

DENSIDAD DE POBLACIONES PROTEGIDAS EN RESERVAS MARINAS: CAMBIOS EN EL TIEMPO Y EVENTUAL EFECTO DE LA EXPLOTACIÓN'

POPULATION DENSITY IN PROTECTED MARINE RESERVES: CHANGES IN TIME AND EVENTUAL IMPACT OF EXPLOITATION

Carlos A. Moreno & Pedro S. Rubilar

Instituto de Ecología y Evolución Universidad Austral de Chile
Casilla 567, Valdivia

RESUMEN

Se definen las escalas de tiempo para una población marina como un ciclo anual o corto plazo, tiempo generacional o mediano plazo y duración del ciclo de vida o longevidad como largo plazo. De acuerdo con ellas, a nivel del instrumento de manejo llamado Reserva Marina, la pregunta ¿si la acción de conservación de crear una Reserva Marina tiene el efecto deseado? debe variar de acuerdo con la especie objetivo. Las escalas de mediano a largo plazo describen adecuadamente cambios de abundancia que pueden generar cascadas de efectos comunitarios. Esta comunicación muestra procesos demográficos de una especie (*Choromytilus chorus*) que pueden afectar sus niveles de abundancia y cómo éstos se relacionan con los factores de la comunidad. Para ello se hace un estudio de la dinámica poblacional de un parche intermareal de esta especie y cómo ésta se visualiza a través de diferentes indicadores (cobertura, densidad, biomasa). También considerando reglas demográficas se proyecta la población sobre la base de un modelo estocástico, que considera la incertidumbre en los reclutamientos y mortalidad natural. Esta proyección puede considerarse como una Hipótesis nula para evaluar los efectos de la comunidad sobre el tamaño de la población a proteger con la Reserva Marina en todas las escalas de tiempo y para predecir el probable efecto de explotaciones esporádicas que considera la LGPA.

ABSTRACT

We defined the appropriate time scales for an intertidal population as in a annual cycle (short term), generation time (average term) and duration of all the life period or longevity as long term scale. Accordingly, at level of the managing instrument called Marine Reserve, the question if the conservation measure of create a Marine Reserve has the wished effect, may vary according to the target species. The scales of average and long term describe adequately changes of abundance in which they can generate cascade community effect. This communication shows the demographic processes of this scale in a mussel (*Choromytilus chorus*) so, that they can affect its levels of abundance and as these are related to the factors of the community. For this is made a study of the population dynamics of an intertidal patch of this species at Mehuín and as this is visualized through different indicators (coverage, density, biomass). Also, considering some demographic rules, the population was projected using a stochastic model, that considers uncertainty in the recruitment's levels and in the natural mortality. This projection can be considered as a null hypothesis to evaluate the effects of community factor (predation, competition, etc.) in the size of the population under protection with the Marine Reserve and to predict the probable effect as it has been considered in the General Law of Fisheries and Acuaculture.

¹ Financiado parcialmente con proyecto Fondecyt 090691 y 1951191. Basado en datos contenidos en la Tesis de

Doctorado en Ecología presentada por el autor principal en la P. Universidad Católica de Chile.

INTRODUCCIÓN

Numerosas publicaciones han reforzado la idea de que las Reservas Marinas son necesarias debido a la intensa explotación a la que están sometidos actualmente los recursos marinos (MORENO *et al.*, 1984; CASTILLA, 1986; DAVIS, 1995, entre otros). La idea está basada en otra lista numerosa de estudios, especialmente originados en la zona intermareal rocosa o en arrecifes coralinos, los cuales han mostrado que la creación de áreas refugiales permite a las poblaciones explotadas crecer en número y tamaño y eventualmente desparramarse hacia áreas vecinas.

Estos argumentos, sin embargo, adolecen de dos problemas. El primero es que la recuperación de poblaciones explotadas va generalmente acompañada por cambios de la estructura comunitaria, contexto en el cual la recuperación de algunas especies depredadoras significa bajas importantes de las especies presas con la consecuentemente caída de la población recuperada (DUARTE *et al.*, 1996). El segundo es una consecuencia del problema anterior y es la poca consideración que se ha dado a las escalas de tiempo (y de espacio) en la obtención de conclusiones en los estudios de Reservas. Consecuentemente, la escala de tiempo que se utiliza en la interpretación de las abundancias hace relativos sus resultados. En parte esto ocurre por un lado, porque hay poca preocupación por definir adecuadamente las escalas de corto, mediano y largo plazo, ya que sin duda éstas son relativas al ciclo de vida de las especies involucradas y por otro porque la duración de los proyectos de investigación es limitada. Adicionalmente el concepto de Reserva Ecológica que concierne más al dominio de la teoría de comunidades, involucra a muchas especies con diferentes ciclos de vida. De tal manera que, para los objetivos de la Ley General de Pesca y Acuicultura chilena (LGPA), Reserva Marina tiene un significado más restringido y será necesario definir las escalas de tiempo adecuadas para medir su desempeño, en forma relativa a la especie objetivo.

Como una sugerencia de ordenación, proponemos considerar **corto plazo** a un ciclo anual, ya que todas las especies involucradas en Reservas Marinas parecen cumplir con procesos vitales que se identifican bien en la escala anual, como por ejemplo reproducción y reclutamiento y que a la vez sirve de base modular para medir la duración de otras escalas. Así podemos considerar que el **mediano plazo** debería asociarse mejor con fenómenos que necesitan de varios años, pero que son menores que la longevidad total de una especie. Los demógrafos reconocen el concepto de "tiempo generacional" que parece adecuarse a esta escala, ya que se define como el tiempo promedio que transcurre entre el

nacimiento de las madres y el de sus descendientes. Indudablemente ésta es una definición aproximada, ya que los descendientes nacen a lo largo de un período de tiempo y no todos a la vez. Pero tiene la ventaja de poder calcularse exactamente a partir de tablas de supervivencia y de fertilidad. Finalmente, **largo plazo** es sin duda una escala de tiempo que supera la duración del ciclo de vida de los individuos de una población. Estas últimas dos escalas tienen que ver directamente con cambios significativos en la abundancia de las poblaciones, y que podrían provocar cambios en cascada hacia otras poblaciones, con el subsecuente cambio comunitario.

En esta presentación queremos analizar un caso estudiado en un contexto de mediano plazo, que muestran que las poblaciones por diferentes motivos, muchos de ellos desconocidos, fluctúan en el tiempo y su conservación no está garantizada por la Reserva. Este tipo de estudio nos obliga a poner más atención en la historia natural y la dinámica poblacional de la especie objetivo para entender adecuadamente lo que está ocurriendo a nivel de la comunidad. Lo anterior implica transformar y comparar los indicadores de abundancia que se emplean en estudios comunitarios (cobertura) con aquellos que se emplean en estudios poblacionales (densidad y biomasa). Para los objetivos del presente trabajo hemos elegido un "parche poblacional" de la especie filtradora *Choromytilus chorus* (Bivalvia; Mytilidae) que pudo ser seguido en el tiempo más allá de los proyectos normales de investigación y estudiado con un nivel de detalle que supera el común de los estudios de campo (MORENO, 1993). Así se pudo conocer aspectos de la dinámica del parche y proyectarla a futuro bajo condiciones de incertidumbre con y sin la explotación transitoria señalada en la LGPA, tanto con el fin de demostrar que la total ausencia de intervención no garantiza la conservación a nivel de población local, como evaluar el efecto potencial de la explotación transitoria que autoriza la ley al definir una Reserva Marina.

MATERIALES Y MÉTODOS

Desde 1983 a 1991 se construyó una tabla de vida de cohorte, tomando los datos de un metro cuadrado dentro de la población de choro zapato asentada masivamente durante los meses de marzo a junio en Mehuín. En esta época bajan los niveles de arena y la superficie de las rocas, ubicadas en la zona de contacto entre una puntilla rocosa y la playa de arena, queda al descubierto mostrando una comunidad bentónica intermareal baja, dominada por el alga *Gymnogongrus furcellatus* que sirvió de substrato de fijación a las pediveliger del Choro (MORENO, 1995; DAVIS & MORENO, 1995).

Esta cohorte fue seguida y todos los individuos del cuadrado fijo fueron contados cada año durante la baja de la arena de otoño. A partir de 1983 se comenzó además a contar todos los reclutas en esa área. Debido a sus características de color, primeros de color café claro y después verdosos la cohorte fue fácilmente identificable. A partir del tercer año los individuos fueron marcados con una línea hecha con un objeto punzante sobre el periostraco.

La mortalidad instantánea (anual comenzando desde fin del primer año hacia adelante) de esa cohorte fue calculada como:

$$M_i = -[\log(N_{t+1}) - \log(N_t)] \quad \text{Ec. 1}$$

Y luego los reclutas ingresados a la población entre 1984 y 1991 fueron proyectados con las mortalidades calculadas, siguiendo la ecuación de sobrevivencia

$$N_{t+1} = N_t e^{-m_i} \quad \text{Ec. 2}$$

donde N_t son los reclutas ingresados en un año al cuadrante fijo de seguimiento y m_i es la mortalidad instantánea edad específica.

Por otra parte, toda la población de la Reserva Marina de Mehuín (RMM), fue seguida en los años venideros tomando su cobertura desde 1983 hasta 1993 en 20 lugares elegidos al azar con un cuadrante de 50 x 50 cm. ($1/4 \text{ m}^2$). Para obtener otros indicadores de la población como densidad y biomasa se obtuvo el crecimiento individual midiendo al menos 35 individuos de la cohorte seguida en el sitio para la tabla de vida y ajustados no linealmente a la ecuación de von Bertalanffy. Además con una muestra de 500 individuos elegidos al azar se obtuvo la relación talla-peso ajustada al modelo exponencial. Por otra parte se obtuvo un valor de mortalidad natural (M) constante ajustando no linealmente los valores de sobrevivencia a la edad con el modelo exponencial negativo que se indica:

$$N_{t+1} = N_t e^{-M} \quad \text{Ec. 3}$$

Terminada la etapa de proyección determinista en base a datos y observaciones de terreno, se procedió a simular la trayectoria futura de la población, incorporando incertidumbre en los parámetros de reclutamiento y mortalidad natural. Lo primero se consiguió reemplazando el valor de reclutamiento al azar 200 veces, con valores obtenidos de la distribución de los datos de reclutamiento obtenidos en terreno y los segundos con datos de una distribución uniforme de promedio igual al valor de $M = 0.66$ obtenida por los ajustes de las sobrevivencias observadas. El modelo de proyección estocástica fue entonces:

$$N_{i+1,t+1} = N_{i,t} e^{-(M+F)} \quad \text{Ec. 4}$$

$$R_t = N_{i,t}$$

Donde F_i es la captura que hagamos sobre una edad específica y R son los reclutas obtenidos de una función que presume errores lognormales. Debido a que muchos sets de datos stock-reclutas presentan este tipo de distribución se recomienda usarla como punto de partida. A pesar que otros modelos pueden preferirse cuando el proceso de reclutamiento de una población es bien conocido (HILBORN & WALTERS, 1992)

$$R_t = \bar{R} e^{w_t} \quad \text{Ec. 5}$$

Como el valor esperado de e^{w_t} no es igual a cero cuando w_t está normalmente distribuido. HILBORN (1985), demostró que el valor esperado de e^{w_t} es,

$$\frac{\sigma^2}{2}, \text{ entonces } w_t \sim N\left(-\frac{\sigma^2}{2}, \sigma^2\right).$$

Luego:

$$R_t = \bar{R} e^{\varepsilon_t \sigma} - \frac{\sigma^2}{2}, \quad \text{Ec. 6}$$

donde \bar{R} es el promedio geométrico de los reclutamientos observados y ε_t desvíos aleatorios (residuales) con distribución aproximadamente normal $N(0,1)$.

La sobrevivencia del último grupo de edad en la zona intermareal (8), se obtuvo de acuerdo a la ecuación 7.

$$N_{8,t+1} = N_{7,t} e^{-(F7+M)} + N_{8,t} e^{-(F8+M)} \quad \text{Ec. 7}$$

Para las simulaciones con explotación, se aplicó la siguiente ecuación de captura:

$$C_{i,t} = N_{i,t} (1 - e^{-F_i}) \quad \text{Ec. 8}$$

El procedimiento fue entonces:

- El stock inicial del año 1983 se proyectó hasta 1991 usando la ecuación 2 y las frecuencias por edades de la Tabla 1. En este paso sólo se hizo operar la incertidumbre asociada al error de estimación de la mortalidad natural.
- A partir de 1991 el stock se proyectó usando la ecuación 4, agregando la incertidumbre originada en el proceso de reclutamiento. De tal manera que a partir de 1992 hay una fuente de incertidumbre considerada (reclutamientos al azar) con un $M = 0.66$.
- Los pasos anteriores se simularon 200 veces para cada estrategia para obtener la varianza en el número de individuos proyectado. Para comparar las estrategias en las mismas condiciones, se tomó la precaución de iniciar cada

TABLA 1
Proyección de reclutamientos de *Choromytilus chorus*, sobre la base de la mortalidad instantánea edad - específica, según Tabla de vida (cohortes) de la Reserva Marina de Mehuín. La cobertura, densidad estimada y biomasa estimada corresponde a 1 metro cuadrado. (Datos observados en áreas sombreadas).

	Edades observadas en parche intermareal inferior:								Densidad (Ind./m ²)	Cobertura (%)	Biomasa (kg.)
	1	2	3	4	5	6	7	8			
Mortalidad Instantánea (m)		0.288	0.662	0.439	0.738	0.876	2.905				
83	830								830	5.0	5
84	650	426							1078	16.7	19
85	601	333	276						1210	33.9	32
86	566	308	170	132					1176	72.0	44
87	1401	290	158	87	55				1990	85.0	56
88	368	717	148	81	45	3			1361	20.0	68
89	42	188	367	76	41	23	1		739	13.0	62
90	283	22	96	188	39	21	12	1	661	11.5	53
91	467	145	11	49	96	20	11	6	805	12.0	42

simulación con la misma semilla (seed number) en un proceso tipo Montecarlo.

- Para incorporar la captura transitoria (ecuación 8) se consideraron dos escenarios: 1) explotación al comienzo (año 1986) del incremento poblacional observado en la Reserva Marina y 2) A partir del año final de las observaciones indicadas (año 1991).
- Para ambos escenarios se probó capturas con tasas de explotación de 25% y 70% de los reclutas de un año (semillas).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los parámetros básicos de crecimiento individual y de la relación talla - peso ajustados a los valores promedios se muestran en las Figuras 1 y 2. Se observa que los choros de la población intermareal viven un máximo de 7 años, período después del cual sólo sobrevive menos del 1 % del valor inicial. La longitud asintótica encontrada fue de 11,12 cm y la constante de Brody de 0.397. La relación talla peso es ligeramente alométrica con un factor de condición (a) de 0.1992 y un coeficiente alométrico (b) de 2,63.

Las mortalidades instantáneas calculadas para la cohorte de 1983, los reclutamientos y sus proyecciones se encuentran en la Tabla 1. La suma horizontal de los reclutas y sus sobrevivientes entrega la densidad por m². En cada corrida se observa la estructura de edades y en la última columna el resultado de la multiplicación de los pesos promedios a la edad (presentes en la población) con el número de individuos de cada edad. Esta columna es un indicador de la biomasa en Kg por metro cuadrado del banco de choros.

En la Figura 3 se muestra el ajuste a la sobrevivencia observada tanto de las mortalidades instantáneas (m_i) como de la mortalidad natural (M) en base a un valor constante. Mientras las mortalidades instantáneas dan cuenta exactamente de los valores observados, la mortalidad natural que mejor se ajusta al modelo de sobrevivencia fue M = 0.66, con ciertos desajustes a nivel de las edades 2, 3, 6 y 7. Sin embargo, dada la incertidumbre que habitualmente rodea a este parámetro, los datos obtenidos son el mejor valor disponible y por esa razón se incorporó al modelo de proyección con un coeficiente de variación de 20%.

Los resultados obtenidos de los indicadores de la abundancia de la población de *Choromytilus chorus*, muestran que los tres son diferentes y cada uno describe un aspecto distinto de los atributos poblacionales y de historia natural. Mientras la cobertura, expresada como porcentaje del substrato rocoso ocupado tiene un comportamiento más brusco, debido a que es una expresión de la morfología volumétrica de los individuos (MORENO, 1993), la densidad sigue un comportamiento acoplado en su máximo con el anterior, pero menos acentuado en sus extremos (Figura 4). En cambio, la biomasa se encuentra con un máximo desfasado en un año y con una tendencia a bajar menos acentuada, probablemente porque los pocos individuos que quedan son de gran peso y ese indicador sólo refleja la exponencialidad de la relación talla - peso (Figura 5).

Sin embargo, los tres indicadores (cobertura, biomasa y densidad) muestran que después de un período de incremento ocurre una caída. Esta brusca disminución ocurre a pesar de la protección del sitio

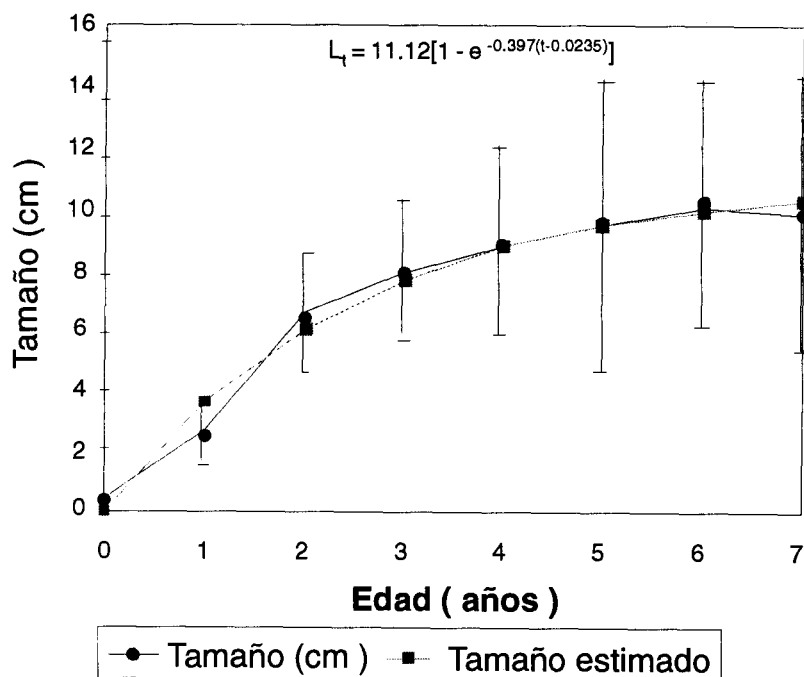


FIG. 1. Crecimiento individual de *Choromytilus chorus* de la zona intermareal baja de Mehuín. El gráfico contiene la SD de los choros a cada edad y la predicción del crecimiento hecho con la ecuación de Von Bertalanffy.

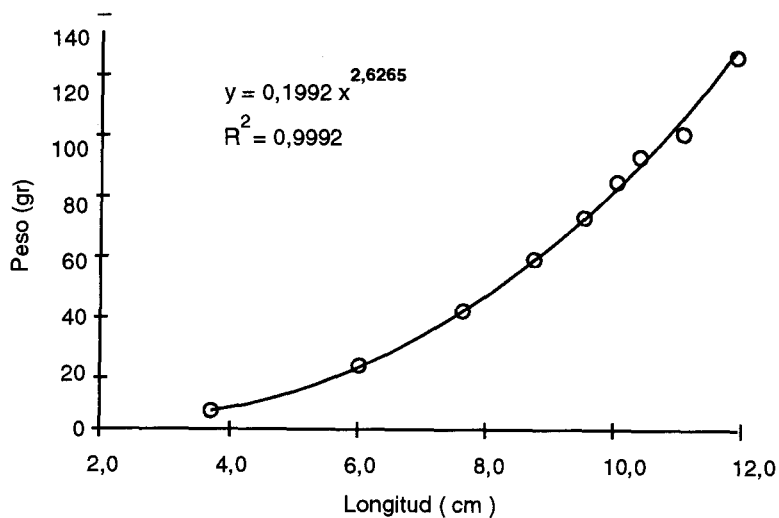


FIG. 2. Relación Talla - Peso de *Choromytilus chorus* del intermareal bajo de la Reserva Marina de Mehuín, utilizada para transformar las densidades por metro cuadrado a Biomasa.

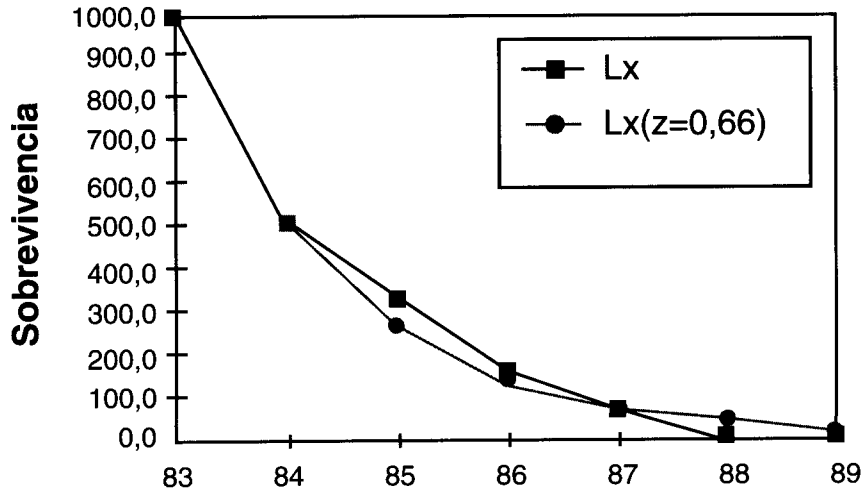


FIG. 3. Mejor ajuste entre curvas de supervivencia de *Choromytilus chorus* en la Reserva Marina de Mehuín. Lx = valores observados y Lx (z = 0.66) suponiendo un valor de Z = M constante.

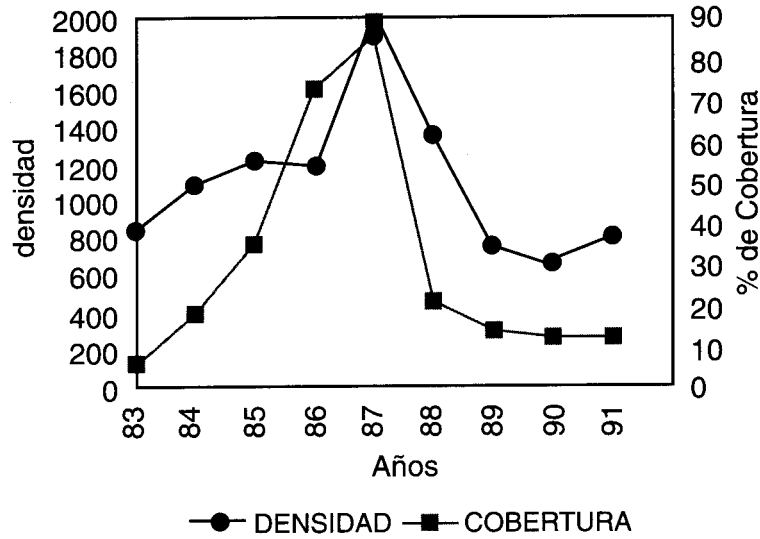


FIG. 4. Relación entre cobertura y densidad de *Choromytilus chorus* de la Reserva Marina de Mehuín.

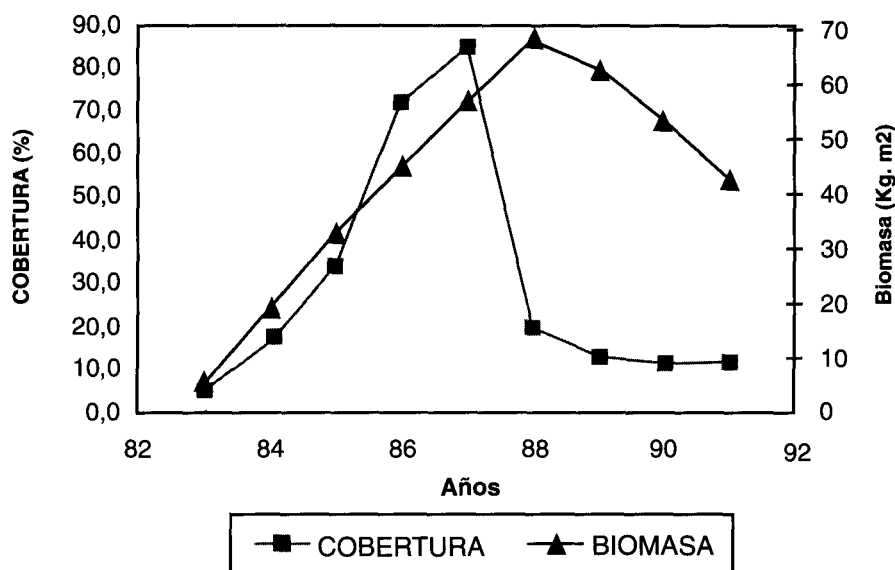


FIG. 5. Relación entre Cobertura y Biomasa de *Choromytilus chorus* en la Reserva Marina de Mehuín.

en el mediano plazo. Consecuentemente el objetivo de conservación en esa escala de tiempo se pone en peligro. Al respecto, la pregunta de mayor interés es ¿qué ocurrirá en el largo plazo, es decir más de 10 años², si las condiciones de alta variabilidad en el reclutamiento y de mortalidad natural se mantienen en este parche poblacional?

La respuesta fue explorada teóricamente con el modelo poblacional de proyección estocástica cuyos resultados se muestran en la Figura 6, para la densidad (ind./m²) en dos cohortes (1986 y 1991). Se observa una tendencia a cierta estabilidad si no se explotan reclutas (para centros de cultivo por ejemplo), manteniéndose la población con pequeñas fluctuaciones de la densidad debido al reclutamiento variable (Figura 6 a y b).

Sin embargo, cuando se introduce explotación a una tasa del 25% de los reclutas (semillas) al inicio del proceso incremento poblacional, la población disminuye a dos tercios del original (Figura 6 c y d), pero no presenta el colapso brusco observado de la Reserva de Mehuín. Si se aumenta la tasa de explotación al 70% (Figura 6 e y f), la densidad disminuye a un tercio del original, pero siempre se presenta la tendencia a mantenerse en el tiempo en el mismo nivel y con pequeñas fluctuaciones, que siguen la variabilidad del reclutamiento. En otras pa

labras, cuando se extraen semillas de choro zapato no se afecta tanto la densidad de la población, ya que se reemplaza la mortalidad natural fuerte en la primera etapa del ciclo de vida (MORENO, 1993) lo cual disminuye la competencia intraespecífica por espacio (SEED & SUCHANECK, 1992). Por otra parte se presume que esta acción puede liberar sustrato e incrementar la presencia de algas filamentosas usadas para el asentamiento. Este hecho es importante para permitir la sobrevivencia de los juveniles de uno a dos años de esta especie en Mehuín (MORENO, 1995). El modelo también podría predecir cambios en la densidad si se explotan los adultos, cuyo efecto principal de liberar espacio para *Gymnogongrus furcellatus*, especie que favorece el reclutamiento de los asentados. No obstante, esto no puede garantizarse ya que hemos observado que esos espacios han sido ocupados por *Pyura chilensis* en el intermareal de Mehuín (MORENO, 1993). Sin embargo, como conclusión global la disminución de la densidad de juveniles parece producir mayor estabilidad en la población aunque en valores bajos de densidad.

Por otra parte, la explotación temprana v/s la tardía en este sistema muestra en general que densidades promedios mayores se observan en las proyecciones con explotación temprana, sin embargo

² Hemos encontrado enterradas en sedimentos de la Bahía de Corral conchas que dan lecturas superiores a 25 años con 20 cm de LT. Sin embargo en el intermareal sólo

viven 8 años como máximo, lo que arbitrariamente se toma aquí como la longevidad máxima.

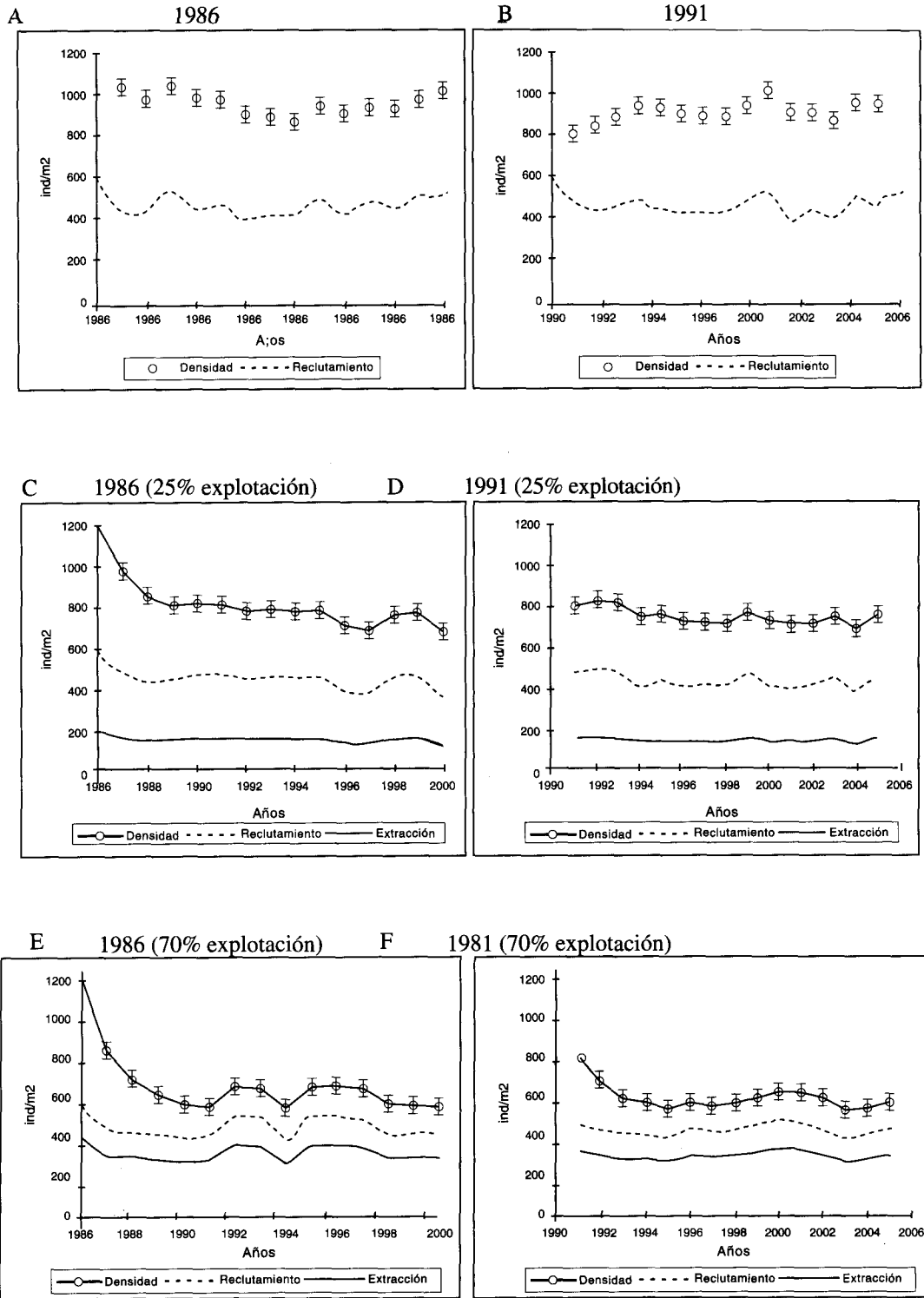


FIG. 6. Proyección estocástica de la densidad total en un parche de *Choromytilus chorus* de la Reserva Marina de Mehuín. La incertidumbre en la mortalidad natural y del reclutamiento se incorporó a partir de 1992 hasta el 2006. Los valores densidad se entregan con un error estándar. En condiciones de protección ($F=0$) (Arriba A y B), explotación de juveniles con tasas de explotación del 25% (centro C y D) y 70% (abajo E y F).

con mayores fluctuaciones que con explotación tardía. No obstante, la primera evita la etapa de crecimiento rápido de la población que permitió que en Mehuín se observaran aves depredadoras utilizando este recurso (ostrero negro principalmente), por lo cual parece más recomendable retrasar la explotación, y así poder considerar en el cálculo de M la porción de mortalidad ejercida de los depredadores de la comunidad; en caso contrario se le restarían recursos a dichos depredadores y serían desplazados de la zona protegida por la disminución de las tallas adecuadas para su alimentación (MORENO, 1993). El verdadero objetivo de la conservación del ecosistema costero es utilizar sus recursos sin dañar los niveles de abundancia de los depredadores naturales, que sin duda son los mejores indicadores de su estado de conservación (MORENO, 1993).

CONCLUSIONES

1. La idea de generar un refugio espacial (reserva marina) para una especie explotada no garantiza la estabilidad de la recuperación en el mediano y largo plazo, al menos en el caso del parche poblacional de Choro zapato estudiado. Es posible que si se consideran varios parches simultáneamente (ampliación de la escala de espacio), cabe la posibilidad de que dinámicas asincrónicas mantengan un valor promedio de densidad deseable como objetivo de conservación. Consecuentemente, el tamaño de la Reserva debe ser lo suficientemente grande como para mantener varios parches de la especie objetivo. No se pueden sacar conclusiones optimistas desde un punto de vista de la conservación, sino hasta después de un plazo de tiempo cercano al tiempo generacional o a la longevidad máxima de la especie protegida, para verificar si los individuos que mueren son efectivamente reemplazados en el futuro por una nueva generación. Por otra parte, en el caso de especies de niveles tróficos intermedios como *Choromytilus chorus* que son a su vez presas de otros depredadores, su no protección conduce a la pérdida de diversidad en los niveles tróficos altos.
2. Para los seguimientos (monitoreo) hay que ser cuidadoso con la elección de los indicadores poblacionales durante el Diseño de muestreo. Para analizar los resultados en el contexto de la dinámica de poblaciones de mediano a largo plazo es necesario obtener la densidad y la estructura de edades de las poblaciones. En este caso la proyección de la densidad no muestra que se pueda recuperar la población, más bien

hay una tendencia a mantener un número muy bajo de individuos como norma. De donde se deduce que la gran población observada entre 1983 y 1987 fue un hecho poco frecuente relacionado con una perturbación ambiental y condiciones que favorecieron la sobrevivencia de los reclutas (MORENO, 1995).

3. El reclutamiento es un factor importante en la mantención de la densidad y en este caso presenta fuertes fluctuaciones en el período observado. Sin embargo, como se ha demostrado para *Choromytilus*, la presencia masiva de un tipo de hábitat favorable para el asentamiento incrementa la sobrevivencia de los reclutas. Este proceso es clave para el incremento del número de individuos ya que regula el valor de M en el modelo de proyección. En este caso la presencia de *Gymnogongrus* podría depender a su vez de otros factores como la ausencia de herbívoros o competidores por espacio primario (*Pyura chilensis*) lo cual agrega factores de incertidumbre que no es posible incorporar en el análisis poblacional. Sin duda se justifica un estudio ecológico integrado (poblacional y comunitario) si se quiere mejorar los aspectos de conservación de la biota costera.
4. Finalmente, la LGPA sugiere una explotación transitoria en las Reservas Marinas en ocasiones especiales. Al respecto en *Choromytilus chorus* se ha explotado semillas para ser trasladadas a zonas de cultivo. La simulación de una explotación temprana y tardía con un 25 y 70% de tasa de explotación de reclutas señala que la explotación temprana logra mantener la población local en niveles intermedios, sin que se llegue a observar un alto incremento de la densidad como en las observaciones reales en la Reserva de Mehuín, pero tampoco ningún colapso. Sin embargo, la explotación tardía tiene la ventaja de dar oportunidad a los depredadores naturales de crecer en el área manteniendo su acción regulatoria de la población de choros. Esto último es particularmente importante para conservar el "Pilpilen Negro" en la costa de Valdivia.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen la invitación a participar en esta Reunión sobre Reservas Marinas al Comité Organizador por intermedio del Profesor Ismael Kong. Por otra parte, agradecemos a Alejandro Zuleta quien sugirió ideas para concretar las simulaciones con el modelo de proyección estocástica utilizado.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- CASTILLA JC 1986. ¿Sigue existiendo la necesidad de establecer parques y reservas marítimas en Chile? **Ambiente y Desarrollo 2(2)**: 53-63.
- DAVIS A 1995. Over-exploitation of *Pyura chilensis* (Asciacea) in southern Chile: the urgent need to establish marine reserves. **Revista Chilena de Historia Natural** 68:107-116.
- DAVIS A & CA MORENO 1995. Selection of substrata by juveniles *Choromytilus chorus* (Mytilidae): are chemical cues important? **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**. 191:167-180.
- DUARTE WE, ASECIO G & CA MORENO 1996. Long-term changes in population density of *Fissurella picta* and *Fissurella limbata* in the Marine Reserve of Mehuín, Chile. **Revista Chilena de Historia Natural** 69 (1): 45-56.
- MORENO CA 1993. Efecto de la intervención humana en la mantención de la asociación *Gymnogongrus - Choromytilus*, en comunidades intermareales del sur de Chile. Tesis Programa Doctorado Pontificia Universidad Católica de Chile. 137 páginas.
- MORENO CA 1995. Benthic macroalgae as a refuge from predation for recruits of the mussel *Choromytilus chorus* (Molina, 1782) in Southern Chile. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**. 191: 181-193.
- MORENO CA, Sutherland JP & HF Jara 1984. Man as a predator in the intertidal zone of southern Chile. **Oikos** 42:155 - 160.
- HILBORN R & CJ WALTERS 1992. Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, Dynamics & Uncertainty. Chapman and Hall, New York & London. 570 pp.
- SEED R & TH SUCHANEK 1992. Population and community ecology of *Mytilus*. In E. Gosling (Ed.) "The mussels *Mytilus*: Ecology, physiology, genetics and culture" **Developments in Aquaculture and Fisheries Science**, volume 25. Elsevier.