

ANAIIS DO VIII SEMINARIO REGIONAL DE ECOLOGIA	Volume VIII	p. 1-18	1997
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais			
UFSCar, São Carlos - SP.			

ASPECTOS CONCEPTUALES PARA LA EVALUACION AMBIENTAL DE TIERRAS HUMEDAS CONTINENTALES DE AMERICA DEL SUR

NEIFE, JUAN J.⁽¹⁾

INTRODUCCION

La percepción global de Sudamérica ha sido lograda em varios trabajos de síntesis como los de FITTKAU et al. (1968), CABRERA & WILLINK (1973), UNESCO (1980), MORELLO (1984). Especialmente esta última contribución ayuda a comprender la importancia geográfica y ecológica de las llanuras húmedas en Sudamérica de otras masas continentales.

Se ha señalado que una de las características que distinguen a Sudamérica es la existencia de grandes humedales, individual y globalmente los más extensos de la biosfera, cuando se considera el desarrollo de las masas continentales (Tabla I). La mayor superficie ocupada por los humedales en Sudamérica, se encuentra en la cuenca de drenaje de los grandes ríos, y más del 80% en áreas de clima cálido. Dentro de la heterogeneidad que pueda encontrarse a nivel de grandes espacios, es destacable que los grande humedales de Sudamérica presentan muchas estructuras análogas y aún homólogos. Ello se debe a la inexistencia de grandes barreras orográficas que limiten la distribución, o que generen fronteras climáticas consistentes. Las grandes masas de aire se desplazan desde el Atlántico hasta los Andes, y desde el Polo Sur hasta el norte de Sudamérica. Tres núcleos sobrelevados: los macizos de Guayana, de Brasil, y la cordillera de los Andes, son los grandes centros de distribución de materiales sólidos que reciben las grandes llanuras del subcontinente, como lo señala MORELLO (1984). Esta peculiaridad ha tenido una influencia decisiva cuando se considera tiempos evolutivos, y distingue a Sudamérica del resto de las masas continentales.

De la revisión de literatura disponible se advierte que los trabajos científicos para humedales producidos en Sudamérica han tenido una escasa difusión y en algunos casos han sido ignorados a la hora de formular generalizaciones sobre el funcionamiento de estos paisajes dentro de la biosfera. Como resultado, muchas de las hipótesis y conceptos producidos en el viejo

¹ Centro de Ecología Aplicada (CECOAL) - Corrientes, Argentina

mundo, son inapropiados para los grandes humedales de Sudamérica (NEIFF *et al.*, 1994).

La mayor extensión está ocupada por áreas anegables en las que el encharcamiento del suelo es originado em lluvias locales, e inundables en las que el agua que cubre el suelo proviene de desbordos fluviales, es decir, de lluvias ocurridas quizás en sectores muy distantes. Y con agua mineralizada y cargada con sedimentos de aquellos ecosistemas. El diferente origen del agua tiene consecuencias ecológicas que van más allá de diferencias semánticas (NEIFF *et al.*, 1994). El análisis de procesos y de impactos distantes tiene connotaciones y consecuencias muy diferentes de aquellos originados en fenómenos locales. Los que derivan de las ondas de fluctuación del río, tienen una magnitud e importancia regional (MORELLO, 1984) que requiere un tratamiento adecuado.

La identidad propia de los grandes humedales (wetlands, bañados, banhados, brejos) involucrados en Sudamérica impide caracterizarlos como ecotonos. La palabra "ecotono" o transición ecológica utilizada por CLEMENTS (1905), y más recientemente aplicada para definir a los humedales (DI CASTRI *et al.*, 1988; NAIMAN *et al.*, 1989) y, en especial a las planicies de inundación (JUNK *et al.*, 1989; RISSER, 1990) ha sido fuertemente cuestionada por TINER (1993), NEIFF (1990), NEIFF *et al.* (1994), GOPAL (1994) y otros autores, porque funcionalmente no son "sistemas de transición entre tierra y agua". Esto implica un error conceptual que puede ser peligroso no sólo para el diagnóstico de estos sistemas complejos, sino también para el análisis del impacto de cualquier intervención antrópica.

Varios autores coinciden en la identidad propia de los grandes humedales (GOPAL, 1994; MITSCH & GOSSELINK, 1986; NEIFF *et al.*, 1994). Los bañados y planicies de inundación son reconocibles como mosaicos de ecosistemas altamente dinámicos, de bordes lábiles, donde la estabilidad y la diversidad están condicionadas primariamente por la hidrología y los flujos de materiales.

La periodicidad, duración, amplitud y timing de la inundación, determinan primariamente la composición de las especies y varios procesos en el área (GOPAL, 1994). WETZEL (1990) señala que los bañados son ecosistemas acuáticos con varias características únicas, y los de mayor productividad.

Los grandes humedales (o pantanales) no pueden asignarse como ecosistemas acuáticos o terrestres, o como ecotono entre ambos. Son "sistemas de extensión subregional en los que la presencia de una lámina de agua de variable cobertura espacial y temporal, produce flujos biogeoquímicos propios, suelos de acentuada hidromorfismo, y una biota cuya estructura y dinámica está bien adaptada a un amplio rango de disponibilidad de agua. Ellos pueden ser considerados macrosistemas, en los que la complejidad crece con la variabilidad hidrosedimentológica y con la extensión geográfica" (NEIFF *et al.*, 1994).

Esta variabilidad tiene un patrón sinusoidal originado en la diferencia entre exceso y deficiencia de agua en y sobre el suelo a nivel regional. Esto determina curvas hidrométricas sinusoidales en los hidrómetros colocados en el

curso del río. Aquel valor de la regla hidrométrica en el cual se produce el desborde del agua sobre determinado punto de la planicie del río es considerado como valor cero. Aquellas ondulaciones (o porción de ellas) que se encuentran por encima de este valor, son consideradas positivas y definen el período de inundación o potamofase. Los valores del hidrómetro que se encuentran por debajo, negativos, corresponden a la situación de aislamiento del valle de inundación respecto del curso principal, llamado también fase seca, o limnofase. En la Potamofase se producen flujos horizontales (agua, sedimentos, minerales, organismos, "información") desde el curso del río hacia la planicie de inundación. En la Limnofase, el flujo (no siempre transversal al curso del río) lleva información desde la planicie al cauce del río. El patrón de variabilidad de estas ondas en una secuencia temporal conforman el régimen pulsátil en determinado punto y sección del río.

La repetibilidad del patrón de variación en una serie histórica, representa el grado de predictibilidad que pueden encontrar los organismos o colectividades de organismos para colonizar, permanecer, y dominar determinado segmento del paisaje fluvial.

Los requerimientos de predictibilidad de los organismos, están en relación con el tiempo de vida (décadas para los árboles; lustros para los peces; días para los plántkeres,...). Como consecuencia, es habitual encontrar agrupaciones de organismos que tienen adaptaciones individuales y patrones poblacionales mejor ajustados a la variabilidad hidrométrica en diferentes sectores de la planicie inundable. Prácticamente todos los procesos que acontecen en los grandes humedales tienen relación positiva o negativa con la frecuencia, duración, magnitud y otras características de la secuencia de potamofase e hidrofase. El transporte y deposición de sedimentos (DRAGO, 1990; ORFEO, 1995); la colonización, producción y decomposición de la vegetación herbácea y leñosa; el consumo y mineralización de la materia orgánica; la actividad migratoria de los organismos (NEIFF, 1990; 1994), la pesca (QUIROS, 1990), las actividades de los pobladores del río, el turismo y otros flujos están ajustados al régimen pulsátil del río.

Algunas estructuras están predominantemente condicionadas por la potamofase, otras por la limnofase, (son los denominados estrategias de fase), en tanto que otros han sido favorecidos por su capacidad de adecuación a una amplia gama de condiciones del régimen pulsátil y se los conoce como eurípticos.

Algunas colectividades de organismos están más condicionados por la duración de una fase (ej: inundaciones) que por la magnitud del fenómeno (POL DE NEIFF & BRUQUETAS, 1989). Gran parte de los organismos han sincronizado sus ritmos de fertilidad (reproducción y dispersión de huevos y semillas, por ej.) con dependencia de la época en que ocurren las fases hidrológicas.

NEIFF (1990) y NEIFF *et al.* (1994), han propuesto la función FITRAS que es el acrónimo de los atributos principales de los pulsos hidrosedimentológicos: frecuencia, intensidad, tensión regularidad, amplitud y estacionalidad de un pulso, y que se esquematizan en las Figuras 1 y 2 y Tabla II.

El patrón del pulso tiene tendencia relativamente cíclica y no es fácil de describir dado que intervienen variables endógenas y exógenas. La función sinusoidal general (SCHNACK, *et al.*, 1995) es útil a tal fin:

$$y = f(a \operatorname{sen} b x^n)$$

donde:

y = la energía macánica que atraviesa el sistema (medible a través de los niveles hidrométricos, caudales y variables asociadas (ej. concentración de sólidos suspendidos; o de sólidos disueltos)).

x = tiempo.

a, b = coeficientes propios de cada macrosistema fluvial, o ecorregión, que determina la intensidad (a) y amplitud (b).

n = exponente específico de cada macrosistema que determina la regularidad.

En la práctica es más simple trabajar con niveles hidrométricos ya que existen series prolongadas de tiempo. En otro sentido, los organismos "perciben" los cambios hidrológicos como cambios de nivel hidrométrico y no como función de caudal. Cuando es necesario, puede trabajarse con caudales, convirtiendo los datos hidrométricos a caudal, o volúmen de agua pasado en algunos casos. Para esta conversión es preciso contar con la curva $h-Q$ en la sección o secciones bajo análisis.

Al describir los humedales resulta indispensable considerar la posición de distintos segmentos del paisaje respecto del escurrimiento. La velocidad de la corriente, como factor físico, pero también la tasa de renovación del agua y propiedades asociadas (concentración de nutrientes, sedimentos, etc.), son importantes para explicar la presencia o ausencia de determinadas estructuras bióticas. Esta característica es común a otros grandes humedales fluviales (ORME, 1993), pero especialmente válida en ríos con enormes planicies de inundación como en Sudamérica.

Como consecuencia de esta función de variabilidad típica de las planicies inundables y anegales, y también de los grandes ríos, los valores medios de una variable de estado del sistema, pueden dar una idea errónea de su funcionamiento. En las áreas inundables, los flujos horizontales de agua y materiales dentro de la varzea, determinan que la composición geoquímica y biótica de cada segmento geográfico, dependa de la dinámica hidrosedimentológica del río más que del metabolismo interno del ecosistema bajo análisis. Por este motivo, la definición y cuantificación de los elementos y estados del sistema requieren la incorporación de la variable tiempo, dado que los valores puntuales o sus medias no expresan la función de variabilidad si no se expresa al mismo tiempo la tasa de renovación (turnover). Por la misma razón, los valores de diversidad específica o de dominancia o de equitabilidad son "ciegos" cuando se los usa como único medio de síntesis de la complejidad estructural de los humedales.

Estoy proponiendo algunas herramientas de análisis de la variabilidad de ríos y humedales que pueden probarse en el estudio de la vegetación macrofita, del plancton, bentos, peces y, posiblemente, en otros subsistemas bióticos.

Algunos índices permiten explicar la distribución y abundancia de las poblaciones respecto de uno o varios macrofactores de variación que regulan el sistema. Dado que la mayoría de las poblaciones tienen curvas normales de distribución, el cociente entre la desviación estandar y la media de cada población multiplicado por cien, puede representar una primera aproximación.

Podemos usar un índice que combine tres parámetros bióticos: abundancia, como densidad media (o número de individuos en cada fase hidrológica, o mejor aún: momento dentro de la fase hidrológica); la frecuencia, por ej. el número de fases (o momentos dentro de cada fase), como expresión de la amplitud de nicho; y la media pesada o baricentro (ej. la media pesada de la densidad de población en cada fase hidrológica, para evaluar la posición de la población o poblaciones dentro de determinada curva hidrológica).

Finalmente:

$$PP_h = \frac{\sum_{i=1}^h (N_i \bar{X}_i)}{\sum_{i=1}^h N_i}$$

donde:

PP_h = Posición de la población en un pulso hidrosedimentológico;

N_h = Promedio coordinado pesado por densidad de población en cada pulso h ;

N_h = Densidad de población en una fase hidrológica (o fecha) h .

WARWICK (1986) propuso el "método ABC" para detectar el efecto de la polución sobre las poblaciones bentónicas. Posteriormente, MEIRE & DEREN (1990) propusieron el índice ABC:

$$ABC = \frac{B_i - A_i}{N}$$

donde:

B_i = % de dominancia de especies (desde la biomasa más alta a la más baja);

A_i = % de dominancia de especies (desde las más abundantes a las menos abundantes);

N = número total de especies.

El índice tiene valores negativos en ambientes fuertemente disturbados, y positivos en sistemas poco alterados. Este índice puede usarse tanto para estudiar los efectos de la polución como los disturbos del medio físico. Yo pienso que el índice ABC podría emplearse también para analizar las fluctuaciones de las poblaciones inducidas por la fluctuación del agua en sistemas fluviales y en pantanales.

He propuesto un Índice de prevalencia para conocer cuál (o cuáles poblaciones) persisten en el sistema con valores altos de importancia respecto de las demás poblaciones dentro de una serie de tiempo, en macrosistemas lluviales:

$$P = \int \sum_0^{\infty} (U_i / N) 2^i t_0 \dots t_1^n \text{ spp}$$

donde: U_i = unidad de importancia (productividad, densidad, otro);

N = magnitud del valor de importancia

t = tiempo.

Este índice puede ser usado en distintas comunidades de las planicies inundables y en otros sistemas de alta variabilidad, en que los flujos marginales provenientes de otras áreas geográficas son importantes. El índice puede ser de mayor utilidad para el análisis de la variabilidad de colectividades planctónicas, de peces y bentónicas, en las que las entradas y salidas a y desde la comunidad son importantes. De alguna manera, nos permite expresar cuáles elementos tienen mayor persistencia numérica en el tiempo.

ALGUNAS FUNCIONES Y DESCRIPTORES FUNCIONALES DE LOS GRANDES HUMEDALES DE SUDAMÉRICA

Diversidad y riqueza específica

Aún en la literatura científica estos atributos suelen confundirse. Diversidad específica es una relación cuantitativa entre el número de especies y la abundancia poblacional de las mismas (a través de su número de individuos, biomasa, volumen o cobertura), es decir, se trata de una magnitud sintética que expresa cantidad de entidades taxonómicas coexistentes en un territorio, en un momento dado, entre las cuales se distribuyen los individuos que existen en ese espacio y momento. Esta relación indica la complejidad trófica, la capacidad de carga del ambiente, y fundamentalmente las restricciones o condicionamientos que ejerce el medio físico y químico sobre el desarrollo de la biota de los humedales.

Se han descrito distintas formas de diversidad específica. La diversidad alfa se refiere a muestras tomadas en un mismo hábitat, relativamente homogéneo. La diversidad beta se toma a nivel regional o para comparar diferentes hábitats. Si bien ambas son conceptualmente válidas, su utilidad depende en gran medida de la bondad del muestreo. En ambientes de alta variabilidad no explican por sí solas las causas de la estructura biótica.

En tanto, la riqueza específica es un atributo cualitativo, que expresa la potencialidad de encontrar especies (entidades taxonómicas, en sentido amplio), en un determinado humedal.

Es decir, que a través de un listado de especies registradas en distintas colecciones y durante un tiempo (no necesariamente comparable para los distintos sitios) se obtiene un indicador de la complejidad biótica potencial de los humedales. Cuando estas colecciones son exhaustivas, permite calificar la cantidad de especies que pueden ser afectadas por alteraciones antrópicas. Cuando esta colecciones están precisamente localizadas en el tiempo y en el espacio, y al mismo tiempo es posible conocer las condiciones hidrosedimentológicas de los humedales para esa situación, es posible inferir sobre las relaciones entre complejidad de bioformas o de taxones y la estacionalidad hidrológica del sistema. También resultan de gran interés como indicador de la sensibilidad potencial de tal o cual ambiente a distintas formas de manejo.

Analizado en este contexto conceptual, ambos indicadores tienen distintas dificultades y utilidades. En tanto la diversidad específica crece al aumentar el espacio analizado, la riqueza potencial crece generalmente al aumentar la magnitud de tiempo. La riqueza actual (lista) de especies y la riqueza potencial (compilación y revisión de colecciones) son productos muy ricos en información, que no han sido demasiado explorados para humedales.

Existen muchos mitos respecto de la alta diversidad específica de los humedales tropicales de Sudamérica. Estudios a nivel de cuencas hidrográficas (NEIFF *et al.*, en preparación) indican que la diversidad alfa es moderada a baja en mayor parte de los humedales herbáceos, y que la riqueza específica potencial es alta, especialmente en los humedales con bosques inundables.

Productividad y producción

La información disponible para los humedales de Sudamérica es fragmentaria y no permite suficientes generalizaciones. Investigaciones realizadas en humedales del Amazonas (JUNK, 1970, 1986; KLINGE *et al.*, 1990) y para el Bajo Paraguay y Paraná (NEIFF, 1990b; NEIFF & REBORATTI, 1989) indican que en los humedales inundables y anegables, la producción está preponderantemente influenciada por el régimen hidrológico, y secundariamente por la estacionalidad climática local. CARRIGNAN & NEIFF (1992) y CARRIGNAN *et al.* (1994) demostraron que la productividad de los humedales fluviales está fuertemente condicionada por el intercambio de agua con el curso principal del río. FORSBERG *et al.* (1993) y ARAUJO LIMA *et al.* (1987) demostraron que la mayor parte de la energía que llega a los peces característicos y siluriformes proviene de plantas C3 de la planicie inundable del Amazonas.

Existe una relación inversa entre la velocidad del escurrimiento y la producción en las planicies de ríos como el Paraguay y Paraná (NEIFF, 1990b) correspondiendo los valores más elevados de producción anual a los wetlands menos influenciados por la velocidad del escurrimiento.

En los humedales alimentados por lluvias (áreas anegables) la geomorfología del paisaje define las posibilidades de acumulación de materia orgánica muerta (neocromasa). Cuando estos pantanales tienen forma definitivamente cóncava, se produce acumulación orgánica en forma de turberas tropicales como las que se pueden encontrar en Rio Grande do Sul (sistema de Lagoas Costeiras), en Iberá (Corrientes) o en las áreas centrales de la isla Apiapé Grande (Alto Paraná).

La amplitud de los nichos

El estudio del nicho ha perdido la atención científica, luego que Hutchinson lo definiera como hipervolumen de variables. Si bien el concepto es indiscutiblemente válido, ha determinado el desánimo de los investigadores ante la imposibilidad de medir y ó calificar todas las variables que lo determinan; en otro sentido, porque la terminología tradicional de la teoría del nicho y de la competencia, se han tornado inadecuadas para el tratamiento de los problemas de la coexistencia (WALKER, 1987).

La amplitud de nicho es entendida aquí como la capacidad de un organismo o colectividad, para vivir en condiciones diferentes, sobrevivir y cumplir sus funciones, más allá de las condiciones óptimas. A este fin se entiende por organismo a cualquier estructura biótica capaz de reproducirse por medios sexuales o asexuales (plantas, animales, semillas, esporas, huevos, otras).

Aquellos organismos de nicho amplio son referidos aquí como euritípicos, anfítolerantes o anfibióticos. En tanto que los de baja adaptabilidad al medio los llamaremos estenotípicos, estenotolerantes o estenobióticos.

Dentro del hipervolumen que define al nicho de una población, especialmente en humedales y otros sistemas fuertemente pulsátiles como los ríos, no todos los factores actúan al mismo tiempo y de igual forma en diferentes espacios geográficos. Por lo común, existen pocos macrofactores (factores-clave, en el sentido de Odum), que condicionan la distribución y abundancia de las poblaciones de organismos.

En los humedales, la dinámica hidrosedimentológica rige la mayor parte de los procesos ecológicos de ajuste entre organismos y ambiente. Cuando se analiza la distribución de determinada especie de plantas por Ej, en el Pantanal, respecto de la dinámica de pulsos, puede asumirse que las demás dimensiones del nicho están también comprendidas en alguna medida. Es decir que la distribución geográfica en una serie de tiempo es la resultante directa de los pulsos, pero también de las interacciones bióticas y restricciones del medio físico, que se han operado para encontrar hoy esta curva de distribución de la planta (es decir, limitando s. nicho).

Esta concepción funcional del nicho nos permite intentar:

- definir los valores óptimos y extremos de una colectividad de organismos en relación al ó los factores-clave;
- inferir la sensibilidad de la misma a un disturbio natural o antrópico sobre base objetiva;
- detectar interacciones bióticas, coexistencia, o segregación biótica;

- inferir sobre posibles reemplazos de especies, o corrimientos de sus áreas de distribución, como consecuencia de un disturbio puntual o acumulativo;
- investigar la memoria biológica global del sistema, y de cada colectividad;
- comparar los mecanismos adaptativos de las colectividades respecto del factor-clave;
- Otros.

Es decir, que el conocimiento de los nichos dentro de este marco operativo, tiene una gran utilidad para conocer el funcionamiento de un sistema de humedales y también para prevenir cualitativamente algunos impactos como consecuencia de disturbios antrópicos. Mas adelante se comentan algunas metodologías simples y accesibles.

Capacidad de carga biótica

A los fines de este análisis, la capacidad de carga es entendida como la posibilidad de un geosistema para mantener una constelación de entidades bióticas diferentes (especies, bioformas), con un tamaño oscilante de sus poblaciones en una serie de tiempo. De alguna manera la capacidad de carga en determinado geosistema, es una función de ajuste entre la variabilidad del ambiente y la adaptabilidad de los organismos que se encuentra impreso en cada sistema como memoria biológica (WALKER, 1972). Los grandes humedales de Sudamérica contienen generalmente numerosos masacos ó "compartimentos" cuyos bordes son más, o menos, definidos en función de las asimetrías del medio físico entre ambientes.

Estos bordes varían también en el tiempo (especialmente para la fauna) dado que los pulsos determinan una fase menos favorable para muchos organismos. Así se registran corrimientos en la distribución de grandes mamíferos, aves, reptiles, peces y otros organismos, como consecuencia de las fases de sequía y de inundación. Al mismo tiempo, estos corrimientos traen aparejadas modificaciones en el trofismo general del sistema, especialmente por cambios en la relación entre predadores y presas, y por la pérdida de sustentabilidad del paisaje en la fase crítica. En algunas colectividades, como los peces, la reducción temporal de las poblaciones se relaciona directamente con el cambio del medio físico-químico: los peces de numerosas especies y en una amplia gama de tamaños mueren en el fenómeno de las degradadas por agotamiento del oxígeno e incremento de CO₂ en el comienzo de la potamofase. Este cambio drástico en la capacidad de carga del sistema ha sido demostrado como fenómeno natural en el Pantanal de Mato Grosso por CALHEIROS (1996) y por CALHEIROS & HAMILTON (1995), y tiene importantes consecuencias tróficas y ecológicas concatenadas dentro del sistema.

Estos ajustes, tienen diferentes magnitudes dependiendo de la frecuencia, duración, magnitud y estacionalidad de los pulsos. Acompañando a períodos extraordinariamente hipersecos ó hiperhúmedos (de ocurrencia aproximadamente decenal), se producen modificaciones drásticas en la

capacidad de carga... de apariencia irreversibles. Sin embargo, en tiempos relativamente cortos se opera la recuperación biótica del sistema, luego de cesar el período crítico, como consecuencia de la memoria biológica acumulada en el sistema en tiempos evolutivos.

La complejidad actual que presentan los grandes humedales, se relaciona con el número de compartimentos que presenta en diferentes pulsos, a lo largo de una serie de tiempo, y la complejidad interna de cada mosaicó, depende de la amplitud que tenga en su capacidad de carga. En gran medida, ésto se desprende de la postulación de WALKER (1987).

CONFLICTOS ENTRE FUNCIONES Y VALORES DE LOS HUMEDALES DE SUDAMÉRICA

Es preciso puntualizar la diferencia entre "funciones" y "valores" de las tierras húmedas en cualquier evaluación ambiental. Habitualmente la sociedad percibe o asigna un valor a los wetlands. Este valor (económico, cultural, ecológico, etc.) depende en gran medida de los objetivos de la sociedad y también del grado de conocimiento que la misma tiene respecto de las funciones esenciales de los humedales en la biósfera.

Si el objetivo central es la expansión de las fronteras agropecuarias o la eliminación de residuos de actividades industriales (por ej.), el valor de las tierras húmedas puede eventualmente ser nulo. En esta situación, los wetlands son alterados y utilizados para la agricultura o como "sistemas-sumidero". Es decir, una prioridad temporal de la sociedad o, más propiamente, de una parte de ella, determina que el objetivo sea priorizado por encima de las funciones de los geosistemas para llegar al concepto de valor. Esto ocurre habitualmente cuando la sociedad carece de la necesaria información ambiental; pero también, cuando la sociedad no tiene otra alternativa que la supervivencia suicida, por encima de cualquier valoración lógica.

Ante esta situación, la evaluación ambiental procura puntualizar objetivamente las funciones de las tierras húmedas dentro de la evaluación. Es decir, calificar, definir y hasta donde sea posible medir, aquellas prestaciones o servicios que los humedales prestan a la sociedad, tales como fuentes de agua limpia, ambientes para la vida silvestre, compensación hidrológica en las bacías hidrográficas, producción de materiales orgánicos, "filtros" de sustancias nocivas, degradadores de fertilizantes, entre otras. TAYLOR *et al.* (1990) realizan una buena discriminación entre valores y funciones, que puede ser tomada como base de análisis. Dado que la mayor superficie de wetlands están incluidos en grandes cuencas hidrográficas, es indispensable que el análisis ambiental sea realizado a nivel de cuencas, y con enfoque sistémico, para percibir las funciones y valores de estos sistemas (TUNDISI & STRASKRABA, 1993; TUNDISI, 1993).

De todas maneras, el valor de los humedales representa una magnitud, que depende de las sociedades, de las culturas, y de las situaciones históricas. Por lo tanto, es variable de generación en generación.

Siendo que la naturaleza no es propiedad de una sola generación de personas, el análisis ambiental debe plantearse en una escala de tiempo que trascienda a una generación, preferentemente dentro de la escala de tiempo evolutivo. Cualquier análisis de valor debería estar acompañado de la posibilidad y costo de recuperación de ecosistemas. Esto resulta de fundamental importancia en Sudamérica donde aún los humedales han sido poco alterados. Los países del hemisferio norte ya conocen la consecuencias de la destrucción de los wetlands y hoy manejan en sus evaluaciones los costos que demanda la recuperación de las mismas, al plantear cualquier proyecto de crecimiento económico.

Las funciones en cambio son las mismas. Lo que varía es nuestro conocimiento de las propiedades y del metabolismo interno de los humedales. Este conocimiento crece en gran medida a partir de la investigación ambiental, pero llega lenta y deficientemente a la sociedad. La sociedad percibe a las tierras húmedas difusamente, con una fuerte componente emocional. Es indispensable que toda evaluación ambiental comprenda un esquema o modelo de gestión ambiental, donde se articule armoniosamente la investigación científica, la formación y habilitación de profesionales, la difusión a distintos niveles de la sociedad, y la indispensable comunicación entre estos procesos con los niveles de programación y de decisión de la sociedad organizada. La evaluación ambiental es una necesidad y una herramienta en una sociedad organizada. Técnicos, planificadores y ciudadanos deben percibirla no sólo como una posición de respeto a la naturaleza, sino como una forma de respeto social y de las generaciones futuras.

PERSPECTIVAS METODOLÓGICAS

El análisis ambiental de los grandes humedales de Sudamérica involucra un difícil desafío técnico, en razón que el enfoque conceptual y metodológico utilizado para los wetlands del primer mundo resulta de poca utilidad (NEIFF *et al.*, 1994).

Los grandes humedales de Sudamérica aparecen como espacios con escaso o nulo apoyo logístico, con fuertes deficiencias de registros de información elemental sobre precipitaciones, evapotranspiración, comportamiento tréptico, productividad, flora, fauna... Mal se puede entender y manejar aquello de lo que no conocemos lo elemental. Buena parte de la información está a nivel de informes internos de circulación restringida; muchas veces se han empleado diferentes escalas de análisis, y distinto grado de detalle para un mismo sistema bajo análisis.

Ante esta realidad tienen mejores perspectivas aquellas metodologías basadas en la teoría de sistemas, y que intentan el conocimiento según aproximaciones sucesivas, destinadas a analizar los elementos y procesos esenciales como base para el manejo posterior del sistema ecológico. Aquellas como las derivadas de la clasificación de tierras (Land systems) que han alcanzado diferente grado de sofisticación a partir de la segunda guerra mundial, ofrecen las mejores posibilidades para el conocimiento rápido e integral de los

grandes humedales. Lo que hoy se ha popularizado como ELC (Ecological Land Classification), incluye técnicas que permiten presentar el análisis integrado de los humedales en distintas escalas:

- nivel subregional (escala 1:3.000.000) utilizando imágenes satelitales y sistemas de información geográfica, para discriminar ecorregiones;
- nivel de semi-detalle (escalas 1:100.000 a 1:60.000) para definir ecodistritos y ecosecciones;
- nivel de detalle (escalas 1:20.000 a 1:5.000) para diferenciar ecositos;
- nivel de campo (escala 1:1). Para describir parcelas representativas de cada ecosito (generalmente, con superficie mayor de 1 km²); caracterizando las distintas unidades de paisaje presentes.

En el mencionado análisis se consideran con mayor énfasis las características hidrológicas (FITRAS) a través del origen del agua y la posición topográfica de cada unidad de paisaje; la textura y origen del suelo; las características fitosónicas y florísticas; la fauna presente (observación directa y de rastros); la presencia de signos de alteración (fuego, sobrepastoreo, inundaciones extraordinarias, otros).

A partir de esta desagregación que va desde la escala satelital a la escala de campo, comienza el proceso inverso, de síntesis. En esta etapa se procura establecer la variabilidad geográfica y la variabilidad estacional de cada ecosección (unidad de paisaje); su complejidad interna, el grado de conservación, la sensibilidad a los factores de disturbio, y la influencia de cada unidad de paisaje dentro del macrosistema de humedales.

Finalmente, se produce un informe diagnóstico y un análisis integrado del funcionamiento del sistema de humedales. Esta evaluación es la base para un posterior análisis de alternativas de manejo y del impacto ambiental de las opciones seleccionadas.

Para que el análisis ambiental sea de utilidad para conocer el funcionamiento y posibilidades de manejo, es preciso intentar el estudio de la interdependencia biótica y de los mecanismos de ajuste respecto de los pulsos. Ya se comentó el interés del análisis de los nichos de las colectividades de organismos dentro del sistema. No siempre es posible realizar este estudio para los miles de especies que se encuentran incluidas en n ecorregiones de un gran humedal. Por esto es mejor comenzar con aquellas que, a criterio del núcleo de investigación, pueden ser las más importantes para desertñar el funcionamiento del sistema. Pueden ser seleccionadas por sus valores numéricos, o por su cobertura, biomasa o volúmen en el sistema. Pueden escogerse también por su función dentro del sistema, o por el valor que la sociedad le atribuye.

El primer paso es tomar la mayor cantidad de valores de presencia (puede adicionarse un valor de abundancia), del organismo en cada situación o valor distinto respecto del macrofactor que se estudia. Si se trata de estudiar la influencia de los pulsos: se toma suficiente número de datos en cada posición topográfica del banhado cubriendo todas las posibilidades de permanencia del agua sobre el suelo. La altura de la lámina de agua, la duración de cada fase, y el número y ocurrencia de cada fase de suelo seco e inundado, pueden inferirse

conociendo la posición de cada punto en que crece el organismo respecto de una regla hidrométrica fija) pueden usarse los datos del hidrómetro del puerto más próximo.

En un eje de coordenadas se colocarán los datos de frecuencia de esa especie en cada una de las posiciones del factor bajo análisis (Ej. variación hidrológica). En el otro eje se colocarán dos ordenadas: una será la del tiempo de permanencia del agua; la otra la de la posición topográfica en la cual fue encontrada la especie. Finalmente se podrán analizar las curvas por un software convencional y obtener valores de media, cuartiles, curtosis, etc. Pudiendo también aplicarse alguno de los índices propuestos más arriba, especialmente si NEIFF *et al.*, 1994; SCHNACK *et al.*, 1995).

Este procedimiento es de más utilidad para los organismos que tienen poca movilidad (la mayoría de las plantas; bentos, etc.). Para el caso de la fauna pueden intentarse procedimientos que investiguen el grado de dependencia de los animales respecto de distintos tipos de vegetación (refugio, reproducción, alimentación, etc.).

Indudablemente, queda mucho por hacer. Es importante encontrar líneas eficientes y eficaces de conocimiento, dado que los factores de presión sobre los humedales crecen, y resulta imprescindible saber cómo manejarlos para evitar su destrucción.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ARRAUJO LIMA, C.A.R.M. *et al.* Energy sources for detritivorous fishes in the Amazon. *Science*, v.234, p.1256-1258. 1986.
- CLEMENTS, F.E. *Research methods in Ecology*. University Pub. Co. Lincoln, Nebraska. 1905.
- DI CASTRI, F.; HANSEN, A. & HOLLAND, M. A new look at ecotones: emergin international projects on landscape boundaries. *Biology Internat. Special Issue 17*. Internat. Union of Biol. Sci. Paris. 1988.
- DRAGO, E. Geomorphology of large alluvial rivers: lower Paraguay and middle Paraná. *Interiencia*, v.15, p.373-387. 1990.
- FITTKAU, E.J. *et al.* *Biogeography and Ecology in South America*. Dr. Junk Publ., The Hague. Vol. I e II. 1969.
- FORSBERG, B.R. *et al.* Autotrophic carbon sources for fish of the Central Amazon. *Ecology*, vol.74, n.3, p.643-652. 1993.
- GONZALEZ BERNALDEZ, F. *Ecología y Paisaje*. Ed. Blume, Madrid, 275p. 1981.

- GOPAL, B. The role of ecotones (transition zones) in the conservation and management of tropical inland waters. *Mitt. Internat. Verein. Limnol.*, v.24, p.17-25. 1994.
- JUNK, W.J. Wetlands of tropical South America. In: Whigham, Kykkyová y Hejny (Eds.): *Wetlands of the World: Inventory, Ecology and Management*. Kluwer, The Netherlands. p.679-739. 1993.
- KLINGE, H.; JUNK, W.J. & REVILLA, C.J. Status and distribution of forested wetlands in tropical South America. *Forest Ecol. Manag.*, v.33-34, p.81-101. 1990.
- LEWIS, W.W.Jr. et al. The Orinoco river as an ecological system. *Interciencia*, v.15, n.6, p.346-357. 1990.
- MARBLE, A. de. *A guide to wetlands functional design*. Lewis Publ., Florida. 221p. 1992.
- MEIRE, P.M. & DEREU, J. Use of the abundance/biomass comparison method for detecting environmental stress: some considerations based on intertidal macrozoobenthos and bird communities. *J. Appl. Ecol.*, v.27, p.210-223. 1990.
- MITTSCH, W. & GOSSELINK, J.G. (eds.). *Wetlands*. Van Nostrand Reinhold, N.Y. 722p. 1993.
- MORELLO, J.H. *Perfil ecológico de Sudamérica*. ICI (Instituto de Cooperación Iberoamericana). Barcelona. 93p. 1994.
- NAIMAN, R.J.; DECAMPS, H. & FOURNIER, F. The role of the land/inland water ecotones in landscape management and restoration. A proposal for collaborative research. *MAB Digest 4*, UNESCO, Paris. 1989.
- NEIFF, J.J. Panorrama ecológico de los cuerpos de agua del nordeste argentino. *Simpósia, IV Jornadas Argentinas de Zoología* (La Plata, Argentina), p.115-151. 1981.
- NEIFF, J.J. Aspects of primary productivity in the lower Paraná and Paraguay riverine system. *Acta Limnol. Brasil.*, v.3, p.77-113. 1990a.
- NEIFF, J.J. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciencia*, v.15, n.6, p.424-441. 1990b.
- NEIFF, J.J.; IRIONDO, M.H. & CARRIGAN, R. Large tropical south american wetlands: an overview. In: Link, G.L. y Naiman, R.J. (eds.). *The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones*. Proceedings book, p.156-165. Univ. of Washington. 225p. 1994.
- OLDANI, N. Variaciones en la abundancia de peces del valle del río Paraná (Arg.). *Rev. Hydrobiol. Trop.*, v.23, n.1, p.67-76. 1990.
- ORME, A.R. Wetland morphology, hydrodynamics and sedimentation. In: Williams, M. (ed.). *Wetlands: a threatened landscape*. Inst. of British geographers, p.42-94. Blackwell Sci. Publ., London. 419p. 1990.
- RISSEY, P.G. the ecological importance of land-water ecotones. In: Naiman, R.J. y Decamps, H. (eds.). *The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones*. p.7-21. UNESCO, Paris, vol.4. Parthenon Publ. Group. 1990.
- SCHNACK, J.A. et al. *Estudios ambientales regionales para el proyecto de control de inundaciones*. Informe Final. Minist. del Interior (SUPCE), Buenos Aires, 149p. Ecological Processes and cumulative impacts. J.G. Gosselink, Lee, L.C. y Muir, T.A. Lewis Publ. Chelsea, MI. p.13-88. 1995.
- TAYLOR, J.R.; Cardamone, M.A. & Mitsch, W.J. Bottomland hardwood forests: their functions and values. 1990.
- TINER, R.W. Wetlands are Ecotones: reality or myth? In: Gopal, B., Hillbricht, A. y Wetzel, R.G. (eds.). *Wetlands and Ecotones: studies on land-water interactions*. National Inst. of Ecol., N. Delhi. 301 p. 1993.
- TRICART, J. & Frecaut, F. Le Pantanal: un exemple de plaine u le reseau hydrographique est mal défini. *Actas Coloquio Internacional sobre Grandes Llanuras*. CONAPHI (UNESCO). Buenos Aires. p.1477-1515. 1983.
- TUNDISI, J.G. Theoretical basis for reservoir management. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, Stuttgart, v.8. Man-Made Lakes. 1993.
- TUNDISI, J.G. & STRASKRABA, M. Strategies for building partnerships in river basin management context: the role of ecotechnology and ecological engineering. *International Seminar on Latin American Regional Developmento in an Era of Transition*. University of São Paulo, Brasil. 17p. 1993.
- WARWICK, R.M. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Mar. Biol.*, v.92, p.557-562. 1986.
- WALKER, Y. Biological memory. *Acta Biotheoretica*, v.21, p.203-235. 1972.
- WALKER, Y. Compartmentalization and niche differentiation: causal patterns of competition and coexistences. *Acta Biotheoretica*, v.36, p.215-239. 1987.
- WETZEL, R.G. Landwater interfaces. Metabolic and limnological regulators. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, v.24, p.6-24. 1990.

Enderego do Autor:
Juan J. Neiff
Centro de Ecología Aplicada (CECOAL). C.C. 222.
3400 Corrientes, Argentina.

Tabla I. Grandes Humedales en Tropical Sudamérica.

System (frequency)	Area (*)	Area (+)	Source	Waterlogging- Inundation
-Paranal - Mato Grosso	138	?	Adánoli, 1984	A + I = annual
-Mar de arena pampeano	100	2	Irioido, 1990	A = secular
-Planis of the Orinoco	90	?	Welcomme, 1985	A + I = annual
-Paranal of Rio Branco-Negro	80	?	Irioido, 1992	I = annual
-Central Amazonia	75	?	Stoll, 1975	A + I = annual- seasonal
-Bananal Island	50	?	Irioido, 1990	A = ??
-Chaco Oriental	42	3,4	Neiff, en prep.	A + I = annual
-Paraná	38	5	Neiff, en prep.	I = seasonal-annual
-Roraima and Rupununi Lowlands	33	?	Klinge et al.	?? = annual
-Ucayala	30	?	Irioido, 1992	I = annual
-Lowlands of Napo	30	?	Irioido, 1992	I = annual
-Lowlands of South Brazil	20	?	Carcía Lozano y Dier, 1990	A + I = annual
-Magdalena	15	2,5	Irioido, 1992	A + I = annual
-Planis of the Manure	12	7,8	Neiff, en prep.	A = annual
-Iberá	8	?	Welcomme, 1985	? ?
-San Antonio	7,5	?	Irioido, 1992	A+I = quinquennial
-Bajo Guayas valley	6	?	Irioido, 1992	A + I = annual
-Lowlands of the Poopó Region	6	?	Irioido, 1992	A + F = decennial
-Lowlands of Mar Chiquita	5	?	Welcomme, 1985	
-Atrato	5	?	Welcomme, 1985	
-Caucho	5	?	Welcomme, 1985	

(*) Maximum area in km2 x 103
 (+) Minimum area in km2 x 103

A = rainfall accumulation
 I = inundation
 F = ground water resurgence

Tabla II. Eventos del río y de la planicie asociados a los atributos de la función FITRAS. (Tomado de SCHNACK *et al.*, 1995).

TIPO DE EVENTO ASOCIADO AL RÉGIMEN PULSATIL	ATRIBUTO FITRAS ASOCIADO	AUTOR
LIMNOFASE		
exposición de sedimentos en la planicie aluvial	amplitud + recurrencia + estacionalidad +	1,3 3
colonización de sedimentos por vegetación herbácea	amplitud + tensión +	3
actividad de herbívoros terrestres (mamíferos, insectos) y sus depredadores (carnívoros, carroñeros, insectívoros)	amplitud + intensidad +	3
Incremento de concentración de nutrientes en lagunas de la planicie	amplitud +	3
aumento de la productividad primaria en lagunas de la planicie	amplitud +	3
estabilidad de bancos y riberas	intensidad +	1
iniciación de las migraciones de peces desde las lagunas de la planicie hacia el río	intensidad + estacionalidad +	2
aumento de las concentraciones de carbono orgánico particulado en le río	intensidad +	4
aumento de los procesos extractivos (caza, pesca, extracción de madera)	amplitud + tensión -	2,3
disminución de la temperatura del agua y aumento del contenido de oxígeno del río	intensidad +	1
fragmentación de los hábitats acuáticos de la planicie, reemplazo de comunidades líticas por comunidades lénticas, particularmente invertibrados acuáticos y sus depredadores (otros invertibrados, anfibios)	amplitud + intensidad + tensión -	3
establecimiento de explotaciones agropecuarias y de asentamientos urbanos en la planicie	amplitud + tensión + frecuencia -	3
POTAMOFASE		
transporte y depósito de sedimentos en la planicie	intensidad + amplitud +	1
descomposición de materia orgánica terrestre, acumulación de detritos y aumento de la actividad bacteriana en los sedimentos	intensidad + amplitud	2,4
reactivación de paleocauces	intensidad +	1
integración de hábitats acuáticos de la planicie, predominancia de comunidades reófilas	amplitud + intensidad + tensión +	3
aumento de la concentración de carbono orgánico disuelto en el río	intensidad +	4
erosión de bancos y riberas	intensidad +	1
disminución de productividad primaria en lagunas de planicie, aumento de la turbidez y disminución de la concentración de nutrientes en la agua	intensidad +	1,3
migraciones de retorno de peces a los lagos de la planicie	intensidad + estacionalidad +	2
abandono de explotaciones agropecuarias y de asentamientos	amplitud + intensidad + tensión +	3

El signo + o - se refiere al de la correlación estimada o inferida entre el evento y el atributo.

1. DRADO (1990); 2. QUIRÓS (1990); 3. NEIFF (1990, 1994); 4. PAOLINI (1990).

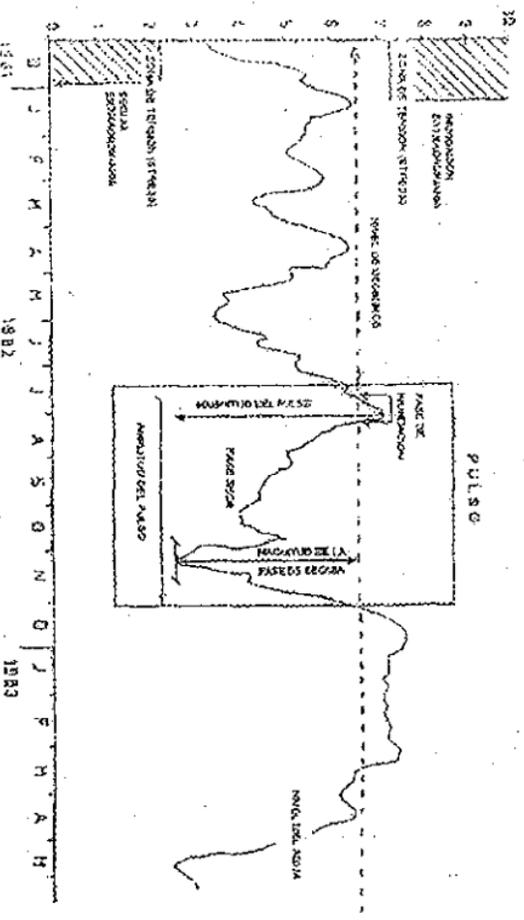


Figura 1: Isla Chouli (rio Paraná, W 58° 55'; S 27° 30')

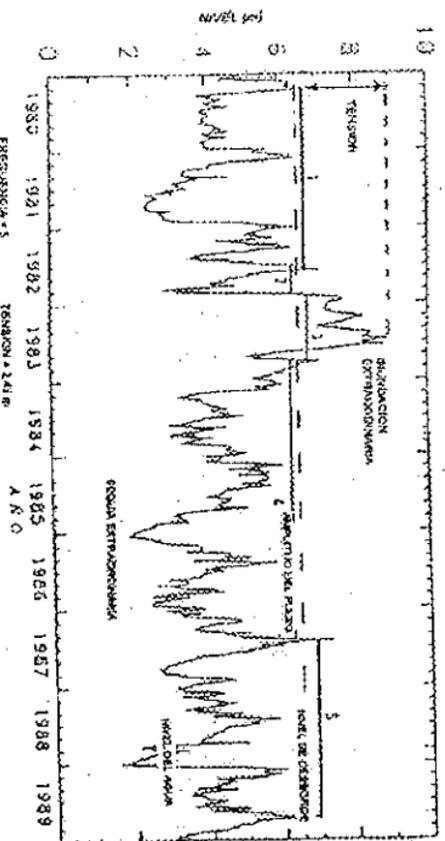


Figura 2: Nivel hidrométrico del río Paraná en Corrientes, durante la

ESTACIONALIDAD MODERADA, FASE DE INUNDACION EN VERANO, FASE DE SEQUIA EN INVIERNO
 década 1980 - 1990. (Modificado de Neif *et al.*, 1994)