

SO SEMINARIO LA DIMENSION AMBIENTAL EN LAS
POLITICAS Y PLANES DE DESARROLLO

CDA-6

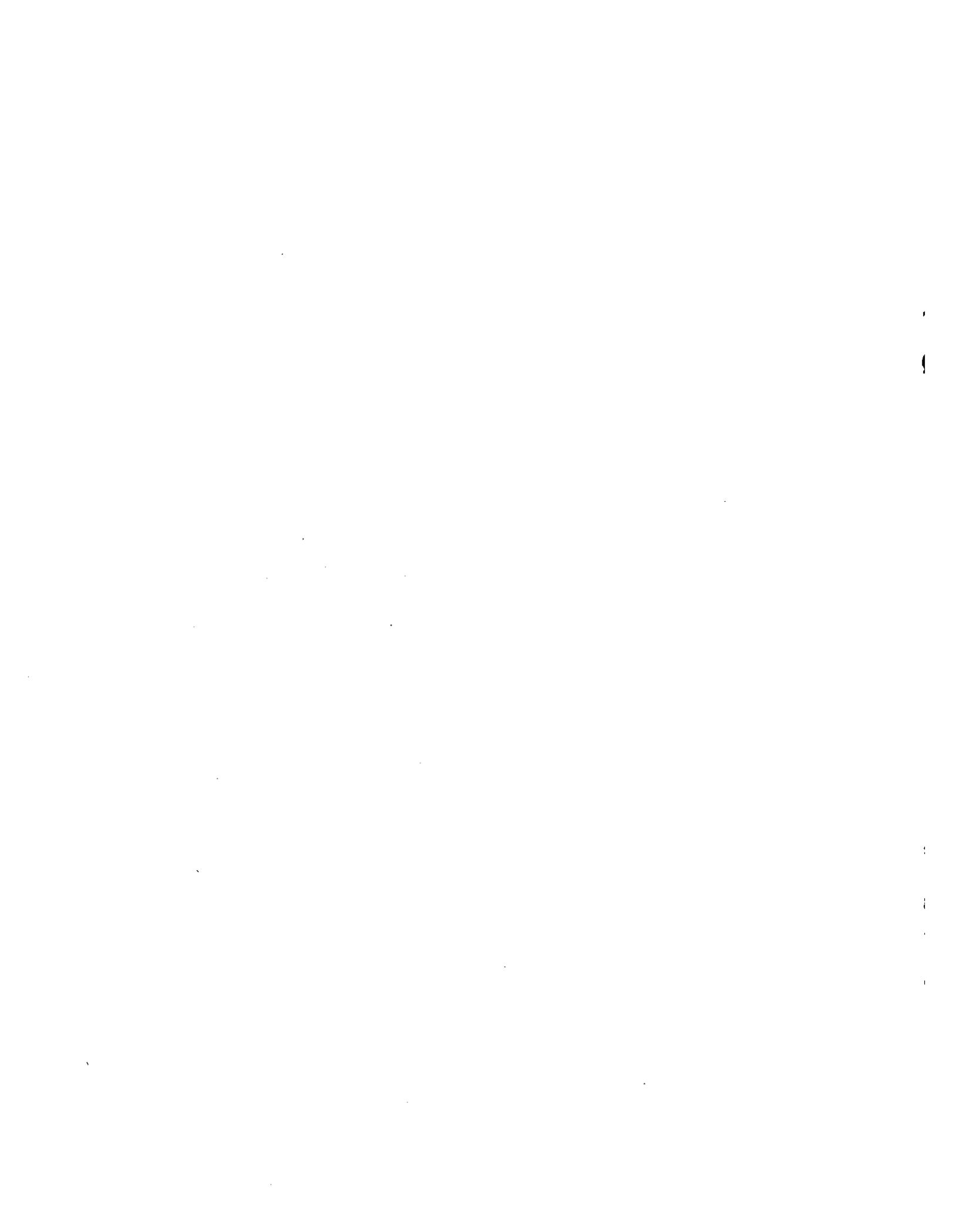
Organizado conjuntamente por el Centro Interamericano de Formación en Ciencias Ambientales y el Instituto Latinoamericano de Planificación Económica y Social, con la colaboración de la Comisión Económica para América Latina y de la Oficina Regional del PNUMA para América Latina.

Santiago, 21 de agosto al 29 de septiembre, 1978

LOS COMPONENTES BIOLÓGICOS DE LOS SISTEMAS
ECOLÓGICOS Y LAS ACTIVIDADES HUMANAS
(FLORA Y FAUNA REGIONAL) ★/

Gilberto C. Gallopín

★/ El presente documento, que se reproduce para uso exclusivo de los participantes de los cursos del Programa de Capacitación, se presentó en la Conferencia del Agua de las Naciones Unidas, Mar del Plata, Argentina, marzo 1977.



Introducción

Casi todas las actividades humanas relacionadas con el uso, modificación o manejo del recurso agua en las áreas continentales tienen un efecto sobre los seres vivos que habitan la región. El agua, una de las sustancias más abundantes en el planeta, es también uno de los factores limitantes más poderosos, puesto que las soluciones acuosas forman la base funcional fundamental del protoplasma constituyente de los seres vivos. Entre el 60 al 90% del peso de la mayoría de los organismos está constituido por agua, y la existencia de la vida está ligada indisolublemente a la disponibilidad de esta sustancia. La habilidad para retener la cantidad indispensable de agua, o para reemplazar continuamente la que se pierde, determina la presencia o ausencia de vida bajo las diferentes condiciones climáticas de la zona terrestre.

Además de su papel como componente esencial de la materia viva, los organismos necesitan el agua para diversas funciones: como medio ambiente en los organismos acuáticos, como regulador de la temperatura del individuo a través del enfriamiento por evaporación en muchos animales y plantas terrestres, como vehículo de absorción de materias químicas disueltas, principalmente en relación a los sistemas radiculares de las plantas terrestres y las membranas celulares semipermeables en los organismos acuáticos, y como proceso ligado a la fotosíntesis en el caso de la transpiración de las plantas terrestres.

Las actividades humanas modificadoras de la cantidad, estado o distribución espacio-temporal del agua tienen efectos múltiples sobre los organismos que viven en la región afectada. En primer lugar, los efectos directos se dan a través de la modificación de la disponibilidad o accesibilidad del agua para los organismos, por modificación de áreas de ríos, regulación de caudales, sistemas de riego, creación de embalses, alteración de acuíferos, etc. En segundo lugar, las actividades humanas relacionadas con el agua producen efectos indirectos de tanto o mayor importancia sobre la flora y fauna que los efectos directos. Estos efectos, asociados generalmente a alteraciones locales o regionales del ciclo hidrológico, incluyen procesos como modificaciones

/climáticas afectando

climáticas afectando los regímenes de precipitación, temperatura, evaporación, etc.; procesos relacionados con los fenómenos de erosión, transporte y sedimentación, afectando el suelo y el sustrato en general; procesos relacionados con la modificación del ambiente de los organismos acuáticos, tales como cambios en la velocidad de movimiento del agua por la creación de embalses; procesos relacionados con la calidad del agua, incluyendo la contaminación, salinización, aireación, etc.; y procesos relacionados con la dinámica de la distribución de los organismos, al crear o eliminar barreras y corredores de dispersión, como en el caso de la interrupción por presas y embalses de los movimientos migratorios de los peces aguas arriba de los ríos y arroyos. En tercer lugar, las actividades humanas relacionadas con el manejo del agua implican siempre una serie de actividades conexas cuyo efecto sobre los organismos puede ser muy importante, tales como la construcción de caminos, implantación de asentamientos humanos, obras de ingeniería, introducción de fauna y flora exótica, colonización de tierras para la agricultura y ganadería, etc., que a pesar de no afectar directamente al agua, deben ser consideradas en su implicancia sobre la flora y fauna regional.

Frente a este tipo de perturbaciones, los organismos vivos no reaccionan en general en forma simple y aislada, sino compleja y a menudo indirecta, a través de las interacciones con su medio ambiente y entre los mismos organismos. Un cambio dado en las condiciones de disponibilidad de agua, por ejemplo, se puede extender y reverberar a través de varios caminos en todo el ecosistema constituido por las diferentes especies de plantas, animales, bacterias, sustancias químicas, factores climáticos, etc., que coexisten en un área dada y que se influyen mutuamente en mayor o menor grado. Por lo tanto, la predicción y evaluación de los efectos producidos por las acciones humanas sobre la fauna y flora debe inevitablemente considerar la red fundamental de interacciones entre los distintos componentes del ecosistema, si se quiere minimizar el riesgo de equivocaciones graves y del desencadenamiento de procesos catastróficos. En otras palabras,

/es imprescindible

es imprescindible tener en cuenta la complejidad y dinámica propia a los sistemas ecológicos afectados en toda evaluación y planificación del impacto sobre la flora y fauna de las actividades humanas relacionadas con el agua.

Complejidad y dinámica de los sistemas ecológicos

Para los propósitos de la presente discusión, un sistema puede ser definido simplemente como un conjunto de elementos que están relacionados o interactúan entre sí. Cuando los elementos son organismos, factores ambientales, etc., y las interacciones son del tipo de alimentación, competencia, adaptación al medio, etc., se habla de sistemas ecológicos (2).

La ciencia tradicional ha alcanzado sus mayores y más resonantes éxitos a través de la aplicación del método analítico. Este método implica aislar algunos elementos y algunas interacciones de un sistema y estudiarlos intensivamente, bajo la hipótesis que, una vez conocido en detalle el comportamiento de los elementos o partes, el conocimiento y comprensión del todo sigue en forma más o menos automática. Desgraciadamente, en muchos de los sistemas reales de relevancia directa para el hombre, donde ciertamente están incluidos los sistemas ecológicos afectados por las actividades humanas de manejo de agua, su complejidad y su riqueza de interacciones determinan en tal medida sus propiedades globales, que éstas guardan una relación muy indirecta y difusa con las propiedades específicas de sus partes constituyentes. Es posiblemente debido a ello, que la ciencia tradicional ha alcanzado sus más resonantes éxitos en la comprensión de los sistemas "simples" (8) (sistemas compuestos o considerables como si lo fueran, por relativamente pocos elementos interactuantes, aun cuando las interacciones fueran complejas), como es el caso de la física clásica, la química, etc., o en la comprensión de los sistemas de "complejidad desorganizada" (sistemas definidos, o tratables como tales, por muchos y aun infinitos elementos, pero con pocas interacciones mutuas, o interacciones aleatorias), como es el caso de la mecánica estadística. Existe sin embargo toda una clase de sistemas, los de "complejidad organizada",

/que se

que se caracterizan por la existencia de un número relativamente grande de elementos que interactúan no en forma aleatoria, sino básicamente organizada y regular, aunque puedan exhibir componentes estocásticos, que ha sido notablemente menos estudiada por la ciencia tradicional. Esta clase de sistemas incluye a los sistemas ecológicos, y también a los sociales y económicos. Estos sistemas generalmente sólo pueden ser eficazmente analizados considerándolos como totalidades organizadas, desagregándolos en subsistemas sólo en la medida en que sea necesario para entender el comportamiento total, pero tomando en cuenta la estructura y dinámica de las interconexiones.

La naturaleza de la complejidad de estos sistemas se puede ilustrar con el siguiente ejemplo, descrito en detalle por Bormann y otros (1).

Una serie de estudios detallados se llevaron a cabo en el bosque experimental de Hubbard Brook, en el NE de EE.UU. Luego de determinar cuidadosamente los ciclos biogeoquímicos en una serie de pequeñas cuencas, una de ellas fue sometida a un tratamiento experimental consistente en talar el bosque completamente, cuidando de no perturbar la superficie del suelo, y se aplicó herbicida por dos años subsiguientes para evitar el rebrote de la vegetación. Una red parcial de los efectos principales detectados en los primeros dos años a partir de la deforestación aparece en la Figura 1. Sin discutir los detalles de estos procesos complicados, es ilustrativo considerar dos tendencias principales del ecosistema deforestado, ambas con diferente comportamiento temporal. En primer lugar, la pérdida de sustancias disueltas sufrió un aumento muy rápido en la primera estación de crecimiento posterior al tratamiento, alcanzando su máximo en el segundo año hidrológico. La pérdida luego disminuyó, aun cuando el tratamiento seguía siendo aplicado. En segundo lugar, la salida de materia en suspensión (relacionada con la erosión) exhibió una fase de retardo con pocos cambios en los primeros dos años posteriores al tratamiento y un incremento exponencial en el tercer año. Por lo tanto, los comportamientos de la pérdida de materia en suspensión y de las sustancias disueltas no fueron sincrónicos, sino que estaban separados

/en el

en el tiempo. El retardo temporal en el aumento de erosión se atribuye a que el suelo del bosque mantuvo, por un período de cerca de dos años, una capacidad residual de resistencia a la erosión, esta capacidad se agotó al cabo de este tiempo. Aparentemente, el aumento rápido de concentración de nutrientes disueltos y el retardo en el aumento de erosión parecen funcionar simultáneamente como mecanismos homeostáticos, de regulación, que tienden a revertir el efecto de la deforestación. El aumento de disponibilidad de agua por eliminación de la transpiración, y la rápida solubilización de nutrientes posterior a la deforestación son condiciones que favorecen un aumento del potencial de crecimiento vegetal. Estas condiciones pueden ser aprovechadas por especies vegetales presentes normalmente, pero de poca importancia en el ecosistema no perturbado, que se encuentran especialmente adaptadas para aprovechar rápidamente estas condiciones transitorias. Al mismo tiempo, si el suelo no fue destruido por el tratamiento, este retiene temporariamente una resistencia a la erosión, lo que facilita el reestablecimiento de una vegetación transitoria, cicatrizante. Sin embargo, si el suelo del bosque hubiera sido destruido, o el tratamiento hubiera continuado otro año más, con toda probabilidad el aumento de erosión hubiera llevado al ecosistema a una condición diferente, en muchos casos prácticamente irreversible, en la que el bosque no hubiera podido regenerarse en plazos menores a los centenares de años.

El reciclado de nutrientes está conectado con todos los componentes del ecosistema; la descomposición en el ecosistema natural está ajustada a la absorción de nutrientes por las plantas, la absorción está relacionada con la velocidad de descomposición de materia orgánica, y ambas influyen la disolución química a partir de los materiales madres. La conservación de nutrientes dentro del ecosistema depende de un balance funcional entre procesos internos y la absorción de agua y nutrientes por la vegetación es crítica para este balance.

El ejemplo anterior sirve para ilustrar algunas de las propiedades más significativas de los sistemas ecológicos.

1. Los elementos de los sistemas ecológicos están conectados entre sí por interacciones específicas. Muestran por lo tanto una propiedad holística, con una organización interna, a veces laxa, pero importante, que a menudo tiene una estructura jerárquica. Por consiguiente, es fundamental para la evaluación del efecto de las actividades humanas sobre la flora y fauna, determinar las conexiones (qué elemento del sistema está conectado con cuál otro). Una de las interacciones en el caso del estudio de Bormann et al., conecta la reducción de la evapotranspiración debido a la deforestación, con el microclima, lo que produce un cambio en la velocidad de nitrificación en el suelo, que a su vez afecta a la calidad del agua a través de la concentración de nutrientes. Esta cadena de interacciones es típica en que afecta procesos estudiados por distintas disciplinas científicas (climatología, hidrología, ecología, edafología, bioquímica), lo que obliga a su consideración con un enfoque interdisciplinario; siendo muy peligroso adoptar un enfoque fragmentado, tratando de optimizar un aspecto aislado del sistema.
2. Las relaciones funcionales entre elementos y variables en los sistemas ecológicos son típicamente multivariables y no lineales, incluyendo discontinuidades, umbrales, límites, y relaciones no monotónicas. En general, los efectos de diferentes modificaciones de los sistemas ecológicos no son aditivos ni simplemente proporcionales a los estímulos.
3. Los sistemas ecológicos son dinámicos. Los elementos, y las mismas relaciones, cambian a menudo en el tiempo, y no se pueden considerar eficazmente desde un punto de vista estático. Por ejemplo, las abundancias de plantas y animales cambian continuamente, con las estaciones del año, y entre años. En el estudio de Hubbard Brook, luego de la deforestación, especies vegetales que normalmente son escasas en el ecosistema natural, repentinamente crecen e invaden los lugares denudados, protegiendo el suelo e iniciando el proceso direccional de sucesión vegetal,

/tendiendo al

- tendiendo al reestablecimiento de la vegetación original. Los sistemas ecológicos están en permanente estado de cambio, y la variabilidad, más que la constancia, es su característica.
4. Los sistemas ecológicos reaccionan no solamente a los eventos actuales, sino también a eventos o estímulos anteriores. En otras palabras, la historia previa del sistema condiciona en parte su respuesta a los estímulos presentes. Un ejemplo sencillo es la existencia de retardos temporales; en el caso de Hubbard Brook, el aumento exponencial de la erosión se dio sólo dos años después de aplicado el tratamiento de deforestación. Esto muestra cómo las consecuencias de las acciones humanas sobre la flora y fauna pueden aparecer mucho tiempo después de aplicadas las acciones.
 5. Los sistemas ecológicos no son uniformes u homogéneos en el espacio, ni sus respuestas a las actividades humanas están relacionadas necesariamente con la cercanía espacial al lugar del impacto. Los impactos de las actividades humanas pueden aparecer en lugares alejados del sitio de la actividad; un ejemplo es la presa de Aswan, cuya creación afectó fuertemente la industria de la pesca en el Mediterráneo, a casi 900 Km de la presa. En general, existen interconexiones entre los elementos de los sistemas ecológicos en diferentes puntos del espacio, interconexiones dadas por mecanismos de transporte biológico o físico. Las características de los sistemas ecológicos según la discusión anterior evidencian claramente la complejidad de los mismos y la necesidad de comprender la estructura de interacciones y el funcionamiento de tales sistemas para poder predecir y optimizar el impacto de las acciones humanas sobre la fauna y la flora, componentes fundamentales de los sistemas ecológicos. Metafóricamente, los sistemas ecológicos son máquinas complejas; el mero relevamiento o catálogo de sus partes constituyentes es totalmente insuficiente para predecir y dirigir su comportamiento.

/Perturbaciones, estabilidad

Perturbaciones, estabilidad y capacidad de recuperación
de los sistemas ecológicos

Los sistemas ecológicos están continuamente sometidos a perturbaciones de muchos tipos: inundaciones, cambios geológicos, sequías, acciones humanas. Los sistemas que se pueden observar actualmente son los que fueron capaces de absorber y adaptarse a todas esas perturbaciones; los que no lo fueron desaparecieron. Por lo tanto, estos sistemas generalmente son relativamente resistentes, y poseen capacidad de recuperación. Sin embargo, pueden ser destruidos o alterados drásticamente por las acciones humanas, particularmente aquellas que son nuevas en la historia del sistema (a las cuales no tuvo oportunidad previa de adaptarse). El problema de la evaluación del impacto ambiental consiste esencialmente en predecir cómo un sistema ecológico será afectado por las perturbaciones, antrópicas y naturales. Por lo tanto, en relación a la evaluación del impacto del manejo del agua sobre la fauna y flora, es importante considerar las características de la estabilidad de los sistemas ecológicos. Muchos sistemas ecológicos tienden a un cierto equilibrio, indicado por el hecho que una serie de atributos del sistema se mantienen relativamente constantes en el tiempo, en ausencia de perturbaciones fuertes. Naturalmente, muy rara vez alcanzan el verdadero equilibrio debido a que sufren permanentemente diversas perturbaciones ambientales y a los procesos estocásticos internos. El caso más simple es el de la existencia de una única combinación de valores de los atributos del sistema (abundancia de las especies de plantas y animales de un ecosistema, por ejemplo) que poseen un valor de equilibrio. Es decir, que, si las abundancias de las especies alcanzan ese valor, se mantienen sin cambio, en ausencia de perturbaciones externas. En la realidad, siempre existen perturbaciones, y el sistema está siendo constantemente desplazado de ese equilibrio. Por lo tanto, no es suficiente conocer la existencia de estados de equilibrio, sino que además es necesario determinar si estos equilibrios son estables o inestables. En otras palabras, determinar si los valores o atributos del sistema tenderán a recuperar su equilibrio frente a las inevitables perturbaciones o si, una vez

/desplazados del

desplazados del valor de equilibrio, tenderán a alejarse cada vez más del mismo. Si se representa el estado del sistema por la posición de una esfera que se mueva en una superficie (espacio de estados, o conjunto de todos los estados posibles del sistema) los tres tipos principales de estados de equilibrio se pueden dibujar como en la Figura 2.

En el primer caso, análogo al de su esfera sobre una superficie totalmente plana, el estado de equilibrio del sistema es neutro. Si el sistema es perturbado (la esfera es desplazada de su valor de equilibrio), y siempre que la perturbación sea pequeña, el sistema permanecerá en un estado de equilibrio cercano al original. El segundo caso muestra el equilibrio estable; si la esfera es desplazada de su posición de equilibrio, tiende a volver a ella. Finalmente, el tercer caso muestra un equilibrio inestable. Si la esfera es desplazada de su posición de equilibrio, se aleja cada vez más de ésta y no retorna a su equilibrio inicial.

El ecosistema forestal de Hubbard Brook evidencia la existencia de un estado de equilibrio estable. El sistema original estaba cercano al equilibrio, del cual fue desplazado por la perturbación representada por la deforestación. Esta desencadena una serie de procesos cuyo resultado es una reacción del sistema (aumento del potencial de crecimiento de las plantas) que favorece un retorno a la condición de equilibrio original.

A menudo los sistemas ecológicos presentan, no un estado de equilibrio, sino una sucesión de estados, una trayectoria de equilibrio. Es decir, el sistema, si la trayectoria es estable, tiende a retornar luego de la perturbación, no al mismo estado anterior, sino a la misma secuencia de estados. Esto se puede representar como en la Figura 3, y es el caso característico de la sucesión vegetal, en que, a partir de las etapas iniciales de invasión de un sustrato virgen, las comunidades de plantas van reemplazándose unas por otras en el tiempo hasta llegar a una agrupación de plantas estable, o climax. Un caso particular de la existencia de trayectorias estables es el de la estabilidad cíclica, en que la trayectoria de equilibrio está representada por una oscilación periódica, que se repite a sí misma, de los estados del sistema.

/La discusión

La discusión anterior se refiere exclusivamente a las características de estados o trayectorias de equilibrio individuales. Cuando un sistema ecológico tiene un sólo equilibrio estable, ya sea un estado o una trayectoria, el mismo es globalmente estable. Esto implica que el sistema, a partir de cualquier estado inicial, tenderá a llegar a ese equilibrio. La consecuencia práctica es que, cualquier perturbación, pequeña o grande, es en principio reversible, ya que, una vez cesada la perturbación, el sistema volverá a su equilibrio. Desde el punto de vista de las acciones humanas, ello implicaría que es posible perturbar esos sistemas, con la seguridad que, si se descubre posteriormente que la perturbación era perjudicial, el sistema se recupera, y la única preocupación sería el tiempo que requiere el sistema para retornar a su equilibrio. Este punto de vista favorece el enfoque de prueba y error en relación a la modificación de la fauna y flora por las actividades humanas; se supone que una secuencia de pequeñas perturbaciones produce una secuencia de pequeños efectos, y que sólo se producen situaciones catastróficas si se aplican perturbaciones demasiado grandes a los sistemas ecológicos. Esta visión de los sistemas ecológicos ha sido adoptada implícitamente en general al considerar el impacto del manejo del agua sobre la fauna y flora regional. Sin embargo, la situación es muy distinta si se supone que los sistemas ecológicos no son, en general, globalmente estables. Cuando un sistema ecológico posee más de un estado o trayectoria estables, significa que el sistema, si es perturbado, no necesariamente tenderá a retornar a su equilibrio original, sino que, dependiendo de la perturbación, puede llegar a otro equilibrio estable, que puede ser mejor o peor, desde el punto de vista humano, pero en todo caso diferente. Esta situación se puede representar, usando la misma analogía anterior, como en la Figura 4 a y b. La Figura 4 a representa dos estados de equilibrio estables, y la Figura 4 b representa dos trayectorias estables, una de ellas culminando con un estado estable de equilibrio. En ambos casos, es evidente que si el sistema se encuentra en uno de los dos dominios de estabilidad, tenderá a mantenerse en él, y a alcanzar un estado o trayectoria de equilibrio, siempre

/que las

que las perturbaciones sean pequeñas. Si el sistema se encuentra inicialmente en el dominio de la izquierda, en la Figura 4 b, tenderá a alcanzar la trayectoria de equilibrio, si es perturbado. Sin embargo, si la perturbación es suficientemente grande, y en la dirección del dominio de estabilidad indicado a la derecha de la figura, llegará un momento en que el sistema no tenderá a volver a su equilibrio anterior, sino que se desplazará a la otra región de estabilidad, en general pudiendo adoptar un comportamiento muy diferente.

El comportamiento de un sistema poliestable de este tipo difiere fundamentalmente del de un sistema globalmente estable. Implica, por ejemplo, la posibilidad de comportamiento "catastrófico". El sistema puede haber sido perturbado históricamente por acciones humanas, y siempre haber tendido a recuperar su equilibrio. Sin embargo, si el estado del sistema fue llevado por pequeñas perturbaciones sucesivas cerca de la divisoria entre los dos dominios de estabilidad, una pequeña perturbación adicional puede ser suficiente para llevar al sistema a la pendiente del otro dominio de estabilidad, y se produce un cambio repentino de las propiedades del sistema, que queda atrapado en otro equilibrio diferente. En este caso, una pequeña perturbación puede producir un cambio cualitativo en el sistema ecológico. Este cambio puede estar representado por la desaparición de algunas especies, por la invasión de otras especies, o aun por el cambio casi total y relativamente irreversible de la flora y fauna de una región.

En el ejemplo de Hubbard Brook es evidente que, de haber continuado la inhibición de la vegetación por unos pocos años más, el desencadenamiento del proceso de erosión acelerada hubiera llevado al sistema a un nuevo equilibrio, perjudicial para el hombre, con eliminación del suelo y el posible reemplazo del bosque por un ecosistema de líquenes y plantas herbáceas creciendo sobre la roca desnuda. Holling (4, 5) ha recopilado una serie de ejemplos que demuestran que muchos sistemas ecológicos son multiestables. Un ejemplo particularmente vívido del agotamiento de la capacidad de recuperación de los sistemas ecológicos lo muestra la evolución de un pequeño lago en Italia, remanente del último período glacial alpino (2000 a 1800 A. de C.). El lago estaba aparentemente en equilibrio a un bajo nivel de productividad biológica,

de aguas puras; este equilibrio se mantuvo a pesar que los ecosistemas terrestres que lo rodeaban sufrieron cambios dramáticos, pasando de estepa a pradera y de ésta a bosque. El sistema acuático se alteró repentinamente eutroficándose, en época de los romanos. Esta alteración repentina luego de haber mantenido por siglos un equilibrio oligotrófico, parece haber sido desencadenada por la construcción por los romanos de la Via Cassia cerca del año 171 D. de C., que causó una alteración sutil del régimen hidrológico. La capacidad de recuperación del sistema acuático parece haber ido agotándose frente a los grandes cambios en sus alrededores, hasta que se alcanzó el límite con la construcción del camino romano, y el sistema pasó a otro modo de comportamiento cualitativamente distinto.

La capacidad de recuperación de los sistemas ecológicos ha sido denominada resiliencia por Holling, la que determina la persistencia de las relaciones dentro del sistema, y es una medida de la capacidad de estos sistemas para absorber perturbaciones y seguir persistiendo (4, 5). Es una medida de la máxima perturbación externa que el sistema puede aceptar antes de destruirse o pasar a un comportamiento fundamentalmente distinto.

Los sistemas ecológicos que han estado sometidos a muchas variaciones ambientales en su historia, son los que más probabilidad de desarrollar resiliencia tuvieron. La flexibilidad necesaria para desarrollar resiliencia se obtiene en general a través de una gran variabilidad en el tiempo y espacio, variabilidad en la cantidad de individuos, genética y de comportamiento. Estos sistemas en general no son estables, en el sentido de mantener constancia en números u otros atributos.

Por el contrario, los sistemas que se desarrollaron en ambientes predictibles y homogéneos son en general muy estables en el sentido de fluctuar poco, pero poseen baja resiliencia.

De la discusión sobre las características de estabilidad de los sistemas ecológicos se desprende una serie de consecuencias de importancia en la evaluación del impacto del manejo del agua sobre la fauna y flora.

1. Pequeñas perturbaciones sobre los sistemas ecológicos pueden a veces producir cambios drásticos.
2. Es mucho más importante detectar cuán cerca está el sistema ecológico de una frontera entre diferentes dominios de equilibrio, que la detección de un estado de equilibrio.
3. El efecto más grave de las acciones humanas no es el de inducir fluctuaciones sobre la fauna y flora, sino el de inducir cambios cualitativos profundos en el sistema.
4. Los sistemas poseen resiliencia diferencial ante diferentes tipos de perturbaciones. En términos generales, se puede suponer que los sistemas tienen mayor capacidad de recuperación ante perturbaciones del mismo tipo de las que sufrieron históricamente, que ante perturbaciones de tipo nuevo.
5. La fauna y flora evolucionadas en ambientes estables y predictibles son probablemente más vulnerables a la acción humana que las desarrolladas en condiciones de alta perturbación e impredecibilidad ambiental.
6. Las acciones humanas que reducen drásticamente la variabilidad y diversidad ambiental naturales pueden llevar a la pérdida de resiliencia de la fauna y flora, volviéndolas más vulnerables a las perturbaciones.

La evaluación del impacto ambiental de
las actividades humanas

Enfocado desde el punto de vista del impacto de las actividades humanas relacionadas con el agua sobre la fauna y la flora, el impacto se define como el cambio neto (favorable o desfavorable) en los componentes biológicos de los ecosistemas preexistentes atribuible a una acción humana relacionada con el manejo del agua. La evaluación del impacto ambiental sobre la flora y fauna es una actividad diseñada para identificar y predecir el impacto de las acciones humanas sobre estos elementos de los ecosistemas. Esta actividad requiere la predicción tanto del comportamiento futuro de la fauna y flora en ausencia de la acción humana considerada, como de su comportamiento una vez realizada la acción. La diferencia entre los dos comportamientos esperados es la que se atribuye como impacto a la acción humana.

/Dado que

Dado que típicamente la acción humana de manejo hídrico tiende a introducir modificaciones, a veces drásticas, en el sistema local o regional, el comportamiento histórico de la fauna y flora no necesariamente es un buen indicador de su comportamiento futuro bajo el impacto de perturbaciones de nuevo tipo.

Se hace por lo tanto esencial considerar la estructura de relaciones y la dinámica de la flora y la fauna, si se quiere obtener una predicción adecuada. Considerando la complejidad de los sistemas ecológicos discutida más arriba, y su capacidad para cambiar drásticamente de comportamiento, se desprende la necesidad de un análisis integrado del problema.

No es posible, y probablemente no sería conveniente, proponer una metodología detallada y definitiva para la evaluación del impacto sobre la fauna y flora de las actividades humanas relacionadas con el agua. Tal metodología sería demasiado rígida, ya que el impacto depende de las características del sistema, de la acción particular planeada y de la evaluación nacional o regional de la importancia relativa de la flora y fauna afectadas. Sin embargo, se pueden sugerir ciertas fases o pasos fundamentales que son necesarios para llegar a una visión integrada del sistema involucrado, tomando en cuenta las interacciones fundamentales.

1. Reconocimiento preliminar. Implica una identificación somera del área donde se llevarán a cabo los proyectos hídricos, las características del proyecto, y las características fundamentales de la flora y fauna regional.
2. Delimitación del problema. Ello implica imponer límites sobre el universo real afectado por los proyectos y programas de manejo hídrico. Estos límites son no sólo espaciales o geográficos, sino que se requiere delimitar temporalmente el ámbito de interés (por ejemplo, decidir si interesan las predicciones a corto, mediano o largo plazo).
3. Elección de las variables o indicadores relevantes para el proceso en decisión. Del conjunto de variables involucradas en el problema, sólo una fracción de las mismas, o a veces un índice

/o combinación

o combinación de ellas, es relevante desde el punto de vista de la decisión. Por ejemplo, en algunos casos la variable relevante para la evaluación puede ser la probabilidad de extinción de un ecosistema localizado, en otros la extinción de una especie determinada, otras veces la probabilidad de modificación de la abundancia relativa de ciertos animales o plantas, etc. Naturalmente, la elección de esas variables de interés para la decisión implica la elección de otras variables que influyen sobre ellas, como puede ser la modificación de la humedad del suelo, cambios microclimáticos, destrucción o creación de hábitat, etc. Es importante enfatizar que esta selección no puede ser automática, sino que debe basarse en una evaluación preliminar del problema; demasiado a menudo la selección se hace por tradición o por interés científico de la disciplina involucrada, con el resultado que se acumula gran cantidad de información a un alto costo (listas completas de especies y su abundancia, etc.) de la cual a veces sólo parte es relevante, y muchas veces se omite la adquisición de otros datos fundamentales, como por ejemplo la dependencia de ciertas comunidades vegetales de la existencia de inundaciones periódicas. La selección de variables es un paso crítico, puesto que condiciona en gran parte el resto del proceso.

4. Identificación de los subsistemas relevantes. Estos subsistemas pueden ser estructurales, funcionales, geográficos, etc., dependiendo del problema. La definición de estos subsistemas permite agrupar en conjuntos relativamente homogéneos las variables relevantes, las que pueden ser analizadas por distintas disciplinas científicas. En el caso de un embalse, por ejemplo, la desagregación en subsistemas puede implicar el distinguir los subsistemas de aguas abajo del de aguas arriba, y del subsistema del embalse propiamente dicho. En ciertos casos puede ser conveniente considerar como subsistemas las plantas herbáceas, los árboles y los herbívoros. En otros casos, puede convenir considerar a las poblaciones de peces como subsistema, a veces en

/conexiones con

conexiones con poblaciones localizadas a mucha distancia de la obra (caso de los peces migratorios). La definición de subsistemas, caracterizados por incluir variables mucho más conectadas entre sí que con variables de otros subsistemas, depende del tipo de problema considerado. En general, conviene efectuarla desde lo general a lo particular, partiendo de los indicadores que se requiere obtener para la evaluación del impacto, y aumentando el detalle de la desagregación sólo en la medida necesaria para proveer esas predicciones con la precisión requerida. En este respecto, es de fundamental importancia resistir la tentación natural de definir el nivel de detalle de los subsistemas en función de los niveles de detalle favoritos de las disciplinas científicas involucradas, bajo riesgo de aumentar innecesariamente el costo y la dificultad del estudio.

5. Elaboración de una matriz de interrelaciones entre subsistemas. Esta es una de las maneras más efectivas de asegurar una interfase efectiva entre los diferentes análisis sectoriales. Consiste esencialmente en elaborar una matriz cuyas celdas indican para cada subsistema las entradas provenientes de otros subsistemas y las salidas que proveen a otros subsistemas. Es esencialmente una tabla de conexiones entre subsistemas que representa la estructura fundamental del sistema global.
6. Elaboración de diagramas de flujo, o matrices de interacción, entre las variables internas de los subsistemas. Desde el punto de vista de la evaluación del impacto, cada subsistema de orden inferior es concebido como un mecanismo que genera salidas, o predicciones sobre el comportamiento de uno o varios indicadores, a partir de ciertas entradas, que pueden ser datos o predicciones de otros subsistemas. El mecanismo, dependiendo del grado de detalle y de la disciplina involucrada, puede ser variado: desde relaciones subjetivas cualitativas hasta funciones matemáticas precisas. En todo caso, la explicitación del mecanismo interno de cada subsistema, obliga a definir un número de variables o indicadores auxiliares, cuyos valores deben ser medidos o

/estimados durante

estimados durante el estudio de campo. Los diagramas de flujo o matrices de interacción indican qué variables se afectan entre sí y a variables de otros subsistemas.

7. Obtención de la información necesaria de acuerdo al esquema preliminar de variables e interacciones. Incluye la obtención de datos en el campo, la verificación de hipótesis sobre algunas de las interacciones supuestas, la estimación de los valores de las variables, etc. A menudo la investigación detallada en el terreno se efectúa como primer paso. En consecuencia, al no existir un esquema previo integrado, es inevitable que se recoja mucha información que luego no será relevante para el problema, y se deje de obtener información fundamental. La existencia de un análisis previo del sistema permite una enorme economía de esfuerzo y recursos en las actividades de recolección de datos, a menudo las más costosas y largas.
8. Elaboración de un diagrama de flujo o matriz de interacciones global. Este diagrama o matriz definitivo representa el esquema de interacciones entre las variables dentro de los subsistemas, y las interacciones entre subsistemas. En función de los datos recogidos, es posible indicar el tipo de influencia de unas variables sobre otras, en el sentido de predecir que el cambio de una variable producirá un aumento o una disminución en la magnitud de las variables a las que afecta. A menudo, dependiendo de la información recogida, es posible estimar también la intensidad o importancia de los efectos entre variables. También es posible a veces indicar el grado de certidumbre en el tipo e intensidad de las interacciones individuales. El diagrama o matriz así elaborado condensa una enorme cantidad de información. La información organizada de esta manera garantiza que se preserve la estructura fundamental del sistema incluyendo las principales interacciones. Ello permite efectuar una evaluación preliminar de los proyectos o programas, descartando algunos y modificando otros; por otra parte, la aplicación ulterior de cualquier metodología específica para la evaluación del impacto

ambiental (matrices de Leopold, modelos matemáticos, etc.) es mucho más eficiente cuando se parte de un esquema integrado del sistema y sus interacciones.

Análisis crítico de las principales metodologías actuales para la evaluación del impacto ambiental

Los principales tipos de metodologías para la evaluación del impacto ambiental han sido descritas y discutidas recientemente por un grupo interdisciplinario (6). Aquí se discutirán brevemente en relación a su utilidad para la evaluación del impacto de obras hídricas sobre la fauna y flora.

1. La matriz de Leopold: consiste esencialmente en una matriz precondicionada con 100 acciones humanas en las columnas y 88 "características" y "condiciones" ambientales en las filas. Para cada celda de la matriz, se anota la magnitud y la importancia de cada impacto posible en una escala de 1 a 10. La lista de "condiciones" ambientales relacionadas con la flora y fauna, y las relaciones ecológicas consideradas en esta matriz aparecen en la Tabla 1. Es evidente que la lista es parcial y heterogénea, colocando en categorías semejantes grupos taxonómicos (aves) y factores del hábitat (barreras). Las categorías no son mutuamente excluyentes, y es fácil contar dos veces el mismo impacto. La matriz es rígida, ya que a menudo no incluye aspectos de la fauna y flora de importancia en evaluaciones específicas, ni posibilita variaciones en nivel de detalle. Su deficiencia principal, sin embargo, es su característica estática. La matriz de Leopold no tiene capacidad para considerar las interacciones entre los elementos de los sistemas ecológicos, ni su dinámica. Su principal utilidad radica posiblemente en su uso como una lista para verificar que se consideraron todos los posibles impactos. Sin embargo, ésta no es exhaustiva, y es preferible en todo caso utilizar una matriz ad hoc incluyendo las acciones humanas y los posibles impactos sobre la flora y la fauna de la región, como un paso inicial a la consideración de las interacciones, o bien una lista del tipo de la elaborada por Hagan y Roberts (9).

/2. Superposición

2. Superposición de mapas: El método, en su forma más simple, se basa en preparar una serie de mapas transparentes del área afectada, representando en cada uno de ellos la distribución espacial de impactos del mismo tipo, a veces con una gradación según la intensidad del impacto. La superposición de los mapas permite determinar las áreas donde se concentran los impactos. Este método tampoco es útil para considerar las interacciones y la dinámica de los sistemas ecológicos. Puede sin embargo resultar muy útil en la detección de relaciones espaciales complejas, particularmente en combinación con un análisis dinámico de las interacciones.
3. El sistema de evaluación ambiental de Battelle: El sistema incluye una serie de componentes de calidad ambiental agrupados en cuatro categorías. Cada componente tiene asociado un conjunto de indicadores de impacto. Para cada indicador de impacto se desarrolla un índice de calidad ambiental normalizado en la escala 0-1, usando un método de valores y ponderaciones adjudicadas en consulta con especialistas. La suma ponderada de los valores de los indicadores indica el impacto total del proyecto. El nivel de detalle puede ser elegido por el usuario. La lista de componentes relacionados a la fauna y flora utilizado en esta metodología aparecen en la Tabla 2. Esta metodología tiene la misma deficiencia que las otras, en el sentido que no permite considerar interacciones dinámicas, aunque es en general superior a las metodologías discutidas previamente.
4. Modelos: Los modelos, considerados como representaciones aproximadas y simplificadas de la realidad, cuyos elementos e interrelaciones son de algún modo equivalentes a los elementos e interrelaciones del sistema real, pueden ser de muy diversos tipos. El rango va desde modelos conceptuales o diagramáticos, representando los procesos, elementos e interrelaciones en forma de cajas o figuras geométricas y flechas, hasta modelos matemáticos, donde los elementos son variables y las interacciones

/son funciones

son funciones lógico-matemáticas, pasando por modelos físicos (ejemplo: circuitos eléctricos) y modelos a escala. El procedimiento descrito anteriormente para la evaluación del impacto ambiental culmina en la construcción de un modelo conceptual (diagrama de interacciones) fundamentalmente estático. La dinámica del sistema ecológico puede ser incluida en los modelos matemáticos de simulación, que describen el comportamiento del sistema en términos de eventos individuales de los componentes elementales del mismo a través del tiempo. Se puede explorar las consecuencias de diferentes proyectos, alternativos sobre el comportamiento del sistema.

Dada la complejidad y dinámica de los sistemas ecológicos, los modelos de simulación representan probablemente la mejor herramienta disponible para evaluar el efecto del manejo del agua sobre los sistemas ecológicos. Los modelos de simulación pueden llegar a ser muy complejos y costosos, reflejando la complejidad de los sistemas ecológicos. Sin embargo, es a menudo posible obtener una evaluación útil del impacto sobre la fauna y la flora utilizando modelos sencillos. En caso de detectarse situaciones potencialmente peligrosas, puede ser conveniente contemplar la elaboración de un modelo más sofisticado, junto con un programa de recolección de datos críticos. A un nivel preliminar con información escasa, se pueden utilizar técnicas de simulación cualitativa (KSIM, GSIM) (9), que ayudan a descubrir los efectos de las interacciones y su transmisión en el tiempo. Otra metodología, descrita como "Simulación Simple" (9) permite la construcción de modelos de simulación preliminares, condensando en muy corto plazo la información cuantitativa y subjetiva provista por un grupo de expertos y decisores. En general, los resultados producidos deben interpretarse más en términos de demostrar tendencias y posibilidades de impactos, que en términos de predicciones numéricas exactas. Los modelos de simulación sofisticados son potencialmente los más precisos y completos, aunque a menudo también su principal valor es indicativo en lo que se refiere a la flora y fauna, y son mucho más costosos que los anteriores.

Una de las desventajas de los modelos de simulación consiste en la tentación de considerar los modelos, que siempre son incompletos y defectuosos, como la verdadera representación de la realidad, y sus resultados numéricos como más precisos y por lo tanto más confiables que conclusiones cualitativas obtenidas por otros medios. Otro peligro es la posible tendencia a incluir en el modelo solamente factores fácilmente cuantificables (a veces triviales) en detrimento de factores cualitativos o poco definidos, que pueden ser sin embargo muy importantes en el sistema real.

En todo caso, las técnicas de simulación matemática son hasta ahora las únicas adaptadas para tomar en cuenta las interacciones y dinámica de los sistemas ecológicos, desde el punto de vista de la predicción de su respuesta frente a los impactos ocasionados por el hombre.

El problema de la incertidumbre y la vigilancia ambiental

Es necesario reconocer que, por más detallado que sea el estudio de la flora y la fauna, y aun usando las mejores metodologías disponibles, siempre quedará un margen de incertidumbre en la predicción de la respuesta de la fauna y flora a los impactos de manejo hídrico, así como a todas las acciones humanas. Esta incertidumbre puede deberse a la complejidad de los sistemas, los que responden en manera inesperada, a la ocurrencia de eventos climáticos o ambientales atípicos, a eventos aleatorios impredecibles en principio, a una inadecuada definición del sistema, etc., (9).

En el estado actual del conocimiento, es ilusorio pensar que es posible hacer una predicción completa y exacta del comportamiento futuro de la fauna y flora frente a las acciones humanas. Siempre puede ocurrir que una nueva especie externa a la región encuentre su hábitat modificado favorablemente, e invada las comunidades locales, modificándolas fuertemente; que se dé una combinación de valores climáticos previamente no registrada que, en acción sinérgica con los efectos del manejo hídrico, produzca la desaparición de un grupo de especies; que un efecto

sutil e indirecto del proyecto, previamente despreciado, evidencie posteriormente tener una influencia crítica sobre la estructura y diversidad de las comunidades, etc.

La existencia de esta incertidumbre indica la necesidad de efectuar una vigilancia de la flora y fauna durante y después de la terminación del proyecto hídrico. La evaluación de impacto ambiental produce una serie de predicciones sobre el comportamiento futuro de la flora y la fauna; a menudo indica la posibilidad de desarrollo de situaciones potencialmente críticas. La vigilancia debe ser dirigida entonces fundamentalmente a determinar si las variables críticas se comportan de acuerdo a lo esperado, y a la detección temprana de situaciones críticas. En general, es innecesario e ineficiente mantener una vigilancia sobre todas las especies en los ecosistemas afectados. El proceso de evaluación del impacto, basado en un análisis integral, debe estar en condiciones de recomendar un subconjunto relativamente reducido de especies y variables ambientales cuyo comportamiento es crítico para la dinámica y estructura del sistema, y de desarrollar indicadores medibles que alerten sobre situaciones de peligro. Algunos de esos indicadores pueden ser muy sencillos, como por ejemplo la abundancia relativa de renovales en los bosques, cambios en la cobertura herbácea de los suelos, aparición de cárcavas de erosión, etc. En otros casos, las variables relevantes pueden ser más complejas, tales como índices de diversidad de la flora y fauna, cambios en la estructura de las tramas alimenticias, variaciones microclimáticas, etc. En todo caso, la selección de variables e indicadores a vigilar debe ser hecha cuidadosamente, en base a la comprensión de la estructura y dinámica de los ecosistemas considerados.

La verificación de las predicciones permite mejorar la evaluación y la predicción de impactos futuros, y la detección de situaciones potencialmente peligrosas permite adoptar medidas de control y a veces modificación de los proyectos o de su operación, antes que éstas se desencadenen. La vigilancia posterior al proyecto es por lo tanto un aspecto esencial que debe ser incluido en todo proyecto de manejo de agua.

El rol de los relevamientos, inventarios y reservas ecológicas

i) Relevamientos e inventarios

Es importante diferenciar el rol de los relevamientos e inventarios de la flora y la fauna necesarios para propósitos generales (por ejemplo, sistemas nacionales de relevamiento en gran escala) de los relevamientos e inventarios necesarios para evaluar la posibilidad de cambios en las comunidades biológicas debidos a la implementación de proyectos y programas específicos de manejo hídrico. Los primeros están fuera del ámbito de esta conferencia; es evidente la necesidad de contar con inventarios y relevamientos ecológicos al nivel nacional para posibilitar como mínimo una estimación de la extensión y características de los ecosistemas, los que deben ser considerados como recursos naturales renovables.

Se discutirá aquí brevemente el rol de los relevamientos e inventarios de fauna y flora en relación a la evaluación de impacto de obras hídricas. A este respecto, conviene distinguir dos objetivos principales: la identificación de proyectos, y la planificación de proyectos específicos. En el primer caso, los relevamientos son muy generales, y consisten esencialmente en la detección de grandes patrones de distribución de la vegetación y la fauna, y en la identificación de zonas bioclimáticas, grandes tipos de suelo, distribución de los ecosistemas en relación a los recursos hídricos y a la topografía, etc. A esta escala, el énfasis principal radica en la estimación de la distribución y abundancia de los principales ecosistemas, más que en su funcionamiento y evolución. Típicamente los ecosistemas se caracterizan por grandes tipos fisonómicos y por sus especies dominantes (ejemplo: bosque mixto de Nothofagus dombeyi y N. pumilio, bosque alto de Fitzroya cupressoides, etc., o más simplemente bosque alto, praderas, bosque ralo, etc.). Algunas áreas de peligro potencial pueden ser detectadas de esta forma, en base a principios generales, como por ejemplo zonas de fuertes pendientes propensas a la erosión, ecosistemas exclusivos de áreas dentro de embalses potenciales, zonas de nidificación de aves acuáticas, etc. Estos relevamientos son necesarios para evaluar preliminarmente grandes alternativas de tipos y ubicación de /programas hídricos

programas hídricos en un contexto regional. Una vez seleccionadas las principales alternativas, y en la evaluación de proyectos específicos, la necesidad del relevamiento o inventario adquiere otras características. En primer lugar, el área de influencia y el tipo de acciones propuestas quedan mucho más definidas; por otra parte, los requerimientos en cuanto a la predicción de efectos biológicos son mucho más restrictivos. En consecuencia, el énfasis de los relevamientos e inventarios se debe volcar más fuertemente hacia los aspectos estructurales y funcionales de los ecosistemas que hacia los aspectos descriptivos, ya sea a nivel regional, o en base a estudios intensivos de casos individuales. Tradicionalmente es común que estos relevamientos sean exclusivamente descriptivos, confeccionando listas exhaustivas de las especies presentes, describiendo en detalle la composición florística y faunística de las comunidades, etc. Este tipo de relevamiento es a menudo ineficiente y aun irrelevante para la predicción del impacto (aunque puede ser totalmente válido en cuanto a su interés científico). En general, las variables relevantes desde el punto de vista funcional suelen ser atributos estructurales de los componentes de los ecosistemas, tales como tamaño de los organismos, hábitos alimenticios, movilidad, distribución, interconexiones funcionales, profundidad de raíces, capacidad de recuperación, etc. Desde el punto de vista de la evaluación del impacto, estas medidas de la estructura de interconexiones del sistema, aun si sólo cualitativas, son mucho más importantes que la determinación exhaustiva de la presencia o números de las especies. El diseño de las actividades de adquisición de datos y la selección de datos a obtener se realiza en forma mucho más eficiente a partir de un análisis preliminar del sistema, como se esbozó en la discusión sobre evaluación de impacto ambiental. Ello asegura que se obtengan los datos directamente relevantes para la evaluación del impacto de la acción humana planeada, y evita que se coleccionen datos con la mera esperanza que algún día puedan ser útiles. En conclusión, es indispensable implementar un sistema de adquisición de los datos

/más relevantes

más relevantes para el problema particular, y por lo tanto no es posible ni recomendable proponer un sistema universal detallado de relevamiento para la evaluación de proyectos de manejo hídrico.

ii) Reservas ecológicas

Las reservas ecológicas, consideradas como muestras adecuadas de ecosistemas completos, son de fundamental importancia, particularmente frente a la transformación creciente y cada vez más extendida del ambiente natural para satisfacer las necesidades humanas. Las razones fundamentales de la necesidad de crear y mantener áreas de reserva ecológica son las siguientes (7):

- a) El mantenimiento de reservas genéticas de plantas y animales para asegurar la perpetuación de las especies y la posibilidad futura de obtener variedades utilizables;
- b) La perpetuación de muestras de la diversidad de los ecosistemas como laboratorios naturales para la investigación científica;
- c) La preservación de muestras de ecosistemas naturales y seminaturales para su comparación con ecosistemas alterados, manejados y artificiales;
- d) El mantenimiento de áreas naturales por su valor estético.

Las reservas ecológicas deben estar en áreas protegidas de los impactos ambientales principales, y por lo tanto su localización puede ser sugerida como parte del proceso de evaluación de impacto ambiental. Las reservas deberían contener muestras adecuadas de los ecosistemas principales de la región, incluyendo su rango de variación, y áreas que, aunque sean menos representativas, sean el hábitat de especies de plantas o animales de interés o en peligro de extinción. Su tamaño debe ser adecuado para mantener su diversidad; reservas demasiado pequeñas sufren el peligro de extinción y alteración debido a influencias del exterior, y este tamaño mínimo es variable y debe determinarse para cada tipo de ecosistema. No sólo los ecosistemas naturales deberían ser protegidos, sino también los ecosistemas seminaturales importantes condicionados por el manejo (pastoreo, incendios deliberados, regulación hídrica, etc.), en base a su utilidad para fines de comparación y como testigos frente a modificaciones ambientales futuras.

La cantidad de reservas ecológicas es todavía muy baja en el mundo y, dado que frecuentemente existe competencia para otros usos de la tierra, es muy probable que, sin un esfuerzo intenso y sostenido, muchos ecosistemas desaparecerán por completo de la faz de la Tierra, lo cual implica una gran pérdida para las generaciones presentes y futuras.

La planificación ambiental integrada

La evaluación del impacto ambiental se da típicamente como respuesta a un proyecto o programa, y se predicen los cambios ecológicos que resultarán de las acciones del proyecto. A menudo, la evaluación permite descartar algunos proyectos y sugerir algunas modificaciones en otros. La característica usual es que los proyectos están definidos, o predefinidos, antes de efectuar la evaluación del impacto sobre el ambiente, y la evaluación permite minimizar los impactos negativos de los proyectos, pero dentro del marco de referencia dado por los mismos.

En los programas del tipo de desarrollo regional, particularmente en los países en desarrollo, lo ideal sería que las consideraciones ecológicas se introduzcan, no a posteriori de la definición de los proyectos sino al principio, como parte de la generación de objetivos, programas y proyectos. Este es el objetivo de la planificación ambiental integrada. La figura 4 muestra un esquema tentativo del proceso de evaluación ambiental integrada. El proceso ideal es iterativo. En una primera etapa, el proceso se inicia con el reconocimiento preliminar de algún tipo de problemas o situaciones que requieren solución o mejora, en base a un diagnóstico preliminar. Se plantea entonces un conjunto de objetivos globales, a veces en forma muy general. Estos objetivos determinan ciertas clases posibles de programas y proyectos. A veces el proceso puede comenzar al nivel de proyecto, o programas, directamente. Independientemente del nivel de iniciación, se deben generar propuestas de acciones específicas alternativas, las que pueden ser evaluadas concretamente. El énfasis es en la generación de diferentes alternativas en cada nivel. Las acciones son procesadas a través de una concepción del sistema (humano y natural), que al principio del

/proceso puede

proceso puede ser conceptual y general, definiéndose más en cada ciclo iterativo, obteniéndose algún tipo de predicción preliminar de los impactos y consecuencias de cada acción. Esta información es evaluada y permite descartar algunas alternativas a diferentes niveles y generar otras, pudiendo ayudar incluso a redefinir los objetivos globales. El ciclo se repite varias veces y en cada interacción los programas, proyectos y acciones se definen más, cobrando mayor importancia relativa la concepción del sistema donde se procesan las acciones, haciéndose más detallada y rigurosa. El proceso termina cuando se obtiene un conjunto de programas, proyectos y acciones que se consideran adecuados y cuando el grado de confiabilidad de las predicciones alcanza el nivel aceptable.

Este tipo de proceso permite la integración con las consideraciones ecológicas a todos los niveles de definición, favoreciendo el diseño de proyectos que desde su concepción inicial incluyen estos aspectos. Se favorece también la posibilidad del diseño de nuevos tipos de proyectos, como por ejemplo los proyectos adaptativos (9) secuenciales que permiten la posibilidad de modificaciones importantes durante la fase de implementación, en función de la detección de efectos desfavorables sobre el ambiente durante la construcción y comienzos de la operación, utilizando las primeras fases del proyecto para obtener mayor información sobre el posible impacto.

Tabla 1

"Condiciones" biológicas y relaciones ecológicas consideradas en la matriz de Leopold:

Flora

- a) Arboles
- b) Arbustos
- c) Pastos
- d) Cultivos
- e) Microflora
- f) Plantas acuáticas
- g) Especies en peligro
- h) Barreras
- i) Corredores

Fauna

- a) Aves
- b) Animales terrestres incluyendo reptiles
- c) Peces y moluscos
- d) Organismos bentónicos
- e) Insectos
- f) Microfauna
- g) Especies en peligro
- h) Barreras
- i) Corredores

Relaciones ecológicas

- a) Salinización de los recursos hídricos
- b) Eutroficación
- c) Insectos vectores de enfermedades
- d) Cadenas alimenticias
- e) Salinización de material de superficie
- f) Invasión por matorrales
- g) Otros.

/Tabla 2

Tabla 2

Componentes ecológicos considerados en el sistema de Battelle:

Especies y poblaciones terrestres

Ramoneadores y pastoreadores

Cultivos

Vegetación natural

Especies plaga

Aves deportivas

Especies y poblaciones acuáticas

Pesquerías comerciales

Vegetación natural

Especies plagas

Peces deportivos

Aves acuáticas

Hábitat y comunidades terrestres

Índice de trama alimenticia

Uso de la tierra

Especies raras y en peligro

Diversidad específica

Hábitat y comunidades acuáticas

Índice de trama alimenticia

Especies raras y en peligro

Características del curso fluvial

Diversidad específica

Ecosistemas

/LEYENDAS DE

LEYENDAS DE LAS FIGURAS

- Figura 1. Un esquema parcial de las interacciones ecológicas, hidrológicas, físicas, químicas y edáficas desencadenadas por el tratamiento de deforestación (primeros dos años de datos). Modificado de Bormann et al. (1).
- Figura 2. a) Equilibrio neutro; b) Equilibrio estable; c) Equilibrio inestable; d) Trayectoria estable de equilibrio.
- Figura 3. a) Ejemplo de un sistema con dos estados de equilibrio;
b) Ejemplo de un sistema con dos trayectorias de equilibrio.
- Figura 4. Esquema ideal de la planificación ambiental integrada.

/BIBLIOGRAFIA CITADA

BIBLIOGRAFIA CITADA

- 1) Bormann, F.H.: G.E. Libens; T.G. Siccama; R.S. Pierre; J.S. Eaton; 1974: "The export of nutrients and recovery of stubble conditions following deforestation at Hubbard Brook". Ecol. 44: 255-277.
- 2) Gallopin, G.C., 1973. "Análisis de Sistemas Ecológicos" - Publicación Nº 14. Depto. Rec. Nat. y Energía, Fundación Barilchee, Bariloche, Argentina.
- 3) Hagan, R.M. & E.B. Roberts., 1972. "Ecological Impacts of Water Projects in California". I. Irrigation and Drainage Div., Proc.Amer.Soc. Civil. Eng. pp.25-48, March.
- 4) Holling, C.S., 1973. "Resilience and Stability of Ecological Systems" Ann.Rev.Ecol.System. 4: 1-23.
- 5) Holling, C.S. and M.A. Goldberg., 1971. "Ecology and Planning". AIP Journal 37 (4): 221-230.
- 6) Munn, R.E. (ed) 1975. "Environmental Impact Assessment: Principles and Procedures". SCOPE Report 5, Toronto, Canada.
- 7) Nicholson, E.M. (ed) 1968. "Handbook to the Conservation Section of the International Biological Programme". IBP Handbook Nº 5, Blackwell, Oxford.
- 8) Weaver, W. 1948. "Science and Complexity". Am. Scient. 36:536-544.
- 9) Yorque, R. (ed) 1976. "Ecological and resilience indicators for managements". PR-4-IARE. Univ. British Columbia, Vancouver.



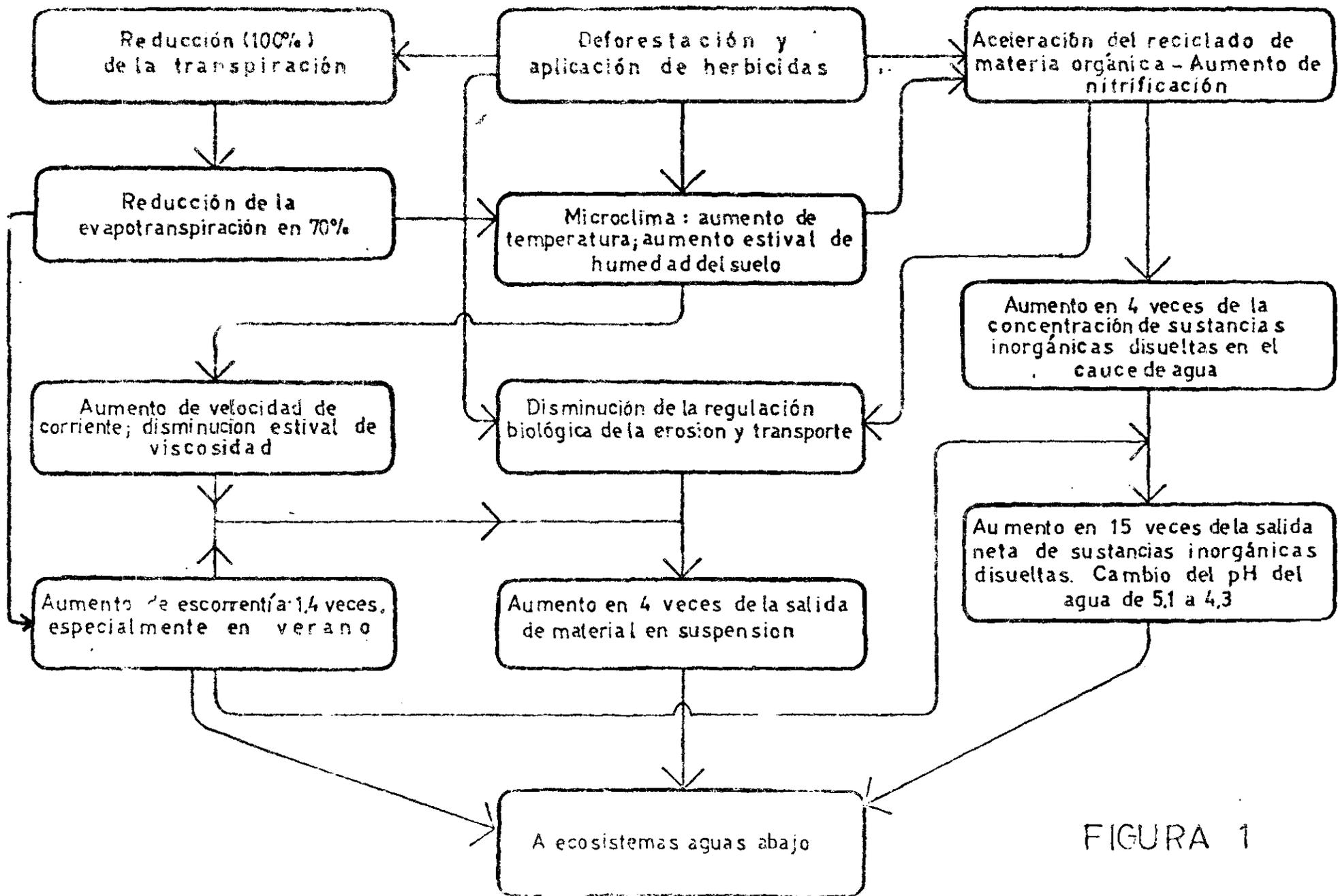


FIGURA 1

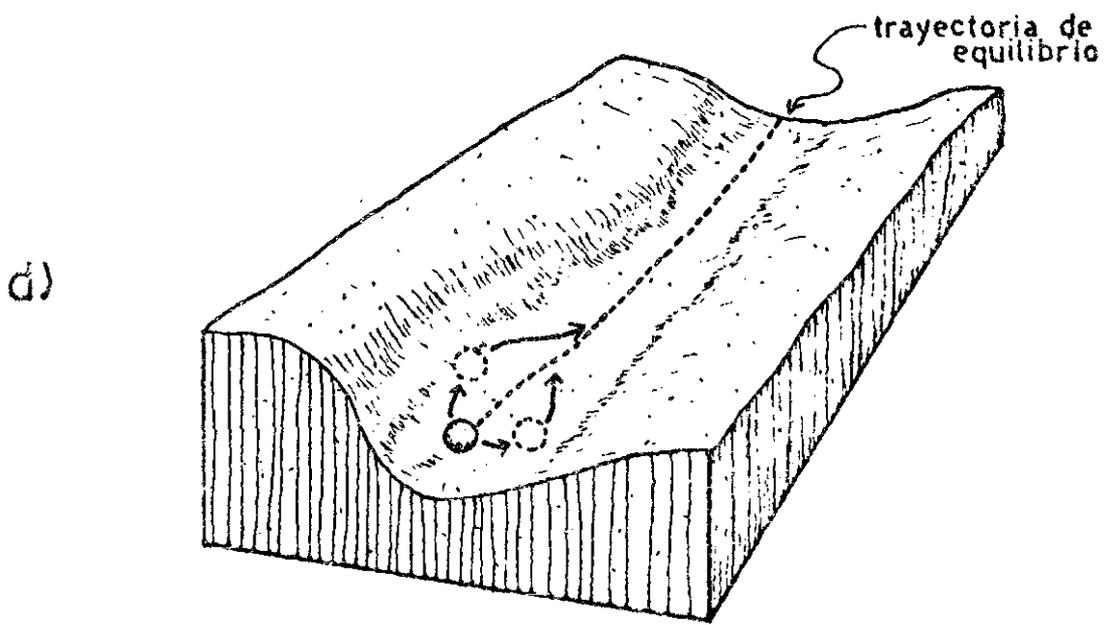
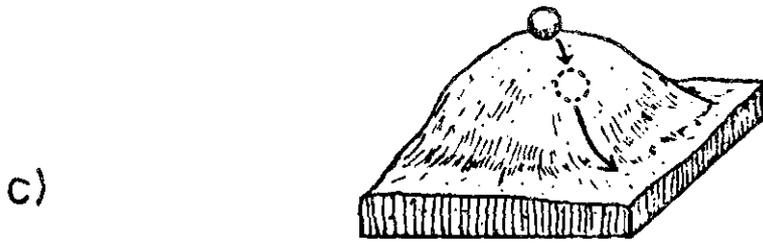
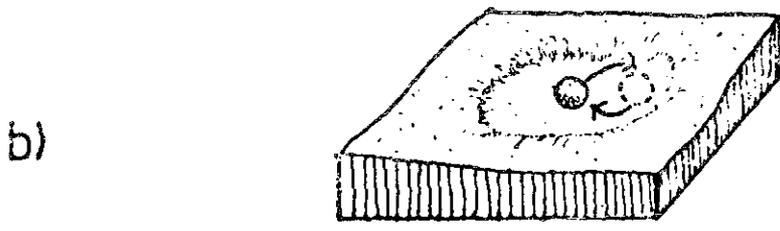
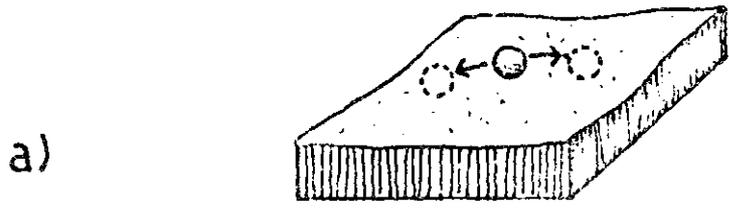


FIGURA 2

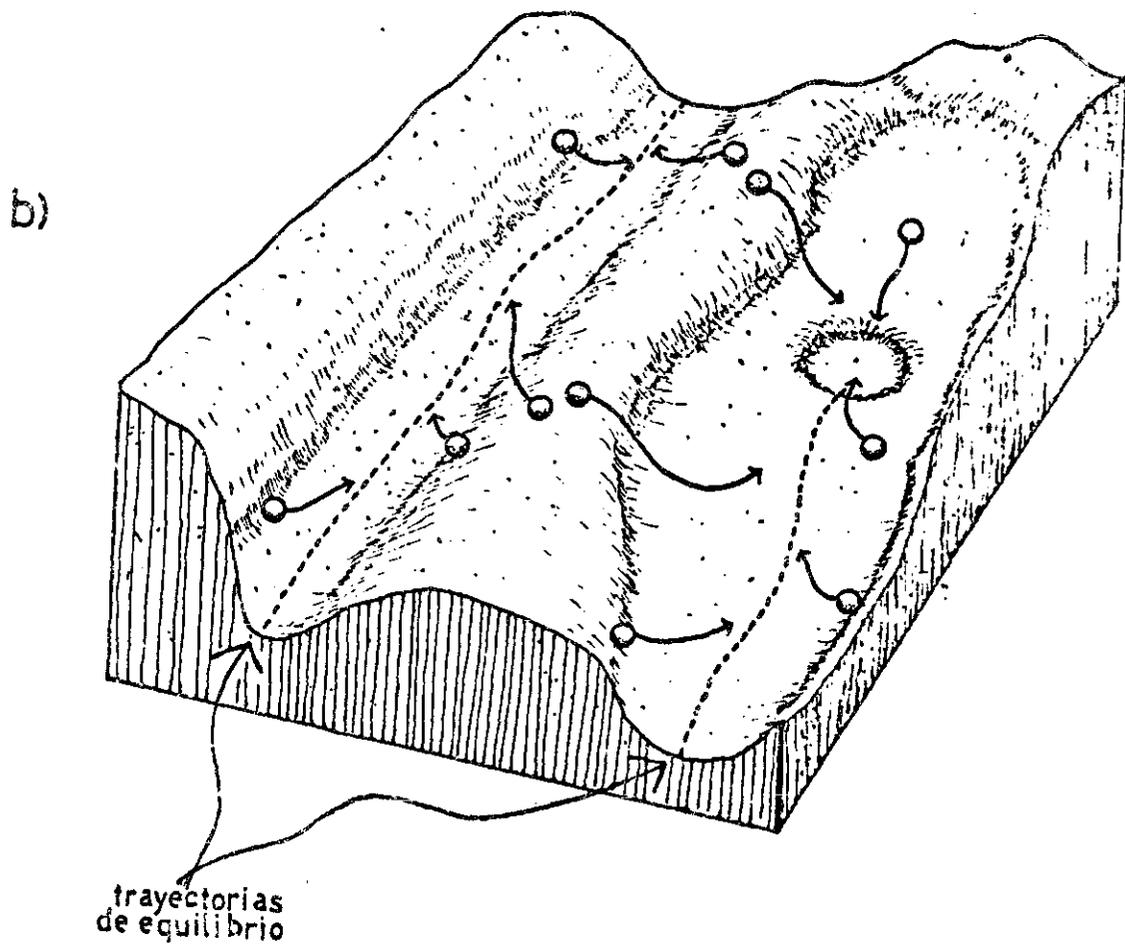
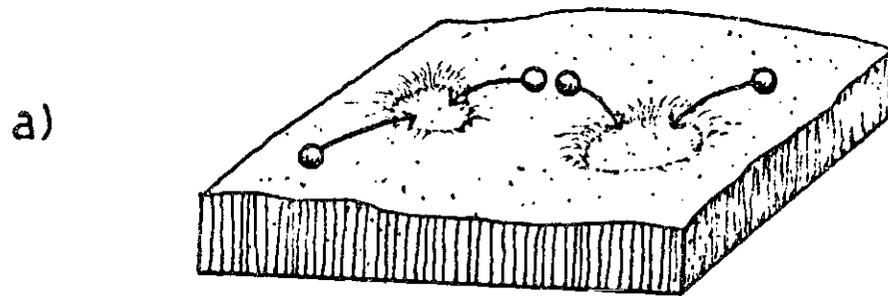


FIGURA 3

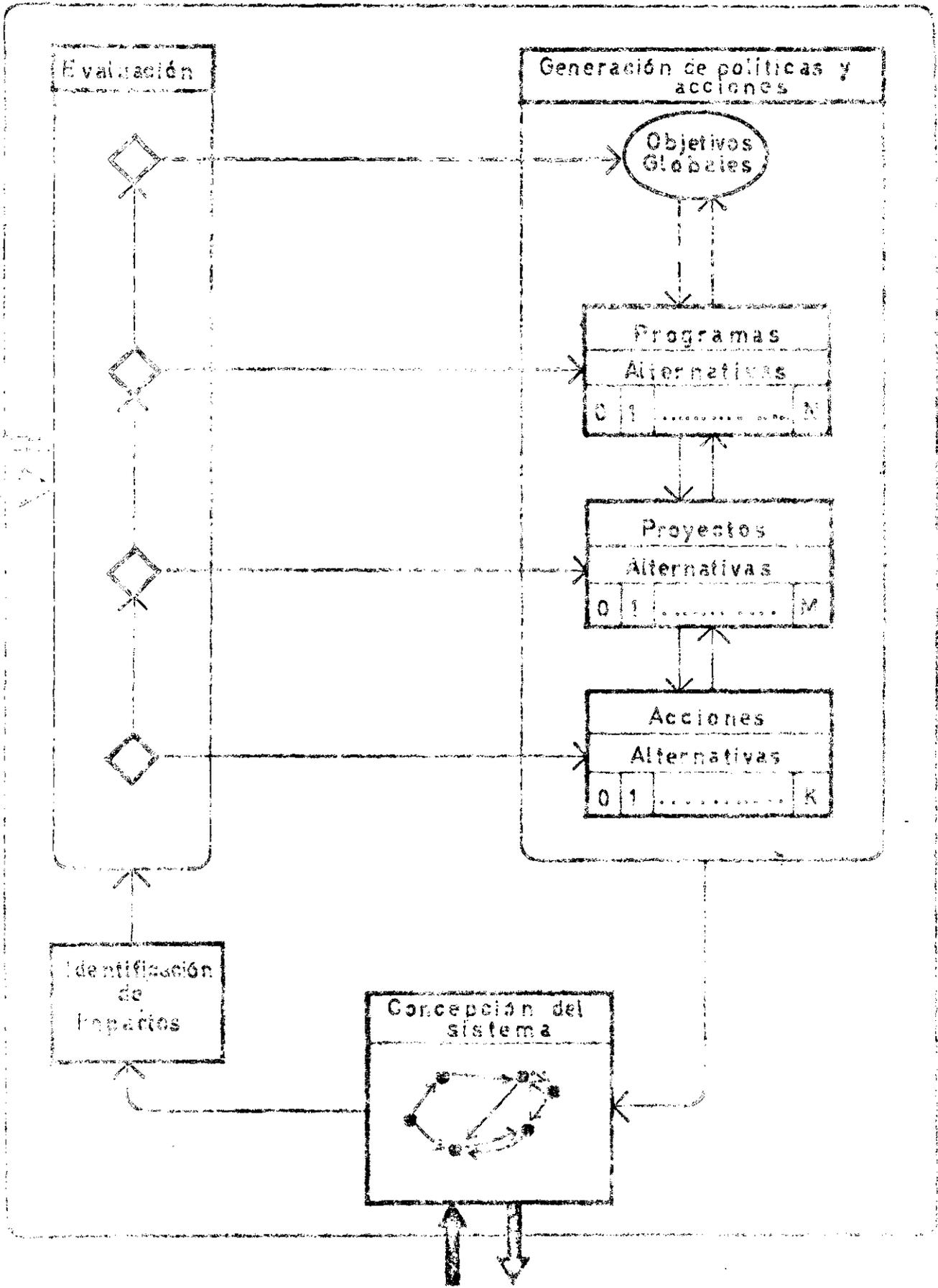


FIGURA 4

