



CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS  
DEL NOROESTE, S.C.

---

---

Programa de Estudios de Posgrado

ISLA SOCORRO, ARCHIPIÉLAGO DE  
REVILLAGIGEDO: RECUPERACIÓN DE LOS  
ECOSISTEMAS EN UN ÁREA NATURAL  
PROTEGIDA ESTRATÉGICA PARA MÉXICO

TESIS

Que para obtener el grado de

Doctor en Ciencias

Uso, Manejo y Preservación de los Recursos Naturales  
(Orientación en Ecología)

Presenta

**ADALBERTO ANTONIO ORTIZ ALCARAZ**

La Paz, Baja California Sur, Febrero de 2016



## **COMITÉ TUTORIAL**

### **Director de Tesis:**

Dr. Alfredo Ortega Rubio                      Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.

### **Co-tutores:**

Dr. Gustavo Arnaud Franco                      Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.

Dra. Patricia Cortés Calva                      Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.

Dra. Patricia Galina Tessaro                      Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.

Dra. Yolanda Maya Delgado                      Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.

## **COMITÉ REVISOR DE TESIS**

Dr. Gustavo Arnaud Franco

Dra. Patricia Cortés Calva

Dra. Patricia Galina Tessaro

Dr. Alfredo Ortega Rubio

Dra. Yolanda Maya Delgado

## **JURADO DE EXAMEN DE GRADO**

Dr. Gustavo Arnaud Franco

Dra. Patricia Cortés Calva

Dra. Patricia Galina Tessaro

Dr. Alfredo Ortega Rubio

Dra. Yolanda Maya Delgado

### **Suplentes:**

Dr. Sergio Álvarez Cárdenas                      Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.

Dr. Aradit Castellanos Vera                      Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.

## RESUMEN

La Isla Socorro, parte de la Reserva de la Biosfera Archipiélago de Revillagigedo, es de suma importancia para la conservación de la biodiversidad de nuestro país. En ella habitan 117 especies de plantas vasculares, de las cuales el 26% son endémicas. Cuenta con una especie de reptil endémico y 103 especies de aves, ocho de las cuales son endémicas. El ecosistema de la isla fue impactado a lo largo de 150 años por la presencia de borrego doméstico y por la introducción de gatos asilvestrados. Los borregos causaron modificación del hábitat, pérdida de la cobertura vegetal del 30% de la superficie de la isla, compactación y erosión del suelo; en tanto los gatos mantienen bajo constante presión a las poblaciones de vertebrados nativos: contribuyeron a la probable extinción en el medio silvestre de la paloma de Socorro y del tecolote de Socorro, y a la disminución de las poblaciones de pardela de Revillagigedo, especie declarada en peligro de extinción. Ante esta problemática, a partir de 2009 se iniciaron las acciones para la erradicación de borregos introducidos y en 2011 se dio inicio al proyecto de control de gatos. El presente trabajo tiene como objetivo comparar, describir y evaluar la sucesión de especies de flora y fauna, y los cambios de cobertura vegetal en los sitios alterados por los borregos, así como la recuperación de las poblaciones de vertebrados nativos a medida que avanza el programa de control de gatos. Para ello, se realizaron recorridos terrestres en búsqueda de borregos remanentes, mediante la localización de borregos Judas y el uso de perros de muestra, se documentó el avance en el programa de monitoreo y control de gatos, se realizaron análisis de compactación y propiedades físico-químicas del suelo, se evaluó el cambio en la cobertura vegetal mediante la comparación de imágenes de satélite pre y post erradicación de borregos, se llevaron a cabo monitoreos anuales de vegetación en los sitios impactados por los borregos, así como de las poblaciones de lagartija azul y aves terrestres nativas. A partir de la erradicación de los borregos se observó la recuperación de la cobertura vegetal, al pasar de 20% en 2009 al 80% en 2014. Mediante análisis de imágenes de satélite se determinó un aumento de la cobertura vegetal en el 11% de la superficie de la isla, lo que corresponde a 14.5 km<sup>2</sup>. La germinación de especies pioneras ha contribuido a la recuperación de las condiciones físico-químicas del suelo. En los sitios recuperados se determinó un aumento significativo en el carbono orgánico, nitrógeno total y otros elementos esenciales para el desarrollo de la vegetación. Los análisis de suelo señalan que ha disminuido la compactación del suelo. La recuperación de la vegetación proporciona mayor disponibilidad de alimento y refugio, a la par de la disminución del depredador exótico de la isla, lo que ha permitido la recuperación de las poblaciones del reptil y aves endémicas de la isla.

**Palabras clave:** Isla Socorro, especies exóticas, restauración.

## ABSTRACT

Socorro Island, part of the Archipelago de Revillagigedo Biosphere Reserve, is of utmost importance for the conservation of biodiversity in our country. It is inhabited by 117 species of vascular plants, of which 26% are endemic. It has an endemic reptile species and 103 species of birds, eight of which are endemic. Island ecosystem was hit over 150 years by the presence of domestic sheep and the introduction of cat. Sheep caused a serious modification of habitat, loss of plant cover 30% of the surface of the island, and compaction and soil erosion; while cats kept under constant pressure to populations of native vertebrates: contributing to the extinction of the Socorro dove and the Socorro elf owl, and declining population of the Revillagigedo Shearwater, specie declared endangered extinction. Faced with this problem, as of 2009 the actions to eradicate exotic sheep were initiated and in 2011 began the control of cats. This paper aims to compare, describe and evaluate the succession of flora and fauna, and changes in vegetation cover on sites disturbed by the sheep, and the recovery of populations of native vertebrates as the program progresses control of cats. To do this, land tours were conducted in search of remnants sheep, sheep by locating Judas and using dogs shows, progress in the program of monitoring and control of cats documented, Compaction analysis and physico-chemical properties of soil are made, the change in vegetation cover assessed by comparing satellite images before and after eradication of sheep, they were carried out annual monitoring of vegetation at sites impacted by sheep as well as blue lizard populations and native land birds. Since the eradication of sheep recovery of vegetation cover was observed, going from 20% in 2009 to 80% in 2014. By analyzing satellite imagery increased vegetation cover 11% of the determined area of the island, which corresponds to 14.5 km<sup>2</sup>. The germination of pioneer species has contributed to the recovery of the physical and chemical soil conditions. In the recovered sites a significant increase in organic carbon, total nitrogen and other essential elements for the development of vegetation was determined. Soil tests indicate soil compaction was decreased. The recovery of the vegetation provides greater availability of food and shelter, along with the decline of the exotic predator of the island, which has allowed the recovery of populations of endemic reptile and birds of the island.

**Keywords:** Socorro Island, exotic species, restoration.

## DEDICATORIA

*A Dios, porque estamos aquí.*

*A mi hijo Natan, que ha aguantado los viajes y la distancia. A mis padres Adalberto y Mercedes, quienes siempre me alientan a seguir adelante y han creído en mí. A mis hermanos, Cesar y Denisse, por su apoyo incondicional.*

*A mi familia, que con sus oraciones y consejos me han ayudado a continuar en cada nueva etapa de mi vida.*

*A mis amigos y compañeros, por el interés en mi trabajo y las porras.*

*A Cristal, por ser mi motivación, por las palabras de aliento y por compartir la aventura que fue este Doctorado.*

## **AGRADECIMIENTOS**

Al Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. (CIBNOR), por todas las facilidades otorgadas durante los cursos y las clases; sus tutores, maestros y demás personal que hacen posible el desarrollo de la investigación y los programas de posgrado. Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por la beca que me fue otorgada para la realización de los estudios de Doctorado, número 48409. Este trabajo fue desarrollado con el apoyo de la Red Temática CONACYT Áreas Naturales Protegidas (RENANP).

A mi director de tesis, el Dr. Alfredo Ortega, por ayudarme en la formación como investigador, por brindarme su apoyo, por confiar en mí, pero sobre todo por la enorme paciencia que me ha tenido todos estos años. Al Dr. Gustavo Arnaud, por las aportaciones a este trabajo y comprensión a cualquier situación. A la Dra. Patricia Cortés, por su apoyo, dedicación y la forma de hacerme entender las cosas. A la Dra. Patricia Galina, que siempre tuvo confianza y su contribución al presente trabajo. A la Dra. Yolanda Maya, por exigirme, por orientarme, por su dedicación. Al Dr. Sergio Álvarez Cárdenas y al Dr. Aradit Castellanos por su apoyo y su tiempo.

A la Dirección de Posgrado y Formación de Recursos Humanos del CIBNOR, a la Dra. Norma Yolanda Hernández Saavedra, Dra. Elisa Serviere Zaragoza, Lic. Leticia González, Lic. Osvelia Ibarra, Tania Vásquez, Claudia Olachea y Horacio Sandoval, quienes amablemente nos ayudaron con todos los trámites durante el paso por esta institución.

Al personal del Laboratorio de Edafología, Manuel Trasviña y Myriam Hernández, y del Laboratorio de Sistemas de Información Geográfica, Gil Ceseña, por la ayuda brindada en parte de los análisis realizados en el presente estudio. De igual manera, a Abelino Cota, técnico del Laboratorio de Ecología Animal, por su apoyo en la identificación de la dieta del gato de Isla Socorro.

Al Grupo de Ecología y Conservación de Islas, A.C., especialmente al Dr. Alfonso Aguirre, quien siempre estuvo al pendiente del trabajo de investigación, por su apoyo incondicional y por sus recomendaciones. A Federico, Julio, Chema, David, Fernando Pérez, Fernando Solís, Flor, Ana, Norma, Miguel Ángel, Poncho, Luis, Nuria, Mariana, Evaristo y Yutzil, por su amistad y apoyo en el trabajo de campo y gabinete.

De nueva cuenta a mi familia, mi sustento y motivación, a ellos les agradezco todo lo que he logrado. A mi novia Cristal, mi compañera en esta aventura, que me aguantó, me cuidó y apoyó en todo momento.

A las organizaciones y personas que hicieron posible la realización de este proyecto: la Secretaría de Marina-Armada de México (SEMAR), con un agradecimiento especial al Cap. de Navío C.G.DEM Carlos Guerra y a la Tte. Teresa Coronado, así como al personal destacamentado en el Sector Naval de Isla Socorro; la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, (CONANP), especialmente a la B.M. María Jossue Navarro; a la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Biol. Humberto Berlanga; al Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC); a la Secretaria de Gobernación (SEGOB). Agradezco el apoyo de la Alianza WWF-Fundación Carlos Slim, American Bird Conservancy, y a las Fundaciones Packard y Marisla.



## CONTENIDO

<b>1. INTRODUCCIÓN</b> .....	15
1.1 Marco Teórico .....	2
1.1.1 <i>Importancia de las islas</i> .....	2
1.1.2 <i>Impactos causados por animales exóticos</i> .....	2
1.1.3 <i>Efectos de mamíferos exóticos en Isla Socorro</i> .....	4
1.1.4 <i>Erradicación de mamíferos introducidos en Isla Socorro</i> .....	9
1.1.5 <i>Beneficios de la erradicación de especies introducidas en islas</i> .....	12
1.1.6 <i>Sucesión y recuperación ecológica</i> .....	13
1.2 Justificación.....	16
<b>2. HIPÓTESIS</b> .....	18
<b>3. OBJETIVOS</b> .....	19
3.1 Objetivo general .....	19
3.2 Objetivos específicos .....	19
<b>4. MATERIALES Y MÉTODOS</b> .....	20
4.1 Sitio de estudio.....	20
4.2 Confirmación de ausencia de borregos.....	22
4.3 Control de gatos.....	24
4.3.1 <i>Monitoreo de gatos</i> .....	24
4.3.2 <i>Trampeo de gatos</i> .....	25
4.4 Análisis de suelos .....	27
4.4.1 <i>Compactación</i> .....	27
4.4.2 <i>Características físico-químicas</i> .....	28
4.5 Índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI).....	29
4.6 Monitoreo de la vegetación.....	30
4.7 Monitoreo de vertebrados terrestres .....	31

4.7.1	<i>Lagartija azul</i> .....	31
4.7.2	<i>Aves terrestres</i> .....	32
<b>5.</b>	<b>RESULTADOS</b> .....	<b>35</b>
5.1	Confirmación de ausencia de borregos.....	35
5.2	Control de gatos.....	38
5.2.1	<i>Monitoreo de gatos</i> .....	38
5.2.2	<i>Trampeo de gatos</i> .....	39
5.3	Análisis de suelos .....	41
5.3.1	<i>Compactación</i> .....	41
5.3.2	<i>Características físico-químicas</i> .....	42
5.4	Índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) .....	46
5.5	Monitoreo de la vegetación.....	48
5.6	Monitoreo de vertebrados terrestres .....	66
5.6.1	<i>Lagartija azul</i> .....	66
5.6.2	<i>Aves terrestres</i> .....	68
<b>6.</b>	<b>DISCUSIONES</b> .....	<b>72</b>
6.1	Confirmación de ausencia de borregos.....	72
6.2	Control de gatos.....	73
6.3	Análisis de suelos .....	74
6.3.1	<i>Compactación</i> .....	74
6.3.2	<i>Propiedades físico-químicas</i> .....	75
6.4	Índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) .....	76
6.5	Monitoreo de la vegetación.....	78
6.6	Monitoreo de vertebrados terrestres .....	81
<b>7.</b>	<b>CONCLUSIONES</b> .....	<b>84</b>
<b>8.</b>	<b>LITERATURA CITADA</b> .....	<b>86</b>
<b>9.</b>	<b>ANEXOS</b> .....	<b>108</b>

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Impactos de los borregos en Isla Socorro. Izquierda: Pérdida de vegetación en la zona sur de la isla; derecha: destrucción del hábitat .....	5
<b>Figura 2.</b> Erosión del suelo y pérdida de vegetación ocasionada por los borregos.	6
<b>Figura 3.</b> Aporte de terrígenos (banda clara en el agua) a los corales en la parte sur de la isla.....	8
<b>Figura 4.</b> Impactos de los gatos asilvestrados. Izquierda: Lagartija azul en muestra de contenido estomacal de gatos; derecha: paloma de Socorro en el zoológico de Frankfurt, extinta en el medio silvestre.....	9
<b>Figura 5.</b> Ubicación geográfica de Isla Socorro .....	21
<b>Figura 6.</b> Localización de los transectos de cámaras-trampa .....	25
<b>Figura 7.</b> Localización de las trampas tipo cebo y letales .....	27
<b>Figura 8.</b> Zonas de muestreo (áreas de mayor disturbio) .....	29
<b>Figura 9.</b> Ubicación de los transectos de lagartija azul.....	32
<b>Figura 10.</b> Ubicación de los puntos de conteo de aves terrestres .....	34
<b>Figura 11.</b> Recorridos para la búsqueda de borregos remanentes, de agosto de 2011 a noviembre de 2013 .....	37
<b>Figura 12.</b> Gato capturado en los transectos de cámaras-trampa .....	38
<b>Figura 13.</b> Índice de abundancia relativa de gatos de 2012 a 2015.....	39
<b>Figura 14.</b> Disminución del éxito de captura de gatos de 2011 a 2015.....	41
<b>Figura 15.</b> Compactación del suelo en zonas impactadas y sin disturbio (SD) .....	42
<b>Figura 16.</b> Valores de pH, conductividad eléctrica, carbono orgánico, nitrógeno total, fósforo y calcio, para cada una de las condiciones de cobertura vegetal. Se muestran los intervalos de confianza al 95% .....	45
<b>Figura 17.</b> Valores de magnesio para cada una de las condiciones de cobertura vegetal. Se muestran los intervalos de confianza al 95%.....	46
<b>Figura 18.</b> Mapas de índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) de las imágenes de Isla Socorro. Izquierda: 11 de mayo de 2008; derecha: 9 de mayo de 2013.....	47

<b>Figura 19.</b> Recuperación de la vegetación en 2013 (color rojo).....	48
<b>Figura 20.</b> Número promedio de especies por tipo de hábitat, de 2009 a 2014 ....	51
<b>Figura 21.</b> Número promedio de plantas por tipo de hábitat, de 2009 a 2014 .....	53
<b>Figura 22.</b> Porcentaje promedio de cobertura vegetal por tipo de hábitat, de 2009 a 2014.....	55
<b>Figura 23.</b> Especies vegetales invasoras. Izquierda: <i>P. caudatum</i> cubre los suelos desnudos; derecha: <i>D. viscosa</i> es una de las especies más invasivas de la isla ..	57
<b>Figura 24.</b> <i>E. socorrensis</i> (planta postrada, endémica) crece en los sitios donde antes germinó <i>H. pectinata</i> (planta de crecimiento erecto, exótica) .....	58
<b>Figura 25.</b> Ejemplo del cambio en la cobertura vegetal en bosque.....	63
<b>Figura 26.</b> Ejemplo del cambio en la cobertura vegetal en matorral mixto.....	64
<b>Figura 27.</b> Ejemplo del cambio en la cobertura vegetal en las superficies erosionadas cercanas a la costa.....	65
<b>Figura 28.</b> Densidad de lagartija azul en tres tipos de vegetación, de abril de 2012 a mayo de 2015 .....	66
<b>Figura 29.</b> Densidad promedio de lagartija azul en temporada de secas y lluvias, de 2012 a 2015.....	67
<b>Figura 30.</b> Promedio de aves contabilizadas en diferentes tipos de hábitats, de noviembre de 2012 a mayo de 2015 .....	69
<b>Figura 31.</b> Porcentaje de las especies de aves terrestres observadas durante los monitoreos de noviembre de 2014 y mayo de 2015.....	70
<b>Figura 32.</b> <i>Dodonea viscosa</i> cubriendo las superficies erosionadas en 2013. ....	77
<b>Figura 33.</b> Recuperación del sotobosque. Izquierda: ausencia de plantas en 2009; derecha: recuperación de la vegetación a partir de 2012 .....	78
<b>Figura 34.</b> Vegetación debajo del dosel de <i>F. cotinifolia</i> : helechos y <i>Dodonaea</i> ...	79
<b>Figura 35.</b> La recuperación del hábitat beneficia a las especies de aves terrestres .....	82

## LISTA DE TABLAS

<b>Tabla I.</b> Esfuerzo de búsqueda de borregos remanentes y confirmación de ausencia .....	36
<b>Tabla II.</b> Éxito de captura de gatos asilvestrados mediante trampeo .....	40
<b>Tabla III.</b> Resultados del análisis físico-químico del suelo .....	44
<b>Tabla IV.</b> Valores máximos del índice de vegetación de diferencia normalizada en 2008 y 2013 .....	47
<b>Tabla V.</b> Número de especies, entre 2009 y 2014, en los 20 transectos de vegetación estudiados .....	50
<b>Tabla VI.</b> Número de plantas, entre 2009 y 2014, en los 20 transectos de vegetación estudiados .....	52
<b>Tabla VII.</b> Porcentaje de cobertura vegetal, entre 2009 y 2014, en los 20 transectos de vegetación estudiados .....	54
<b>Tabla VIII.</b> Máxima densidad (ind ha <sup>-1</sup> ) encontrada en los cuadrantes en 2009 y 2013, de las especies de plantas más exitosas en la colonización de suelos desnudos .....	56
<b>Tabla IX.</b> Especies presentes en bosque de 2009 a 2014 .....	59
<b>Tabla X.</b> Especies presentes en matorral mixto de 2009 a 2014 .....	60
<b>Tabla XI.</b> Especies presentes en superficies erosionadas de 2009 a 2014.....	61
<b>Tabla XII.</b> Abundancia relativa de las aves en las áreas muestreadas con diferente grado de disturbio .....	71

## 1. INTRODUCCIÓN

Uno de los principales problemas ecológicos que presentan los ecosistemas insulares es la introducción de especies de flora y fauna. Mamíferos exóticos han llevado a la extinción a especies endémicas, degradan componentes del ecosistema como agua, suelo y vegetación, y alteran las cadenas tróficas (Eberhard, 1988; Aguirre-Muñoz *et al.*, 2008). Ante esta problemática, la erradicación de especies invasoras en islas es una de las mejores inversiones posibles para orientar los esfuerzos de conservación (Comité Asesor Nac. sobre el TIM, 2012). Sin embargo, aun cuando se reconoce la necesidad de la erradicación de fauna nociva en las islas, son pocos los estudios que se han realizado para evaluar la recuperación del ecosistema una vez que se ha eliminado la fuente de disturbio (Aguirre-Muñoz *et al.*, 2011). Asimismo, hasta hace poco existía muy poca documentación sobre los métodos y esfuerzos de control y erradicación de especies exóticas en las islas (Campbell y Donlan, 2005; Campbell *et al.*, 2011).

En Isla Socorro, parte del Archipiélago de Revillagigedo, se introdujeron borregos (*Ovis aries*), gatos (*Felis catus*) y ratones (*Mus musculus*), los cuales provocaron serios impactos en el ecosistema (CONANP-SEMARNAT, 2004). Desde 2009, el gobierno mexicano, a través del Grupo de Ecología y Conservación de Islas, A.C. (GECI), lleva a cabo la erradicación de borregos y gatos en la isla. Gracias a un convenio de colaboración entre GECI y el Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. (CIBNOR), se realizó el presente proyecto de investigación que tiene como objetivo principal el de describir, evaluar y comparar la recuperación del suelo y de especies de flora y fauna, en los sitios alterados por los borregos y a medida que se avanza en el control de gatos asilvestrados. De igual manera, se incluye la documentación de las campañas de control y erradicación de mamíferos exóticos. Dicha información servirá para replicar proyectos de restauración en otras islas de México con problemas de especies invasoras.

## 1.1 Marco Teórico

### 1.1.1 Importancia de las islas

Las islas son ecosistemas de gran importancia para la biodiversidad del planeta. A pesar de su pequeño tamaño (cerca del 3% de la superficie terrestre) en comparación con las grandes masas continentales, albergan del 15 al 20% de todas las especies de plantas, reptiles y aves (Whittaker, 2007). Se caracterizan porque en ellas habitan un gran número de especies endémicas y porque son importantes áreas de crianza para diversas especies de aves y mamíferos marinos (Tershy y Breese, 1997; Aguirre-Muñoz *et al.*, 2005). Las islas mexicanas son particularmente importantes (más de 600 islas en el Océano Pacífico, Golfo de California y el Archipiélago de Revillagigedo), ya que contribuyen significativamente a la biodiversidad del país. Estas islas representan refugios para especies marinas que han sido explotadas en la costa de la parte continental (Aguirre-Muñoz *et al.*, 2011).

### 1.1.2 Impactos causados por animales exóticos

A pesar de la importancia de las islas, muchas de ellas han sido devastadas en todo el mundo por las actividades humanas, a tal grado que las extinciones de especies insulares son 40 veces más probables que las de especies continentales (Johnson y Stattersfield, 1990). Aproximadamente el 75% de las extinciones animales ha ocurrido en islas y la mayoría de éstas han sido causadas por especies introducidas (Diamond, 1989; Groombridge, 1992; Blackburn *et al.*, 2004). Los animales exóticos invasores son una de las causas más significativas de pérdida de biodiversidad al generar impactos severos sobre funciones ecológicas y alterar la composición de las comunidades de plantas y animales (Mooney y Hobbs, 2000). Las especies invasoras pueden afectar a las especies nativas a través de: 1) la modificación de las poblaciones de plantas y los animales

que dependen de ellos; 2) la depredación; 3) la competencia por los recursos locales; 4) la dispersión de micro y macro parásitos; 5) cambios genéticos en las poblaciones nativas a través de la hibridación; y 6) competir por la presa de los depredadores nativos (Eberhard, 1988). Con el tiempo, estos impactos pueden restringir el reclutamiento, causar la extinción de especies y modificar las redes tróficas y procesos ecológicos.

Desde la exploración europea hasta nuestros tiempos, herbívoros como cabras (*Capra hircus*) y borregos (*Ovis aries*) han sido introducidos en las islas de todo el mundo por navegantes y pescadores para ser usados como fuente de alimento. Sin embargo, frecuentemente estos animales formaron poblaciones asilvestradas, debido a la falta de un control natural (depredador) en estos ambientes. Es claro que los herbívoros introducidos son responsables de una gran cantidad de impactos sobre la flora de las islas, incluyendo alteración de la estructura y composición de las comunidades de plantas, causando extinciones y la erosión del suelo (Parkes, 1984). También son comunes los impactos secundarios causados por los herbívoros introducidos, tales como la degradación del hábitat mediante el sobrepastoreo, extirpando a la fauna nativa (Courchamp *et al.*, 2003). Por su parte, depredadores como gatos (*Felis catus*) y roedores exóticos son responsables de una gran cantidad de extinciones de animales en las islas de todo el mundo (Diamond, 1989; Fritts y Rodda, 1998; Balmford, 1996; Atkinson, 2001; Dowding y Murphy, 2001; Long, 2003; Aguirre-Muñoz *et al.*, 2008). Los gatos se vuelven invasores en las islas porque no requieren de agua fresca para sobrevivir, tienen alta fecundidad, se adaptan fácilmente a nuevos ambientes y tienen comportamiento generalista que les permite alimentarse de cualquier especie de presa disponible (Fitzgerald, 1988; Fitzgerald y Turner, 2000; Pearre y Maass, 1998; Stattersfield y Capper, 2000). De forma global, el gato doméstico es responsable, al menos en parte, de la extinción del 14% de aves, reptiles y mamíferos, además de poner en riesgo al 8% de las especies críticamente amenazadas de aves, mamíferos y reptiles (Bonnaud *et al.*, 2011). Los herbívoros



y depredadores invasores a menudo ocurren en altas densidades en las islas (Terborgh, 2001). Las poblaciones de las especies nativas de las islas tienden a ser pequeñas y con distribución restringida (MacArthur y Wilson, 2001), tienen menor diversidad genética (Frankham, 2010) y, al no haber coevolucionado con las especies invasoras, carecen de mecanismos de defensa en contra de ellos (Bowen y Van Vuren, 1997; Primack, 2002; Blumstein y Daniel, 2005).

### 1.1.3 Efectos de mamíferos exóticos en Isla Socorro

La Isla Socorro, en el Archipiélago de Revillagigedo, es un claro ejemplo de un ecosistema rico en especies endémicas, pero amenazado por la presencia de especies exóticas. En 1869 ganaderos australianos llevaron a la isla 25 ejemplares de ganado vacuno y 100 borregos. El ganado no se adaptó y murió, pero los borregos sobrevivieron y en poco tiempo se convirtieron en silvestres (CONANP-SEMARNAT, 2004). En 1960 se estimó una población de borregos cercana a los 5,000 individuos. Para la década de los 90's, el borrego se distribuía en casi el 60% de la superficie insular, desde el nivel del mar hasta la parte más alta de la isla, estimándose una población de 2,500 ejemplares (Walter y Levin, 2008). La mayor parte se concentraba en las porciones sur y este de la isla, principalmente en áreas de pastizal inducido, bosques de higuera y de zapotillo-guayabillo (Ortega *et al.*, 1992).

El borrego asilvestrado causó una seria modificación del hábitat. Los efectos adversos del borrego incluyeron el consumo de especies endémicas como *Erigeron socorrensis* y *Bumelia socorrensis*, pérdida de cobertura vegetal por el pastoreo, compactación de suelo, erosión, remoción del estrato herbáceo, colapso del reclutamiento de plántulas -debido al pisoteo y a la reducción de la capa de materia orgánica en descomposición- y alteración de la comunidad de plantas lo cual conlleva un decremento de la biodiversidad (Álvarez-Cárdenas *et al.*, 1994; Walter y Levin, 2008). A continuación se enlistan los principales impactos negativos de los borregos en Isla Socorro:

- Los borregos degradaron severamente la vegetación de la parte sur de la isla (Rhea, 2000) y representan una amenaza para las especies endémicas que requieren de hábitats muy específicos, como el ceniztonle de Socorro (Martínez-Gómez *et al.*, 2001; Figura 1).
- El impacto en la isla ha sido ocasionado principalmente por sobrepastoreo y pisoteo, siendo la principal causa de los problemas ambientales: destrucción de la vegetación nativa, erosión del suelo (Figura 2) y extinción de especies de aves endémicas, por lo que se recomendó la erradicación del borrego de la isla (Álvarez-Cárdenas *et al.*, 1994).



**Figura 1.** Impactos de los borregos en Isla Socorro. Izquierda: Pérdida de vegetación en la zona sur de la isla; derecha: destrucción del hábitat.

- Los suelos de la Isla Socorro constituyen un importante recurso que fue fuertemente afectado por la actividad de los rebaños de borregos que transitaban libremente por la isla. La isla presenta diferentes grados de erosión por la eliminación de la cubierta vegetal como consecuencia del sobrepastoreo, además de que en las áreas de descanso y echaderos los borregos produjeron la compactación del suelo, la eliminación de la capa de hojarasca y la destrucción de plántulas (Maya-Delgado *et al.*, 1994). Los procesos erosivos se extendieron debido a la posición geográfica de la isla, la que se localiza en la trayectoria de los huracanes del Pacífico, que

provocan lluvias torrenciales con el consecuente deslave de suelos desnudos. Debido a que las tasas de escorrentía y erosión disminuyen con relación inversa a la cobertura vegetal (Adema *et al.*, 2001), a través de las áreas desnudas el agua se movilizaba en grandes escurrimientos que se concentraban en las depresiones naturales del terreno o en los senderos que utilizaban los borregos para desplazarse de una zona de pastoreo a otra, convirtiéndose pronto en cárcavas u hondonadas. Su formación se favoreció por la textura del suelo, dado que en la isla las zonas erosionadas se caracterizan por tener un elevado porcentaje de arcilla.



**Figura 2.** Erosión del suelo y pérdida de vegetación ocasionada por los borregos.

- El impacto del borrego sobre la vegetación fue considerable, ya que una importante extensión de la isla se encuentra completamente desnuda y erosionada (León de la Luz *et al.*, 1994).
- Los artrópodos son menos abundantes en las zonas de la isla con escasa vegetación, impactadas por los borregos. Este grupo es de especial importancia debido a que sus especies sirven como alimento a algunos vertebrados endémicos (Jiménez *et al.*, 1994).
- La lagartija azul (*Urosaurus auriculatus*), especie endémica y único reptil nativo de la isla, se ha visto afectada por el deterioro ambiental en la isla.

La presencia del gato como depredador y del borrego como destructor de su hábitat pone en peligro su permanencia en la isla (Galina *et al.*, 1994).

- Las aves endémicas son menos abundantes en las áreas desprovistas de estratos vegetales bajos, debido a la acción del borrego, mientras que son abundantes en aquellas zonas donde no existen borregos ni actividades humanas (Rodríguez-Estrella *et al.*, 1994).
- Para la reintroducción de la paloma de Socorro (*Zenaida graysoni*), un programa de erradicación del borrego debía ser puesto en marcha. La vegetación del sotobosque proporciona a las palomas protección contra depredadores, sitios de anidación y una fuente de alimento. El borrego redujo el sotobosque a un auténtico desierto (Baptista *et al.*, 1994).
- Varias especies de aves marinas que anidan en el suelo de otras islas del archipiélago no se reproducen en Socorro, quizá a causa de la depredación por parte de halcones y gatos, y por la destrucción del hábitat causada por los borregos asilvestrados (Llinas-Gutiérrez, 1994). Los borregos afectan las áreas de anidación, destruyéndolas durante los desplazamientos o pastoreo. Esta situación es alarmante para el caso de la pardela de Revillagigedo (*Puffinus auricularis auricularis*). Los borregos, en búsqueda de alimento, destruían las madrigueras de la pardela, las cuales muestran alta fidelidad al sitio de anidación y, por ende, modifican su comportamiento reproductivo desplazándose a otras áreas (Martínez-Gómez y Jacobsen, 2004).
- Las comunidades coralinas situadas al sur de Socorro han sido impactadas luego de un evento de sedimentación excesiva causado por un aporte de terrígenos (Figura 3). Este fenómeno ocurrió probablemente debido a la grave erosión de la zona sur de Isla Socorro, originada por el sobrepastoreo y el tránsito de la población de borregos asilvestrados, que causaron serias pérdidas de suelo en la localidad (Ochoa-López *et al.*, 1998).



**Figura 3.** Aporte de terrígenos (banda clara en el agua) a los corales en la parte sur de la isla.

Por otra parte, tras la ocupación de Isla Socorro en la década de los 50's se introdujeron gatos domésticos. Estos depredadores representan una seria amenaza para las poblaciones de vertebrados terrestres (Algar *et al.*, 2004, 2010; Bonnaud *et al.*, 2011). La depredación por gatos afecta la sobrevivencia de especies nativas que persisten en bajos niveles poblacionales. Tienen un grave efecto sobre la avifauna nativa, tanto marina como terrestre (Figura 4), y sobre la lagartija azul endémica de la isla (Arnaud-Franco *et al.*, 1993, 1994). El gato contribuyó a la extinción en el medio silvestre de la paloma de Socorro (*Zenaida graysoni*) y del tecolote de Socorro (*Micrathene whitneyi graysoni*), y ha llevado a otras más, como la pardela de Revillagigedo, a ser declarada en peligro de extinción (Jehl y Parkes, 1982, 1983; Castellanos y Rodríguez-Estrella, 1992, 1993; Martínez-Gómez *et al.*, 2004). Durante los últimos 30 años se ha reducido la abundancia y distribución de algunas especies de aves, tal como el ceniztonle de Socorro (*Mimus graysoni*), el pipilo (*Pipilo maculatus socorroensis*) y el chivirín (*Troglodytes sissonii*).



**Figura 4.** Impactos de los gatos asilvestrados. Izquierda: Lagartija azul en muestras de contenido estomacal de gatos; derecha: paloma de Socorro en el zoológico de Frankfurt, extinta en el medio silvestre.

#### *1.1.4 Erradicación de mamíferos introducidos en Isla Socorro.*

En respuesta a los impactos negativos que provocan las especies exóticas, como medida de restauración se han erradicado cerca de 1,000 poblaciones de animales exóticos invasores en islas a nivel mundial (Base de datos de Erradicaciones de Especies Invasoras en Islas, <http://diise.islandconservation.org>). Ante la problemática en Isla Socorro, y siguiendo las recomendaciones de los investigadores del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, A.C. (Ortega-Rubio y Castellanos-Vera, 1994), el Gobierno de México comenzó a gestionar la restauración de este importante ecosistema insular. En 2004, la Cámara de Diputados exhortó a la SEMARNAT y a la SEMAR, para que de manera conjunta iniciaran un programa de erradicación definitiva de la fauna no nativa de las islas que comprenden el Archipiélago de Revillagigedo (Documento: SEL/300/5369/04). Años más tarde, durante la reunión del Comité Trinacional para la Conservación y Aprovechamiento Sustentable de la Vida Silvestre y los Ecosistemas, celebrada en mayo de 2007 en la ciudad de Quebec, Canadá, los representantes del Servicio de Pesca y Vida Silvestre de Estados Unidos (USFWS) y de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), acordaron iniciar un esfuerzo de colaboración para el desarrollo de

proyectos de conservación de especies de aves marinas de interés común por medio de la erradicación de especies invasoras en islas de México. En 2008, la ejecución de los proyectos seleccionados fue asignada al Grupo de Ecología y Conservación de Islas, A.C. (Conservación de Islas), mediante convenios de colaboración con la CONANP y la CONABIO. El proyecto de “Erradicación de borregos asilvestrados en Isla Socorro, Archipiélago de Revillagigedo, México” se desarrolló con la colaboración de la Secretaría de Marina-Armada de México, la Secretaría de Gobernación y la SEMARNAT (Aguirre-Muñoz *et al.*, 2009). Además, el proyecto formó parte del Programa de “Restauración Ecológica de la Isla Socorro y Restablecimiento de la Paloma de Socorro (*Zenaida graysoni*)”, en coordinación con Island Endemics Institute, el Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) y la Universidad de Colima.

La metodología empleada para la erradicación de borregos fue seleccionada por su alta efectividad y por provocar el mínimo sufrimiento a los animales. Tomando la experiencia en otras seis islas de México, en las cuales se han erradicado cabras y borregos asilvestrados (Aguirre-Muñoz *et al.*, 2011) y el mundo, se sabe que el uso de sistemas de información geográfica (SIG) y tecnología de sistemas de posicionamiento global (GPS por sus siglas en inglés), la cacería aérea con uso de helicópteros y la implementación de individuos Judas, incrementan la eficiencia y reducen la duración de las campañas de erradicación (Campbell y Donlan, 2005). En abril de 2009, mediante cacería aérea, se sacrificaron 1,257 animales, que correspondieron al 70% de la población. En la misma fecha se liberaron 12 borregos machos estériles equipados con radio-collares localizadores, conocidos como borregos “Judas”, los cuales se incorporaron a las manadas remanentes, facilitando su localización (Ortiz-Alcaraz *et al.*, 2009). En 2010 se continuó con cacería terrestre sacrificando 403 borregos con el apoyo de los borregos Judas y equipos de telemetría (Ortiz-Alcaraz *et al.*, 2010). Para abril de 2011 se habían sacrificado 67 animales empleando los mismos métodos, dando un total de 1,727 borregos en los 2 años del proyecto (Ortiz-Alcaraz *et al.*, 2011). A partir del segundo semestre de 2011 y durante los

próximos dos años (como parte de este trabajo de investigación) se confirmó la ausencia de borregos.

Sin embargo, la erradicación de los gatos es un problema aun mayor, debido a que se trata de la segunda isla de mayor tamaño a nivel mundial donde se llevaría a cabo un proyecto de esta naturaleza (Campbell *et al.*, 2011) y se cuenta con poca información sobre la distribución y abundancia de la especie (Arnaud *et al.*, 1994). Afortunadamente, se han desarrollado tecnologías en otras islas de México y el mundo para lograr la erradicación de estos depredadores (Bester *et al.*, 2002; Wood *et al.*, 2002; Algar *et al.*, 2010; Parkes *et al.*, 2014). El uso de carnadas tóxicas ha sido utilizado en islas con una superficie mayor a 25 km<sup>2</sup>, con excepción de isla Santa Catalina (área de 40 km<sup>2</sup>), Golfo de California, e isla San Nicolás (59 km<sup>2</sup>), EEUU. Sin embargo, el uso de este método no asegura la erradicación de la especie objetivo (Campbell *et al.*, 2011). Es por esto que cada programa de erradicación requiere una planeación particular, así como el compromiso de todas las organizaciones involucradas. Para la ejecución exitosa de estas campañas de erradicación es primordial conocer los aspectos básicos de la especie, el impacto de los métodos aplicados sobre la fauna nativa, y el desarrollo de un plan de erradicación (Veitch. 1989; Arnaud *et al.*, 1994; Donlan *et al.*, 2003; Dowding *et al.*, 2009; Parkes *et al.*, 2014). Sin embargo, dado el riesgo que corren las especies endémicas por la depredación de estos felinos, resultaba imperante comenzar con un programa de control, mismo que a la vez aportaría información biológica de la especie problema. Es así como a partir de 2011, a la par del presente proyecto de investigación correspondiente a los estudios de Doctorado que llevamos a cabo en el CIBNOR, comienza un programa de control de gatos en Isla Socorro, con miras a lograr su erradicación, contando con el apoyo de donantes nacionales y extranjeros.



### 1.1.5 Beneficios de la erradicación de especies introducidas en islas

El propósito de la erradicación de especies exóticas invasoras en islas es la recuperación de las poblaciones de flora y fauna nativas (Van Vuren, 1992; Bowen y Van Vuren, 1997; Campbell y Donlan, 2005; Courchamp *et al.*, 2003). Existen trabajos que documentan los cambios en el ecosistema ocurridos tras la erradicación del agente de perturbación (Scowcroft y Hobdy, 1979; Towns *et al.*, 1997; Cabin *et al.*, 2000; Randall *et al.*, 2005; Le Viol *et al.*, 2008; Kessler, 2011), sin embargo, la mayoría de éstos se refieren al incremento de las poblaciones de vertebrados cuando ha sido extirpado un depredador exótico.

En México existen algunos reportes del regreso o incremento de especies nativas en las islas. En las islas Asunción y San Roque, en el Pacífico de Baja California, especies extirpadas como la alcuela oscura (*Ptychoramphus aleuticus*), el pelícano café (*Pelecanus occidentalis*) y el cormorán de Brandt (*Phalacrocorax penicillatus*) volvieron a usar las islas como sitio de anidación después de la erradicación de gatos (*Felis catus*) y rata negra (*Rattus rattus*) (Wolf *et al.*, 2006; Félix-Lizárraga *et al.*, 2009). En el Golfo de California se reportó la recolonización del mérgulo de Craveri (*Synthliboramphus creveri*) en la Isla San Pedro Mártir, tras la erradicación de la rata negra. Las aves marinas incrementan su éxito reproductivo cuando la especie exótica no está presente, como ha sido documentado para el rabijunco (*Phaethon aethereus*) en la Isla Farallón de San Ignacio tras la erradicación de roedores (Samaniego-Herrera *et al.*, 2011). En menor medida se ha documentado la recuperación de la vegetación insular. En el archipiélago de San Benito, tras la erradicación de conejos (*Oryctolagus cuniculus*), se documentó el incremento de las poblaciones de *Malva pacifica* y *Dudleya linearis* (Donlan *et al.*, 2002, 2003). Se reportó el incremento en el reclutamiento de plántulas del ciprés de Guadalupe (*Callitropsis guadalupensis*), tres años después de haber comenzado el proyecto de erradicación de cabras (*Capra hircus*) en Isla Guadalupe (Garcillan *et al.*, 2009).

### 1.1.6 Sucesión y recuperación ecológica

Tras la erradicación de animales invasores los ecosistemas nativos pueden ser lo suficientemente resilientes para recuperarse de forma pasiva. Sin embargo, la recuperación puede ser limitada, tener consecuencias no deseadas (Zavaleta *et al.*, 2001; Morrison, 2007) o llevarse a cabo en escalas de tiempo muy grandes (Holl y Aide, 2011). El grado de recuperación depende de la intensidad y duración de los impactos, así como de la naturaleza del ecosistema perturbado (Jones y Schmitz, 2009). Debido a los altos costos y al trabajo que conlleva la restauración activa en sitios de grandes extensiones, existe el debate sobre la necesidad de realizar restauración activa (con asistencia) o permitir la recuperación pasiva (natural o sin asistencia) posterior a la eliminación del disturbio (Prach y Hobbs, 2008; Holl y Aide, 2011). Una vez que se logra la erradicación de especies exóticas invasoras, las especies insulares pueden incrementar su población o verse desplazadas temporal o definitivamente por otras especies. Los proyectos de restauración buscan que los ecosistemas regresen a su condición natural, previa a la introducción de especies invasoras (Sánchez *et al.*, 2005). Sin embargo, es común que las condiciones hayan cambiado drásticamente tras varios años de disturbio o la combinación de otros impactos, obteniendo entonces un ecosistema alterno, con diferente riqueza y abundancia de especies.

El término “sucesión ecológica” es aceptado por la mayoría de los ecólogos para identificar los cambios temporales que se presentan en la estructura, la composición taxonómica y las funciones de un ecosistema después de que éste es perturbado (Morin, 1999; Laska, 2001; Martínez y García, 2007). Los cambios que sufre el ecosistema en sucesión, así como la velocidad con la que ocurren estos cambios, dependen de las características del disturbio, la disponibilidad de propágulos regenerativos (semillas y plántulas), del ambiente biótico y de las condiciones abióticas prevalecientes en el sitio perturbado (Grubb, 1985; Pickett *et al.*, 1987). En caso de una alteración ambiental extrema, el proceso de sucesión puede detenerse, dar lugar a un ecosistema totalmente distinto del original, o bien puede no ocurrir.

Para evaluar la respuesta del ecosistema como resultado de la erradicación de especies invasoras, se requiere llevar a cabo monitoreos previos y posteriores al trabajo de restauración (González-Hernández *et al.*, 2002; Aguirre-Muñoz *et al.*, 2011). Dependiendo de los impactos ocasionados y los grupos taxonómicos o elemento perturbados, el estudio puede considerar distintas aproximaciones (Bautista *et al.*, 2004). Cuando se logra la ausencia de herbívoros exóticos, el suelo y la vegetación son el principal objeto de estudio. Los estudios en la misma área pueden ser realizados en parcelas permanentes o utilizando fotografías aéreas de diferentes fechas. En las parcelas permanentes se pueden marcar los individuos de cada especie, a los cuales se mide su diámetro y altura. Cada cierto tiempo (*i.e.* 1-5 años), se repite la medición. El resultado final que se espera obtener, son los cambios en la composición y estructura en una determinada región, a partir de un lugar perturbado (sucesión secundaria) (Mostacedo y Fredericksen, 2000). Existen muchas técnicas para determinar cambios en la riqueza específica, abundancia y cobertura vegetal, éstas incluyen el uso de transectos, cuadrantes, y líneas de intercepción. En ellos se determinan algunos parámetros de la vegetación, como son altura, densidad, frecuencia, cobertura y área basal. Posteriormente se obtienen índices para evaluar la vegetación y facilitar su análisis comparativo: índices de diversidad, índices de similaridad e índices de valor de importancia (Mostacedo y Fredericksen, 2000).

Más recientemente se han empleado fotografías aéreas e imágenes satelitales, procesadas con software especializado, para la evaluación de los tipos de vegetación y su cobertura (Valdez-Lazalde *et al.*, 2006; Ovalles *et al.*, 2007). Para detectar modificaciones en la superficie del suelo, debe haber un cambio en la señal electromagnética de la radiación que puede ser registrada por el sensor remoto. La detección de los cambios ocurridos en la superficie terrestre involucra el uso de un conjunto de datos multi espectrales para discriminar áreas donde ha ocurrido un cambio de cobertura vegetal o de exposición del suelo, en un determinado periodo de tiempo. Idealmente los procedimientos de detección de cambios deben de involucrar información adquirida por el mismo sensor (o similar)

y que ésta sea almacenada con la misma resolución espacial, características geométricas, bandas espectrales y en la misma época del año. Las técnicas de detección de cambios, mediante análisis digital, pueden ser divididas en dos categorías, las que utilizan variables categorizadas o de post-clasificación y las que utilizan variables continuas, cuantitativas o de imagen a imagen (Medina, 2001; Cabral, 2011).

Dentro de los factores abióticos que determinarán la posibilidad y velocidad de recuperación de un hábitat impactado, el recurso suelo es de los más importantes. La calidad del suelo es definida, simplemente, como la “capacidad de funcionar de un tipo específico de suelo”. En general es evaluada midiendo un grupo mínimo de datos de propiedades del suelo para estimar la capacidad del suelo de realizar funciones básicas (por ej. mantener la productividad, almacenar y reciclar nutrientes; USDA, 1999). Al medir la calidad del suelo es importante evaluar sus propiedades físicas, químicas y biológicas. Las propiedades físicas incluyen densidad aparente, contenido de agua, velocidad de drenaje, disgregación y estimaciones morfológicas. Entre las propiedades biológicas estudiadas se encuentran respiración del suelo, presencia de lombrices y la cantidad de materia orgánica. Las propiedades químicas incluyen pH, conductividad eléctrica (CE) y niveles de nitratos (Villalba *et al.*, 1991; Maya-Delgado *et al.*, 1994; HANNA, 1999; George, 2006).

Los herbívoros exóticos, al afectar la vegetación de un sitio, de manera indirecta producen impactos negativos sobre la fauna. Los efectos negativos de los depredadores introducidos actúan directamente sobre la fauna nativa (Rhea, 2000; Martínez-Gómez *et al.*, 2001; Llinas-Gutiérrez, 1994; Martínez-Gómez y Jacobsen, 2004). Con la recuperación de la vegetación y la disminución de los depredadores se espera que las poblaciones de fauna incrementen su abundancia al tener más hábitat disponible. Sólo con la recuperación de la fauna nativa se puede hablar de la recuperación del ecosistema (Aguirre-Muñoz *et al.*, 2011). Los monitoreos de vertebrados terrestres incluyen transectos en línea para determinar

riqueza y abundancia de reptiles (Galina *et al.*, 1994; Sánchez, 2011) y puntos de conteo para aves (Rodríguez-Estrella *et al.*, 1994; Sélem-Salas *et al.*, 2004).

## 1.2 Justificación

En el mundo se han erradicado especies exóticas, entre los que destaca el borrego asilvestrado; se tiene registro que en al menos 14 islas se ha abordado esta problemática (<http://diise.islandconservation.org/>). Para el caso de México, se han erradicado borregos de las islas Natividad (8.6 km<sup>2</sup>, extracción viva) y Clarión (19.5 km<sup>2</sup>, 98 individuos eliminados mediante cacería terrestre), cuyas áreas son más pequeñas y topográficamente más sencillas. En estos proyectos no se documentó el esfuerzo de erradicación ni la tasa de recuperación del hábitat (Aguirre-Muñoz *et al.*, 2008).

Respecto a la evaluación de los beneficios de las erradicaciones de especies introducidas, Aguirre-Muñoz *et al.* (2011) mencionan que la falta de información ecológica y la riqueza de muchas comunidades isleñas, plantea nuevos retos al evaluar, medir y comparar los resultados de las erradicaciones. La recuperación puede ser documentada para algunas especies, pero a menudo los datos son escasos y no sistemáticos. Por otra parte, la información ha llegado a partir de observaciones informales o anecdóticas. Recientemente, ha habido mejoras en el seguimiento pre y post-erradicación, lo que permite una evaluación más sistemática de la recuperación de los ecosistemas. El aumento de costos asociados a estos estudios sigue siendo un factor limitante. En México se han erradicado 58 poblaciones de vertebrados exóticos de las islas y en apenas algunos pocos casos se ha reportado algún beneficio para el ecosistema, aun cuando éstos son fácilmente perceptibles.

El desarrollo de este trabajo de investigación corresponde a un compromiso nacional e internacional, puesto que los fondos para el proyecto de erradicación del borrego asilvestrado en Isla Socorro provinieron del U.S Fish and Wild Service

(USFW), American Bird Conservancy (ABC), David and Lucile Packard Foundation, SEMARNAT (CONANP, CONABIO e INE) y la Alianza WWF-Fundación Carlos Slim.

Como se ha mencionado anteriormente, en Isla Socorro los borregos provocaron una serie de impactos negativos en prácticamente todos los niveles del ecosistema. Su erradicación (de 2009 al 2011) era una tarea fundamental para la conservación de los procesos naturales. Partiendo de la premisa anterior, el presente trabajo de investigación pretende responder a la pregunta: ¿Cuáles son los primeros cambios que ocurren en el ecosistema a nivel de riqueza y abundancia de especies de flora y fauna una vez que se ha eliminado la principal fuente de disturbio? En otras palabras, se pretende determinar ¿cuáles especies de plantas comienzan a establecerse en los sitios fuertemente alterados por la acción del borrego asilvestrado?, y ¿cómo se va dando el uso de los mismos espacios por la fauna nativa? Debido a que, desde el estudio preliminar de vegetación realizado en 2009, se han observado diferencias en la capacidad de la vegetación de incrementar su densidad y riqueza, esta investigación busca determinar los factores ambientales que podrían estar jugando un rol principal. El suelo es un factor esencial para el desarrollo de la cubierta vegetal, es por ello que se realizaron análisis de los suelos de los principales sitios impactados.

Por otra parte, el impacto de los herbívoros en la distribución y presencia de las especies vegetales y el suelo y las respuestas de cambio una vez erradicados son descritos casi exclusivamente para la vegetación (Donlan *et al.*, 2002; Walter y Levin 2008; Garcillan *et al.*, 2009). Sin embargo, durante el trabajo de erradicación y el reconocimiento de los sitios con mayor abundancia de borregos asilvestrados, se observó que tanto el reptil como las aves nativas estaban prácticamente ausentes en estas áreas denudadas. Una vez que se identificaron cambios en la cobertura vegetal, y se avanza en la erradicación de gatos, esta investigación evalúa cambios en la riqueza y abundancia de fauna nativa.

## **2. HIPÓTESIS**

- 1) La riqueza y abundancia de especies vegetales incrementan en ausencia de borregos asilvestrados.
- 2) La capacidad de recolonización de las plantas está determinada por las condiciones microambientales, incluyendo la calidad del suelo.
- 3) Las poblaciones de vertebrados terrestres aumentan conforme se recuperan las especies vegetales y disminuye la población de gatos asilvestrados.

### **3. OBJETIVOS**

#### **3.1 Objetivo general**

Describir, evaluar y comparar la recuperación de especies de flora y fauna, y los cambios de cobertura vegetal y la condición físico-química del suelo, en los sitios alterados por los borregos una vez que éstos fueron extirpados de Isla Socorro y se avanza en el programa de control de gatos asilvestrados.

#### **3.2 Objetivos específicos**

- Verificar la completa extirpación del borrego en Isla Socorro.
- Identificar, medir y comparar el incremento de las poblaciones de plantas en los sitios afectados por los borregos.
- Analizar la condición de los suelos en las zonas que fueron ocupadas por los borregos y compararla con suelos libres de ellos.
- Determinar el cambio en la cobertura vegetal a partir del análisis de Índice de vegetación de diferencia normalizada NDVI e imágenes de satélite pre y post erradicación de borregos.
- Evaluar y comparar las poblaciones de vertebrados terrestres a medida que se desarrolla el programa de control de gatos.



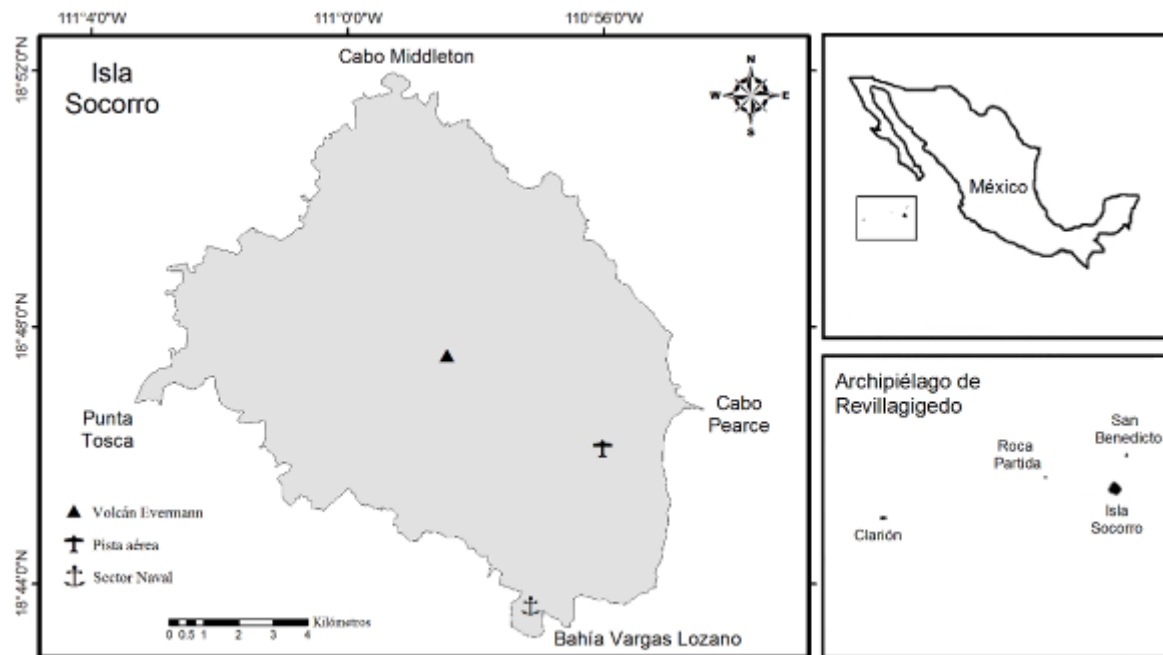
## 4. MATERIALES Y MÉTODOS

### 4.1 Sitio de estudio

La Isla Socorro se localiza en el Archipiélago de Revillagigedo, a 480 km al sur de B.C.S. y a 716 km al oeste de Manzanillo, Colima, en las coordenadas 18° 41' 57" N, 110° 56' 33" W (Figura 5). Tiene una superficie de 132 km<sup>2</sup> (diámetro aproximado de 13 km) y altura máxima de 1,040 msnm, con cubierta vegetal de tipo tropical (CONANP-SEMARNAT, 2004; Ortega-Rubio y Castellanos-Vera, 1994). El lado oeste de la isla está formado por farallones escarpados en los que el mar ha labrado numerosas cavernas. En la isla se pueden encontrar tanto playas arenosas como rocosas. En la parte norte de la isla existen suelos jóvenes, mientras que en el centro y sur predominan suelos derivados de cenizas y arcillas, respectivamente (Maya-Delgado *et al.*, 1994). No existen corrientes de agua dulce en la isla. Hay un pequeño pozo de acumulación en un valle elevado y algunas rocas filtradoras (Ortega-Rubio y Castellanos-Vera, 1994).

Dependiendo de la altitud, presenta dos tipos de clima. El clima cálido-semiseco se distribuye de los 0 a los 400 msnm, con lluvias en verano y nieblas frecuentes; y el semicálido-subhúmedo, que se localiza de los 400 a los 1,040 msnm, también con lluvias en verano y temperatura media de los meses más calientes (julio y agosto) de 28 °C. La vegetación es poco densa en las partes bajas, con una precipitación promedio es de 600 mm anuales, lo cual contrasta con la riqueza de las partes altas, cuya precipitación promedio es de 1,200 mm. Existe un periodo de sequía que va de febrero a mayo. Los vientos dominantes son del noroeste con una velocidad media mensual de 35 km/h. Está situada en la trayectoria de los ciclones tropicales, mismos que se presentan de junio a

noviembre. La temperatura media anual del agua del mar que la rodea es de 25°C (CONANP-SEMARNAT, 2004).



**Figura 5.** Ubicación geográfica de Isla Socorro.

En cuanto a su flora, existen aproximadamente 117 especies de plantas vasculares, de las cuales 27% son endémicas de la isla. Se conocen 18 especies de hongos, dos de las cuales son endémicas (Levin y Moran, 1989). León de la Luz *et al.* (1994) describen seis asociaciones vegetales para la Isla Socorro dispuestas en los pisos altitudinales que se forman alrededor del volcán Evermann. En las porciones más bajas con playas arenosas, se distribuyen las agrupaciones costeras. De los 0 a los 250 msnm se encuentran los pastizales y el matorral deciduo. Los bosques de higueras o amate (*Ficus cotinifolia*) se distribuyen en los cauces amplios y de escaso declive con suelo favorable, entre los 250 y 500 msnm. Los bosques de zapotillo (*B. socorrensis*) y guayabillo (*Psidium galapageium*), constituye la vegetación de mayor altitud en la isla y se le encuentra entre los 600 y 800 msnm en lugares donde los suelos son profundos y

oscuros, con mayor acumulación de humus. En los lugares menos favorables se encuentran grandes extensiones de superficies erosionadas, ocasionadas por la presencia de borregos.

La fauna de la Isla Socorro está constituida por alrededor de 103 especies de aves, entre terrestres, marinas, costeras y migratorias o eventuales; de éstas, 8 especies de aves terrestres son endémicas de la isla. Además, cuenta con dos especies de reptiles terrestres, de los cuales la lagartija azul (*Urosaurus auriculatus*) es la única nativa además de endémica. El archipiélago es reconocido como zona de alimentación, crecimiento y anidación de cuatro de las seis especies de tortugas marinas que habitan en las costas de México: la tortuga laúd (*Dermochelys coriacea*), la golfinia (*Lepidochelys olivacea*), la carey (*Eretmochelys imbricata*) y la prieta (*Chelonia mydas*) (CONANP-SEMARNAT, 2004).

Desde el punto de vista edafológico, Isla Socorro presenta tres áreas: en el norte dominan suelos delgados que yacen sobre derrames recientes de lava y piroclásticos, siendo los suelos más jóvenes de la isla; esta zona sostiene una vegetación densa que no requiere suelos profundos para prosperar. En la zona central dominan suelos derivados de vidrio volcánico, que cubren suelos y rocas más antiguas. Hacia la región sur se encuentran suelos arcillosos, rojos y profundos, formados a partir de basaltos con un alto contenido de hierro. Al intemperizarse, esta roca produce grandes cantidades de hematita, mineral que proporciona el color rojizo característico de los paisajes de la isla (Maya-Delgado *et al.*, 1994).

#### **4.2 Confirmación de ausencia de borregos**

La última campaña de cacería terrestre se llevó a cabo en junio de 2011, a partir de agosto del mismo año se llevaron a cabo nueve expediciones (concluyendo en noviembre de 2013) con la intención de confirmar la ausencia de borregos. Además, durante cuatro meses en 2014 se continuó la búsqueda de

rastros de borregos remanentes a la par de otras actividades de investigación en la isla. Participaron de tres a cinco técnicos de campo, los cuales registraron todos sus desplazamientos mediante un equipo GPS (Garmin eTrex 10). Para la búsqueda y eliminación de borregos remanentes se llevaron a cabo las siguientes actividades:

a) Búsqueda de rastros. Se realizaron recorridos en forma de “barrido” en las diferentes zonas donde se distribuían los borregos, buscando rastros como excretas, huellas y echaderos, a fin de confirmar la ausencia de estos herbívoros. En el caso de encontrar borregos, estos fueron sacrificados.

b) Localización de borregos Judas. Durante los recorridos se hicieron monitoreos periódicos de los borregos Judas utilizando equipos de telemetría. Se siguieron las señales transmitidas por los radio-collares hasta la visualización de los borregos Judas. Una vez localizados, en el caso de estar acompañados, se sacrificaron los borregos remanentes.

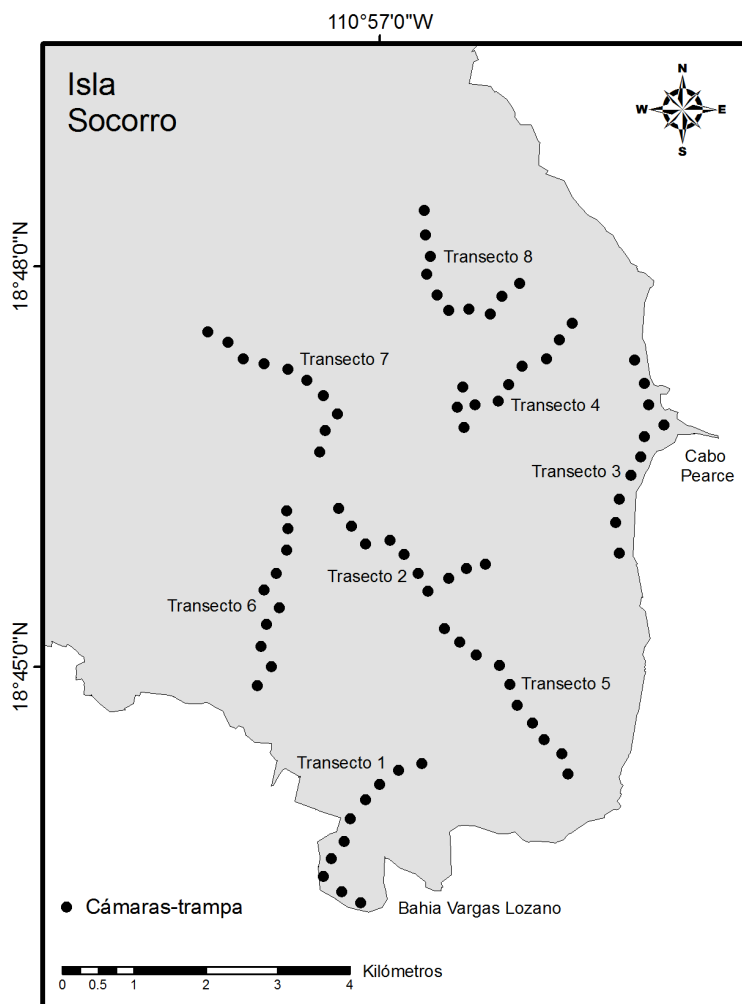
c) Uso de perros de muestra. Durante la expedición de noviembre de 2011 se emplearon dos perros de muestra de las razas Beagle y Foxhound para localizar rastros de borregos remanentes. Los perros fueron equipados con collares GPS (Garmin Astro 220) para registrar su localización.

En el caso de localizar borregos remanentes, estos fueron sacrificados mediante armas de fuego: rifles con mira telescópica, calibres .222, .243 y .308, así como escopetas calibre 12 con cartuchos 0B.

### 4.3 Control de gatos

#### 4.3.1 Monitoreo de gatos

Durante los meses de abril-mayo y noviembre de 2012-2015 se establecieron ocho transectos de estaciones olfativas con cámaras-trampa (Bushnell trophy cam HD Agressor) de 2.7 Km de longitud c/u (10 estaciones cada 300 m; Figura 6). Las cámaras se instalaron a una altura aproximada de 50 cm e inclinadas, y se programaron para tomar una secuela de cinco fotos cada minuto si se detectaba movimiento. Se usó un atrayente comercial para gatos a base de mariscos (Shellfish, Tomahawk Live Trap). Cada transecto se repitió 3 noches consecutivas, resultado un esfuerzo de 240 noches-trampa. La abundancia relativa se calculó a partir de la tasa de encuentro, de acuerdo a la siguiente fórmula:  $I = \text{indicios} / \text{esfuerzo}$ , donde indicios es el número de avistamientos mediante fotografías y esfuerzo es el número de noches-trampa (Lozano-Rodríguez, 2010). Esta información permitió conocer los sitios con mayor abundancia de gatos, en los cuales se intensificó el esfuerzo de trampeo, y como disminuye la población a medida que se avanza en el proyecto de erradicación.

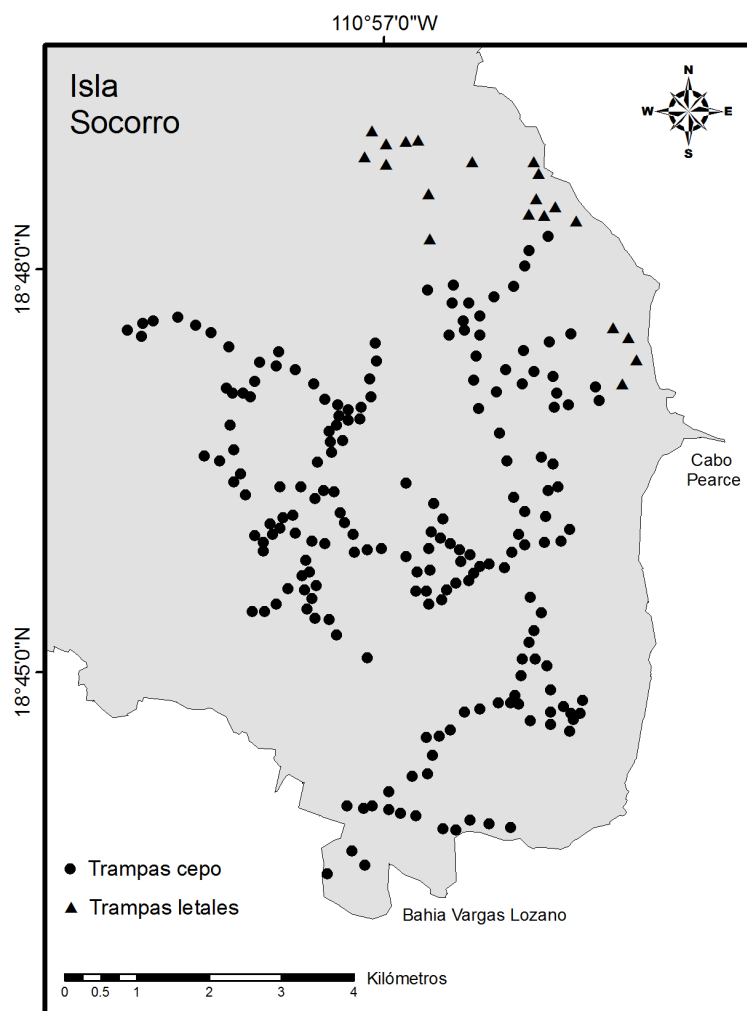


**Figura 6.** Localización de los transectos de cámaras-trampa.

#### 4.3.2 Trampeo de gatos

De acuerdo con Arnaud *et al.* (1994) los gatos se localizan principalmente en la zona este de la isla, por lo que se decidió concentrar el esfuerzo de trampeo en esa área. El método de control consistió principalmente en la captura con trampas de cepo o resorte (Oneida Victor Soft Catch #1 ½), así como trampas letales (Conibear Bodygrip Traps 10”), tal como se venía haciendo en otras islas en México y el mundo (Rauzon, 1985; Twyford *et al.*, 2000; Wood *et al.*, 2002; Phillips *et al.* 2005; Rodríguez *et al.*, 2006; Rauzon *et al.*, 2008). Un estudio para

determinar el ámbito hogareño de los gatos realizado en 2013, en donde se les colocaron collares con GPS/VHF (Sirtrack Mod.G2C 128a WGPS 170-230 mm Collar) a 6 animales, reveló que los machos tienen un ámbito hogareño promedio de 2.19 Km<sup>2</sup>, mientras que en las hembras es de 1.18 Km<sup>2</sup> en promedio. De esta forma, se determinó que las trampas debían tener una separación entre sí de 300-500 m. Se colocaron trampas de cebo en 220 sitios (Figura 7), cebadas con un atrayente comercial para gatos a base de mariscos (Shellfish, Tomahawk Live Trap), atún o sardina frita (Brothers, 1982). Las trampas fueron revisadas diariamente de 7 a 10 am. Las trampas letales y aquellas ubicadas en sitios de difícil acceso fueron equipadas con sistemas de telemetría (ATS, mammal trap monitor Series M4000) para determinar a distancia si habían sido activadas (Will *et al.*, 2010). Una vez capturados, el sacrificio se realizó mediante la inyección de un anestésico intramuscular (Zoletil 50, Laboratorios VIRBAC México) e inyección letal intracardiaca (Cloruro de potasio). De manera secundaria se usó cacería nocturna con rifles calibres .22 y .222 con mira telescópica y lámpara (Kohree 80,000 lux). El éxito de captura por campaña de trampeo se determinó con la fórmula:  $e = \text{gatos capturados/noches-trampa}$ .



**Figura 7.** Localización de las trampas tipo cebo y letales.

#### 4.4 Análisis de suelos

##### 4.4.1 Compactación

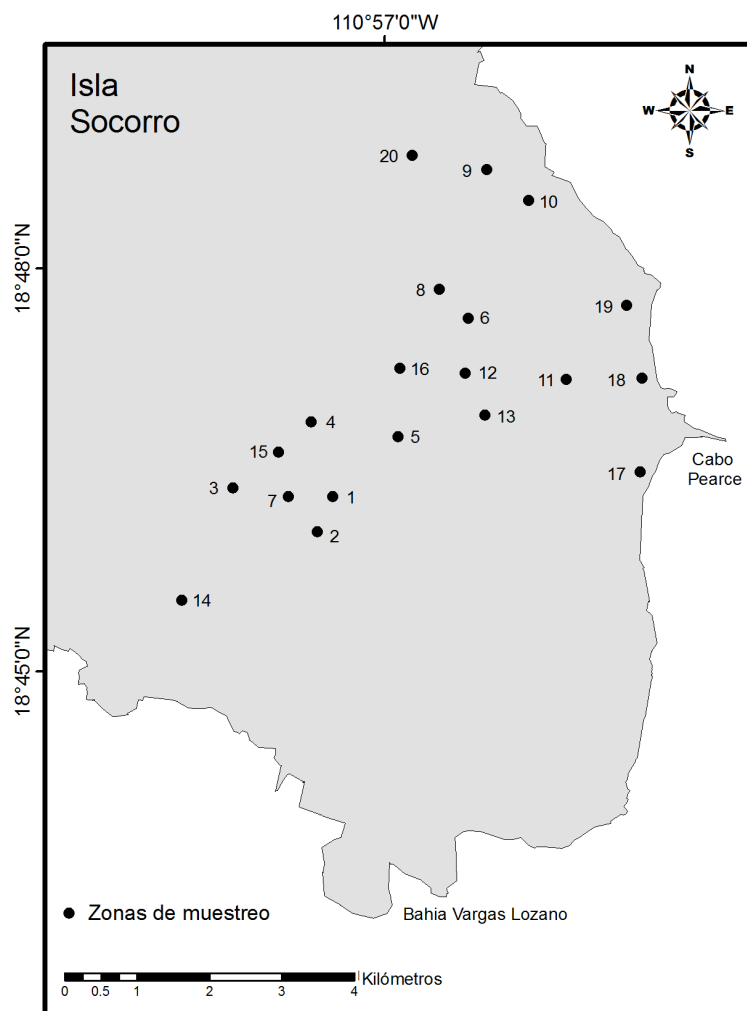
Durante febrero-mayo de 2009, con la ayuda de un helicóptero y mediante recorridos terrestres, se ubicaron las 20 zonas con mayor abundancia de borregos (Figura 8), por lo cual eran los sitios más impactados, completamente desprovistos



de vegetación. En 2013 se hicieron mediciones de la resistencia de penetración del suelo (psi) mediante el uso de un penetrómetro (Soil Compaction Tester Dickey-John®) dentro de las 20 áreas establecidas. Se eligieron sitios con suelo desnudo y con 50% y 100% de cobertura vegetal. Se obtuvieron 50 lecturas en cada condición. Adicionalmente, se tomaron 50 lecturas fuera de los cuadrantes, en sitios que no fueron perturbados por los borregos (SD = sin disturbio), con 100% de cobertura vegetal (Ortiz-Alcaraz *et al.*, enviado). Se realizó un análisis de varianza para determinar diferencias significativas entre los diferentes grados de cobertura vegetal.

#### 4.4.2 Características físico-químicas

En cada zona de muestreo (Figura 8) se obtuvieron muestras de suelo de 0-10 cm de profundidad, de aproximadamente 1 kg: 16 en suelos desnudos, 16 en suelos con el 50% y 16 muestras en suelos con 100% de cobertura vegetal. También se obtuvieron muestras de suelo fuera de los cuadrantes, en sitios que no fueron perturbados por los borregos, con 100% de cobertura vegetal (100% SD). Se determinaron los siguientes parámetros físico-químicos: pH y conductividad eléctrica (por lectura del potenciómetro y conductímetro respectivamente); nitrógeno total con el método LECO/DUMAS; materia orgánica por el método de Walkley-Black; fósforo por colorimetría y lectura en espectrofotómetro, y calcio y magnesio por el método del EDTA (Jackson, 1982; Bates, 1983; Page *et al.*, 1982; Espinoza, *et al.*, 2006). Los resultados se compararon mediante análisis de varianza y se realizaron las comparaciones de medias mediante la prueba de diferencia significativa honesta de Tukey (DSH), con la finalidad de determinar la similitud y diferencias existentes entre los sitios.



**Figura 8.** Zonas de muestreo (áreas de mayor disturbio).

#### 4.5 Índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI)

El vigor fotosintético de la vegetación en la isla se evaluó mediante la obtención del índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI, Valdez-Lazalde *et al.*, 2006), a efecto de distinguir a través del tiempo las áreas con y sin vegetación. Para ello se utilizó el Software QGIS V 2.12.2 Lyon, generando dos mapas. El primero (pre-erradicación) se creó usando una imagen satelital QuickBird con resolución de 60 cm por pixel, con fecha del 11 de mayo de 2008.

El segundo mapa (post-erradicación) se generó usando una imagen WorldView de 50 cm por pixel de resolución con fecha del 9 de mayo de 2013. Las imágenes se corrigieron geométricamente usando la Proyección Universal Transversa de Mercator (UTM), Datum WGS84, Zona 12 Q. Para determinar el cambio entre las dos fechas de análisis se sustrajeron los valores de NDVI de los pixeles raster de la imagen 2008 en la imagen 2013 (Nelson, 1983; Singh, 1986). Para la creación del mapa booleano sólo se consideraron las diferencias superiores a 0.2 (Cabral, 2011). El área donde se detectaron cambios en los valores del NDVI se determinó haciendo una conversión a polígonos.

#### **4.6 Monitoreo de la vegetación**

En cada una de las zonas de muestreo (Figura 8) se estableció un cuadrante de 10x100 m, georeferido mediante GPS. De 2009 a 2014 (excepto en 2010) se contabilizaron todos los individuos por especie, se midieron las alturas, el área foliar usando la fórmula de la elipse (Rodríguez-Estrella *et al.*, 1994), hasta una altura máxima de 1.5 m (alcance promedio de ramoneo que tienen los borregos), y se identificaron todos los individuos por especies que mostraron rastros de ramoneo (Ortiz *et al.*, 2009). Se tomó como referencia el listado de especies de Levin y Moran (1989), y los tipos de vegetación propuestos por León de la Luz *et al.* (1994): bosque y matorral mixto, además de las áreas consideradas como superficies erosionadas. Dada la escasez de la vegetación en 2009 no fue necesario aplicar el método de cuadrantes que se aplicó en el monitoreo de vegetación post-erradicación, ya que se pudieron contabilizar y medir todas y cada una de las plantas presentes. A partir de 2011, para el análisis de las plantas se usó el método de muestreo sistemático empleando cuadrantes de 6.26 m<sup>2</sup> para hierbas y arbustos, y 25 m<sup>2</sup> para árboles. Para elegir el tamaño de muestra en cada parcela se empleó el método de Curva especie-área (Mostacedo y Fredericksen, 2000). Con un muestreo piloto se determinaron 32 cuadrantes

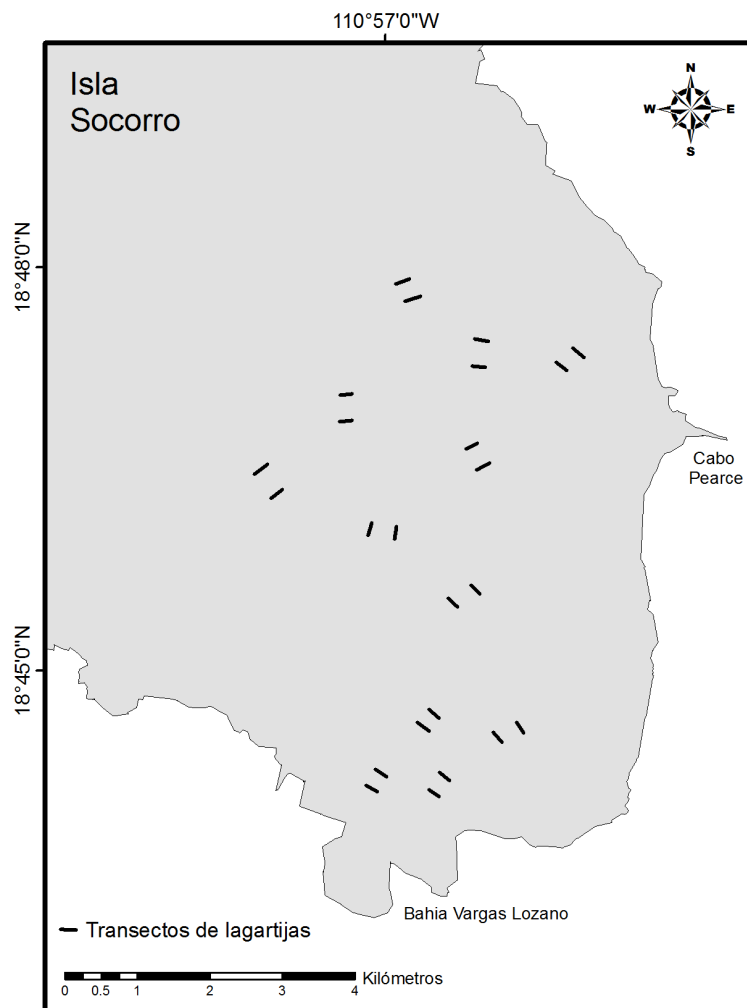
para hierbas y arbustos, y 8 cuadrantes para árboles, dentro de los cuadrantes establecidos de 1,000 m<sup>2</sup>. En cada cuadrante se contabilizaron el número de plantas por especie, su altura y su área foliar hasta una altura de 1.5 m (sólo la parte de la planta dentro del cuadrante). Otros parámetros obtenidos fueron Densidad y Frecuencia, de acuerdo a Mostacedo y Fredericksen, (2000). Se determinó si hubo diferencias significativas entre los años de estudio mediante análisis de varianza con medidas repetidas (rANOVA).

## 4.7 Monitoreo de vertebrados terrestres

### 4.7.1 Lagartija azul

Para registrar el cambio en las poblaciones de fauna endémica (lagartija y aves terrestres amenazadas) se consideraron como línea base la información previa generada por el CIBNOR (Galina *et al.*, 1994; Rodríguez-Estrella *et al.*, 1994). Los monitoreos fueron realizados de acuerdo a las técnicas propuestas por los autores, y se llevaron a cabo tanto en las zonas donde se encontraban las parcelas de vegetación (sitios muy perturbados) como en zonas bien conservadas de la isla. Durante los meses de abril-mayo y octubre de 2012-2015, se realizó el monitoreo de la lagartija endémica de Isla Socorro. Se establecieron 24 transectos múltiples paralelos (Aguirre-León, 2011) en tres diferentes tipos de hábitats: bosque, matorral decíduo y superficies erosionadas (León de la Luz *et al.*, 1994), con una amplitud de 6 m y una longitud de 100 m c/u (Figura 9). Se corrieron durante tres días consecutivos, entre las 10:00 y las 12:00 horas. Solamente se anotaron los avistamientos exitosos, cuando se confirmó el contacto visual. Para estimar la Densidad se utilizó la siguiente fórmula:  $D=n/2wL$ , donde n es el número de individuos contados, L es el largo total del transecto y w es el ancho del transecto a cada lado de la línea (Gallina y López González, 2011). Se corrió un rANOVA (ANOVA de medidas repetidas) con el Software estadístico R ver. 3.2.2

para determinar diferencias significativas entre las densidades obtenidas para cada año.

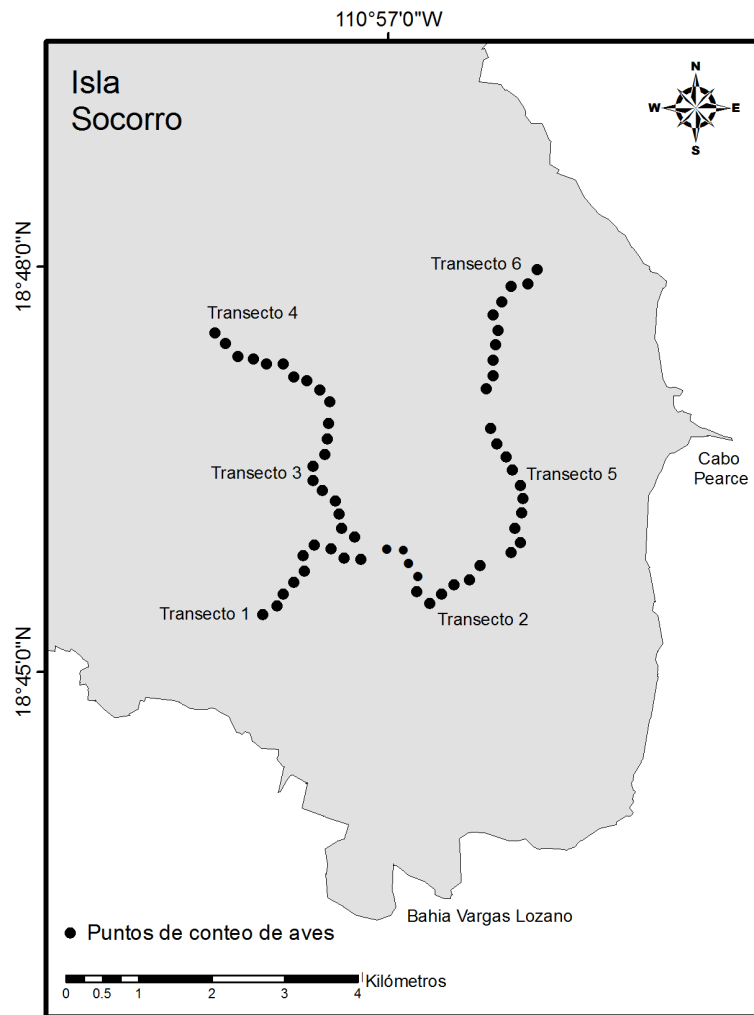


**Figura 9.** Ubicación de los transectos de lagartija azul.

#### 4.7.2 Aves terrestres

El monitoreo de aves terrestres se llevó a cabo con la técnica de puntos de conteo (González-García, 2011). Durante los meses de abril-mayo y octubre de 2012-2015 se establecieron 6 transectos en la isla (Figura 10). El monitoreo se realizó de 6:30 a 9:30 h y se repitió por 3 días consecutivos. En cada punto se

contaron por cinco minutos todas las aves observadas en un radio de 25 metros. Posteriormente, el observador se desplazó al siguiente punto de conteo separado por 250 m y se esperó un tiempo de cinco minutos antes de comenzar el próximo conteo. Su abundancia fue determinada utilizando la técnica de conteo por periodos de tiempo (Van Riper, 1982), mediante la cual es posible determinar la abundancia relativa de las especies utilizando el índice  $i = N_i/A$ , donde  $N_i$  = número total de individuos de la especie  $i$  y  $A$  = número total de individuos de la especie más abundante. Se corrió un rANOVA para determinar diferencias significativas entre los años del monitoreo. Considerando los dos monitoreos anuales, en temporada de lluvias y secas, se calculó el porcentaje que representa cada una de las especies de aves con relación al total de aves avistadas. Se determinó la abundancia relativa para las cuatro especies más abundantes en sitios los sitios estudiados por Rodríguez-Estrella *et al.* (1994), en hábitats con diferentes grados de perturbación: leve (poca alteración de los borregos), media (50% de cobertura vegetal) y fuertemente perturbada (escasa cobertura vegetal). Para determinar el índice de abundancia relativa de las especies se empleó la fórmula  $i = N_i / A$ , donde  $N_i$  = número total de individuos de la especie  $i$  y  $A$  = número total de individuos de la especie más abundante.



**Figura 10.** Ubicación de los puntos de conteo de aves terrestres.

## **5. RESULTADOS**

### **5.1 Confirmación de ausencia de borregos**

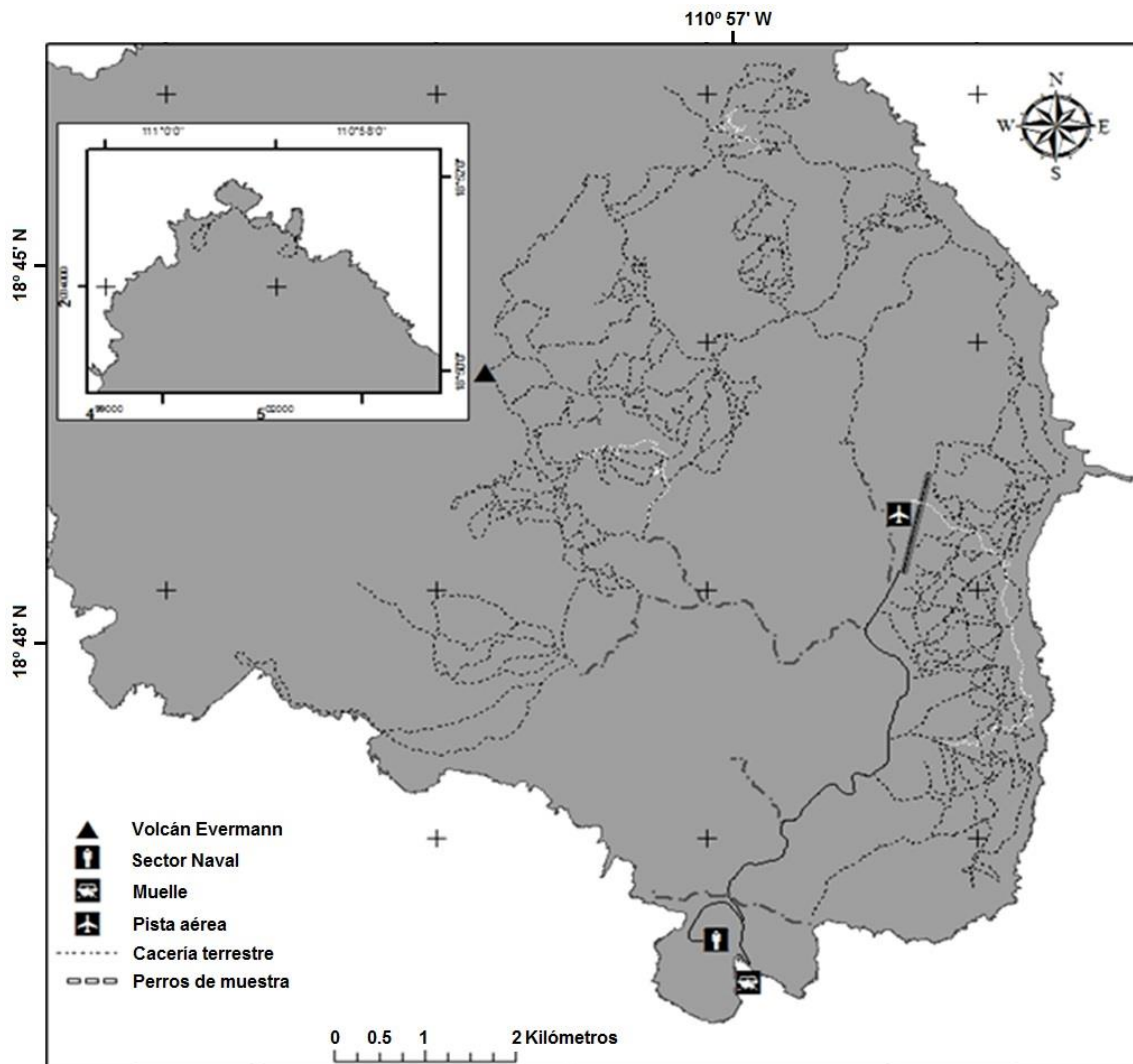
En agosto y septiembre de 2011, con ayuda de borregos Judas se localizaron 25 animales remanentes, los cuales fueron sacrificados (Tabla I). Para noviembre de ese mismo año se emplearon dos perros de muestra, los cuales pudieron identificar los rastros de dos manadas en la isla, una de ellas de cinco individuos en la porción central y otra de tres individuos al este de la pista aérea (Figura 11). En abril de 2012 todavía se identificaron dos borregos al este de la pista aérea, y desde entonces no se volvieron a encontrar rastros de borregos. Durante el resto de 2012 y en 2013 se llevaron a cabo seis expediciones, en las cuales se rebasaron las 1,420 horas hombre y se recorrieron más de 1,350 km, no encontrándose rastros de borregos. Durante 2014, mientras se realizaron los monitoreos de flora y fauna, y se avanzó con el programa de control de gatos en la zona este de la isla (total de 4 expediciones en los meses de abril, junio, agosto y octubre), se aprovechó para buscar indicios de borregos, sin embargo, no fueron encontrados rastros de los mismos.

En resumen, el proyecto de erradicación de borregos asilvestrados se culminó tras 5 años desde su inicio con la etapa de cacería aérea y culminando con dos años de confirmación de ausencia. En total se sacrificaron 1,762 borregos en toda la campaña, la cual tuvo un costo aproximado de 700 mil dólares (erradicación + confirmación de ausencia).



**Tabla I.** Esfuerzo de búsqueda de borregos remanentes y confirmación de ausencia (en gris se muestran las expediciones en las cuales no se encontraron rastros de borregos).

<b>Año</b>	<b>Expediciones</b>	<b>Personas</b>	<b>Horas-hombre</b>	<b>km recorridos</b>	<b>Borregos sacrificados</b>
2011	Agosto - septiembre	5	728	644	25
	Noviembre	5	420	385	8
2012	Abril	3	240	216	2
	Junio – julio	3	128	195	0
	Noviembre	4	164	182	0
2013	Abril	3	288	264	0
	Mayo	2	180	175	0
	Junio	3	264	232	0
	Noviembre	5	400	309	0
<b>Total</b>			<b>2,812</b>	<b>2,602</b>	<b>35</b>



**Figura 11.** Recorridos para la búsqueda de borregos remanentes, de agosto de 2011 a noviembre de 2013.

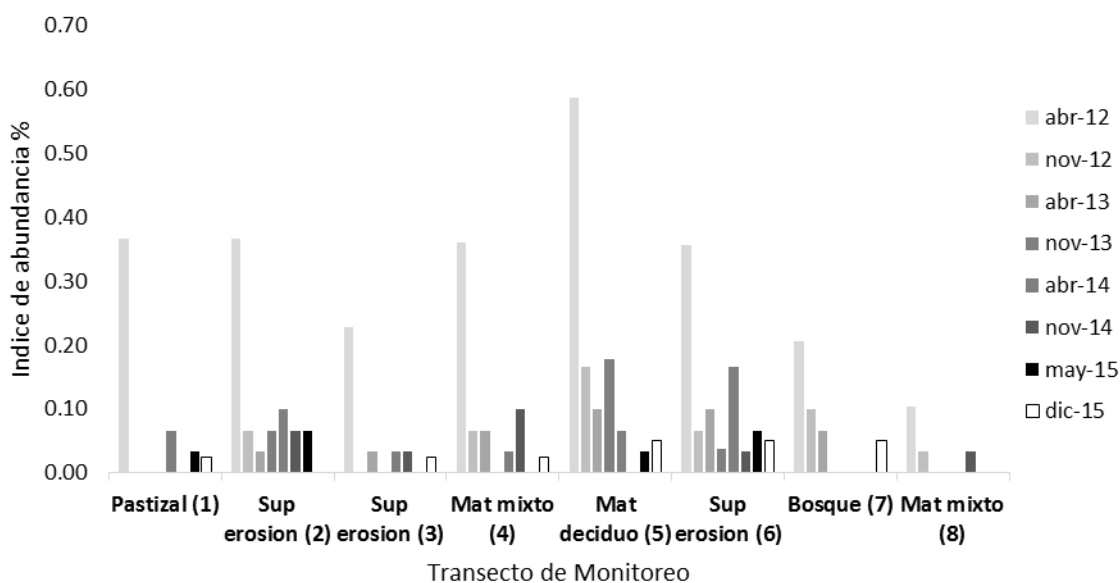
## 5.2 Control de gatos

### 5.2.1 Monitoreo de gatos

La abundancia relativa de los gatos en las diferentes zonas de la porción este de la isla se registró mediante el uso de cámaras trampa (Figura 12). En abril de 2012 la abundancia relativa promedio de gatos era de 0.32, la cual disminuyó a 0.06 tras los primeros esfuerzos de control (Figura 13). Durante ese primer monitoreo se encontraron gatos en todos los sitios estudiados, aunque su abundancia fue mayor hacia la región sureste (sitios cercanos al Sector Naval), en tanto que fue menor en la zona norte y en las zonas con mayor altitud. A medida que se avanzó con el programa de control de gatos, la abundancia de los mismos disminuyó drásticamente. Para mayo de 2015 los gatos fueron localizados únicamente en los transectos ubicados en las zonas más sureñas de la isla, mostrando una abundancia relativa promedio de 0.03.



**Figura 12.** Gato captado en los transectos de cámaras-trampa.



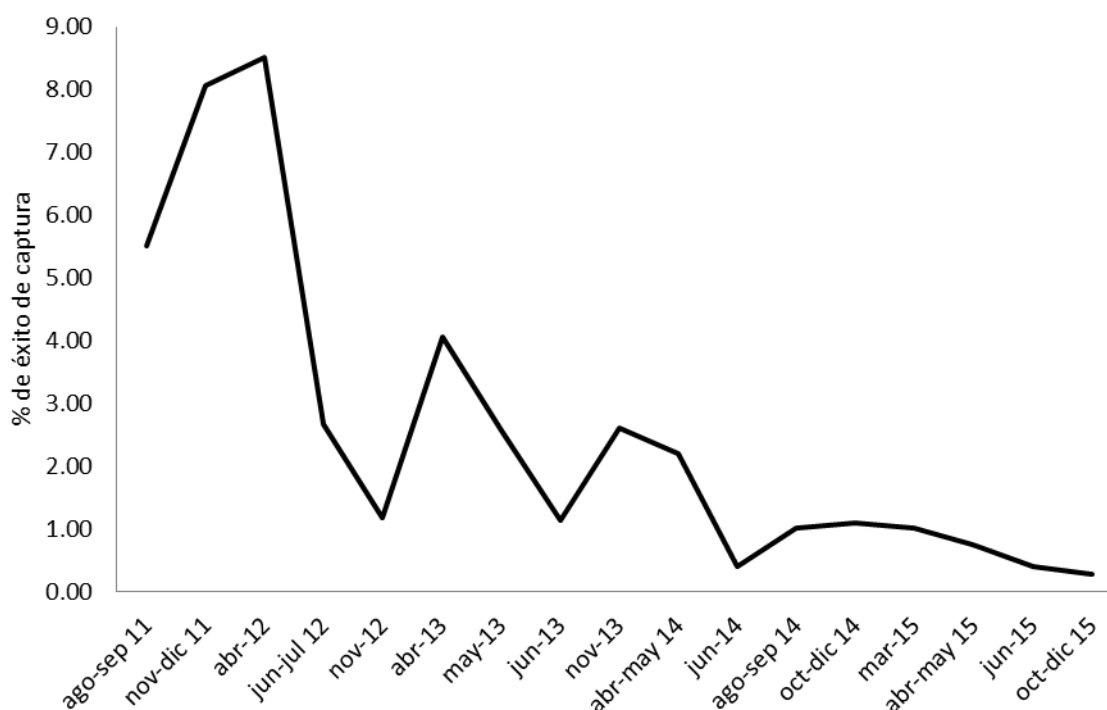
**Figura 13.** Índice de abundancia relativa de gatos de 2012 a 2015.

### 5.2.2 Trampeo de gatos

En lo que va del proyecto de control de gatos, se han sacrificado 434 individuos en 30,298 noches-trampa. Los resultados del control de gatos se muestran en el Tabla II. El éxito de captura oscila a lo largo de los años, sin embargo, la tendencia es hacia su disminución (Figura 14). Durante el primer año de control se obtuvo un éxito de captura promedio de 6.80 %, en tanto que para finales de 2015 lo fue de 0.27 %. En términos generales, el éxito de captura es mayor en los meses de invierno y primavera, y disminuye durante los meses de verano y otoño.

**Tabla II.** Éxito de captura de gatos asilvestrados mediante trampeo.

<b>Año</b>	<b>Meses</b>	<b>Noches-trampa</b>	<b>Gatos sacrificados</b>	<b>Éxito de captura</b>
2011	Ago – Sep	924	51	5.52
	Nov – dic	384	31	8.07
2012	Abr	388	33	8.51
	Jun – Jul	789	21	2.66
	Nov	843	10	1.19
2013	Abr	1,629	66	4.05
	May	468	12	2.56
	Jun	528	6	1.14
	Nov	613	16	2.61
2014	Abr – May	2,667	59	2.21
	Jun	1,980	8	0.40
	Ago – Sep	1,760	18	1.02
	Oct – Dic	2,925	32	1.09
2015	Mar	1,656	17	1.03
	Abr – May	3,424	26	0.76
	Jun - Jul	1,728	7	0.41
	Oct-Dic	7,592	21	0.27
<b>Total</b>		<b>30,298</b>	<b>434</b>	



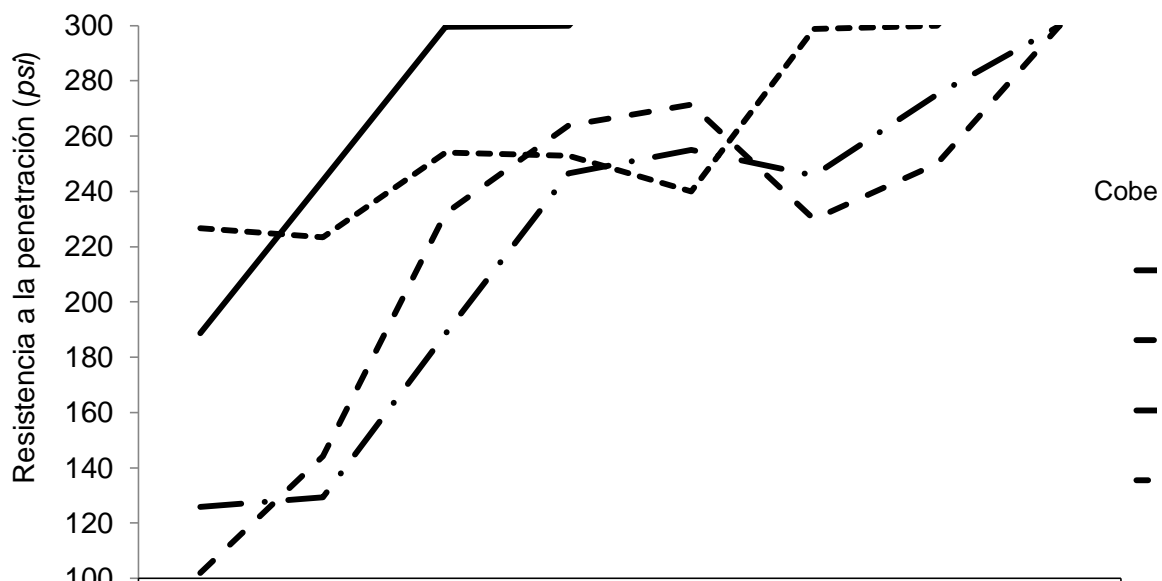
**Figura 14.** Disminución del éxito de captura de gatos de 2011 a 2015.

### 5.3 Análisis de suelos

#### 5.3.1 Compactación

Los resultados del estudio de resistencia de penetración o grado de compactación del suelo muestran que los suelos erosionados son los más compactos y se vuelven menos compactos a medida que la vegetación comienza a recuperarse (50 y 100% de cobertura vegetal, Figura 15). Los cuadrantes con suelos que permanecen desnudos (0% de cobertura vegetal) presentan mayor resistencia de penetración (>300 psi a 30 cm de profundidad). Con relación a los sitios con 50% y 100% de cobertura vegetal, los suelos son poco compactos a poca profundidad (100-120 psi a 8 cm de profundidad) y se vuelven más compactos a mayores profundidades (300 psi a 61 cm de profundidad). En los sitios con 100% de cobertura sin disturbio (SD), el suelo se mantiene con poca

variación en el grado de compactación (230-300 psi hasta los 53 cm de profundidad), que queda en el intervalo de valores propicios para el crecimiento de la mayoría de las plantas, que es entre 200-400 psi hasta 61 cm (24 pulgadas) de acuerdo con Sellés *et al.* (2012), que podría deberse a la constancia de una condición estable. Se observaron diferencias significativas ( $p < 0.001$ ) entre los sitios sin vegetación (0% de cobertura vegetal) y con aquellos donde las plantas comienzan a propagarse (50 y 100% de cobertura vegetal). No se encontraron diferencias significativas entre los suelos desnudos (0% de cobertura vegetal) o con algún grado de recuperación (50 y 100% de cobertura vegetal), con relación a los sitios sin disturbio (100% SD).



**Figura 15.** Compactación del suelo en zonas impactadas y sin disturbio (SD).

### 5.3.2 Características físico-químicas

Los resultados del análisis físico-químico realizado a las muestras de suelo se muestran en el Tabla III. Los valores de pH permanecen cercanos al neutro,

presentando diferencias significativas entre los sitios con y sin vegetación ( $P < 0.021$ ; Figura 16). En cuanto a la conductividad eléctrica, que indica la presencia de sales en el suelo, también hubo diferencias significativas entre los sitios erosionados y con diversos grados de cobertura vegetal ( $p < 0.013$ ), aunque no hubo diferencias entre los suelos desnudos y los que no fueron perturbados. Los valores promedio entre 0.7 y 0.9 dS m<sup>-1</sup> no se consideran limitantes para el desarrollo normal de las plantas (USDA, 1999).

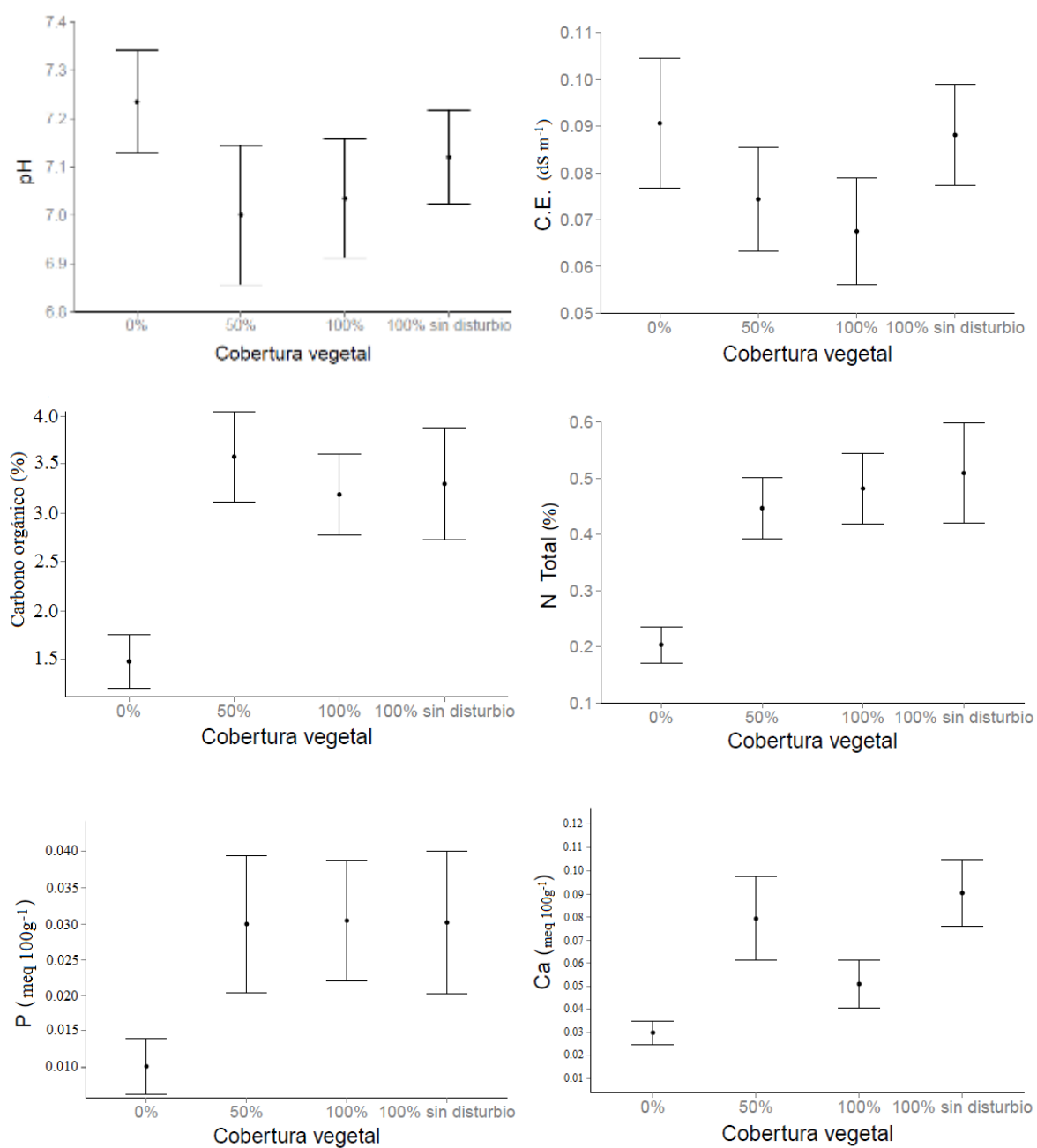
Para el caso de nitrógeno total, carbono orgánico, fósforo y calcio, los sitios con vegetación recuperada resultaron significativamente diferentes ( $p < 0.001$ ) a los de suelos desnudos. Tanto el nitrógeno como el carbono orgánico duplicaron su porcentaje, en tanto que el fósforo y el calcio prácticamente triplicaron los valores en los sitios con aumento de cobertura vegetal con respecto a los sitios erosionados. Por su parte, el magnesio presentó diferencias significativas entre los sitios impactados (0, 50 y 100% de cobertura vegetal recuperada) y los sitios no perturbados (100% SD; Figura 17).



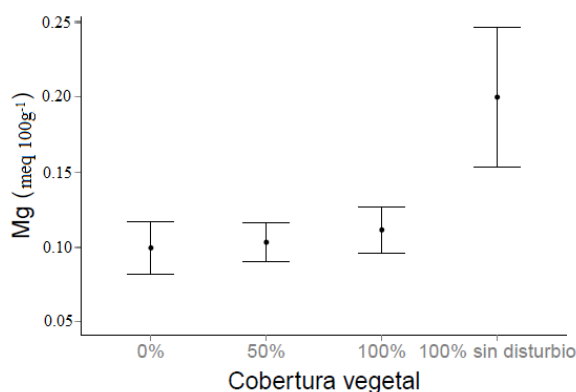
**Tabla III.** Resultados del análisis físico-químico del suelo

	<b>Cobertura Vegetal</b>			
	<b>0%</b>	<b>50%</b>	<b>100%</b>	<b>100% SD</b>
pH	7.20 (0.16)	6.99 (0.28)	7.03 (0.16)	7.11 (0.22)
Conductividad eléctrica (dS m <sup>-1</sup> )	0.09 (0.03)	0.07 (0.03)	0.07 (0.02)	0.09 (0.03)
Nitrógeno total (%)	0.20 (0.07)	0.45 (0.11)	0.48 (0.14)	0.51 (0.17)
Carbono orgánico (%)	1.53 (0.52)	3.60 (0.86)	3.22 (0.78)	3.27 (1.08)
Fósforo (meq 100g <sup>-1</sup> )	0.01 (0.01)	0.03 (0.02)	0.03 (0.02)	0.03 (0.02)
Calcio (meq 100g <sup>-1</sup> )	0.03 (0.01)	0.08 (0.04)	0.05 (0.02)	0.09 (0.03)
Magnesio (meq 100g <sup>-1</sup> )	0.10 (0.04)	0.10 (0.03)	0.11 (0.03)	0.20 (0.10)

\* SD = Sin disturbio, área con poca o nula alteración por los borregos. Los números entre paréntesis indican la desviación estándar.



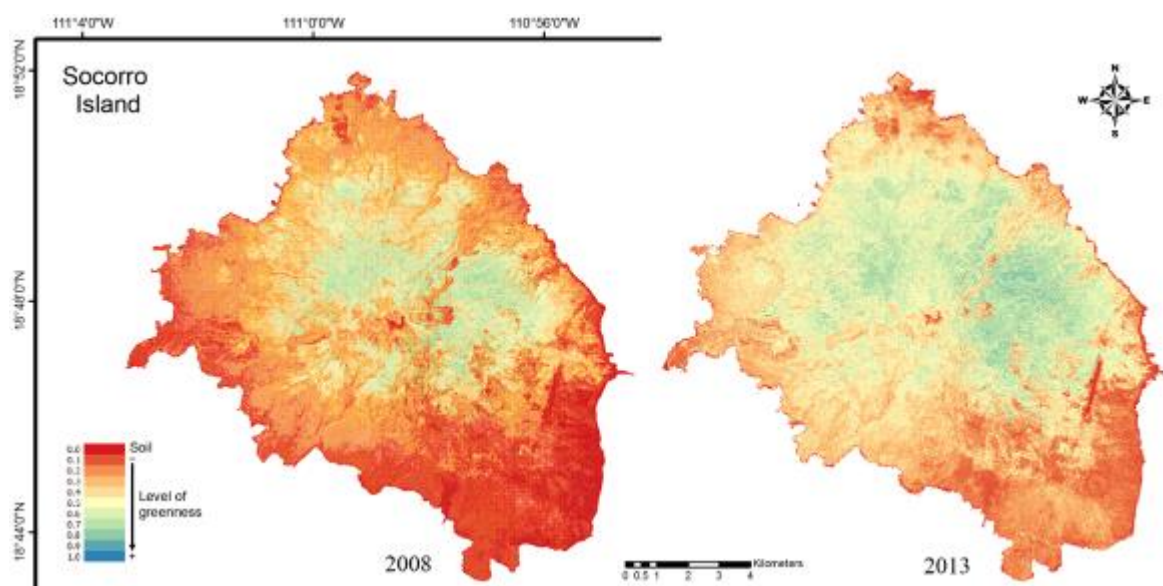
**Figura 16.** Valores de pH, conductividad eléctrica, carbono orgánico, nitrógeno total, fósforo y calcio, para cada una de las condiciones de cobertura vegetal. Se muestran los intervalos de confianza al 95%.



**Figura 17.** Valores de magnesio para cada una de las condiciones de cobertura vegetal. Se muestran los intervalos de confianza al 95%.

#### 5.4 Índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI)

Los resultados obtenidos mediante el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI), señalan que en 2008 existió menor vigor en la vegetación (plantas con menos producción fotosintética y menor área foliar), comparativamente a lo obtenido durante 2013, donde se observa una mayor superficie con vigor en vegetación (mayor producción vegetativa). Las imágenes de la isla con el tratamiento de NDVI (Figura 18) muestran los valores de suelo desnudo en tonalidad roja (valores cercanos a cero) y vegetación en senescencia en tonalidades amarillas (valores de NDVI entre 0.1 - 0.4), mientras que el crecimiento vigoroso (mayor área foliar) de la vegetación (incluye los valores por encima de 0.4) se observan en verde intenso. Los resultados obtenidos en 2008 y 2013 (Tabla IV), señalan valores máximos de NDVI en la porción noreste de la isla, mientras que los valores en la porción suroeste fueron menores. Sin embargo, la mayor diferencia o recuperación de la vegetación se presentó en la porción sureste.



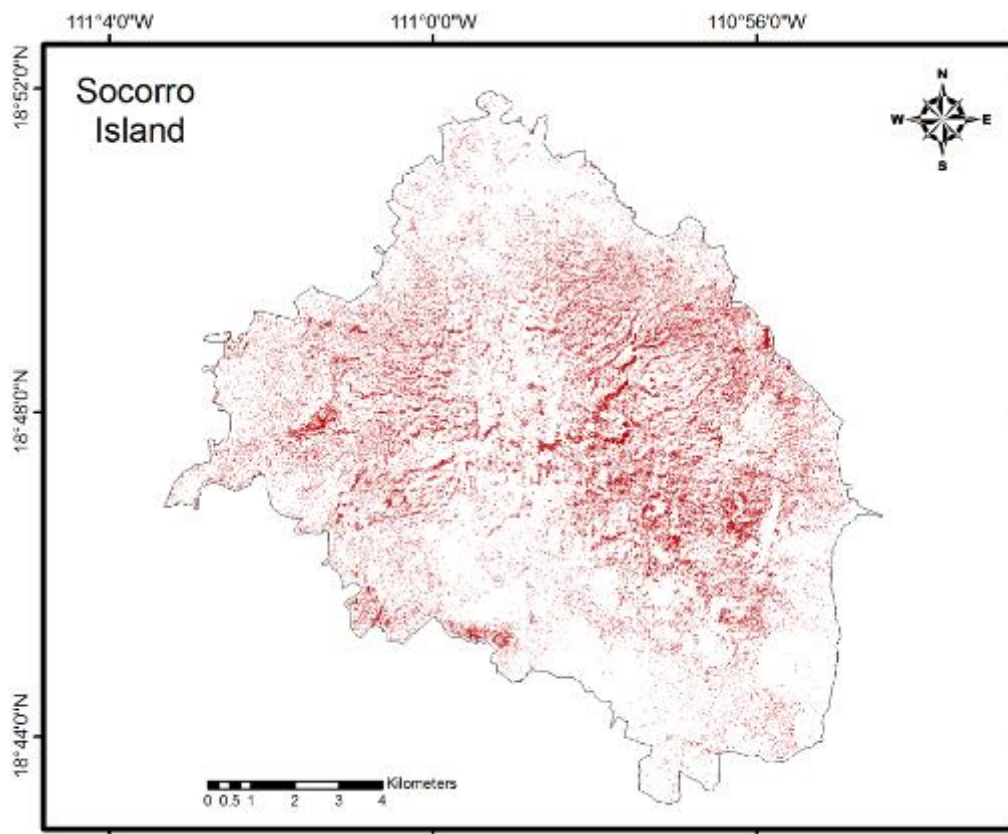
**Figura 18.** Mapas de índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) de las imágenes de Isla Socorro. Izquierda: 11 de mayo de 2008; derecha: 9 de mayo de 2013.

**Tabla IV.** Valores máximos del índice de vegetación de diferencia normalizada en 2008 y 2013.

Zona	2008	2013	Diferencia
Noroeste	0.657	0.742	0.085
Noreste	0.683	0.789	0.106
Suroeste	0.580	0.676	0.096
Sureste	0.612	0.763	0.151

Para visualizar el cambio en la vegetación se elaboró un mapa booleano (Figura 19), generado por la sustracción de las imágenes 2008 y 2013. El color rojo indica los sitios donde se encontró una diferencia positiva, es decir, en donde hubo un aumento en cobertura vegetal para 2013. Al realizar el cálculo de área con diferencia positiva (recuperación de la cobertura vegetal), se obtuvieron como resultado 1,452 ha, lo que equivale a la recuperación de la cobertura vegetal en el 11% de la superficie de la isla. La zona este de la isla era la zona con mayor

disturbio en el hábitat (Álvarez-Cárdenas *et al.*, 1994), siendo ésta donde se registró una mayor recuperación de la vegetación en el periodo analizado.



**Figura 19.** Recuperación de la cobertura vegetal en 2013 (color rojo), en comparación con la superficie obtenida en 2008.

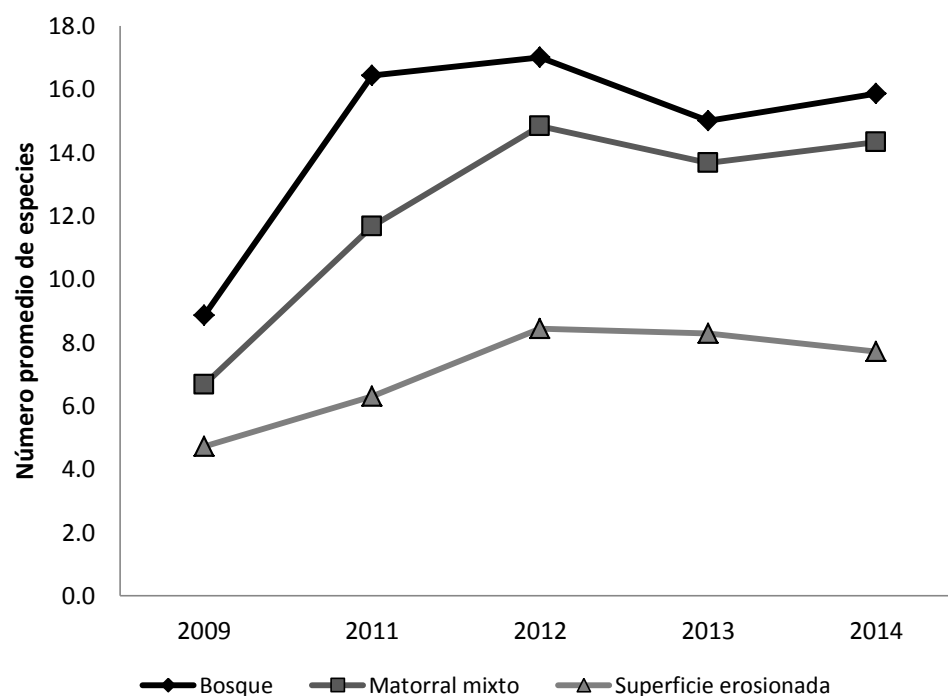
## 5.5 Monitoreo de la vegetación

Los resultados obtenidos confirman la recuperación detectada mediante el análisis de imágenes de satélite. De los 20 cuadrantes estudiados, 10 se localizaron en la zona noreste de la isla y 10 en la zona sureste. Asimismo, siete correspondieron a la asociación vegetal de bosque, seis al matorral mixto y siete

corresponden a las áreas descritas como superficies erosionadas. En las Tablas V, VI y VII se muestran el número de especies, número de plantas y la cobertura vegetal respectivamente durante 2009-2014. Las pruebas estadísticas mostraron diferencias significativas entre los años para el número de especies ( $p < 0.05$ ), siendo en promedio 5.7 especies en los cuadrantes de la zona noreste en 2009, y 11.2 especies en 2014. En la zona sureste se encontraron 7.8 y 13.9 especies en promedio en 2009 y 2014 respectivamente. Lo anterior se debe a que en la zona noreste de la isla se encuentra una mayor proporción de áreas de vegetación del tipo matorral mixto y grandes extensiones de superficies erosionadas, con una menor presencia de especies vegetales (León de la Luz *et al.*, 1994), mientras que en la región sureste, donde se llevaron a cabo los estudios, se encuentran principalmente bosques. Por otra parte, la región noreste presenta laderas pronunciadas expuestas al viento, lo que dificulta que se establezca un banco de semillas. Los sitios presentaron un mayor número de especies en 2011-2012, disminuyendo en 2014 (Figura 20). Lo anterior se debe a que durante los primeros años hubo abundancia de hierbas anuales, las cuales fijaron el suelo y modificaron las condiciones del mismo. Para el monitoreo del 2014 se encontraron otras especies de hierbas y arbustos que colonizaron los transectos.

**Tabla V.** Número de especies, entre 2009 y 2014, en los 20 transectos de vegetación estudiados.

Cuadrante	Zona	Tipo de vegetación	Año				
			2009	2011	2012	2013	2014
1	SE	Bosque	11	19	18	16	16
2	SE	Bosque	8	16	15	13	14
3	SE	Bosque	6	17	18	16	18
4	SE	Bosque	18	21	20	18	18
5	SE	Superficie erosionada	12	13	14	13	15
6	NE	Matorral mixto	5	17	26	18	20
7	SE	Bosque	6	14	18	15	15
8	NE	Matorral mixto	11	18	18	17	18
9	NE	Matorral mixto	6	11	12	9	10
10	NE	Superficie erosionada	3	5	8	8	8
11	NE	Superficie erosionada	3	5	6	5	4
12	NE	Matorral mixto	9	12	15	16	15
13	SE	Superficie erosionada	2	3	4	6	6
14	SE	Matorral mixto	5	7	11	14	14
15	SE	Bosque	7	16	17	16	17
16	NE	Matorral mixto	4	5	7	8	9
17	SE	Superficie erosionada	3	5	8	8	6
18	NE	Superficie erosionada	4	6	10	9	8
19	NE	Superficie erosionada	6	7	9	9	7
20	NE	Bosque	6	12	13	11	13



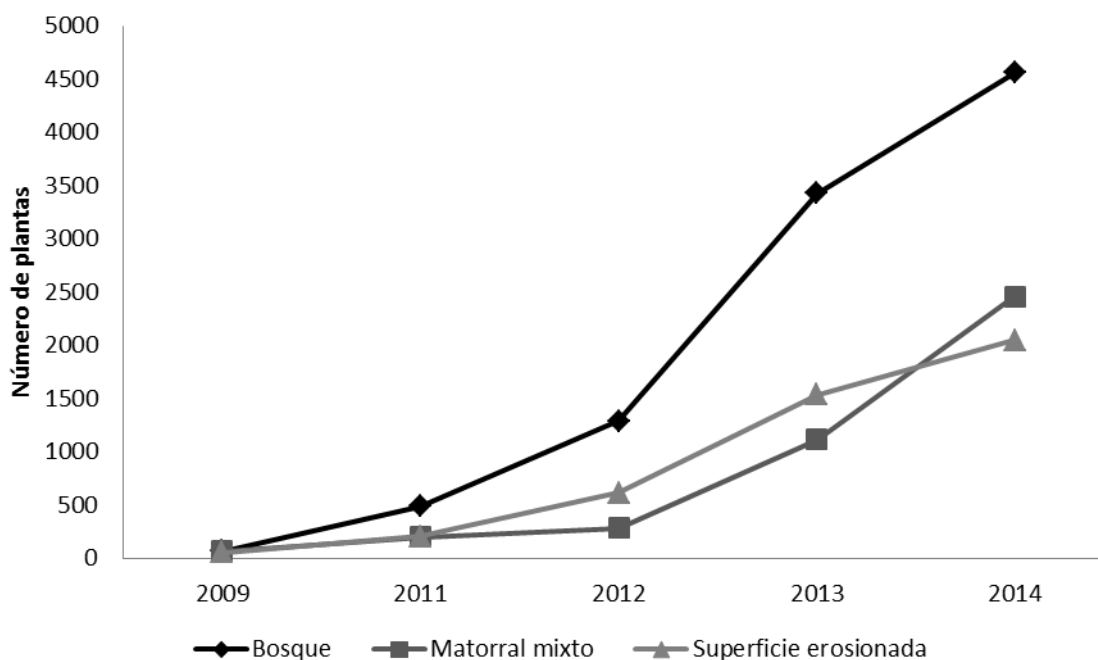
**Figura 20.** Número promedio de especies por tipo de hábitat, de 2009 a 2014.

Debido a la presencia de borregos, en el 2009 los sitios estudiados prácticamente carecían de vegetación (Tablas VII y VIII). En ese año se contabilizaron en promedio 646 planta por hectárea en los transectos de la porción noreste, mientras que fueron apenas 560 plantas por hectárea en la zona sureste. Para 2014, el número de plantas de todas las especies fue de 20,740 por hectárea en la zona noreste, mientras en la zona sureste fue de 40,220 plantas por hectárea. Se encontraron diferencias significativas entre los años de estudio ( $p < 0.001$ ). El tipo de vegetación de bosque tuvo un mayor número de plantas por hectárea en comparación al matorral mixto y las superficies erosionadas (Figura 21).



**Tabla VI.** Número de plantas, entre 2009 y 2014, en los 20 transectos de vegetación estudiados.

Cuadrante	Zona	Tipo de vegetación	Año				
			2009	2011	2012	2013	2014
1	SE	Bosque	57	869	3165	6940	7870
2	SE	Bosque	62	276	1055	6460	8220
3	SE	Bosque	48	605	1245	2300	4000
4	SE	Bosque	146	259	490	1520	2370
5	SE	Superficie erosionada	95	463	1150	3690	5195
6	NE	Matorral mixto	84	165	175	1755	2405
7	SE	Bosque	18	600	1400	3020	4175
8	NE	Matorral mixto	55	265	235	880	4250
9	NE	Matorral mixto	80	134	295	490	985
10	NE	Superficie erosionada	23	44	150	380	565
11	NE	Superficie erosionada	62	266	710	1525	2065
12	NE	Matorral mixto	92	149	270	935	1430
13	SE	Superficie erosionada	11	59	200	410	645
14	SE	Matorral mixto	46	302	480	1645	2960
15	SE	Bosque	33	522	1045	2165	2860
16	NE	Matorral mixto	40	173	250	985	2710
17	SE	Superficie erosionada	44	188	685	1510	1925
18	NE	Superficie erosionada	58	192	640	1545	1810
19	NE	Superficie erosionada	69	224	780	1670	2115
20	NE	Bosque	83	284	625	1570	2405

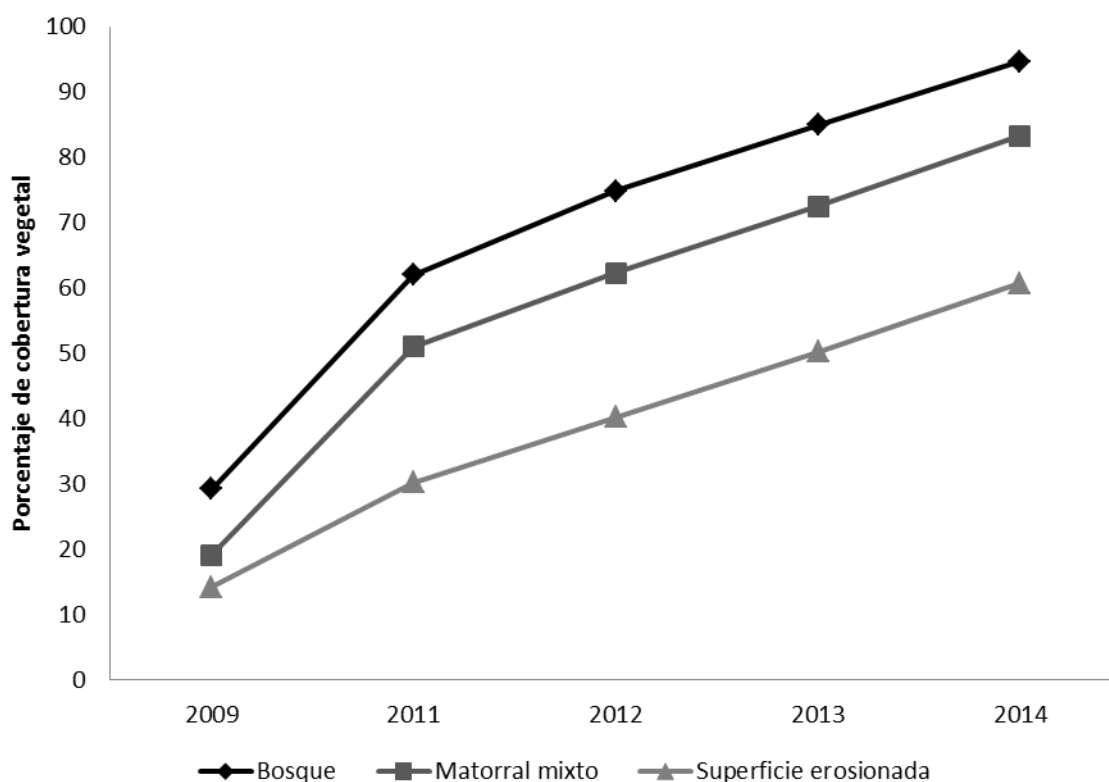


**Figura 21.** Número promedio de plantas por tipo de hábitat, de 2009 a 2014.

Al estimar la cobertura vegetal promedio dio como resultado 18.4% para los 10 cuadrantes de la zona noreste y 23.6% para la zona sureste en 2009. Al repetir el monitoreo en 2014 en la zona noreste la cobertura vegetal promedio resultó en 73.3%, mientras que fue del 85.5% en la zona sureste, siendo ésta la de mayor recuperación. Se encontraron diferencias significativas entre los años del estudio ( $p < 0.001$ ). El tipo de vegetación bosque presentó una mayor cobertura vegetal (95%) en 2014, seguida del matorral mixto (83%). Finalmente las superficies erosionadas alcanzaron un promedio de 61% de cobertura vegetal (Figura 22).

**Tabla VII.** Porcentaje de cobertura vegetal, entre 2009 y 2014, en los 20 transectos de vegetación estudiados.

Cuadrante	Zona	Tipo de vegetación	Año				
			2009	2011	2012	2013	2014
1	SE	Bosque	34	84	88	94	98
2	SE	Bosque	26	70	89	98	100
3	SE	Bosque	20	59	70	82	94
4	SE	Bosque	45	52	63	75	96
5	SE	Superficie erosionada	22	66	72	75	83
6	NE	Matorral mixto	15	70	74	84	88
7	SE	Bosque	22	63	82	88	98
8	NE	Matorral mixto	23	61	75	86	97
9	NE	Matorral mixto	19	38	52	71	83
10	NE	Superficie erosionada	16	18	24	35	41
11	NE	Superficie erosionada	13	29	38	44	58
12	NE	Matorral mixto	22	47	55	61	72
13	SE	Superficie erosionada	8	12	17	30	43
14	SE	Matorral mixto	17	44	67	75	86
15	SE	Bosque	30	57	72	85	91
16	NE	Matorral mixto	19	46	51	58	74
17	SE	Superficie erosionada	12	29	38	48	66
18	NE	Superficie erosionada	14	27	40	54	62
19	NE	Superficie erosionada	15	31	53	66	72
20	NE	Bosque	28	49	60	73	86



**Figura 22.** Porcentaje promedio de cobertura vegetal por tipo de hábitat, de 2009 a 2014.

Como se mencionó anteriormente, los suelos desnudos fueron ocupados primeramente por aquellas especies adaptadas para crecer en esas condiciones. Entre las plantas pioneras que iniciaron la colonización de los sitios impactados tras ser eliminados los borregos se encuentran especies nativas, endémicas y exóticas (Tabla IX). Las especies nativas *Pteridium caudatum* y *Dodonaea viscosa*, fueron las que presentaron mayores densidades en los sitios estudiados, aunque existieron diferencias entre las zonas sureste y noreste de la isla. Mientras que en el sureste *H. pectinata* fue una de las especies exóticas más prolíficas, en el noreste y otras regiones de la isla *P. caudatum* y *D. viscosa* fueron las especies más invasivas (Figura 23). Algunas especies endémicas como *E. socorrensis* y *Pterityle socorrensis* han tenido éxito en colonizar suelos desnudos, incluso,

aprovechando los microhábitats creados por *H. pectinata* y *D. viscosa* (Figura 24). Sin embargo, hay algunas especies de pastos exóticos que también se favorecieron con la erradicación de los borregos. Especies del género *Cenchrus* son más abundantes en algunos sitios cercanos a los caminos por donde pueden transitar vehículos. La especie endémicas arbóreas que se están recuperando en la isla son *Guettarda insularis* y *Psidium socorrense*.

**Tabla VIII.** Máxima densidad (ind ha<sup>-1</sup>) encontrada en los cuadrantes en 2009 y 2013, de las especies de plantas más exitosas en la colonización de suelos desnudos.

Especie	Zona noreste		Zona sureste	
	2009	2014	2009	2014
<i>Hyptis pectinata</i> (x)	60	210	330	4860
<i>Pteridium caudatum</i> *	6%	58%	11%	43%
<i>Dodonaea viscosa</i>	910	6190	140	1370
<i>Nicotiana stocktonii</i> (e)	30	190	40	260
<i>Erigeron socorrensis</i> (e)	240	1420	80	350
<i>Mitracarpus hirtus</i> (x)	80	440	20	90
<i>Aristida</i> spp	1%	3%	6%	31%
<i>Amaranthus palmeri</i> (x)	220	900	100	180
<i>Chamaesyce</i> spp.^	70	160	100	370
<i>Cenchrus</i> spp.^	40	110	160	530
<i>Perityle socorrensis</i> (e)	390	780	310	620
<i>Guettarda insularis</i> (e)	80	220	170	320
<i>Psidium socorrense</i> (e)	50	190	30	100

\* Debido a la imposibilidad de contabilizar individuos se consideró su cobertura en una hectárea.

^ Género que cuenta con especies exóticas y nativas

e = especie endémica

x = especie exótica



**Figura 23.** Especies vegetales invasoras. Izquierda: *P. caudatum* cubre los suelos desnudos; derecha: *D. viscosa* es una de las especies más invasivas de la isla.

Algunas especies fueron constantes durante los años de monitoreo, mientras que otras estuvieron sólo al principio o aparecieron una vez que se concluyó la erradicación de los borregos. En las Tablas X, XI y XII se muestran las especies presentes en los hábitats de bosque, matorral mixto y en las superficies erosionadas respectivamente, durante los años de monitoreo.



**Figura 24.** *E. socorrensis* (plantas postrada, endémica) crece en los sitios donde antes germinó *H. pectinata* (planta de crecimiento erecto, exótica).

**Tabla IX.** Especies presentes en bosque de 2009 a 2014.

Especie	2009	2011	2012	2013	2014
<i>Bumelia socorrensis</i>	x	x	x	x	x
<i>Dodonaea viscosa</i>	x	x	x	x	x
<i>Guettarda insularis</i>	x	x	x	x	x
<i>Chamaecyse thynifolia</i>	x				
<i>Solanum sp.</i>	x	x	x	x	x
<i>Nicotiana stocktonii</i>	x	x			x
<i>Eupatrium pacificum</i>	x	x	x		
<i>Ficus cotinifolia</i>	x	x	x	x	x
<i>Erigeron socorrensis</i>	x	x	x	x	x
<i>Hyptis pectinata</i>		x	x	x	x
<i>Ryncheletrum repens</i>		x	x		
<i>Cordia curassavica</i>		x	x	x	x
<i>Psilotum nudum</i>		x			
<i>Perityle socorrensis</i>		x			
<i>Amaranthus palmeri</i>	x	x	x	x	x
<i>Argemone ochroleuca</i>	x	x	x		x
<i>Heliotropium curassavicum</i>		x	x	x	
<i>Waltheria indica</i>		x	x		
<i>Indigotera hyrsuite</i>		x			
<i>Corchorus aesturans</i>		x			
<i>Bidens socorrensis</i>		x	x	x	x
<i>P. socorrense</i>	x	x	x	x	x
<i>Pteridium caudatum</i>			x	x	x
<i>Polypodium polypodioides</i>			x	x	x
<i>Scirpus sp.</i>			x	x	x

En el bosque, especies herbáceas como *C. thynifolia* y *E. pacificum* estuvieron presentes cuando los borregos transitaban por esas zonas pero no fueron vistas posterior a la erradicación. Otras herbáceas como *R. repens*, *P. nudum*, *W. indica* y *C. aesturans* aparecieron a partir de 2011 como especies oportunistas, por uno o dos periodos de tiempo. Mientras que algunos arbustos como *H. pectinata*, *C. curassavica* y *P. caudatum* colonizaron los suelos desnudos y fueron identificados hasta el último monitoreo en 2014. Otras especies como *D.*



*viscosa* se encontraba desde el primer monitoreo en baja densidad, pero a medida que los borregos fueros disminuyendo aumentó su población (Tabla VIII).

**Tabla X.** Especies presentes en matorral mixto de 2009 a 2014.

Especie	2009	2011	2012	2013	2014
<i>Bumelia socorrensis</i>	x	x	x	x	x
<i>Dodonaea viscosa</i>	x	x	x	x	x
<i>Guettarda insularis</i>	x	x	x	x	x
<i>Chamaecyse anthonyi</i>	x				
<i>Solanum sp.</i>		x	x		
<i>Eupatrium pacificum</i>	x			x	x
<i>Ficus cotinifolia</i>	x	x	x	x	x
<i>Erigeron socorrensis</i>		x	x	x	x
<i>Hyptis pectinata</i>		x	x	x	x
<i>Ryncheletrum repens</i>		x	x		
<i>Cordia curassavica</i>			x	x	x
<i>Argemone ochroleuca</i>	x	x			
<i>Waltheria indica</i>	x	x			x
<i>Bidens socorrensis</i>	x			x	x
<i>Psidium socorrense</i>	x	x	x	x	x
<i>Pteridium caudatum</i>	x	x	x	x	x
<i>Asplenium formosum</i>		x			
<i>Chorchorus aesturans</i>		x			
<i>Polypodium polypodioides</i>	x				
<i>Caesalpinia bonduc</i>		x	x	x	x
<i>Aristida sp.</i>			x	x	x
<i>Mitracarpus hircus</i>			x	x	x

En el caso del matorral mixto, especies como *C. anthonyi* y *P. polypodioides* se encontraron cuando todavía había presencia de borregos en la zona. Posteriormente fueron reemplazadas por otras herbáceas como *Solanum sp.*, *R. repens*, *A. formosum* y *C. aesturans* durante un corto periodo de tiempo. Como en el caso del bosque, el pasto introducido *R. repens* sólo coloniza temporalmente los

sitios perturbados, en tanto que otros pastos como *Aristida spp.* se registró durante los últimos tres años de monitoreo.

**Tabla XI.** Especies presentes en superficies erosionadas de 2009 a 2014.

Espece	2009	2011	2012	2013	2014
<i>Bumelia socorrensis</i>	x	x	x	x	x
<i>Dodonaea viscosa</i>	x	x	x	x	x
<i>Guettarda insularis</i>	x	x	x	x	x
<i>Chamaecyse thynifolia</i>	x				
<i>Chamaecyse anthonyi</i>	x				
<i>Solanum sp.</i>		x	x		
<i>Nicotiana stocktonii</i>	x		x		
<i>Opuntia sp.</i>	x	x	x	x	x
<i>Eupatrium pacificum</i>			x		
<i>Ficus cotinifolia</i>	x	x	x	x	x
<i>Erigeron socorrensis</i>		x	x	x	x
<i>Hyptis pectinata</i>		x	x	x	
<i>Ryncheletrum repens</i>			x	x	x
<i>Cordia curassavica</i>			x	x	x
<i>Argemone ochroleuca</i>				x	x
<i>Corchorus aesturans</i>			x		
<i>Psidium socorrense</i>	x	x	x	x	x
<i>Pteridium caudatum</i>	x	x	x	x	x
<i>Croton massonii</i>		x			x
<i>Aristida sp.</i>				x	x
<i>Mitracarpus hircus</i>	x	x	x	x	x
<i>Cenchrus sp.</i>		x	x	x	x

En las superficies erosionadas en la zona noreste de la isla de nuevo las especies que se encontraban en presencia de borregos eran del genero *Chamaecyse*. Otras especies que se identificaron desde 2009 fueron arbustos y árboles como *P. socorrensis* y *G. insularis*. A medida que se avanzaba en la erradicación, *C. massonii*, y *E. pacificum* aparecieron esporádicamente en el terreno.

El cambio que ha habido en los paisajes de bosque de 2009 a 2014 se puede observar en la Figura 25 (Transecto 1). Este transecto se encuentra inmerso en un cañón de poca profundidad. A pesar del ramoneo de los borregos, el área se encuentra rodeada por plantas representativas de dicha asociación vegetal, sirviendo de banco de semillas una vez que se ha eliminado la fuente de disturbio. Se observan incrementos en el orden de los cientos y miles para algunas de las especies. El suelo, que anteriormente estaba desnudo, ahora se encuentra cubierto de hierbas y pequeños arbustos.



**Figura 25.** Ejemplo del cambio en la cobertura vegetal en bosque en diferentes años.

En la parte sureste de la isla, en los cuadrantes más cercanos al Sector Naval y a los caminos de acceso, se encontraron varias especies de malezas y pastos, como *Cenchrus ciliaris*, *Rhyncheletrum repens*, y *Chamaesyce spp.* que han cubierto una buena parte del suelo desnudo. Sin embargo, especies nativas y endémicas de la isla han incrementado su densidad debido al banco de semillas existente. De nuevo, *H. pectinata* es una de las especies exóticas más favorecidas, sin embargo, se observaron varias especies endémicas incrementando su densidad poblacional: *N. stocktonii*, *C. masonii*, *G. insularis* y *Castilleja socorrensis*.

En el caso del matorral mixto, la especie más invasiva fue el helecho común (*P. caudatum*; Figura 26), el cual cubre grandes extensiones de la parte norte de la isla (León de la Luz *et al.*, 1994). De nuevo, *D. viscosa* es otra de las especies con mayor capacidad para colonizar suelos desnudos. Otras especies que han resultado exitosas en este tipo de vegetación son: *Bidens socorrensis*, *Waltheria indica*, *Hibiscus diversifolius* y *Eupatorium pacificum*.



Abril de 2009



Mayo de 2012



Mayo de 2014

**Figura 26.** Ejemplo del cambio en la cobertura vegetal en matorral mixto en diferentes años.



Las parcelas cercanas a la costa, expuestas a los vientos constantes en la isla, fueron las que presentaron un menor grado de recuperación. En la Figura 27 se muestra el cambio de paisaje en las superficies erosionadas cercanas a la costa (Transecto 10). En estos sitios predominan especies como *Aristida spp.*, *Cenchrus spp.*, *Chamaesyce spp.*, *Sida rhombifolia* y *A. ochroleuca*.



Abril de 2009



Mayo de 2012



Abril de 2013



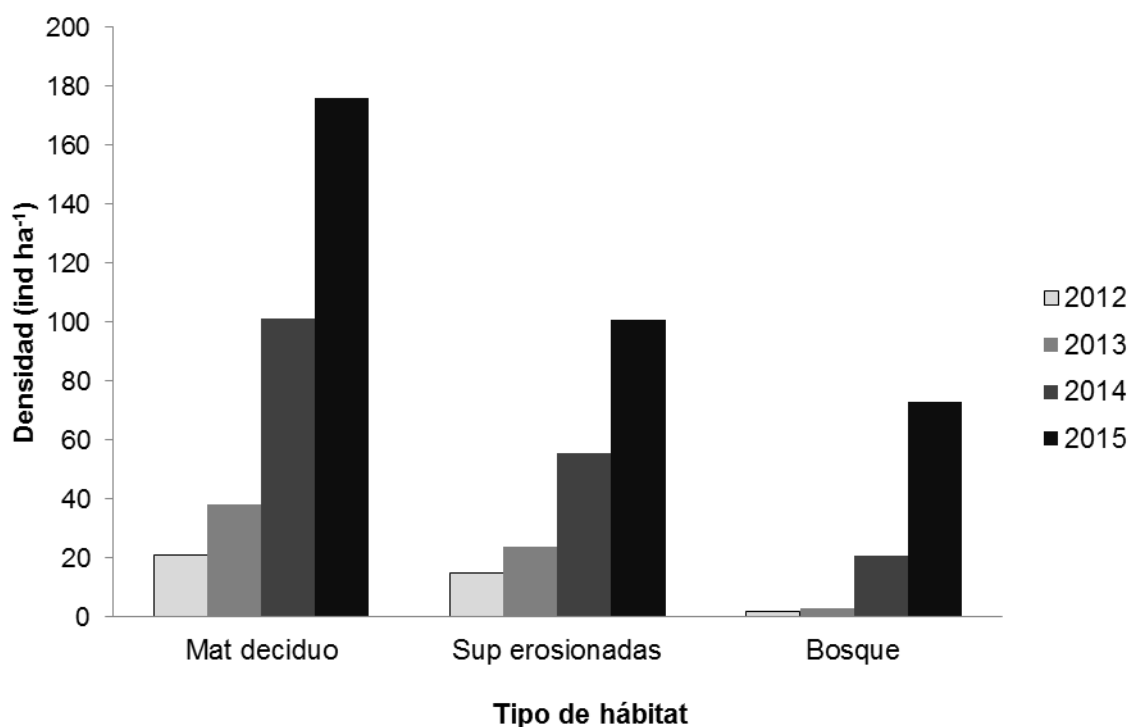
Mayo de 2014

**Figura 27.** Ejemplo del cambio en la cobertura vegetal en las superficies erosionadas cercanas a la costa en diferentes años.

## 5.6 Monitoreo de vertebrados terrestres

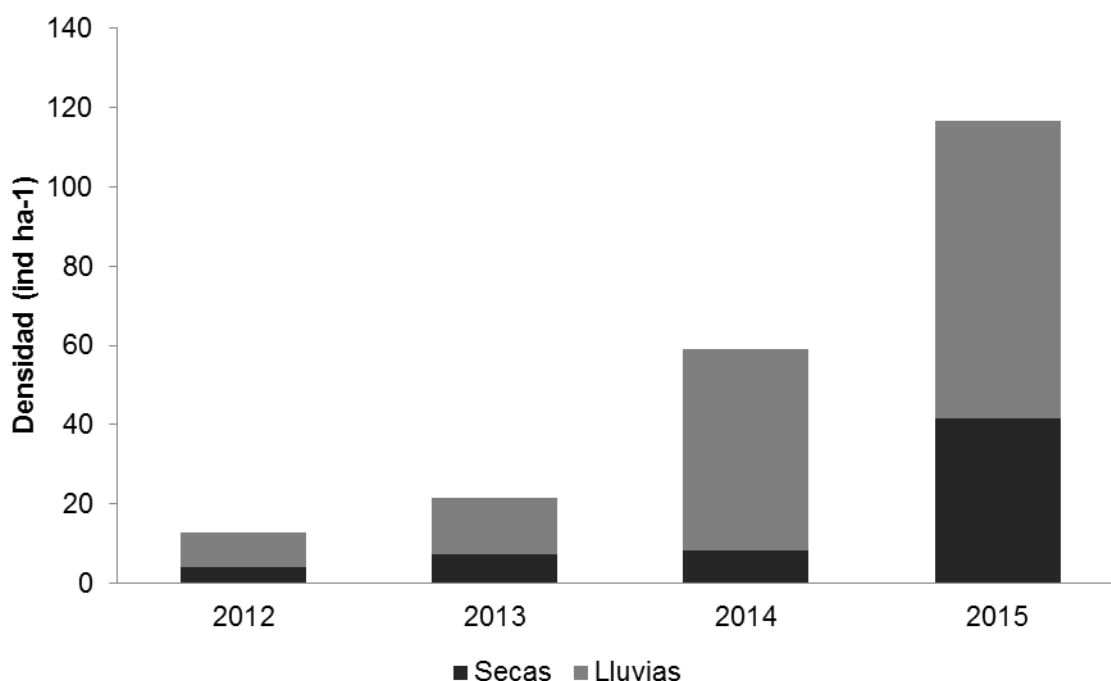
### 5.6.1 Lagartija azul

Los resultados del monitoreo de la lagartija endémica muestran que la población va en aumento (Figura 28). El resultado del ANOVA de medidas repetidas, de una vía, para comparar el efecto de la temporada sobre la densidad de lagartijas a lo largo de los 24 transectos, arrojó un estadístico de prueba F de 5.98, con un valor de  $p < 0.001$ . Lo anterior demuestra que la densidad de lagartijas ha variado significativamente de 2012 a 2015.



**Figura 28.** Densidad de lagartija azul en tres tipos de vegetación, de abril de 2012 a mayo de 2015.

La lagartija azul de Isla Socorro se encontró en mayor densidad en el matorral deciduo (en las zonas bajas de la isla) y menos abundante en los bosques de mayores altitudes. Sin embargo, la población de lagartijas en la zona de bosques representa el mayor aumento de todos los tipos de hábitat, al incrementar 36 veces su densidad. En tanto que en el matorral mixto las lagartijas aumentaron en 8 veces su valor de densidad. En las superficies erosionadas, anteriormente carentes de vegetación, se encontró un incremento marcado de la población de lagartija azul, el cual sigue en aumento a medida que las plantas crean un hábitat propicio (refugio y alimento) para esta y otras especies nativas.



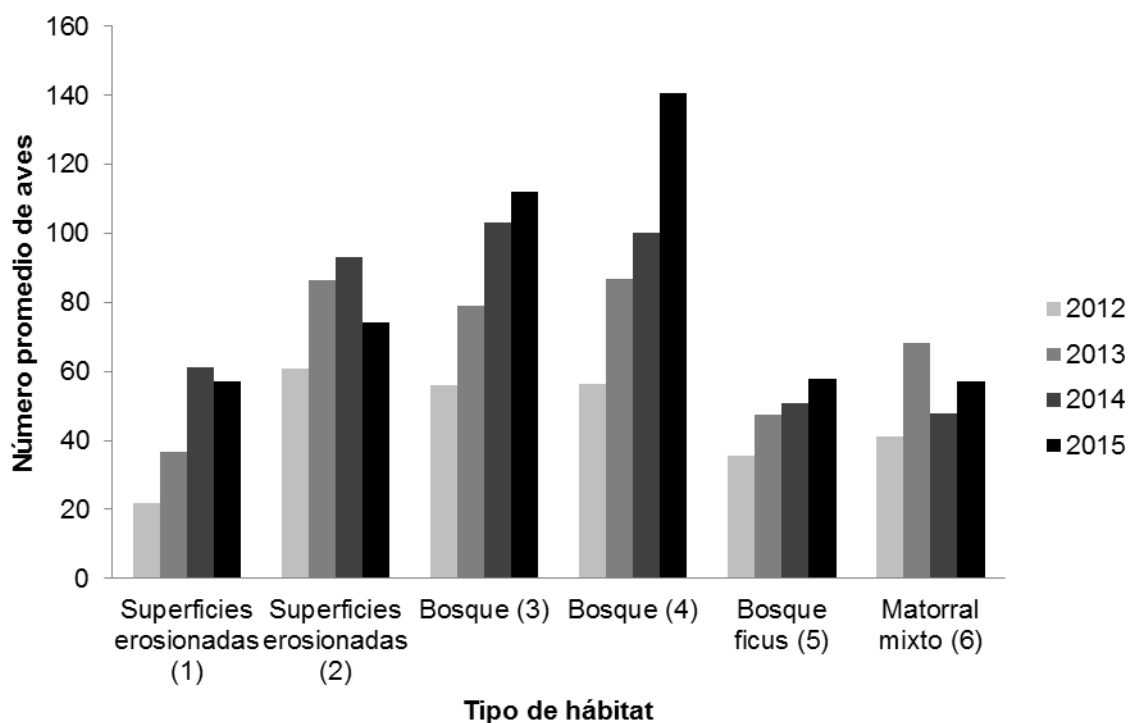
**Figura 29.** Densidad promedio de lagartija azul en temporada de secas y lluvias, de 2012 a 2015.



De los dos monitoreos anuales que se hicieron para lagartijas, la mayor densidad la encontramos en la temporada de secas (Figura 29), durante los meses de abril y mayo. En tanto que en la temporada de lluvias (octubre), la densidad de lagartijas fue menor. Esta situación se vio acentuada en los primeros años de monitoreo (2012-2014), siendo que para el 2015 la densidad de lagartijas aumentó proporcionalmente en la temporada de lluvias.

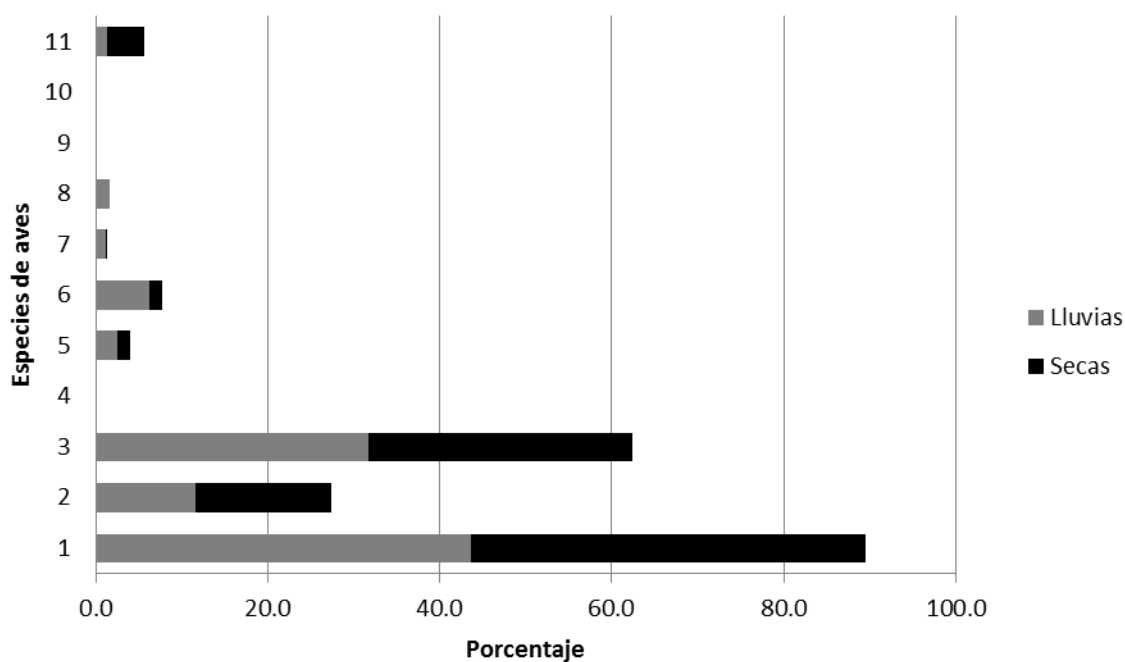
### 5.6.2 Aves terrestres

El número de aves avistadas en promedio en las diferentes temporadas (2012-2015) muestran diferencias significativas ( $p < 0.001$ ). El tipo de vegetación donde se observó el mayor número de aves fue en el bosque, sobre todo en las partes más altas de la isla, donde la recuperación del hábitat representa una mayor disponibilidad de alimento y refugio contra sus depredadores (Figura 30). Por otro lado, se ha hecho un esfuerzo especial de control de gatos en la zona, con el propósito de proteger a las aves nativas, como la pardela de Revillagigedo (Keitt y Tershy, 2003; Ratcliffe *et al.* 2009). En el caso de las superficies erosionadas, en 2015 se presentó un decremento con relación a 2014. Lo anterior puede deberse a que las superficies erosionadas se están cubriendo de especies como *H. pectinata* (especie exótica de hasta 2.5 m de altura) y *D. viscosa* (arbustos), las cuales dificultan la observación de las aves. En tanto que en el bosque de *Ficus* y matorral mixto, donde la abundancia de aves ha sido menor que en las zonas de bosque, predomina el helecho común (*P. caudatum*), dificultando el avistamiento de aves. Aunado a lo anterior, los gatos siguen estando presentes en esos dos sitios.



**Figura 30.** Promedio de aves contabilizadas en diferentes tipos de hábitats, de 2012 a 2015.

La especie más abundante fue la parula tropical (*Setophaga pitiayumi graysoni*), correspondiente al 45% de los avistamientos, seguida del chivirín (*T. sissonii*), con el 31% de los avistamientos y del toquí (*P. maculatus socorroensis*), con el 14% (Figura 31). El cenizontle de Socorro se observó una vez en promedio durante la temporada de secas, en tanto que el cenizontle norteño (*Mimus polyglottos*), de reciente llegada a la isla, fue más común durante la temporada de lluvias, con el 3.5 de las observaciones. El perico de Socorro (*Psittacara brevipes*), más perceptible en temporada de secas, obtuvo un 3% de los avistamientos, en tanto que la tortolita de Socorro (*Columbina passerina socorroensis*) fue más abundante durante la temporada de lluvias (1.9% de los avistamientos).



- |                                     |                                     |                                       |                        |
|-------------------------------------|-------------------------------------|---------------------------------------|------------------------|
| 1. <i>S. pitaiyumi graysoni</i>     | 2. <i>P. maculatus socorroensis</i> | 3. <i>T. sissonii</i>                 | 4. <i>M. graysoni</i>  |
| 5. <i>C. passerina socorroensis</i> | 6. <i>M. polyglottos</i>            | 7. <i>B. jamaicensis socorroensis</i> | 8. <i>O. peregrina</i> |
| 9. <i>F. sparverius</i>             | 10. <i>Z. macroura</i>              | 11. <i>P. brevipes</i>                |                        |

**Figura 31.** Porcentaje de las especies de aves terrestres observadas durante los monitoreos de noviembre de 2014 y mayo de 2015.

Considerando únicamente las especies de aves más abundantes, la párdula tropical fue la especie que se encontró de igual manera en las áreas con diferente grado de perturbación (Tabla XII). El saltapared de Socorro fue más abundante en áreas con perturbación leve y fuerte, y un poco menos abundante en sitios con perturbación media. En tanto que el toquí de Socorro y el cenzone norteño presentaron mayor abundancia en hábitats fuertemente perturbados.

**Tabla XII.** Abundancia relativa de las aves en las áreas muestreadas con diferente grado de disturbio.

<b>Especies</b>	<b>Grado de perturbación del hábitat</b>		
	<b>Leve</b>	<b>Media</b>	<b>Fuerte</b>
<i>S. pitayumi graysoni</i>	1.00	1.00	1.00
<i>T. sissoniis</i>	0.81	0.71	0.88
<i>P. maculatus socorroensis</i>	0.28	0.21	0.41
<i>M. polyglottos</i>	0.06	0.04	0.11

T3: Transecto 3; T4: transecto 4; T2: transecto 2 en el presente estudio

## 6. DISCUSIONES

### 6.1 Confirmación de ausencia de borregos

De manera convencional en México y el mundo, varios autores declaran una isla libre de especies invasoras después de no encontrar evidencia de ellas tras dos o tres años de búsqueda (Rejmanek y Pitcairn, 2002; Regan et al., 2006). De acuerdo a los resultados obtenidos en el presente estudio, durante los monitoreos realizados en 2012-2014, se puede declarar a la Isla Socorro libre de borregos introducidos. Tanto la erradicación como la confirmación de ausencia de borregos en Isla Socorro tuvo la ventaja de que esta especie se distribuyera únicamente en la zona este de la isla (Álvarez-Cardenas *et al.*, 1994). De acuerdo a Walter y Levin (2008), lo anterior se debe a que en la zona oeste el matorral es más denso y el suelo se compone de rocas de lava quebradizas y afiladas que, junto con la falta de agua dulce durante la estación de seca, propiciaron que los borregos se distribuyeran en la zona este, en condiciones menos agrestes. Las técnicas propuestas para localizar las últimas manadas remanentes, uso de borregos Judas y perros de muestra, fueron cruciales en el éxito del proyecto (Campbell *et al.*, 2004).

Existe muy poca literatura referente a la erradicación de borregos en islas, sin embargo, tratándose de herbívoros exóticos se puede comparar el proyecto de Isla Socorro con los de otras islas donde se han erradicado cabras y borregos asilvestrados (Van Vuren, 1992). La erradicación de borregos en Isla Socorro se puede considerar altamente efectiva al concluirse en 3 años, cuando otros proyectos similares tardan de 3 a 5 años, inclusive décadas en concretarse (Campbell y Donlan, 2005). Por otra parte, los métodos empleados redujeron los costos del proyecto, siendo que tuvo un costo de 38 dólares por hectárea, cuando

otros proyectos como la erradicación de borregos en Isla Santa Cruz, California, tuvo un costo de 80 dólares por hectárea, debido a la captura y transporte de los borregos vivos a continente (Faulkner y Kessler, 2011).

## 6.2 Control de gatos

De acuerdo con Arnaud *et al.* (1994), los gatos se distribuyen en el 45-50% de la superficie de la isla, razón por la que los sitios de monitoreo han sido ubicados únicamente en la zona este. El monitoreo de gatos ha servido para ajustar el esfuerzo de trampeo en las diversas zonas de la isla. Asimismo, nos indica en que sitios de la isla ya no hay evidencia de gatos. No obstante, se debe de seguir trampeando en esas zonas para capturar a los individuos que se desplazan. Los gatos siguen siendo más abundantes en la zona sureste de la isla, en áreas de matorral de *Croton* y matorral introducido, pero sobre todo en las cercanías del Sector Naval, habiendo una estrecha relación entre su distribución y las actividades humanas, (Arnaud *et al.*, 1994). Durante 2015, se volvieron a detectar gatos en las zonas de bosque (transecto 7), tras 2 años de no encontrarse evidencia de los mismos. Lo anterior puede deberse al incremento en las poblaciones de fauna nativa (lagartijas y aves marinas), parte importante de la dieta de los gatos (Rodríguez-Estrella *et al.*, 1991; Arnaud *et al.*, 1993).

La captura de gatos fue mayor durante los meses de invierno y primavera, en tanto que disminuyó en verano y otoño, durante la temporada de lluvias. El terreno húmedo dificulta la instalación de las trampas de cebo al no contar con sustrato seco para cubrirlas. Por otra parte, al caer la lluvia compacta y endurece el sustrato que cubre las trampas, dificultando su activación (Wood *et al.*, 2002). Sin embargo, posiblemente el factor principal que afecta el trampeo en temporada de lluvias sea la mayor abundancia de cangrejos terrestres (*Gecarcinus planatus*), los cuales consumen las carnadas en las trampas o activan las mismas en su

intento por obtener el cebo. La combinación de trampas letales y los dispositivos de telemetría han resultado indispensables durante el trampeo en las zonas más remotas de la isla, así como para tener una rápida atención a los animales capturados (Will *et al.*, 2010). De esta forma los técnicos de campo no han tenido que revisar diariamente las trampas, sino que lo hacen cada 3-5 días para reponer el cebo que se ha perdido por insectos o cangrejos (Parkes *et al.* 2014).

Los métodos empleados hasta el momento corresponden a lo propuesto por Arnaud *et al.* (1994). La cacería nocturna y el trampeo intensivo parecen ser adecuados para las condiciones particulares de la isla. De seguir con esta trayectoria, se podría completar la erradicación de los gatos en un par de años (seis años desde su inicio), quedando únicamente el esfuerzo de confirmación de ausencia. De lograrse la erradicación, Isla Socorro sería la segunda isla más grande en el mundo donde se ha llevado a cabo un proyecto de esta naturaleza, solo después de Isla Marion, Sudáfrica, con una superficie de 290 km<sup>2</sup> (Campbell *et al.*, 2011).

### **6.3 Análisis de suelos**

#### *6.3.1 Compactación*

Los resultados del estudio de resistencia a la penetración o grado de compactación del suelo muestran que los suelos que permanecen desnudos son los más compactos y se vuelven menos compactos a medida que la vegetación comienza a recuperarse (50-100% de cobertura vegetal). Lo anterior ha sido resultado del apisonamiento ocasionado por los borregos (Pinzón y Amézquita, 1979; Riney, 1982; Maya-Delgado *et al.*, 1994; González y Noguez, 2012). A medida que plantas pioneras comienzan a establecerse el suelo se vuelve menos compacto. Lo anterior se debe a que las raíces de las plantas, principalmente herbáceas anuales en estas etapas, actúan como subsoladores biológicos y

además incorporan materia orgánica al suelo; una vez que las raíces mueren y se contraen, estos poros serán lo suficientemente grandes para permitir que penetren las raíces de arbustos perenes (Amézquita y Chávez, 1999).

### 6.3.2 *Propiedades físico-químicas*

Los valores menores de pH en los sitios en los que aumentó la cobertura vegetal podrían deberse a varias causas. En ausencia del pisoteo ocasionado por los borregos, se mejora la estructura de los agregados del suelo y se presenta un relativo aumento en la capacidad de infiltración, reduciendo la erosión y promoviendo la acumulación de nutrientes y la retención del suelo (Castellano y Valone, 2007; Allington y Valone, 2010). Una mayor facilidad de movimiento de agua en la matriz del suelo, sumada a las abundantes precipitaciones, podría estar causando el lixiviado y sustitución de cationes por iones H<sup>+</sup>, acidificando el suelo. Otra causa podría ser la absorción de nutrientes a través de las raíces de las plantas, debido a que disminuye la concentración de cationes básicos (Ca, Mg, K y Na) al extraerlos del suelo. Los resultados reflejan el importante papel que juega la vegetación, tanto al establecerse por el impacto mecánico de sus raíces en la estructura del suelo y en el flujo de agua y nutrientes, como al aportar materia orgánica fresca al suelo, restableciendo los ciclos y procesos en el ecosistema.

Como argumentan Walter y Levin (2008), nuestros resultados muestran que a la eliminación de los borregos seguiría un rápido retorno de la vegetación de la isla, teniendo en cuenta que a tan sólo un año después de concluir la erradicación de borregos los ecosistemas naturales de Isla Socorro mostraron signos de recuperarse de forma pasiva. Los cambios registrados en las propiedades físico-químicas del suelo en Isla Socorro se deben a la paulatina recuperación de la vegetación. A partir de 2011 se observaron las primeras plantas que colonizaron las áreas perturbadas. Se observó que *Chamaesyce sp.* y *E. socorrensis*, siendo rastreras, tienen gran capacidad de retener el suelo. *H. pectinata* y *P. caudatum* se



establecieron en altas densidades; además de retener el suelo han generado una gran cantidad de materia orgánica. Posiblemente la especie más exitosa en colonizar las áreas perturbadas sea *D. viscosa*; esta planta tiene una gran capacidad de germinación en suelos desnudos (Levin y Moran, 1989), genera materia orgánica y permite la germinación de otras especies (Vibrans, 2011).

A medida que las comunidades vegetales en la isla continúen recuperándose, las propiedades físico-químicas serán similares a las de las áreas que nunca sufrieron alteraciones. Los sitios que nunca fueron alterados por la presencia de borregos presentan una concentración de magnesio que duplica la concentración de los sitios perturbados, lo cual se debe probablemente a que este mineral del suelo provenga principalmente de la intemperización de las rocas máficas de la isla, ricas en magnesio y hierro (Mediavilla, 2014), y no por el aporte de hojarasca de las plantas pioneras que han logrado establecerse en suelos pobres.

#### **6.4 Índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI)**

Nuestros resultados muestran cambios en la cobertura vegetal entre 2008 y 2013, principalmente en la zona sureste de la isla, considerando el vigor fotosintético o productividad primaria detectados por el NDVI (Mas, 1999; Turner *et al.*, 2003; Lyon *et al.*, 1998). Como se ha mencionado anteriormente, en la zona noreste de la isla se encuentran principalmente asociaciones vegetales como bosque y matorral mixto, los cuales han sufrido un moderado impacto por los borregos. En tanto que en la zona sureste se encuentran grandes extensiones de superficies erosionadas (aproximadamente 1,700 ha; León de la Luz *et al.*, 1994), que para el 2013 comenzaban a cubrirse de plantas pioneras como helechos, *H. pectinata* y *D. viscosa* (Figura 32), además de varias especies de pastos nativos e introducidos que cubren grandes extensiones. Es por ello que se detectan

mayores cambios en la zona sur de la isla al contrastar suelos desnudos en 2008 y cubiertos por hierbas y arbustos en 2013. Por otra parte, los resultados obtenidos corresponden a la zona de distribución de los borregos, que derivó en los sitios más impactados ubicados en la zona este de la isla (Álvarez-Cárdenas *et al.*, 1994). Como mencionan Walter y Levin (2008), en la zona sur de la isla se encuentran especies exóticas como *Rhynchelytrum repens*, capaces de invadir suelos desnudos ocasionados por los borregos.



**Figura 32.** *Dodonea viscosa* cubriendo las superficies erosionadas en 2013.

## 6.5 Monitoreo de la vegetación

Tanto en el bosque como en el matorral mixto, a partir de 2012 se observa la recuperación del sotobosque. Previo a 2009 el sotobosque (hasta una altura aproximada de 1.5 m) prácticamente era inexistente en las zonas donde se distribuían los borregos (Baptista *et al.*, 1994; Figura 33). En ausencia de estos herbívoros, especies como *G. insularis*, *B. socorrensis* y *P. socorrense* presentan decenas de plántulas y brotes radiculares. León de la Luz *et al.* (1994) menciona que los bosques de *F. cotinifolia* comenzaban a sufrir un fuerte proceso de deterioro debido a la activa pérdida de suelo como efecto del sobrepastoreo del borrego. El suelo debajo del dosel de esta especie carecía de vegetación debido a la baja intensidad de luz y al sobrepastoreo. Sin embargo, en los últimos años de monitoreo se encontraron especies como *D. viscosa* y *P. caudatum* cubriendo el suelo bajo *F. cotinifolia* (Figura 34).



**Figura 33.** Recuperación del sotobosque. Izquierda: ausencia de plantas en 2009; derecha: recuperación de la vegetación a partir de 2012.



**Figura 34.** Vegetación debajo del dosel de *F. cotinifolia*: helechos y *Dodonaea*.

Especies como *N. stocktonii*, *Opuntia sp.* y *A. ochroleuca* parecen ser favorecidas por la actividad selectiva del borrego (León de la Luz *et al.*, 1994). Como se observó en los tres tipos de vegetación estudiados, estas especies se encontraron desde 2009. Otras especies que se vieron favorecidas en ausencia de herbívoros fueron *E. socorrensis*, *H. pectinata*, *C. curassavica* y algunos pastos como *Aristida sp.* y *S. rhombifolia*. Una de las especie invasoras considerada con potencial peligro es *Mitracarpus hirtus* la cual ha sido documentada como especie invasora (León de la Luz *et al.*, 1994), la cual pasó de 80 individuos  $\text{ha}^{-1}$  en 2009 a 440 individuos  $\text{ha}^{-1}$  en 2014.

El matorral mixto se compone principalmente de herbáceas perenes y algunas especies arbustivas como *D. viscosa*; así como elementos achaparrados de especies arbóreas como *G. insularis*. El helecho común, *P. caudatum*, se

encuentra en toda esta asociación formando densos manchones casi puros. Puede considerarse como una especie pionera o que forma parte de las primeras etapas sucesionales (León de la Luz *et al.*, 1994). Lo anterior corresponde a lo encontrado en el presente estudio, donde esta especie de helecho llegó a cubrir entre el 43% y 58% de la cobertura vegetal de los sitios muestreados.

Especies endémicas como *E. socorrensis* y *P. socorrensis* han tenido éxito en colonizar suelos desnudos. Esto puede ser debido a que, debido al aislamiento, las plantas se adaptaron y evolucionaron para crecer en un sustrato compacto, como lo establecen Walter y Levin (2008). Los mismos autores mencionan que Isla Socorro es un claro ejemplo donde la vegetación nativa y exótica presenta una distribución simpátrica, como se ha mostrado en los resultados del presente estudio.

Definitivamente las condiciones microclimáticas y topografía juegan un papel importante en el reclutamiento de plantas. Los sitios mejor protegidos (arroyos y cañones) presentan una mayor diversidad y abundancia vegetal, condiciones predominantes en la asociación de bosque. En tanto que las superficies erosionadas mantienen una flora muy pobre en cuanto a individuos y número de especies; las fases más graves se localizan sobre pendientes fuertes, donde la acción eólica y la erosión pluvial ejercen una fuerte presión sobre las plantas pioneras.

León de la Luz *et al.* (1994) mencionan que sobre las superficies erosionadas se presentan profundas cárcavas, donde la vegetación es nula; sin embargo, como se encontró en este estudio, existen algunas especies que logran instalarse en estas condiciones, correspondiendo a malezas de ingreso reciente como *A. ochroleuca* y *Sida rhombifolia*.

## 6.6 Monitoreo de vertebrados terrestres

Los resultados demuestran que la densidad de lagartijas en las superficies erosionadas llegó a ser de 43 individuos  $\text{ha}^{-1}$ , mientras que Galina *et al.* (1994) reporta no haber encontrado lagartijas en estas áreas. Lo anterior puede deberse a una paulatina recuperación de la vegetación y a sostenido control de gatos que se mantiene en estas áreas. Asimismo, la densidad fue ligeramente mayor durante la temporada de lluvias, debido posiblemente a una mayor cantidad de alimento. Al avanzar en el control de los gatos en la zona este de la isla, se ha disminuido la presión sobre la población de lagartijas, una vez que éstas forman una parte importante de su dieta (Arnaud *et al.*, 1993). En 1994, la mayor frecuencia de observaciones se realizó en las áreas boscosas, tanto de *Bumelia-Guettarda* como en los bosquetes de *Psidium* y de *Ficus*. En este estudio se encontró una mayor densidad de lagartijas en el matorral deciduo, seguido por las superficies erosionadas y en último lugar las zonas de bosque. Lo anterior puede deberse a que, a partir de 2012, ya comenzaba a recuperarse la vegetación en prácticamente toda la isla, lo que aumentaba la disponibilidad de alimento y refugio para los vertebrados nativos. Por otro lado, el incremento de la vegetación pudo dificultar la observación de lagartijas en las zonas boscosas, donde el sotobosque se recuperó rápidamente. En 1960, Villa (en Galina *et al.*, 1994) la consideraba una especie común, pero no abundante, la cual se encuentra entre la vegetación de chaparrales y arbustos de las diversas bahías que existen en la isla, mientras que en las partes altas la encontró raramente, no observándola en el pico del volcán Evermann. En el presente estudio se encontraron lagartijas en todos los tipos de hábitats y en altitudes que van desde el nivel del mar hasta la cima del volcán. A pesar de su plasticidad ecológica, la lagartija azul, al igual que muchas especies de aves nativas, se había visto afectada por el deterioro ambiental en la isla (Galina *et al.*, 1994). La presencia del gato como depredador y del borrego como destructor de su hábitat ponía en peligro su permanencia en la isla. Sin

embargo, conforme el hábitat se va recuperando al concluir la erradicación de los borregos y se avanza en el programa de control de gatos, se ha visto un incremento en la población de *U. auriculatus*.

En el caso de las aves terrestres, *S. pitiayumi graysoni* sigue siendo la especie más abundante en todas las áreas muestreadas, tal como lo sugieren otros estudios (Rodríguez-Estrella *et al.*, 1994). El toquí de Socorro (*P. maculatus socorroensis*) es una especie abundante en prácticamente toda la isla, sin embargo anteriormente fue menos abundante en las superficies erosionadas (Jehl y Parkes, 1982). Aparentemente esta especie se ve favorecida por la presencia de un estrato bajo dominado por arbustos y helechos, donde la hojarasca sea abundante y la exposición del suelo sea baja. Con la recuperación de la vegetación en la actualidad se ve cumplida esta condición (Figura 33). Como en estudios anteriores, *T. sissonii* sigue siendo la segunda especie más abundante en toda la isla. Esta especie, como las demás especies de aves terrestres, era más abundante en áreas sin perturbación. Se le encuentra forrajeando sobre arboles de *Bumelia* y en las raíces de *Ficus* y helechos, por lo que la expansión de esta última especie colonizadora ha favorecido el incremento de la población del saltapared (Figura 35).



**Figura 35.** La recuperación del hábitat beneficia especies de aves terrestres.

La vegetación de bosque, es la que presenta la mayor recuperación de especies de plantas y cobertura vegetal, lo que puede estar favoreciendo, junto con el control de gatos, a la recuperación de las poblaciones de aves terrestres. La abundancia calculada para el verdín de Socorro, el saltapared y el toquí de Socorro, es mayor en los tres sitios en comparación con lo reportado por Rodríguez-Estrella *et al.* (1994), lo que refleja aumento de sus poblaciones. Sin embargo, el cenizote norteño es menos abundante en la actualidad, en los tres casos, de lo que fue hace 20 años. Walter y Levin (2008) mencionan el cenizote norteño se distribuye principalmente en la zona sur de la isla, en sitios con vegetación abierta, impactados por los borregos. Sin embargo, en el presente estudio nosotros encontramos a esta especie en bosques que se han recuperado completamente, en las inmediaciones del volcán Evermann. Se debe seguir muy de cerca la expansión de esta especie a fin de conservar al cenizote endémico.

La recuperación del hábitat está resultando en la recuperación de vertebrados nativos, ya que provee nuevamente de alimento y refugio en las zonas que anteriormente fueron impactadas por la presencia de borrego (Walter y Levin, 2008)



## 7. CONCLUSIONES

En un año después de concluida la erradicación de borregos asilvestrados, los ecosistemas de la isla mostraron signos de recuperación.

La zona sureste de la isla presentó un mayor grado de recuperación de la cobertura vegetal, probablemente debido a los bancos de semillas presentes en ellos y a la ciclicidad en los patrones de precipitación.

En la región noreste, donde hubo una mayor concentración de borregos hasta el final de la campaña de erradicación, se encontraron superficies erosionadas y matorral mixto con una menor riqueza de especies y condiciones microclimáticas como exposición de vientos y laderas, que pueden haber limitado el banco de semillas.

Los resultados obtenidos con el cálculo de NDVI y las observaciones de campo sugieren que existen algunas plantas pioneras con la capacidad de germinar en los suelos desnudos, y que han sido clave en el proceso sucesional al brindar las condiciones adecuadas para que especies arbóreas pudieran germinar.

El progresivo aumento de la cobertura vegetal reduce la compactación del suelo y restablece los ciclos biogeoquímicos de nutrientes esenciales, como el nitrógeno, fósforo y calcio, que son esenciales para la recuperación de las comunidades y del ecosistema en general, así como la incorporación de carbono en el suelo, que es básico para el buen funcionamiento del importante componente microbiológico.

Con la recuperación del hábitat, a la par del avance en la erradicación de gatos en la isla, se está presentando una recuperación gradual de la fauna, pues paulatinamente se incrementará la disponibilidad de alimento y recursos para las especies nativas de la isla.

La extracción de la especie herbívora introducida en la isla y el control del depredador exótico son herramientas de conservación.

La erradicación de borregos por sí sola no es suficiente para asegurar la resiliencia plena del ecosistema.

En cuanto a recuperación del hábitat, no todos los sitios impactados presentaron el mismo aumento en el número de especies y cobertura vegetal.

Las condiciones microclimáticas y topografía juegan un papel importante en el reclutamiento de plantas.

Es por lo anterior que se propone implementar un programa de restauración ecológica integral de las comunidades vegetales de isla. Dicho programa debe consistir en una serie de acciones de manejo y restauración activa, basadas en un enfoque ecosistémico a escala de paisaje, para reforzar y acelerar la recuperación de las comunidades vegetales de la isla a su estado prístino o lo más cercano a ello y también con el fin de recuperar las funciones ecológicas esenciales.

Se debe restaurar la vegetación nativa de Isla Socorro, con énfasis en sitios de bosque de Ficus, zapotillo-guayabillo, y en las comunidades vegetales de matorral mixto y matorral deciduo, mediante la reforestación, la conservación y el manejo de suelos, la inducción de la sucesión natural de la vegetación y la prevención de incendios.

La eliminación definitiva de los gatos permitirá a las comunidades animales irse recuperando, u a futuro buscar la reintroducción de especies nativas como la paloma de Socorro.

## 8. LITERATURA CITADA

- Adema, E.O., F.J. Babinec, y N. Peinemann. 2001. Pérdida de nutrientes por erosión hídrica en dos suelos del cardenal pampeano. *Ciencia del Suelo* 19:144-154.
- Aguirre-León, G. 2011. Métodos de estimación, captura y contención de anfibios y reptiles. Pp. 48-65. En: Gallina, S., y C. López, (eds.). *Manual de Técnicas para el estudio de la Fauna. Volumen I.* Universidad Autónoma de Querétaro-Instituto Nacional de Ecología, A.C. Querétaro, México.
- Aguirre-Muñoz, A., D. Croll, J. Donlan, R.W. Henry, M.A. Hermsillo, G. Howald, B. Keitt, L. Luna-Mendoza, M. Rodríguez-Malagón, L.M. Salas-Flores, A. Samaniego-Herrera, J.A. Sánchez-Pacheco, J. Sheppard, B. Tershy, J. Toro-Benito, S. Wolf, y B. Wood. 2008. High-Impact Conservation Action: A Case Study From the Islands of Western Mexico. *Ambio (Royal Swedish Academy of Science)* 37:101–107.
- Aguirre-Muñoz, A., A. Samaniego-Herrera, C. García-Gutiérrez, L. Luna-Mendoza, M. Rodríguez-Malagón, y F. Casillas-Figueroa. 2005. El control y la erradicación de fauna introducida como instrumento de restauración ambiental: historia, retos y avances en México. Pp. 215-230. En: Sánchez Ó., E. Peters, R. Márquez-Huitzil, E. Vega, G. Portales, M. Valdez, y D. Azuara (eds.). *Temas sobre restauración ecológica*, Instituto Nacional de Ecología. México, D.F.

- Aguirre-Muñoz, A., A. Samaniego-Herrera, L. Luna-Mendoza, A. Ortiz-Alcaraz, M. Félix-Lizárraga, F. Méndez-Sánchez, A. Manríquez-Ayub, J.C. Hernández-Montoya, R. González-Gómez, M. Rodríguez-Malagón, F. Torres-García, J.M. Barredo-Barberena y M. Latofski-Robles. 2009. Restauración de islas mexicanas para la conservación de especies de aves marinas de interés común México-EUA. Primer Reporte Técnico. Fondo Binacional México-Estados Unidos. Grupo de Ecología y Conservación de Islas, A.C., Ensenada, B.C., México. 96 pp.
- Aguirre-Muñoz, A., A. Samaniego-Herrera, L. Luna-Mendoza, A. Ortiz-Alcaraz, M. Rodríguez-Malagón, F. Méndez-Sánchez, M. Félix-Lizárraga, J. Hernández-Montoya, R. González-Gómez, F. Torres-García, J. Barredo-Barberena y M. Latofski-Robles. 2011. Island restoration in Mexico: ecological outcomes after systematic eradications of invasive mammals. En: Veitch, C.R., M.N. Clout, M.N., y D.R. Towns (eds). *Island invasives: eradication and management*. IUCN, Gland, Switzerland.
- Algar, D., G.J. Angus, R.I. Brazell, C. Gilbert, y D.J. Tonkin. 2004. Feral cats in paradise: Focus on Cocos. *Atoll Research Bull* 505:1-12.
- Algar, D., G.J. Angus, R.I. Brazell, C. Gilbert, y G.B. Withnell. 2010. Eradication of feral cats on Faure Island, Western Australia. *J Roy Soc West Aust* 93:133-140.
- Allington, G.R.H., y T.J. Valone. 2010. Reversal of desertification: the role of physical and chemical soil properties. *J Arid Environ* 74:973-977.

- Álvarez-Cárdenas S., A. Castellanos, P. Galina, A. Ortega-Rubio y G. Arnaud. 1994. Aspectos de la población y el hábitat del borrego doméstico (*Ovis aries*). En: Ortega-Rubio, A., y A. Castellanos-Vera (eds.). La Isla Socorro, Reserva de la Biosfera Archipiélago de Revillagigedo, México. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C. pp 301 – 317.
- Amézquita, E., y L.F. Chávez. 1999. La compactación del suelo y sus efectos en la compactación de los suelos. Congreso Costarricense de la Ciencia del Suelo. San José, Costa Rica, Julio 1999.
- Arnaud, G., A. Rodríguez, y S. Álvarez. 1994. El gato doméstico (*Felis catus*), implicaciones de su presencia y alternativas para su erradicación. Pp.341-359. En: Ortega-Rubio, A., y A. Castellanos-Vera (eds.). 1994. La Isla Socorro, Reserva de la Biosfera Archipiélago de Revillagigedo, México. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C.
- Arnaud, G., A. Rodríguez, A. Ortega-Rubio, y C.S. Álvarez. 1993. Predation by cats on the unique endemic lizard of Socorro Island (*Urosaurus auriculatus*), Revillagigedo, México. Ohio J Sci 93:101-104.
- Atkinson, I.A.E. 2001. Introduced mammals and models for restoration. Biol Conserv 99:81–96
- Balmford, A. 1996. Extinction filters and current resilience: the significance of past selection pressures for conservation biology. Tree 11:193–196
- Baptista, L., H. Horblit, y H. Walter. 1994. El proyecto de recuperación de la Paloma de Socorro. En: Ortega-Rubio, A., y A. Castellanos-Vera (eds.). La Isla

- Socorro, Reserva de la Biosfera Archipiélago de Revillagigedo, México. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C. pp 341-359.
- Bates, R.G. 1983. Determination of pH, Wiley, New York.
- Bautista, F., H. Delfín, J.L. Palacio, y M. Delgado (eds). 2004. Técnicas de muestreo para manejadores de recursos naturales. Primera Edición. Universidad Nacional Autónoma de México, Universidad Autónoma de Yucatán, Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, Instituto Nacional de Ecología. México.
- Bester, M.N., J.P. Bloomer, R.J. Van Aarde, B.H. Erasmus, P.J. Van Rensburg, J.D. Skinner, P.G. Howell, y T.W. Naude. 2002. A review of the successful eradication of feral cats from sub-Antarctic Marion Island, Southern Indian Ocean. *S AFR J WILDL RES* 32:65-73.
- Blackburn, T.M., P. Cassey, R.P. Duncan, K.L. Evans, y K.J. Gaston. 2004. Avian extinction and mammalian introductions on oceanic islands. *Science* 305:1955–1958.
- Blumstein, D.T., y J.C. Daniel. 2005. The loss of anti-predator behaviour following isolation on islands. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 272:1663–1668.
- Bonnaud, E., F. Medina, E. Vidal, M. Nogales, B. Tershy, E. Zavaleta, C.J. Donlan, B. Keitt, M. Le Corre, y S.V. Horwath. 2011. The diet of feral cats on islands: a review and a call for more studies. *Biol Invasions* 13:581-603.

- Bowen, L., y D. Van Vuren, 1997. Insular endemic plants lack defenses against herbivores. *Conserv Biol* 11:1249-1254.
- Brothers, N.P. 1982. Feral cat control on Tasman Island. *Austr Ranger Bull* 2:9.
- Cabin, R., S. Weller, D. Lorence, T. Flunn, A. Sakai, D. Sandquist, y L. Harway. 2000. Effects of Long-Term Ungulate Exclusion y Recent Alien Species Control on the Preservation and Restoration of a Hawaiian Tropical Dry Forest. *Conserv Biol* 14:439-453.
- Cabral, F. 2011. Dinámica espaciotemporal de uso del suelo en la UMAFOR 12 del Estado de México mediante el uso de sistemas de información geográfica: (1990-2007). Tesis de Licenciatura: Ingeniero en restauración forestal. Universidad Autónoma Chapingo. Estado de México. 42 pp.
- Campbell, C., y J. Donlan. 2005. A review of feral goat eradication on islands. *Conserv Biol* 19:1362-1374.
- Campbell, C., J. Donlan, F. Cruz, y V. Carrion. 2004. Eradication of feral goats *Capra hircus* from Pinta Island, Galápagos, Ecuador. *Oryx* 38:328-333.
- Campbell, K.J., G. Harper, D. Algar, C. Hanson, B.S. Keitt, y S. Robinson. 2011. Updated review of feral cat eradications. En: Veitch, C.R., M.N. Clout, y D.R. Towns (eds). *Island invasives: Eradication and management*, pp. 37-46. IUCN, (International Union for Conservation of Nature), Gland, Switzerland.
- Castellano, M.J., y T.J. Valone. 2007. Livestock, soil compaction and water filtration rate: evaluating a potential desertification recovery mechanism. *J Arid Environ*, 71:97-108.

- Castellanos, A., y R. Rodríguez-Estrella. 1992. La situación del cenizote de Socorro (*Mimodes graysoni*). *Ciencia y Desarrollo* 18:64-75.
- Castellanos, A., y R. Rodríguez-Estrella. 1993. Current status of the Socorro Mockingbird. *Wilson Bull* 105:167-171.
- Comité Asesor Nacional sobre el Territorio Insular Mexicano. 2012. Estrategia Nacional para la Conservación y el Desarrollo Sustentable del Territorio Insular Mexicano. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, Comisión Nacional de áreas Naturales Protegidas, Secretaría de Gobernación, Secretaría de Marina-Armada de México y Grupo de Ecología y Conservación de Islas, A.C. México, D.F. y Ensenada, B.C. 125 pp.
- CONANP-SEMARNAT. 2004. Programa de Conservación y Manejo, Reserva de la Biósfera Archipiélago de Revillagigedo. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México, D.F.
- Courchamp, E., L. Pascal, y J.L. Chapuis. 2003. Mammals invaders on islands, impact, control and control impact. *Biol Rev* 78:347-383.
- Diamond, J.M. 1989. Overview of recent extinctions. Pages 37-41 En: D. Western y M.C. Pearl (Eds.). *Conservation for the twenty-first century*. Oxford University Press, New York.
- Donlan, C.J., B.R. Tershy, y D.A. Croll. 2002. Islands and introduced herbivores: conservation action as ecosystem experimentation. *J Appl Ecol* 39:235-246.



- Donlan, C.J., B.R. Tershy, K.J. Campbell, y F. Cruz. 2003. Research for requiems: the need for more collaborative action in eradication of invasive species. *Conserv Biol* 17:1-2.
- Dowding, J.E., y E.C. Murphy. 2001. The impact of predation by introduced mammals on endemic shorebirds in New Zealand: a conservation perspective. *Biol Conserv* 99:47–64.
- Dowding, J.E., E.C. Murphy, K. Springer, A.J. Peacock, y C.J. Krebs. 2009. Cats, rabbits, myxoma virus, and vegetation on Macquarie Island: a comment on Bergstrom *et al.* (2009). *J Ecol* 46:1129- 1132.
- Eberhard, T. 1988. Introduced birds and mammals and their ecological effects. *Swedish Wildl Res* 13:1-107.
- Espinoza, L., M. Slaton, y M. Mozzafari. 2006. Como interpretar los resultados de los análisis de suelos. *Agricultura y Recursos Naturales*. Division of Agriculture, Research and Extension. University of Arkansas System.
- Faulkner, K.R., y C.C. Kessler. 2011. Live capture and removal of feral sheep from eastern Santa Cruz Island, California. En: Veitch, C.R., M.N. Clout, y D.R. Towns. (eds.). *Island invasives: eradication and management*. IUCN. Gland, Switzerland, pp. 295-299.
- Félix-Lizárraga, M., A. Aguirre-Muñoz, B. Keitt, y H. Berlanga-García. 2009. Restauración de aves marinas en islas del Pacífico de Baja California con sistemas de atracción social. *Memorias del Encuentro Nacional para la*

- Conservación y el Desarrollo Sustentable de las Islas de México. 23-26 June 2009. Ensenada, B.C., México.
- Fitzgerald, B.M. 1988. Diet of domestic cats and their impact on prey populations. En: Turner, D.C., y P. Bateson (eds). *The Domestic Cat: The Biology of Its Behaviour*. Cambridge University Press, Cambridge, pp 123–147.
- Fitzgerald, B.M., y D.C. Turner. 2000. Hunting behaviour of domestic cats and their impact on prey populations. En: Turner, D.C., y P. Bateson (eds). *The Domestic Cat: the biology of its behaviour*. Cambridge University Press, Cambridge, pp 152–175.
- Frankham, R. 2010. Challenges and opportunities of genetic approaches to biological conservation. *Biol Conserv* 143:1919–1927.
- Fritts, T.H., y G.H. Rodda. 1998. The role of introduced species in the degradation of island ecosystems: a case history of Guam. *Annu Rev Ecol Syst* 29:113–140.
- Galina, P., S. Álvarez, y A. Ortega-Rubio. 1994. Aspectos ecológicos de la herpetofauna. En: Ortega-Rubio, A., y A. Castellanos-Vera (eds.). *La Isla Socorro, Reserva de la Biosfera Archipiélago de Revillagigedo, México*. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C. pp 185 – 197.
- Gallina, S., y C. López González (eds). 2011. *Manual de técnicas para el estudio de la fauna. Volumen I*. Universidad Autónoma de Querétaro-Instituto de Ecología A.C., Querétaro, México.

- Garcillan, P., E. Vega, y E. López-Reyes. 2009. Recruitment response of Guadalupe cypress (*Callitropsis guadalupensis*) three years after goat eradication on Guadalupe Island. En: Damiani, C., y D. Garcelon (eds.). 2009. Proceedings of the 7<sup>th</sup> California Islands Symposium. Institute for Wildlife Studies, Arcata, CA. pp. 177-183.
- George, A. 2006. Estudio comparativo de indicadores de calidad de suelo en fincas de café orgánico y convencional en Turrialba, Costa Rica. Tesis de Maestría. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. Turrialba, Costa Rica.
- González, M., y E. Nogues. 2012. Pisoteo animal y su efecto en la densidad aparente del suelo en un Haplustol franco arenoso bajo diferentes manejos. Revista de Divulgación Técnica Agrícola y Agroindustrial 9:1-9.
- González-García, F. 2011. Métodos para contar aves terrestres. Pp. 128-147. En: Gallina, S., y C. López-González (eds.). Manual de Técnicas para el estudio de la Fauna Volumen I. Universidad Autónoma de Querétaro-Instituto Nacional de Ecología, A.C. Querétaro, México.
- González-Hernández, M., M. Meiriño, y L. Costa. 2002. Efectos de las altas densidades de ciervo sobre la vegetación en el Parque Natural o Invernadeiro (Ourense). Implicaciones en su manejo y conservación. Actas de la I Reunión sistema agroforestales-I Reunión espacios naturales. Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales 14:129-134.

- Groombridge, B.E. 1992. *Global Diversity - Status of the Earth's Living Resources*.  
Compiled by the World Conservation Monitoring Center. Chapman y Hall,  
London, UK. 585 pp.
- Grubb, P.J. 1985. Plant population and vegetation in relation to habitat,  
disturbance and competition: problems of generalization. En: Whitte, J. (ed.).  
*The Population Structure of Vegetation*, pp. 596-621. Dr. W. Junk, Dordrecht,  
Holanda.
- HANNA. 1999. *Manual de análisis de suelo. Ciencia y gestión del suelo*. Hanna  
Instruments. USA.
- Holl, K.D., y T.M. Aide. 2011. When and where to actively restore ecosystems?  
*Forest Ecol Manag* 261:1558–1563.
- Island Conservation Data Base. <http://diise.islandconservation.org/>
- Jackson, M.L. 1982. *Análisis químico de suelos*. Cuarta Edición. Ediciones Omega  
S.A. Barcelona, España. 652 pp.
- Jehl, J.R., y K.C. Parkes. 1982. The status of the avifauna of the Revillagigedo  
Islands, Mexico. *Wilson Bull* 94:1-19.
- Jehl, J.R., y K.C. Parkes. 1983. Replacement of land bird species on Socorro  
Island, Mexico. *Auk* 100:551-559.
- Jiménez. M., A. Tejas, y R. Aguilar. 1994. Los artrópodos terrestres. En: Ortega-  
Rubio, A., y A. Castellanos-Vera (eds.). *La Isla Socorro, Reserva de la  
Biosfera Archipiélago de Revillagigedo, México*. Centro de Investigaciones  
Biológicas del Noroeste S.C. pp 153–183

- Johnson, T.H., y A.J. Stattersfield. 1990. A Global Review of Island Endemic Birds. *The Ibis* 132:167-180.
- Jones, H.P., y O.J. Schmitz. 2009. Rapid recovery of damaged ecosystems. *PLoS ONE* 4:e5653.
- Kaulkner, K.R., y C.C. Kessler. 2011. Live capture and removal of feral sheep from eastern Santa Cruz Island, California. En: Veitch, C.R., M.N. Clout, M.N., y D.R. Towns (eds). *Island invasives: eradication and management*. IUCN, Gland, Switzerland.
- Kessler, C.C. 2011. Invasive species removal and ecosystem recovery in the Mariana Islands; challenges and outcomes on Sarigan y Anatahan. In: Veitch, C.R.; Clout, M.N. y Towns, D.R. (Eds). 2011. *Island invasives: eradication and management*. IUCN, Gland, Switzerland. pp. 320-324.
- Laska, G. 2001. The disturbance and vegetation dynamics: a review and an alternative framework. *Plant Ecol* 157:77-99.
- León de la Luz, J., A. Breceda, R. Coria, y J. Cancino. 1994. Asociaciones Vegetales. En: Ortega-Rubio, A., y A. Castellanos-Vera (eds.). *La Isla Socorro, Reserva de la Biosfera Archipiélago de Revillagigedo, México*. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C. pp 115–141.
- Levin, G., y R. Moran. 1989. *The Vascular Flora of Isla Socorro, Mexico*. Society of Natural History. San Diego. Memoir 16.
- Le Viol, I., C. Kerbiriou, y R. Julliard. 2008. Evaluation of habitat restoration: Assessing the consequences of rat eradication on biodiversity in a Natura 2000

- Area (SER\_0269). 6th European Conference on Ecological Restoration, Ghent, Belgium.
- Llinas-Gutierrez, J. 1994. Las Aves Marinas. En: Ortega-Rubio, A., y A. Castellanos-Vera (eds.). La Isla Socorro, Reserva de la Biosfera Archipiélago de Revillagigedo, México. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C. pp 277–297.
- Long, J.L. 2003. Introduced mammals of the world: their history, distribution, and influence. CABI Publishing, Wallingford. 590 pp.
- Lozano-Rodríguez, L. 2010. Abundancia relativa y distribución de mamíferos medianos y grandes en dos coberturas vegetales en el santuario de fauna y flora Otún Quimbaya mediante el uso de cámaras trampa. Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, Colombia.
- Lyon, G., D. Yuan, R.S. Lunetta, y C.D. Elvidge. 1998. A change Detection Experiment Using Vegetation Indices. *Photogramm Eng Rem S* 64:143-150.
- MacArthur, R.H., y E.O. Wilson. 2001. The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton, New Jersey. 224 pp.
- Martínez-Gómez, J.E, A. Flores-Palacios, y R.L. Curry. 2001. Habitat requirements of the Socorro Mockingbird *Mimodes graysoni*. *Ibis* 143:456-467
- Martínez-Gómez, J.E., y J. Jacobsen. 2004. The Conservation Status of Townsend's Shearwater *Puffinus auricularis auricularis*. *Biol Conserv* 116:35 – 47.

- Martínez, M., y X. García. 2007. Secesión ecológica y restauración de las selvas húmedas. Boletín de la Sociedad Botánica de México, junio, año/vol. Sup, número 080. Soc Bot Méx A.C. pp. 69-84.
- Mas, J.F. 1999. Monitoring land-cover changes: a comparison of change detection techniques. *Int J Remote Sens* 20:139-152.
- Maya-Delgado, Y., F. Salinas-Zavala, y E. Troyo-Diéguéz. 1994. Estado actual del suelo y propuestas para su conservación. En: Ortega-Rubio, A., y A. Castellanos-Vera (eds.). *La Isla Socorro, Reserva de la Biosfera Archipiélago de Revillagigedo, México*. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C. pp 63–75.
- Mediavilla, M.J. 2014. Meteorización química. Enseñanza de las Ciencias de la Tierra; AEPECT, Universidad de Girona: Girona, Spain, pp. 230-238.
- Medina, J. 2001. Evaluación de metodologías de detección de cambios del uso del suelo a través del análisis digital multitemporal de imágenes satelitales Landsat TM en la IX Región, Chile. Tesis de licenciatura: Ingeniero Forestal. Universidad Católica de Temuco. Chile.
- Mooney, H.A., y R.J. Hobbs (eds). 2000. *Invasive species in a changing world*. Island Press, Washington, D.C., U.S.A
- Morin, P. 1999. *Community Ecology*. Blackwell Science, Oxford.
- Morrison, S.A. 2007. Reducing risk and enhancing efficiency in non-native vertebrate removal efforts on islands: a 25-year multi-taxa retrospective from Santa Cruz Island, California. Pages 398–409. *Managing vertebrate invasive*

species: proceedings of an International Symposium, USDA/APHIS/WS, National Wildlife Research Center, Fort Collins, Colorado, USA. USDA National Wildlife Research Center Symposia.

Mooney y Hobbs 2000

Mostacedo, B., y T. Fredericksen. 2000. Manual de Métodos Básicos de Muestreo y Análisis en Ecología Vegetal. Santa Cruz, Bolivia.

Nelson, R.F. 1983. Detecting forest canopy change due to insect activity using Landsat MSS. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 9:1303-1314.

Ochoa-López, E., H. Reyes-Bonilla, y J. Ketchum-Mejía. 1998. Daños por sedimentación a las comunidades coralinas al sur de la isla Socorro, Archipiélago de Revillagigedo, México. *Ciencias Marinas* 24:233-240.

Ortega-Rubio, A., y A. Castellanos-Vera (eds.). 1994. La isla Socorro, Reserva de la Biósfera Archipiélago de Revillagigedo, México. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C., 359 pp.

Ortega-Rubio, A., A. Castellanos, G. Arnaud, Y. Maya, R. Rodríguez, J.L. León, J. Cancino, C. Jiménez, J. Llianas, S. Álvarez, P. Galina, A. Breceda, E. Troyo, F. Salinas, S. Díaz, R. Servín, H. Romero, A. Rodríguez y R. Coria. 1992. Estudio de los Recursos Naturales de la Isla Socorro, Revillagigedo. *Ciencia*. 43:175–184.



- Ortiz-Alcaraz, A., A. Aguirre-Muñoz, F. Méndez-Sánchez, y A. Ortega-Rubio. Environmental Restoration of Socorro Island, México: feral sheep eradication. En preparación.
- Ortiz-Alcaraz, A., A. Aguirre-Muñoz, M. Hermosillo Bueno, N. Silva-Estudillo, y F. Méndez-Sánchez. 2009. Erradicación de borregos ferales en isla Socorro, México: Fase de cacería aérea y preparación de borregos Judas. Reporte Técnico. Grupo de Ecología y Conservación de Islas, A.C. Ensenada, B. C., México. 16 pp.
- Ortiz-Alcaraz, A., A. Aguirre-Muñoz, L. Luna-Mendoza, M. Hermosillo-Bueno, N. Silva-Estudillo, y F. Méndez-Sánchez. 2010. Restauración de Islas Mexicanas para la conservación de especies de aves marinas de interés común México – Estados Unidos. Proyecto de Erradicación de borregos ferales (*Ovis aries*) introducidos en isla Socorro, Archipiélago de Revillagigedo, México. Reporte Técnico Final. Grupo de Ecología y Conservación de Islas, A.C. Ensenada, B.C. México. 41 pp.
- Ortiz-Alcaraz, A., J.M. Barredo-Barberena, A. Aguirre-Muñoz, y K. Santos del Prado-Gasca. 2011. Acciones para la Recuperación del Ambiente en Isla Socorro, Archipiélago de Revillagigedo. Reporte Final. Grupo de Ecología y Conservación de Islas, A.C. – Instituto Nacional de Ecología. México. 32 pp.
- Ovalles, F., M. Rodríguez, Y. Espinoza, A. Cortez, M. Pérez, E. Cabrera, J. Gil, y N. Obispo. 2007. Uso de imágenes satelitales de alta resolución para evaluar

- parcelas experimentales en ensayos silvopastoriles. *Zootecnia Trop* 25:269-277.
- Page, A.L., R.H. Miller, y D.R. Keeney (eds). 1982. *Methods of Soil Analysis. Part 2, Chemical and Microbiological Properties. Second Edition.* American Society of Agronomy, Inc. and Soil Science Society of America, Inc. Wisconsin, USA. 1159 pp.
- Parkes, J.P. 1984. Feral goats of Raoul Island. II. Diet and notes on the flora. *New Zeal J Ecol* 7:95–101.
- Parkes, J., P. Fisher, S. Robinson, y A. Aguirre-Muñoz. 2014. Eradication of feral cats from large islands: an assessment of the effort required for success. Published online. *New Zeal J Ecol* 38:0-0.
- Parkes, J., D. Ramsey, N. Macdonald, K. Walker, S. McKnight, B. Cohen y S. Morrison. 2010. Rapid eradication of feral pigs (*Sus scrofa*) from Santa Cruz Islad, California. *Biol Conserv.* 143:634-641.
- Pearre, S. Jr, y R. Maass. 1998. Trends in the prey size-based trophic niches of feral and house cats *Felis catus* L. *Mammal Rev* 28:125–139.
- Phillips, R.B., B.D. Cooke, K. Campbell, V. Carrion, C. Marquez, y H.L. Snell. 2005. Eradicating feral cats to protect Galápagos land iguanas: methods and strategies. *Pac Conserv Biol* 11:57- 66.
- Pickett, S., S. Collins, y J. Armesto. 1987. A hierarchical consideration of causes and mechanisms of succession. *Vegetatio* 69:109-114.

- Pinzón, A., y E. Amézquita. 1979. Compactación de suelos por pisoteo de animales en pastoreo en el piedemonte amazónico de Colombia. *Pasturas tropicales* 13:21-26.
- Prach, K., y R.J. Hobbs. 2008. Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. *Rest Ecol* 16:363–366.
- Primack, R.B. 2002. *Essentials of conservation biology*. Third Edition. Sinauer Associates Press, Sunderland. 698 pp.
- Randall, J., I. Granillo, R. Shaw, B. Keitt y S. Junak. 2005. El monitoreo de los impactos de la erradicación de cabras y otras acciones de manejo sobre las plantas y animales de Isla Guadalupe. En: Santos del Prado, K., y E. Peters (compiladores). 2005. *Isla Guadalupe: Restauración y Conservación*. Primera Edición. Instituto Nacional de Ecología. México. pp. 231-237.
- Rauzon, M.J. 1985. Feral cats on Jarvis Island: their effects and their eradication. *Atoll Res Bull* 282:1-30.
- Rauzon, M.J., W.T. Everett, D. Boyle, L. Bell, y J. Gilardi. 2008. Eradication of feral cats at Wake Atoll. *Atoll Res Bull* 560:1-21.
- Regan, T.J., M.A. McCarthy, P.W.J. Baxter, F.D. Panetta, y H.P. Possingham. 2006. Optimal eradication: when to stop looking for an invasive plant. *Ecol Lett* 9: 759–766.
- Rejmanek, M., y M.J. Pitcairn. 2002. When is eradication of exotic pest plants a realistic goal? *Turning the Tide: The Eradication of Invasive Species* (Eds C.R.

- Veitch y M.N. Clout), pp. 249–253. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group, Gland, Switzerland.
- Rhea, M. 2000. Distribution of the endangered Socorro Mockingbird, *Mimodes graysoni*, in relation to habitat availability. Senior Thesis. Department of Biology. Villanova University.
- Riney, T. 1982. Study and management of large mammals. John Wiley & Sons Ltd. United Kingdom.
- Rodríguez-Estrella, R., G. Arnaud, S. Álvarez-Cárdenas, y A. Rodríguez. 1991. Predation by feral cats on birds at isla Socorro, Mexico. *West Birds* 22:141-143.
- Rodríguez-Estrella, R., L. Rivera, y E. Mata. 1994. Avifauna terrestre. En: Ortega-Rubio, A. y A. Castellanos-Vera (eds.). *La Isla Socorro, Reserva de la Biosfera Archipiélago de Revillagigedo, México*. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C. pp 199–224.
- Rodríguez, C., R. Torres, y H. Drummond. 2006. Eradicating introduced mammals from a forested tropical island. *Biol Conserv* 130:98-105
- Samaniego-Herrera, A.; A. Aguirre-Muñoz, M. Rodríguez-Malagón, R. González-Gómez, F. Torres-García, F. Méndez-Sánchez, M. Félix-Lizárraga, y M. Latofski-Robles. 2011. Rodent eradications on Mexican islands: advances and challenges. En: Veitch, C.R., M.N. Clout, y D.R. Towns (eds.). 2011. *Island invasives: eradication and management*, pp. 350-355. IUCN, Gland, Switzerland.

- Sánchez, O. 2011. Evaluación y monitoreo de poblaciones silvestres de reptiles. En: Sánchez O., P. Zamorano, E. Peters, H. Moya (Eds). Temas sobre conservación de vertebrados silvestres en México. Primera Edición. Instituto Nacional de Ecología. 392 pp.
- Sánchez, O., E. Peters, R. Márquez-Huitzil, E. Vargas, G. Portales, M. Valdez, y D. Azuara (eds). 2005. Temas sobre restauración ecológica. Primera Edición. Instituto Nacional de Ecología. México. 256 pp.
- Sélem-Salas, C., J. Sosa-Escalante, y S. Hernández-Betancourt. 2004. Aves y Mamíferos. En: Bautista, F., H. Delfín, J.L. Palacio, y M. Delgado (eds). 2004. Técnicas de muestreo para manejadores de recursos naturales. Primera Edición. Universidad Nacional Autónoma de México, Universidad Autónoma de Yucatán, Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, Instituto Nacional de Ecología. México.
- Sellés, G., R. Fereyra, R. Ruíz, R. Ferreyra y R. Ahumada. 2012. Compactación de suelos y su control: Estudio de casos en el Valle de Aconcagua. Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Boletín INIA 234. Santiago, Chile.
- Scowcroft, P., y R. Hobdy. 1987. Recovery of Goat-Damaged Vegetation in an insular Tropical Montane Forest. *Biotropica* 19: 208-215.
- Singh, A. 1986. Change detection in the tropical forest environment of northeastern india using Landsat. En: Eden, M.J., y Parry, J.T. (eds). *Remote Sens Land Manage*. New Zealand, pp. 237-253.

- Stattersfield, A.J., y D.R. Capper. 2000. Threatened birds of the world. Lynx Edicions and BirdLife International, Barcelona. 864 pp.
- Terborgh, J. 2001. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science* 294:1923–1926.
- Tershy, B., y D. Breese 1997. Human perturbations and conservation strategies on San Pedro Mártir Island, Gulf of California, Mexico. *Environ Conserv* 24:161-170.
- Towns, D., D. Simberloff, y I. Atkinson. 1997. ABC. *Pac Conserv Biol* 3:99-124. Surrey Beatty y Sons, Sydney.
- Turner, W., S. Spector, N. Gardiner, M. Fladeland, E. Sterling, y M. Steininger. 2003. Remote sensing for biodiversity science and conservation. *Trends Ecol Evol* 18:306-314.
- Twyford, K.L., P.G. Humphrey, R.P. Nunn, y L. Willoughby. 2000. Eradication of feral cats (*Felis catus*) from Gabo Island, south-east Victoria. *Ecol Manage Rest* 1:42-49.
- USDA. 1999. Guía para la Evaluación de la Calidad y Salud del Suelo. Departamento de Agricultura de los Estados Unidos, Servicio de Investigación Agrícola, Servicio de Conservación de Recursos Naturales, Instituto de Calidad de Suelos. Agosto 1999.
- Valdez-Lazalde, J., M. González-Guillen, y H. De los Santos-Posadas. 2006. Estimación de cobertura arbórea mediante imágenes satelitales multiespectrales de alta resolución. *Agrociencia* 40: 383-394.

- Van Riper, C. 1982. Censuses and breeding observations of the birds on Kohala Mountain, Hawaii. *Wilson Bull* 94:463-476.
- Van Vuren, D. 1992. Eradication of feral goats and sheep from island ecosystems. En: Borrecco, J.E., y R.E. Marsh (eds). *Proceedings of the Fifteenth Vertebrate Pest Conference*. University of California, Davis.
- Veitch, C.R. 1989. *The Eradication of Cats and Sheep from Socorro Island: A report to the Socorro Island Project*. Northern Region technical report series. Department of Conservation, Auckland, New Zealand.
- Vibrans, H. 2011. Taller de identificación de Malezas. En: Bojórquez-Bojórquez, G., E. Rosales-Robles, y G. Zeta-Padilla (coords.). *Manejo de Malezas en México*. Vol. 1 Maleza terrestre. Universidad Autónoma de Sinaloa, México, pp. 293-308.
- Villalba, A., C. Flores, y E. Ponce. 1991. Caracterización de suelos de transición en ambiente lagunar costero. *Bol. Depto. Geol. Uni-Son.* 8:41-47.
- Walter, H., y G.A. Levin. 2008. Feral sheep on Socorro Island: facilitators of alien plant colonization and ecosystem decay. *Diversity and Distributions* 14:422-431.
- Whittaker, R.J., y J.M. Fernández-Palacios. 2007. *Island Biogeography: Ecology, Evolution and Conservation*. Oxford University Press. New York. 403 pp.
- Will, D., D. Hanson, y K. Campbell. 2010. A trap monitoring system to enhance efficiency of feral cat eradication and minimize adverse effects on non-target endemic species on San Nicolas island. En: Timm, R.M., y K.A. Fagerstone

- (eds.). Proceedings of the 24th Vertebrate Pest Conference. University of California, Davis, pp. 79-85.
- Wood, B., B.R. Tershy, M.A. Hermsillo, C.J. Donlan, J.A. Sanchez, B.S. Keitt, D.A. Croll, G.R. Howald, y N. Biavaschi. 2002. Removing cats from islands in north-west Mexico. En: Veitch, C.R., y M.N. Clout (eds.). Turning the tide: the eradication of invasive species. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland y Cambridge, Reino Unido, pp. 374-380.
- Wolf, S., B. Keitt, A. Aguirre-Muñoz, B. Tershy, E. Palacios, y D. Croll. 2006. Transboundary seabird conservation in an important North American marine ecoregion. Environmental Conservation, Cambridge University Press 33: 294-305.
- Wood, B., B.R. Tershy, M.A. Hermsillo, C.J. Donlan, J.A. Sánchez, B.S. Keitt, D.A. Croll, G.R. Howald, y N. Biavaschi. 2002. Removing cats from islands in northwest Mexico. En: Veitch, C.R., y M.N. Clout (eds.). Turning the tide: the eradication of invasive species, pp. 374-380. IUCN, SSC Invasive Species Specialist Group. Gland, Switzerland and Cambridge.
- Zavaleta, ES., R.J. Hobbs, y H.A. Mooney. 2001. Viewing invasive species removal in a whole-ecosystem context. Trends Ecol Evol 16:454–459.