

Indicadores biológicos para el monitoreo de puertos en Colombia

Biological indicators for the monitoring of ports in Colombia

*Recibido para evaluación: 29 de septiembre de 2010
Aceptación: 04 de Noviembre de 2010
Recibido versión final: 10 de Diciembre de 2010*

Jaime Polanía¹

RESUMEN

Los programas Manejo Costero Integrado, ICM, en países en desarrollo deben usar monitoreos bióticos costo- efectivos que empleen metodologías científicas rigurosas, fáciles de aprender y adaptables, con equipo relativamente barato. Mientras los impactos en puertos colombianos incluyen pérdidas de hábitat, cambios en distribución, abundancia y diversidad de especies y en estructura de comunidades, desaparición de especies sensibles y aparición de indeseables, reducción y desplazamiento de recursos pesqueros, etc., las normas vigentes plantean minimizar impactos de construcción y operación de terminales portuarios, así como de actividades de dragado, y preservar especies de zonas portuaria, a través de la conservación de sus hábitats naturales. Sin embargo, la información disponible es insuficiente y no parece haber una conciencia clara en los puertos, ni en los representantes del Sistema Nacional Ambiental, SINA, del potencial de la información biótica que podría indicar las condiciones ambientales en éstos y el impacto de sus actividades. Este trabajo propone emplear información de monitoreos costeros en curso e integrarlo en un programa de generación de indicadores de gestión ambiental, a partir de información biótica de utilidad y, finalmente, aplicar criterios de ICM en varios puertos de interés para el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, MAVDT.

Palabras Clave: IManejo Costero Integrado, ICM, puertos, indicadores bióticos, Colombia.

ABSTRACT

The Integrated Coastal Management ICM programs in development countries must use cost-effective biotic monitoring that use scientific rigorous, easy to learn and flexible methodologies, with relatively cheap equipment. Meanwhile the impacts in the Colombian ports include habitat losses, changes in species distribution, abundance and diversity, as well as in community structure, vanishing of sensitive species and appearance of undesirable ones, reduction and displacement of fishing resources, etc., the current norms attempt to minimize the impacts of port terminals construction and operation, as well as of dredging activities, and to preserve species of ports through conservation of their natural habitats. Nevertheless, the available information is insufficient and there seems not to be a clear conscience neither in the ports nor in the representatives of the National Environmental System SINA of the potential of the biotic information for pointing toward the environmental conditions in the ports and the impact of its activities. This paper proposes the use of coastal current monitoring information, and to integrate it in a program of environmental indicators generation from useful biotic information and, finally, to apply ICM criteria in some ports of interest for the Environment, Housing and Territorial Development Ministry, MADVT.

Key Words: Coastal Integrated Management, ICM, ports, biotic indicators, Colombia.

**1. Dr. Recursos Naturales,
Director de Investigación y
Director de Laboratorios
Universidad Nacional de
Colombia, Sede Medellín.
jhpolanaiav@unal.edu.co**

1. INTRODUCCIÓN

El daño creciente de los sistemas costeros se debe al crecimiento demográfico y a los cambios antropogénicos, tanto en la zona costera como en las cuencas interiores. Los mangles son aprovechados para madera, carbón de leña, acuacultura y aprovechamiento del terreno. Los pastos marinos están siendo dragados para hacer puertos o para construir playas en desarrollos hoteleros, y la deforestación interior conduce a mayor escorrentía y sedimentación. Los nutrientes de aguas residuales y la escorrentía agrícola aumentan la eutroficación, por lo que las reservas pesqueras costeras están siendo mermadas (Ogden y Gladfelter, 1986; Rogers, 1985).

El Manejo Costero Integrado (en adelante ICM, por sus siglas en inglés) es un enfoque para facilitar la articulación de intereses y responsabilidades de quienes desarrollan actividades que afectan los recursos costeros o están implicados en su desarrollo, administración y uso. El ICM abarca la costa, las aguas costeras y las cuencas interiores, pues las actividades con base en tierra firme impactan los sistemas costeros.

Un enfoque de ICM requiere indicadores robustos, capaces de reflejar «la salud» de la costa con relación a actividades ambientales, sociales y económicas, para facilitar la administración de los impactos sobre los recursos y minimizar posibles efectos adversos. Los indicadores transmiten un mensaje complejo de una manera simple y útil; pueden mejorar la comprensión de temas importantes, proyectar tendencias, comparar condiciones en áreas geográficas diferentes, interpretar medidas y resultados de políticas o acciones, dirigir la toma de decisiones y mostrar las articulaciones entre aspectos ambientales, sociales y económicos. Para ello, deben tener sólidas bases en investigación científica, social y económica rigurosa.

Los indicadores costeros permiten reconocer tendencias o acontecimientos que no pueden ser observados directamente; por lo tanto, pueden ser usados como medios de comunicación y/o de medición de las condiciones del ambiente costero en tiempo real, tasar impactos y exigencias para la administración y supervisar eficazmente procesos de ICM.

Los indicadores ambientales deben permitir reconocer el estado del ambiente a partir de las respuestas del componente biótico a las tensiones antropogénicas y el efecto de un enfoque de ICM para reducirlos o revertirlos. El grupo de los denominados indicadores biológicos o bioindicadores incluye especies de plantas y animales; muestra cambios en sus números, presencia/ausencia, condición y/o comportamiento, y proporciona información sobre la salud de un ecosistema, pues la tensión – sin importar los factores que la causen – ocasiona cambios cuantitativos y cualitativos en la estructura y el funcionamiento de las comunidades. Si se conocen los patrones de respuestas de las comunidades bióticas a la tensión, identificarlos puede exponer las clases de tensión que operan y, a veces, sus posibles fuentes.

Por lo general, los cambios estructurales pueden ser medidos a través del análisis de la diversidad de especies y/o su composición. Los funcionales pueden identificarse midiendo la actividad fotosintética, o las tasas de crecimiento y fecundidad, que no requieren la frecuencia de medición de los estructurales.

Un enfoque de ICM debería detener los múltiples impactos en el ambiente marino. Mientras el uso de bioindicadores no se ha formalizado, las investigaciones indican la conveniencia de emplear varios organismos como indicadores tempranos de degradación de los ecosistemas costeros.

Linton y Warner (2003) proponen una serie de bioindicadores para monitorear ecosistemas costeros en el Caribe, que pueden ser adaptados para el monitoreo ambiental de los puertos colombianos. Los manglares, los pastos marinos y los arrecifes están estrechamente relacionados y existen en un equilibrio dinámico influido por el contacto con tierra firme (Ogden, 1988). Los sedimentos y los nutrientes provenientes de la escorrentía son filtrados primero por los bosques costeros, luego por los manglares y, finalmente, por las praderas de pastos marinos. Los arrecifes dependen directamente de la capacidad tampón de los ecosistemas costeros, que ayudan a crear las condiciones oligotróficas en las cuales aquellos prosperan y, por su parte, mitigan los efectos del océano abierto sobre tierra firme.



2. JUSTIFICACIÓN

Los numerales 14 y 24 del artículo 5° de la Ley 99 de 1993 establecen como funciones del Ministerio del Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, MAVDT, definir los mecanismos necesarios para la prevención y el control de los factores de deterioro ambiental y determinar los criterios de evaluación, seguimiento y manejo ambientales de las actividades económicas, así como regular la conservación, preservación, uso y manejo del ambiente y de los recursos naturales renovables en las zonas marinas y costeras.

El capítulo «Una Gestión Ambiental y del Riesgo que promueva el Desarrollo Sostenible» del Plan Nacional de Desarrollo 2006- 2010 «Estado Comunitario: Desarrollo para Todos» (Ley 1151 de 2007) incorporó como línea de acción la prevención y el control de la degradación ambiental a través del fortalecimiento de instrumentos para atender sus principales causas y promover una cultura de prevención y control de los ambientes urbano y rural.

Actualmente, la actividad portuaria genera una serie de impactos sobre los ecosistemas marinos y costeros a los cuales no se hace un seguimiento sistemático que permitiría evaluar su evolución y proponer medidas para mitigarlos. La previsible expansión del sector portuario por la firma de los tratados de comercio internacionales y los conflictos por la operación de los puertos cuestionan la sostenibilidad de los ecosistemas marino- costeros y de la propia actividad portuaria. Esta propuesta pretende constituir una herramienta para la evaluación, el seguimiento y monitoreo permanentes del estado de los recursos naturales asociados a los puertos del país.

En tal contexto, este artículo define el estado actual de los programas de monitoreo y seguimiento ambiental y social que los puertos hacen para medir el comportamiento, eficiencia y eficacia de las medidas establecidas en los Planes de Manejo Ambiental, y propone un plan metodológico y técnico de monitoreo de los parámetros bióticos, la vulnerabilidad de los recursos ecosistémicos y el riesgo ambiental en el que se encuentran.

3. METODOLOGÍA

Los sensores de los sistemas acuáticos, tales como los cambios en el pH, suelen modificar los procesos bioquímicos de los organismos que constituyen las comunidades y, por tanto, sus funciones. En general, una tensión reduce la diversidad en una comunidad y aumenta la dominancia de una o varias especies tolerantes; puede modificar la estructura, cambiar la composición de las especies, la abundancia relativa de taxas individuales, la diversidad o la equitatividad; así mismo, las tasas de, por ejemplo, crecimiento o actividad enzimática de los organismos de una comunidad pueden revelar la acción de diferentes sensores.

La evaluación biológica de una comunidad acuática puede hacerse definiendo, midiendo y comparando su condición con la de otra similar en un hábitat prístino o mínimamente impactado, pero también monitoreando sus propias variaciones en el tiempo. EPA (1990) propone medir la estructura y la función de la comunidad a partir de la riqueza y la abundancia de especies, así como la presencia de especies indicadoras. Los denominados «bioindicadores» pueden proporcionar advertencia temprana de contaminación o degradación de un ecosistema, o alertar a quienes toman las decisiones para detener o mitigar el impacto antes de que los recursos críticos se pierdan. Los bioindicadores miden contaminantes biodisponibles (Maher y Norris, 1990) y, a diferencia de los parámetros físicos, que son útiles durante un impacto, sus respuestas son acumulativas y observables después del acontecimiento causal, así que impactos episódicos tienen efectos evidentes y duraderos en la biota. Del mismo modo, a baja intensidad los impactos crónicos (p.e.: baja contaminación) pueden no ser detectados a través de mediciones físicas o químicas, pero los efectos biológicos acumulativos sí pueden serlo. Los bioindicadores pueden ayudar a medir relaciones sinérgicas o aditivas de varios impactos, consideración importante en la mayoría de los sistemas costeros en países en desarrollo (Ginsburg, 1994).

Para que las especies puedan ser consideradas bioindicadoras deben ser normalmente abundantes en todas partes del área de estudio y fáciles de coleccionar en manera objetiva y



cuantitativa. Idealmente, deben indicar gradaciones en la respuesta con relación a la cantidad de tensión, mostrar la precisión de respuesta para identificar un impacto particular en el ecosistema. Los bioindicadores deben tener una taxonomía estable que pueda ser fácilmente enseñada a los no-especialistas; no deben ser especies explotadas comercialmente, lo que dificultaría la apreciación de cualquier tendencia en el monitoreo de su abundancia (Kovacs, 1992; Phillips, 1980; Wenner, 1988). Las excepciones incluyen medidas de la capacidad de un ecosistema para sostener la explotación de un recurso biológico, como un *stock* pesquero.

Algunos problemas potenciales del uso de bioindicadores en el ICM incluyen las fluctuaciones naturales, inherentes a sistemas complejos como arrecifes de coral o la manifestación de una respuesta a varios agentes causales (v.g.: blanqueamientos de corales). La verificación de la abundancia de una especie particular puede no ser concluyente o hasta errónea (Spellerberg, 1991), pero un monitoreo de ensamblajes multispecíficos puede reducir este problema, pues respuestas demográficas similares de varias especies reducen el ruido asociado con las fluctuaciones naturales en los números de una particular (Soulé, 1988). La supervisión de los cambios estructurales mediante diversidad y abundancia puede no ser suficientemente sensible, así que se pueden emplear las tasas de crecimiento o fecundidad (p.e. tamaño de la primera reproducción, promedio de huevos/hembra, reclutamiento) o la distribución de frecuencia de tallas.

La selección de bioindicadores más apropiados depende de los objetivos de una evaluación particular o un programa de monitoreo, pues pueden variar enormemente entre islas, países y regiones, según el estado de los ecosistemas, la estructura de dirección en el lugar y las condiciones socioeconómicas y políticas; no obstante, se debe tener en cuenta que ninguna especie bioindicadora satisface todos los requerimientos. Los monitoreos bióticos deberían ser costo-efectivos, emplear metodologías científicas rigurosas, fáciles de aprender y adaptables y, además, requerir equipo relativamente barato para poder ser adoptados en programas ICM, en países en desarrollo.

Específicamente para ocho puertos en la Región Caribe y uno en la Región Pacífica colombianas, se realizó un diagnóstico con base en la información secundaria y los expedientes, verificado a través de visitas de campo realizadas por un grupo multidisciplinario, entre mayo y junio de 2009.

En principio, el MAVDT cuenta con una Guía Ambiental para Terminales Portuarios (MAVDT, 2004) que establece los monitoreos y el seguimiento que debe hacerse en todos los puertos. Específicamente, para flora y suelo, requiere que los puertos establezcan el tipo y número de especies vegetales o animales en áreas intervenidas por instalaciones y obras del puerto, así como en zonas que requieran protección y se hallen cerca al muelle, zonas de carga, o comunidades aledañas al terminal portuario, o áreas de recuperación. Estos monitoreos y seguimiento deberían realizarse cada trimestre o, como máximo, anualmente, así como antes, durante y después de actividades de remodelación o ampliaciones de las instalaciones portuarias.

Como impactos de los muelles carboníferos, relaciona la pérdida de hábitat, la afectación de la distribución, abundancia y diversidad, cambio en la estructura de las comunidades, desaparición de especies sensibles y aparición de indeseables, reducción y desplazamiento de recursos pesqueros, afectación de industria de acuicultura, alteración de comportamiento migratorio de organismos marinos, pérdida de vegetación terrestre, pérdida o disminución de elementos naturales de control de avalanchas, crecidas, etc., incremento de tormentas de arena, reducción de productividad biológica y creación de nuevos hábitat marinos.

Con base en la legislación vigente (Decretos- ley 2811/74 y 1608/78; leyes 84/84, 13/90 y 611 de 2000), el MAVDT considera que los inventarios de vegetación o de animales son la forma técnica de establecer el tipo y cantidad de especies en un área y sugiere una técnica de muestreo frecuente, presumiendo que cada sociedad portuaria debería presentar un inventario detallado de todas las especies de su área de influencia, antes, durante y después de un período definido. Así mismo, plantea el manejo de fauna para: (i) Minimizar el impacto producido por la construcción y operación de los terminales portuarios, así como durante la realización de actividades de dragado; y (ii) Preservar las especies de zonas portuarias, a través de la conservación de sus hábitats naturales.



Con ello, el MAVDT supone que es posible manejar impactos como (i) las afectaciones a ecosistemas marinos y costeros por las actividades portuarias; (ii) las afectaciones de patrón y rutas de migración, y (iii) reducción de la productividad biológica, a través del diseño e implementación de programas de protección de especies en riesgo. La guía expresa especificaciones técnicas de estas medidas de manejo ambiental para toda actividad portuaria que involucre biota y, en consecuencia, debe propender por la conservación, el fomento y el aprovechamiento racional del entorno, evaluando el estado de las especies antes de intervención mediante: (i) registros bibliográficos de distribución y clasificación taxonómica; (ii) entrevistas con habitantes vecinos sobre procesos migratorios; y (iii) inspección visual, caracterización de la biota mediante parcelas distribuidas aleatoriamente sobre el terreno, montaje de estaciones biosensoras no afectadas sensiblemente por el puerto alrededor de áreas a intervenir, las cuales deberían servir como testigo durante los monitoreos, y la renovación de fauna en futuros proyectos portuarios a través de captura para traslados a lugares previamente establecidos y no intervenidos, con características ecológicas muy similares a las de origen. Incluso, especifica una serie de parámetros a medir en flora y fauna, tanto terrestres como acuáticas, en puertos carboníferos (Tabla 1) y, finalmente, aporta una serie de recomendaciones para conservación y preservación de la biota.

Recurso	Parámetros a medir	Metodología	Normatividad soporte
Flora terrestre	Número, porcentaje, especie y estado de desarrollo de: especies intervenidas, árboles talados y árboles sembrados.	Reconocimiento e inventario en campo	Decreto- ley 2811/74 (libro II, parte VIII) Ley 299/95 Decreto 1791/96
Flora acuática	Número, porcentaje y área (hectáreas) de humedales y vegetación acuática intervenidos por el proyecto.		Decreto 1681/78 Decreto 1791/96
Fauna terrestre	Presencia en el puerto: especie, número y su seguimiento.	Información suministrada en puerto e inventario en campo	Decreto- ley 2811/74 (parte IX) Decreto- ley 1608/78 Ley 84/89
Fauna acuática	Comparación y evaluación de comunidades antes y después de la construcción del puerto	Información secundaria, datos de campo, información de pobladores.	Decreto 1681/78

Tabla 1. Especificaciones del programa de Monitoreo y Seguimiento Ambiental de Proyectos de Puertos Carboníferos previsto por el MAVDT

Sin embargo, al revisar la información disponible sobre actividades específicas de monitoreo y seguimientos desarrollados por los puertos, fue posible comprobar que la mayoría de los puertos no siguen en absoluto estas pautas y, en ocasiones, cuando hacen monitoreo de parámetros físicos, tampoco los relacionan con la biota. Con referencia al componente biótico, sólo tres documentos mostraron información relevante (Proinsa Ltda., 2009; SGS COLOMBIA S.A., 2008; Sociedad Portuaria Regional de Buenaventura S.A., 2008), limitados a la descripción de actividades específicas y puntuales que, en modo alguno, permiten hacer una evaluación rigurosa del ambiente en las áreas de influencia.

Por lo anterior, se recomienda seguir los manuales desarrollados por CARICOMP (Data Management Center for Marine Sciences University of the West Indies y Florida Institute of Oceanography University of South Florida, 2001) y SIMAC (Invemar, 2002), que son base importante para monitoreos en ecosistemas marinos y costeros; estipulan protocolos para la fase de campo, relacionan los protocolos pertinentes para parámetros físico- químicos, tratamiento de muestras y calibración de equipos. Teniendo en cuenta su relevancia y el amplio aval que estos manuales tienen para las labores de monitoreo en el país, se recomienda enmarcar todas las actividades dentro de sus protocolos.

A continuación se proponen algunos indicadores de impacto sobre ecosistemas marinos y costeros relacionados con puertos de interés para el MAVDT. Estos indicadores pueden reflejar el grado de perturbación al que han sido sometidos los contaminantes potenciales y sus posibles fuentes. La Tabla 2 resume los diferentes indicadores propuestos y las condiciones ambientales necesarias para su alteración.

Tabla 2. Bioindicadores propuestos para diferentes condiciones ambientales en puertos

Bioindicador	Condiciones para la alteración
Especies de algas planctónicas	Calidad de aguas
Clorofila fitoplanctónica	Estado trófico
Molusco gasterópodo	Exposición a tributyltin (TBT), biocida componente de las pinturas que se usa en barcos
Composición y diversidad de especies de briozoos	Circulación de agua pobre, eutroficada, salinidad fluctuante, sólidos suspendidos, altas temperaturas y variaciones en oxígeno disuelto.
Ostra tropical manglárca (<i>Cassostrea rhizophorae</i>)	Contaminación por hidrocarburos
Macroalgas epifitas	Eutrofización
Dominancia en arrecifes de algas carnosas bentónicas y sus formas (<i>Chaetomorpha linum</i> y <i>Lynghya</i> sp.)	Cargas de nutrientes o falta de organismos que pastorean.
<i>Blooms</i> cianobacteriales	Baja calidad de agua
Infecciones por el hongo <i>Aspergillus</i>	Turbidez por escorrentía
Invertebrados sésiles	Eutrofización
Densidades crecientes de celobitas	Eutrofización
Bioerosión por esponjas y bivalvos	Aportes orgánicos crecientes
Crustáceos estomatópodos	Aguas contaminadas por hidrocarburos
Anfípodos	Sensibles a contaminantes y tóxicos agudos y crónicos

Para cada bioindicador, se reseña su potencial y se recopilan las metodologías descritas para muestreo y uso. El desarrollo de las metodologías varía ampliamente, mientras algunos indicadores cuentan con bioíndices y escalas de calificación y protocolos estrictos de muestreo, otras metodologías son incipientes.

Especies de algas planctónicas. El contenido de clorofila-a permite verificar condiciones tróficas (Luna Vera y Cardona Forero, 2004); estimar la productividad primaria de ecosistemas marinos (Millán- Núñez *et al.*, 1999; Carpenter *et al.*, 2004); determinar clases taxonómicas a partir de espectros de absorción y fluorescencia de clorofila-a en monocultivos de algas (Lynch, 1999); estudiar fenómenos climáticos de interés oceanográfico, como vientos en el Pacífico Ecuatorial (Rodríguez- Rubio y Stuardo, 2002) y evaluar la actividad fotosintética en corales (Ralph *et al.*, 2002), entre otros.

Clásicamente, la clorofila-a se ha evaluado a partir del registro espectrofotométrico de su absorbancia a varias longitudes de onda en extractos en etanol o acetona. Las ecuaciones de Jeffrey y Humphrey (Parsons *et al.*, 1984) o Lorenzen permiten discriminar la señal producida por la clorofila-b, los feopigmentos y la turbidez de la muestra (EPA, 1997; Parsons *et al.*, 1984). Este método es aceptado como referencia, pero tiene desventajas como su gran sensibilidad a la turbidez de la muestra y la necesidad de mantener constante el volumen de extracción.

La HPLC para separación y cuantificación de clorofila-a es comparable con la espectrofotometría (Louda y Monghonsri, 2004), pero es poco práctica por su elevado costo y tiempo de operación por muestra, con tiempos de retención de entre 15 y 20 minutos (Li *et al.*, 2002). Se han cuantificado clorofilas usando imágenes satelitales con sensores remotos como IRS-P4 (Dey y Singh, 2003) y SeaWIFS (Moore y Abbott, 2000) con la ventaja de cubrir amplias áreas de estudio sin recolección de muestras o desplazamiento a campo.

Para determinar la clorofila-a, deben colectarse en promedio 30 muestras de agua en una red de estaciones de muestreo con botella Niskin en condiciones de marea alta y baja durante el mismo día. También pueden colectarse las algas clorofíceas atrapadas entre raíces de mangle rojo (*Rizophora mangle*) en la zona intermareal. Para las determinaciones de clorofila-a planctónica, se puede seguir a Strickland y Parsons (1972) y Garay *et al.* (1993).

Imposex en gasterópodos. Ellis y Pattisina (1990), Evans *et al.* (1995), Foale (1993), Gibbs y Bryan (1994) han medido la imposición de características sexuales masculinas en individuos femeninos de gasterópodos de varios géneros (*e.g. Thais* y *Vasum*) como respuesta a la presencia de la pintura biocida empleada en embarcaciones y, por lo tanto, ideal para uso en puertos. La ocurrencia y severidad se han determinado a partir de un Índice de Tamaño Relativo del Pene (*'RPS Index'*), calculado dividiendo la relación media del peso del pene con respecto al del cuerpo de todas las hembras muestreadas por la relación promedio para los machos

(Jameson *et al.*, 1998). Poblaciones no expuestas muestran una frecuencia de imposex y de RPS aproximada a 0, pues las hembras no afectadas normalmente no producen pene. En poblaciones expuestas, la frecuencia puede ser de 100%, donde el RPS es necesario para diferenciar la severidad de exposición entre poblaciones (Ellis y Pattisina, 1990).

El imposex ha sido aplicado en monitoreos de exposición a tributyltín en sistemas coralinos. El protocolo es rápido, barato y los resultados son fáciles de interpretar. El único problema potencial es la colecta de suficientes muestras de tamaños de caracoles que típicamente prefieren hábitats rocosos (Evans *et al.*, 1995). La metodología ha sido detallada en Evans *et al.* (1995), Huet *et al.* (1996) y, con algunas variaciones, en Minchin *et al.* (1997).

Composición y diversidad de especies de briozoos. Linton y Warner (2003) proponen el estudio de las comunidades de briozoos, pues la composición y diversidad de especies son afectadas por cambios en patrones de circulación del agua, eutrofismo, salinidad y oxígeno disuelto ampliamente fluctuantes, sólidos suspendidos y alta temperatura. Sitios muy impactados muestran menos especies, con hábitat reptante. La salinidad parece ser el factor que más afecta la abundancia y distribución. Una especie de *Bowerbankia* fue hallada sólo en sitios altamente impactados del puerto de Kingston, donde la salinidad varió ampliamente. Los métodos aparecen detallados en Creary (2002).

Ostra tropical manglárica (*Cassostrea rhizophorae*). Silva *et al.* (2001) sostienen que las concentraciones de metales acumulados en biomonitores dan una medida integrada de las cantidades biodisponibles en el tiempo, únicas de relevancia ecológica. Las ostras permiten monitorear metales traza (Goldberg *et al.*, 1983; Lauenstein *et al.*, 1990; Phillips y Rainbow, 1994; Wright *et al.*, 1985); Silva *et al.* (2001) han verificado la bondad de *C. rhizophorae* en los estuarios del norte brasileño.

Macroalgas epífitas. La metodología CARICOMP (Data Management Center for Marine Sciences University of the West Indies y Florida Institute of Oceanography University of South Florida, 2001) para biomasa algal requiere draga de succión, tanque SCUBA, anillo metálico de 20 cm, espátula, secador de ensalada y bolsas con ojo de 1 a 2 mm. Todas las especies deben ser registradas, al menos, dos veces al año, y las cinco más abundantes se pesan separadamente tras combinar las muestras de cada estación.

Dominancia de algas carnosas bénticas en arrecifes. La dominancia relativa de productores primarios sésiles en ecosistemas marinos tropicales es controlada por interacciones biológicas complejas entre competencia y pastoreo, y por factores abióticos como disponibilidad de nutrientes. Los aportes de nutrientes de actividades humanas, particularmente en N y P, han desplazado el balance en arrecifes coralinos a favor de las especies macroalgales más oportunistas. La eutroficación sostenida causa declive de largo plazo en la diversidad biótica y producción de peces de arrecifes de coral.

Los *blooms* de macroalgas *Chaetomorpha linum* y *Lyngbya* sp. en Jamaica se debieron probablemente a escorrentía con desechos de agricultura, indicando enriquecimiento por NO₃ del frente arrecifal. La dominancia de algas carnosas bénticas, en lugar de corales, indica cargas de nutrientes o falta de organismos que pastoreen (Linton y Warner, 2003). Según Fichez *et al.* (2005) *Enteromorpha* spp. o *Dictyosphaeria cavernosa* responden significativamente a los aportes de nutrientes. El alga foliosa *Sargassum* spp. tiene alta demanda de nutrientes y se considera indicadora de calidad del agua. Sin embargo, el efecto directo sobre los *blooms* algales no es claro, así que no se pueden considerar específicos. La metodología ha sido descrita y empleada por CARICOMP (Data Management Center for Marine Sciences University of the West Indies y Florida Institute of Oceanography University of South Florida, 2001).

Blooms cianobacteriales. En los cayos de Florida, se han observado estos fenómenos sobre grandes áreas, donde causan eventualmente la muerte de la cobertura béntica original, especialmente corales suaves y gorgonáceos (Richardson, 1995). Tradicionalmente se considera la aparición de estos *blooms* como señal de enriquecimiento por nutrientes.

Con la aparición del fenómeno, Richardson (1995) propone verificar la aparición de enfermedades de los corales (banda blanca o negra) y contar las cabezas con esas manifestaciones. Se debe tomar muestras de inmediato; el sitio debe ser fotografiado y su



dispersión monitoreada. Thacker y Paul (2001) han monitoreado la abundancia cianobacterial, así como la de macroalgas, la disponibilidad de nitrógeno (como concentración de nitratos y nitritos), de fósforo (como concentración de ortofosfato), salinidad y temperatura, tal como se señaló antes para las macroalgas.

Infecciones por el hongo *Aspergillus*. Richardson (1995) propone, así mismo, monitorear la frecuencia y severidad de enfermedades coralinas. Nagelkerken *et al.* (1997) y Jameson *et al.* (1998) mencionan la cianobacteria *Phormidium corallyticum* como causante de la banda negra en gorgonias. También se refieren a la aparición de tejidos necróticos en *Gorgonia ventalin* y *G. flabellum* (Gorgoniidae) por hongos del género *Aspergillus* y que CARICOMP (1997) ha colectado datos en varios países.

Invertebrados sésiles. Alcolado *et al.* (1994) proponen índices de diversidad en comunidades sésiles para evaluar la tensión ambiental: H' (índice de heterogeneidad de Shannon-Wiener; Shannon y Wiener 1949) y J' (índice de similaridad de Pielou's; Pielou 1966). La comparación de H' y J' permite una clasificación caprichosa de las condiciones ambientales.

El INVEVAR (2002) propone, para medir la cobertura de los organismos sésiles, el protocolo CARICOMP (1997) con algunas variaciones para la selección de estaciones e instalación de transectos, para el seguimiento de corales y otros macroorganismos de vida sésil (algas, esponjas, etc.). La que se transcribe a continuación es la propuesta para monitoreo de arrecifes de INVEVAR (2002), que debe servir de base para aquellos puertos que contengan comunidades en sus áreas de influencia, pero es evidente que la metodología podrá ser modificada según las condiciones ambientales.

Los lugares para establecer las estaciones de monitoreo deben ser representativos del ambiente local, estar en buenas condiciones de conservación y, en lo posible, estar libre de perturbaciones antropogénicas. Se sugiere elegir inicialmente localidades protegidas y con buen desarrollo coralino para el establecimiento de las estaciones y los transectos permanentes.

Densidades crecientes de celobitas. Choi (1982) propone que las comunidades de habitantes de cavidades ('celobitas'), tales como foraminíferos, esponjas, briozoos, serpúlidos, moluscos, crustáceos y tunicados, responden a la tensión ambiental, pero de manera opuesta a los horadadores internos, como esponjas, poliquetos, sipuncúlidos y bivalvos. En su estudio, muestra disminución de la abundancia con la cercanía a la cabeza de pozo, lo que le sugiere un mayor efecto de las descargas por asfixia directa o toxicidad por hierro. Desarrolló un índice numérico asignando puntos a cada comunidad (trozo de cascajo) muestreada con base en la presencia/ausencia y la abundancia de los diferentes grupos. Valores de 10 o mayores indican buen estado de salud o recuperación; sin embargo, la aplicabilidad de este ensayo debe ser aún comprobada.

Bioerosión por esponjas y bivalvos. Entre los bioindicadores de eutrofización, los biohoradadores internos han sido investigados a fondo y se han mostrado una respuesta consecuente y creciente con el aumento del fenómeno en arrecifes (Holmes 1997; Risk *et al.*, 1995; Rose y Risk 1985; Sammarco y Risk 1990). Holmes (1997) encontró que la proporción de escombros de coral muerto invadido por esponjas clonideas, así como el número de invasiones por muestra de escombros, aumentó dramáticamente con la eutrofización en arrecifes de Barbados. Rose y Risk (1985) hallaron resultados similares con infestaciones de *Cliona* en cabezas de *Montastrea cavernosa* en Gran Cayman, mientras que Sammarco y Risk (1990) y Risk *et al.* (1995) explican los distintivos patrones continentales de bioerosión (por esponjas y bivalvos) en *Porites* y *Acropora* en la Gran Barrera de Coral con el aumento de aportes orgánicos cada vez más cerca del continente.

Aunque este grupo no ha sido propuesto todavía formalmente en programas de biomonitoreo, los resultados antes relacionados sugieren que los biohoradadores internos proporcionan una evaluación sensible del aumento de la eutrofización en arrecifes y que el desarrollo de bioensayos rigurosos podría completarse con mínima investigación adicional (Holmes, 2000).

La comunidad de biohoradadores, que generalmente incluye esponjas, bivalvos, sipuncúlidos y poliquetos (Hutchings y Bamber, 1985; McGeachy y Stearn, 1976; Risk *et al.* 1994a,



b), puede beneficiarse por el aumento de los nutrientes. Estudios de bioerosión han hallado esponjas perforadoras del género *Cliona* como el componente más abundante y destructivo de la infauna en el Caribe y en la India (Risk y Sammarco, 1995).

En algunos arrecifes, las esponjas clionidas han mostrado abundancias altas en áreas con altas concentraciones de nutrientes (Risk *et al.*, 1994a, b; Rose y Risk, 1985; Risk y Sammarco, 1995). Con aumento de la fauna horadante, el arrecife afectado mostró mayores niveles de erosión y producción de sedimento, factores que pueden acentuar en corales ya amenazados (Acevedo y Morelock, 1988; Wittenberg y Hunte, 1992).

Holmes (2000) ha reseñado gradientes asociados a la eutrofización, relacionados con el enriquecimiento en nutrientes para comprobar los efectos de las poblaciones de esponjas clionidas en arrecifes cercanos a la costa. Se evaluaron comunidades en tres arrecifes del gradiente en escombros de *Porites porites*. Se compararon las abundancias de clionidas, las frecuencias de invasión y las composiciones de especies. La abundancia de esponjas incrustantes también fue determinada para relacionarla con la eutrofización. Las composiciones de especies dentro de y entre arrecifes fueron comparadas y dos especies nuevas son aquí descritas.

Presencia de crustáceos estomatópodos. Los estomatópodos fueron propuestos como bioindicadores de contaminación marina a partir de un estudio de los efectos de un derrame de petróleo en Galeta, Panamá, en 1986, que demostró que estos habitantes bénticos de los arrecifes eran muy sensibles a la contaminación por aceite (Jackson *et al.*, 1989, Steger y Caldwell, 1993). Los estomatópodos de arrecifes planos respondieron al derrame con una disminución drástica en la abundancia, seguida de un largo período de reclutamiento reducido.

Durante tres años, el potencial bioindicador en Indonesia mostró que la abundancia, la diversidad y el reclutamiento se correlacionan negativamente con las concentraciones en sedimento de hidrocarburos y metales pesados, aguas residuales y escorrentía de agroquímicos (Erdmann, 1997). En general, las comunidades de estomatópodos muestran fuerte tendencia a disminuir en abundancia y diversidad con la proximidad creciente a centros urbanos (Erdmann, 1997). Además de su sensibilidad demostrada a la degradación de la calidad del agua, los estomatópodos son abundantes y ubicuos en todas las provincias arrecifales, y su taxonomía es fácilmente enseñada a no- especialistas. Los ensambles pueden ser muestreados cuantitativamente sin equipo de buceo, lo que los hace bioindicadores de la degradación del agua arrecifal ideales, baratos y poco exigentes de tecnología (Jameson y Kelt, 2004.)

Torres y Vargas (2007) registraron las especies de crustáceos decápodos y estomatópodos en cuatro estaciones de verano de la margen sur del estuario del río Gallegos (Argentina), entre 1998 y 2004, y discutieron su distribución y diversidad en siete campañas.

Presencia de anfípodos. Por su importancia ecológica, abundancia numérica y sensibilidad frente a una variedad de tóxicos y contaminantes, los crustáceos anfípodos se conocen como sensibles indicadores ambientales. Oakden (1984) mostró experimentalmente que anfípodos foxocefálicos templados evitaron activamente las aguas residuales y sedimentos contaminados por metales traza y prefirieron enterrarse en sedimentos «limpios». Puesto que carecen de una etapa larval pelágica, los anfípodos son reclutas bénticos, que minimizan los efectos de dispersión. Muestran una alta especificidad de hábitat y exigencias de nicho y son uno de los principales componentes bénticos en ecosistemas marinos tropicales del mundo, en términos de diversidad y biomasa.

El uso de anfípodos en monitoreos ambientales se ha limitado a pocas regiones templadas. California actualmente usa anfípodos como bioindicadores primarios en desagües residuales. Algunos programas de monitoreo incorporan anfípodos para estimar los efectos de derrames de petróleo en el Golfo Pérsico, Alaska y Panamá. California y el Programa de Evaluación y Monitoreo Ambiental (EMAP) de la EPA han tomado varias especies como organismos de bioensayos para toxicidad de sedimentos blandos (EPA, 1990). Los anfípodos son tan útiles como bioindicadores que las agencias del gobierno estadounidense requieren su identificación al nivel de especies para otorgar permisos de operaciones petroleras y en desagües. Su incorporación en programas de biodeterminación depende de los inventarios completos de recursos costeros y de las revisiones taxonómicas (Swartz *et al.*, 1988).



Además de ser sensibles a contaminantes y tóxicos agudos y crónicos, los anfípodos muestran cambios en respuestas de comportamiento a niveles subletales de una variedad de compuestos que pueden causar la reducción o la eliminación de la población (Swartz *et al.*, 1990). Son más sensibles que otros invertebrados (decápodos, poliquetos, moluscos y asteroideos) a una variedad de contaminantes (Swartz *et al.*, 1988); reaccionan a dragados, cambios en la costa, pesca y cambios en la salinidad y el oxígeno disuelto (Swartz *et al.*, 1990). En un vertido de petróleo sobre un sistema arrecifal, la fauna críptica e infauna pueden mostrar respuestas diferentes: mientras las formas epifaunales pueden crecer sobre el contaminante, las de la infauna y las formas crípticas tenderían a reclutarse en fondos no afectados o mínimamente impactados. Así, las tasas de nueva colonización observadas de los dos grupos y la subsecuente interpretación de efectos podrían ser completamente diferentes (Swartz *et al.*, 1988). En un derrame de petróleo actual en un arrecife de coral de Panamá, dos crustáceos peracaridos infaunales (anfípodo y tanáideo) no mostraron prácticamente ninguna recuperación después de nueve meses (Jackson *et al.*, 1989), mientras otros grupos, incluso otros crustáceos (brachiuro y un camarón perforador), mostraron recuperación significativa en los mismos sitios.

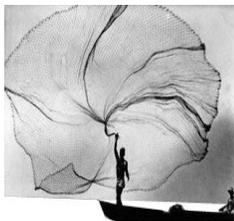
La incorporación de los anfípodos como bioindicadores en una amplia variedad de ambientes, sobre todo en arrecifes de coral, depende de revisiones taxonómicas e inventarios (Jameson *et al.*, 1998). EPA (1994) desarrolló un manual de métodos para la evaluación de toxicidad de contaminantes asociados a sedimentos con anfípodos estuarinos y marinos. El manual, además de describir un ensayo de 10 días de supervivencia, relaciona todos los materiales y procedimientos requeridos para un óptimo trabajo de campo y laboratorio, al igual que los protocolos para el tratamiento estadístico de los datos e interpretación de los resultados obtenidos.

4. DISCUSIÓN

La actividad portuaria aumenta en Colombia a partir de la expedición del *Estatuto de Puertos Marítimos y sus decretos reglamentarios* (Ley 01 de 1991) y la actual política de pactar convenios y tratados de libre comercio exige mayor competitividad de los productos colombianos y mejor posicionamiento en el exterior. Durante 2004, el tráfico marítimo creció mundialmente un 3,7% con respecto a 2003, mientras que en Colombia, el incremento fue de 9,0%, correspondiendo a 86,3 millones de toneladas, de las cuales, un 94,8% fue para el comercio exterior. Por otro lado, el carbón representó el 73,7% de las exportaciones y el 61,4% del total movilizado en el país (CONPES, 2005).

La Dirección de Licencias, Permisos y Trámites Ambientales, interesada en definir un *Programa de Seguimiento Ambiental Sistemático del Estado de los Recursos Naturales en las Áreas Portuarias del País*, solicitó garantizar la comparabilidad y verificabilidad de la información de las sociedades portuarias regionales y puertos privados. Esta información debe contribuir a tomar decisiones sobre la operación y el desarrollo portuarios, a la protección del ambiente y la sostenibilidad de los recursos y garantizar el cumplimiento de protocolos internacionales, tales como el Convenio para la Protección y el Desarrollo del Medio Ambiente Marino de la Región del Gran Caribe, el Convenio para la Protección del Medio Marino y la Zona Costera del Pacífico Sudeste y el Convenio de Diversidad Biológica.

No obstante, el análisis de la información suministrada por los concesionarios permite señalar que no tienen máximo cuidado de las especies y, en algunos casos, únicamente las consideran como una propiedad que, en un buen estado de presentación, representan publicidad positiva. Lamentablemente los ICA y, en algunos casos, estudios de impacto ambiental realizados en y/o para los puertos tienen una utilidad muy limitada, porque no hay líneas de base, ni los datos son comparables con la literatura, ni los de monitoreos previos.



5. CONCLUSIONES

La información disponible para los puertos del país es precaria. No parece haber una conciencia clara ni en los puertos ni en los funcionarios responsables del tema ambiental sobre el potencial de la información biótica como indicadora de condiciones ambientales en los puertos, ni sobre el impacto de las actividades portuarias. Tampoco tienen clara la posibilidad de que la información biótica permita tomar medidas frente al cambio climático, expresado como aumento del nivel del mar, o fenómenos como El Niño o La Niña.

Es evidente el afán por cumplir con los requisitos, pero no de que éstos puedan convertirse en herramienta de gestión o de manejo ambiental.

Es posible recabar información del monitoreo costero que llevan a cabo INVEMAR, algunas corporaciones y los mismos puertos, y proponer un programa de generación de indicadores de gestión ambiental a partir de información biótica. Las posibles mediciones podrían estandarizarse y compararse fácilmente.



BIBLIOGRAFÍA

- American Port Company Inc. – Drummond, 2007-2008. Expediente 150. Informe de cumplimiento ambiental Puerto Drummond 2007. Manuscrito.
- Anderson, B.; Lowe, S.; Phillips, B.; Hunt, J.; Vorhees, J.; Clark, S. and Tjeerdema, R., 2008. Relative sensitivities of toxicity test protocols with the amphipods *Eohaustorius estuarius* and *Ampelisca abdita*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 69: pp. 24–3.
- Bavestrello, G., Benatti, U., Calcinai, B., Cattaneo-Vietti, R., Cerrano, C., Favre, A., Giovine, M., Lanza, S., Pronzato, R. and Sara, M., 1998. Body polarity and mineral selectivity in the demosponge *Chondrosia reniformis*. *Biol. Bull.*, 195: pp. 120-125.
- Bros, W.E. and Cowell. B. C., 1987. A technique for optimizing sample size (replication). *J. of Exp. Mar. Biol. and Ecol.*, 114: pp. 63–71.
- CARICOMP, 1997. Caribbean Coastal Marine Productivity (CARICOMP): A research and monitoring network of marine laboratories, parks, and reserves. *Proc. 8th Int. Coral Reef Symp.*, Panamá, 1: pp. 641-646.
- Cyanobacterium *Trichodesmium* spp. In the Tropical Atlantic Ocean, *Deep-sea research I*, 51: pp. 173-203.
- Cerrejón, 2007. Cerrejón 2005-2009. Expediente 1094 Explotación de Carbón Cerrejón. Informe de Cumplimiento Ambiental N° 2.
- Colclinker, 2009. Expediente 1458. Informe de Cumplimiento Ambiental N° 7. Puerto de Argos.
- Cowell, E. B. and Crothers, J.H., 1970. On the occurrence of multiple rows of teeth in the shell of the dog whelk *Nucella lapillus*. *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.*, 50: pp. 1101-1111.
- CARICOMP, 2001. Data Management Center Centre for Marine Sciences University of the West Indies Mona, Kingston Jamaica and Florida Institute of Oceanography University of South Florida St. Petersburg Florida EEUU. 91 P.
- Environmental Protection Agency, 2003. Chesapeake Bay Program Office. Ambient Water Quality Criteria for Dissolved Oxygen, Water Clarity and Chlorophyll- a for the Chesapeake Bay and its tidal tributaries. EPA. Annapolis Mariland, pp. 101-137.
- Fioroni, P.; Oehlmann, J. and Stroben, E. 1991. The pseudohermaphroditism of prosobranchs; morphological aspects. *Zoologischer Anzeiger*, 226 (1/2): pp. 1-26.
- Gibbs, P.E., 1993. A male genital defect in the dog-whelk, *Nucella lapillus* (Neogastropoda), favouring survival in a TBT-polluted area. *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.*, 73: pp. 667-678.

- Gibbs, P.E.; Bryan, G.W.; Pascoe, P. L. and Burt, G.R., 1987. The use of the dog-whelk, *Nucella lapillus*, as an indicator of tributyltin (TBT) contamination. *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.*, 67: pp. 507-523.
- Gibbs, P. E.; Pascoe, P.L. and Burt, G.R., 1988. Sex change in the female dog whelk, *Nucella lapillus*, induced by tributyltin from antifouling paints. *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.*, 68: pp. 715-731.
- Gibbs, P.E.; Pascoe, P.L. and Bryan, G.W., 1991. Tributyltin-induced Imposex in stenoglossan gastropods: Pathological effects on the female reproductive system. *Comparative Biochemistry Physiology*, 100 (1/2): pp. 231-235.
- Pennings, S.C.; Weiss, A.M. and Paul, V.J., 1996. Secondary metabolites of the cyanobacterium *Microcoleus lyngbyaceus* and the sea hare *Stylocheilus longicauda*: palatability and toxicity. *Mar. Biol.*, 126: pp. 735-743.
- Prodeco S. A., C.I., 2007. Productos de Colombia. Expediente 1186. Puerto Prodeco Informe de Cumplimento Ambiental N°3.
- Department of Biological Sciences and Drinking Water Research Center Florida International University Miami, FL.
- Silva, C.A.R.; Rainbow, P.S. and Smith, B.D., 2003. Biomonitoring of trace metal contamination in mangrove-lined Brazilian coastal systems using the oyster *Crassostrea rhizophorae*: comparative study of regions affected by oil, salt pond and shrimp farming activities. *Hydrobiol.*, 501: pp. 199-206.
- Stroben, E.; Oehlmann, J. and Fioroni, P., 1992. *Hinia reticulata* and *Nucella lapillus*. Comparison of two gastropod tributyltin bioindicators. *Mar. Biol.*, 114: pp. 289-296.
- Sutherland, W.J., 1996. *Ecological census techniques*. Cambridge Univ. Press, Cambridge. 336 P.
- Wilkinson, L.; Hill, M. and Vang, E., 1992. *Systat: Statistics*. Ver. 5.2. Systat, Evanston, Illinois. 724 P.

