

## El cerdo cimarrón (*Sus scrofa*, Suidae) en la Isla del Coco, Costa Rica: Escarbaduras, alteraciones al suelo y erosión

Claudine Sierra

Programa Regional en Conservación y Manejo de Vida Silvestre, Universidad Nacional, Apdo. 1350-3000, Heredia, Costa Rica. Tel: 268-8160, Fax: 237-7036, corel: clodin@racsa.co.cr

Recibido 23-III-2000. Corregido 30-XI-2000. Aceptado 25-II-2001.

**Abstract:** Feral pigs (*Sus scrofa*) are of the most damaging exotic vertebrates, specially on oceanic island native communities. Feral pigs inhabit Cocos Island since 1793 and there are around 400-500 individuals. In order to quantify the impacts of the feral pigs at Cocos Island, I calculated the effect of the rooting activity and its influence on the natural erosion. During one year I walked, monthly, 15 km on trails estimating rooted area by transect and rooting recurrence. During eight months I compared erosion rates with and without rootings. I estimated the annual rooting rate between 10 and 20 % of the total island surface. The rooted area was the only measured variable which correlated with the soil erosion rate. The erosion rate without rootings was 23.6 kg/ha/year and with rootings was 200.4 kg/ha/year ( $P < 0.01$ ). The disturbances provoked by the rootings were not scattered homogeneously through the island. The rootings, together with the natural landslides, dominate the soil disturbance pattern at Cocos Island. This study suggests that the presence of feral pigs produces more erosion than the one that would naturally occur without feral pigs at Cocos Island.

**Key words:** Feral pigs, soil disturbances, rooting, erosion, erosion rates, Cocos Island, Costa Rica.

La erosión del suelo constituye uno de los problemas ambientales más severos en la actualidad (Pimentel 1993). La erosión hídrica resulta de los efectos de la lluvia y de las características del suelo. La capacidad potencial de la lluvia para provocar erosión se denomina erosividad, mientras que la susceptibilidad del suelo a la erosión se llama erodabilidad. Las características del suelo más significativas para la erodabilidad son su capacidad de infiltración y su estabilidad estructural (Ormachea y Llerena 1992).

Varios factores pueden afectar la erodabilidad del suelo. Por ejemplo, suelos con pendientes fuertes sufren mayores tasas de erosión. Una escasa cobertura vegetal incrementa el impacto de las gotas de lluvia (Busby y Gifford 1981), aumentando la cantidad de suelo desprendido y disminuyendo la materia orgánica y los agregados del suelo (Johnston 1962,

Gifford y Hawkins 1978, Warren *et al.* 1986, Proffitt *et al.* 1995). Particularmente, los suelos de tipo inceptisoles y alfisoles de la clasificación de Baldwin *et al.* (1938) están sujetos a erosión acelerada por alta lixiviación y pérdida de nutrientes (El-Swaify 1993, Lal 1993).

Las especies introducidas afectan los procesos ecológicos de las comunidades invadidas (Dobson 1988, Loope *et al.* 1988, Atkinson 1989, Coblenz 1990). En el caso de los animales introducidos, estos pueden contribuir a la pérdida y alteración del suelo, acelerando los procesos naturales erosivos (Vitousek 1986, van Vuren y Coblenz 1987, Kotanen 1995).

De los vertebrados exóticos, el cerdo es uno de los más importantes agentes alteradores del suelo (D'Antonio *et al.* 1999). Los cerdos escarban en busca de bellotas (Scott y Pelton 1975), raíces (Howe *et al.* 1981), lombrices (Diong 1982), bulbos u otro material

subterráneo, dando vuelta al suelo (Kotanen 1995). Esta actividad reduce la biomasa vegetal y disminuye la densidad del suelo, provocando parches que difieren conspicuamente del entorno (Singer *et al.* 1984). Al escarbar también mezclan los horizontes A1 y A2 del suelo, reducen la cobertura de hojarasca, eliminan raíces y aceleran el lavado de nutrientes (Singer *et al.* 1984).

Los cerdos fueron introducidos en la Isla del Coco en 1793 y son actualmente unos de los vertebrados exóticos más abundantes de la isla. La actividad de escarbadura de los cerdos y los efectos de las tormentas de alta intensidad dominan el régimen de alteraciones del suelo de la isla.

En diferentes sitios se ha estudiado la influencia de los escarbaderos en la regeneración de la vegetación (Bratton 1975, Kotanen 1995, 1997), la concentración de nutrientes y la densidad del suelo (Singer *et al.* 1984). Sería de esperar que efectos de este tipo estén ocurriendo en la Isla del Coco, sometida a un elevado régimen de lluvias, con altas pendientes, poco espesor de suelo y donde los cerdos son abun-

dantes. Sin embargo, no existe información cuantificada sobre la frecuencia e intensidad de escarbado y el efecto de los escarbaderos sobre la erosión en la Isla del Coco. En este estudio me propuse: a) estimar la superficie escarbada anualmente en la Isla del Coco, b) estimar la recurrencia en la actividad de escarbadura, c) estimar las tasas de erosión mensuales y anuales en la Isla del Coco y d) determinar la influencia de los escarbaderos sobre las tasas de erosión natural en la Isla del Coco.

## MATERIALES Y MÉTODOS

**Área de estudio:** La Isla del Coco se ubica 555 km al sur-suroeste de la costa Pacífica de Costa Rica ( $5^{\circ}32'00''$  N,  $87^{\circ}05'00''$  W) con una superficie (no plana) aproximada de  $30 \text{ km}^2$  (Fig. 1). La temperatura media anual varía entre  $24$  y  $26^{\circ}\text{C}$ . Las precipitaciones oscilan alrededor de los  $6\,500 \text{ mm}$  anuales (Brenes y González 1995), hay aguaceros de más de  $100 \text{ mm}$  diarios y una breve estación seca entre enero y marzo. La isla se caracteriza por

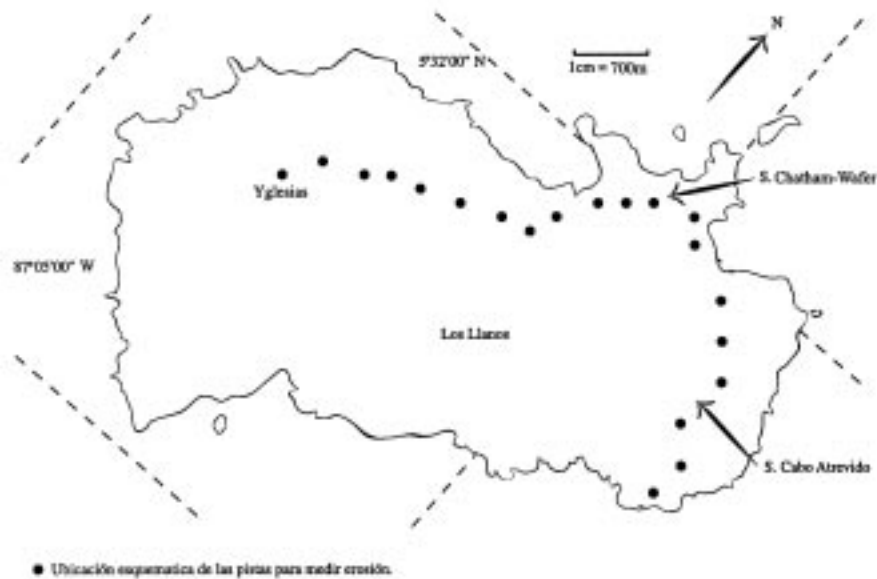


Fig. 1. Mapa de la Isla del Coco.

Fig. 1. Map of Cocos Island.

sus abruptas pendientes, alcanzando la mayor altitud en el Cerro Yglesias (634 msnm), a menos de 1 km de la costa. En las zonas altas crece un bosque nuboso con gran diversidad de musgos, líquenes y helechos. El rasgo básico de la morfología litoral está constituido por altos acantilados (200 msnm) de rocas volcánicas. La totalidad de la isla se incluye en la zona de vida del bosque pluvial premontano transición a basal (Bolaños y Watson 1993).

La flora de dosel alcanza 20 m de altura con dominancia del palo de hierro (*Saccoglottis holdridgei*, Humiricaceae), azahar de montaña (*Clusia rosea*, Clusiaceae), palmitos (*Euterpe macrospadix*, Areaceae), aguacatillos (*Ocotea insularis*, Lauraceae) y algunos higuerones (*Ficus* sp. Moraceae). En la Isla del Coco hay cinco especies de mamíferos introducidos: cerdos (*Sus scrofa*, Suidae), venados cola blanca (*Odocoileus virginianus*, Cervidae), cabras (*Capra hircus*, Bovidae), gatos (*Felis catus*, Felidae) y ratas (*Ratus ratus*, Muridae) (Mora y Barrantes 1995).

**Características geológicas y pedológicas de la Isla del Coco:** la Isla del Coco es el único afloramiento de la cresta asísmica del Coco y se cree que se formó por un vulcanismo de punto caliente hace 1.9 a 2.4 millones de años (Castillo *et al.* 1988). La isla muestra fuertes entalles producidos por las aguas de escurrimiento superficial. Los suelos son básicamente alfisoles e inceptisoles asociados y presentan características muy asociadas a la topografía. En los restos de la meseta de lavas los suelos son arcillosos, suaves con una capa orgánica de gran desarrollo y migración de arcillas a un horizonte B. En las laderas el suelo no tiene profundidades superiores a los 50 cm y la roca madre aflora con frecuencia. Los suelos son marcadamente ácidos, deficientes en calcio, magnesio, potasio y sodio (Brenes y González 1995).

Los suelos bajo bosques son de color café según la tabla de colores de Munsell (Brenes y González 1995). Cuando los suelos han perdido el horizonte orgánico o está expuesto el horizonte B, el color es amarillo por la presencia de óxidos de hierro muy hidratados y

con buena a regular circulación de agua y aire en los horizontes argílicos (Brenes y González 1995).

**Área escarbada:** Desde septiembre de 1996 hasta agosto de 1997 inclusive recorrí mensualmente cuatro senderos de 5.5 (sendero al Cerro Yglesias), 2.5 (sendero Chatham-Wafer), 3 (sendero al Cabo Atrevido) y 4 (Los Llanos) km de longitud, situados respectivamente en el centro-oeste, norte, noreste y sudeste de la isla (Fig. 1), desde el nivel del mar hasta los 634 msnm. A intervalos de 300 m sobre los senderos, seleccioné 35 transectos longitudinales de 50 m de largo por 6 m de ancho (300 m<sup>2</sup>).

Definé los escarbaderos como sitios donde el suelo estaba volteado con una profundidad entre 5 y 10 cm. En la Isla del Coco, en condiciones normales, una zona escarbada deja de ser distinguible después de 20 días, de manera que visitando los transectos mensualmente evité contar dos veces el mismo escarbadero. Estimé la superficie escarbada contando el número de cuadrantes de 20 x 20 cm que cupieron dentro de cada área escarbada.

Estimé el porcentaje anual de área escarbada en la Isla del Coco por dos métodos:

- I) Extrapolando directamente a toda la isla el porcentaje de área escarbada en el total de los transectos.
- II) Valorando subjetivamente, basada en mi experiencia de terreno, la superficie de la isla representada por cada sendero, del siguiente modo: sendero al Cabo Atrevido = 1 km<sup>2</sup>, sendero a Los Llanos = 8.5 km<sup>2</sup>, bosque nuboso (en el sendero al Cerro Yglesias) = 1 km<sup>2</sup>, resto del sendero al Cerro Yglesias = 15 km<sup>2</sup>, sendero Chatham y Wafer = 3 km<sup>2</sup>, senderos de los bajos de Chatham y Wafer = 0.5 km<sup>2</sup> y acantilados (sin transectos) = 1 km<sup>2</sup>.

**Medición de la erosión:** Comencé el estudio de erosión clavando en el terreno estacas marcadas en las que se pudiera medir el descenso del nivel del suelo con el tiempo (método de resolución gruesa en Hill 1995). Este método, muy recomendado en otros estudios (Fearnside 1980, Toy 1983, Ormachea y

Llerena 1992), fracasó en la Isla del Coco por varias razones: a) la poca profundidad del suelo y la presencia de raíces impidió clavar las estacas, b) la capa de hojarasca dificultó la medición de la erosión en las estacas y c) los cerdos desenterraron muchas estacas. En consecuencia, para la medición de la erosión modifiqué el método de resolución fina (Hill 1995) adecuándolo a las características de la Isla del Coco. Usé recipientes recolectores (de aquí en adelante recolectores) para medir el suelo desplazado pendiente abajo. Diseñé los recolectores cortando el lado superior de un bidón de plástico con capacidad para 4 l. En el fondo hice pequeños huecos para drenar el agua, a los que cubrí con un filtro de fibra de vidrio estándar (Whatman GFD) para atrapar el sedimento.

El área de influencia de cada recolector (pista), fue demarcada en el suelo con forma de triángulo isósceles de 4 m de base por 10 m de altura (20 m<sup>2</sup>) con el vértice hacia abajo (Fig. 2). Seleccioné 38 pistas en distintos sitios de la isla para abarcar la mayor variabilidad posible en las variables de hábitat consideradas (Fig. 1). Por lo tanto, *a priori* ubiqué las pistas en sitios con diferente pendiente, diferente cobertu-

ra arbórea, diferente cantidad de raíces superficiales, etc. No seleccioné *a priori* las pistas según el área escarbada, es decir que la superficie escarbada por pista durante el estudio dependió exclusivamente del comportamiento de los cerdos en cada pista.

Instalé un recolector por pista y lo clavé al ras del suelo en el vértice inferior de la pista con la boca mirando hacia arriba. Ubiqué las pistas con la base del triángulo sobre la cresta de la montaña para asegurar que el material acumulado en los recolectores hubiera recorrido igual distancia en todas las pistas. A su vez las pistas seleccionadas fueron representativas de la mayoría de hábitat de la Isla del Coco, aunque no proporcionalmente.

Desde enero hasta agosto de 1997, recogí bimensualmente el suelo acumulado dentro de cada recolector. En cada caso sequé (en hornos solares) y pesé la tierra con una balanza digital. Estimé la erosión total en cada pista sumando los resultados de las cuatro tomas de datos bimensuales y la dividí por ocho para obtener una media mensual. A continuación dividí esta media por la superficie de la pista para obtener una tasa relativa de erosión medida en g/m<sup>2</sup>/mes. Para la tasa anual multipliqué este valor por 12 y para estimar la erosión en toda el área de estudio obtuve la media de todas las pistas y extrapolé este valor a toda la isla, expresándolo en kg/ha/año.

**Medición de variables del hábitat:** Seleccioné factores topográficos, de vegetación y el área escarbada por los cerdos como las variables que pudiesen explicar la variación en la cantidad de suelo desplazado. Seleccioné las siguientes variables de hábitat que medí dentro de cada pista (Fig. 2).

**Variables medidas al comienzo del estudio:** Pendiente: entre 5° y 45° medida con un clinómetro (Suunto PM5/360PC).

Densidad de raíces superficiales: tracé tres diagonales paralelas imaginarias por pista y conté el número de raíces que las cruzaron.

Perímetro total de tallos a la altura del suelo: medí con una cinta métrica el perímetro del tallo o tronco a la altura del suelo de cada planta presente en la pista y los sumé.

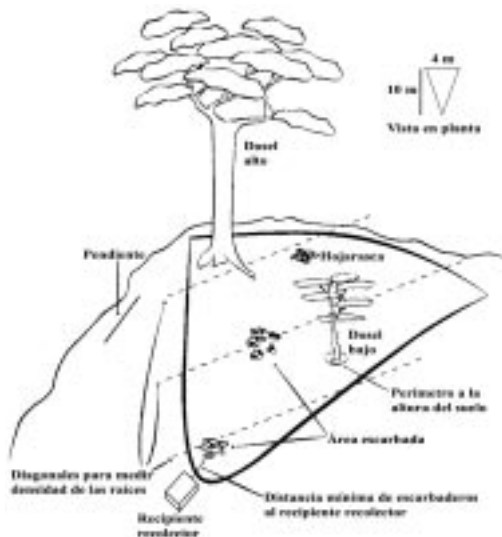


Fig. 2. Esquema de una pista para medir erosión con su recipiente recolector y las variables de hábitat medidas.

Fig. 2. Sketch of a plot designed to measure erosion with its soil collecting recipient and habitat variables measured.

Cobertura del dosel: número de cuadros (0.3 x 0.3 cm) con cobertura arbórea vistos al mirar hacia arriba desde el centro de la pista, a través de una grilla cilíndrica de 3 cm de diámetro y 15 cm de largo, sobre número de cuadros totales. Se hizo para bosque bajo entre 3 y 7 m de altura y para bosque alto con más de 7 m de altura.

**VARIABLES MEDIDAS MENSUALMENTE:** Escarbaderos: área escarbada durante un mes, medida en m<sup>2</sup> en cada pista.

Distancia mínima de escarbaderos al recolector: medida en cm desde el centro del escarbadero hasta la boca del recolector.

Hojarasca: espesor medio (en cm) de la capa de hojarasca medido en tres puntos aleatorios de la pista.

**ANÁLISIS ESTADÍSTICOS:** Determiné las asociaciones entre las variables de hábitat por medio de correlaciones de Pearson. Cuando dos variables resultaron altamente correlacionadas entre sí seleccioné la que más se aproximó a una distribución normal y descarté la otra.

Analicé la relación entre el peso del suelo acumulado en los recolectores y las variables de hábitat seleccionadas por medio de una regresión múltiple. Usé el método de máxima similitud para estimar los parámetros (GLIM 3.77) (Crawley 1993). Como el logaritmo de la variable respuesta se ajustó a una distribución normal, trabajé con error normal y función de enlace de identidad. Usé los residuos como medida diagnóstica del ajuste de los datos al modelo. Para ver si el error y la función enlace fueron las correctas después de ajustado el modelo, hice una evaluación visual de los residuales tipificados versus los valores esperados del modelo con el macro `mcheck.mac` (Crawley 1993).

Como primer paso analicé por separado la asociación entre cada una de las variables explicativas y la variable respuesta. Hice gráficos para visualizar el tipo de asociación y sus tendencias y análisis univariados para ver si cada variable explicativa producía una reducción significativa en la varianza del modelo nulo. Todas las variables que no se ajustaban a una distribución normal fueron transformadas en su logaritmo o raíz cuadrada ya que otras trans-

formaciones no fueron eficientes. Cuando ninguna transformación ajustó la variable explicativa a una distribución normal, partí la variable en rangos para someterla a una ANDEVA.

Para el análisis de regresión múltiple incorporé primero la variable que produjo una reducción significativa en la varianza y con esta base fui agregando paso a paso todas las otras variables, cuando no produjeron reducciones significativas en la varianza no las incluí en el modelo mínimo final.

Comparé el peso del suelo recolectado en áreas con y sin escarbaderos y las tasas de desplazamiento de tierra pendiente abajo en pistas con y sin escarbaderos por medio de la prueba no paramétrica de Mann-Whitney (Fry 1996), ya que ninguna transformación permitió cumplir los requisitos de las pruebas paramétricas.

## RESULTADOS

**Área escarbada:** Todos los transectos, con excepción de los del bosque nuboso (17 % del total de transectos), registraron algún tipo de escarbadura durante algún mes del año. La cantidad total escarbada anualmente por transecto de 300 m<sup>2</sup> varió entre 0 y 107.6 m<sup>2</sup>. La actividad de escarbadura varió en frecuencia e intensidad tanto en el tiempo como en el espacio. Mensualmente, los cerdos escarbaron entre 0 y 24 m<sup>2</sup> por transecto. El 34 % de los transectos (12) tuvo entre 4 y 24 m<sup>2</sup> escarbados al mes (hasta el 8 % de su superficie escarbada por mes). El 37 % de los transectos tuvo una baja tasa mensual de escarbadura (menos del 0.5 %).

El área escarbada varió entre las dos épocas del año. En la época húmeda los cerdos escarbaron más que en la época seca (en promedio, 3.7 m<sup>2</sup> versus 1 m<sup>2</sup> por transecto, respectivamente) (Kruskal-Wallis,  $\chi^2 = 20.1$ ,  $gl = 1$ ,  $P < 0.001$ ), con un pico en septiembre y octubre.

El porcentaje anual de área escarbada (m<sup>2</sup>) estimado para toda la isla varió según los dos métodos que utilicé para calcularlo. El 11.9 % de la superficie total de la isla fue escarbado por año según el método I y el 18.8 % según el método II (Cuadro 1).

**Erosión:** La cantidad total de suelo recolectado durante ocho meses varió entre pistas en un ámbito de 0 a 1 547 g. Dos recolectores recogieron más de 1 kg de suelo, uno en una zona altamente escarbada y el otro en una zona donde hubo un deslizamiento natural de tierra que hizo imposible medir la presencia de escarbaderos. Dos recolectores no recolectaron suelo, uno en el bosque nuboso y el otro en una zona con gran cantidad de herbáceas y abundante vegetación de sotobosque, ambos sin escarbaderos.

Las variables de hábitat tuvieron una desviación estándar superior a sus medias (Cuadro 2). Dos pares de variables de hábitat se asociaron entre sí: a) el área escarbada se asoció negativamente con la distancia mínima de los escarbaderos al recolector ( $P < 0.01$ ) y b) el porcentaje de cobertura de dosel alto se asoció negativamente con el porcentaje de cobertura de dosel bajo ( $P < 0.01$ ) (Cuadro 3). De estos dos pares de variables significativamente correlacionadas usé en la regresión múltiple el área escarbada y el porcentaje de cobertura de dosel

CUADRO 1

*Estimado del área escarbada (km<sup>2</sup>) por los cerdos cimarrones (Sus scrofa) en la Isla del Coco entre septiembre de 1996 y agosto de 1997 inclusive, según el método II (ver métodos)*

TABLE 1

*Estimation of rooted area (km<sup>2</sup>) by feral pigs (Sus scrofa) at Cocos Island between September 1996 and August 1997, method II (see methods)*

Zona	Superficie en km <sup>2</sup> que representa en la isla *	Número de transectos	Porcentaje escarbado por zona	km <sup>2</sup> escarbados en cada zona en el total de la isla
Cabo Atrevido	1	7	1.6	0
Los Llanos	8.5	5	20.6	1.7
Bosque Nuboso	1	6	0	0
Cerro Yglesias	15	6	22.4	3.4
Chatham y Wafer	3	7	15.8	0.5
Bajos Chatham – Wafer	0.5	4	8.5	0.1
Acantilados	1	0	0	0
TOTAL	30	35	18.8	5.6

\* Estimado por la autora

CUADRO 2

*Rangos de variación, promedios ( $\bar{X}$ ) y error estándar (ES) de las variables de hábitat medidas en las pistas (n = 35) de la Isla del Coco, entre enero y agosto de 1997*

TABLE 1

*Ranges of variation, average ( $\bar{X}$ ) and standard errors (ES) of the habitat variables measured at the plots (n = 35) at Cocos Island between January and August 1997*

Variable	Mínimo	Máximo	$\bar{X}$	ES
Pendiente (en grados)	5	44	25	11
Espesor de hojarasca (cm)	0.6	5.2	2.5	1
Frecuencia de raíces	0	75	18	18
Perímetro de tallos a la altura del suelo (cm)	0	2 100	475	539
Cobertura de dosel bajo (%)	0	98	38	37
Cobertura de dosel alto (%)	0	100	60	37
Área escarbada (m <sup>2</sup> )	0	7	1	2
Distancia mínima del escarbadero más cercano al recolector (m)	0.3	10	7	3



CUADRO 3

Matriz de índice de correlación de Pearson de las variables de hábitat entre sí y con el peso de suelo, indicando su significancia, en la Isla del Coco, entre enero y agosto de 1997

TABLE 3

Pearson correlation matrix among habitat variables and soil weight, showing significance, at Cocos Island, between January and August 1997

Variables	Peso suelo	Pendiente	Dosel bajo	Dosel alto	Área escarbada	Hojarasca	Frec. de raíces <sup>b</sup>	P. T. A. S. <sup>b</sup>
Peso suelo <sup>a</sup>								
Pendiente	0.1							
Dosel bajo	-0.2	0.1						
Dosel alto	0.2	- 0.2	-0.8**					
Área escarbada	0.3	- 0.4*	- 0.3	0.4*				
Hojarasca <sup>a</sup>	-0.1	0.1	- 0.3	0.3	- 0.2			
Frec. de raíces <sup>b</sup>	0.1	- 0.2	0.1	0.	0.4*	- 0.2		
P. T. A. S. <sup>b</sup>	-0.2	0.3	0.3	- 0.2	- 0.2	0.1	0	
Dist. al recolector <sup>a</sup>	-0.3*	0.4*	0.1	- 0.2	- 0.9**	0.2	- 0.4*	0

\* P < 0.05, \*\* P < 0.01

<sup>a</sup> Transformadas en su raíz cuadrada

<sup>b</sup> Transformadas en su logaritmo

P.T.A.S: Perímetro de tallos a la altura del suelo

alto, dejando por fuera la distancia mínima de los escarbaderos al recolector y el porcentaje de cobertura de dosel bajo, por representar la misma información que sus variables asociadas.

Otras tres variables se asociaron entre sí en un grado significativo, aunque menor (P < 0.05). El área escarbada se asoció: 1) negativamente con la pendiente y 2) positivamente con la frecuencia de raíces (Cuadro 3).

El modelo utilizado explicó el 24 % de la varianza del modelo nulo. La presencia de escarbaderos fue la única variable que produjo una reducción significativa en la varianza (F = 10.63, gl = 33, p < 0.01) en la regresión múltiple, indicando que la actividad de cerdos es la variable considerada que tuvo más influencia sobre la erosión.

El peso de suelo recolectado durante ocho meses fue mayor en las pistas con escarbaderos (mediana = 44.65 g, n = 22) que en las pistas sin escarbaderos (mediana = 15.3 g, n = 13) (U = 128, gl = 1, p < 0.01). La tasa de desplazamiento de suelo pendiente abajo para pistas con escarbaderos fue de 200.4 kg/ha/año y fue mayor que la tasa de desplazamiento de suelo para pistas sin escarbaderos que fue de

16.7 kg/ha/año (U = 128, gl = 1, p < 0.01). Al comparar la tasa de desplazamiento de suelo de las pistas con escarbaderos con las pistas sin escarbaderos se ve que la primera es 8.35 veces mayor que la segunda.

## DISCUSIÓN

**Área escarbada:** La importancia que pueden alcanzar las escarbaduras producidas por cerdos cimarrones ha sido descrita en varios artículos (Bratton 1974, Diong 1982, Kotanen 1995), habiéndose informado también variaciones temporales y espaciales en la tasa de escarbadura (Belden y Pelton 1975, Eagar 1984, Singer *et al.* 1984). La actividad de escarbadura se ha relacionado con la búsqueda de bellotas (Scott y Pelton 1975), raíces (Howe *et al.*), lombrices (Diong 1982) y bulbos u otro material subterráneo (Kotanen 1995). En la Isla del Coco parece relacionarse fundamentalmente con la búsqueda de lombrices (obs. pers.).

La baja actividad de escarbadura durante la época seca coincidió con lo registrado en otros estudios (Bratton 1975, Kotanen 1995). Esta

pauta estacional puede deberse tanto a la dificultad de escarbar la tierra (Pine y Gerdes 1973), como a la mayor profundidad a la que se encuentran las lombrices en dicha época (Edwards y Bohlen 1996). Acorde con esta pauta, durante el fenómeno del Niño 1996/97 hubo meses de sequía en los que prácticamente no avisté escarbaderos en las mismas zonas que el año anterior fueron intensamente escarbadadas. Los dos métodos empleados para estimar el área anual escarbada en la Isla del Coco dieron valores un poco dispares. Sin embargo, considero que el segundo método, aunque menos objetivo, se ajusta más a la realidad por haber tenido en cuenta las condiciones para el escarbado en zonas donde no tomé datos sistemáticamente que aprecié claramente sobre el terreno. En todo caso la superficie escarbada oscilaría entre el 11 y el 19 %, cifra que supera el 7.4 % escarbado por los cerdos en las praderas costeras de California (Kotanen 1995), pero es muy inferior al 80 % de la superficie del Parque Nacional de "Great Smokey Mountains" estimado por Bratton (1974).

#### **Los cerdos y las alteraciones del suelo:**

En la Isla del Coco los deslizamientos naturales de tierra y los cerdos cimarrones dominan el régimen de alteraciones del suelo. Durante este estudio los cerdos escarbaron entre el 11 % (3 300 000 m<sup>2</sup>) y el 19 % (5 700 000 m<sup>2</sup>) de la superficie de la isla (según el método empleado para estimarlo). Sin embargo estos datos no son definitivos ya que existen fuertes variaciones interanuales que no han sido consideradas en este estudio. En 1997 y 1998, durante el Fenómeno del Niño, la isla fue raramente escarbada, la escasez de lluvias endureció la tierra y esto junto con las altas temperaturas las lombrices se profundizaron.

Las alteraciones provocadas por los cerdos no se reparten homogéneamente en toda la isla. En ciertas zonas (bosque nuboso, sendero al cabo Atrevido), la alteración es infrecuente y suave y pueden pasar más de 10 meses sin que un transecto de 300 m<sup>2</sup> tenga más del 0.5 % de su superficie escarbada con parches de tierra desnuda menores de 15 cm<sup>2</sup>. En otras zonas (sendero al cerro Yglesias, los Llanos), los cer-

dos escarban mensualmente hasta el 8 % de la superficie de los transectos formando parches continuos de tierra desnuda de hasta 35 m<sup>2</sup>. Esto implica que la recuperación de la vegetación depende de su ubicación en isla. En este contexto es importante determinar la ubicación espacial y la recurrencia de los escarbaderos. En la Isla del Coco es frecuente que los cerdos escarben repetidamente en un mismo sitio impidiendo el reclutamiento de plántulas. En sitios con menor recurrencia de escarbado puede formarse una capa herbácea de plantas colonizadoras hasta que el parche es escarbado nuevamente y otros son abandonados por largos períodos permitiendo el crecimiento de la vegetación (obs. pers.). La recurrencia en los sitios de escarbadura también ha sido observada en los cerdos de monte (*Potamochoerus porcus*) en Transvaal del norte (Skinner *et al.* 1976), en cerdos cimarrones en las praderas de California (Kotanen 1995) y en Hawaii (Aplet *et al.* 1991).

La intensidad y frecuencia de las alteraciones pueden determinar la estructura de la comunidad vegetal (Sousa 1979, 1984, Noble y Slatyer 1980, Moore y Noble 1990, McIntyre y Lavorel 1994, Rosenzweig 1995, D'Antonio *et al.* 1999). Se ha propuesto que alteraciones de frecuencia intermedia podrían incrementar la riqueza de especies (Pickett y White 1985, Petraitis *et al.* 1989). Para caracterizar alteraciones de frecuencia intermedia se ha usado como parámetro la mitad de la vida media de las especies más afectadas por la alteración (Hobbs y Huenneke 1992). ¿Qué frecuencia tienen las alteraciones provocadas por los cerdos en la Isla del Coco? ¿Podrían dichas alteraciones incrementar la riqueza de especies de plantas? Los cerdos al escarbar, raramente arrancan plantas con alturas mayores de 50 cm (Bratton 1975, Baber y Coblenz 1987, Kotanen 1997, obs. pers.). En las zonas escarbadadas, las especies vegetales no herbáceas más abundantes, como las melastomatáceas, lauráceas, mirtáceas, rubiáceas, mirsináceas, etc., pueden tardar casi un año en alcanzar la altura "salvadora" de 50 cm (obs. pers.). En consecuencia y de acuerdo con Pickett y White (1985) y Petraitis *et al.* (1989), un escarbadero que se



produzca cada seis meses en un mismo sitio en la Isla del Coco sería considerado como disturbio de frecuencia intermedia. Dado que el 88 % de la isla es escarbado más frecuentemente que cada seis meses, podemos considerar las alteraciones como de alta frecuencia, lo que sugiere que los cerdos cumplirían principalmente un papel negativo sobre la vegetación nativa. Por ejemplo, los parches de tierra desnuda pueden convertirse en una oportunidad para la invasión por parte de especies exóticas o malezas (Chapuis *et al.* 1995, Burke y Grime 1996, D'Antonio *et al.* 1999). Sin embargo, en el 12 % de la isla donde la frecuencia de escarbado es baja o nula, las variaciones espaciales en la frecuencia de alteraciones podrían favorecer la existencia de parches sucesionales con distintas edades. De este modo, en algunos sitios la vegetación de la isla mantendría un estado de "juventud sucesional", mientras que en otros la madurez alcanzada no se vería interrumpida por alteraciones provocadas por los cerdos.

La frecuencia e intensidad de los escarbados sugieren que los cerdos han desempeñado un papel importante en determinar la estructura de las comunidades vegetales de la isla. Si los cerdos fueran agentes de selección natural, con la elevada tasa actual de escarbado y los 200 años transcurridos desde su introducción, deberían haber suprimido a las especies vegetales sensibles a las perturbaciones e incrementado las resistentes. Este efecto es difícil de medir en el presente, ya que las consecuencias de las perturbaciones pueden haber sido más severas al comienzo de la invasión. Queda por saber si especies presentes en la actualidad en zonas de la isla menos expuestas a los cerdos, como el bosque nuboso, tenían una distribución más amplia antes de la introducción del súido, 200 años atrás.

**Erosión:** El área escarbada fue la única de todas las variables medidas que tuvo influencia sobre el desplazamiento de suelo pendiente abajo, demostrando que las alteraciones del suelo provocadas por los cerdos incrementan la erosión. Sin embargo, en mi modelo sólo el 24 % de la variación en la cantidad de suelo desplazado es explicada por la actividad de los

cerdos. Una hipótesis posible es que el resto de la variación sea explicada por variables no medidas como la precipitación, ya que la lluvia es un agente de erosión importante (Fearnside 1980, Forsythe 1991, Ormachea y Llerena 1992, El-Swaify 1993, Renard *et al.* 1994) y su cantidad varía dentro de la isla (obs. pers.). Para conocer la naturaleza de la interacción entre las lluvias y los escarbados sería conveniente repetir el estudio con un pluviómetro agregado a cada pista.

La gran varianza en la cantidad de suelo recolectado en relación con los escarbados presentes por pista podría explicar también la baja resolución de la regresión. Esta hipótesis se apoya en que en este estudio la variación dentro de los tratamientos (pistas con y sin escarbados) fue mayor que la variación entre tratamientos. Con un número mayor de pistas representativas de cada categoría de variable de hábitat, el efecto de los escarbados sería más claro.

Asimismo, el tamaño de muestra podría explicar algunos resultados inesperados de acuerdo con lo conocido en la literatura. Varios estudios presentaron evidencias de que la erosión se relaciona positivamente con la pendiente y negativamente con la cobertura vegetal y la capa de hojarasca (Bork 1991, Forsythe 1991, Renard *et al.* 1994, Mwendera *et al.* 1997). Por consiguiente, no esperaba que los niveles de erosión de este estudio no fueran afectados por variaciones en la pendiente, hojarasca, cobertura vegetal o abundancia de raíces. Seguramente un mayor número de pistas habría reducido tanto la importancia de los eventos estocásticos (la caída de árboles, rayos y deslizamientos de tierra) como la varianza en la cantidad de suelo recolectado por pista.

Otra posibilidad es que las variables no tengan todas la misma jerarquía. Se esperaba, por ejemplo, que las raíces cumplieran un papel importante en la disminución de la erosión. Pero las escarbadas y la frecuencia de raíces se asociaron positivamente probablemente debido a que los cerdos prefieren estas zonas porque encuentran hongos e insectos que viven en las proximidades. El efecto de los cerdos fue el

dominante, haciendo que la erosión aumentara en pistas con muchas raíces, donde era de esperarse que la erosión disminuyera. Lo mismo puede haber sucedido con variables como la cobertura vegetal y la hojarasca, aunque eso no se deduce de este estudio.

Considero que mi estimación de la tasa anual de erosión es conservadora, ya que mi toma de datos incluyó una época seca, cuando los cerdos escarban menos y se produce menor desplazamiento de suelo por falta de lluvias. De modo que al multiplicar por doce las tasas mensuales de erosión obtenidas, más bien subestimé el efecto de los cerdos y las lluvias sobre la erosión.

La cantidad de suelo perdida por escarbatura en la Isla del Coco es pequeña en comparación con datos de erosión natural en bosques alterados y sin sotobosque (El-Swaify 1993). Sin embargo este estudio verifica que la presencia de los cerdos en la isla produce significativamente más erosión de la que se produciría naturalmente sin cerdos.

#### AGRADECIMIENTOS

Agradezco al Programa Regional en Manejo y Conservación de Vida Silvestre, Fondo-cooperación para el Desarrollo Sostenible, US Fish and Wildlife Service, Área de Conservación Marina y Terrestre Isla del Coco y la compañía Undersea Hunter, Inc. Agradezco también especialmente a Ricardo Cufre y Mario Baldi por su asistencia de campo, a Francisco Quesada Quesada por la elaboración de las figuras y a Alejandro Farji Brener y Miguel Delibes como lectores.

#### RESUMEN

El cerdo cimarrón (*Sus scrofa*) es uno de los vertebrados exóticos más perjudiciales para las comunidades nativas de los sitios donde ha sido introducido, sobre todo en islas oceánicas. Los cerdos cimarrones habitan la Isla del Coco desde 1793 y su abundancia se estima en 400-500 individuos. Para cuantificar el impacto de los cerdos cimarrones estimé los efectos de la actividad de escarbatura y su influencia sobre la erosión natural en la Isla del Co-

co. Durante un año recorrí mensualmente 15 km en senderos calculando el área escarbada por transecto y recurrencia en el escarbado. Durante ocho meses comparé tasas de erosión con y sin escarbaderos. Calculé la tasa de escarbatura anual entre un 10 y un 20 % de la superficie total de la Isla del Coco. El área escarbada fue la única variable de las medidas que se correlacionó con la tasa de erosión del suelo. La tasa de erosión sin escarbaderos fue de 23.6 kg/ha/año y con escarbaderos 200.4 kg/ha/año ( $P < 0.01$ ). Las alteraciones provocadas por los escarbaderos no se reparten homogéneamente por toda la isla. Los escarbaderos junto con los deslizamientos naturales de tierra dominan el régimen de alteraciones de suelos de la Isla del Coco. Este estudio sugiere que la presencia de los cerdos cimarrones produce más erosión de la que se produciría naturalmente sin cerdos en la Isla del Coco.

#### REFERENCIAS

- Aplet, G.H., S. J. Anderson & C.P. Stone. 1991. Association between feral pig disturbance and the composition of some alien plant assemblages in Hawaii Volcanoes National Park. *Vegetatio* 95: 55-62.
- Atkinson, I. 1989. Introduced animals and extinctions, p. 54-74. *In* D. Western & M.C. Pearl (eds.). *Conservation for the twenty-first century*. Oxford University, Nueva York.
- Baber, D.W. & B.E. Coblenz. 1987. Diet, nutrition, and conception in feral pigs on Santa Catalina Island. *J. Wildlife Manag.* 51: 306-317.
- Baldwin, H., C.W. Kellogg & J. Thorp. 1938. Soil classification. *In* *Soils and man*. Yearbook of Agriculture, Washington, DC.
- Belden, R.C. & M.R. Pelton. 1975. European wild hog rooting in the mountains of East Tennessee. *Proc. Ann. Conf. Southeastern Ass. Game Fish Comm.* 29: 665-671.
- Bolaños, R. & V. Watson. 1993. Mapa ecológico de Costa Rica. Según el sistema de clasificación de zonas de vida del mundo de L. R. Holdridge. Escala 1: 200.000. Centro Científico Tropical, San José, Costa Rica.
- Bork, H.R. 1991. The estimation of soil erosion and deposition processes using simulation models, p. 11-27. *In* Taller de erosión de suelos. Memoria. Escuela de Ciencias Geográficas, Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica.
- Bratton, S.P. 1974. The effect of the European wild boar (*Sus scrofa*) on the high elevation vernal flora in the

- Great Smokey Mountains Nat. Park. Bull. Torrey Bot. Soc. 101: 198-206.
- Bratton, S.P. 1975. The effect of the European wild boar, *Sus scrofa*, on gray beech forest in the Great Smokey Mountains. *Ecology* 56: 1356-1366.
- Brenes, G. & C. González. 1995. Geología, hidrología, clima y suelos, p. 22-38. *En* Plan general de manejo Isla del Coco. Anexo I. Sondeo ecológico rápido. Fundación de la Universidad de Costa Rica para la investigación (FUNDEVI), Fundación Pro-Ambiente (PROAMBI), Instituto Costarricense de Turismo (ICT), Servicio de Parques Nacionales (SPN), Costa Rica.
- Burke, M.J. W. & J.P. Grime. 1996. An experimental study of plant community invasibility. *Ecology* 77: 776-790.
- Busby, F.E. & G.F. Gifford. 1981. Effects of livestock grazing on infiltration and erosion rates measured on chained and unchained pinyon-juniper sites in Southern Utah. *J. Range Manag.* 34: 400-405.
- Castillo, P., R. Batista, D. Vanco, E. Malavassi, J. Barquero & E. Fernández. 1988. Anomalously young volcanoes on hot spot traces: I. Geology and petrology of Cocos Island. *Geol. Soc. Amer. Bull.* 100: 1400-1414.
- Chapuis, J.L., G. Barnaud, F. Biorét, M. Lebouvier & M. Pascal. 1995. L'éradication des espèces introduites, un préalable à la restauration des milieux insulaires. Cas des îles françaises. *In* Natures-Sciences-Sociétés, hors-série.
- Coblentz, B.E. 1990. The nasty necessity: Eradicating exotics. *Cons. Biol.* 4: 113-118.
- Crawley, M.J. 1993. GLIM for ecologists. Blackwell, Oxford.
- D'Antonio, C.M., T.L. Dudley & M. Mack. 1999. Disturbance and biological invasions: Direct effects and feedbacks, p. 413-452. *In* L.R. Walker (ed.). Ecosystems of the world No. 16. Ecosystems of disturbed ground. Elsevier, Amsterdam.
- Diong, Ch.H. 1982. Population biology and management of the feral pig (*Sus scrofa*) in Kipahulu Valley, Maui. Ph.D. Thesis, University of Hawaii.
- Dobson, A.P. 1988. Restoring islands ecosystems: The potential of parasites to control introduced mammals. *Cons. Biol.* 2: 31-39.
- Eagar, C. 1984. Monitoring wild hog rooting in Great Smokey Mountains National Park, p. 21-22. *In* Techniques for controlling wild hogs in Great Smokey Mountains National Park: Proceedings of a workshop, November 29-30, 1983. Uplands Field Research Laboratory, Gatlinburg, TN. 87 p. From U.S. Government Reports 85: 56. 1985.
- Edwards, C.A. & P.J. Bohlen. 1996. Biology and ecology of earthworms. Chapman and Hall, Londres.
- El-Swaify, S.A. 1993. Soil erosion and conservation in the humid tropics, p. 233-255. *In* D. Pimmentel (ed.). World soil erosion and cons. Cambridge University, Cambridge.
- Fearnside, P.M. 1980. A previsão de perdas de terra através de erosão do solo sob vários usos de terra na área de colonização da Rodovia Transamazônica. *Acta Amazon.* 10: 505-511.
- Forsythe, W.M. 1991. Algunas prácticas culturales y la erosión en Costa Rica, p. 171-179. *En* Taller de erosión de suelos. Memoria. Escuela de Ciencias Geográficas, Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica.
- Fry, J.C. 1996. One way analysis of variance, p. 40. *In* J. C. Fry (ed.) Biol. Data. Anal., A Practical Approach. Oxford University, Nueva York.
- Gifford, G.F. & R.H. Hawkins. 1978. Hydrological impacts of grazing on infiltration: A critical review. *Water Resources Research* 4: 305-313.
- Hill, R.D. 1995. A matter of relativity: design for the low cost monitoring of soil erosion under differing land-use regimes, p. 9-17. *In* R.D. Hill (ed.). Asia - Pacific uplands. A Newsletter for Scientists N° 9. Dept of Geography and Geology, University of Hong Kong.
- Hobbs, R.J. & L.F. Huenneke. 1992. Disturbance, diversity and invasion: Implications for conservation. *Conserv. Biol.* 6: 324-337.
- Howe, T.D., F.J. Singer & B.B. Ackerman. 1981. Forage relationships of European wild boar invading northern hardwood forests. *J. Wildlife Manag.* 45: 748-754.
- Johnston, A. 1962. Effect of grazing intensity and cover on water intake rates of rescue rangeland. *J. Range Manag.* 15: 79-82.
- Kotanen, P.M. 1995. Responses of vegetation to a changing regime of disturbance: Effects of feral pigs in a Californian coastal prairie. *Ecography* 18: 190-199.
- Kotanen, P.M. 1997. Effects of experimental soil disturbance on revegetation by natives and exotics in coastal Californian meadows. *J. Appl. Ecol.* 34: 631-644.
- Lal, R. 1993. Soil erosion and conservation in West Africa, p. 7-25. *In* D. Pimmentel (ed.). World soil erosion and conservation. Cambridge.

- Loope, L.L. & D. Mueller-Dombois. 1988. Characteristics of invaded islands, with special reference to Hawaii, p. 257-274. *In* J.A. Drake, H.A. Mooney, F. di Castri, R.H. Groves, F.J. Kruger, M. Rejmánek & M. Williamson (eds.). *Biol. invasions. A global perspective*. Wiley, Chichester, Inglaterra.
- McIntyre, S. & S. Lavorel. 1994. Predicting richness of native, rare and exotic plants in response to habitat and disturbance variables across a variegated landscape. *Cons. Biol.* 8: 521-531.
- Moore, A.D. & I.R. Noble. 1990. An individualistic model of vegetation stand dynamics. *J. Env. Manag.* 31: 61-81.
- Mora, J.M. & G. Barrantes. 1995. Fauna, p. 61-73. *En Plan de manejo Isla del Coco. Anexo 1. Sondeo ecológico rápido*. Universidad de Costa Rica, Costa Rica.
- Mwendera, E.J., M.A. Mohamed Saleem & A. Dibabe. 1997. The effect of livestock grazing on surface runoff and soil erosion from sloping pasture lands in the Ethiopian highlands. *Aust. J. Exp. Agric.* 37: 421-430.
- Noble, I.R. & R.O. Slatyer. 1980. The use of vital attributes to predict successional changes in plant communities subject to recurrent disturbances. *Vegetatio* 43: 5-21.
- Ormachea, A.M. & C.A. Llerena. 1992. Erosión hídrica en el bosque húmedo tropical de dantas. *Rev. Forest. Perú* 19: 19-34.
- Petratis, P.S., R.E. Latham & R.A. Niesenbaum. 1989. The maintenance of species diversity by disturbance. *Quart. Rev. Biol.* 64: 393-418.
- Pickett, S.T.A. & P.S. White (eds.). 1985. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic, Orlando, Florida.
- Pimmentel, D. 1993. Introduction. *In* D. Pimmentel (ed.). *World soil erosion and conservation*. Cambridge, Cambridge.
- Pine, D.S. & G.L. Gerdes. 1973. Wild pigs in Monterey county, California. *Calif. Fish Game* 59: 126-137.
- Proffitt, A.P.B., R.J. Jarvis & S. Bendotti. 1995. The impact of trampling and stocking rate on the physical properties of a red duplex soil with two initially different structures. *Aust. J. Agric. Res.* 46: 733-747.
- Renard, K.G., G.R. Foster, D.C. Yoder & D.K. McCool. 1994. RUSLE revisited: Status, questions, answers and the future. *J. Soil Water Cons.* 49: 213-220.
- Rosenzweig, M.L. 1995. *Species diversity in space and time*. Cambridge University, Cambridge, Reino Unido.
- Scott, C.D. & M.R. Pelton. 1975. Seasonal food habits of the European wild hog in the Great Smokey Mountains Nat. Park. *Proc. Ann. Conf. Southeastern Ass. Game Fish Comm.* 29: 585-593.
- Singer, F.J., W.T. Swank & E.E.C. Clebsch. 1984. Effects of wild pig rooting in a deciduous forest. *J. Wildlife Manag.* 48: 464-473.
- Skinner, J.D., Breytenbach, G.J. & the late C.T.A. Maberly. 1976. Observations on the ecology and biology of the bushpig *Potamochoerus porcus* Linn. in the northern Transvaal. *South Afr. Wildlife Res.* 6: 123-128.
- Sousa, W.P. 1979. Disturbance in marine intertidal boulder fields: Non-equilibrium maintenance of species diversity. *Ecology* 60: 1125-1239.
- Sousa, W.P. 1984. The role of disturbance in natural communities. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 15: 353-391.
- Toy, T.J. 1983. A comparison of the LEMI and erosion pin techniques. *Z. Geomorph. N. F. Suppl. Bd* 46: 25-34.
- van Vuren, D. & B.E. Coblenz. 1987. Some ecological effects of feral sheep on Santa Cruz Island, California, USA. *Biol. Cons.* 41.
- Vitousek, P. M. 1986. Diversity and biological invasions of oceanic islands, p. 181-189. *In* E.O. Wilson & F.M. Peter (eds.). *Biodiversity*, National Academy, Washington.
- Warren, S.D., T.L. Thurow, W.H. Blackburn & N.E. Garza. 1986. The influence of livestock trampling under intensive rotation grazing on soil hydrologic characteristics. *J. Range Manag.* 39: 491-495.