients by plants: Consequences across scales. *Ecology* 85: 2380-2389.

Jobbágy, E. G., Vasallo, M., Farley, K. A., Piñeiro, G., Garbulsky, M.F., Noretto, M. D., Jackson, R. B. y Paruelo, J.M. Forestación en pastizales: hacia una visión integral de sus oportunidades y costos ecológicos. *Agrociencia* (en prensa).

Kirschbaum, M.U.F., Guo, L.B. and Gifford, R.M. Soil-carbon changes after reforestation. Constraints on the carbon balance imposed by nitrogen dynamics. *Global Change Biology* (en prensa).

McGrath, D.A., Smith, C.K., Gholz, H.L. and Oliveira, F.D. 2001. Effects of land-use change on soil nutrient dynamics in Amazonia. *Ecosystems* 4: 625–645.

MGAP-DIEA 2000. Censo General Agropecuario. Montevideo.

MGAP, 2004. Boletín Estadístico. Año 4 N° 3. 46 pp.

- MGAP-RENARE/MVOTMA-DINAMA/UNCCD-MM/FIDA. 2005. Plan de acción nacional de lucha contra la desertificación y la sequía. Proyecto GM2/020/CCD.
- Nepstad, D.C., De Carvalho, C.R., Davidson, E.A., Peter, H.J., Lefebvre, P., Negreiros, G.H., Da Silva, E.D., Stone, T.A., Trumbore, S.E. and Viera, S. 1994. The role of deep roots in the hydrological and carbon cycles of Amazonian forests and pastures. *Nature* 372, 666–669.
- Nosetto, M.D., Jobbágy, E.G. and Paruelo, J.M. 2005. Land use change and water losses: The case of grassland afforestation across a soil textural gradient in Central Argentina. *Global Change Biology* 11:1101-1117.
- Nosetto, M.D., Jobbágy, E.G. and Paruelo, J.M. Carbon sequestration in semiarid rangelands: Comparison of *Pinus ponderosa* plantations and grazing exclusion in NW Patagonia. *Journal of Arid Environments* (en prensa).
- Paruelo, J.M., Guerschman, J.P., Piñeiro, G., Jobbágy, E.G., Verón, S.R., Balde, G. y Baeza, S. Cambios en el patrón espacial de uso de la tierra en Argentina y Uruguay: marcos conceptuales para su análisis. *Agrociencia* (en prensa).
- Paruelo J.M, Guerschman J.P. y Verón S.R. 2005. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Ciencia Hoy* 87:14-23.
- Paul, K.I., Polglase, P.J., Nyakuengama, N.J. and Khanna, P.K. 2002. Change in soil carbon following afforestation. *For. Ecol. Manage.* 154:395–407.
- Pérez Bidegain, M. , García Préchac, F. and Durán, A. 2001. Soil use change effect, from pastures to *Eucalyptus sp.*, on some soil physical and chemical properties in Uruguay, *In* 3rd International Conference on Land Degradation, Rio de Janeiro, en CD-ROM. 27.
- Richardson, D.M. 1998. Forestry trees as invasive aliens. *Conservation Biology* 12: 18–26.
- Rosengurtt, B., Arrillaga, B. e Izaguirre, P. 1970. Gramíneas uruguayas. Departamento de Publicaciones, Universidad de la República, Montevideo.
- Rudel, T. and Ropel, J. 1996. Regional patterns and historical trends in tropical deforestation, 1976–1990: A qualitative comparative analysis. *Ambio* 25: 160–166.
- Sala, O.E. and Paruelo, J.M. 1997. Ecosystem services in grasslands. *In*: Daily, G. (ed.) *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*, Island Press, Washington, DC. pp. 237-252.
- Sarli, V. 2004. Impacto del cambio en el uso del suelo sobre el funcionamiento ecosistémico. Departamentos de Paysandú y Río Negro, Uruguay. Tesis de Maestría en Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias, UDELAR.
- Scheffer, M., Brock, W. and Westley, F. 2000. Socioeconomic mechanisms preventing optimum use of ecosystem services: an interdisciplinary theoretical analysis. *Ecosystems* 3: 451–471.
- Scheffer, M., Westley, F. and Brock, W. 2003. Slow response of societies to new problems: causes and costs. *Ecosystems* 6: 493–502.
- Sejenovich, H. y Panario, D. 1998. Hacia otro desarrollo: una perspectiva ambiental. Nordan Montevideo.
- Silveira, L. y Alonso, J. 2004. Modificación de los coeficientes de escorrentía producto del desarrollo forestal en una macrocuenca del Uruguay. XXI Congreso Latinoamericano de Hidráulica. São Pedro, Brasil.
- Soriano, A. 1991. Río de la Plata grasslands. *In*: Coupland R.T. (ed.) *Natural grasslands. Introduction and western hemisphere*, Elsevier, Amsterdam, NL. pp. 367-407.

SECCION 1B

Efectos generados por los efluentes líquidos de las plantas de celulosa a distintos niveles de organización

El mercado mundial de fibra de celulosa viene experimentando un marcado y sostenido crecimiento (Fig. 1). Esto se refleja claramente en el incremento de la superficie destinada al cultivo de especies maderables de rápido crecimiento (*Pinus* spp y *Eucalyptus* spp), y en la instalación de nuevas industrias de celulosa blanqueada fuera del área de los principales países exportadores hasta el presente.

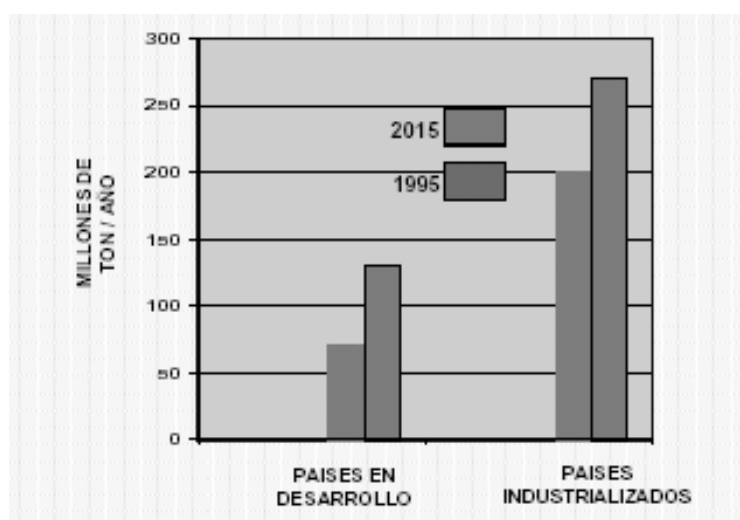


Fig.1. Proyección mundial de la demanda de fibra de celulosa blanqueada. Fuente: FAO (2002)

El aumento de esta actividad productiva genera impactos en los suelos destinados a la plantaciones forestales (ver capítulo anterior), así como en todos aquellos ecosistemas que reciben las emisiones gaseosas o los efluentes líquidos de la industria asociada. En esta sección se analizan las evidencias científicas acerca de los efectos de los efluentes líquidos sobre los ecosistemas acuáticos. En este contexto, se abordan dos aspectos relacionados a la producción de celulosa blanqueada: 1) los sistemas de producción de celulosa blanqueada y principales características de sus efluentes líquidos y 2) los efectos ecotoxicológicos de los efluentes líquidos sobre organismos y ambientes acuáticos.

Caracterización de los sistemas de producción de celulosa blanqueada y de sus efluentes líquidos

Los procesos de producción de celulosa blanqueada comprenden básicamente dos etapas: pulpage y blanqueo. En la primera etapa, mediante procesos mecánicos, semiquímicos o químicos, se separan las fibras de celulosa de los otros componentes de la madera (lignina, terpenoides extraíbles y ácidos resínicos). En la segunda, se remueve la lignina residual (que es la que confiere coloración a la pulpa) mediante una serie de pasos alternados de

extracción alcalina con hidróxido de sodio y agentes de blanqueo. Algunos procesos industriales han incorporado un paso previo al blanqueo, que consiste en una etapa de deslignificación prolongada con oxígeno (Mc Master et al., 2003).

La pulpa obtenida por procesos mecánicos y semiquímicos contiene un alto porcentaje de compuestos no-celulósicos y es destinada a la producción de papel de diario y cartón corrugado, respectivamente. Mientras que los procesos químicos, que emplean sulfito o sulfato en la digestión de la madera, son más eficientes en la remoción de dichos compuestos (90-95% de lignina). Es por ello, que estas metodologías y en particular la que utiliza sulfato, conocida como Kraft, son las más empleadas a nivel mundial (Mc Master op. cit.; Carrasco 2006). El pulpaje Kraft genera una pulpa con mejor resistencia, se puede aplicar a diferentes tipos de madera y permite incorporar sistemas de recuperación de reactivos con alta eficiencia.

En la segunda etapa según el agente químico utilizado encontramos tres sistemas de blanqueo: con cloro elemental, libre de cloro elemental o ECF y totalmente libre de cloro o TCF. El primer tipo fue el inicialmente utilizado en la producción de pulpa blanqueada, ya que el cloro elemental es un efectivo agente oxidante de bajo costo. El cloro, al oxidar la lignina residual, permite su separación de las fibras de celulosa y reduce la coloración de la pulpa. Posteriormente, las fibras de lignina separadas son removidas y extraídas con hidróxido de sodio, ya que ésta es soluble a pH alcalino. Esta tecnología fue ampliamente utilizada hasta la década de los 80', donde comenzó a experimentarse una sustitución gradual de cloro elemental por dióxido de cloro como agente blanqueador, hasta implementarse en los 90 la tecnología ECF (Fig. 2). Si bien a nivel mundial la tecnología ECF es la más utilizada, aún están en funcionamiento algunas plantas que emplean cloro elemental y una de ellas (FANAPEL S.A.)⁽¹⁾ se encuentra operando en nuestro país desde 1898, con una producción anual de 180 mil toneladas de pulpa y 195 mil de papel (<http://www.fanapel.com.uy/institucional/numeros.asp>).

El método ECF incluye aquellas secuencias de blanqueo que utilizan solamente dióxido de cloro, así como también las que combinan dióxido de cloro con otros agentes como ozono y peróxido de hidrógeno. Finalmente, las secuencias de blanqueo TCF utilizan ozono y peróxido de hidrógeno, en diferentes combinaciones porcentuales (ejemplo: 20% ozono – 80% peróxido).

^{1/} FANAPEL se encuentra actualmente en proceso de reconversión tecnológica en la producción de celulosa TCF.

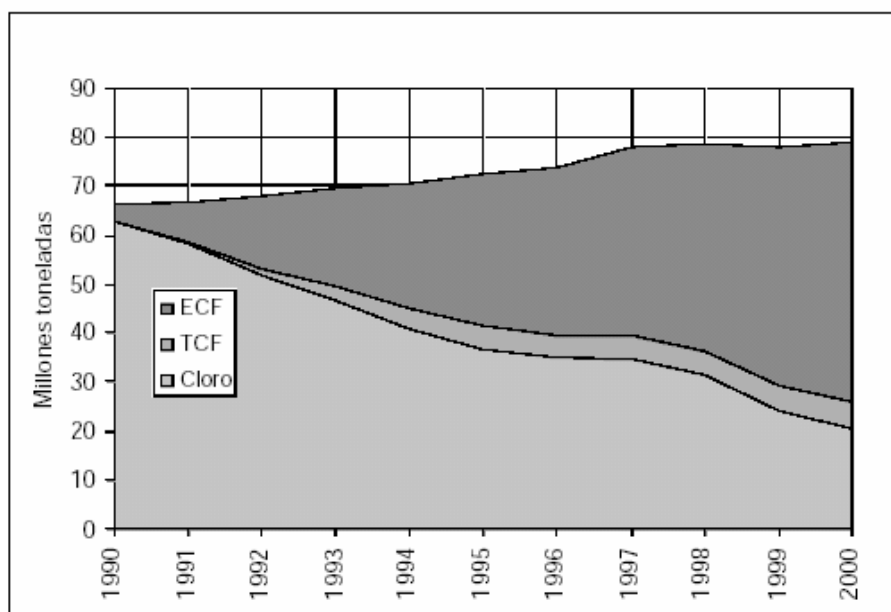


Fig. 2. Evolución mundial de los procesos de blanqueo de pulpa química. Fuente: Informe de Impacto Ambiental de Botnia (2004).

La composición química de los efluentes líquidos generados en la industria de celulosa es muy heterogénea e incluso varios compuestos aún no han sido identificados (Mc Master et al., 2003). El volumen y la composición química de los efluentes líquidos dependen del tipo de madera empleada (fibra corta o larga), así como de los procesos de pulpaje y blanqueo. En tal sentido, los efluentes generados en procesos Kraft que operan con cloro elemental como agente de blanqueo, contienen una amplia variedad y cantidad de compuestos orgánicos clorados persistentes, los cuales han sido asociados a diversos efectos tóxicos sobre la biota acuática. Mientras que en los procesos ECF, si bien se han identificado compuestos organoclorados, éstos tienen un menor grado de cloración y son menos resistentes a la degradación. Sin embargo, contienen una serie de compuestos cuya estructura química es similar a hormonas sexuales de peces y han sido asociados a efectos sobre la reproducción. Estos compuestos, denominados disruptores endócrinos, son derivados de hormonas vegetales (fitoesteroles) o productos de la degradación de componentes no-celulósicos de la madera, principalmente lignina, terpenos y ácidos resínicos (Munkittrick et al., 1992a). Además de los componentes mencionados en el párrafo anterior, estos efluentes contienen elevadas cantidades de sólidos en suspensión (orgánicos e inorgánicos), así como nitrógeno y fósforo.

De acuerdo a lo informado por las empresas ENCE y Botnia, en sus respectivos Estudios de Impacto Ambiental (EIA), ambas emplearían un proceso de producción de celulosa Kraft ECF. En la Fig. 3 se presenta el diagrama de flujo con las características generales de dicho sistema de producción.

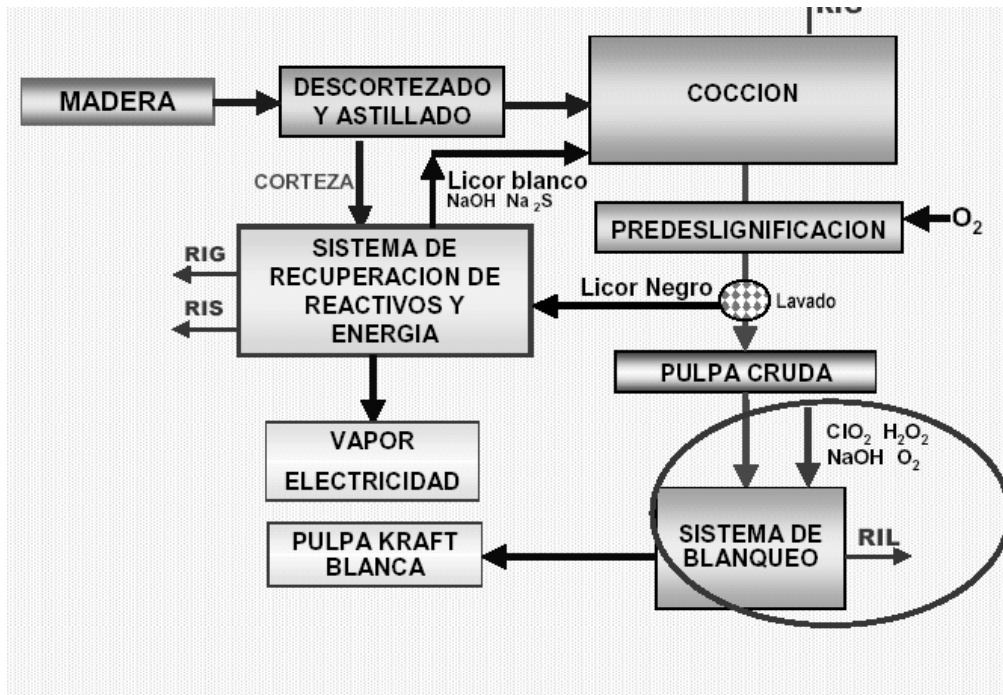


Fig. 3. Esquema del proceso de producción de celulosa de las plantas proyectadas. Fuente: Zaror (2005).

El funcionamiento de las plantas proyectadas requiere de un elevado consumo de agua, tanto en la generación de la materia prima (monocultivos extensivos) como en su transformación (producción de celulosa). En el caso específico de los emprendimientos de las empresas ENCE y Botnia, el consumo diario proyectado sería de 54.600 y 86.000 m³, respectivamente (Informes de Impacto Ambiental -EIA- presentados a la DINAMA).

Por otra parte, el volumen de descarga de este tipo de industria es del orden de decenas de miles de m³ por día. El caudal estimado de las plantas proyectadas, en pleno funcionamiento, sería de 125.000 m³/día (ENCE 52.000 y Botnia 73.000 m³/día, datos extraídos de los EIA presentados a la DINAMA). En las tablas 1 y 2 se presentan las características de los efluentes finales (previo tratamiento) previstos por ambas empresas, de acuerdo a los EIA presentados a la DINAMA.

Tabla 1. Características del efluente de Botnia antes del difusor. DQO: Demanda química de oxígeno. DBO: Demanda biológica de oxígeno. AOX: Estimador de la concentración de organoclorados. N: Nitrógeno, P_{tot}: Fósforo total. SS: Sólidos suspendidos. Fuente: EIA presentado a la DINAMA.

Descarga	Unidad	DQO _{Cr}	DBO ₅	AOX	N	P _{tot}	SS
Promedio anual	kg/ADt	15	0.7	0.15	0.2	0.02	1.0
Promedio anual	t/d	43	2	0.43	0.6	0.06	2.9
Promedio anual	mg/l	600	30	6	8	0.8	40
Máximo mensual	t/d	56	2.6	0.56	0.74	0.074	3.7
Descarga anual total	t/a	15000	700	150	200	20	1000

Tabla 2: Características del efluente de M' Bopicia (ENCE). Fuente: EIA presentado a la DINAMA.

Parámetros y variables	Valores
DQO (Kg/tAD)	23
DBO ₅ (Kg/tAD)	2.4
AOX (Kg/tAD)	0.272
pH	6.0-9.0
Sólidos en Suspensión (Kg/tAD)	6
T (°C)	30
Fosfato/fósforo (Kg/tAD)	0.02
Nitrógeno (mg/L NO ₂)	6.25

Efectos ecotoxicológicos de los efluentes líquidos sobre organismos y ambientes acuáticos

El primer nivel de acción de un contaminante una vez que ingresa al organismo es el molecular y desencadena respuestas que tienden a mantener la homeostasis. Si las concentraciones son elevadas o el tiempo de exposición es prolongado, las respuestas pueden ser insuficientes para contrarrestar la acción del contaminante y se desencadenan respuestas compensatorias en niveles superiores de organización jerárquica. En el caso de que estas barreras compensatorias sean superadas, se generan respuestas tendientes a reparar el daño y si éstos son de carácter irreversible pueden conducir a la muerte del individuo (Fig. 4).

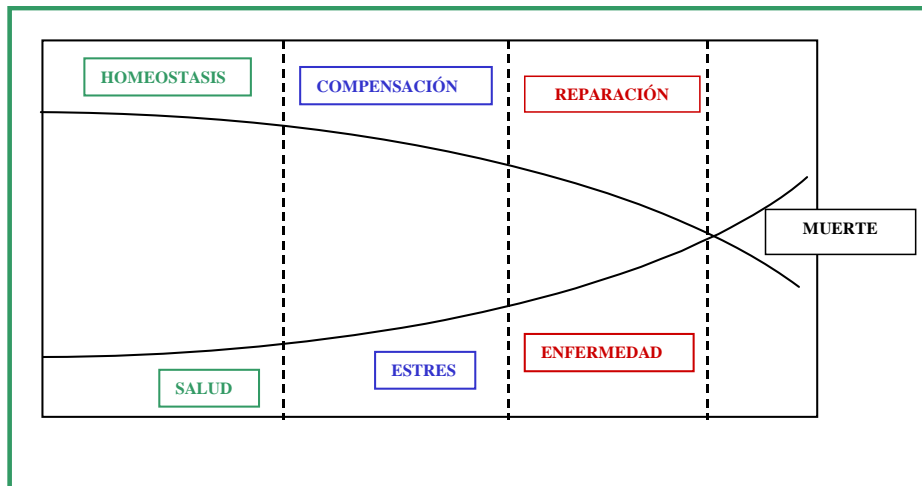


Fig. 4. Proceso salud-enfermedades y tipos de respuestas desencadenadas a nivel individual. Fuente: Eguren (1997).

En el proceso salud-enfermedad se desencadena una amplia gama de respuestas biológicas las cuales pueden ser empleadas para evaluar el potencial tóxico de compuestos individuales o mezclas complejas, como el caso de los efluentes de celulosa blanqueada. Estas respuestas biológicas se expresan a diferentes niveles de organización y en diferentes tiempos. En la Fig. 5 se observan los niveles de organización en los cuales se manifiestan las respuestas, a corto o largo plazo de exposición, y su relevancia en relación a la integridad de los ecosistemas. En tal sentido, respuestas a nivel molecular ocurren en cortos períodos de exposición, generalmente son empleadas como señal de alarma temprana, pero poseen baja relevancia ecosistémica. Mientras que las respuestas a nivel de comunidad se expresan luego de largos períodos de exposición pero tienen una alta relevancia ecológica (Freedman, 1995).

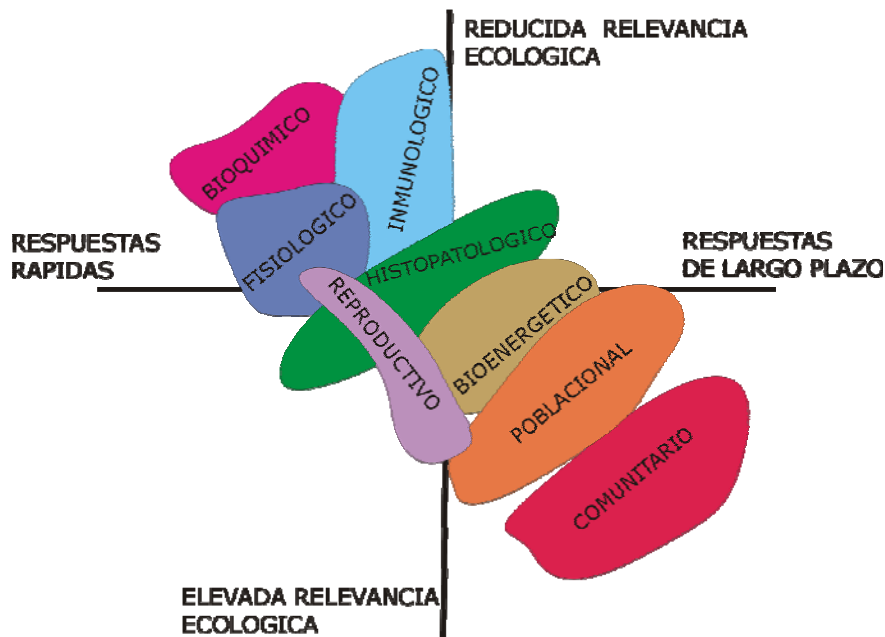


Fig. 5. Respuestas de los distintos niveles de organización frente a disturbios o alteraciones, según el tiempo de exposición en que pueden ser observados y su relevancia ecológica. Este último término, indica la utilidad de la información en la protección de los ecosistemas en su conjunto. Fuente: Peakall & Shugart (1992)

A continuación se presenta un resumen de las principales respuestas generadas por el vertido de plantas de celulosa y que han sido registradas en el ámbito científico, tanto en estudios de campo como de laboratorio. Las mismas se presentan de acuerdo a los diferentes niveles de organización biológica.

Nivel molecular

La expresión del sistema de monooxigenasas de función mixta (MFO) mediado por el Citocromo P450, una familia de isoenzimas involucradas en la metabolización y biotransformación de compuestos endógenos (hormonas) y exógenos (contaminantes), es el grupo de respuestas moleculares más ampliamente utilizadas para evaluar exposición y efecto de diversos contaminantes. Si bien esta familia de isoenzimas se halla presente en todas las células somáticas, su concentración y expresión máxima ocurre en las células hepáticas, dado que el hígado es el principal órgano de detoxificación.

Una importante fracción de los compuestos presentes en los efluentes de celulosa se caracteriza por su baja solubilidad en agua y resistencia a la degradación, las rutas de detoxificación involucran pasos de biotransformación y eliminación a través de la orina y las heces. Cuando estos compuestos ingresan al organismo son transportados vía sanguínea a las células hepáticas y se induce la Fase I del mecanismo de detoxificación. En dicha fase, se produce la síntesis de una serie de enzimas, las cuales incorporan grupos hidroxilo al compuesto químico, tornándolo más soluble en agua. Las isoenzimas más representativas de la Fase I, involucradas en la detoxificación de compuestos químicos presentes en efluentes de celulosa son la 7-etoxiresorufin-o-detilasa (EROD) y la benzo-pireno-hidroxilasa (BROD). Posteriormente, se desencadena la Fase II del sistema en la que intervienen enzimas de conjugación (glutación transferasa), las cuales facilitan la excreción de estos compuestos.

Si bien la función primordial del sistema MFO es la detoxificación, ha sido documentado que algunos compuestos químicos que no poseen un potencial tóxico, una vez que son biotransformados se tornan reactivos y provocan efectos tóxicos (Peakall & Shugart, 1992). Por otra parte, es importante considerar que estos mecanismos son responsables también de la biotransformación de moléculas endógenas (hormonas reproductivas), por tanto el estado fisiológico del organismo puede influir en la expresión de las enzimas de detoxificación.

Alteraciones a nivel del sistema de MFO y específicamente la inducción de la actividad EROD, fueron de los primeros biomarcadores moleculares evaluados en ensayos de laboratorio con peces (Hodson et al., 1996, Parrot et al., 1999). La inducción de enzimas del sistema MFO se ha observado en organismos expuestos a una gran diversidad de efluentes de plantas de celulosa, aquellas que utilizan o no cloro elemental, así como en plantas que procesan maderas duras o blandas (Martel et al., 1996, Williams et al., 1996, Coakley et al., 2001). Por otra parte, en estudios de campo se ha demostrado también la capacidad de inducción del sistema MFO de efluentes de celulosa, comparando la actividad de enzimas específicas en peces nativos colocados en jaulas en ríos y arroyos: aguas arriba del punto de descarga del efluente

(zona de pre-impacto), en el punto de descarga (zona de impacto) y aguas abajo (zona de post-impacto) (Mc Master et al., 2003).

Compuestos como el reteno (7-isopropilo-1-metilfenantreno), los diarietanos, y derivados de extractos de madera como la juvabiona y la dehidrojuvabiona pueden inducir la actividad de la EROD (Burnison et al., 1996, Burnison et al., 1999, Martel et al., 1997). La lista de compuestos presentes en la biota expuesta a los efluentes es considerable. Para el caso de mamíferos, Addison et al. (2005) reportan un estudio sobre la *Phoca vitulina* (foca de puerto) que habita en zonas de Canadá expuestas a los efluentes de plantas de celulosa con procesos de blanqueado. Estos autores encontraron que en comparación con lo observado en individuos no expuestos, las concentraciones de dibenzo -p-dioxinas y furanos policlorinados (PCDD/F) exceden, en un factor de 5, los límites recomendados por el Departamento de Salud de Canadá.

Estudios de campo demostraron, a principio de la década de los 90, cambios simultáneos en la actividad del sistema MFO y en los niveles de esteroides en poblaciones de *Coregonus clupeaformis* (lake whitefish) y *Catostomus catostomus* (Munkittrick et al., 1992 a,b). La reducción en los niveles de esteroides observados en campo, fue confirmada en ensayos de laboratorio donde se determinó los niveles de testosterona, 11-ketoesterona y estradiol (Mc Master et al., 1996, Mc Master et al., 2003). Este otro conjunto de respuestas moleculares, asociadas a la presencia de compuestos denominados disruptores endócrinos presentes en procesos ECF y TCF, son las alteraciones desencadenadas a nivel de la síntesis de vitelogenina y de hormonas involucradas en la reproducción. Estos compuestos pueden comportarse tanto como estrogénicos como antiestrogénicos.

En tal sentido, peces de la especie *Carassius auratus* expuestos a β -sitosterol, un compuesto que se encuentra en elevadas concentraciones en efluentes de celulosa (Cook et al., 1996, Kiparissis et al., 2000, Kiparissis et al., 2001), experimentaron una disminución en la concentración de esteroides en plasma (MacLachy & Van der Kraak, 1995). En el caso de ejemplares inmaduros de *Oncorhynchus mykiss*, la exposición a este compuesto provocó una reducción en la concentración de testosterona, pregnenolona y colesterol (Tremblay & Van der Kraak, 1998). Mac Lachy et al. (2002), demostraron mediante ensayos de laboratorio los mecanismos de acción del β -sitosterol. Este compuesto compite con el estrógeno (ER) a nivel del receptor de membrana en los hepatocitos e induce la síntesis de vitelogenina. Por otra parte, el β -sitosterol afecta la transferencia de colesterol a nivel de las membranas mitocondriales en gónadas y si bien no afecta su conversión a pregnenolona (mediada por enzimas P450), los bajos niveles de colesterol provocan una disminución de la producción de pregnenolona y esteroides.

Por otra parte, se ha observado una reducción de los niveles de gonadotropina II (GTH-II) en organismos expuestos a efluentes de celulosa, lo que revela alteraciones funcionales de la glándula pituitaria y disminuye la síntesis de esteroides del ovario (Van der Kraak et al., 1992). Las alteraciones en la síntesis gonadal de esteroides determinan una reducción de sus niveles en sangre y pueden desencadenar un conjunto de efectos en cascada sobre la reproducción.

Las mismas respuestas observadas en peces han sido registradas en bivalvos en estudios de laboratorio. *Elliptio buckleyi* expuesto a bioensayos de 56 días presentó una disminución de la concentración de estradiol en las hembras y testosterona en los machos (Gross et al., 2000).

Hewitt et al. (2003) observaron un incremento del estrés oxidativo y de los impactos reproductivos en *Catostomus commersoni* expuestos a efluentes de celulosa. Los resultados sugieren que el estrés oxidativo no es el único mecanismo implicado en las alteraciones reproductivas, pero es un importante factor condicionador. Los radicales libres pueden inhibir la esteroidogénesis mediante el bloqueo del transporte intracelular del colesterol, dañando la producción de la proteína esteroidogénica reguladora aguda (StAR). Esta proteína regula la biosíntesis de esteroides al controlar el transporte de colesterol, alteraciones en esta proteína se traducen en una disminución de los esteroides.

A nivel molecular, también ha sido evaluado el potencial de los efluentes de generar daños genéticos. Al respecto, Easton et al. (1997) evaluaron en *Oncorhynchus tshawytscha* expuestos a efluentes, el tamaño de los núcleos de las células de los glóbulos rojos (RBC), encontrando un aumento en la variabilidad del tamaño. La exposición provoca fragmentación del núcleo del RBC, pero estos estudios no demostraron cambios mutagénicos o carcinogénicos heredables. Otros estudios indican evidencias claras de inducción de black-mutation en *Salmonella* y la formación de micronúcleos en *Oncorhynchus mykiss* (Rao et al., 1995). Wilson et al. (2000) hallaron un incremento en la formación de aductos en el ADN en microsomas hepáticos de individuos de *Oncorhynchus tshawytscha* colectados en campo. En el 2001 Wilson y colaboradores, en ensayos de laboratorio, expusieron la misma especie a una concentración entre 2-16% del efluente de una papelera libre de cloro elemental. Los aductos en el ADN de los microsomas hepáticos fueron elevados en concentraciones por encima del 8% y la actividad EROD se indujo a partir de la dilución más baja. Estas dos respuestas a nivel molecular parecen estar relacionadas. Un incremento en la oxidación biológica del hígado puede generar una serie de metabolitos reactivos, éstos se pueden unir a proteínas, lípidos, ADN y ARN, alterando su función.

Nivel individual

La mayor parte de los estudios de campo a nivel de organismo, al igual que para poblaciones y comunidades, han sido realizados en organismos bentónicos y peces. Las principales respuestas o atributos evaluados comprenden: crecimiento, factor de condición (relación tamaño/peso), edad de primera madurez sexual, índices somáticos (hepático y gonadal), bioacumulación, necrosis de tejido hepático, hiperplasia o hipertrofia del hígado, entre otras.

Estudios realizados por Sandström (1996) en 18 sitios de Suecia, Canadá y USA, comparando organismos de 8 especies de peces expuestos y no expuestos, observaron que en el 80% de los organismos relevados la maduración sexual fue afectada negativamente y en el 60% se produjo una reducción del tamaño de las gónadas, mientras que el factor de condición se

incrementó en un 50%. Estos resultados indican claramente que los peces aguas abajo de los efluentes, aún cuando tengan un régimen adecuado de alimentación, no pueden destinar suficiente energía a las funciones reproductivas. El decrecimiento del tamaño gonadal, combinado con el incremento en el uso y almacenaje de energía, puede ser interpretado como una disrupción metabólica (Munkittrick et al., 2002) o una disrupción endócrina (Van der Kraak et al., 1992), ligada al déficit de hormonas esteroides. Si bien, machos y hembras presentan el mismo patrón de respuestas, la reducción del tamaño de las gónadas es mayor en las hembras.

Investigaciones con peces nativos de áreas expuestas a plantas con tratamientos primarios, por ej. *Catostomus commersoni* (white sucker), presentaron un aumento en la edad de la primera madurez sexual y una reducción del desarrollo gonadal. Además, los machos presentaron una reducción de los caracteres sexuales secundarios y las hembras una reducción en la tasa de fecundidad con la edad (Mc Master et al., 1991, Munkittrick et al., 1991).

Las respuestas a nivel de biomarcadores no siempre son consistentes con indicadores a nivel individual, por ejemplo en poblaciones de *C. commersoni* que presentan notorias respuestas a nivel del sistema MFO y de los niveles de esteroides, se han observado impactos moderados en el retraso de la madurez sexual o el tamaño de las gónadas (Mc Master et al., 1991), o alteraciones mínimas como en *C. catostomus* (Munkittrick et al., 1992 b). Al mismo tiempo, las alteraciones a nivel molecular no necesariamente se reflejan en la fertilidad de los huevos o la viabilidad del esperma, ni en el desarrollo larval (Mc Master et al., 1992).

Efectos similares han sido detectados en bivalvos de agua dulce, por ej. en *Elliptio complanata* en bioensayos de campo. En todos los sitios expuestos a efluentes del mismo tipo de proceso que las proyectadas en Uruguay se observó un efecto negativo sobre el crecimiento (Martell et al., 2003).

Además de los estudios de campo se han realizado diversos ensayos de laboratorio para evaluar la eficiencia de las plantas de tratamiento. Los resultados obtenidos en bioensayos agudos (ensayos de corta duración que evalúan generalmente la tasa de sobrevivencia) con peces y macroinvertebrados concuerdan con los datos de campo indicados anteriormente (Borgmann et al., 2001). Si bien los bioensayos agudos brindan información sobre los efectos a corto plazo, desde el punto de vista de la relevancia ecológica, es imprescindible contar con bioensayos crónicos que simulen la exposición prolongada a compuestos químicos y sus efectos en el mediano y largo plazo. La ausencia de efectos agudos no implica necesariamente que no se produzcan efectos crónicos. Al respecto, se han observado procesos de feminización en machos de *Oncorhynchus mykiss* expuestos durante cinco meses a efluentes de celulosa (Parrot et al., 2003). Robinson et al. (1994) en exposiciones de 6 meses de duración con efluente de plantas con proceso Kraft y blanqueo (3-50% de dilución) con la misma especie, observaron una reducción significativa en la producción de huevos y un retraso en el tiempo en que se alcanza la madurez reproductiva. La producción de huevos es una de las respuestas más sensibles en este tipo de estudios, este atributo es afectado a una concentración que puede ser la mitad

a la cual comienzan a observarse efectos en la concentración de esteroides (Borton et al., 1997).

En ríos con concentraciones bajas de nutrientes, el incremento de nutrientes asociados a los efluentes puede estimular el crecimiento y desarrollo de los peces (McMaster et al., 2003), esta respuesta es consistente con lo observado en comunidades de macroinvertebrados bentónicos.

Los escasos estudios realizados en mamíferos han demostrado efectos importantes. Rana et al. (2004), reportaron un estudio de laboratorio con ratas macho, a quienes se les dio de beber el agua de los efluentes durante 15 días. Las ratas bajo tratamiento mostraron una reducción en el peso de los testículos, un decremento en la actividad de la glucosidasa epididimal y un decremento del esperma total y movilidad de espermatozoides con respecto a las ratas control. Además, los estudios hematológicos y serológicos realizados en estos individuos sugieren que los efluentes pueden producir anemia y disfunciones en hígado y riñón.

Nivel comunidad

Evidentemente este nivel de organización, al igual que el ecosistémico, son los menos estudiados. Posiblemente el enorme esfuerzo de investigación concentrado en encontrar los responsables químicos de las respuestas observadas y determinar los modos de acción, han limitado los esfuerzos en entender las respuestas en niveles superiores.

Estudios de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos aguas arriba y abajo de plantas de celulosa indican que no existen cambios en cuanto a la composición de los taxa más abundantes, sin embargo existe una tendencia aguas abajo de mayor abundancia y diversidad (Wrona et al., 1997). Esta respuesta suele observarse en las fases iniciales de los procesos de enriquecimiento de nutrientes (Chambers 1997, Clemente et al. 2005). Sin embargo, esta respuesta puede variar sustancialmente dependiendo del tipo de planta y sitio analizado, así como de los niveles de nutrientes y materia orgánica presentes en el sistema (Walker et al., 2002). En ríos con un nivel basal de nutrientes alto el impacto de este tipo de efluentes es considerable.

En este sentido, los efectos de la adición de nutrientes son claramente no lineales, la primera fase de enriquecimiento puede estimular un aumento de la biomasa del fito y zooplancton e incluso una mayor diversidad. Sin embargo, un enriquecimiento excesivo tiene efectos nocivos. Livingston et al. (2002) evaluaron que el amoníaco (NH_3) descargado por una planta de celulosa en el estuario del río Amelia (Florida, USA) provocaba una disminución de la abundancia y riqueza del fitoplancton y en la abundancia del zooplancton con respecto a un área control. En experimentos adicionales en micro y mesocosmos observaron que las respuestas del plancton eran dependientes de la concentración de amoníaco en el agua.

Nivel ecosistema

Uno de los pocos estudios en este sentido, Glozier et al. (2002), analizaron las respuestas en mesocosmos con los principales componentes de la trama trófica de un sistema acuático. Este estudio demostró un incremento de la biomasa perifítica y cambios en la estructura de la comunidad de diatomeas. Estos cambios se han asociados al aumento de la carga de carbono y nutrientes, lo que generalmente estimula el crecimiento algal y bacteriano (Culp et al., 1996). Los escasos efectos estudiados en este nivel también son muy similares a los observados en los procesos de eutrofización, con disminución de los niveles de oxígeno y explosiones demográficas de organismos que pueden generar toxicidad en el medio.

Incidencia de los sistemas de tratamiento en la reducción de los efectos

En función de su potencial toxicidad, los efluentes de las plantas de celulosa requieren un tratamiento previo a su descarga. En tal sentido, a nivel mundial la mayoría de las industrias cuentan con sistemas de tratamiento primario y secundario. Los tratamientos primarios procuran remover los sólidos y el material particulado en suspensión, mediante procedimientos de tamizado, sedimentación y flocuación, entre otros. Los tratamientos secundarios promueven la degradación de la materia orgánica a través de la digestión aeróbica o anaeróbica y reducen la toxicidad asociada a compuestos orgánicos. Más recientemente, han sido incorporados sistemas de tratamientos terciarios, los cuales buscan disminuir el contenido de nutrientes (principalmente nitrógeno y fósforo) y evitar procesos de eutrofización.

Los estudios de campo han determinado que los impactos reproductivos y las alteraciones en el sistema hepático de poblaciones de peces no están limitados a las plantas que utilizan cloro, también se han registrado en aquellas que cuentan con sistemas de tratamiento secundarios (Munkittrick et al., 1992a). Los sistemas secundarios mejoran sustancialmente la calidad de los efluentes, por ejemplo pueden reducir la demanda biológica de oxígeno (DBO) en un 90% y los sólidos suspendidos en un 30%. Asimismo, se observan cambios sustanciales en la concentración de organoclorados (AOX) y la toxicidad aguda de los efluentes (Karl, 1992). Es importante tener en cuenta que el mejoramiento de los sistemas de tratamientos también minimizan los impactos asociados a la temperatura y los tenores de oxígeno disuelto, seguramente estas condiciones más favorables generan una mayor exposición de la biota a los compuestos responsables de las respuestas crónicas observadas.

La instalación de sistemas de lodos activados demostró respuestas positivas en relación al tamaño de los hígados de especies de peces sensibles, a pesar que siguen siendo más grandes que los sitios considerados control. Como suele suceder en estos casos, la retención de nutrientes determinó una disminución del factor de condición (Munkittrick et al., 2000), ya que limita la producción primaria aguas abajo lo cual disminuye la transferencia de energía hacia las partes superiores de la trama trófica. Los tratamientos que remueven

la materia orgánica difícil de degradar, así como los sistemas de lodos activados, pueden reducir en más de un 80% la actividad del sistema de isoenzimas MFO en plantas que utilizan hasta un 60% de dióxido de cloro (Schnell et al., 2000).

Existe evidencia que los compuestos que afectan la producción de esteroides son producidos durante el tratamiento secundario de algunas plantas con proceso Kraft y blanqueo (Parrott et al., 2000). La instalación de una planta de celulosa cercana a la ciudad de Valdivia con tratamiento terciario ha provocado efectos en los sistemas acuáticos vecinos cuyos mecanismos todavía no son totalmente comprendidos.

Referencias

- Addison, R.F., Ikonomou, M.G. and Smith T.G. 2005. PCDD/F and PCB in harbour seals (*Phoca vitulina*) from British Columbia: response to exposure to pulp mill effluents. *Marine Environmental Research* 59: 165 –176.
- Borgmann, A.I., Moody, M., and Scroggins, R.P. 2001. Introducing a scheme for comparing sublethal toxicity and field survey results from EEM studies. *Proceedings*, 28 th Annual Aquatic Toxicity Workshop: September 30 - October 3, 2001, Winnipeg, Manitoba. McKernan JM, Wilkes B, Mathers K, Niimi AJ (eds). *Can. Tech. Report Fish. Aquat. Sci.* 2379. pp 4-5.
- Borton, D.L., Streblow, W.R., Van Veld, P., Hall, T.J., and Bousquet, T. 1997. Comparison of bioindicators to reproduction during fathead minnow (*Pimephales promelas*) life-cycle tests with kraft mill effluents. *Proceedings, 3rd International Conference on the Fate and Effects of Pulp and Paper Mill Effluents*. Rotorua, New Zealand. November 9-13, pp 277-286.
- Burnison, B.K., Hodson, P.V., Nuttley, D.J., and Effler, S. 1996. A bleached-kraft mill effluent fraction causing induction of a fish mixed-function oxygenase enzyme. *Environ. Toxicol. Chem.* 15:1524-1531.
- Burnison, B.K., Comba, M.E., Carey, J.H., Parrott, J., and Sherry, J.P. 1999. Isolation and tentative identification of compounds in bleached kraft mill effluent capable of causing mixed function oxygenase induction in fish. *Environ. Toxicol. Chem.* 18:2882-2887.
- Carrasco, L. 2005. Contaminantes ambientales derivados del pulpaje y blanqueo de pulpa de madera. Parte 1. *Ambios* 5 (12): 22-26.
- Clemente, J., Mazzeo, N., Gorga, J. and Meerhoff, M. 2005. Succession and collapse of macrozoobenthos in a subtropical hypertrophic lake under restoration (Lake Rodó). *Aquat. Ecol.* 39:455-464
- Coakley, J., Hodson, P.V., Van Heiningen, A., and Cross, T. 2001. MFO induction in fish by filtrates from chlorine dioxide bleaching of wood pulp. *Wat. Res.* 35:921-928.
- Cook, D.L., LaFleur, L., Parrish, A., Jones, J., and Hoy, D. 1996. Characterization of plant sterols in a select group of US pulp and paper mills. In: Fifth IEAWQ Symposium Preprint of Forest Industry Waste Water. Vancouver, BC, Canada, pp 1-8.
- Culp, J.M., Podemski, C.L., Cash, K.J., and Lowell, R.B. 1996. Utility of field-based artificial streams for assessing effluent effects on riverine ecosystems. *J. Aquat. Ecosys. Health.* 5:117-124.
- Chambers, P.A. 1997. Assessing the effects of pulp mill effluents on nutrient regimes and periphyton production in rivers of Western Canada. In *3rd Internat. Conf. Environmental Fate and Effects of Pulp and Paper Mill Effluents November 9-13, 1997*, Rotorua, NZ.

- Easton , M.D.L., Kruzynski, G.M., Solar, I.I., and Dye, H.M. 1997. Genetic toxicity of pulp mill effluent on juvenile Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) using flow cytometry. *Water Sci. Technol.* 35:347-355.
- Eguren, G. 1997. "Evaluación de los cambios en la calidad de agua del río Biobío provocados por la actividad agroforestal mediante la utilización de biomarcadores en peces". Tesis de Doctorado en Ciencias Ambientales. Universidad de Concepción, Chile, 140 pp.
- FAO. 2002. Anuario de comercio 2000. Vol.54. Colección FAO: Estadística. 360 pp.
- Freedman, B. 1995. Environmental Ecology. The ecological effects of pollution, disturbance and other stresses. Academic Press, San Diego. 606 p
- Glozier, N.E., Culp, J.M., Cash, K.J., Brua, R.B., and Wood, C.S. 2002. Assessing effects of pulp mill effluent on benthic invertebrates with stream mesocosms on the Saint John River , Edmundston , NB. *Proceedings* , 29th Annual Aquatic Toxicity Workshop: Whistler, BC, Canada, October 21-23. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2438, pp 2-3.
- Gross, T.S., Kernaghan , N.J. , Ruessler, D.S., and Holm, S.E. 2000. An evaluation of the potential effects of papermill effluents on freshwater mussels. In Ruoppa M, Passivirta J, Lehtinen KJ, Ruonala S. (eds). *Proceedings* , 4th International Conference on the Environmental Impacts of the Pulp and Paper Industry. Report 417. Helsinki , Finland , June 12-15, pp 253-257.
- Hewitt LM, Pryce AC, Parrott JL, Marlatt V, Wood C, Oakes K, Van der Kraak GJ. 2003 Accumulation of ligands for aryl hydrocarbon and sex steroid receptors in fish exposed to treated effluent from a bleached sulfite/groundwood pulp and paper mill. *Environ. Tox. Chem.* 22 (12): 2890-2897
- Hodson, P.V., Efler, S., Wilson , J.Y., El-Shaarawi, A., Maj, M., Williams, T.G. 1996. Measuring the potency of pulp mill effluents for induction of hepatic mixed function oxygenase activity in fish. *J. Toxicol. Environ. Health.* 49:101-128.
- Karl, W. 1992. The New Terrace Bay: Kimberly-Clark turns over a new leaf at Ontario mill. *Pulp Paper J.* 45: 12-15
- Kiparissis, Y., Hughes, R., Metcalfe, C.D., Niimi, A.J., and Ternes, T. 2000. Potential of the flavonoid, genistein to alter gonadal development in fish. *Proceedings* , 27 th Annual Aquatic Toxicity Workshop: October 1-4, 2000 , St. John's , Newfoundland . Penney KC, Coady KA, Murdoch MH, Parker WR, Niimi AJ (eds). *Can. Tech. Report Fish. Aquat. Sci.* 2331. pp 126.
- Kiparissis, Y., Hughes, R., Metcalfe, C., and Ternes, T. 2001. Identification of the isoflavonoid genistein in bleached kraft mill effluent. *Environ. Sci. Technol.* 35:2423-2427.
- Livingston, R.J., Prasad, A.K., Niu, X. and McGlynn, S.E. 2002. Effects of ammonia in pulp mill effluents on estuarine phytoplankton assemblages: field descriptive and experimental results. *Aquatic Botany* 74: 343–367.
- MacLatchy, D.L., and Van Der Kraak, G.J. 1995. The phytoestrogen β -sitosterol alters the reproductive endocrine status of goldfish. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 134:305-312.
- MacLatchy, D.L., Leusch, F.D.L., and Gilman, C.I. 2002. Mechanism of action of β -sitosterol: impairment of cholesterol transfer across gonadal mitochondrial membranes. *Abstracts* , SETAC 23 rd Annual Meeting, Salt Lake City , UT , MD, USA , November 16-20, p 272.
- Martel, P.H., Kovacs, T.G., and Voss, R.H. 1996. Effluents from Canadian pulp and paper mills: A recent investigation of their potential to induce mixed function oxygenase activity in fish. *In Environmental Fate and Effects of Pulp and Paper Mill Effluents*, Servos MR, Munkittrick KR, Carey JH, Van Der Kraak GJ, (eds). St. Lucie Press , Del Ray Beach , FL , USA . pp 401-412.

Martel, P.H., Kovacs, T.G., Oconnor, B.I. , and Voss, R.H. 1997. Source and identity of compounds in a thermomechanical pulp mill effluent inducing hepatic mixed-function oxygenase activity in fish. *Environ. Toxicol. Chem* . 16: 2375-2383

McLeay and Associates Ltd. 1987. Aquatic toxicity of pulp and paper mill effluent: A review. EPS 4/PF/1. Environment Canada , Ottawa , ON , Canada . 233 pp.

McMaster, M.E., Van Der Kraak, G.J., Portt, C.B., Munkittrick, K.R., Sibley, P.K., Smith, I.R., and Dixon, D.G. 1991. Changes in hepatic mixed-function oxygenase (MFO) activity, plasma steroid levels and age at maturity of a white sucker population (*Catostomus commersoni*) exposed to bleached kraft pulp mill effluent. *Aquat. Toxicol.* 21: 199-218.

McMaster , M.E. , Portt, C.B., Munkittrick, K.R., and Dixon , D.G. 1992. Milt characteristics, reproductive performance and larval survival and development of white sucker exposed to bleached kraft mill effluent. *Ecotoxicol. Environ. Safety* . 23: 103-117.

McMaster , M.E. , Munkittrick, K.R., Van Der Kraak, G.J., Flett, P.A., and Servos, M.R. 1996. Detection of steroid hormone disruptions associated with pulp mill effluent using artificial exposures of goldfish. In Servos MR, Munkittrick KR, Carey JH, Van Der Kraak GJ, (eds). *Environmental Fate and Effects of Pulp and Paper Mill Effluents* . St. Lucie Press, Delray Beach , FL , USA , pp 425-437.

McMaster , M.E. , J.L. Parrott and L.M. Hewitt. 2003. A Decade of Research on the Environmental Impacts of Pulp and Paper Mill Effluent in Canada (1992-2002). National Water Research Institute, Burlington , Ontario . NWRI Scientific Assessment Report Series No. 4. 84 p.

Munkittrick, K.R., Portt, C.B., Van Der Kraak, G.J., Smith, I.R., and Rokosh, D.A. 1991. Impact of bleached kraft mill effluent on population characteristics, liver MFO activity, and serum steroid levels of a Lake Superior white sucker (*Catostomus commersoni*) population. *Can. J. Fish. Aquat. Sci* . 48: 1371-1380.

Munkittrick, K.R., McMaster, M.E., Portt, C.B., Van Der Kraak, G.J., Smith, I.R., and Dixon, D.G. 1992a. Changes in maturity, plasma sex steroids levels, hepatic mixed-function oxygenase activity, and the presence of external lesions in lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*) exposed to bleached kraft mill effluent. *Can. J. Fish. Aquat. Sci* . 49: 1560-1569.

Munkittrick, K.R., Van Der Kraak, G.J., McMaster , M.E. , and Portt, C.B. 1992b. Response of hepatic MFO activity and plasma sex steroids to secondary treatment of bleached kraft pulp mill effluent and mill shutdown. *Environ. Toxicol. Chem.* 11: 1427-1439.

Munkittrick, K.R., McMaster, M.E., Van Der Kraak, G., Portt, C., Gibbons, W.N., Farwell, A., and Gray, M. 2000. *Development of Methods for Effects-Based Cumulative Effects Assessment Using Fish Populations: Moose River Project*. SETAC Press, Pensacola , FL. 236 pp. + xviii

Parrott, J., Chong-Kit, R., and Rokosh, D. 1999. MFO induction in fish: A tool to measure environmental exposure. In *Impact Assessment of Hazardous Aquatic Contaminants: Concepts and Approaches*. Rao S, Ed. CRC Press, Inc., Chelsea , Michigan . pp 99-122.

Parrott, J.L., Jardine, J.J., Blunt, B.R., McCarthy, L.H., McMaster , M.E. , Munkittrick, K.R., Wood, C.S., Roberts, J., and Carey, J.H. 2000. Comparing biological responses to mill process changes: A study of steroid concentrations in goldfish exposed to effluent and waste streams from Canadian pulp mills. In Ruoppa M, Passivirta J, Lehtinen KJ, Ruonala S. *Proceedings , 4 th International Conference on the Environmental Impacts of the Pulp and Paper Industry. Report 417*. Helsinki , Finland , June 12-15, pp 145-151.

Parrott, J.L., Wood, C.S., Boutot, P., and Dunn, S. 2003. Changes in growth and secondary sex characteristics of fathead minnows exposed to bleached sulphite mill effluent. *Environ. Toxicol. Chem.* 22(12): 2908-2915.

Peakal, D.B. and Shugart, L.R. 1992. Biomarkers: Research and application in the assessment of environmental health. NATO ASI Series H: Biology, Vol 68. 114p.

- Rana, T., Gupta, S., Kumar, D., Sharma, S., Rana, M., Rathore, V.S. and Pereira, B.M.J. 2004. Toxic effects of pulp and paper-mill effluents on male reproductive organs and some systemic parameters in rats. *Environmental Toxicology and Pharmacology* 18: 1–7.
- Rao, S.S., Quinn, B.A., Burnison, B.K., Hayes, M.A., and Metcalfe, C.D. 1995. Assessment of the genotoxic potential of pulp mill effluent using bacterial, fish and mammalian assays. *Chemosphere*. 31:3553-3566.
- Robinson, R.D., Carey, J.H., Soloman, K.R., Smith, I.R., Servos, M.R., and Munkittrick, K.R. 1994. Survey of receiving water environmental impacts associated with discharges from pulp mills. 1. Mill characteristics, receiving water chemical profiles and lab toxicity tests. *Environ. Toxicol. Chem.* 13: 1075- 1088.
- Sandstöm, O. 1996. In situ assessments of the impact of pulp mill effluent on life-history variables in fish. In Servos MR, Munkittrick KR, Carey JH, Van Der Kraak GJ, eds, *Environmental Fate and Effects of Pulp and Paper Mill Effluents* . St. Lucie Press, Delray Beach, FL , USA , pp 449-457.
- Schnell, A., Hodson, P.V., Steel, P., Melcer, H., and Carey, J.H. 2000. Enhanced biological treatment of bleached kraft mill effluents - II. Reduction of mixed function oxygenase (MFO) induction in fish. *Wat. Res.* 34:501-509.
- Tremblay, L., and Van Der Kraak, G. 1998. Use of a series of homologous in vitro and in vivo assays to evaluate the endocrine modulating actions of β -sitosterol in rainbow trout. *Aquat. Toxicol.* 43:149-162.
- Van Der Kraak, G.J., Munkittrick, K.R., McMaster , M.E. , Portt, C.B., and Chang, J.P. 1992. Exposure to bleached kraft pulp mill effluent disrupts the pituitary-gonadal axis of white sucker at multiple sites. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 115:224-233.
- Walker , S.L., Hedley, K., and Porter, E. 2002. Pulp and paper environmental effects monitoring in Canada : An overview. *Water Qual. Res. J. Canada.* 37(1): 7-19.
- Williams, T.G., Carey, J.H., Burnison, B.K., Dixon , D.G., and Lee, H.-B. 1996. Rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) mixed function oxygenase responses caused by unbleached and bleached pulp mill effluents: A laboratory-based study. In *Environmental Fate and Effects of Pulp and Paper Mill Effluents*, Servos MR, Munkittrick KR, Carey JH, Van Der Kraak GJ (eds). St. Lucie Press , Del Ray Beach , FL , USA . pp 379-389.
- Wilson , J.Y., Addison , R.F., Martens, D., Gordon, R., and Glickman, B. 2000. Cytochrome P450 1A and related measurements in juvenile Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) from the Fraser River . *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 405-413.
- Wilson , J.Y., Kruzynski, G.M., and Addison , R.F. 2001. Experimental exposure of juvenile Chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*) to bleached kraft mill effluent: hepatic CYP1A induction is correlated with DNA adducts but not with organochlorine residues. *Aquat. Toxicol.* 53:49-63.
- Wrona, F.J., Gummer, W.M., Cash, K.J., and Crutchfield, K. 1997. Assessing cumulative impacts: The Northern River Basins Study. In *3 rd Internat. Conf. Environmental Fate and Effects of Pulp and Paper Mill Effluents November 9-13, 1997* , Rotorua, NZ.
- Zaror, C. 2005. www.eula.cl/contenido/workshop_eula

SECCION 2

Escenarios de expansión de las plantaciones forestales para abastecer los requerimientos de las plantas de celulosa proyectadas en el Río Uruguay

Consideraciones previas

Para abastecer a las dos plantas de celulosa que se pretenden instalar en el departamento de Río Negro, son necesarias 300.000 hectáreas forestadas, destinadas exclusivamente a este fin. Esta cifra se obtiene de:

- A) Las dos plantas tienen proyectada una producción de 1.500.000 toneladas anuales de pasta de celulosa en total.
- B) Para producir una tonelada de pasta de celulosa son necesarias 3 toneladas de madera.
- C) Cada hectárea forestal, produce en término medio 15 toneladas por hectárea y por año de madera procesable.

Los promedios nacionales en la producción de madera procesable a partir de *Eucalyptus globulus* es de 15 m³/ha/año, en el caso de *Eucalyptus grandis* estos rendimientos ascienden a 22-33 m³/ha/año. La relación de superficie cultivada actual *E. globulus*/*E. grandis* es 3:1 (MGAP-DGF, 2004). Por lo tanto, un promedio de productividad aceptable sería del orden de 19.5 m³/ha/año. La densidad de la madera es de 0.55, lo cual genera una producción media nacional de 10.7 Ton/ha/año (Sorrentino, 1991). Como el litoral se corresponde con los mejores suelos del país se considerará para los cálculos una productividad media para la región de 15 Ton/ha/año, evitando de esta forma toda sobreestimación de los datos de superficies forestadas.

En cuanto al consumo de agua de esta superficie forestal, las plantas propuestas necesitan 4.500.000 toneladas de madera/año para elaborar su producción de celulosa. De acuerdo a un informe elaborado por la Universidad de San Pablo, para la producción de 2 grs de madera de eucaliptos es necesario 1 litro de agua (Lima, 1993), por lo tanto se necesitan 2.25 x 10⁹ m³ de agua por año. A modo ilustrativo, el consumo diario del área metropolitana en un día de máximo consumo (día de verano con altas temperaturas), es del orden de 500.000 m³ (OSE, 2004). Por lo tanto, el consumo anual de dicha superficie sería equivalente a 4500 días (12,3 años) de consumo máximo del área metropolitana de Montevideo.

Escenario de expansión forestal según tipo de suelo

A partir de la Carta de Reconocimiento de Suelos 1:1.000.000 del MGAP (1976), se distribuyeron las unidades de suelos en dos categorías según los atributos morfológicos, físico – químicos, aptitud de las tierras, la integración de usos y especialmente las demandas del cultivo de eucalipto (MGAP, 1978; Cayssials y Alvarez 1983; Durán 1985). En la definición de las categorías se parte del supuesto histórico manejado en la gestión de suelos en el Uruguay, cuya prioridad es maximizar la aptitud productiva de las tierras considerando que las tierras aptas para forestar son menos aptas para pasturas y para cultivos agrícolas (CIDE, 1967 en Cayssials y Alvarez 1983). En la Tabla 1 se presentan las unidades de suelo correspondientes a la Categoría I, no recomendables para cultivos forestables.

Tabla 1. Unidades de suelo no recomendables para cultivos forestales.

Unidad de Suelo	Criterio	Unidad de Suelo	Criterio
Algorta Bellaco Bequelo Cañana Nieto Chapicuy Cuchilla de Corralito Espinillar Fray Bentos Kiyu La Carolina Libertad Risso Trinidad Young	Tierras Principalmente Agrícolas Aptitud muy intensiva	Andresito Cebollati Curtina Salto San Gabriel Guaycuru Villa Soriano Yi	Tierras Principalmente Pastoriles
Baygorria Carpinteria Colonia Palma Cuaro Ecila Paulier Las Brujas Isla Mala Itapeby Tres Arboles San Manuel Tala – Rodriguez	Tierras Agrícolas Pastoriles Aptitud intensiva a muy intensiva	Cuchilla de Haedo Queguay Chico Sierra Mahoma	Suelos superficiales y/o Litosoles
Arapey Bañados de Farrapos Islas del Río Uruguay Laguna Merin	Tierras de reserva de flora y fauna		

En la categoría II se permite el cultivo forestal hasta un máximo de 20 % de la unidad (Tabla 2). Son tierras principalmente pastoriles (Cayssials y Alvarez 1983), aptas para cultivos de verano en rotaciones cultivos/pasturas moderadas, la proporción de suelos arables en estas unidades es de aproximadamente 50%. Forestar más del 20% de la unidad comprometería la asociación actual agricultura de verano-ganadería.

Tabla 2. Unidades de suelo donde podría forestarse hasta el 20% del área.

Unidad de Suelo	Criterio
Bacacua Paso Palmar Sarandi de Tejera Tres Bocas	Tierras Principalmente Pastoriles

Tomando como base esta categorización de los suelos y las distancias a las plantas de celulosa se obtuvieron las superficies potencialmente forestables según se muestra en la Tabla 3.

Tabla 3. Potencial forestal según categorías de suelo (Categoría I: suelos donde no se recomiendan cultivos forestales y Categoría II: suelos potencialmente forestables hasta un 20% de su área). Se presentan las hectáreas disponibles y el porcentaje del área para diferentes rangos de distancia a las plantas de celulosa.

Distancias (km)	CATEGORIA I		CATEGORIA II		Total forestal	
	has	%	Has Total	20%	has	%
0 a 40	281748	92.51	22808	4562	4562	1.5
0 a 50	409649	87.14	60475	12095	12095	2.6
0 a 60	583396	87.26	85168	17034	17034	2.6
0 a 70	787259	87.62	112239	22448	22448	2.6
0 a 80	1013159	87.47	145122	29024	29024	2.5
0 a 90	1266768	87.87	174869	34974	34974	2.4
0 a 100	1517342	86.78	231177	46235	46235	2.6
0 a 110	1756742	84.32	326568	65314	65314	3.1
0 a 120	2011155	82.49	426840	85368	85368	3.6
0 a 150	3087157	84.99	545339	109068	109068	3.0
0 a 200	5187526	88.73	659053	131811	131811	2.3

En la Tabla 4 se resumen los porcentajes de tierras potencialmente forestables y las que se encuentran actualmente bajo cultivos forestales. Los resultados indican que en todos los rangos de distancia a las plantas de celulosa, las áreas actualmente forestadas exceden ampliamente la potencialidad forestal de los suelos de acuerdo a los criterios arriba establecidos.

Tabla 4: Superficies totales forestadas y potencialmente forestables, se indican a diferentes rangos de distancia a las plantas de celulosa.

Distancias	Tierras potencialmente forestales		Superficie actualmente forestada	
	Has	%	Has	%
0 a 40	4562	1.5	27060	8.9
0 a 50	12095	2.6	41860	8.9
0 a 60	17034	2.6	49249	7.4
0 a 70	22448	2.6	59910	6.7
0 a 80	29024	2.5	63703	5.6
0 a 90	34974	2.4	68092	4.7
0 a 100	46235	2.6	103026	5.9
0 a 110	65314	3.1	144080	6.9
0 a 120	85368	3.6	167724	6.9
0 a 150	109068	3.0	201320	5.5
0 a 200	131811	2.3	228337	3.9

Distribución de los cultivos forestales y las tierras potencialmente forestables, según los distritos de manejo y conservación de suelos y aguas propuestos por el MGAP

En el área establecida por una distancia de 200 km desde la ubicación de las plantas de celulosa, se localizan 14 de los distritos de conservación de suelos y aguas definidos por el MGAP-RENARE/MVOTMA-DINAMA/UNCCD-MM/FIDA (2005), coincidentes con las unidades hidrográficas de la DNH/MTOP (2005). Se consideró como criterio general que no se puede forestar más del 7% del área total de una cuenca para permitir la preservación del ciclo hidrológico, según consta en la Constitución de la República. Si cada distrito de conservación de suelos y aguas (subcuenca) se analizara a una escala de mayor detalle, se podrían reconocer con mayor precisión las asociaciones de suelos presentes en esas microcuencas hidrográficas y muy probablemente en muchos casos este 7% que se está tomando como valor "límite", se debería reducir aún más. Esto permitiría asegurar que el rendimiento hidrológico no se vea comprometido y genere graves daños ambientales.

Se fundamenta este valor de 7% de forestación máxima permitida por unidad hidrográfica en los siguientes resultados:

1) La estimación de la Productividad Primaria Neta de un área forestada en comparación con un área de pradera (ver Sección 1A) es significativamente superior. Las distintas evaluaciones realizadas para la zona del litoral oeste de Uruguay demuestran un rendimiento superior al 20% en el área forestal con respecto a la pradera (Achkar, 2005).

2) En condiciones normales de precipitación, una superficie bajo praderas emplea aproximadamente el 55% del agua precipitada, mientras una superficie forestada emplea del orden del 75% (ver Sección 1A). En años de eventos severos de sequía, la proporción de

agua disponible según los distintos usos varía significativamente, una superficie con praderas puede llegar a consumir el 65% del agua precipitada y una superficie forestada puede consumir hasta un 40% más que la pradera (Achkar, 2005). Estos datos son coincidentes con los encontrados en Africa del Sur en condiciones similares: en zonas forestadas con *Eucalyptus grandis*, con 1300 mm de precipitación anual, se registró una reducción en el agua disponible del orden del 28 % en condiciones normales (Lima,1993).

3) En años con déficit hídricos importantes (tomando como referencia la sequía de 1999), una unidad hidrográfica forestada con 7% utiliza dos tercios del agua de lluvia, quedando disponible en el sistema cuenca un tercio del agua precipitada. Esta situación se agrava en la medida que aumenta la superficie forestada, aumentando los riesgos ambientales sobre el conjunto de los ecosistemas presentes en la unidad hidrográfica.

Los resultados de la distribución de las áreas forestadas según distritos de Conservación de Suelos y Aguas (subcuencas) y la presencia de suelos potencialmente forestables, según los criterios anteriormente expuestos, se presentan en la Tabla 5. La distribución espacial de las superficies actualmente forestadas, las potencialmente forestables y los distritos de conservación de suelos y agua se presentan en la Fig. 1.

Tabla 5: Superficies totales y correspondientes al 7% forestable discriminadas por distrito de manejo y conservación de suelos y aguas propuestos por el MGAP. Se indica el % potencialmente forestable según el criterio de conservación de caudales mínimos aceptables y las superficies (en ha y en %) actualmente forestada para cada distrito.

Distrito	Superficie total	7% del distrito	Suelo forestales	% por distrito potencialmente forestal	Sup actual Efectiva forestada	% forestado
16	342174	23952	0	0	4275	1.25
17	174465	12213	601	0.3	10968	6.29
18	865773	60604	25562	2.9	49818	5.75
19	107511	7526	6433	6.0	30626	28.49
21	156231	10936	0	0	623	0.40
22	160096	11207	0	0	5076	3.17
23	98740	6912	0	0	1138	1.15
24	186148	13030	0	0	2658	1.43
54	550242	38517	11641	2.1	8743	1.59
55	861790	60325	51685	6.0	87448	10.15
57	465773	32604	14731	3.2	1568	0.34
58	384400	26908	8254	2.1	4787	1.25
63	214581	15021	0	0	392	0.18
110	375458	26282	0	0	5289	1.41
Totales	4943382	346037	118907	2.4	213409	4.32

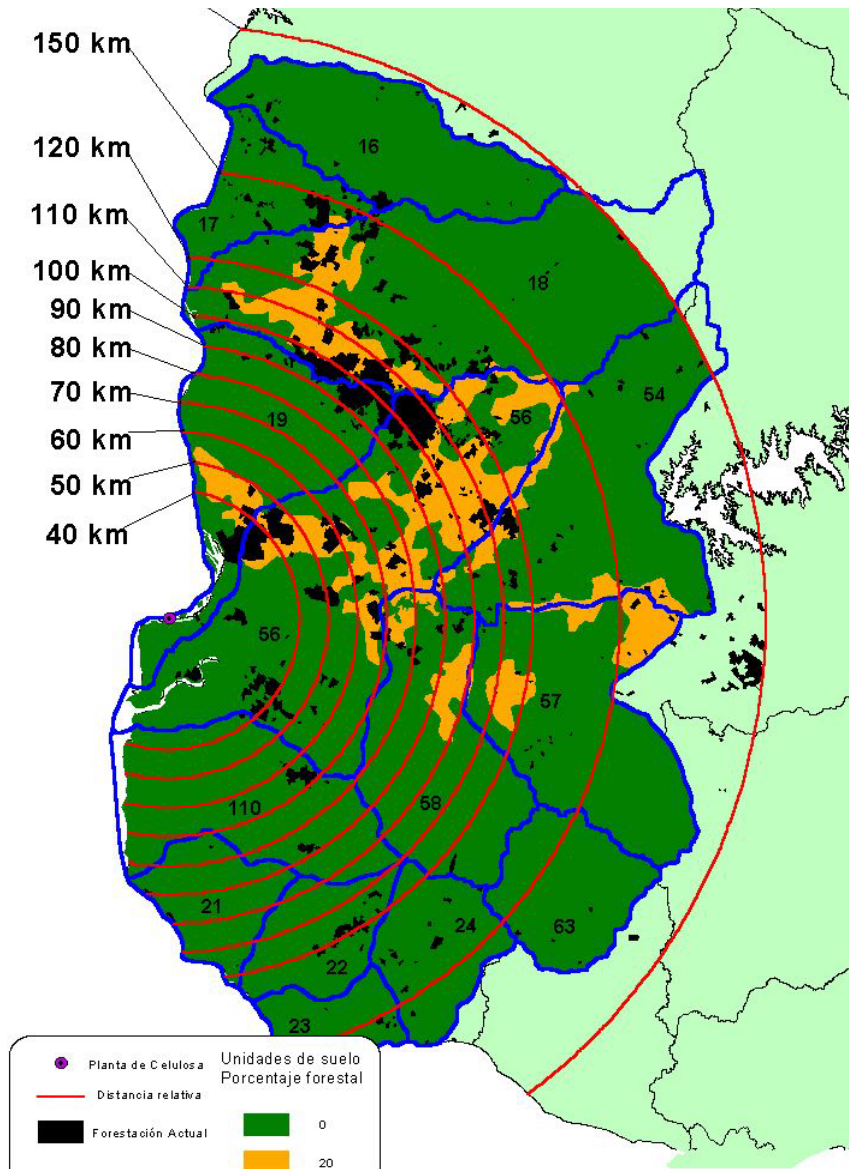


Fig. 1. Mapa donde se marcan con círculos concéntricos los diferentes rangos de distancia de las plantas de celulosa; los distritos de conservación de suelos y aguas del MGAP-RENARE/MVOTMA-DINAMA/UNCCD-MM/FIDA (2005), las áreas forestadas actualmente y las potencialmente forestables.

De acuerdo a los resultados obtenidos se desprende que para abastecer a las plantas de celulosa propuestas es necesario aumentar un 40% el área forestada actualmente en un entorno de 200 km, en un escenario de transporte de madera con costos absolutos menores al transporte carretero. El área potencialmente forestable en este escenario es en total 131.811 hectáreas, o sea un 44 % de las 300.000 hectáreas necesarias para abastecer a las plantas.

La situación es distinta según los distritos de Conservación de Suelos y Aguas considerados, estas situaciones se pueden dividir en cuatro (4) casos:

A) Distrito 19 (cuenca del Arroyo Negro-Depto. de Río Negro) especialmente grave, presenta un potencial de 6% de su superficie posible de ser forestada y actualmente presenta una forestación de 28.5%, lo cual es especialmente perjudicial ya que esta forestación se ubica en las nacientes de la cuenca (23100 hectáreas). La recomendación en este caso sería presentar un plan de reducción del área forestal del distrito para cumplir con el mandato constitucional y permitir un funcionamiento del ciclo hidrológico que asegure los caudales hidrológicos mínimos durante eventos severos de sequía.

2) Los distritos 17 (Cuenca de los arroyos Chapicuy Guaviyú-Depto. Paysandú), 18 (Cuenca del Río Queguay-Depto. de Paysandú), 22 (Cuenca Río San Juan-Depto. de Colonia) y 55 (Cuenca Bajo Río Negro-Depto. de Soriano y Depto de Río Negro) se encuentran en una situación similar al caso anterior, pero de menor magnitud, con un área forestal efectiva que supera en más de un 3% al área potencialmente forestal. En este caso también se recomienda un programa de reducción del área forestal.

3) Los distritos 16, 21, 23, 24, 16 y 110 presentan un área forestal efectiva mayor que el área potencial, superando en magnitudes que van de 1,43 a 0,4 % mayor que el área potencialmente forestal, se recomienda no permitir el aumento de implantaciones de cultivos forestales.

4) Finalmente los distritos 54, 57 y 58, presentan un área forestal inferior al área potencialmente forestable, en conjunto se podría aumentar el área forestal en 19.528 hectáreas en estos distritos.

Referencias

Achkar, M. 2005. Evaluación de la distribución de la materia orgánica en el horizonte superficial del suelo en la cuenca del arroyo Sánchez, mediante el uso de técnicas de teledetección, aplicación de metodología SIG. Tesis de Doctorado ENSAT-INPT Francia / Facultad de Ciencias UdelaR Uruguay.

Cayssials, R y Alvarez, C. 1983. Interpretación agronómica de la carta de reconocimiento de suelos del Uruguay. Boletín N° 9. MGAP.

Durán, A. 1985. Los suelos del Uruguay. Ed. Agropecuaria, Hemisferio Sur, SRL. Montevideo.

DNH/ MTOP 2005. WEB: www.mtop.gub.uy.

Lima, W. 1993. Impacto Ambiental do Eucalipto. Ed. USP. Sao Paulo. Brasil

MGAP 1976. Carta de reconocimiento de suelos del Uruguay y leyenda explicativa, tomos I y I. Montevideo, Uruguay.

MGAP 1978. Programa de Investigación y asistencia técnica agropecuaria. Archivo

MGAP. Convenio MAP- CIAAB- AID.

MGAP-DGF 2004. Boletín estadístico WEB: www.mgap.gub.uy/Forestal

MGAP-RENARE/MVOTMA-DINAMA/UNCCD-MM/FIDA 2005. Plan de acción nacional de lucha contra la desertificación y la sequía. Proyecto GM2/020/CCD.

Sorrentino Fattoruso, A. 1991. Indices de sitios preliminares para las principales especies forestales cultivadas en Uruguay. Boletín Investigación N° 33. Facultad de Agronomía.

SECCION 3

Criterios, procedimientos y recomendaciones en relación al establecimiento de las plantas

Las plantas proyectadas para el río Uruguay todavía no han explicitado en detalle el tipo de tratamiento de efluentes que utilizarán. Si bien el río Uruguay brindará una gran capacidad de dilución de los efluentes vertidos, la mezcla con los efluentes de las ciudades localizadas aguas arriba (sin tratamiento adecuado de sus aguas residuales) puede determinar respuestas difíciles de predecir a priori. La ausencia de sistemas de tratamiento adecuados de las principales ciudades de las márgenes de Argentina, Uruguay y Brasil, condiciona que este río transporte una importante carga de nutrientes que finalmente se vierte en el Río de la Plata. El aumento de la ocurrencia de mareas rojas o floraciones de cianobacterias en el Río de la Plata, seguramente está asociado al incremento de la concentración de nutrientes limitantes aportados tanto por el río Uruguay como el Paraná. En este contexto, es recomendable que las plantas proyectadas incluyan sistemas de tratamiento terciarios, considerando la magnitud de sus efluentes y la calidad del agua del río Uruguay. Por último, es importante recordar que la toma de agua del sistema de suministro de agua potable de la ciudad de Fray Bentos se encuentra aguas abajo de la zona de descarga proyectada.

Estrategias para evaluar el impacto de las plantas proyectadas sobre el Río Uruguay

El Río Uruguay es uno de los recursos hídricos de uso múltiple más importante a escala nacional. El mismo es utilizado para la generación de energía eléctrica, abastecimiento de agua potable, regadío, procesos industriales, pesca artesanal y recreación. La instalación de dos industrias de celulosa con proceso Kraft ECF, las cuales producirán una descarga al Río Uruguay de 125.000 m³/día de efluentes líquidos, conlleva la necesidad de implementar un adecuado programa de control y monitoreo que permita evaluar los potenciales efectos.

El Río Uruguay está sometido a una fuerte presión antrópica y las actividades que se desarrollan en su área de drenaje aportan al curso principal una gran diversidad de compuestos químicos. Algunos de estos compuestos presentan una naturaleza química y mecanismos de acción similares a los vertidos en efluentes de celulosa, por lo cual es de vital importancia establecer cuál es el estado actual de la calidad del agua. Esto permitirá determinar en qué medida, las descargas de los efluentes de las plantas proyectadas interfieren con la integridad del ecosistema, de lo contrario el establecimiento de relaciones de causalidad será prácticamente imposible.

El programa de monitoreo de calidad de agua del Río Uruguay debería abordar el seguimiento de parámetros físico-químicos que permitan tanto identificar la tipología de los contaminantes como la capacidad de asimilación

del sistema y la determinación de respuestas biológicas que evidencien el efecto que éstos provocan sobre la biota acuática.

El diseño de muestreo debería contemplar al menos cuatro zonas de seguimiento: zona de pre-impacto, ubicada aguas arriba del punto de descarga del efluente de la empresa ENCE; zona de impacto, con dos puntos situados a la salida de cada uno de los efluentes (ENCE y Botnia) y zona de post-impacto, aguas abajo de las descargas en el Balneario Las Cañas. Es importante contar con un detallado estudio de la distribución del efluente en el río en diferentes escenarios de caudal y régimen de vientos. El IMFIA (Facultad Ingeniería) podría brindar un adecuado asesoramiento en esta temática.

En cuanto a la frecuencia de muestreo, deberían realizarse muestreos estacionales previos a la puesta en marcha de las plantas a los efectos de evaluar la variabilidad estacional de la calidad de agua del río actualmente. Una vez que las plantas inicien la producción, dado que los volúmenes generados serán escalonados hasta llegar al máximo establecido, se debería hacer un monitoreo que acompañe los incrementos en la producción. Finalmente, la frecuencia de monitoreo debería contemplar las variaciones del régimen de caudales.

Parámetros físico-químicos

En relación a este punto, los parámetros a determinar y los límites máximos permitidos para la descarga de efluentes a cuerpos de agua, están establecidos en el Decreto 253/79 (Reglamentario del Código de Agua) y en el Tema 3 del Digesto sobre el Uso y Aprovechamiento del Río Uruguay (1989), el cual reglamenta los capítulos IX y X del Estatuto del Río Uruguay (1975).

Adicionalmente a los parámetros establecidos en la normativa vigente y en función de las características particulares de este tipo de efluentes, a nivel internacional se incorpora la determinación (tanto en agua como en sedimentos) de AOX. Este parámetro determina la carga de halógenos adsorbidos orgánicamente y, asumiendo que la mayor parte corresponderían al ión Cl⁻, da un estimativo de la carga total de compuestos organoclorados.

Además de la determinación de este parámetro (AOX), es recomendable la realización de un análisis cualitativo para determinar el tipo de compuestos organoclorados presentes, debido a que cuanto mayor es el grado de sustitución con cloro, mayor es la resistencia a la degradación de estos compuestos y su potencial de bioacumulación/biomagnificación. Por otra parte, es recomendable también determinar las concentraciones de compuestos derivados de fitoestradiolos y ácidos resínicos debido a su potencial como disruptores endócrinos.

Parámetros biológicos

En este punto, cabe resaltar que en función de la solubilidad en agua de los diferentes compuestos presentes en los efluentes de celulosa, es necesario identificar organismos y respuestas biológicas que permitan evaluar los efectos

de los compuestos disueltos en agua y aquellos asociados al material particulado y/o sedimentos. Por lo tanto, el primer aspecto es la identificación de la o las especies centinelas a ser incluidas en el programa de monitoreo.

Las respuestas a nivel biológico pueden ser analizadas desde el nivel molecular hasta los niveles más complejos. Los indicadores moleculares son los primeros en ocurrir en la biota, por lo que resultan muy relevantes en los programas de monitoreo con un enfoque preventivo o de vigilancia. Los antecedentes científicos expuestos indican claros efectos a nivel de enzimas como el complejo isoenzimático MFO, la isoenzima EROD y los niveles de esteroides. Para la implementación de estas técnicas y otros indicadores que se expondrán más adelante, es necesario comenzar a trabajar inmediatamente en los siguientes aspectos: A) determinar cuáles son las especies más convenientes para realizar los estudios; B) identificar los procedimientos de colecta más efectivos de cada población seleccionada; C) conocer la distribución espacial del efluente en el sistema en diferentes condiciones hídricas y D) comparar los resultados obtenidos en poblaciones naturales con bioensayos de laboratorio y de campo con las mismas especies y aquellas utilizadas de forma estándar.

A) Determinar cuáles son las especies más convenientes para realizar los estudios de biomarcadores.

Los antecedentes científicos expuestos en la Sección 1B indican que la comunidad en que más se ha estudiado los efectos a nivel de biomarcadores es la de peces, en segundo lugar en las poblaciones de bivalvos filtradores. Los desplazamientos de las poblaciones de peces dificultan las interpretaciones de los resultados, ya que estos organismos pueden desplazarse a zonas no expuestas directamente al efluente. Al mismo tiempo, las poblaciones de peces del Río Uruguay están expuestas a un conjunto de contaminantes de los efluentes de las principales ciudades de sus riberas, lo que dificulta la interpretación de los resultados. De acuerdo a esto, es necesario seleccionar las especies nativas que serán monitoreadas. La selección debe contemplar varios aspectos, la facilidad o dificultad de ser colectadas, el tipo de movilidad y desplazamiento que presentan en el río, el rol trófico, la importancia como recurso en la pesca comercial, artesanal o deportiva, y la facilidad de utilizar estas mismas especies en bioensayos de laboratorio o in situ (por ej. en cajas de cultivo). La discusión sobre estos aspectos debe iniciarse inmediatamente a efectos de llegar a un consenso rápidamente que permita implementar los protocolos a seguir. Esto resulta de gran interés ya que podríamos combinar las estrategias de muestreo espaciales con temporales (ver más detalle en aproximaciones espaciales y temporales).

Las poblaciones de bivalvos filtradores presentan menos dificultades que los peces para ser usados como bioindicadores. Los bivalvos permanecen fijos, filtran importantes cantidades de agua por día (por lo que en general resultan modelos muy adecuados para analizar efectos crónicos a largo plazo), pueden utilizarse en bioensayos de laboratorio y de campo por su facilidad de cultivo. En el caso del Río Uruguay pueden utilizarse especies nativas o introducidas como *Corbicula fluminea* o *Limnoperna fortunei*.

B) Identificar los procedimientos de colecta más efectivos de cada población seleccionada.

Cada población puede requerir métodos de colecta diferentes, ésto es particularmente notorio en la comunidad de peces. Utilizar una única arte de pesca (pesca eléctrica), como lo exigido por la DINAMA a la empresa Botnia, es un importante error ya que gran parte de esta comunidad no puede ser relevada. Es necesario avanzar rápidamente sobre este punto a efectos de estandarizar todas las técnicas que se emplearán rutinariamente, aspecto de gran relevancia para el análisis de los efectos a nivel individual, poblacional y comunitario. Las dificultades para el muestreo de poblaciones de bivalvos son sustancialmente menores, sin embargo es necesario determinar cuanto antes cuáles son los dispositivos de muestreo más adecuados y que área de colecta debe considerarse.

C) Conocer la distribución espacial del efluente en el sistema en diferentes condiciones hídricas.

La dispersión espacial de los contaminantes en el Río Uruguay puede seguir patrones complejos debido al extenso ancho de este sistema, su caudal, y los diferentes patrones de circulación en cada sección. Los estudios de CARU sobre los efectos de los vertidos de la ciudad de Paysandú afirman lo anteriormente expuesto.

D) Comparar los resultados obtenidos en poblaciones naturales con bioensayos de laboratorio y de campo con las mismas especies y aquellas utilizadas de forma estándar.

Los bioensayos de laboratorio y de campo permiten analizar en mayor profundidad las respuestas que observemos a nivel de las poblaciones naturales, por ejemplo se puede identificar con mayor precisión aquellos factores causantes presentes en el efluente o en el propio cuerpo de agua receptor. Al mismo tiempo, al poder comparar los resultados con otras especies utilizadas internacionalmente de forma estándar, se puede determinar la sensibilidad o la resistencia de las especies nativas.

Nivel individual y poblacional

Los efluentes de las plantas de celulosa tienen dos grandes tipos de efectos antagonistas, en algunos casos aumentan la producción primaria lo que se refleja en cambios favorables en el factor de condición de los peces, o provoca efectos adversos por la toxicidad de los compuestos químicos del efluente o el marcado descenso en la concentración de oxígeno ligado al elevado aporte de materia orgánica. En este nivel debería evaluarse la abundancia de las diferentes poblaciones, las relaciones tamaño-peso, determinar las alteraciones de tamaño y morfológicas del hígado, el desarrollo gonadal, proporción de sexos, edad donde se alcanza la madurez reproductiva y alteraciones en los caracteres sexuales. En este nivel es necesario también

combinar los trabajos de campo con bioensayos de laboratorio y de campo para poder comprender en detalle la causalidad de los patrones observados.

Nivel comunitario

Los atributos en este nivel deben concentrarse en los cambios en la riqueza y diversidad de especies e identificar especies sensibles y tolerantes. En este caso, además de las comunidades de peces y bivalvos, es recomendable incluir la comunidad de macroinvertebrados bentónicos. Esta comunidad es empleada habitualmente en la evaluación de la calidad de agua de ríos, y específicamente ha sido considerada en los programas de monitoreo de los efluentes de celulosa.

Aproximaciones espaciales y temporales

La demostración de los efectos requiere de un análisis robusto de muestreo, elemento indispensable para analizar los datos con rigor estadístico. En este marco, se pueden utilizar dos estrategias posibles, espacial o temporal, o una combinación de ambas (Underwood, 1996, Boon & Howell, 1997). En el enfoque temporal se cuantifican los efectos antes y después de la instalación de la planta de celulosa. Para ello se requiere de un registro adecuado en el pasado de las variables de interés, el cual debe proseguir durante el funcionamiento de la planta. En el caso de Río Uruguay ese registro es extremadamente limitado y algunos de los indicadores que hemos mencionado anteriormente nunca fueron estudiados. Esto determina que desde el punto de vista de esta aproximación no podemos afirmar cambios con base científica. Incluso, en caso de ser capaces de implementar un sólido programa de monitoreo a partir de mediados del 2006 hasta el momento que la planta entre en funcionamiento, no se lograría registrar toda la variabilidad de este sistema. En este sistema existe una importante variabilidad estacional ligada a la variación de la temperatura y el caudal (este último factor no es estacionalmente regular como en el caso del Pantanal o la cuenca del Amazonas). Además, existe una variabilidad interanual y de más largo plazo que no ha sido registrada para la mayoría de los indicadores. De todos modos, esta aproximación debe ser considerada para determinar los efectos a largo plazo (ver más adelante). Las fechas de muestreo deberán ser en parte determinadas por la estacionalidad de nuestro clima, pero deben considerarse las variaciones del caudal y por tanto de la capacidad de dilución. En otras palabras, parte de los muestreos debe ser fijo y parte móvil y adaptativo de acuerdo a los cambios de caudal.

La aproximación espacial implica un análisis comparativo entre sitios que consideramos de referencia: no expuestos y expuestos a los contaminantes. Los ríos son sistemas con una considerable heterogeneidad espacial, tanto longitudinal como a lo ancho de su cauce. Esto implica que debemos seleccionar cuidadosamente los sitios expuestos y los sitios de referencia. Para ello es necesario conocer exactamente la forma de dispersión del efluente para poder determinar sitios de referencia que sean comparables (similares condiciones ambientales pero sin recibir efluentes) a los sitios expuestos. Al mismo tiempo, el efluente se diluye lo cual genera un gradiente espacial aguas

abajo de sus contaminantes. El análisis de ese gradiente es de suma importancia para cuantificar los niveles aceptables o tolerables de contaminación.

Efectos a corto y largo plazo

En el caso que el proceso de producción cuente con plantas de tratamiento primario y secundario, la mayoría de los efectos serán subletales y crónicos; en la mayoría de los casos aparecerán con una exposición baja y permanente de los contaminantes. Esto implica que los programas de monitoreo deberían ser permanentes, aunque en algunos atributos no se observen efectos durante el primer tiempo. Asimismo, en el caso de los bioensayos de laboratorio, éstos deben ser agudos y crónicos. Es recomendable que se implementen bioensayos que contemplen todo el ciclo de vida de los organismos, en el caso de los peces desde el huevo fecundado hasta alcanzar el período de madurez sexual. Si bien son pruebas muy costosas, es una de las formas más seguras de establecer ausencia de efectos.

Aspectos éticos

El proceso de monitoreo del funcionamiento de las plantas de celulosa debe ser de dominio público y transparente. Las empresas deberían asumir los costos de los programas de monitoreo, pero no contratar directamente a los técnicos responsables para evitar posibles conflictos de intereses. La empresa puede tener su propio equipo de trabajo para comparar los resultados con los técnicos, científicos y organizaciones a cargo, pero el sistema de contralor no puede basarse en la información que cada empresa registre. Para implementar el monitoreo, la DINAMA debe tener en cuenta la independencia de los evaluadores y esto sólo se garantiza a través de un organismo o institución de reconocida independencia, como la Universidad de la República, que asegure la transparencia del proceso. Los técnicos y científicos que participen en el programa de monitoreo independiente y con validez jurídica, deben firmar una declaración jurada de no tener vinculaciones actuales y pasadas con las empresas.

Referencias

Boon, P.J and Howell, D.L. 1997. Freshwater quality: Defining the indefinable? Edinburgh: The Stationery Office. 552 p

Underwood, A.J. 1996. Spatial and temporal problems with monitoring. In: River Restoration. Petts, G. and Calows, P. (eds). Blackwell Science, Oxford. pp: 182-204.