

*“Gris es, amigo, toda teoría; verde el árbol dorado de la vida”*  
*Juan Wolfgang Goethe*

## 7. LA CLASIFICACIÓN EN LA PRÁCTICA

**N**o vamos a terminar sin que veamos juntos, ya todos más conocedores del tema, algunos ejemplos de ecología marina donde se han aplicado las distintas técnicas aquí discutidas. En ellos verán representados prácticamente no solo lo dicho en la secuencia de pasos, sino también diferentes maneras de cómo ajustar los métodos a distintas situaciones, diversas alternativas de análisis, formas gráficas de representar y comparar, y explicaciones ecológicas derivadas de los resultados de las clasificaciones.

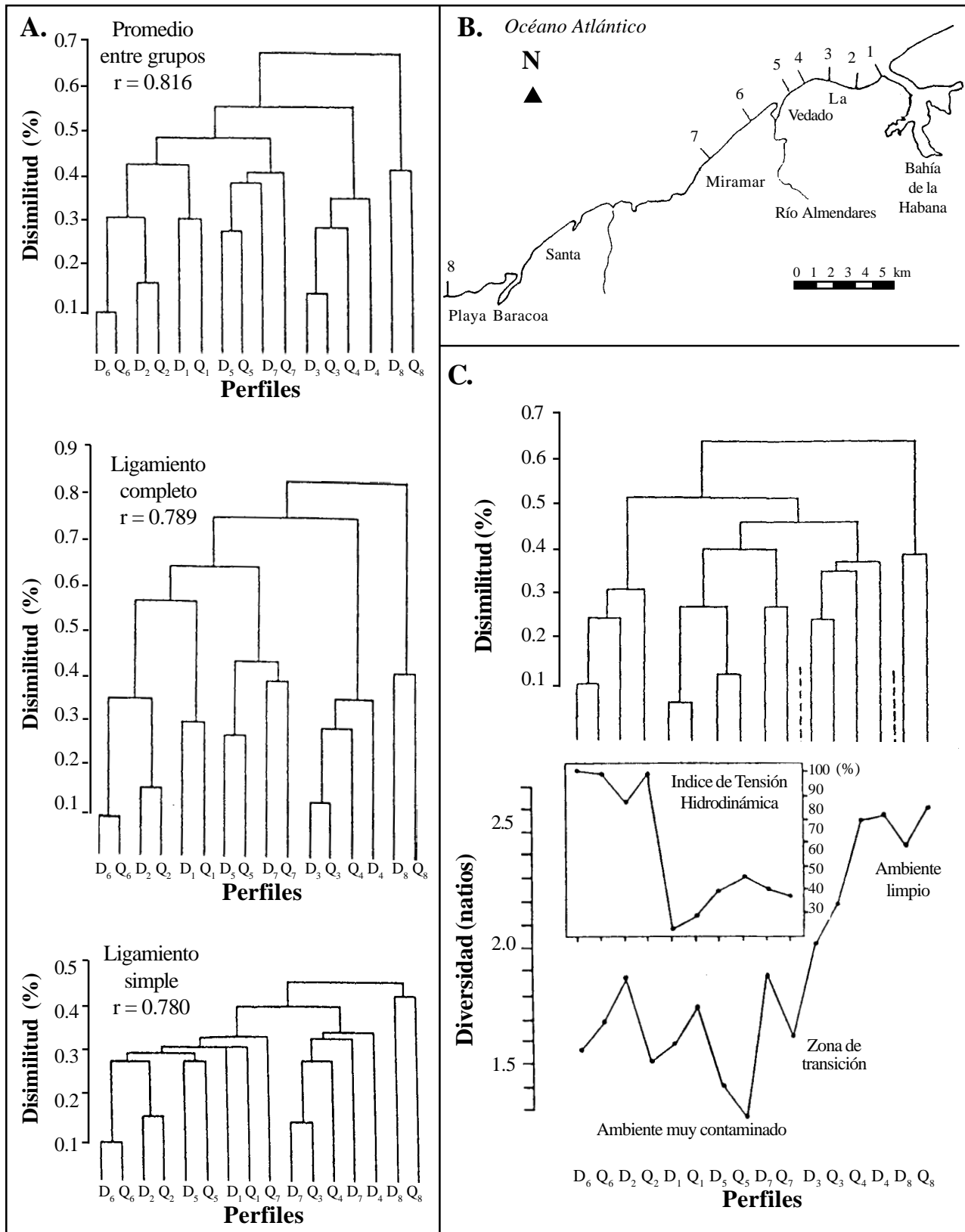
**Ejemplo 1.** *Estructura ecológica de las comunidades de gorgonáceos en un gradiente de contaminación en los arrecifes coralinos del litoral de La Habana, Cuba.*

Para estudiar los efectos de la contaminación sobre el arrecife costero del litoral Norte de la Habana, afectado por la carga contaminante proveniente de la Bahía de la Habana y del Río Almendares, Herrera y Alcolado (1983) evaluaron la estructura ecológica de las comunidades de gorgonáceos en 10 y 15 m de profundidad, en ocho perfiles (Fig. 7.1B), representativos de ambientes limpios y contaminados. Estandarizando en proporciones los datos originales de número de individuos/especie, -debido al método de muestreo empleado (recorrido isobático) y por la desigualdad en los esfuerzos de muestreo entre estaciones limpias y contaminadas (por las diferencias de abundancia)-; se calculó la disimilitud de Sanders (1960) y se realizaron los agrupamientos por los métodos de ligamiento simple, completo y promedio entre grupos; para cuyos resultados se calculó el coeficiente de correlación cofenético.

Ante todo detengámonos en los tres dendrogramas (Fig. 7.1A) para comentar lo discutido acerca de las propiedades de cada estrategia. Gráficamente es claro el efecto contractivo del ligamiento simple que no llega a brindar definiciones tan claras como los otros dos métodos, cuyos resultados son muy similares. La estrategia de promedio brindó el mayor valor del coeficiente de correlación cofenético por lo que decidimos escogerlo y reordenar las entidades mediante giros en el internodo que llega al valor 0.55 de disimilitud, obteniendo así un orden de los perfiles acorde al gradiente de severidad de la contaminación (Fig. 7.1C).

---

Figura 7.1. **A.** Dendrogramas obtenidos con tres técnicas de agrupamiento en la clasificación de los datos  $\bar{U}$  porcentuales de las comunidades de gorgonáceos en 10 (D) y 15 (Q) metros de profundidad, en ocho perfiles de los arrecifes de la costa Norte de la Habana, Cuba. El valor  $r$  es el coeficiente de correlación cofenético. **B.** Ubicación de los perfiles en el área de estudio en un gradiente de contaminación respecto a la Bahía de la Habana y el Río Almendares, dos importantes fuentes de contaminación orgánica del litoral habanero. **C.** Dendrograma de promedio entre grupos, reordenado según el gradiente de contaminación y en relación con el índice de tensión hidrodinámica y la diversidad.



En este gradiente las profundidades correspondientes a un mismo perfil: 10 y 15 m, guardaron siempre una disimilitud entre sí inferior a la diferencia entre perfiles indicando que los cambios comunitarios se manifiestan fundamentalmente más en sentido horizontal (distancia a la fuente contaminante) que en la vertical (batimétricamente). Por ello en adelante nos referiremos solamente a los perfiles por su número. Los dos primeros grupos; formado uno por los perfiles más cercanos a la bahía (1 y 2), y el río (6); y el otro por perfiles algo más alejados del puerto (3 y 4); definen el sector más contaminado, donde los fenómenos de sedimentación, turbidez, incremento de la cobertura vegetal del fondo, entre otros factores, imponen condiciones extremas al arrecife que se refleja en la estructura de la comunidad coralina. En esta zona, los valores de diversidad son los más bajos y dominan especies adaptadas morfológica y fisiológicamente para tolerar el ambiente tensado.

La subdivisión en dos conjuntos, aún cuando todas las estaciones son representativas de condiciones ambientales muy desfavorables, quedó explicada cuando analizamos los valores del índice de tensión hidrodinámica, pues debido a cambios en la orientación de la costa el batimiento es muy intenso en los perfiles 3 y 4, y moderado o bajo en las restantes. Esto hace que del conjunto de especies resistentes a la contaminación dominen en los perfiles 3 y 4 aquellas tolerantes a regímenes hidrodinámicos severos (*Plexaura flexuosa*, *Eunicea mammosa*, *E. tourneforti* y *E. calyculata*) mientras que en los perfiles 1, 2 y 6, especies representativas de ambientes poco agitados como *Plexaura homomalla* forma *kuekenhali* devienen en las indicadoras de contaminación.

En los restantes perfiles la diversidad aumenta sugiriendo condiciones más favorables y se definen claramente dos conjuntos: uno formado por perfiles más alejados en los gradientes de la bahía (5) y el río (7) donde aún prevalecen, aunque con menores valores especies relacionadas con la contaminación; y el otro (8) mucho más distante ubicado en un área limpia con asociaciones típicas de arrecifes costeros naturales. La clasificación de las comunidades de gorgonáceos brindó elementos claros acerca de la zonación ecológica del litoral, la dirección Oeste del gradiente, en concordancia con el sistema de circulación costero y la extensión de los efectos.

**Ejemplo 2.** *Estudio de la comunidad de corales escleractíneos en los arrecifes coralinos del borde de la plataforma Suroccidental de Cuba.*

Como parte del estudio del hábitat de la langosta *Panulirus argus* (Herrera *et al.*, 1991) en el borde de la plataforma Suroccidental de Cuba, se estudió la comunidad de corales en catorce perfiles (Fig. 7.2B) mediante identificación y conteo *in situ*, en recorridos isobáticos. Con igual método se estudiaron, solo en diez perfiles, las esponjas y los gorgonáceos, pero para estos últimos se cortaron 250 ramas de las distintas colonias para su identificación en el laboratorio.

Los datos de corales y esponjas fueron estandarizados en porcentajes y calculada la afinidad con el índice de disimilitud de Sanders (1960). Con los gorgonáceos ocurrió que las ramas se fragmentaron durante su conservación y aunque eran obvias las tendencias de abundancia, no era posible determinar el número exacto de individuos por especies para el cálculo de porcentajes que requiere este índice. Una alternativa era emplear solamente la información de presencia-ausencia, pero con el interés de no

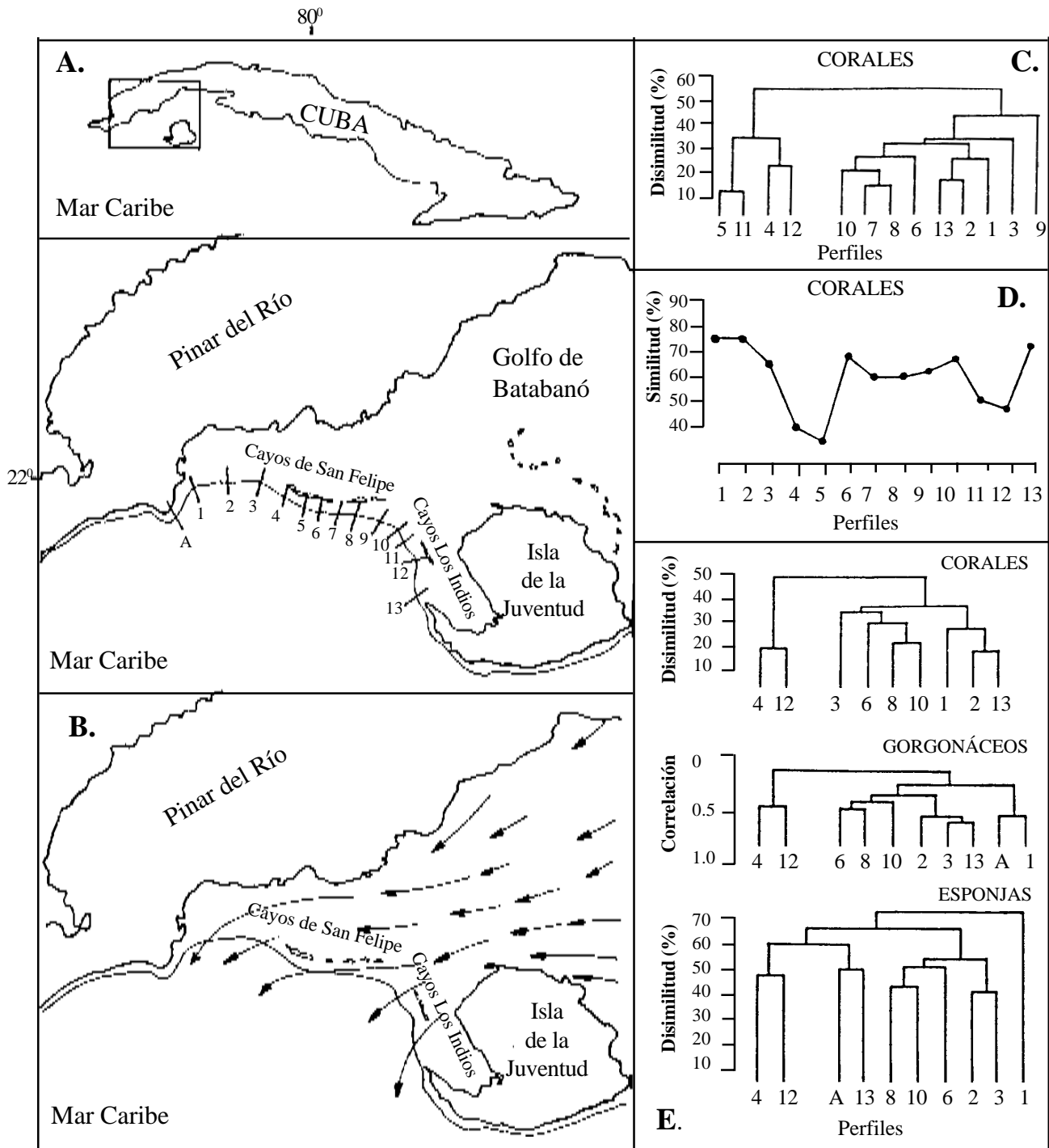


Figura 7.2. **A.** Perfiles de muestreo de los arrecifes coralinos en el borde de la plataforma Suroccidental de Cuba. **B.** Sistema de corrientes de la macrolaguna del Golfo de Batabanó. **C.** Dendrograma con los datos porcentuales de las comunidades de corales mostrando la separación de perfiles protegidos (izquierda) e influenciados por las aguas interiores (derecha). **D.** Proyección de similaridad cenoclínica al comparar el Perfil 1 con los restantes. **E.** Comparación interclasificatoria de los árboles de los tres grupos sésiles.

desaprovechar el componente cuantitativo decidimos asignar rangos a las especies y emplear como medida de afinidad la correlación de Spearman. La técnica de agrupamiento empleada fue la de promedio simple.

Una primera clasificación de la comunidad coralina separó el borde de la plataforma en dos sectores (Fig. 7.2C): uno que comprendía cuatro perfiles protegidos tras los costados oceánicos de cierta parte de las cayerías (4, 5, 11 y 12); y otro que agrupaba a los nueve perfiles restantes (1, 2, 3, 6, 7, 8, 9, 10 y 13), situados en sectores sin cayos o donde éstos, por su posición, permitían el libre contacto de las aguas interiores del Golfo de Batabanó con el océano, de acuerdo al sistema de corrientes imperante (Fig. 7.2B). La proyección de similaridad cenoclínica (Fig. 7.2D), donde se compararon todos los perfiles respecto al 2 (representativo del sector abierto) mostró también, que en un tránsito por el borde de la plataforma, de Oeste a Este, existía un cambio en la comunidad coralina en los perfiles 7 y 8, al Suroeste de la Cayería de San Felipe, y en el 14 y 15 al Sur Suroeste de la Cayería de Los Indios.

La comparación interclasificatoria de los dendrogramas de los tres taxones estudiados (Fig. 7.2E) confirmó que los cambios que se observaban en la comunidad coralina se repetían en otros importantes miembros de la biocenosis sésil (esponjas y gorgonáceos), lo que sin duda estaba reflejando diferencias sectoriales en el borde de la plataforma que concernían al complejo arrecifal como un todo.

Los resultados de la clasificación fueron analizados a la luz del sistema de circulación del Golfo de Batabanó (Fig. 7.2B) que por efecto de los vientos del Este y el Noreste presentan predominantemente una componente con sentido Oeste de forma tal que las aguas interiores alcanzan el borde oceánico acarreado consigo altas concentraciones de nutrientes, materia orgánica y partículas suspendidas. Esta influencia se reduce o desaparece en aquellos sectores donde las cayerías constituyen una barrera natural a la influencia de las aguas interiores.

El análisis de los datos ecológicos obtenidos junto a las numerosas observaciones de buceo realizadas directamente y desde el sumergible ARGUS, mostraron en las zonas protegidas un alto desarrollo arrecifal con dominancia del morfotipo profundo de *Montastraea annularis* que creciendo en forma de platos, junto a otras especies brindaba una cobertura del fondo de entre 50 y 66%. En las zonas de influencia no existe desarrollo arrecifal y los corales, representados por pequeñas incrustaciones de *Siderastraea radians* o *Montastraea cavernosa*, contribuyen poco a la cobertura del fondo (entre 4 y 14%) que en su mayor parte está cubierto de sedimento y/o vegetación, reflejando el efecto de las aguas interiores que promueven la turbidez, la abrasión por las partículas arrastradas por las fuertes corrientes y en ciertas zonas los fenómenos de sedimentación.

El estudio de la fauna arrecifal mediante técnicas de clasificación numérica brindó un panorama claro de cómo la influencia de las aguas interiores de la macrolaguna, incide decisivamente en la estructura del arrecife del borde de la plataforma Suroccidental de Cuba, delimitando zonas ecológicas particulares.

**Ejemplo 3.** *Tipificación de biotopos en la Bahía de Cárdenas en Cuba, a través de la estructura ecológica de sus comunidades de bivalvos.*

Al emplear las comunidades de moluscos bivalvos como bioindicadores de las condiciones ambientales imperantes en la Bahía de Cárdenas, Herrera y Espinosa (1988) realizaron la clasificación normal de veintitrés estaciones, empleando los datos de número de individuos de cuarenta y tres especies estandarizados en proporciones, empleando el índice de Sanders (1960) y con la técnica de promedio simple.

Los resultados del dendrograma (Fig. 7.3A), junto con los datos de granulometría de los sedimentos y la presencia y tipo de vegetación, permitieron delinear los principales biotopos (Fig. 7.3C.), que aunque estrictamente delimitados en la Figura, los cambios entre zonas se manifiestan más bien como transiciones graduales con variaciones paulatinas en los porcentajes de especies. Así, *Brachidontes modiolus* domina en el biotopo de fango microalevrítico con elevada contaminación orgánica, para dar paso a *Chione cancellata* que predomina en toda la región de fango microalevrítico y mantiene porcentajes importantes en el de fango alevrítico arcilloso, donde se incrementa la importancia de *Tagelus divisus* y *Corbula caribaea*.

En el biotopo de fango microalevrítico con *Thalassia testudinum*, éstas dos últimas especies definen aún más su dominancia y comienza a ser más abundante *Tellina alternata*. En los fondos arenosos, *Codakia orbiculata* y *Trachycardium muricatus* dominan en la pradera de fanerógamas para ser sustituidos por *Macrocalista maculata* en la zona arenosa sin vegetación.

Esta sucesión que se manifiesta igualmente en los índices ecológicos de diversidad, equitatividad y dominancia es un reflejo de preferencias por el sustrato según las adaptaciones de las especies y su grado de tolerancia dentro del acusado gradiente del régimen hidrológico que impera entre el interior de la bahía y la región oceánica colindante, en virtud del carácter de estuario negativo de este acuario. En el orden cualitativo, dado que algunas estaciones individuales no cumplían el requisito de tamaño de muestra, se unieron todas las correspondientes a un mismo biotopo para ser analizadas por técnicas de promedio con el índice de Sorensen (Fig. 7.3B), observándose que la composición cualitativa está relacionada más con el tipo de sedimento que con la vegetación.

Aprovechando el valor bioindicativo de la fauna de bivalvos, y su relación con los factores ambientales determinantes de su distribución, la clasificación de sus comunidades en la Bahía de Cárdenas permitió tipificar los biotopos fundamentales, que fueron corroborados posteriormente por otros autores mediante fotointerpretación, con resultados sorprendentemente similares.

**Ejemplo 4.** *Reclasificación de la biodiversidad coralina caribeña incluyendo los datos de la Hispaniola en la matriz de Chiappone et al. (1996).*

El presente ejemplo tiene el propósito de ilustrar el valor de repetibilidad de la clasificación numérica. Chiappone et al. (1966), para su clasificación de las comunidades coralinas del Caribe y el Atlántico, confeccionan una matriz de presencia-ausencia con datos tomados de la literatura para unas veinte

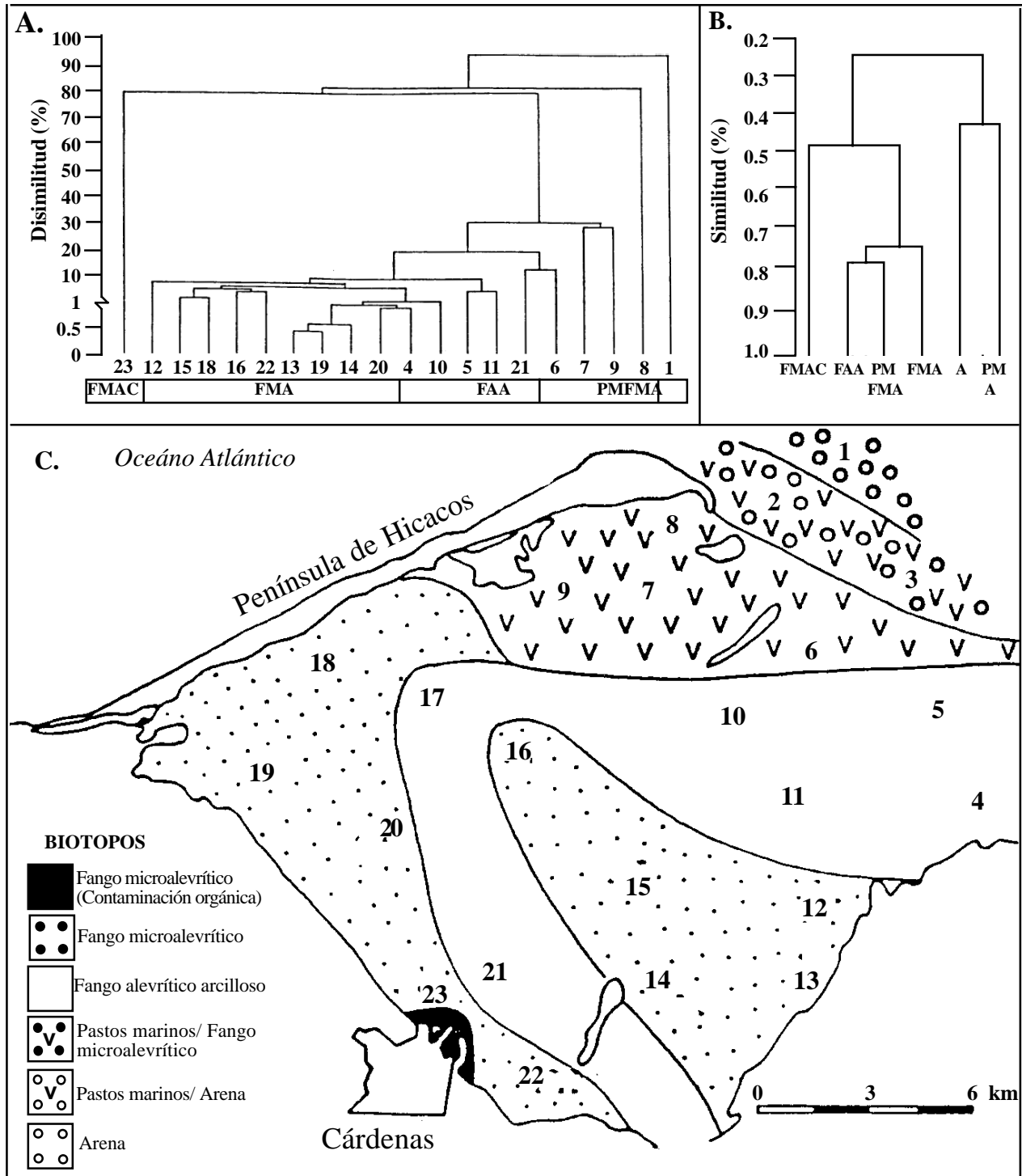


Figura 7.3. Clasificación normal de veintitrés estaciones de la Bahía de Cárdenas en Cuba, considerando los datos de las especies de moluscos bivalvos. **A.** Dendrograma con datos porcentuales. **B.** Dendrograma con datos cualitativos. **C.** Mapa de biotopos en la Bahía de Cárdenas obtenido a partir de las clasificaciones. Las letras indican: FMAC: Zona contaminada de fango microalevrítico; FMA: Fango microalevrítico; FAA: Fango alevrítico arcilloso; PMFMA: Pastos marinos sobre fango microalevrítico; PMA: Pastos marinos sobre arena; A: Arena.



Figura 7.4. Mapa indicando las veintidós localidades consideradas por Chiappone *et al.* (1996) en su clasificación de los datos de presencia-ausencia de las especies coralinas de varios sistemas arrecifales atlánticos. En el presente ejemplo se añaden los datos de los arrecifes de la Hispaniola.

localidades (Fig. 7.4), donde no incluyen la Hispaniola. A esta matriz, compuesta por 65 especies y veinte localidades añadimos una nueva columna correspondiente a nuestra recopilación sobre la fauna coralina de la Hispaniola que incluye unas 48 especies (de las listadas por los autores) y realizamos nuevamente la agrupación empleando sus mismos métodos: el índice de similitud de Jaccard, expresado en porcentajes, y la estrategia de promedio de grupos para los agrupamientos, que fueron representados gráficamente en un dendrograma.

Si comparamos el dendrograma original de Chiappone *et al.* (1996) (Fig. 7.5A) con el obtenido tras incorporar la información de la Hispaniola (Fig. 7.5B) vemos que los cinco grupos de localidades, indicadores de las afinidades en la distribución de las especies coralinas, se mantienen en ambos. Así podríamos subdividir ambos dendrogramas en: I. Grupo donde quedan aislados los sitios del Golfo de México, II. Grupo de localidades caribeñas, donde quedó incluida la Hispaniola, que forman un núcleo de cerca de un 70% de afinidad, III. Grupo que incluye solo a Bermudas, IV. Grupo formado por Venezuela y Trinidad y V.. Grupo de Brasil. Comparando con el grupo de localidades caribeñas, la similitud se va haciendo menor hacia las mayores latitudes del Golfo de

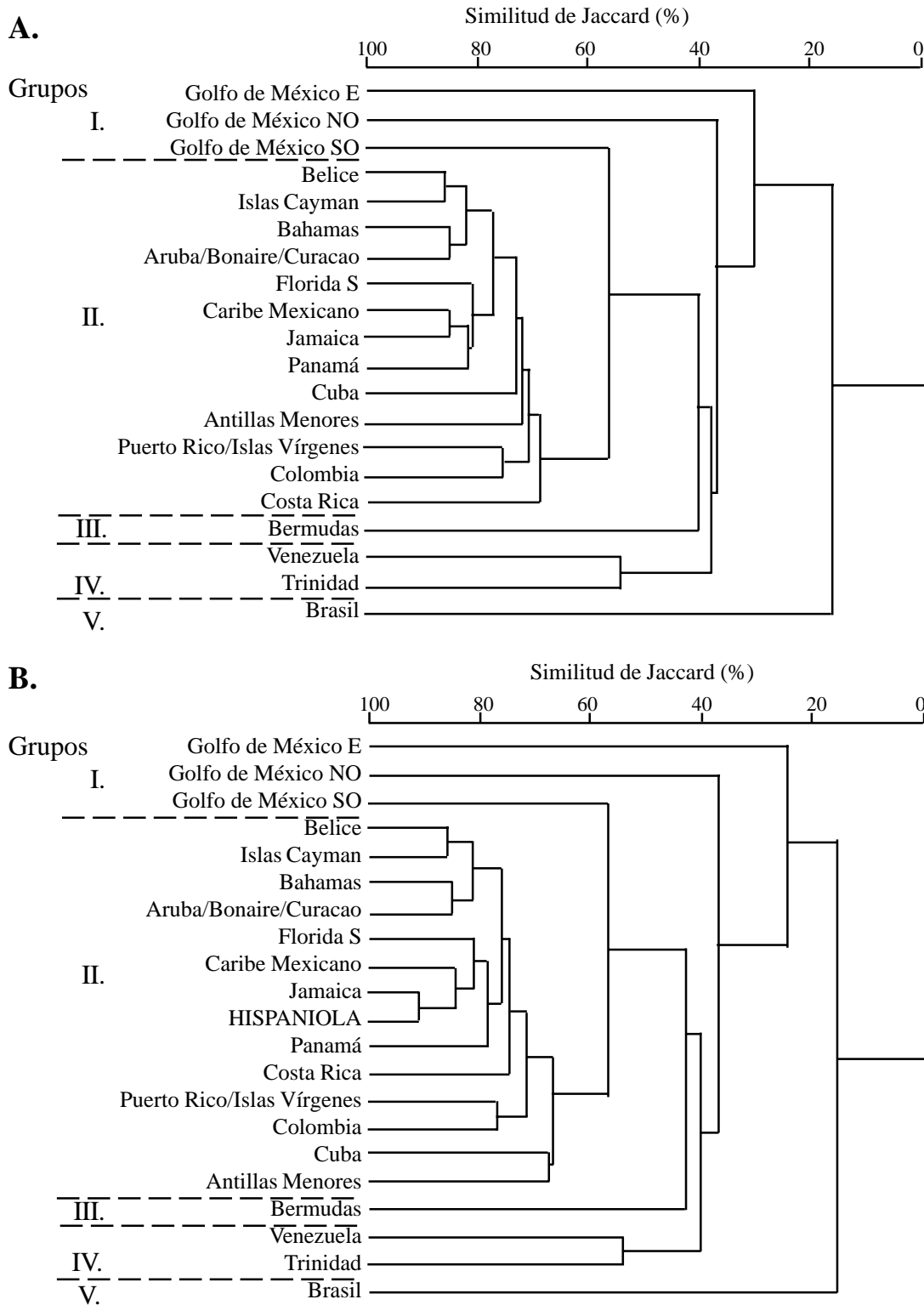


Figura 7.5 A. Dendrograma obtenido por Chiappone *et al.* (1996) en su clasificación de los datos de presencia-ausencia de especies coralinas de varios sistemas arrecifales atlánticos. B. Reclassificación de los datos de los autores incorporando los datos de presencia-ausencia de las especies coralinas de la Hispaniola.

México y Bermudas o hacia latitudes mas bajas como Venezuela, Trinidad y Brasil. Estos resultados coinciden con los criterios de subdivisión de provincias zoogeográficas en la región del Caribe y el Atlántico (Schuhmacher, 1978) y pueden hacerse evidentes cuando se hace la proyección de similaridad cenoclínica (Fig. 7.6), donde se compara la similitud entre la Hispaniola y las restantes localidades.

La Provincia indooccidental del Caribe, incluye de Norte a Sur a la Florida y el Golfo de México, el Archipiélago de las Bahamas, las Antillas Mayores y Menores, el Caribe Central, las costas de Centroamérica y parte de las de Suramérica (Wood, 1983), pero su área más representativa es el Mar del Caribe (Achituv y Dubinsky, 1990), donde se registra la mayor riqueza de especies (Chiappone *et al.*, 1996). Esta riqueza disminuye en la costa del Golfo de México y hacia los extremos de distribución particularmente en la Provincia arrecifal brasileña, que comparativamente con los arrecifes caribeños, es pobre en especies coralinas y con un gran endemismo (Schuhmacher, 1978). De acuerdo a nuestros resultados, dentro de las Antillas Mayores, la biodiversidad coralina de la Hispaniola guarda una afinidad de 78% con Puerto Rico, 80% con Cuba y 93% con Jamaica, que es uno de los países donde los arrecifes han sido mejor estudiados.

Con el presente ejemplo hemos destacado que cuando se conocen las técnicas empleadas por otros autores es posible repetir los mismos procedimientos y como en este caso incorporar nuevos datos que deseen ser comparados. El dendrograma de la Fig. 7.5.B complementa el obtenido por los autores del trabajo original al introducir información de una de las islas más importantes de la Antillas Mayores cuya biodiversidad coralina ha sino bien estudiada.

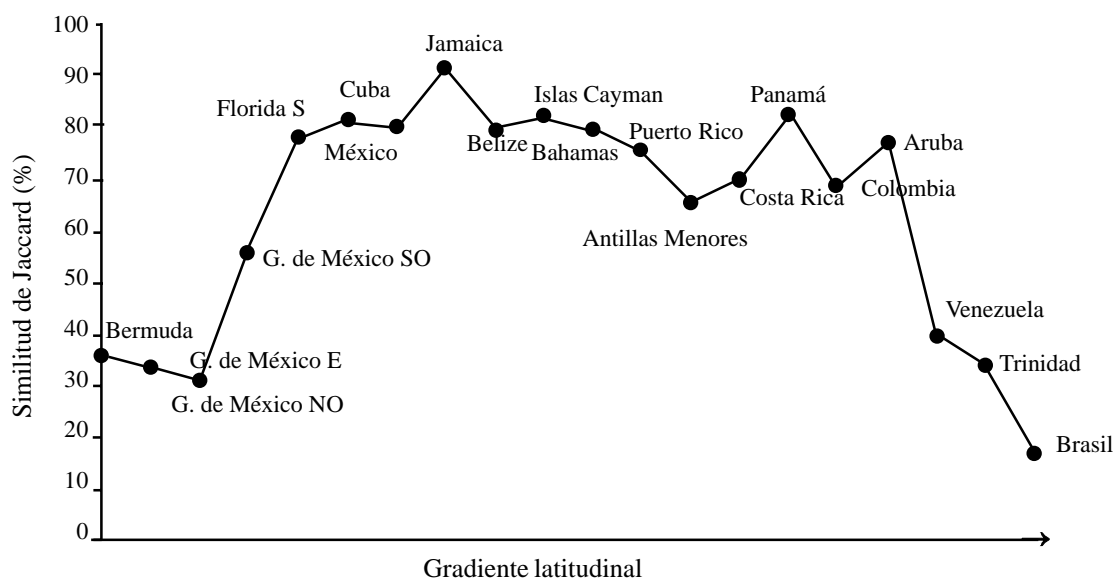


Figura 7.6. Proyección de similaridad cenoclínica comparando la lista de especies de corales escleractíneos de la Hispaniola con las de veinte localidades de la región arrecifal atlántica.

**Ejemplo 5.** *Clasificación de datos de las pesquerías de Samaná bajo el concepto de los complejos ecológicos de pesca.*

La clasificación de las familias de peces y crustáceos representadas en las pesquerías y los sitios de desembarco de la región de Samaná y el análisis de estos resultados a la luz del concepto de los complejos ecológicos de pesca de Baisre (1985)<sup>3</sup>, brinda un interesante ejemplo de la aplicación de este tipo de técnicas. La información aquí manejada, sobre las capturas en ocho sitios de desembarco, proviene de los resultados de Sang *et al.* (1997) (ver Tabla 3.4). En el análisis normal, clasificamos la información cualitativa (Fig. 7.7.A) con el índice de Sorensen (1948) y la información porcentual (Fig. 7.7.B) a través del índice de Sanders (1960). En el análisis inverso, clasificamos los datos cualitativos por familias (ver Tabla 3.4) representadas en las capturas (Fig. 7.7C) con el índice de Sorensen (1948). La estrategia de agrupamiento empleada en ambos casos fue la de promedio simple.

Los datos originales sobre 56 familias de peces y 10 de invertebrados fueron reducidos aplicando el criterio de eliminación de aquellas familias con constancias menores del 25%, haciendo la salvedad para las especies de alta fidelidad a ambientes específicos. Así, al analizar la información por sitios de desembarco, se obtuvieron tres grupos de localidades (Fig. 7.7A y B) que se identificaron, con áreas donde predominan en los desembarcos capturas de los complejos ecológicos del litoral estuarino (Sánchez), pastos marinos-arrecifes coralinos (Las Pascualas, Samaná, Los Cacaos, Sabana de la Mar y Miches) y aguas oceánicas (La Galera y Las Terrenas). Asimismo el análisis de las familias permitió identificar cuales son aquellas asociadas a determinados complejos (Fig. 7.7C).

La composición y diversidad de las especies de las pesquerías guardan estrecha relación con los ambientes de las áreas de pesca (Fig. 7.8). En las localidades más internas se encuentran representadas familias de crustáceos infaunales como Penaeidae, típicas demersales estuarinas como Centropomidae y Mugilidae, o pelágicas como Engraulidae. En los sitios más hacia el océano se incrementa la representación de familias asociadas a la unidad ecológica que forman los manglares de borde junto a los pastos marinos y los arrecifes coralinos con familias demersales neríticas arrecifales como Serranidae, Holocentridae o Scaridae. En los lugares donde se realizan pesquerías de mar abierto están representadas especies pelágicas del complejo de las aguas oceánicas de las familias Coryphaenidae y Scombridae. Otras familias demersales como Lutjanidae, Haemulidae o Scianidae tienen una amplia distribución en todos los complejos al igual que las pelágicas neríticas como Carangidae y Sphyraenidae. El análisis nodal de la Fig. 7.8 revela que estas transiciones se observan como un gradiente de cambio del interior de la bahía, donde predominan condiciones estuarinas, hacia la zona externa donde el desarrollo de los arrecifes coralinos se va incrementando hacia la región oceánica.

Estos resultados constituyen un importante aporte en el interés de complementar la organización de nuestros recursos pesqueros, basada actualmente solo en criterios comerciales, desde una perspectiva ecológica que encamine el ordenamiento pesquero sobre bases científicas y permita crear unidades lógicas para el seguimiento estadístico de las capturas y la estandarización del esfuerzo pesquero.

<sup>3</sup>Baisre (1985) introduce el concepto de los complejos ecológicos, subdividiendo las pesquerías en aquellas correspondientes al complejo: litoral estuarino, pastos marinos-arrecifes coralinos y aguas oceánicas. Esto tiene un alto valor práctico pues subdivide los recursos pesqueros dentro de unidades naturales que facilitan su manejo y control.

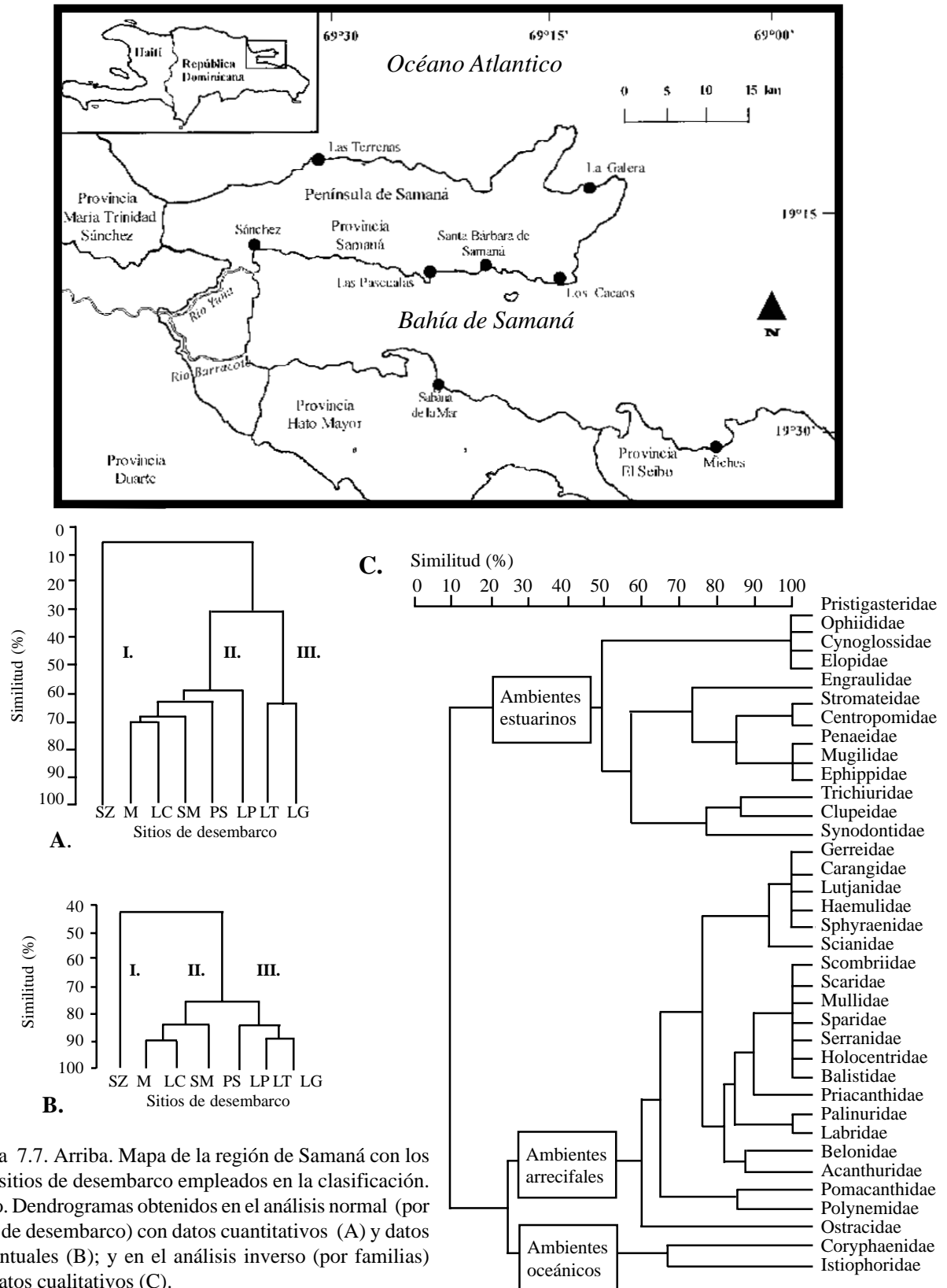


Figura 7.7. Arriba. Mapa de la región de Samaná con los ocho sitios de desembarco empleados en la clasificación. Abajo. Dendrogramas obtenidos en el análisis normal (por sitios de desembarco) con datos cuantitativos (A) y datos porcentuales (B); y en el análisis inverso (por familias) con datos cualitativos (C).

FORMA DE VIDA, HÁBITAT Y DISTRIBUCIÓN	GRUPOS DE FAMILIAS	GRUPOS DE SITIOS DE DESEMBARCO		
		I	II	III
1. Infauna en fondos fangosos estuarinos	Penaidae	100	25-50	0
2. Demersales neríticos en fondos fangosos en zonas costeras o estuarinas	Elopidae Ophidiidae Pristigasteridae Cynoglosidae	100	0	0
3. Demersales neríticos en fondos fangosos arenosos o de pastos marinos someros en zonas costeras o estuarinas	Stromateidae Mugilidae Trichiuridae Centropomidae Ephippidae Synodontidae Gerreidae Polynemidae	25-50	25-50	25-50
4. Pelágicas neríticas en aguas costeras y estuarinas	Clupeide Engraulidae	100	25-50	0
5. Demersales o criptofauna de amplia distribución en el sistema de manglares, pastos marinos y arrecifes coralinos.	Acanthuridae Ostracidae Pomacanthidae Palinuridae Labridae Priacanthidae Balistidae Scaridae Mullidae Sparidae Serranidae Holocentridae	0	75-100	75-100
6. Pelágicas o epipelágicas neríticas-oceánicas	Scombridae Belonidae	0	25-50	100
7. Epipelágicas en aguas oceánicas	Coryphaenidae Stiophoridae	0	0	25-50
8. Demersales de amplia distribución en fondos fangosos, arenosos, manglares, pastos marinos y arrecifes coralinos	Scianidae Lutjanidae Haemulidae	100	100	100
9. Pelágicas neríticas de amplia distribución	Carangidae Sphyraenidae	100	100	100

Escala de constancias (%)

	100
	75-100
	50-75
	25-50
	<25
	0

Figura 7.8. Gráfico de constancia nodal para nueve grupos de familias de peces y crustáceos de las pesquerías de Samaná (números arábigos) y tres grupos de sitios de desembarco (números romanos), obtenidos mediante análisis jerárquico de los datos cuantitativos y cualitativos (ver Figura 7.8).

**Tomado de: Herrera, Alejandro 2000. La clasificación numérica y su aplicación en la ecología. Universidad INTEC/Programa EcoMar, Inc. Editorial Sanmenycar, Santo Domingo, 121 pp.**