



CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS
DEL NOROESTE, S.C.

**MODELOS DE DISTRIBUCIÓN DE AVES ACUÁTICAS
EN COMPLEJO LAGUNAR BAHÍA MAGDALENA,
B.C.S., MÉXICO**

Programa de Estudios de Posgrado

TESIS

Que para obtener el grado de

Maestro en Ciencias

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

P r e s e n t a

Pablo Lobera Alvarez

La Paz, Baja California Sur, Marzo, 2016

ACTA DE LIBERACIÓN DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B. C. S., siendo las 11:40 horas del día 25 del Mes de Febrero del 2016, se procedió por los abajo firmantes, miembros de la Comisión Revisora de Tesis avalada por la Dirección de Estudios de Posgrado y Formación de Recursos Humanos del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., a liberar la Tesis de Grado titulada:

"Modelos de distribución de aves acuáticas en el complejo lagunar Bahía Magdalena, B.C.S., México"

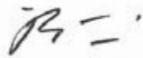
Presentada por el alumno:

Pablo Lobera Alvarez

Aspirante al Grado de MAESTRO EN CIENCIAS EN EL USO, MANEJO Y PRESERVACIÓN DE LOS RECURSOS NATURALES CON ORIENTACIÓN EN **Ecología de zonas áridas**

Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron su **APROBACIÓN DE LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

LA COMISIÓN REVISORA



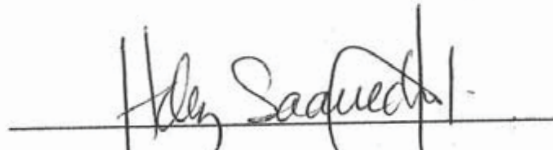
Dr. Ricardo Rodríguez-Estrella
Director de Tesis



Dra. Patricia Ramírez Bastida
Co-Tutor



Dr. Raúl O. Martínez Rincón
Co-Tutor



Dra. Norma Yolanda Hernández Saavedra,
Directora de Estudios de Posgrado y
Formación de Recursos Humanos

COMITÉ TUTORIAL

DR. RICARDO RODRÍGUEZ ESTRELLA

Director de Tesis

Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste

DRA. PATRICIA RAMÍREZ BASTIDA

Universidad Nacional Autónoma de México

Cotutor

DR. RAÚL OCTAVIO MARTÍNEZ RINCÓN

Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste

Cotutor

COMITÉ REVISOR DE TESIS

DR. RICARDO RODRÍGUEZ ESTRELLA

DRA. PATRICIA RAMÍREZ BASTIDA

DR. RAÚL OCTAVIO MARTÍNEZ RINCÓN

JURADO DE EXAMEN

DR. RICARDO RODRÍGUEZ ESTRELLA

DRA. PATRICIA RAMÍREZ BASTIDA

DR. RAÚL OCTAVIO MARTÍNEZ RINCÓN

SUPLENTE

DRA. PATRICIA CORTÉS CALVA

Resumen

La zona del complejo lagunar Bahía Magdalena (CLBM) es reconocida por su alta biodiversidad, en particular de aves acuáticas debido a que un alto número de especies utilizan el área para su reproducción, alimentación, refugio y para pasar el invierno. El CLBM es considerado entonces como un Área Importante para la Conservación de las Aves AICA. A pesar de su relevancia, esta región no se encuentra en ninguna categoría de conservación oficial en México. El avance de los sistemas de Información Geográfica (SIG) combinados con modelos estadísticos probabilísticos ha permitido desarrollar herramientas útiles para predecir la distribución de las especies a nivel regional. Se llevó a cabo la modelación de 10 especies acuáticas abundantes y cinco con categoría de protección de acuerdo a la NOM-059-SEMARNAT-2010, en el área del CLBM. Se utilizaron las variables respuesta de densidad (como una medida de abundancia), y la presencia y ausencia de las especies. Para los predictores (variables independientes) se empleó el tipo de hábitat, la vegetación, el tipo de sustrato del suelo, la interacción latitud, longitud, así como dos variables antropogénicas, distancia más cercana a pueblos y campamentos pesqueros. Los modelos utilizados fueron GLM (modelos lineales generalizados, que no requieren normalidad de los datos) y GAM (modelos aditivos generalizados, flexibles ante comportamientos no lineales de los datos). Asimismo, se realizaron interpolaciones espaciales para cada especie. Su evaluación se hizo utilizando los valores de Kappa y AUC. Sólo aquellos modelos con una combinación adecuada de Kappa (≥ 0.21) y AUC (≥ 0.71) fueron incluidos en los resultados. Se obtuvieron un total de 60 modelos de densidad, de los cuales 13 modelos presentaron evaluaciones estadísticamente satisfactorias. De éstos, 12 modelos obtuvieron al menos una variable humana significativa influyente. Para los modelos de presencia-ausencia se obtuvieron un total de 60 modelos, de los cuales 10 modelos presentaron evaluaciones estadísticamente satisfactorias. De éstos, 4 tuvieron al menos una variable humana significativa influyente. De los resultados de los modelos y las interpolaciones espaciales se observó que las especies con tendencias a permanecer alejados de centros urbanos y campamentos pesqueros fueron *Branta bernicla*, *Egretta rufescens* y *Limosa fedoa*. Mientras que especies como *Larus occidentalis*, *Larus heermanni* y *Pelecanus occidentalis* tienen preferencias a permanecer cerca de pueblos y campamentos. Las especies de cormoranes *Phalacrocorax auritus* y *Phalacrocorax penicillatus* mostraron una distribución marcada cerca de la boca de entrada de Bahía Magdalena. Las especies de playeros *C. mauri* y *C. alba* muestran también una cercanía a pueblos y campamentos, pero en áreas con sedimentos suaves. Las especies *Fregata magnificens*, *Thalasseus elegans* y *Larus delawarensis*, a pesar de obtener buenas evaluaciones en sus modelos, espacialmente no muestran un patrón o valores muy bajos probablemente debido a la falta de predictores adecuados o a su distribución amplia y homogénea. Las especies *Calidris canutus* y *Sternula antillarum* a pesar de ser importantes no obtuvieron modelos satisfactorios; para la modelación de especies poco comunes es necesario otro tipo de modelación y métodos de censos más específicos. La contribución de esta tesis es que muestra que las actividades asociadas con los pueblos y campamentos parecen beneficiar a especies oportunistas y generalistas, mientras que las especies más sensibles y especialistas (como el ganso *B. bernicla*) se ven afectadas por las actividades humanas. La

necesidad de entender y poder determinar los patrones de distribución espacialmente explícitos nos dan una herramienta útil para el manejo individual de las especies más amenazadas con el fin de proponer decisiones más objetivas en los planes de manejo y conservación del área, sobre todo dados los proyectos diversos de gran impacto que se están planeando para la zona y para la península de Baja California donde hay varias áreas de humedales relevantes como el CLBM.

Palabras clave: Complejo Lagunar Bahía Magdalena, GLM, GAM, aves acuáticas, modelos de distribución de especies.

Abstract

The area of Magdalena Bay lagoon complex (MBLC) is renowned by its high biodiversity, due to a high number of species using the area for breeding, feeding, shelter and overwintering. Magdalena Bay is considered an Important Bird Area. Despite its importance for bird conservation, this region is not officially listed in any conservation category in Mexico. The advances in geographic information systems (GIS) combined with probabilistic statistical models have allowed to develop useful tools to predict the distribution of species at a regional level. For this study we developed probabilistic models for 10 abundant aquatic bird species and five bird species with a category of protection according to the NOM-059-SEMARNAT-2010 list. We used density (as a measure of abundance) as a dependent (response) variable, and also the presence and absence of species were used in this category. As predictors (independent variables), we used the habitat type, vegetation type, type of soil substrate, interaction of latitude, longitude and two anthropogenic variables, distance to human villages and distance to fishing camps. The models used were GLM (generalized linear models, which do not require normality of the data) and GAM (Generalized additive models, flexible to non-linear trends of the data). Also, spatial interpolation for each species was made. The model evaluation was assessed using Kappa values and AUC. Only those models with an appropriate mix of Kappa (≥ 0.21) and AUC (≥ 0.71) were included in the results as significant models. A total of 60 models of density were constructed, of which 13 models resulted in statistically satisfactory evaluations. Of these, 12 models received at least one significant human influential variable. For models of presence-absence, a total of 60 models were obtained, including 10 models with statistically satisfactory evaluations. Of these, 4 received at least one significant human influential variable. The results of the models and spatial interpolation showed that species with a tendency to avoid urban centers and fishing camps were *Branta bernicla*, *Egretta rufescens* and *Limosa fedoa*. Species such as *Larus heermanni*, *Larus occidentalis*, *Larus delawarensis*, *Pelecanus occidentalis* and species of the genus *Phalacrocorax* seem to have preferences to stay close to towns and camps. *Phalacrocorax auritus* and *Phalacrocorax penicillatus* distribution showed a high preference to be near the inlet of Magdalena Bay. Shorebird species and *C. mauri* and *C. alba* also showed to be near to villages and camps but in areas with soft sediments. In spite of having good evaluations in their models, *Fregata magnificens*, *Larus delawarensis* and *Thalasseus elegans* did not show a good spatial pattern or they have very low values probably due to a lack of adequate predictors or to their wide homogeneous distribution. Species like *C. canutus* y *Sternula antillarum* despite being important, did not achieved satisfactory models. The contribution of this thesis is to show that the activities associated with towns and camps may benefit opportunistic and generalist aquatic bird species, while the most sensitive and specialist species (e.g. *B. bernicla*) seems to be negatively affected by human activities. The need to understand and be able to determine patterns of spatially explicit distribution can give a useful tool for individual management of the most endangered species in order to propose more objective decisions on management plans and conservation of the area, especially given the projects various high-impact being planned for the area.

Keywords: Magdalena Bay lagoon complex, GAM, GLM, aquatic birds, species distribution models

Dedicatoria

a mi Padre, Madre, mi hermano Luis, Cons-Conejita y a Roquito que siempre estuvieron ahí conmigo.....

a mis queridos amigos los indestructibles

Agradecimientos:

Al Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, CIBNOR el apoyo académico, administrativo, económico y de infraestructura para mi formación de posgrado. En particular a todo el personal, por su calidez y disposición al trabajo con la mejor actitud.

Al CONACYT y su proyecto: SEP-CONACYT 155956: "Consecuencias de la fragmentación del desierto de la península de Baja California: un análisis integral en distintos grupos biológicos con enfoques molecular, metapoblacional y paisajístico. Implicaciones teóricas y para la conservación" En donde estará colocada esta tesis

A mi general de brigada el Dr. Ricardo Rodríguez-Estrella por haberme dado la oportunidad de ver más allá de las aves y ofrecerme el mayor reto matemático de mi vida, por su gran apoyo en mi formación académica, sus comentarios, correcciones jaladas de orejas y por tratarme con confianza, gran calidez y respeto.

A la Dra. Patricia Ramírez-Bastida por sus afinadas correcciones, comentarios, paciencia y su gran consideración de aceptarme como estudiante "de lejos"

Al Dr. Raúl Martínez por su enorme ayuda en mi aprendizaje de un nuevo lenguaje, herramientas y por todo su gran apoyo y camaradería durante mi formación académica

A Jorge Arturo Ramírez Espinoza por la toma de datos en campo

Al equipo del Laboratorio de Sistemas de Información Geográfico por su atención y disposición, sobre todo a Joaquín Rivera Rosas por su paciencia.

y a todos mis compañeros y amigos de armas de la maestría, por hacerla tan amena

Contenido

| | |
|---|-----|
| Resumen | i |
| Abstract | iii |
| Dedicatoria | iv |
| Agradecimientos: | v |
| Índice de Figuras | xi |
| Índice de Tablas | xv |
| 1. INTRODUCCIÓN | 1 |
| 2. ANTECEDENTES | 7 |
| 3. JUSTIFICACIÓN | 10 |
| 4. HIPOTESIS | 12 |
| 5. OBJETIVOS | 12 |
| 5.1 Objetivo general | 12 |
| 5.2 Objetivos particulares..... | 12 |
| 6. MATERIALES Y MÉTODOS | 13 |
| 6.1 Área de estudio | 13 |
| 6.2 Censos de aves acuáticas | 17 |
| 6.3 Selección de especies | 18 |
| 6.4 Modelos de distribución de especies | 19 |
| 6.5 Enfoque con datos puntuales..... | 20 |
| 6.6 Enfoque con datos agregados | 20 |
| 6.7 Protocolo de construcción del modelo mínimo adecuado..... | 22 |
| 6.8 Evaluación de los modelos | 25 |
| 6.9 Descripción gráfica de los modelos. | 26 |
| 6.10 Interpolación espacial | 29 |
| 7. RESULTADOS | 31 |
| 7.1 Estacionalidad..... | 32 |
| 7.2 Uso de Hábitats | 33 |
| 7.3 Tipos de Vegetación | 34 |
| 7.4 Sustratos | 35 |

| | |
|--|----|
| 7.5 Modelos de Densidad y Presencia/Ausencia | 36 |
| 7. 6 Comparación de modelos GLM y GAM por especie | 41 |
| ANSERIFORMES | 41 |
| Modelo de densidad de <i>Branta bernicla</i> | 41 |
| Construcción del modelo..... | 41 |
| Descripción del modelo de densidad | 42 |
| Interpolación espacial de la densidad de <i>B. bernicla</i> | 43 |
| Modelos de presencia/ausencia de <i>Branta bernicla</i> | 45 |
| Construcción del modelo..... | 46 |
| Descripción del modelo de presencia/ausencia..... | 47 |
| Interpolación espacial de la presencia/ausencia de <i>B. bernicla</i> | 49 |
| SULIFORMES..... | 51 |
| Modelos de densidad de <i>Phalacrocorax auritus</i> | 51 |
| Construcción del modelo..... | 51 |
| Descripción del modelo de densidad | 52 |
| Interpolación espacial de la densidad de <i>P. auritus</i> | 53 |
| Modelo de presencia/ausencia de <i>P. auritus</i> | 57 |
| Construcción del modelo..... | 57 |
| Descripción del modelo de presencia/ausencia..... | 58 |
| Modelos de densidad de <i>Phalacrocorax penicillatus</i> | 62 |
| Construcción del modelo..... | 62 |
| Descripción del modelo de densidad | 63 |
| Interpolación espacial de la densidad de <i>P. penicillatus</i> | 64 |
| Modelos de densidad de <i>Fregata magnificens</i> | 68 |
| Construcción del modelo..... | 68 |
| Descripción del modelo..... | 69 |
| Interpolación espacial de la densidad de <i>F. magnificens</i> | 69 |
| Modelo de presencia/ausencia de <i>F. magnificens</i> | 72 |
| Construcción del modelo..... | 72 |
| Descripción del modelo de presencia/ausencia..... | 73 |
| Interpolación espacial de la presencia/ausencia de <i>F. magnificens</i> | 73 |
| PELECANIFORMES | 76 |

| | |
|---|-----|
| Modelo de densidad de <i>Pelecanus occidentalis</i> | 76 |
| Construcción del modelo..... | 76 |
| Descripción del modelo de densidad | 77 |
| Interpolación espacial de la densidad de <i>P. occidentalis</i> | 78 |
| Modelo de presencia/ausencia de <i>P. occidentalis</i> | 80 |
| Construcción del modelo..... | 80 |
| Descripción del modelo de presencia/ausencia..... | 81 |
| Interpolación espacial de la presencia/ausencia de <i>P. occidentalis</i> | 82 |
| Modelos de presencia/ausencia de <i>Egretta rufescens</i> | 85 |
| Construcción del modelo..... | 86 |
| Descripción del modelo de presencia/ausencia..... | 87 |
| Interpolación espacial de la presencia/ausencia de <i>E. rufescens</i> | 88 |
| CHARADRIIFORMES | 91 |
| Modelo de densidad de <i>Larus occidentalis</i> | 91 |
| Construcción del modelo..... | 91 |
| Descripción del modelo de densidad | 92 |
| Interpolación espacial de la densidad de <i>L. occidentalis</i> | 92 |
| Modelo de presencia/ausencia de <i>L. occidentalis</i> | 95 |
| Construcción del modelo..... | 95 |
| Descripción del modelo de densidad | 96 |
| Interpolación espacial de la presencia/ausencia de <i>L. occidentalis</i> | 98 |
| Modelo de densidad de <i>Larus heermanni</i> | 99 |
| Construcción del modelo..... | 100 |
| Descripción del modelo de densidad | 101 |
| Interpolación espacial de la densidad de <i>L. heermanni</i> | 101 |
| Modelo de presencia/ausencia de <i>L. heermanni</i> | 104 |
| Construcción del modelo..... | 104 |
| Descripción del modelo de presencia/ausencia..... | 105 |
| Interpolación espacial de la presencia/ausencia de <i>L. heermanni</i> | 106 |
| Modelo de densidad de <i>Larus delawarensis</i> | 109 |
| Construcción del modelo..... | 109 |
| Descripción del modelo de densidad | 110 |
| Interpolación espacial de la densidad de <i>L. delawarensis</i> | 111 |

| | |
|--|------------|
| Modelo de densidad de <i>Thalasseus elegans</i> | 113 |
| Construcción del modelo..... | 113 |
| Descripción del modelo de densidad | 114 |
| Interpolación espacial de la densidad de <i>T. elegans</i> | 115 |
| Modelo de presencia/ausencia de <i>Limosa fedoa</i> | 118 |
| Construcción del modelo..... | 118 |
| Descripción del modelo de presencia/ausencia..... | 119 |
| Interpolación espacial de la presencia/ausencia de <i>L. fedoa</i> | 120 |
| Modelo de densidad de <i>Calidris mauri</i> | 123 |
| Construcción del modelo..... | 123 |
| Descripción del modelo de densidad | 124 |
| Interpolación espacial de la densidad de <i>C. mauri</i> | 124 |
| Modelo de presencia/ausencia de <i>C. mauri</i> | 127 |
| Construcción del modelo..... | 127 |
| Descripción del modelo de presencia/ausencia..... | 128 |
| Interpolación espacial de la presencia/ausencia de <i>C. mauri</i> | 129 |
| Modelo de densidad de <i>Calidris alba</i> | 132 |
| Construcción del modelo..... | 132 |
| Descripción del modelo de densidad | 133 |
| Interpolación espacial de la densidad de <i>C. alba</i> | 134 |
| 8. DISCUSIÓN | 137 |
| 8.1 Parte exploratoria del comportamiento de los datos en Bahía Magdalena | 137 |
| 8.2 Modelos generados | 141 |
| 8.4 <i>Branta bernicla</i> | 145 |
| 8.5 <i>Phalacrocorax auritus</i> | 147 |
| 8.6 <i>Phalacrocorax penicillatus</i> | 149 |
| 8.7 <i>Fregata magnificens</i> | 151 |
| 8.8 <i>Pelecanus occidentalis</i> | 153 |
| 8.9 <i>Egretta rufescens</i> | 154 |
| 8.10 <i>Larus occidentalis</i> | 156 |
| 8.11 <i>Larus heermanni</i> | 157 |
| 8.12 <i>Larus delawarensis</i> | 159 |

| | |
|--------------------------------------|------------|
| 8.13 <i>Thalasseus elegans</i> | 160 |
| 8.14 <i>Limosa fedoa</i> | 161 |
| 8.15 <i>Calidris mauri</i> | 163 |
| 8.16 <i>Calidris alba</i> | 165 |
| 8.17 Un análisis integral..... | 166 |
| 8.18 Amenaza antropogénica | 168 |
| 9. CONCLUSIONES | 171 |
| 10. LITERATURA CITADA | 173 |
| 11. ANEXO | 189 |

Índice de Figuras

| | |
|--|----|
| Figura 1. Complejo Lagunar Bahía Magdalena, Baja California Sur, México. | 16 |
| Figura 2. Distribución de los sitios de muestreo. | 18 |
| Figura 3. Distribución de 128 cuadrantes de 8.64 km ² . ¡Error! Marcador no definido. | |
| Figura 4. Ejemplo de gráficos de dependencia parcial de GLMs y GAMs. | 28 |
| Figura 5. Polígono para interpolación espacial. En rojo se muestra el polígono utilizado. | 30 |
| Figura 6. Densidad promedio (ave/km ²) y riqueza total durante los meses de muestreo en CLBM. | 32 |
| Figura 7. Densidad promedio (ave/km ²) y riqueza total por tipo de hábitat en CLBM. | 33 |
| Figura 8. Densidad promedio (ave/km ²) y riqueza total por tipo de vegetación en CLBM. | 34 |
| Figura 9. Densidad promedio (ave/km ²) y riqueza total por tipo de sustrato en CLBM. | 35 |
| Figura 10. Densidad de <i>B. bernicla</i> en relación con las variables predictivas del modelo GAM agregado | 44 |
| Figura 11. Mapa de estimados de la densidad de <i>B. bernicla</i> con GLM y GAM agregados. | 45 |
| Figura 12. Presencia/Ausencia de <i>B. bernicla</i> en relación con las variables predictivas del modelo GAM agregado. | 48 |
| Figura 13. Característica Operativa del Receptor de los modelos GLM y GAM agregados de <i>B. bernicla</i> | 49 |
| Figura 14. Mapa de probabilidad de ocurrencia (%) de <i>B. bernicla</i> con GLM y GAM. | 50 |
| Figura 15. Densidad de <i>P. auritus</i> en relación con las variables predictivas del modelo GLM agregado. | 55 |
| Figura 16. Densidad de <i>P. auritus</i> en relación con las variables predictivas del modelo GAM agregado. | 56 |
| Figura 17. Mapas con valores estimados de la densidad de <i>P. auritus</i> con GLM y GAM. | 57 |

| | |
|---|-------------------------------|
| Figura 18. Presencia/Ausencia de <i>P. auritus</i> en relación con las variables predictivas del modelo GAM agregado..... | 60 |
| Figura 19. Característica Operativa del Receptor de los modelos GLM y GAM agregados de <i>P. auritus</i> | 60 |
| Figura 20. Mapa de probabilidad de ocurrencia (%) de <i>P. auritus</i> con GLM y GAM. 61 | |
| Figura 21. Densidad de <i>P. penicillatus</i> en relación con las variables predictivas del modelo GLM agregado..... | 65 |
| Figura 22. Densidad de <i>P. penicillatus</i> en relación con las variables predictivas del modelo GAM agregado. | 66 |
| Figura 23. Mapas con valores estimados de la densidad de <i>P. penicillatus</i> con GLM y GAM. | 67 |
| Figura 24. Densidad de <i>F. magnificens</i> en relación con las variables predictivas del modelo GAM agregado. | 71 |
| Figura 25. Mapas con valores estimados de la densidad de <i>F. magnificens</i> con GLM y GAM. | 71 |
| Figura 26. Presencia/Ausencia de <i>F. magnificens</i> en relación con las variables predictivas del modelo GAM agregado..... | 74 |
| Figura 27. Característica Operativa del Receptor de los modelos GLM y GAM agregados de <i>F. magnificens</i> | ¡Error! Marcador no definido. |
| Figura 28. Mapa de probabilidad de ocurrencia (%) de <i>F. magnificens</i> con GLM y GAM | 75 |
| Figura 29. Densidad de <i>P. occidentalis</i> en relación con las variables predictivas del modelo GAM agregado | 79 |
| Figura 30. Mapa de estimados de densidad de <i>P. occidentalis</i> con GLM y GAM..... | 80 |
| | 80 |
| Figura 31. Presencia/Ausencia de <i>P. occidentalis</i> en relación con las variables predictivas del modelo GAM agregado..... | 84 |
| Figura 32. Característica Operativa del Receptor de los modelos GLM y GAM de <i>P. occidentalis</i> | 84 |
| Figura 33. Mapa de probabilidad de ocurrencia (%) de <i>P. occidentalis</i> con GLM y GAM. | 85 |

| | |
|---|-----|
| Figura 34. Presencia/Ausencia de <i>E. rufescens</i> en relación con las variables predictivas del modelo GLM agregado. | 89 |
| Figura 35. Presencia/Ausencia de <i>E. rufescens</i> en relación con las variables predictivas del modelo GAM agregado..... | 89 |
| Figura 36. Característica Operativa del Receptor de los modelos GLM y GAM agregados de <i>E. rufescens</i> | 90 |
| Figura 37. Mapa de probabilidad de ocurrencia (%) de <i>E. rufescens</i> con GLM y GAM. | 90 |
| Figura 38. Densidad de <i>L. occidentalis</i> en relación con las variables predictivas del modelo GAM agregado. | 94 |
| Figura 39. Mapa de estimados de la densidad de <i>L. occidentalis</i> con GLM y GAM. | 95 |
| Figura 40. Presencia/Ausencia de <i>L. occidentalis</i> en relación con las variables predictivas del modelo GAM agregado..... | 97 |
| Figura 41. Característica Operativa del Receptor de los modelos GLM y GAM agregados de <i>L. occidentalis</i> | 98 |
| Figura 42. Mapa de probabilidad de ocurrencia (%) de <i>L. occidentalis</i> | 99 |
| Figura 43. Densidad de <i>L. heermanni</i> en relación con las variables predictivas del modelo GAM agregado | 103 |
| Figura 44. Mapa de estimados de la densidad de <i>L. heermanni</i> con GLM y GAM. | 104 |
| Figura 45. Presencia/Ausencia de <i>L. heermanni</i> en relación con las variables predictivas del modelo GAM agregado..... | 107 |
| Figura 46. Característica Operativa del Receptor de los modelos GLM y GAM agregados de <i>L. heermanni</i> | 108 |
| Figura 47. Mapa de probabilidad de ocurrencia (%) de <i>L. heermanni</i> GLM y GAM. | 108 |
| Figura 48. Densidad de <i>L. delawarensis</i> en relación con las variables predictivas del modelo GAM agregado. | 112 |
| Figura 49. Mapa de estimados de densidad de <i>L. delawarensis</i> con GLM y GAM. | 113 |
| Figura 50. Densidad de <i>T. elegans</i> en relación con las variables predictivas del modelo GAM agregado. | 117 |
| Figura 51. Mapa de estimados de la densidad de <i>T. elegans</i> con GLM y GAM. | 117 |

| | |
|--|-----|
| Figura 52. Presencia/Ausencia de <i>L. fedoa</i> en relación con las variables predictivas del modelo GAM agregado..... | 121 |
| Figura 53. Característica Operativa del Receptor de los modelos GLM y GAM agregados de <i>L. fedoa</i> | 122 |
| Figura 54. Mapa de probabilidad de ocurrencia (%) de <i>L. fedoa</i> con GLM y GAM. | 122 |
| Figura 55. Densidad de <i>C. mauri</i> en relación con las variables predictivas del modelo GAM agregado. | 126 |
| Figura 56. Mapa de estimados de la densidad de <i>C. mauri</i> con GLM y GAM. | 127 |
| Figura 57. Presencia/Ausencia de <i>C. mauri</i> en relación con las variables predictivas del modelo GAM agregado..... | 130 |
| Figura 58. Característica Operativa del Receptor de los modelos GLM y GAM. agregados de <i>C.mauri</i> | 131 |
| Figura 59. Mapa de probabilidad de ocurrencia (%) de <i>C. mauri</i> con GLM y GAM. | 131 |
| Figura 60. Densidad de <i>C. alba</i> en relación con las variables predictivas del modelo GAM agregado | 135 |
| Figura 61. Mapa de estimados de la densidad de <i>C. alba</i> con GLM y GAM..... | 136 |

Índice de Tablas

| | |
|--|-----|
| Tabla I. Variables que se utilizaron en la construcción de los modelos. | 19 |
| Tabla II. Especies seleccionadas para la realización de los modelos. | 31 |
| Tabla III. Resumen de modelos construidos en función de la densidad junto con sus evaluaciones. | 37 |
| Tabla IV. Resumen de modelos construidos en función de la presencia/ausencia junto con sus evaluaciones. | 39 |
| Tabla V. Análisis de devianza del modelo GAM agregado (densidad) de <i>B. bernicla</i> | 42 |
| Tabla VI. Análisis de devianza del modelo GAM agregado (presencia/ausencia) de <i>B. bernicla</i> | 46 |
| Tabla VII. Análisis de devianza del modelo GLM y GAM agregado (densidad) de <i>P. auritus</i> | 52 |
| Tabla VIII. Análisis de devianza del modelo GAM agregado (presencia/ausencia) de <i>P. auritus</i> | 58 |
| Tabla IX. Análisis de devianza del modelo GLM y GAM agregado (densidad) de <i>P. penicillatus</i> | 62 |
| Tabla X. Análisis de devianza del modelo GAM agregado (densidad) de <i>F. magnificens</i> | 68 |
| Tabla XI. Análisis de devianza del modelo GAM agregado (densidad) de <i>P. occidentalis</i> | 76 |
| Tabla XII. Análisis de devianza del modelo GAM agregado (presencia/ausencia) de <i>P. occidentalis</i> | 81 |
| Tabla XIII. Análisis de devianza de los modelos GLM y GAM agregado (presencia/ausencia) de <i>E. rufescens</i> | 86 |
| Tabla XIV. Análisis de devianza del modelo GAM agregado (densidad) de <i>L. occidentalis</i> | 91 |
| Tabla XV. Análisis de devianza del modelo GAM agregado (densidad) de <i>L. occidentalis</i> | 96 |
| Tabla XVI. Análisis de devianza del modelo GAM agregado (densidad) de <i>L. heermanni</i> | 100 |

| | |
|---|-----|
| Tabla XVII. Análisis de devianza del modelo GAM agregado (presencia/ausencia) de <i>L. heermanni</i> | 105 |
| Tabla XVIII. Análisis de devianza del modelo GAM agregado (densidad) de <i>L. delawarensis</i> | 110 |
| Tabla XIX. Análisis de devianza del modelo GAM agregado (densidad) de <i>T. elegans</i> | 114 |
| Tabla XX. Análisis de devianza del modelo GAM agregado (presencia/ausencia) de <i>L. fedoa</i> | 119 |
| Tabla XXI. Análisis de devianza del modelo GAM agregado (densidad) de <i>C. mauri</i> | 123 |
| Tabla XXII. Análisis de devianza del modelo GAM agregado (presencia/ausencia) de <i>C. mauri</i> | 128 |
| Tabla XXIII. Análisis de devianza del modelo GAM agregado (densidad) de <i>C. alba</i> | 133 |

1. INTRODUCCIÓN

Uno de los progresos más importantes en ecología en los últimos 30 años, ha sido el avance en el desarrollo de modelos estadísticos, que junto con el poder computacional para analizar grandes bases de datos y en combinación con herramientas espaciales ha creado un enfoque diferente y más práctico sobre el estudio de la distribución de las especies (Corsi *et al.*, 2000; Guisan *et al.*; 2002, Guisan y Zimmermann 2000; Elith *et al.*, 2006, Franklin 2013). Considerando el cambio dramático de nuestros recursos y la acelerada modificación de los sistemas naturales, los modelos probabilísticos se han convertido en herramientas que pueden extrapolar la distribución de la especie, en tiempo y espacio, permitiendo evaluar el efecto de la distribución de las especies en función del cambio en el paisaje ó cambio climático (Margules *et al.*, 1994, Rodríguez-Estrella 2005; Guisan y Thuiller 2005; Franklin 2013; Guisan *et al.*, 2013). Esta aproximación con el uso de la modelación como herramienta permite diseñar mejores prioridades de conservación.

El concepto que subyace detrás de los modelos es que las especies usan el espacio no en forma aleatoria, sino que su uso se relaciona estrechamente con factores como la disponibilidad de los recursos (Weller 1999; VanDusen *et al.*, 2012) y variables abióticas (Gaston y Blackburn 2000; Keddy 2002). El funcionamiento de cómo la especie responde y se relaciona con el ambiente ha sido un tema central en la ecología puesto que el clima, junto con otras variables ambientales y bióticas (*e.g.* competencia) explican los patrones de distribución y abundancia de las especies (Franklin 2013). El cuantificar las relaciones entre la especie y el ambiente ha dado como resultado la modelación geográfica predictiva en ecología (Guisan y Zimmermann 2000; Keddy 2002; Rushton *et al.*, 2004).

Existen criterios importantes que deben ser considerados antes de hacer un modelo. Por ejemplo, rectificar que los datos sean apropiados para la hipótesis y

objetivos establecidos ya que el muestreo, el diseño de muestreo, la elección y medida de los atributos así como su precisión definirán qué teoría ecológica se adoptará, cuál es el método estadístico y análisis espacial más adecuado y ser cuidadosos con su interpretación (Austin 2002; Austin 2007; Jiménez-Valverde *et al.*, 2008). Al utilizar los modelos se debe tener un trasfondo conceptual muy claro (Austin 2002; Guisan *et al.*, 2002; Guisan y Thuiller 2005; Elith y Leathwick 2009; Rocchini *et al.*, 2011). Por ejemplo, Austin (2007) menciona que se debería al menos mencionar la teoría ecológica que se está asumiendo o se desea probar, antes de considerar realizar algún modelo estadístico. De acuerdo al autor, en una revisión de 20 publicaciones recientes (para ese año) al azar, que usaban modelos estadísticos para predecir distribución de especies, ninguno especificó cuál era la teoría sobre la que operan los modelos. La teoría ecológica implícita asume que la distribución de los organismos está determinada, en parte por las variables ambientales, y que las estimaciones que se hagan de estas variables, permitirán una aproximación razonable. Por otra parte, la teoría ecológica explícita claramente manifiesta que existe una respuesta de las especies con respecto a los gradientes ambientales y los recursos existentes (Huston 2002; Austin 2007).

La gran mayoría de los datos en ecología presentan dificultades con los análisis clásicos en estadística ya que tienden a violar alguna suposición, tal como el tener una distribución normal, ya que la mayoría de respuestas en sistemas biológicos, en ecología, no se ajustan a esta distribución. Por lo anterior los análisis tradicionales para cuantificar los patrones de distribución y las dinámicas de respuesta no lineal pueden llevar a los ecólogos a tener conclusiones erróneas (Huston 2002; Zuur *et al.*, 2009, 2015).

Entre los estadísticos más utilizados para el estudio de la distribución de especies, se encuentran los modelos lineales generalizados (GLM, por sus siglas en inglés) y los modelos aditivos lineales generalizados (GAM) (Guisan *et al.*, 2002).

Los modelos GLMs tienen bien establecido su marco estadístico en cuanto a generar modelos de distribución de especies (Franklin 2013). Por ejemplo, las revisiones de Guisan y Zimmermann (2000) y Guisan *et al.*, (2002) exponen numerosos casos en los que se han empleado los GLM para predecir la distribución de las especies (para aves específicamente *e.g.* Osborne y Tigar 1992; Boyce *et al.*, 2002). El aumento en el uso de GLMs se debe a que son una generalización de los modelos de regresión múltiple que pueden adoptar una distribución de probabilidad distinta a la normal, lo que permite ajustar relaciones no lineales entre una variable predictora y la de respuesta usando diferentes transformaciones de los predictores, así como especificar las interacciones entre los predictores. Los modelos GLM son flexibles y mejor adecuados para analizar relaciones ecológicas de las representadas por distribuciones clásicas. A diferencia de los modelos clásicos, donde la estimación de parámetros es por mínimos cuadrados, con distribución normal y con una varianza constante, los GLMs estiman sus parámetros por medio del método de máxima verosimilitud, adoptan diferentes funciones de probabilidad y su variancia no es constante. Esta flexibilidad en diferentes funciones de probabilidad (*e.g.* Poisson, Gaussiana, Gamma, Binomial, Normal) de la familia exponencial se da por medio de una función de enlace. Esto obliga a considerar la naturaleza del fenómeno para elegir la distribución de probabilidad más adecuada. Por ejemplo, para conteos de un muestreo la distribución más apropiada sería Poisson por lo que la función de enlace sería *Log*, datos binarios como presencias-ausencias adoptan una distribución Binomial por lo que su función de enlace es *Logit*. En los modelos clásicos la bondad de ajuste del modelo se da por la variancia explicada por el modelo en los GLMs se hace por medio del análisis de la devianza, donde una devianza menor indica un mejor ajuste. Este término se da por la generalidad del modelo ya que en vez de una suma de cuadrados se usa la máxima verosimilitud. Aunque los modelos GLMs nos dan la ventaja de dar una generalidad de aplicación, tiene las desventajas de ser laboriosos y dificulta conocer las

propiedades de los estimadores obtenidos (Yee y Mitchel 1991; Guisan *et al.*, 2002; Zuur 2015).

Los modelos GAMs son extensiones no paramétricas de los GLMs por lo que mantienen muchas características similares tales como el uso de máxima verosimilitud, diferentes funciones de probabilidad (*e.g.* Poisson, Gaussiana, Gamma, Binomial, Normal), también se emplean diferentes funciones de enlace y la bondad de ajuste que también es por medio de la devianza (Yee y Mitchel 1991, Wood 2006; Franklin 2013). Una de las diferencias con los GLM está en su habilidad para caracterizar un amplio intervalo de curvas de respuesta para modelar además la forma de relación entre la variable respuesta y la variable predictora no está especificada por una función paramétrica explícita, sino que es descrita por una función suavizadora no paramétrica. Los GAMs pueden identificar y describir relaciones excepcionalmente no lineales entre variables predictoras y la variable respuesta (Yee y Mitchel 1991; Wood 2006; Franklin 2013). Mientras que para los GLMs existe un coeficiente por cada factor, los GAMs tienen tantos coeficientes como sean necesarios, ya que el estimado está especificado por las funciones suavizantes. Existen diferentes funciones suavizantes tales como la media móvil, *splines*, *splines* cúbicas, lowess, kernels etc., las cuales permiten la flexibilidad e identificar el contorneo de la curva de respuesta (Guisan *et al.*, 2002; Yee y Mitchel 2006; Wood 2006; Franklin 2013). La flexibilidad y contorneo de la curva de respuesta están penalizadas por las mismas funciones suavizantes. Los modelos GAMs permiten a los datos determinar qué forma adopta la curva de respuesta, en vez de estar limitado por las curvas disponibles de una clase paramétrica. Además, la superficie de regresión está expresada como la suma de todas las funciones de cada parámetro, por lo que cada variable predictiva tiene un efecto aditivo. (Yee y Mitchel 1991; Franklin 2013). A pesar de ciertas limitantes de este modelo, tales como de manera importante por ejemplo que no pueden calcularse parámetros de respuesta con sus óptimos y tolerancia, y la dificultad de introducir los términos de la interacción los modelos GAMs son una técnica de

modelaje flexible y poderosa. (Hastie y Tibshirani 1986; Yee y Mitchel 1991; Austin 2002; Wood 2006; Franklin 2013).

El rápido avance del desarrollo antropogénico, combinado con problemas como el cambio climático, conlleva a cambios, contracciones, expansiones y fragmentación de las distribuciones de las especies. Debido a lo anterior, es imperativo encontrar soluciones y respuestas efectivas para solventar las amenazas hacia los sistemas ecológicos y los recursos es imperativo (Sinclair *et al.*, 2010; Guisan *et al.*, 2013). Particularmente para el estado de Baja California Sur, Bahía Magdalena es una zona reconocida por ser un Área de Importancia para la Conservación de las Aves, sin embargo al carecer de una protección federal está sujeta a recibir múltiples cambios que puedan afectar a la zona en un futuro (e.g. mina de fósforo), sumado con las actividades humanas de la zona, lo que crea una presión e impacto que en algunos casos no ha sido cuantificado. Los modelos de distribución de especies nos permiten abordar dos aspectos importantes en la ecología, 1) Identificar los factores (ya sean antropogénicos o naturales) que influyen en la distribución de los organismos, y 2) Darnos herramientas para una mejoría en la toma de decisiones sobre cómo manejar nuestros recursos.

El resultado de este cambio acelerado y la necesidad de implementar métodos que ayuden a mitigar el impacto, el trabajo presente se hizo con el fin de impulsar el uso de nuevas herramientas ecológicas no probadas en aves acuáticas en Baja California Sur, así como determinar los patrones de distribución y densidad con especial interés en determinar la manera en cómo las actividades humanas pueden o no condicionar la distribución de las aves acuáticas en Bahía Magdalena empleando dos aproximaciones metodológicas en el análisis, GLMs y GAMs.

Aves acuáticas

El término ave acuática considera a distintos gremios de aves marinas y costeras. Generalmente se reconocen cinco órdenes eminentemente marinos: Sphenisciformes, Procellariiformes, Phaethontiformes, Suliformes y

Charadriiformes (exceptuando playeros). Aunque no existe una definición concreta de aves marinas, costeras ó acuáticas (Schreiber y Burger 2002), para que una especie sea considerada marina debe pasar un mínimo del 90 % del total de su ciclo de vida en el mar. Cuando las aves dependen de humedales (pantanos, ciénagas, manglares, lagunas, estuarios y mar) y otras áreas ribereñas los cuales les proveen de sitios adecuados para la anidación y alimentación, se les considera aves acuáticas (Hernández-Vázquez *et al.*, 2014). Estas poseen características tanto morfológicas como fisiológicas que les permite hacer un mejor uso de los recursos que brindan los humedales Entre los grupos más reconocidos son las familias Charadriidae, Scolopacidae, Ardeidae, Anatidae entre otras (Cody y Velarde 2002; Hernández-Vázquez *et al.*, 2014). Para fines de esta tesis el término ave acuática engloba tanto a marinas como aquellas que utilizan humedales.

2. ANTECEDENTES

Los estudios que relacionan la distribución de aves y la relación con los factores ambientales y sus recursos han sido amplios (e.g. Hilden 1965; Hand *et al.*, 1981; Weller 1999; Schrieber 2002, Sutherland y Green 2004, Zarate-Ovando *et al.*, 2008; VanDusen *et al.*, 2012). No obstante el uso de modelos geográficos predictivos de distribución es relativamente reciente aunque ha ido incrementando (Gaston y Blackburn 2000; Aparicio 2004; Rodríguez-Estrella y Bojórquez 2004; Rodríguez-Estrella 2007; Olivier y Wotherspoon 2008; Ramírez-Bastida *et al.*, 2008; Oppel *et al.*, 2011; Huntley *et al.*, 2013; Howard *et al.*, 2014).

Específicamente para la Península de Baja California el tipo de estudios enfocado a la distribución de las aves han cambiado gradualmente. Se han hecho estudios exploratorios como los realizados a principio del siglo XX en la península por Grinnell (1928) o Emlen (1971) para islas, hasta los trabajos realizados con la idea de sistematizar la información para la resolución de alguna pregunta asociada a este grupo (e.g. Howell *et al.*, 2001; Carmona *et al.*, 2002, *et al.*, 2005; Rodríguez-Estrella 2005; Marron *et al.*, 2014). El interés en la distribución de la avifauna acuática también ha ido en aumento debiéndose, en parte, a que la península forma parte de la ruta migratoria de numerosas especies de aves acuáticas (e.g. Anderson 1983; Tershy *et al.*, 1993; Carmona 1995; Carmona y Danemann 1998, 2000; Carmona *et al.*, 2004; Mellink 2005; Zarate-Ovando *et al.*, 2006; Zamora-Orozco y Carmona 2007; Anderson y Palacios 2007; Carmona *et al.*, 2008; Mendoza y Carmona 2013; Marron *et al.*, 2014).

La cantidad de estudios relacionados con la distribución de aves en el estado de Baja California Sur son relativamente abundantes en comparación con otros estados de México (Mellink 2005; Ramírez-Bastida *et al.* 2008; Ríos-Muñoz y Navarro-Sigüenza 2009; Navarro-Sigüenza *et al.*, 2014; Vázquez y Segura 2014)

pero el complejo Lagunar Bahía Magdalena ha sido relativamente poco estudiado).

Con relación a Bahía Magdalena, Amador (1985) reporta un listado de las aves acuáticas en Isla Margarita. Usando datos de presencia describe una distribución de 57 especies en la isla, además de investigar la cronología reproductiva de 13 especies anidantes. Carmona *et al.*, (1995) estudian la reproducción de *Fregata magnificens* en el bosque de manglar de “Las Tijeras” en Isla Margarita. Amador *et al.*, (2006) realizan un estudio sobre las aves acuáticas en una zona de manglar encontrando una mayor diversidad en invierno mientras que la menor ocurrió en primavera. De las 56 especies que reportan, las dominantes fueron *Pelecanus occidentalis*, *Larus occidentalis* y *Larus delawarensis*. Los autores en su análisis tuvieron los mayores valores de riqueza en zonas sin manglar y una mayor equidad de especies en zonas con manglar. Los trabajos más recientes publicados en relación con la distribución de aves en la zona son los de Zarate-Ovando *et al.*, (2006) y Zarate-Ovando *et al.*, (2008). En estos trabajos se caracterizan y comparan la distribución espacial de aves acuáticas utilizando atributos de la comunidad (riqueza, abundancia, diversidad) así como el uso de unidades de paisaje. Además, proporciona el listado más reciente con 80 especies pertenecientes a 43 géneros y 20 familias. Los grupos con mayor número de individuos fueron los pelecaniformes (54%), seguidos de aves playeras (23%) y láridos (14%). Encontraron la mayor riqueza específica (63 especies) en el canal de Santo Domingo durante otoño mientras que en Bahía Magdalena se observó la mayor abundancia relativa de aves acuáticas. Zarate-Ovando *et al.*, (2008) remarcan la importancia de la abundancia relativa y riqueza de especies en relación con los hábitats lo cual refleja su distribución espacial y temporal en Bahía Magdalena pero concluyen que los sitios prioritarios para las aves acuáticas eran los bosques de manglar.

Si bien la mayoría de las publicaciones desde hace 30 años han generado información útil, tal como actualizar los listados de las especies, comparar los

cambios temporales y espaciales en la abundancia o riquezas no dan una explicación robusta de cómo se organiza la comunidad de aves acuáticas en Bahía Magdalena y de la manera en que las variables ambientales condicionan su distribución actual y potencial (Austin 2007). A pesar de que la modelación estadística probabilística permite entender de mejor manera las interacciones de una especie con las variables ambientales, sigue siendo una herramienta poco usada (Guisan y Thuiller 2005; Cayuela *et al.*, 2009; Sinclair *et al.*, 2010; Guisan *et al.*, 2013) Para Baja California Sur su uso ha sido muy limitado.

No existen trabajos relacionados con la modelación de distribución de especies de aves acuáticas en Baja California Sur. Pero, para aves terrestres existen dos estudios que emplean la modelación estadística para determinar la influencia de variables ambientales en la distribución de las especies (Rodríguez-Estrella y Sánchez-Colón 2004; Rodríguez-Estrella 2007). Los primeros autores realizaron un análisis para evaluar qué variables ambientales permitirían predecir la distribución de distintas aves rapaces en el estado. En este estudio además se probó la eficacia predictiva con diferentes métodos de regresión logística y árboles de decisión. Los autores mencionan que el uso de modelos logísticos y de clasificación proporciona herramientas útiles, simples y poderosas para identificar las relaciones entre la presencia o abundancia de la especie y los factores ambientales que son relevantes para la especie. Estas relaciones determinan la distribución potencial y las características del hábitat para las aves rapaces (Rodríguez-Estrella y Sánchez-Colón 2004). El artículo maneja un aspecto comparativo entre modelos y el beneficio de su uso en la distribución de las especies y hace mención en su utilidad en la conservación de especies.

En el estudio de Rodríguez-Estrella (2007) advierte que la eficacia de los planes para la conservación de las aves desérticas depende de una predicción precisa de los hábitats utilizados por las especies, ya que el cambio de los hábitats provocaría efectos en su distribución y abundancia. Sus resultados apuntan a que la ocurrencia de un gran número de especies que habitan en la vegetación arbustiva es sensible al disturbio generado por actividades humanas, como las

agrícolas y de urbanización. El autor menciona que el constante uso del paisaje por actividades antropogénicas pueden ser factores que alteren la distribución de las aves en el desierto por lo que el modelaje espacial es una herramienta útil tanto en predecir los efectos en el caso de cambio, como para ofrecer una herramienta útil en el manejo de los recursos naturales.

3. JUSTIFICACIÓN

El Complejo Lagunar Bahía Magdalena (CLBM) reconocido por ser un ecosistema marino con una alta diversidad biológica y de hábitats, que provee, refugio, sitios de reproducción y alimentación a numerosas especies de mamíferos marinos, tortugas marinas, aves, peces e invertebrados, así como que cuenta con la mayor extensión de manglar en Baja California Sur (Funes *et al.*, 2007). El CLBM es considerado por la organización World Wildlife Fund como un hábitat litoral muy importante y para La Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) como Región Hidrológica Prioritaria y como Área de Importancia de Conservación de Aves (AICA 104) (Comisión para la Conservación Ambiental 1999; Arriaga *et al.*, 2002). Sin embargo, no cuenta con protección federal. Dentro del área de estudio se encuentran varias zonas que pueden impactar al CLBM tales como Puerto de López Mateos, San Carlos, Puerto Magdalena o Puerto Alcatraz, además de numerosos campamentos pesqueros localizados en diferentes secciones. La falta de recursos sanitarios de los puertos y poblados, los tiraderos al aire libre, la pesca furtiva, el tráfico portuario, la creciente demanda de actividades eco turísticas y la planeación de nuevos proyectos (como el proyecto minero que contempla la extracción de fósforo en el Golfo de Ulloa (La Jornada Baja California 2015) generan un impacto significativo en algunos casos, impacto que todavía no ha sido evaluado y que es imperativo empezar a realizar (Arriaga *et al.*, 2002; Funes *et al.*, 2007).

Debido al declive en las poblaciones de aves acuáticas por la fragmentación de hábitat, desarrollo costero y el cambio climático (e.g. que provocaría posibles

efectos por el aumento en el nivel del mar; López-Medellín *et al.*, 2011; VanDusen *et al.*, 2012) y a los efectos directos e indirectos humanos (Funes *et al.*, 2007), es de suma importancia obtener un mejor entendimiento de los factores que determinan la estructura de las comunidades para determinar los efectos y proponer medidas de conservación y manejo. La capacidad de generar predicciones, y escenarios potenciales, que combinados con la tecnología actual permite entrar "en la nueva era de la ecología cuantitativa", como lo describe Stauffer (2002). Los modelos de distribución de especies son una herramienta importante para un manejo inteligente y práctico de nuestros recursos.

A pesar del incremento en su uso en ecología, han sido poco utilizados y poco fomentado entre los que toman decisiones (Guisan *et al.*, 2013). Considerando que Bahía Magdalena es una zona sin ningún decreto de protección, y que al mismo tiempo sea una zona importante para las aves acuáticas ofrece una oportunidad para aplicar dichos modelos.

Los modelos resultantes de este trabajo podrán identificar las áreas con mayor densidad y probabilidad de ocurrencia de las especies de aves acuáticas más comunes y de interés ecológico en el área de estudio, además de evaluar y determinar si la influencia de los centros urbanos portuarios y campos pesqueros ejercen un efecto positivo o negativo sobre su densidad y presencia alterando su distribución en el complejo lagunar. El resultado de los modelos estadísticos probabilísticos y su proyección espacialmente explícita darán información para plantear ideas, sugerencias y medidas de conservación.

La pregunta general que se plantea en esta tesis es si las variables antropogénicas tendrán una influencia significativa en la distribución de las aves acuáticas que habitan en Bahía Magdalena.

4. HIPOTESIS

Se espera una distribución diferencial de las especies asociadas a su tolerancia al disturbio humano.

5. OBJETIVOS

5.1 Objetivo general

- Evaluar la distribución espacial de distintas especies de aves acuáticas en el Complejo Lagunar Bahía Magdalena (CLBM) empleando modelación GLM y GAM.

5.2 Objetivos particulares

- Cuantificar la densidad y riqueza total de las aves y migratorias en CLBM (variables respuesta) temporal y espacialmente.
- Definir, construir, diagnosticar y usar los modelos GLM y GAM con las variables predictivas y las variables respuesta (densidad y presencia/ausencia).
- Integrar los resultados de los modelos con Sistema de Información Geográfico.

6. MATERIALES Y MÉTODOS

6.1 Área de estudio

El complejo Lagunar Bahía Magdalena (CLBM) se localiza en la costa Pacífica del estado de Baja California Sur, México (Figura 1). La literatura le ha dividido en tres áreas: Santo Domingo, Bahía Magdalena y Bahía Almejas (Funes *et al.*, 2007). El trabajo de censado se realizó en las dos primeras áreas, (sin incluir Bahía Almejas). La zona de Santo Domingo está conformada por una serie de esteros y canales estrechos de poca profundidad bordeados por manglar. Al Sur de Santo Domingo se encuentra el puerto López Mateos con una población aproximada de 2,171 habitantes. Sus actividades principales son la pesca y el ecoturismo (Arriaga *et al.*, 2002). Isla Magdalena se extiende hacia el oeste de Bahía Magdalena generando una barrera para la zona de Santo Domingo. Esta isla está conformada principalmente por dunas, y se extiende desde el sur en la Boca de La Soledad hasta la parte media de Bahía Magdalena. En la punta más sureña de Isla Magdalena se encuentra Puerto Magdalena, con unos 112 habitantes aprox., en esta localidad la principal actividad económica es la pesca (Arriaga *et al.*, 2002). Bahía Magdalena tiene dos entradas, al Oeste la entrada está conformada entre Isla Magdalena e Isla Margarita ("Boca entrada").

Bahía Magdalena con profundidad de hasta 35 m es apta para la navegación y presenta actividad pesquera y turística en su mayoría por el poblado de Puerto San Carlos (aprox. 4,716 habitantes) además de llevarse a cabo actividades industriales como una planta de enlatado y una termoeléctrica (Arriaga *et al.*, 2002; Funes *et al.*, 2007; Acosta-Velázquez y Vázquez-Lule 2009). Bahía Almejas es la zona más sureña se comunica con Bahía Magdalena por medio del canal de Gaviotas donde se localiza Puerto Alcatraz también dedicado a la pesquería en su gran mayoría (143 habitantes aprox.) (Arriaga *et al.*, 2002). Los campos pesqueros son temporales y cambiantes en su localidad, y por lo mismo con pocos habitantes. Sin embargo pueden afectar a la zona con la remoción de manglar

para asentar campamento, leña, e impacto al mangle con el paso de embarcaciones, además de contribuir con residuos pesqueros de pesca y desechos del campamento (Funes *et al.*, 2007; Acosta-Velázquez y Vázquez-Lule 2009). Para este trabajo se tomaron en cuenta cinco sitios. Uno cercano al Estero la Herradura, otro en el Estero San Buto, dos dentro del Estero Florida (norte y sur del estero) y finalmente un campamento localizado en el Estero Sta. Elenita (Figura 1).

6.1.1 Clima

Su clima es seco, semi- cálido con temperaturas en invierno de 14.5 °C a 32 °C en septiembre y octubre. Los vientos, como en la mayoría de la península, son predominantes del Noroeste-Sureste los cuales favorecen la remoción de sedimentos del fondo (Funes *et al.*, 2007). La precipitación en la zona es baja, de esperarse en el desierto peninsular, fluctuando entre 48 y 153 mm por año. El aporte de agua dulce en su mayoría se recibe de huracanes y tormentas. Los valores de temperatura y salinidad del mar aumentan en las partes angostas y poco profundas de los canales al Sur, mientras que disminuyen en las aperturas con el Océano Pacífico (Funes *et al.*, 2007).

6.1.2 Edafología

Hay tres tipos de suelo: regosol, yermosol y solonetz. El regosol se localiza generalmente en zonas áridas y se caracteriza por tener una textura fina y usualmente se localiza en playas y dunas. El yermosol caracterizado por una capa superficial de tonalidades claras y subsuelo rico en arcillas y el solonetz con un alto contenido en sodio y magnesio asociado a terrenos llanos. También se encuentran acantilados o playas rocosas de origen volcánico (Funes *et al.*, 2007; Rodríguez-Meza *et al.*, 2007).

Los sedimentos de esta zona son en su gran mayoría arena fina, así como una porción considerable de limo y arcilla. La arena fina cubre grandes porciones del fondo de Bahía Magdalena. En las zonas someras de la boca de Soledad se

encuentran cubiertas de arena fina, mientras que la arena media cubre los canales y las zonas de los bajos.

6.1.3 Productividad

El CLBM tiene una gran variabilidad biológica espacio-temporal la cual se puede apreciar en diferentes trabajos del compendio de Funes *et al.*, (2007), observando cambios en su oceanografía, en su comunidad planctónica, invertebrados y megafauna. Los manglares encontrados en CLBM conforman aprox. 70% de la cobertura de manglar total en Baja California Sur. Las tres especies que conforman estos bosques son el mangle rojo *Rhizophora mangle*, mangle negro *Avicennia germinans*, y mangle blanco *Laguncularia racemosa* (López-Medellín *et al.*, 2011). Los bosques de manglar generan una serie de beneficios ecosistémicos tales como reducción de corrientes que favorece la acumulación de sedimentos (producción de nutrientes), protección contra ciclones o huracanes, filtrador de contaminantes, hábitat para muchas especies, y un importante recurso económico (Noske 1996; Aburto-Oropeza *et al.*, 2008).

La actividad hidrodinámica es mayor en las aperturas como en la Boca Entrada o Canal de Gaviotas, debido a los nutrientes arrastrados desde los canales de manglar y luego levantados por procesos de mareas y surgencias que ocurren en la costa expuesta y la parte interna del complejo lagunar (Martínez-Gómez *et al.*, 2007; Robinson *et al.*, 2007). Estos movimientos tienen un impacto significativo en el transporte de nutrientes, materia orgánica y plancton entre la plataforma continental y la parte interna de Bahía Magdalena. Esto provoca una dinámica de movimiento de peces e invertebrados que se alimentan activamente en estas zonas (Martínez- Gómez *et al.*, 2007; Robinson *et al.*, 2007).

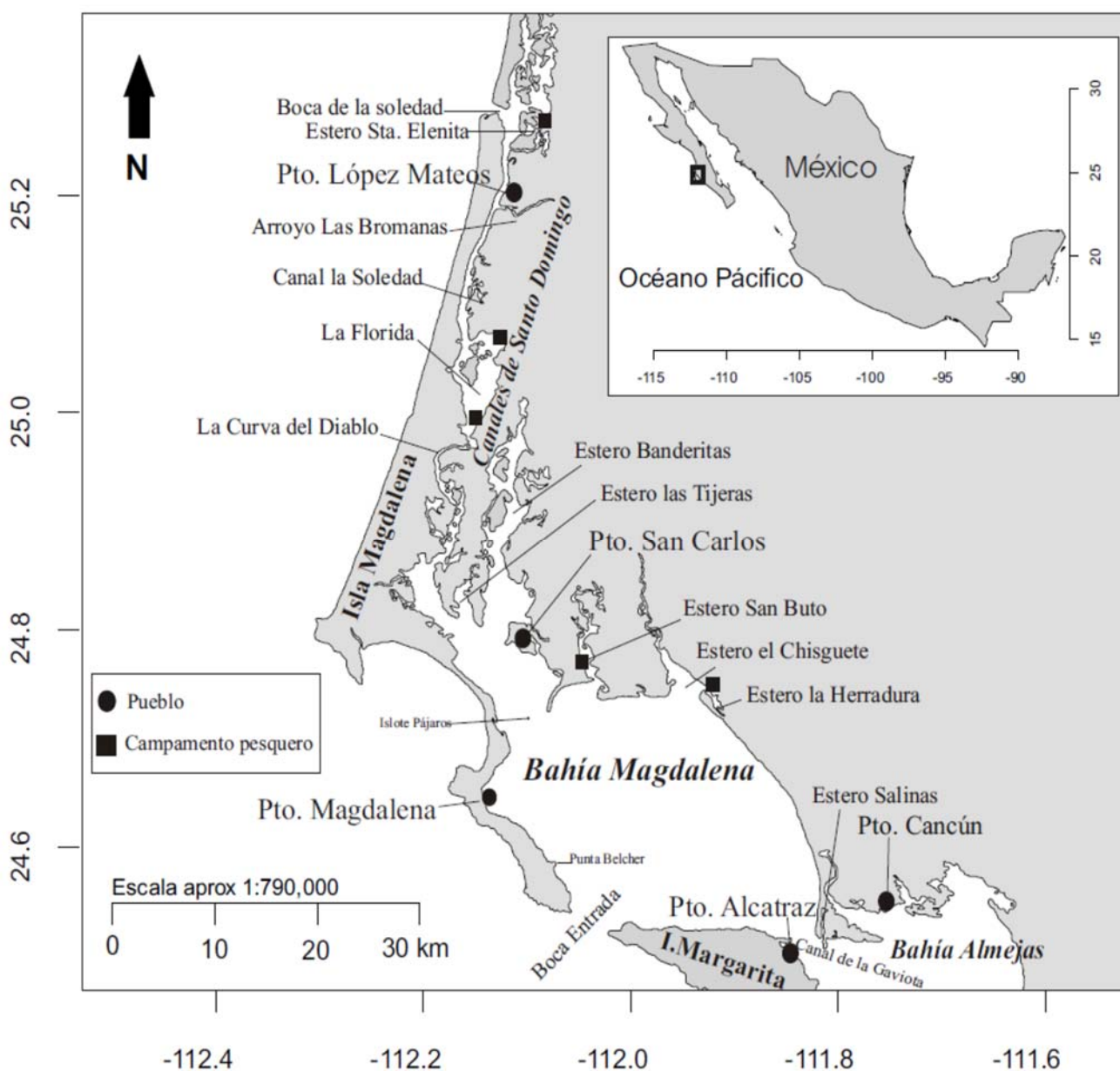


Figura 1. Complejo Lagunar Bahía Magdalena, Baja California Sur, México.

6.2 Censos de aves acuáticas

Los censos de aves acuáticas de CLBM se realizaron durante los años 2003 (Julio, Octubre), 2004 (Enero, Febrero, Junio, Julio) y 2005 (Febrero) (Anexo 1 para ver tabla de esfuerzo) como parte del Proyecto SEP-CONACYT: “Consecuencias de la fragmentación del desierto de la península de Baja California: un análisis integral en distintos grupos biológicos con enfoques molecular, metapoblacional y paisajístico. Implicaciones teóricas y para la conservación”.

Los sitios de muestreo fueron elegidos aleatoriamente siguiendo las recomendaciones de Bibby (2004, 2007) y Gregory *et al.*, (2004) a lo largo de la costa del complejo lagunar (Figura 2). Los censos en los sitios se llevaron a cabo con el método modificado de puntos de conteo de radio fijo con un tiempo de 10 min por punto y un radio fijo de 300 m, con un censador principal y uno de apoyo. Dos observadores llevaron a cabo el trabajo de censo en campo: 1) El censador principal efectuó los conteos de aves anotando la información tomando en cuenta el número de estación, el punto georeferenciado (GPS Garmin), la descripción de la zona incluyendo el tipo de vegetación, tipo de hábitat, y sustrato. 2) El segundo observador registró únicamente el número de aves por especie y el número de estación, con el fin de poder contrastar posteriormente los conteos. En el caso de parvadas mayores, el valor mayor obtenido de los censos es el que se seleccionaba para evitar una subestimación.

En cada punto designado se realizaron los conteos con binoculares (8X y 10 X). Para la identificación de aves se emplearon las guías Sibley (2003) y National Geographic Society (2004). Para los censos de parvadas estacionarias se calculó el número total de aves, a primera vista se observa si existe más de una especie en el conjunto y se estiman los porcentajes por especie. Si se estimaba que eran menos de 100 organismos, las aves se contaron directamente y se registraban con los números exactos. Si se observaba que la parvada excedía los 100 organismos se realizaba una estimación de la abundancia por especie como se indicó anteriormente en el texto (ver Page *et al.*, 1979; Bibby 2004). Los censos se

llevaron a cabo poco después de las mareas más altas así como en las más bajas (Schneider y Harrington 1981; Bibby 2004; Bibby *et al.*, 2007). En total se eligieron 582 sitios alrededor del Complejo Lagunar Bahía Magdalena (Figura 2) con un radio fijo de 300 metros, es decir un área de 0.282 km².

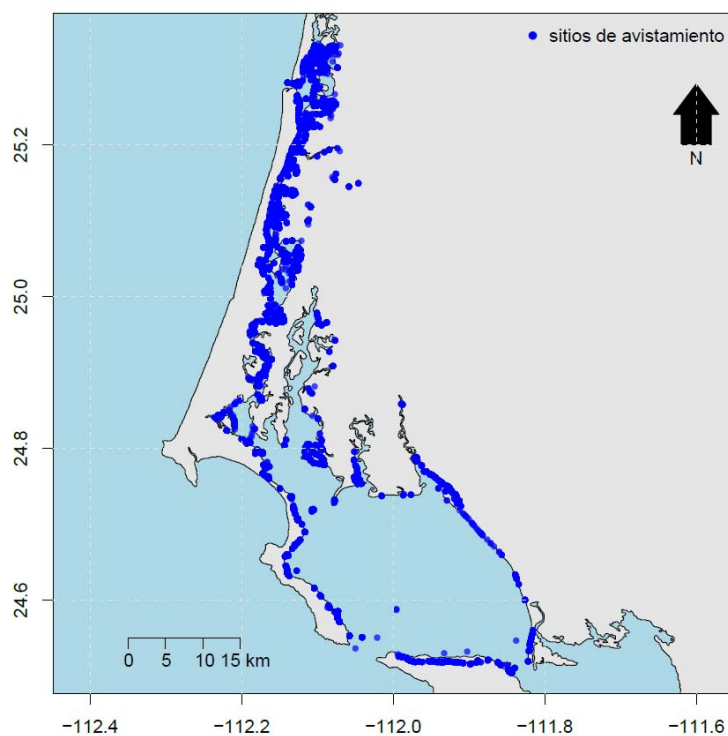


Figura 2. Distribución de los sitios de muestreo. Con 582 sitios con un radio fijo de 300 metros (área por sitio = 0.282 km²).

6.3 Selección de especies

En este trabajo se seleccionaron las especies que tuvieran más de 3500 individuos así como cuatro especies que se encontraban en alguna categoría de protección oficial dentro de la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT 2010) más, tres de ellas con categoría de Protección Especial y una en Peligro de Extinción (Tabla I). Para estas especies se construyeron los modelos predictivos de distribución y densidad.

6.4 Modelos de distribución de especies

Los modelos estadísticos empleados en este trabajo fueron los modelos lineales generalizados (GLM por sus siglas en inglés) y los modelos aditivos generalizados (GAM, por sus siglas en inglés). En donde las variables respuesta utilizadas en los modelos fueron la densidad (como una medida de la abundancia) y la presencia/ausencia respectiva de cada especie seleccionada (como indicador de la probabilidad de ocurrencia). Las variables predictivas que se usaron para los modelos fueron las siguientes: Hábitat, Vegetación, Sustrato, Distancia más cercana a pueblo y Distancia más cercana a campamento pesquero, así como la interacción de la Longitud-Latitud como variable espacial (Tabla I, Legendre 1993; Rodríguez-Estrella 2007). Se utilizaron dos enfoques diferentes para la construcción de los modelos de distribución de especies basados en la resolución espacial de los datos: 1) Datos puntuales y 2) Datos agregados.

Tabla I. Variables que se utilizaron en la construcción de los modelos.

| | |
|-----------------------------------|---|
| Hábitat | con siete categorías: Aguas someras (AS) (0-14 m), Aguas profundas (AP) ($15 \text{ m} \geq$), Dunas (DU), Manglar (MAN), Marisma (MAR), Playa (PLA), Rocoso (ROC). |
| Tipo de Vegetación | con cinco categorías: Herbáceas halófilas (HH), Mangle Rojo y Blanco (MRB), Matorral Xerófilo (MX), Pastos Marinos (PM), Sin Vegetación (SV). |
| Tipo de Sustrato | con cuatro categorías: Arena (AR), Grava (GRA), Lodo (LO) y Roca (ROC). |
| Distancias a zonas urbanas | Distancia a Poblados (Dpueblo) y Distancia a Campamentos pesqueros (Dcamp) |
| Latitud y Longitud | La interacción de longitud y latitud de cada sitio de muestreo |

6.5 Enfoque con datos puntuales

Como generalmente se realiza en muchos estudios de ecología (Stockwell y Townsend 2002; Rodríguez-Estrella y Sánchez-Colón 2004; Hernández *et al.*, 2006; Rodríguez-Estrella 2007; Aarts *et al.*, 2012; Franklin 2013). Los modelos puntuales fueron construidos usando como variable de respuesta la densidad registrada en cada uno de los sitios de muestreo (Figura 2) y como variables predictivas las mencionadas anteriormente, mismas que se observaron y calcularon *in situ*. Con 582 sitios georeferenciados, se obtuvieron un total de 10773 observaciones. Es decir, en cada sitio las especies censadas en esa localidad junto con la suma total de sus individuos eran consideradas como una observación. Por ejemplo, si en la localidad de "Boca de La Soledad" se encontraban 12 pelícanos y 7 cormoranes el total de observaciones en ese sitio fue de dos. Con este enfoque se espera que los modelos brinden información más fina sobre cómo influyen las variables predictoras sobre la variable respuesta en cada punto elegido.

6.6 Enfoque con datos agregados

Debido a la gran cantidad de datos con registros de 0 de las diferentes especies modeladas en este trabajo, se calcularon los promedios de la densidad en cuadrantes de 8.64 km² (Figura 3). Esto se hizo con la finalidad de disminuir la dispersión de la variable respuesta (densidad y presencia/ausencia de aves) así como reducir la cantidad de registros con valores 0. Para lograr esto se definió una rejilla espacial de 0.025 ° x 0.025°, equivalente a 2.94 km x 2.94 km. de tal manera que los cuadrantes creados tienen un área de 8.64 km². El tamaño de los cuadrantes fue definido arbitrariamente, considerando que estos cuadrantes tienen extensión y es representativa dentro del área de estudio.

Para cada cuadrante se tomó en cuenta todas las combinaciones posibles de las tres variables categóricas, es decir, para el hábitat son 7 categorías, para el tipo

de vegetación 5 categorías y sustrato 4 categorías lo cual da un total de 140 combinaciones posibles de tipo de hábitat, tipo de vegetación y sustrato. Aquellos sitios dentro del cuadrante que tenían características iguales en sus variables categóricas, sus valores en las variables continuas (densidades y distancias) fueron promediados. En el caso de que fueran diferentes y únicos en su combinación dentro del cuadrante, se mantuvieron sus valores de densidad y distancia originales (Figura 2, ver Anexo para ejemplo de agregación con los datos). De tal manera que la base original que cuenta con más de 10,000 observaciones se redujo a un total 371 observaciones en 128 cuadrantes o sitios de muestreo (Figura 3). El aumento en la escala del grano (de 0.287 km² a 8.64 km²) tuvo dos propósitos, a) disminuir la dispersión de la variable respuesta para un mejor ajuste de los modelos y b) permitir un mejor desempeño en las predicciones al disminuir la variabilidad. A pesar de que al aumentar la escala la fineza de la interacción de la variable respuesta con las variables predictoras es menor que en el modo puntual, nos permitió observar patrones más generales sobre la distribución de las especies.

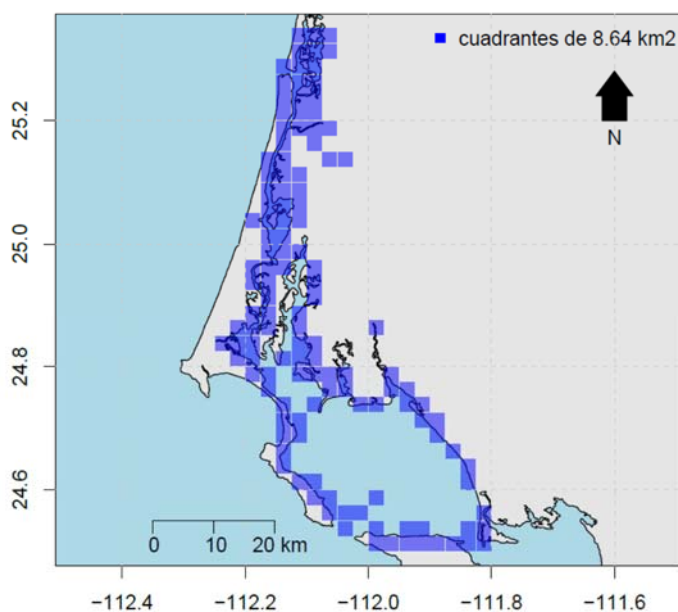


Figura 3. Distribución de 128 cuadrantes de 8.64 km². Cada cuadrado azul representa un cuadrante sobre el cual se hizo la agregación de los datos.

6.7 Protocolo de construcción del modelo mínimo adecuado.

Antes de comenzar con la construcción de los modelos debe identificarse la familia de distribución que mejor describa la distribución de frecuencias de la variable respuesta. En este trabajo se tienen datos de densidad (número de aves por km²) y datos de presencia/ausencia (binario 0,1) De acuerdo con las recomendaciones de Zuur *et al.*(2009), cuando la variable respuesta son números estrictamente enteros y positivos la familia de distribución que debe usarse es la Poisson o la binomial negativa, sin embargo, debido a que los valores de densidad tienen decimales y son estrictamente positivos, una buena aproximación para este tipo de datos es la distribución Poisson. Para los datos de presencia/ausencia estos autores señalan que las familias de distribución, Bernoulli (sólo si se tiene proporciones de 0 y 1 por tratamientos) o Binomial (una serie de 0,1 en cada sitio de muestreo) son las más adecuadas, para este estudio se utilizó la distribución Binomial.

Una vez definida la familia de distribución que se va utilizar en los modelos para explicar la variable respuesta, también debe considerarse qué función de enlace se debe usar. Para conteos con familia Poisson en este trabajo se utilizó *Log* (1).

$$\log(\mu) \quad (1)$$

y para Binomial *Logit* (2)

$$\frac{\mu}{n-\mu} \quad (2)$$

Una vez identificada la familia de distribución, función de enlace y qué modelo se desea utilizar (GLM o GAM) se procede a la construcción. Para este trabajo se usó como guía el trabajo de Zuur *et al.*, (2009, 2015) y para el cálculo estadístico se empleó el software *R* (*R* Core Team 2015). El software *R* es de los programas de acceso libre más utilizados en investigación para el análisis estadístico y gráfico además de tener herramientas muy útiles para el análisis espacial, con las siguientes paqueterías: *mgcv*, *stats*, *graphics*

Finalmente después de haber definido tanto la familia de distribución como la familia de enlace se procede a la construcción de los modelos estadísticos. Para el caso de los modelos lineales generalizados se expresan de la siguiente manera:

$$g(\mu_i) = \alpha + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \beta_3 X_3 \dots + \beta_n X_n \quad (3)$$

Donde g es la función de enlace, μ_i es el valor esperado de la variable respuesta, α es el intercepto, β_i son los coeficientes calculados de las variables predictoras X_i .

Para el caso de los modelos aditivos generalizados se expresan de la siguiente manera:

$$g(\mu_i) = \alpha + f_1 X_1 + f_2 X_2 + f_3 X_3 \dots + f_n X_n \quad (4)$$

Donde g es la función de enlace, μ_i es el valor esperado de la variable respuesta, α es el intercepto, f_i son las funciones suavizadoras (smooth function) de las variables predictoras X_i . En este trabajo la función suavizadora utilizada en los GAMs fue ***thin plate regression spline***. Para las variables categóricas no se utilizan las funciones suavizadoras, por lo tanto, se tiene un coeficiente para cada nivel de la variable.

De forma más específica para conocer si las variables antropogénicas tienen un efecto positivo/negativo o qué hábitat tuvo la mayor ocurrencia, se puede analizar de dos maneras. Revisar los coeficientes del modelo y mediante el uso de gráficos de dependencia parcial. El análisis de los coeficientes es un tanto tedioso y llega a presentar dificultades en su interpretación sobre todo para modelos GAM en variables continuas debido a la naturaleza matemática de las funciones

suavizantes, por lo que en este trabajo se emplearon gráficos de dependencia parcial (ver Figura 4).

Aunque tradicionalmente la selección de los modelos se hace utilizando el criterio de información de Akaike (AIC), mismo que se interpreta como una medida de la bondad de ajuste el cual toma en cuenta parámetros como la devianza no explicada y la residual entre otros, donde un valor bajo de AIC significa un mejor modelo. En este trabajo, para definir el modelo mínimo adecuado, se empleó el porcentaje de la devianza explicada, mismo que se interpreta como el porcentaje de variación de los datos que es explicado por el modelo, de tal manera que un modelo con ajuste perfecto explica el 100 % de la devianza, mientras que un modelo con un desempeño pobre explica un porcentaje bajo de la devianza. El AIC se utilizó ocasionalmente para corroborar si el modelo seleccionado fue el mejor. Este valor se interpreta de la siguiente manera, el modelo con el valor más bajo de AIC es la mejor manera, debido que tanto los valores de devianza nula como los del AIC dependen completamente de los datos no existe un valor de referencia general para estos estadísticos.

EL proceso de construcción de los modelos fue del tipo "*forward-stepwise*". Este proceso consiste en construir el modelo nulo ($y = \bar{y}$), y posterior a este se van añadiendo todas las variables predictivas, mientras que "*backward-stepwise*" sería iniciar la construcción con todas las variables e ir quitando una a una y analizar si el cambio es significativo o no. Estas funciones son generalmente automatizadas. Para este trabajo se evitó esta automatización y la construcción hacia adelante (*forward-stepwise*) fue supervisada ya que estas generalmente sólo se basan en el AIC o la devianza sin tomar en cuenta si es significativo o no. (Si se desea ver una explicación más detallada del proceso de construcción ver Anexo).

6.8 Evaluación de los modelos

La evaluación o validación de los modelos involucra definir si el modelo construido es aceptable para el uso del cual se tiene intención y que cumple con los requerimientos de su desempeño. El desempeño se puede abordar en distintas fases de la modelación tales como la formulación conceptual, una formulación estadística y su calibración. La evaluación de los modelos se centra en que tan bueno es su poder predictivo. No obstante, también hay otros factores a considerar tales como el realismo ecológico, el patrón espacial de los errores y la credibilidad. Además, se tiene que tener siempre en cuenta que todos los modelos tienen errores de predicción puesto que los modelos son simplificaciones de la realidad (Burnham y Anderson 2002; Franklin 2013).

Para la evaluación de los modelos de presencia y ausencia se utilizó 1) el porcentaje de clasificación correcta, 2) la Sensibilidad, que es la proporción de presencias reales que son predichas con exactitud, 3) la Especificidad, que es la proporción de ausencias reales que son predichas con exactitud, 4) Kappa que es el estadístico desarrollado para calcular el porcentaje de concordancia entre grupos que fueran distintos a una clasificación al azar, donde los valores entre 0.10-0.20 se consideran pobres, 0.21-0.40 justos, 0.41-0.60 moderados, 0.61-0.80 substancial y 0.81-0.99 casi perfecto, (Manel *et al.*, 2001; Boyce *et al.*, 2002; Elith *et al.*, 2006), y 5) el área debajo la curva AUC (del inglés *area under the curve*, donde los valores entre 0.5-0.7 son considerados un desempeño pobre del modelo, 0.71-0.90 un moderado desempeño del modelo, y mayores a 0.9 un alto desempeño del modelo (Manel *et al.*, 2001; Boyce *et al.*, 2002; Elith *et al.*, 2006; Oppel *et al.*, 2011). Para los modelos de presencia-ausencia, se tomaron en cuenta las consideraciones de Manel *et al.*, (2001), Boyce *et al.*, (2002), Elith *et al.*, (2006) por lo que se incluyeron aquellos modelos que obtuvieran una combinación adecuada de Kappa (≥ 0.21) y AUC (≥ 0.70).

En la evaluación de los modelos de densidad se consideró el valor de correlación de Spearman entre los valores observados y los predichos (Potts y Elith 2006; Pineiro *et al.*, 2008; Opper *et al.*, 2011). En el caso de los valores a considerar en la correlación de Spearman no está tan bien establecido qué es considerado un valor adecuado y va depender del objetivo en sí y la pregunta a responder. Por ejemplo Potts y Elith (2006) comparan distintos modelos de abundancia. En su trabajo buscan evaluar cinco modelos de abundancia e indican por ejemplo que un modelo Poisson con una correlación de 0.50 es alta. Opper *et al.*, (2011) por otra parte realizan la comparación de cinco modelos para predecir la distribución espacial y densidad de aves marinas. Dichos autores mencionan que sus modelos de densidad se desempeñaron pobremente, con valores desde 0.01 a 0.14. No obstante, en este trabajo se buscó que los modelos tuvieron un buen valor predictivo y que tuvieran la mejor aproximación a los datos por lo que se incluyeron en los resultados sólo aquellos modelos de densidad que tuvieron una correlación de Spearman mayor a 0.80 (Elith *et al.*, 2006; Potts y Elith 2006; Pineiro *et al.*, 2008).

6.9 Descripción gráfica de los modelos.

Para poder describir los modelos con las evaluaciones más adecuadas y sus variables predictoras significativas se realizaron gráficos de dependencia parcial del modelo mínimo adecuado las cuales describen el efecto de las variables predictoras sobre la variable respuesta. Las gráficas de dependencia parcial muestran los siguientes elementos 1) La línea de tendencia (GLM) o la función suavizadora (GAM), que es la que describe el efecto de la variable predictiva sobre la variable respuesta, 2) El intervalo de confianza o el error estándar asociado a la línea de tendencia (GLM) o la función suavizadora (GAM), 3) El tapete, que señala los valores observados de la variable predictiva. Para el caso específico de los GAM cuando se utilizan variables en interacción (como es el caso de la longitud y la latitud), la gráfica de dependencia parcial muestra un mapa de

contornos. En la Figura 4 se muestra una manera detallada los elementos de las gráficas de dependencia parcial que resultan de tanto los GLM como los GAM. En esta gráfica ambos casos la escala del eje y está en la escala del predictor lineal, sobre el eje x se puede observar una serie de líneas llamado "tapete", el cual expresa la cantidad de observaciones que hay por cada categoría o valor de referencia. Por ejemplo se puede observar en el gráfico de dependencia parcial de hábitat GLM, la categoría que tiene menos observaciones es dunas (DU) y ambientes rocosos (ROC), mientras que el resto tiene numerosas observaciones lo que hace que se vea una línea sólida. El error estándar para GLM, es la zona de sombreado gris, mientras que para GAM se representan con líneas punteadas. Para las gráficas de interacción de longitud y latitud GAM, para denominar los valores estimados espacialmente las isolíneas se acomodan en tres colores, rojo con valores altos, naranja con valores medios y amarillo con valores bajos; además, el fondo de escala de grises también nos da referencia sobre la interpretación: entre más negro, valores bajos, y entre más blanco más altos. Es importante recordar que las interpretaciones de los resultados sólo deben acotarse al polígono descrito anteriormente.

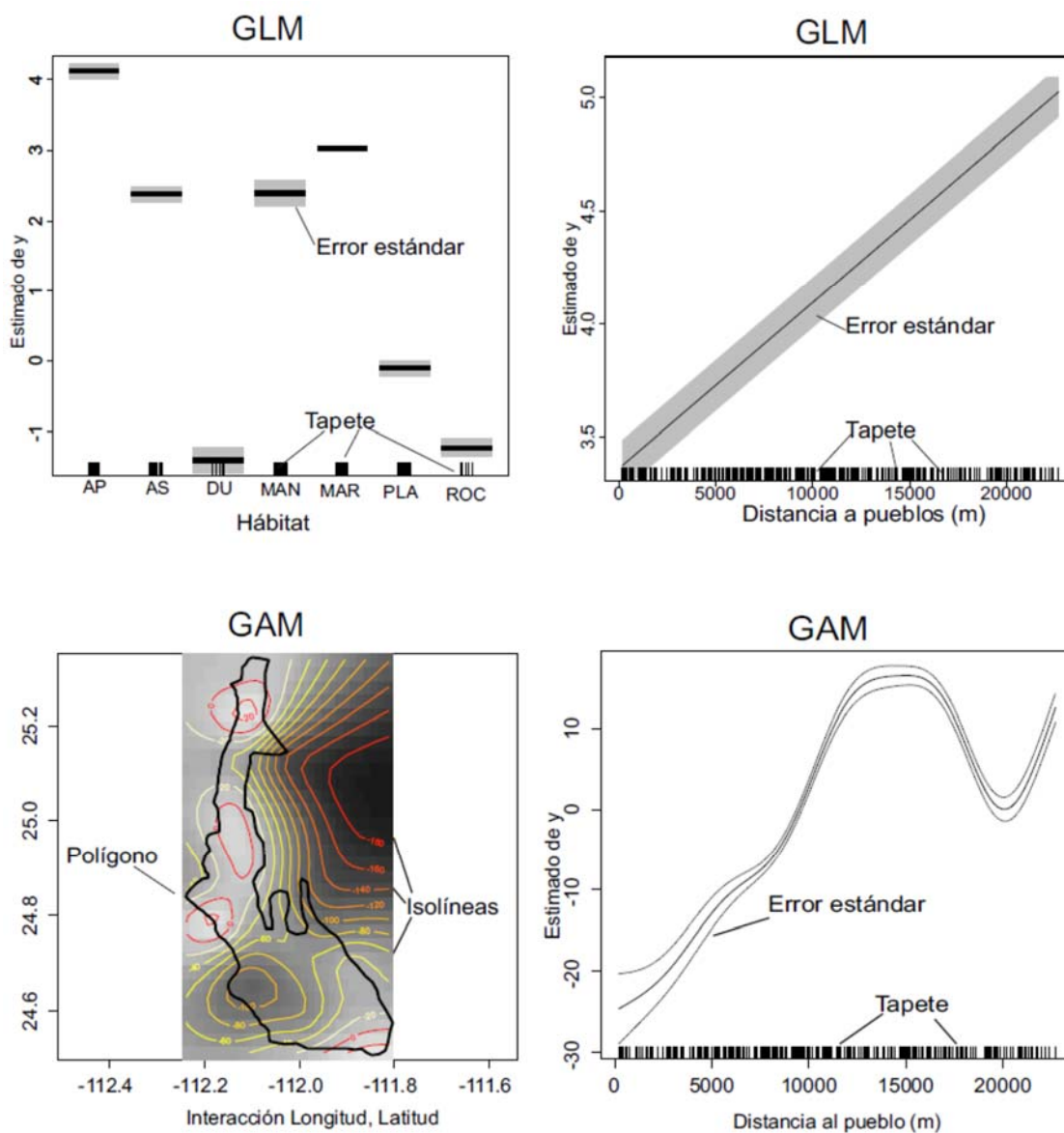


Figura 4. Ejemplo de gráficos de dependencia parcial de GLMs y GAMs. Se muestran las diferencias entre modelos. El error estándar en gris para GLM y líneas punteadas para GAM. También se muestra el número de observaciones (tapete; líneas negras en eje x). El eje y está en la escala del predictor lineal de la variable respuesta. En el caso de la interacción longitud latitud se muestran las diferentes isolíneas para denominar tres tipos de valores. rojo-valores altos, naranja-valores medios, amarillo-valores bajos. Los tonos de fondo en escala de grises también indican valores entre más blanco es alto y en negro los valores bajos. La interpretación debe hacerse sólo dentro del polígono.

6.10 Interpolación espacial

El uso de capas digitalizadas no pudo ser empleado debido a la diferencia en escalas y variables entre los datos originales y las capas digitalizadas (e.g. no hay una capa de vegetación que incluya la distribución de pastos marinos o herbáceas halófilas en escala tan fina en Bahía Magdalena). Sin embargo, la interpolación espaciales una buena opción para mejorar la representación visual de los patrones observados. Esta herramienta calcula un valor desconocido a partir de puntos de muestreo con valores conocidos que se encuentran distribuidos en la zona de estudio. La distancia desde un punto o cuadrante con un valor desconocido en el muestreo contribuye con el valor estimado final. Existen varios tipos de interpolaciones como el kriging y splines, pero para el presente trabajo se utilizó la interpolación con ponderación de la distancia inversa. Esta interpolación asigna valores a los puntos de muestreo asignando una valoración a los coeficientes que controlan qué tanto influye la ponderación. Entre más alejado del punto la ponderación disminuye (Corsi *et al.*, 2000).

Esta matriz fue integrada a distintas herramientas espaciales utilizando el lenguaje y entorno de *R* empleando las paqueterías *mapproj*, *gstat*, *RColorBrewer* y *ggmap* (*R* Core Team 2015.). Para poder observar el patrón general de distribución de las especies se construyó un polígono de 1345 km² (Figura 5), el cual engloba a todos los puntos de muestreo. Dentro de esta área se hizo una interpolación ponderada de distancia (IDW, siglas en inglés) de los datos predichos por el modelo (tanto puntuales como agregados). Se obtuvieron, según la especie, mapas de distribución de valores de densidad estimada, así como mapas de probabilidad de ocurrencia. Sólo se realizaron interpolaciones de los modelos que obtuvieron evaluaciones adecuadas.

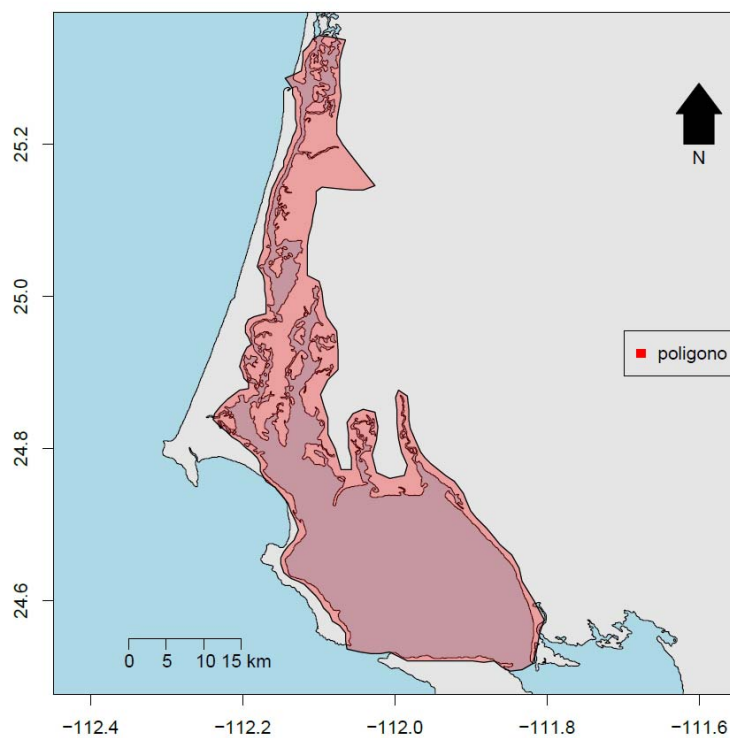


Figura 5. Polígono para interpolación espacial. En rojo se muestra el polígono utilizado.

Orden de presentación de los modelos

El orden de aparición en los resultados de los modelos será el siguiente: Anseriformes seguidos de los Suliformes, Pelecaniformes y Charadriiformes (familia Laridae y posteriormente familia Scolopacidae).

7. RESULTADOS

Se registraron un total de 103 especies de aves (ver Anexo para lista completa) con una abundancia total de 253,047 individuos en 10,773 observaciones dentro de un intervalo de tiempo total de 7 meses (52 días de muestreo; Anexo para tabla de esfuerzo por mes) con 582 sitios de muestreo (Figura 2) dentro de CLBM. Once especies mostraron un número total de individuos mayores a 3500 por lo que fueron seleccionadas para los análisis. Además, se seleccionaron cuatro especies más de acuerdo a su categoría de conservación de acuerdo a la NOM.059 (Tabla II).

Tabla II. Especies seleccionadas para la realización de los modelos.

| Especie | Orden | Familia | # individuos totales | Categoría según la NOM-059-SEMARNAT-2010- |
|-----------------------------------|-----------------|-------------------|----------------------|---|
| <i>Phalacrocorax auritus</i> | Suliformes | Phalacrocoracidae | 74910 | |
| <i>Branta bernicla</i> | Anseriformes | Anatidae | 27964 | Amenazada |
| <i>Pelecanus occidentalis</i> | Pelecaniformes | Pelecanidae | 25060 | |
| <i>Larus occidentalis</i> | Charadriiformes | Laridae | 24442 | |
| <i>Larus heermanni</i> | Charadriiformes | Laridae | 23091 | Protección especial |
| <i>Calidris mauri</i> | Charadriiformes | Scolopacidae | 13256 | |
| <i>Limosa fedoa</i> | Charadriiformes | Scolopacidae | 13090 | |
| <i>Larus delawarensis</i> | Charadriiformes | Laridae | 6838 | |
| <i>Calidris alba</i> | Charadriiformes | Scolopacidae | 4605 | |
| <i>Phalacrocorax penicillatus</i> | Suliformes | Phalacrocoracidae | 4148 | |
| <i>Fregata magnificens</i> | Suliformes | Fregatidae | 3990 | |
| <i>Thalasseus elegans</i> | Charadriiformes | Laridae | 2065 | Protección especial |
| <i>Egretta rufescens</i> | Pelecaniformes | Ardeidae | 374 | Protección especial |
| <i>Calidris canutus</i> | Charadriiformes | Scolopacidae | 101 | Peligro de extinción |
| <i>Sternula antillarum</i> | Charadriiformes | Laridae | 73 | Protección especial |

7.1 Estacionalidad

La densidad temporal (Figura 6A) tiene un patrón ascendente durante los primeros 4 meses. Bajas densidades durante julio a enero y llegando a un pico en febrero 2004, para nuevamente disminuir en los siguientes meses; un patrón similar se observa con la riqueza (Figura 6B) que aumenta durante los meses de octubre a febrero, disminuye ligeramente en julio y julio y vuelve adquirir un valor alto en febrero 2005.

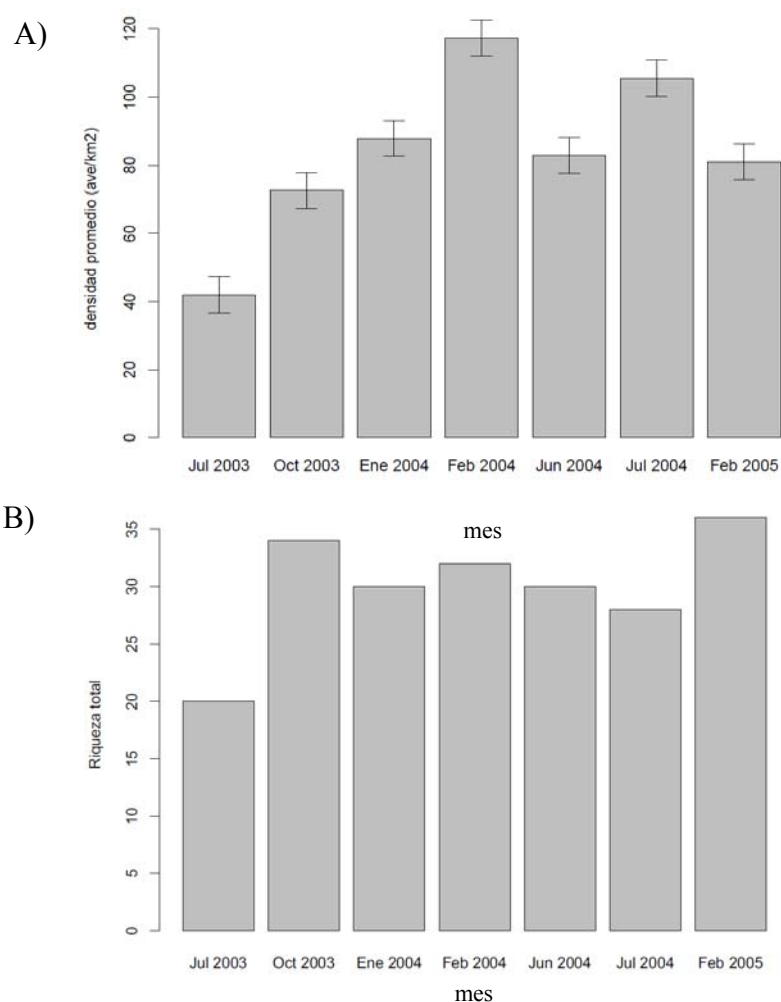


Figura 6. Densidad promedio (ave/km²) y riqueza total durante los meses de muestreo en CLBM.

7.2 Uso de Hábitats

La densidad promedio para el caso de los hábitats (Figura 7A), mostró el valor más alto en aguas profundas, valores medios en aguas, someras, playa y roca y con los valores relativamente menores en dunas, manglar, marismas. La riqueza mostró valores altos en mangle, marisma y playa, y con la menor riqueza en aguas profundas (Figura 6B).

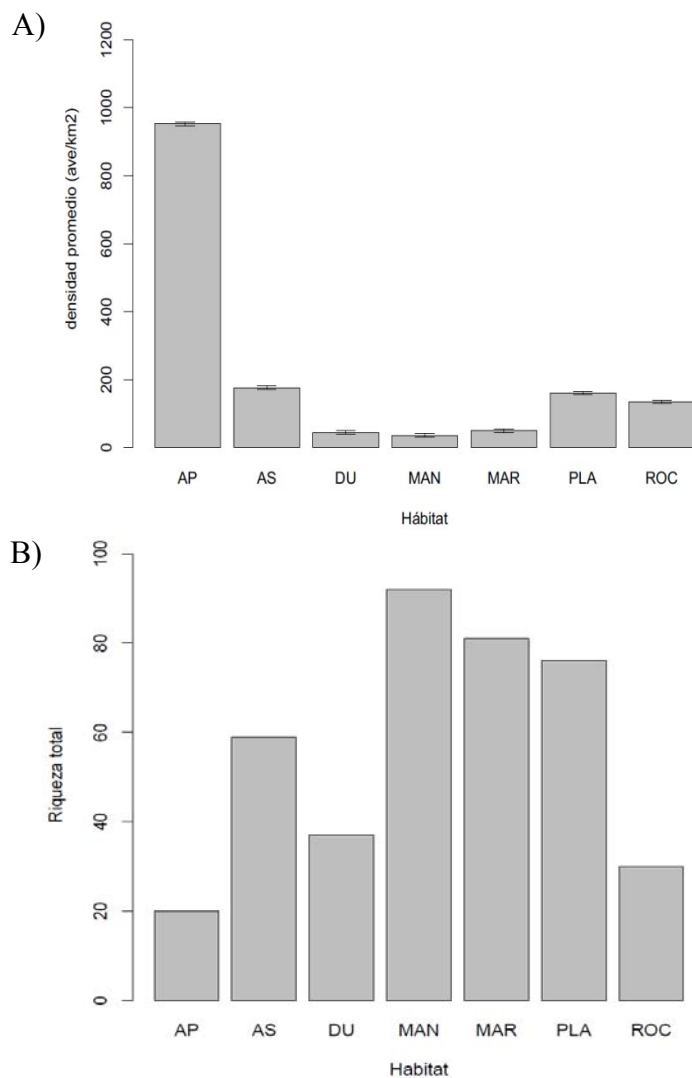


Figura 7. Densidad promedio (ave/km²) y riqueza total por tipo de hábitat en CLBM. AP -Aguas profundas, AS-Aguas someras, DU-Dunas, MAN-Manglar, MAR-Marisma, PLA-Playa, ROC-Rocoso/Acantilado.

7.3 Tipos de Vegetación

La mayor frecuencia de los individuos se registró en zonas carentes de vegetación, Siguieron en densidad, los pastos marinos, herbáceas halófilas y mangle (Figura 8A). Los dos tipos de vegetación mencionado tuvieron valores más altos de riqueza (Figura 8B). Para pastos marinos, a pesar de la baja densidad de aves mostró valores intermedios en su riqueza. Los valores más bajos se registraron en el matorral xerófilo para ambos casos (Figura 8A,B).

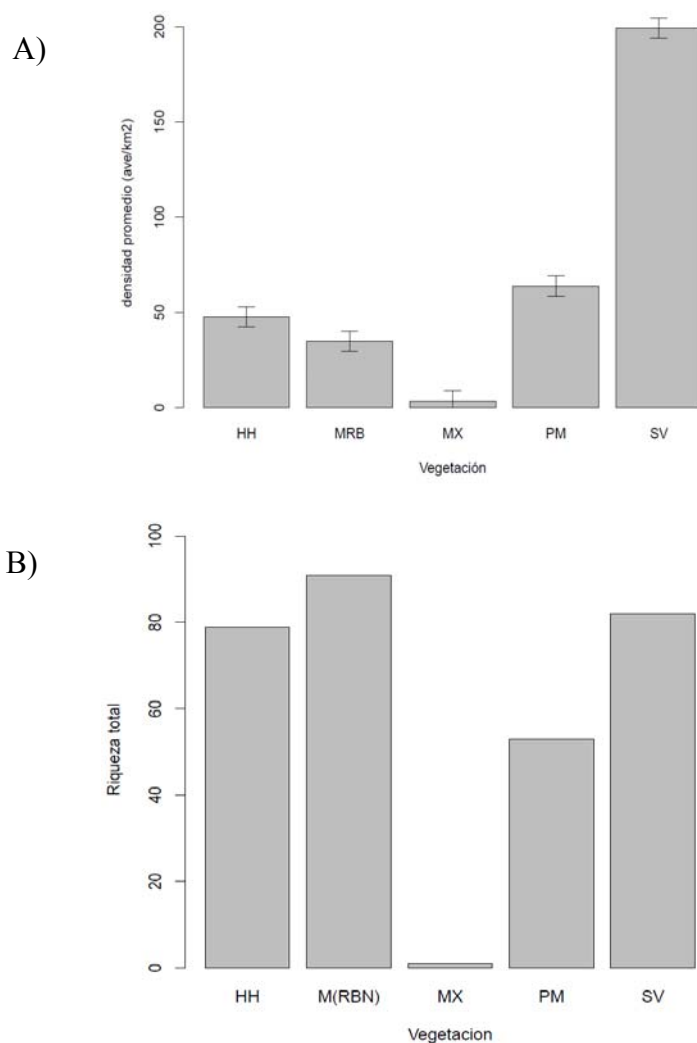


Figura 8. Densidad promedio (ave/km²) y riqueza total por tipo de vegetación en CLBM. HH-Herbáceas halófilas, Mangle-Rojo, Blanco, Negro, MX-Matorral Xerófilo, PM-Pastos marinos, SV-Sin vegetación.

7.4 Sustratos

El sustrato grava y roca, presentaron los valores más altos de densidad promedio en comparación del arenoso y lodo (Figura 9A). En la riqueza se observa un patrón inverso de valores bajos en grava y roca y altos en arena y lodo (Figura 9B).

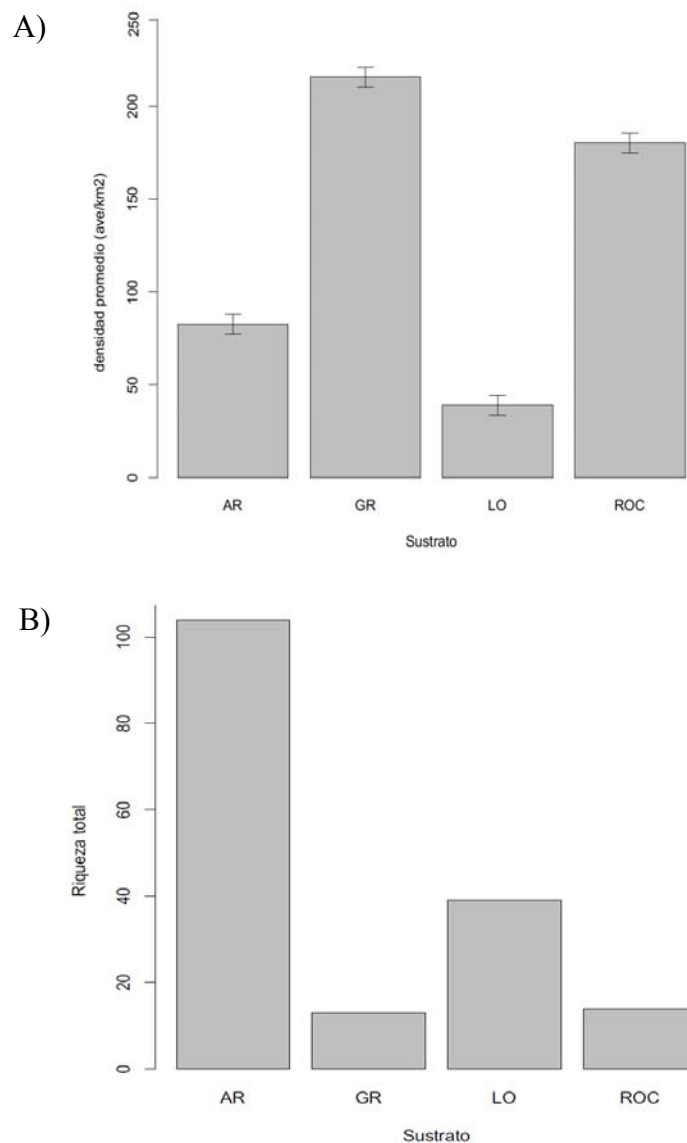


Figura 9. Densidad promedio (ave/km²) y riqueza total por tipo de sustrato en CLBM. AR-Arena, GR-Grava, LO-Lodo, ROC-Roca.

7.5 Modelos de Densidad y Presencia/Ausencia

En la Tabla III se muestran los modelos construidos para explicar la **densidad** de aves para cada especie seleccionada, indicando el tipo de modelo usado (GLM o GAM), el modelo mínimo adecuado junto con el número de variables empleadas, la evaluación del modelo (correlación de Spearman) y el porcentaje de devianza explicada por el modelo. Se observó que sólo 13 modelos tuvieron un desempeño adecuado en su evaluación (resaltado).

En la Tabla IV se muestra los modelos construidos para explicar la **presencia/ausencia** de aves para cada especie seleccionada, indicando el tipo de modelaje (GLM o GAM), el modelo mínimo adecuado junto con el número de variables empleadas, el porcentaje de clasificación correcta (PCC), Sensibilidad (Sen.), Especificidad (Esp.), las pruebas de evaluación del modelo (Kappa, AUC) y el porcentaje de devianza explicada por el modelo. Se observó que sólo diez modelos tuvieron un desempeño adecuado en su evaluación (resaltado). Se observó que solamente, en la construcción modelo GLM agregado de *C. canutus* no mostró tener ninguna variable significativa.

De estas dos tablas se denotan (resaltado, Tabla III y IV) las variables que más influenciaron en el modelo. Para los modelos de densidad en total se observó que de 60 modelos realizados 34 obtuvieron al menos una variable antropogénica significativa e influyente de manera substancial en el modelo. Tomando en cuenta sólo los modelos que se desempeñaron de manera adecuada (13 modelos) se obtuvieron 12 modelos con al menos una variable antropogénica significativa e influyente en el modelo. Estos fueron: *Branta bernicla* (GAM), *Phalacrocorax auritus* (GLM), *Phalacrocorax penicillatus* (GLM, GAM), *Fregata magnificens* (GAM), *Pelecanus occidentalis* (GAM), *Larus occidentalis* (GAM), *Larus heermanni* (GAM), *Larus delawarensis* (GAM), *Thalasseus elegans* (GAM), *Calidris mauri* (GAM), y *Calidris alba* (GAM).

Para los modelos de presencia/ausencia se obtuvieron un total de 21 modelos de 60 que tenían al menos una variable humana influyente en el modelo. Considerando sólo los diez modelos con desempeño adecuado de acuerdo a las

evaluaciones, solamente cuatro modelos tenían al menos una variable humana que influía con mayor fuerza en el modelo. Estos fueron: *Branta bernicla* (GAM), *Egretta rufescens* (GLM y GAM) y *Calidris mauri* (GAM).

Tabla III. Resumen de modelos construidos en función de la densidad junto con sus evaluaciones.

| Especie | modelo | escala | modelo mínimo adecuado | # de var. utilizadas | cor. Spearman | dev.exp (%) |
|-----------------------------------|--------|----------|--|----------------------|---------------|-------------|
| <i>Branta bernicla</i> | GLM | puntual | Den ~ Hab + Dc + Lo:La + Veg + Sus + Dp | 6 | 0.3 | 49 |
| <i>Branta bernicla</i> | GAM | puntual | Den ~ Lo:La + Veg + Hab + Sus + Dp | 5 | 0.33 | 62.3 |
| <i>Branta bernicla</i> | GLM | agregado | Den ~ Hab + Dc + Veg + Sus + Lo:La + Dp | 6 | 0.46 | 67 |
| <i>Branta bernicla</i> | GAM | agregado | Den ~ Lo:La + Hab + Dp + Veg | 4 | 0.99 | 96.5 |
| <i>Phalacrocorax auritus</i> | GLM | puntual | Den ~ Hab + Lo:La + Sus + Veg + Dc + Dp | 6 | 0.55 | 32.4 |
| <i>Phalacrocorax auritus</i> | GAM | puntual | Den ~ Lo:La + Dp + Dc + Veg + Hab | 5 | 0.66 | 55.8 |
| <i>Phalacrocorax auritus</i> | GLM | agregado | Den ~ Hab + Lo:La + Dp + Sus + Veg + Dc | 6 | 0.84 | 81.6 |
| <i>Phalacrocorax auritus</i> | GAM | agregado | Den ~ Lo:La + Hab + Sus + Veg + Dp | 5 | 0.98 | 94 |
| <i>Phalacrocorax penicillatus</i> | GLM | puntual | Den ~ Hab + Dc + Lo:La + Dp + Veg + Sus | 6 | 0.26 | 50 |
| <i>Phalacrocorax penicillatus</i> | GAM | puntual | Den ~ Lo:La + Hab + Dc + Dp + Sus | 5 | 0.59 | 75.7 |
| <i>Phalacrocorax penicillatus</i> | GLM | agregado | Den ~ Dc + Hab + Dp + Lo:La | 4 | 0.97 | 86.3 |
| <i>Phalacrocorax penicillatus</i> | GAM | agregado | Den ~ Hab + Dp + Lo:La + Dc | 4 | 0.99 | 99 |
| <i>Fregata magnificens</i> | GLM | puntual | Den ~ Veg + Lo:La + Dp + Sus + Hab + Dc | 6 | 0.05 | 14 |
| <i>Fregata magnificens</i> | GAM | puntual | Den ~ Lo:La + Veg + Dc + Dp + Sus + Hab | 6 | 0.16 | 33.9 |
| <i>Fregata magnificens</i> | GLM | agregado | Den ~ Veg + Dc + Dp + Lo:La + Sus | 5 | 0.22 | 38 |
| <i>Fregata magnificens</i> | GAM | agregado | Den ~ Lo:La + Dc + Veg + Dp + Sus + Hab | 6 | 0.84 | 88.9 |
| <i>Pelecanus occidentalis</i> | GLM | puntual | Den ~ Hab + Lo:La + Dc + Veg + Dp + Sus | 6 | 0.14 | 18 |
| <i>Pelecanus occidentalis</i> | GAM | puntual | Den ~ Lo:La + Dc + Dp + Sus + Hab + Veg | 6 | 0.37 | 40.5 |
| <i>Pelecanus occidentalis</i> | GLM | agregado | Den ~ Hab + Veg + Dc + Sus + Dp + Lo:La | 6 | 0.28 | 29 |
| <i>Pelecanus occidentalis</i> | GAM | agregado | Den ~ Lo:La + Dc + Dp + Veg + Hab + Sus | 6 | 0.91 | 70.2 |
| <i>Egretta rufescens</i> | GLM | puntual | Den ~ Dc + Lo:La + Hab + Veg + Sus | 5 | 0.05 | 3.38 |
| <i>Egretta rufescens</i> | GAM | puntual | Den ~ Lo:La + Dp + Veg + Hab + Dc | 5 | 0.1 | 7 |
| <i>Egretta rufescens</i> | GLM | agregado | Den ~ Dc | 1 | 0.2 | 4 |
| <i>Egretta rufescens</i> | GAM | agregado | Den ~ Lo:La | 1 | 0.24 | 13.6 |
| <i>Larus occidentalis</i> | GLM | puntual | Den ~ Dp + Hab + Veg + Lo:La + Sus + Dc | 6 | 0.1 | 13 |
| <i>Larus occidentalis</i> | GAM | puntual | Den ~ Lo:La + Dp + Dc + Veg + Hab + Sus | 6 | 0.22 | 28 |
| <i>Larus occidentalis</i> | GLM | agregado | Den ~ Hab + Dp + Veg + Dc + Sus + Lo:La | 5 | 0.3 | 23 |
| <i>Larus occidentalis</i> | GAM | agregado | Den ~ Lo:La + Dp + Hab + Veg + Dc + Sus | 6 | 0.91 | 70.3 |
| <i>Larus heermanni</i> | GLM | puntual | Den ~ Lo:La + Hab + Dp + Veg + Sus + Dc | 6 | 0.07 | 26 |
| <i>Larus heermanni</i> | GAM | puntual | Den ~ Lo:La + Dc + Dp + Hab + Sus + Veg | 6 | 0.26 | 49.8 |
| <i>Larus heermanni</i> | GLM | agregado | Den ~ Lo:La + Dp + Veg + Sus + Dc + Hab | 5 | 0.26 | 44 |
| <i>Larus heermanni</i> | GAM | agregado | Den ~ Lo:La + Dp + Dc + Veg + Hab + Sus | 6 | 0.97 | 95 |
| <i>Larus delawarensis</i> | GLM | puntual | Den ~ Lo:La + Veg + Dp + Dc + Sus + Hab | 6 | 0.07 | 21 |
| <i>Larus delawarensis</i> | GAM | puntual | Den ~ Lo:La + Dp + Veg + Dc + Sus + Hab | 6 | 0.16 | 39.2 |
| <i>Larus delawarensis</i> | GLM | agregado | Den ~ Dp + Veg + Lo:La + Dc + Sus | 5 | 0.29 | 32 |

Continúa...

| Especie | modelo | escala | modelo mínimo adecuado | # de var. utilizadas | cor. Spearman | dev.exp (%) |
|----------------------------|--------|----------|--|----------------------|---------------|-------------|
| <i>Thalasseus elegans</i> | GLM | puntual | Den ~ Hab + Lo:La + Veg + Sus + Dp + Dc | 6 | 0.03 | 5.5 |
| <i>Thalasseus elegans</i> | GAM | puntual | Den ~ Lo:La + Dc + Hab + Dp + Sus + Veg | 6 | 0.19 | 31.9 |
| <i>Thalasseus elegans</i> | GLM | agregado | Den ~ Hab + Lo:La + Dp + Dc + Veg + Sus | 6 | 0.14 | 15 |
| <i>Thalasseus elegans</i> | GAM | agregado | Den ~ Lo:La + Hab + Dp + Veg + Dc + Sus | 6 | 0.91 | 77 |
| <i>Sternula antillarum</i> | GLM | puntual | Den ~ Dp + Lo:La + Veg + Hab + Dc | 5 | 0.08 | 11 |
| <i>Sternula antillarum</i> | GAM | puntual | Den ~ Lo:La + Dp + Dc + Hab + Sus | 5 | 0.35 | 35.2 |
| <i>Sternula antillarum</i> | GLM | agregado | Den ~ Lo:La | 1 | 0.17 | 0.69 |
| <i>Sternula antillarum</i> | GAM | agregado | Den ~ Dp + Sus | 2 | 0.63 | 40.7 |
| <i>Limosa fedoa</i> | GLM | puntual | Den ~ Dc + Veg+ Hab + Sus + Dp | 5 | 0.06 | 4 |
| <i>Limosa fedoa</i> | GAM | puntual | Den ~ Lo:La + Dc + Veg+ Hab + Dp + Sus | 6 | 0.11 | 9.8 |
| <i>Limosa fedoa</i> | GLM | agregado | Den ~ Veg + Dc + Sus + Dp | 4 | 0.29 | 17 |
| <i>Limosa fedoa</i> | GAM | agregado | Den ~ Lo:La + Dp + Veg+ Dc + Sus | 5 | 0.61 | 45 |
| <i>Calidris mauri</i> | GLM | puntual | Den ~ Lo:La + Veg + Sus + Dp + Dc | 5 | 0.04 | 12 |
| <i>Calidris mauri</i> | GAM | puntual | Den ~ Lo:La + Dc + Dp + Veg + Sus | 5 | 0.35 | 46.6 |
| <i>Calidris mauri</i> | GLM | agregado | Den ~ Lo:La + Dp + Veg + Sus + Dc | 6 | 0.27 | 19 |
| <i>Calidris mauri</i> | GAM | agregado | Den ~ Lo:La + Dc + Dp + Veg + Hab + Sus | 6 | 0.98 | 92 |
| <i>Calidris alba</i> | GLM | puntual | Den ~ Hab + Dc + Veg + Dp+ Sus + Lo:La | 6 | 0.04 | 6 |
| <i>Calidris alba</i> | GAM | puntual | Den ~ Lo:La + Dp + Hab + Dc + Sus + Veg | 6 | 0.42 | 23.4 |
| <i>Calidris alba</i> | GLM | agregado | Den ~ Hab + Dp + Veg + Lo:La + Sus | 5 | 0.16 | 32 |
| <i>Calidris alba</i> | GAM | agregado | Den ~ Lo:La + Hab + Dc + Dp + Veg + Sus | 6 | 0.97 | 78 |
| <i>Calidris canutus</i> | GLM | puntual | Den ~ Veg + Lo:La + Hab+ Dp + Dc + Sus | 6 | 0.04 | 27 |
| <i>Calidris canutus</i> | GAM | puntual | Den ~ Lo:La + Dp + Dc + Sus + Hab | 5 | 0.39 | 71.2 |
| <i>Calidris canutus</i> | GLM | agregado | Den ~ Veg + Hab + Lo:La | 3 | 0.63 | 46.6 |
| <i>Calidris canutus</i> | GAM | agregado | Den ~ Lo:La + Dp + Dc | 3 | 0.38 | 68 |

Nota: Resumen de modelos construidos en función de la densidad junto con sus evaluaciones. Escala - puntual o agregado, Den- densidad, Lo;La- Longitud-Latitud, Dp- Distancia pueblo, Dc- Distancia a campamentos, Veg- Vegetación, Hab- Hábitat, Sus- Sustrato,. cor. Spearman - Correlación de Spearman, dev.exp (%) - Devianza explicada. Se muestran los modelos en orden, de las variables más importantes que contribuyeron con el modelo (**resaltado**) a las que contribuyeron menos. También se resaltan las correlaciones de Spearman de los modelos que se desempeñaron adecuadamente.

Tabla IV. Resumen de modelos construidos en función de la presencia/ausencia junto con sus evaluaciones.

| Especie | modelo | escala | modelo mínimo adecuado | # de var. | | | | | | dev. exp (%) |
|-----------------------------------|--------|----------|---|------------|------|------|------|-------------|-------------|--------------|
| | | | | utilizadas | PCC | Sen. | Esp. | K | AUC | |
| <i>Branta bernicla</i> | GLM | puntual | PA ~ Hab + Dc + Veg + Lon:Lat | 4 | 0.99 | 0 | 1 | 0 | 0.9 | 27 |
| <i>Branta bernicla</i> | GAM | puntual | PA ~ Lon:Lat + Veg + Dp + Hab + Dc | 5 | 0.99 | 0.14 | 0.99 | 0.32 | 0.97 | 54 |
| <i>Branta bernicla</i> | GLM | agregado | PA ~ Hab + Lon:Lat | 2 | 0.93 | 0.1 | 0.99 | 0.25 | 0.85 | 21 |
| <i>Branta bernicla</i> | GAM | agregado | PA ~ Dc + Lon:Lat + Hab + Dp | 4 | 0.93 | 0.26 | 0.99 | 0.36 | 0.97 | 53 |
| <i>Phalacrocorax auritus</i> | GLM | puntual | PA ~ Dc + Hab | 2 | 0.93 | 0 | 1 | 0 | 0.57 | 2 |
| <i>Phalacrocorax auritus</i> | GAM | puntual | PA ~ Lo:La + Dc + Dp | 3 | 0.93 | 0 | 1 | 0 | 0.62 | 5 |
| <i>Phalacrocorax auritus</i> | GLM | agregado | PA ~ Dc + Hab | 2 | 0.62 | 0.67 | 0.56 | 0.24 | 0.67 | 7 |
| <i>Phalacrocorax auritus</i> | GAM | agregado | PA ~ Lon:Lat + Hab + Sus + Dp + Dc | 5 | 0.7 | 0.73 | 0.66 | 0.4 | 0.75 | 19.3 |
| <i>Phalacrocorax penicillatus</i> | GLM | puntual | PA ~ Lon:Lat | 1 | 0.99 | 0 | 1 | 0 | 0.65 | 2.6 |
| <i>Phalacrocorax penicillatus</i> | GAM | puntual | PA ~ Lon:Lat | 1 | 0.99 | 0 | 1 | 0 | 0.66 | 3.5 |
| <i>Phalacrocorax penicillatus</i> | GLM | agregado | PA ~ Lon:Lat | 1 | 0.94 | 0 | 1 | 0 | 0.61 | 2 |
| <i>Phalacrocorax penicillatus</i> | GAM | agregado | PA ~ Dcamp | 1 | 0.94 | 0 | 1 | 0 | 0.66 | 5 |
| <i>Fregata magnificens</i> | GLM | puntual | PA ~ Veg + Lon:Lat | 2 | 0.98 | 0 | 1 | 0 | 0.7 | 5 |
| <i>Fregata magnificens</i> | GAM | puntual | PA ~ Lon:Lat + Veg + Dp + Dc | 4 | 0.98 | 0 | 1 | 0 | 0.79 | 12 |
| <i>Fregata magnificens</i> | GLM | agregado | PA ~ Veg + Lon:Lat | 2 | 0.82 | 0.14 | 0.97 | 0.15 | 0.77 | 18 |
| <i>Fregata magnificens</i> | GAM | agregado | PA ~ Lon:Lat + Veg + Dc | 3 | 0.86 | 0.35 | 0.96 | 0.4 | 0.85 | 29 |
| <i>Pelecanus occidentalis</i> | GLM | puntual | PA ~ Dc + Hab | 2 | 0.93 | 0 | 1 | 0 | 0.65 | 7.5 |
| <i>Pelecanus occidentalis</i> | GAM | puntual | PA ~ Lon:Lat + Hab | 2 | 0.93 | 0 | 1 | 0 | 0.7 | 9 |
| <i>Pelecanus occidentalis</i> | GLM | agregado | PA ~ Dc + Hab + Veg + Sus | 4 | 0.64 | 0.77 | 0.5 | 0.28 | 0.67 | 9.8 |
| <i>Pelecanus occidentalis</i> | GAM | agregado | PA ~ Lon:Lat + Hab + Veg + Sus + Dc + Dp | 6 | 0.76 | 0.81 | 0.72 | 0.53 | 0.84 | 29 |
| <i>Egretta rufescens</i> | GLM | puntual | PA ~ Dc + Lon:Lat + Dp | 2 | 0.97 | 0 | 1 | 0 | 0.61 | 2 |
| <i>Egretta rufescens</i> | GAM | puntual | PA ~ Lon:Lat | 1 | 0.97 | 0 | 1 | 0 | 0.62 | 2.4 |
| <i>Egretta rufescens</i> | GLM | agregado | PA ~ Hab + Veg + Dc | 3 | 0.72 | 0.52 | 0.81 | 0.35 | 0.76 | 15.4 |
| <i>Egretta rufescens</i> | GAM | agregado | PA ~ Veg + Dc | 2 | 0.72 | 0.52 | 0.82 | 0.35 | 0.74 | 14 |
| <i>Larus occidentalis</i> | GLM | puntual | PA ~ Hab + Lon:Lat + Dp | 3 | 0.92 | 0 | 1 | 0 | 0.64 | 4 |
| <i>Larus occidentalis</i> | GAM | puntual | PA ~ Lon:Lat + Dc | 2 | 0.92 | 0 | 1 | 0 | 0.67 | 6 |
| <i>Larus occidentalis</i> | GLM | agregado | PA ~ Lon:Lat + Hab + Dp | 3 | 0.64 | 0.83 | 0.38 | 0.23 | 0.67 | 7 |
| <i>Larus occidentalis</i> | GAM | agregado | PA ~ Lon:Lat + Hab + Sus | 3 | 0.7 | 0.82 | 0.54 | 0.37 | 0.76 | 17.5 |
| <i>Larus heermanni</i> | GLM | puntual | PA ~ Lon:Lat + Dp + Dc + Veg | 4 | 0.98 | 0 | 1 | 0 | 0.79 | 13 |
| <i>Larus heermanni</i> | GAM | puntual | PA ~ Lon:Lat + Dp | 2 | 0.98 | 0 | 1 | 0 | 0.85 | 20 |
| <i>Larus heermanni</i> | GLM | agregado | PA ~ Hab + Sus + Lon:Lat | 3 | 0.81 | 0.22 | 0.96 | 0.25 | 0.78 | 18 |
| <i>Larus heermanni</i> | GAM | agregado | PA ~ Lon:Lat + Hab + Sus + Veg + Dc + Dp | 6 | 0.88 | 0.61 | 0.95 | 0.6 | 0.92 | 49.6 |
| <i>Larus delawarensis</i> | GLM | puntual | PA ~ Dp + Veg | 2 | 0.98 | 0 | 1 | 0 | 0.73 | 7 |
| <i>Larus delawarensis</i> | GAM | puntual | PA ~ Lon:Lat + Dc + Sus | 3 | 0.98 | 0 | 1 | 0 | 0.84 | 16 |
| <i>Larus delawarensis</i> | GLM | agregado | PA ~ Dp + Lo:La + Dc + Hab | 3 | 0.85 | 0 | 1 | 0 | 0.68 | 6 |
| <i>Larus delawarensis</i> | GAM | agregado | PA ~ Dp + Lo:La | 2 | 0.85 | 0.05 | 0.99 | 0.07 | 0.77 | 15 |
| <i>Thalasseus elegans</i> | GLM | puntual | PA ~ Hab + Veg | 2 | 0.98 | 0 | 1 | 0 | 0.58 | 0.75 |
| <i>Thalasseus elegans</i> | GAM | puntual | PA ~ Lon:Lat | 1 | 0.98 | 0 | 1 | 0 | 0.7 | 5 |
| <i>Thalasseus elegans</i> | GLM | agregado | PA ~ Hab + Dp | 2 | 0.77 | 0 | 1 | 0 | 0.58 | 4 |
| <i>Thalasseus elegans</i> | GAM | agregado | PA ~ Lon:Lat + Dp + Dc | 2 | 0.77 | 0.02 | 0.99 | 0.03 | 0.73 | 15.1 |
| <i>Sternula antillarum</i> | GLM | puntual | PA ~ Hab + Dp | 1 | 0.99 | 0 | 1 | 0 | 0.74 | 6 |
| <i>Sternula antillarum</i> | GAM | puntual | PA ~ Lon:Lat + Hab | 2 | 0.99 | 0 | 1 | 0 | 0.81 | 9 |
| <i>Sternula antillarum</i> | GLM | agregado | PA ~ Dp + Lon:Lat + Hab | 3 | 0.92 | 0 | 1 | 0 | 0.78 | 13 |
| <i>Sternula antillarum</i> | GAM | agregado | PA ~ Lon:Lat + Hab | 2 | 0.92 | 0 | 1 | 0 | 0.84 | 20 |

Continúa...

| Especie | modelo | escala | modelo mínimo adecuado | # de var. utilizadas | PCC | Sen. | Esp. | K | AUC | dev. exp (%) |
|-------------------------|--------|----------|---|----------------------|------|------|------|-------------|-------------|--------------|
| <i>Limosa fedoa</i> | GLM | puntual | PA ~ Dp + Veg + Dc + Sus | 4 | 0.9 | 0 | 1 | 0 | 0.6 | 2 |
| <i>Limosa fedoa</i> | GAM | puntual | PA ~ Lon:Lat + Hab | 2 | 0.9 | 0 | 1 | 0 | 0.64 | 4 |
| <i>Limosa fedoa</i> | GLM | agregado | PA ~ Hab + Sus + Dp | 3 | 0.61 | 0.8 | 0.42 | 0.22 | 0.66 | 9 |
| <i>Limosa fedoa</i> | GAM | agregado | PA ~ Lon:Lat + Hab + Sus + Veg | 5 | 0.75 | 0.79 | 0.7 | 0.5 | 0.81 | 21.3 |
| <i>Calidris mauri</i> | GLM | puntual | PA ~ Hab + Lon:Lat + Dc | 3 | 0.98 | 0 | 1 | 0 | 0.64 | 2.4 |
| <i>Calidris mauri</i> | GAM | puntual | PA ~ Lon:Lat + Dp + Veg | 3 | 0.98 | 0 | 1 | 0 | 0.72 | 8.5 |
| <i>Calidris mauri</i> | GLM | agregado | PA ~ Veg | 1 | 0.76 | 0 | 1 | 0 | 0.64 | 5 |
| <i>Calidris mauri</i> | GAM | agregado | PA ~ Lon:Lat + Veg + Dp | 3 | 0.82 | 0.4 | 0.94 | 0.41 | 0.85 | 29.6 |
| <i>Calidris alba</i> | GLM | puntual | PA ~ Hab | 1 | 0.98 | 0 | 1 | 0 | 0.55 | 0.88 |
| <i>Calidris alba</i> | GAM | puntual | PA ~ Lon:Lat + Veg + Dp + Dc | 4 | 0.98 | 0 | 1 | 0 | 0.71 | 6 |
| <i>Calidris alba</i> | GLM | agregado | PA ~ Dc + Hab | 2 | 0.74 | 0 | 1 | 0 | 0.65 | 7 |
| <i>Calidris alba</i> | GAM | agregado | PA ~ Lon:Lat + Hab + Sus | 3 | 0.74 | 0.15 | 0.94 | 0.13 | 0.78 | 18 |
| <i>Calidris canutus</i> | GLM | puntual | PA ~ Lon:Lat | 1 | 0.99 | 0 | 1 | 0 | 0.7 | 6.5 |
| <i>Calidris canutus</i> | GAM | puntual | PA ~ Lon:Lat + Dp | 2 | 0.99 | 0 | 1 | 0 | 0.98 | 42 |
| <i>Calidris canutus</i> | GLM | agregado | PA ~ 1 (No hay var. sig.) | 0 | 0.98 | 0 | 1 | 0 | 0.5 | NA |
| <i>Calidris canutus</i> | GAM | agregado | PA ~ Dc | 1 | 0.98 | 0 | 1 | 0 | 0.72 | 20 |

Nota: Resumen de modelos construidos en función de la presencia/ausencia junto con sus evaluaciones. Escala - puntual o agregado, PA- Presencia/Ausencia, Lo;La- Longitud-Latitud, Dp- Distancia pueblo, Dc- Distancia a campamentos, Veg- Vegetación, Hab- Hábitat, Sus- Sustrato,. PCC - Porcentaje Correctamente Clasificado, Sen- Sensibilidad, Esp- Especificidad, K- Estadístico de Kappa, AUC- Área debajo la Curva, dev.exp (%)- Devianza explicada. Se muestran los modelos en orden, de las variables más importantes que contribuyeron con el modelo (**resaltado**) a las que contribuyeron menos. También se resalta K y AUC de los modelos que se desempeñaron adecuadamente.

7. 6 Comparación de modelos GLM y GAM por especie

ANSERIFORMES

Modelo de densidad de *Branta bernicla*

De acuerdo a la evaluación realizada a los modelos construidos (GLM-GAM puntuales, GLM-GAM agregados) los valores de correlación más altos entre lo observado y lo predicho, los obtuvo el modelo GAM agregado, con un valor de correlación de 0.99 (Tabla III).

Construcción del modelo

En la Tabla V se muestra el proceso de construcción del modelo mínimo adecuado que describe las densidades de *B. bernicla*. En esta Tabla de análisis de devianza se aprecia que la inclusión de una nueva variable en el modelo más simple disminuye significativamente la devianza residual y por lo tanto la devianza explicada aumenta. Es por esto, que los estadísticos de prueba aplicados en los modelos construidos indican que cuatro variables predictivas tienen un efecto importante en las densidades de *B. bernicla*. En este caso las variables restantes aumentan los grados de libertad y no aumentan significativamente la devianza explicada por lo que no se contemplaron en el modelo final. De tal manera que el modelo quedó expresado de la siguiente manera:

$$Densidad = \alpha + f_1 Lon, Lat + f_2 Hábitat + f_3 Dpueblo + Vegetación \quad (5)$$

Donde *Densidad* es la densidad de *B. bernicla* estimada por el modelo que incluye los predictores con su f_n función suavizadora

Tabla V. Análisis de devianza del modelo GAM agregado (densidad) de *B. bernicla*.

| Modelo | g.l. res | dev. res | Δ dev. | dev (%) | valor de p (prueba X^2) |
|----------------------------|---------------|-------------|---------------|-------------|---------------------------------|
| ~1 (modelo nulo) | 340 | 117415 | | 0 | |
| + f_1 (Lon.025, Lat.025) | 317.94 | 50366 | 67049 | 57.1 | <2.20E-16 |
| + Hábitat | 313.7 | 21301 | 29066 | 81.9 | <2.20E-16 |
| + f_2 (Dpueblo) | 309.73 | 9293 | 12007 | 92.2 | <2.20E-16 |
| + Vegetación | 306.05 | 4118 | 5175 | 96.5 | <2.20E-16 |
| +Sustrato | 306.58 | 2866 | 1252 | 97.6 | *** |
| + f_3 (Dcamp) | 307.47 | 2814 | 52 | 97.6 | *** |

Nota: g.l. - res-grados de libertad residuales, dev.res. - devianza residual, Δ dev. - cambios en la devianza residual, dev (%). - devianza explicada por el modelo, valor de p , nivel de significancia. ***nótese que la probabilidad de los últimos factores no aparece puesto que los grados de libertad aumenta.

La variable que más peso tuvo fue la interacción de la longitud y latitud así como el hábitat y la distancia al pueblo. El modelo mínimo adecuado explica el 96.5 % de la devianza total.

Descripción del modelo de densidad

Las gráficas de dependencia parcial del modelo muestran que la variable espacial (la interacción de la longitud y latitud) sugiere que las densidades altas se encuentran en la sección de canales de Santo Domingo, el estero La Florida, en la zona Norte de Boca de la Soledad, aunque también se puede apreciar una pequeña porción con densidades altas cerca de Puerto alcatraz (en rojo) así como densidades medias al Este de Puerto Magdalena (en naranja) y las densidades bajas fueron en la mayor parte de Bahía Magdalena (en amarillo)(Figura 10A). La distancia al pueblo mostró incremento en las densidades conforme aumenta la distancia (Figura 10B), alcanzando un óptimo alrededor de los 15,000 m. Con respecto al tipo de hábitat, las mayores densidades se observaron en aguas someras, seguido de manglares y marismas, mientras que las menores se

encontraron en aguas profundas y playa (Figura 10C). Aunque se estimaron altas densidades en zonas sin vegetación (Figura 10D) los pastos marinos seguidos de las herbáceas halófilas obtuvieron las densidades más altas y los diferentes tipos de manglar la densidad más baja.

Interpolación espacial de la densidad de *B. bernicla*

Utilizando los coeficientes del modelo mínimo adecuado se realizaron predicciones espaciales de las densidades de *B. bernicla* en el área de estudio, después se aplicó el método (IDW) de la interpolación espacial. En la Figura 11 se muestra las mayores densidades en el canal de Santo Domingo, principalmente en La Florida y en las secciones aledañas a la boca de la Soledad (Estero Sta. Elenita). El modelo también predice densidades altas en el estero San Buto y Estero el Chisguete. Aunque el modelo GLM no desempeño tan bien como el GAM sus predicciones espaciales concuerdan.

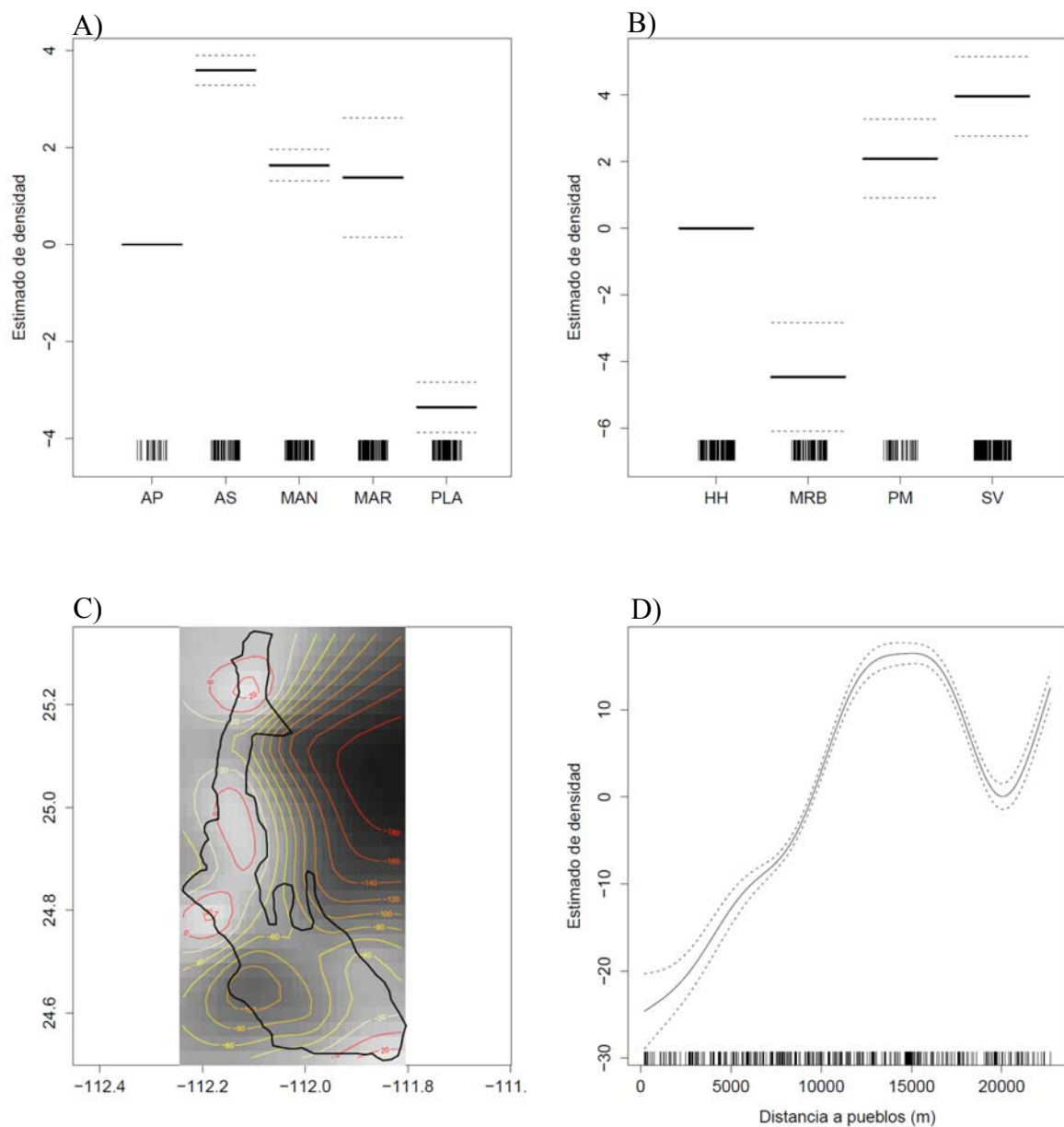


Figura 10. Densidad de *B. bernicla* en relación con las variables predictivas del modelo GAM agregado (eje y está en escala del predictor lineal). Líneas punteadas= error estándar. **A)** INTERACCIÓN LONGITUD, LATITUD valores altos en rojo, valores medios en naranja, valores bajos en amarillo, **B)** DISTANCIA A PUEBLOS (m), **C)** HÁBITAT, AP=Aguas profundas, AS =Aguas someras, MAN=Manglar, MAR=Marisma, PLA=Playa, **D)** VEGETACIÓN, HH= Herbáceas halófilas, MRB= Mangle Rojo y Blanco, PM=Pastos marinos, SV=Sin Vegetación.

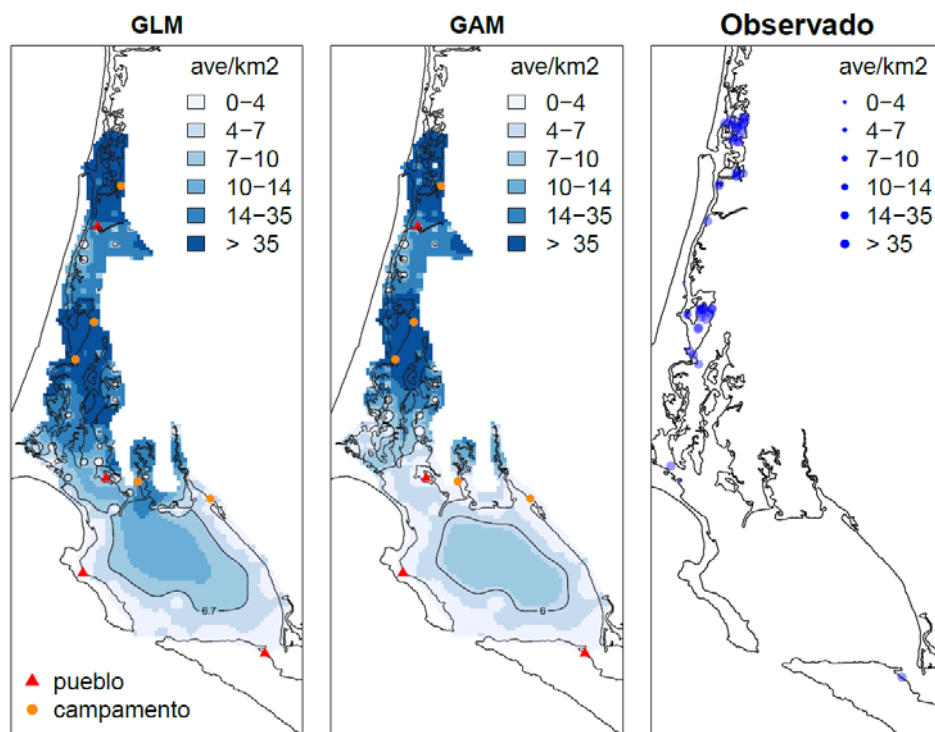


Figura 11. Mapa de estimados de la densidad de *B. bernicla* con GLM y GAM agregados.

Modelos de presencia/ausencia de *Branta bernicla*

El modelo que mejor se desempeñó de entre los cuatro modelos construidos fue GAM agregado, con un porcentaje de clasificación correcto de 93%, una clasificación de 36% distinta al azar y un AUC de 0.97 (Tabla IV).

Construcción del modelo

La Tabla VI muestra el proceso de construcción para llegar al modelo mínimo adecuado que describe la presencia/ausencia de *B. bernicla*. Se observa que la inclusión de una variable al modelo más simple (modelo nulo) disminuye la devianza significativamente y el porcentaje de devianza explicada aumenta. Los estadísticos de prueba demuestran que cuatro variables fueron importantes para GAM, las cuales tienen un efecto fuerte sobre la ocurrencia de *B. bernicla*. El modelo final queda expresado de la siguiente manera:

$$PA = \alpha + f_1 Dcamp + f_2 Lon, Lat + Habitat + f_3 Dpueblo \quad (6)$$

Donde PA es la presencia/ausencia de *B. bernicla* estimada por el modelo que incluye los predictores y f_n la función suavizadora.

Tabla VI. Análisis de devianza del modelo GAM agregado (presencia/ausencia) de *B. bernicla*.

| Modelo | g.l. res | dev. res | Δ dev. | dev (%) | valor de p (prueba X^2) |
|------------------------------------|---------------|-------------|---------------|-------------|---------------------------------|
| ~1 (modelo nulo) | 340 | 183.8 | | 0 | |
| + f_1 (Dcamp) | 334.10 | 154.1 | 29 | 16.1 | 4.254E-05 |
| + f_2 (Lon.025, Lat.025) | 332.14 | 139.3 | 14.89 | 24.2 | 0.0005510 |
| +Hábitat | 328.37 | 123.6 | 15.6 | 32.7 | 0.0029036 |
| + f_3(Dpueblo) | 319.98 | 91.7 | 31.9 | 50.1 | 0.0001294 |
| +Vegetación | 316.54 | 89 | 2.638 | 51.3 | 0.5274801 |
| + Sustrato | 314.75 | 86.46 | 2.632 | 53 | 0.2310045 |

Nota: g.l. - res-grados de libertad residuales, dev.res. - devianza residual, Δ dev. - cambios en la devianza residual, dev (%). - devianza explicada por el modelo, valor de p, nivel de significancia.

Descripción del modelo de presencia/ausencia

Los gráficos de dependencia parcial del modelo se muestran que la variable espacial que las densidades son altas a moderadas en los canales de Santo Domingo (en rojo y naranja) y con ocurrencias bajas en el Norte de Bahía Magdalena (Figura 12A). La distancia al campamento no mostró tendencia en sus probabilidades sino hasta los 15000 m donde los valores empiezan a decrecer abruptamente, sin embargo, deben tomarse con cuidado los resultados después de este valor de referencia, puesto que el número de observaciones es limitado a estas distancias (Figura 12B). La distancia a los pueblos adquiere un patrón de "m", donde la probabilidad de ocurrencia aumenta hasta los 5000m, y esta decrece hasta los 10000 (Figura 12C). El hábitat mostró las ocurrencias más altas en aguas someras seguido de marismas y aguas profundas, aunque este valor debe considerarse con cautela puesto que posee pocas observaciones en este ambiente), con su mínimo en playa (Figura 12D).

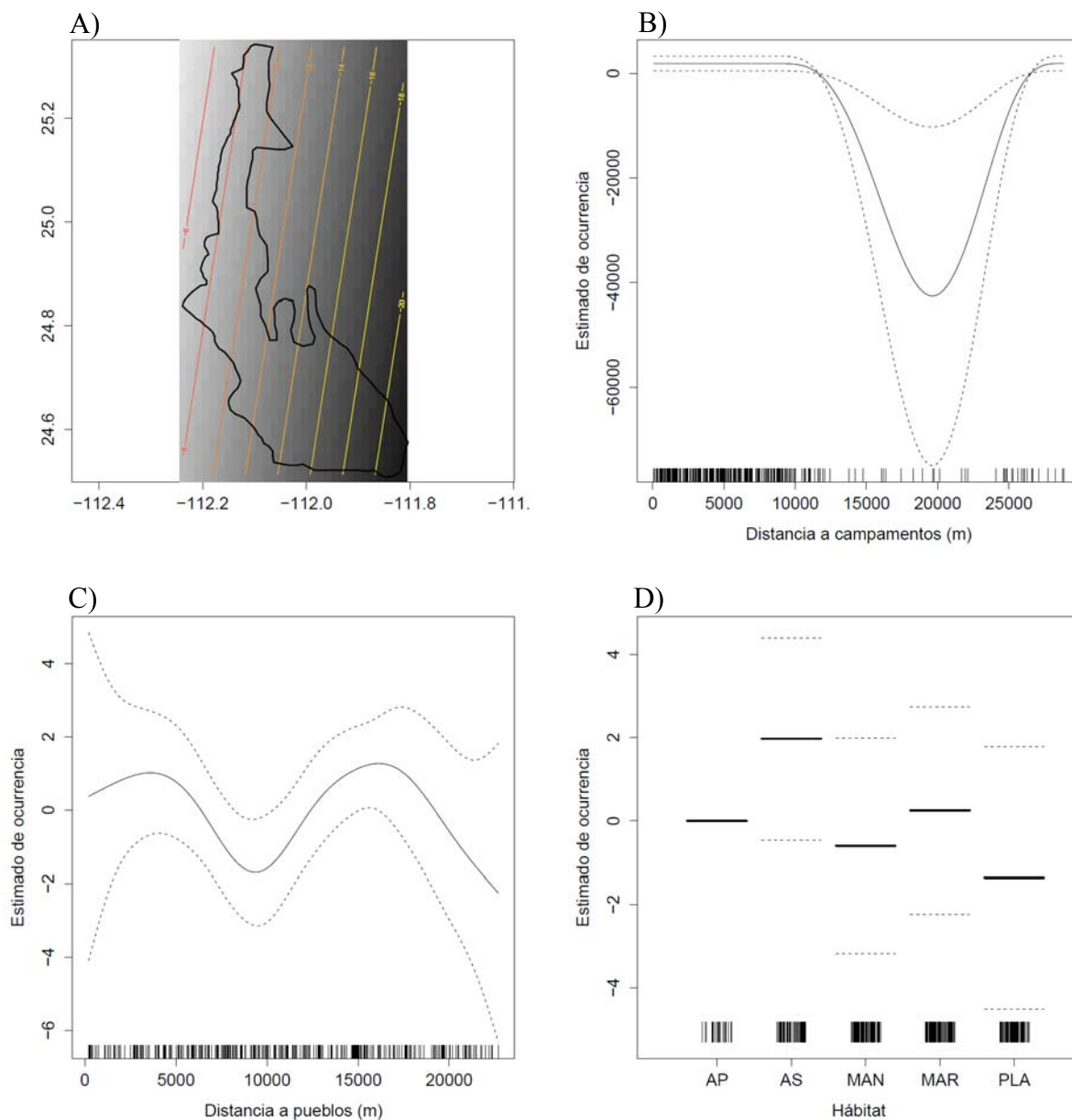


Figura 12. Presencia/Ausencia de *B. bernicla* en relación con las variables predictivas del modelo GAM agregado. (eje y está en escala del predictor lineal). Líneas punteadas= error estándar. **A)** INTERACCIÓN LONGITUD, LATITUD valores altos en rojo, valores medios en naranja, valores bajos en amarillo, **B)** DISTANCIA A CAMPAMENTOS (m) **C)** DISTANCIA A PUEBLOS (m) **D)** HÁBITAT, AP=Aguas profundas, AS =Aguas someras, MAN=Manglar, MAR=Marisma, PLA=Playa.

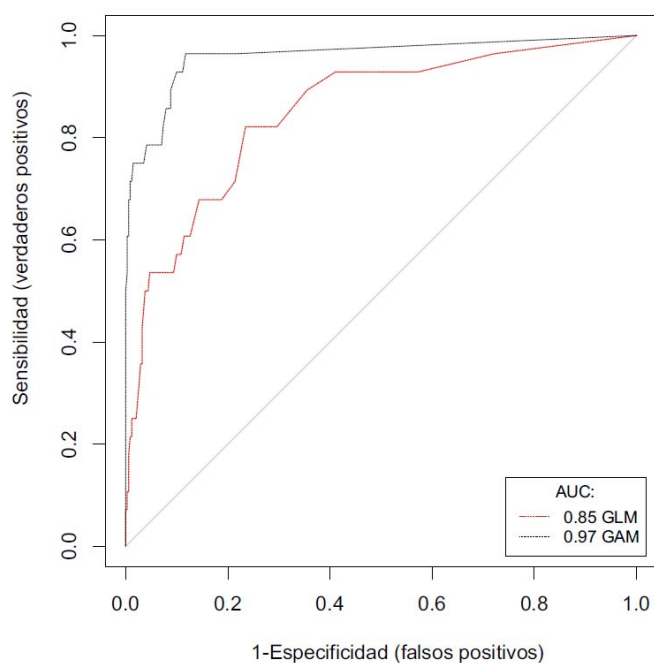


Figura 13. Característica Operativa del Receptor de los modelos GLM y GAM agregados de *B. bernicla*.

La evaluación del desempeño de los modelos agregados GLM y GAM se hizo mediante una gráfica de Característica Operativa del Receptor (ROC) indicando que el modelo GAM agregado tiene un mejor desempeño con una clasificación de 0.97 distinto al azar. El modelo GLM a pesar de obtener un valor considerable de AUC, su valor de Kappa es bajo (0.25) (Figura13, Tabla IV).

Interpolación espacial de la presencia/ausencia de *B. bernicla*

Utilizando los coeficientes del modelo mínimo adecuado se realizaron las predicciones espaciales de la presencia/ausencia de *B. bernicla* en el área de estudio, posteriormente se aplicó la interpolación espacial (IDW). La Figura 14 muestra el mapa que indica que las mayores probabilidades de ocurrencia para esta especie se localizan con un intervalo que va desde un 22% en las secciones

de canales de Santo hasta un 67 % en el Norte del Estero La Florida. Se puede observar un 22-33% en el canal al Sur del Estero Las Tijeras. También se encuentra otro punto con una probabilidad de ocurrencia del 44-56 % al Norte de la Boca de La Soledad. Aunque el modelo GLM no tuvo desempeño tan bueno (Figura 14) como el GAM, sus predicciones espaciales concuerdan.

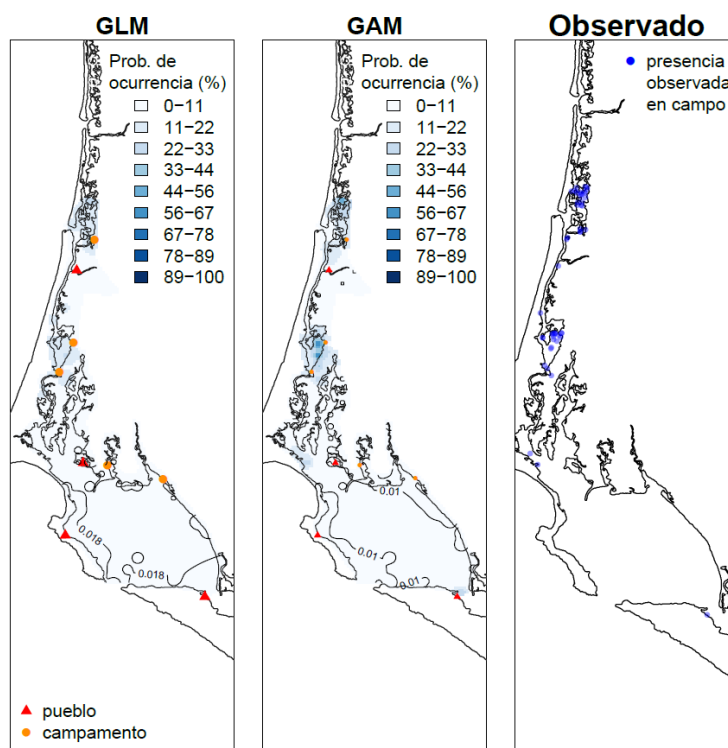


Figura 14. Mapa de probabilidad de ocurrencia (%) de *B. bernicla* con GLM y GAM.

SULIFORMES

Modelos de densidad de *Phalacrocorax auritus*.

De cuatro modelos construidos sobre densidad (GLM, GAM puntuales y GLM, GAM agregados) los que mejor se desempeñaron fueron los agregados con una correlación entre valores observados y los predichos de 0.84 para el GLM y 0.98 para el GAM (Tabla III).

Construcción del modelo

En la Tabla VII se muestra el proceso de construcción para llegar al modelo mínimo adecuado que describe las densidades de *P. auritus*. Se observa que al agregar una variable al modelo más simple (modelo nulo) la devianza decrece significativamente y el porcentaje de devianza explicada aumenta. Los estadísticos de prueba demuestran que las seis variables son importantes para GLM (7) y cinco para GAM (8) las cuales tienen un efecto importante en la densidad de *P. auritus*. Los modelos finales quedan expresados de la siguiente manera:

$$\text{Densidad} = \alpha + \beta_1 \text{Hábitat} + \beta_2 \text{Lon, Lat} + \beta_3 \text{Dpueblo} + \beta_4 \text{Sustrato} + \beta_5 \text{Vegetación} + \beta_6 \text{Dcamp} \quad (7)$$

$$\text{Densidad} = \alpha + f_1 \text{Lon, Lat} + \text{Hábitat} + \text{Sustrato} + \text{Vegetación} + f_2 \text{Dpueblo} \quad (8)$$

Donde *Densidad* es la densidad de *P. auritus* estimada por los modelos que incluyen las variables predictoras. f_n y su función suavizadora.

Tabla VII. Análisis de devianza del modelo GLM y GAM agregado (densidad) de *P. auritus*.

| Modelo | g.l. res | dev. res | Δ dev. | dev (%) | valor de p (prueba X^2) |
|------------------------------------|---------------|--------------|---------------|--------------|---------------------------------|
| GLM (agregado) | | | | | |
| ~1 (modelo nulo) | 365 | 503075 | | 0 | |
| + Hábitat | 359 | 231567 | 271508 | 51 | <2.20E-16 |
| + Lon.025, Lat.025 | 358 | 105951 | 125617 | 78.2 | <2.20E-16 |
| + Dpueblo | 357 | 94824 | 11126 | 80.8 | <2.20E-16 |
| + Sustrato | 355 | 92806 | 2018 | 81.2 | <2.20E-16 |
| +Vegetación | 352 | 91684 | 1122 | 81.6 | <2.20E-16 |
| +Dcamp | 351 | 91676 | 8 | 81.61 | 0.004146 |
| Modelo | g.l. res | dev. res | Δ dev. | dev (%) | valor de p (prueba X^2) |
| GAM (agregado) | | | | | |
| ~1 (modelo nulo) | 370 | 504534 | | 0 | |
| + f_1 (Lon.025,Lat.025) | 344.21 | 85136 | 419398 | 83.1 | <2.20E-16 |
| +Hábitat | 337.57 | 34028 | 51108 | 93.3 | <2.20E-16 |
| + Sustrato | 334.54 | 32339 | 1689 | 93.6 | <2.20E-16 |
| + Vegetación | 330.53 | 32217 | 122 | 93.9 | <2.20E-16 |
| + f_2(Dpueblo) | 328.61 | 30775 | 1442 | 94 | <2.20E-16 |
| + f_3 (Dcamp) | 329.57 | 27713 | 3062 | | |

Nota: g.l. - res-grados de libertad residuales, dev.res. - devianza residual, Δ dev. - cambios en la devianza residual, dev (%). - devianza explicada por el modelo, valor de p , nivel de significancia.

La variable que más peso tuvo para ambos casos, fue el Hábitat y la interacción de la longitud y latitud aunque en GLM la distancia a pueblos apoyó con un decremento significativo en la devianza. El modelo mínimo adecuado GLM explica el 81.6 % y el GAM un 94 % de la devianza total.

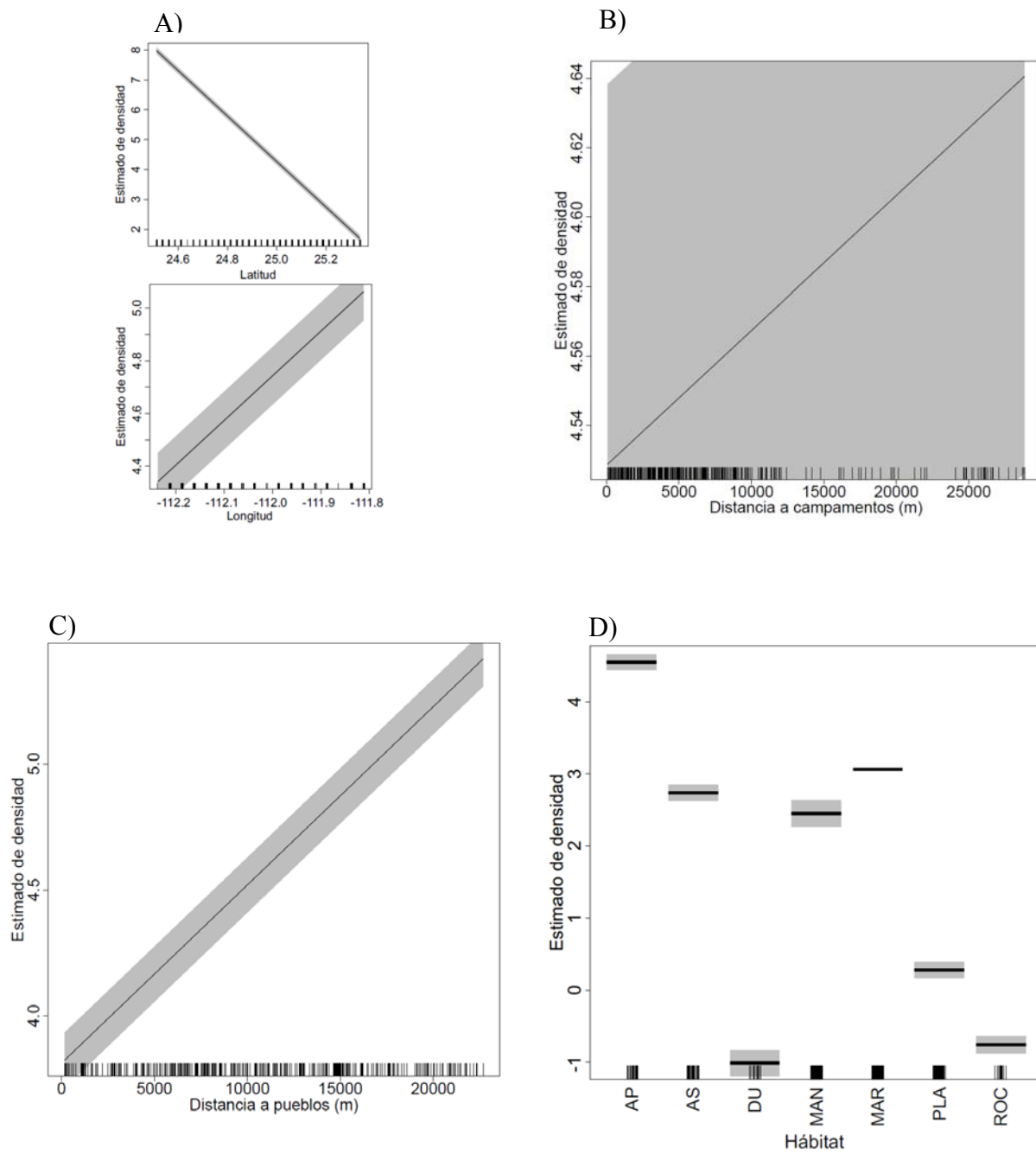
Descripción del modelo de densidad

Los gráficos de dependencia parcial obtenidos de los modelos descritos muestran que la variable espacial de la interacción longitud y latitud tiene patrones opuestos,

es decir al disminuir la longitud la densidad aumenta y viceversa para la latitud (Figura 15A). Para el caso del modelo GAM sugiere valores de densidad de moderados a altos en la mayor parte de Bahía Magdalena (rojo-naranja) (Figura 16A). En las variables antropogénicas se observaron dos patrones. Para GLM la densidad de los campamentos pesqueros y de los pueblos se incrementa conforme la distancia aumenta (Figura 15B, C) mientras que para GAM, la densidad decrece conforme la distancia de los pueblos aumenta (Figura 16B). En el tipo de hábitat se observó valores altos en aguas profundas seguido de marismas y manglar (Figura 15D, Figura 16C). Para la vegetación los valores estimados más altos fueron zonas sin vegetación, seguido de la vegetación de herbáceas halófilas (Figura 15E) mientras que para los GAM en la vegetación con herbáceas halófilas seguido de zonas sin vegetación (Figura 16D). El resto de los grupos de vegetación en ambos modelos tuvieron estimados similares y moderados (Figura 15E, Figura 16D). En el sustrato, la mayor densidad tanto en GLM como en GAM, fue en sustrato con roca, y el más bajo en lodo (Figura 15F, Figura 16E).

Interpolación espacial de la densidad de *P. auritus*

Para las predicciones espaciales de las densidades se utilizaron los coeficientes del modelo mínimo adecuado. Posteriormente, se aplicó interpolación espacial (IDW). Los modelos agregados (Figura 17) de la especie *P. auritus* mostraron las densidades más altas al Norte de Bahía Magdalena, la Boca de Entrada de Bahía Magdalena, Puerto Alcatraz, el Canal de la Gaviota, Estero Salinas. Tanto GLM como GAM agregados mostraron patrones similares.



Continúa...

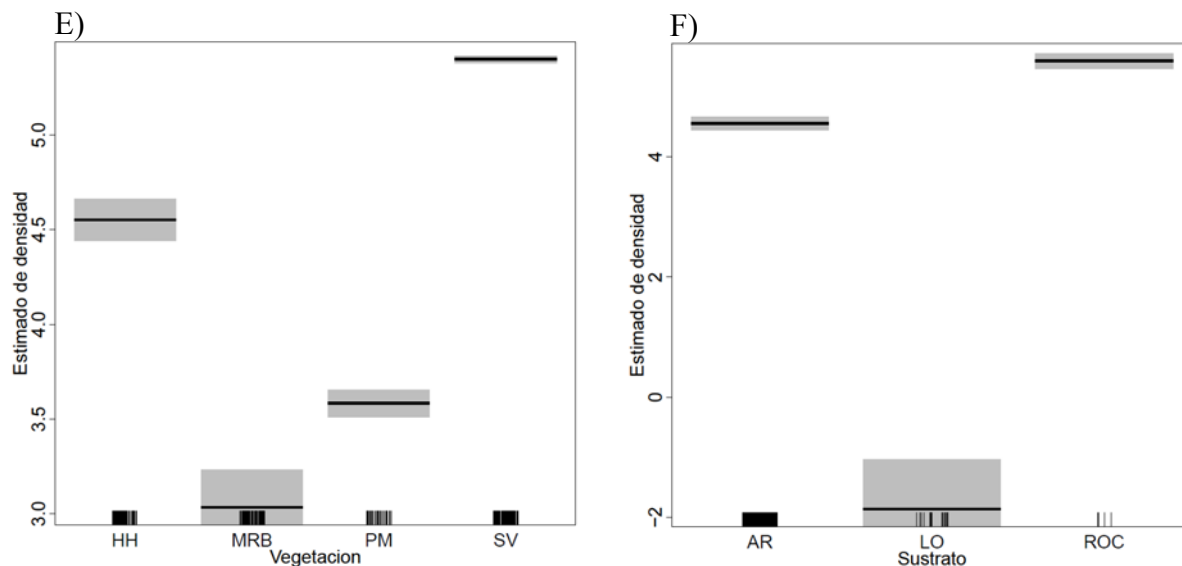
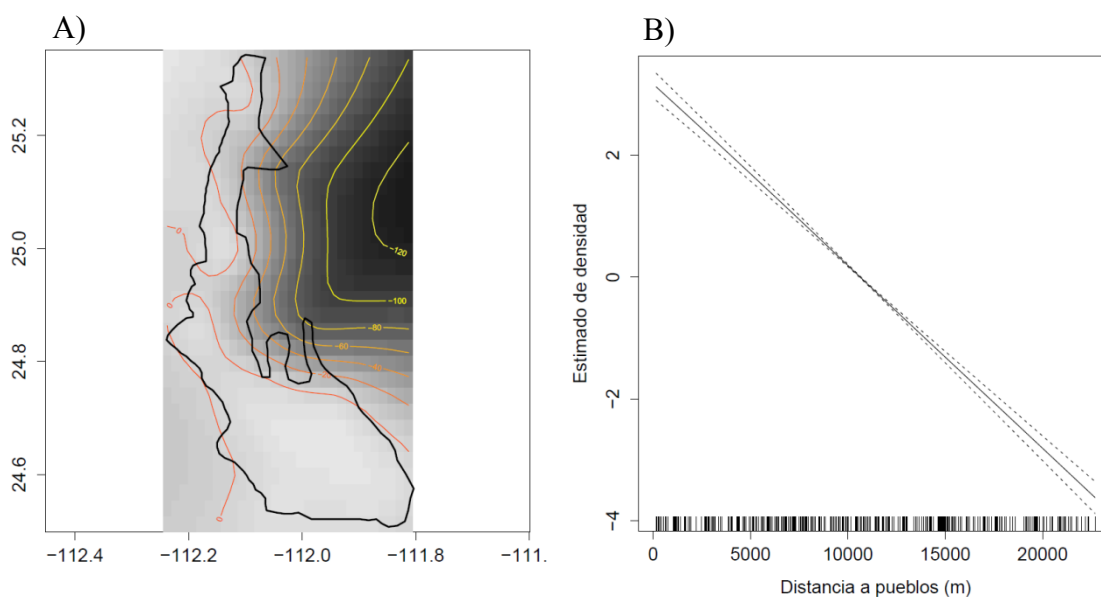


Figura 15. Densidad de *P. auritus* en relación con las variables predictivas del modelo GLM agregado (eje y está en escala del predictor lineal). Sombreado gris =error estándar. **A)** LONGITUD y LATITUD, **B)** DISTANCIA A CAMPAMENTOS (m), **C)** DISTANCIA A PUEBLOS (m), **D)** HÁBITAT, AP=Aguas profundas, AS =Aguas someras, AD=Dunas, MAN=Manglar, MAR=Marisma, PLA=Playa, ROC=Rocoso, **E)** VEGETACIÓN, HH= Herbáceas halófilas, MRB= Mangle Rojo y Blanco, PM=Pastos marinos, SV=Sin Vegetación, **F)** SUSTRATO, AR= Arena, GR= Grava, LO=Lodo, RO=Roca.



Continúa...

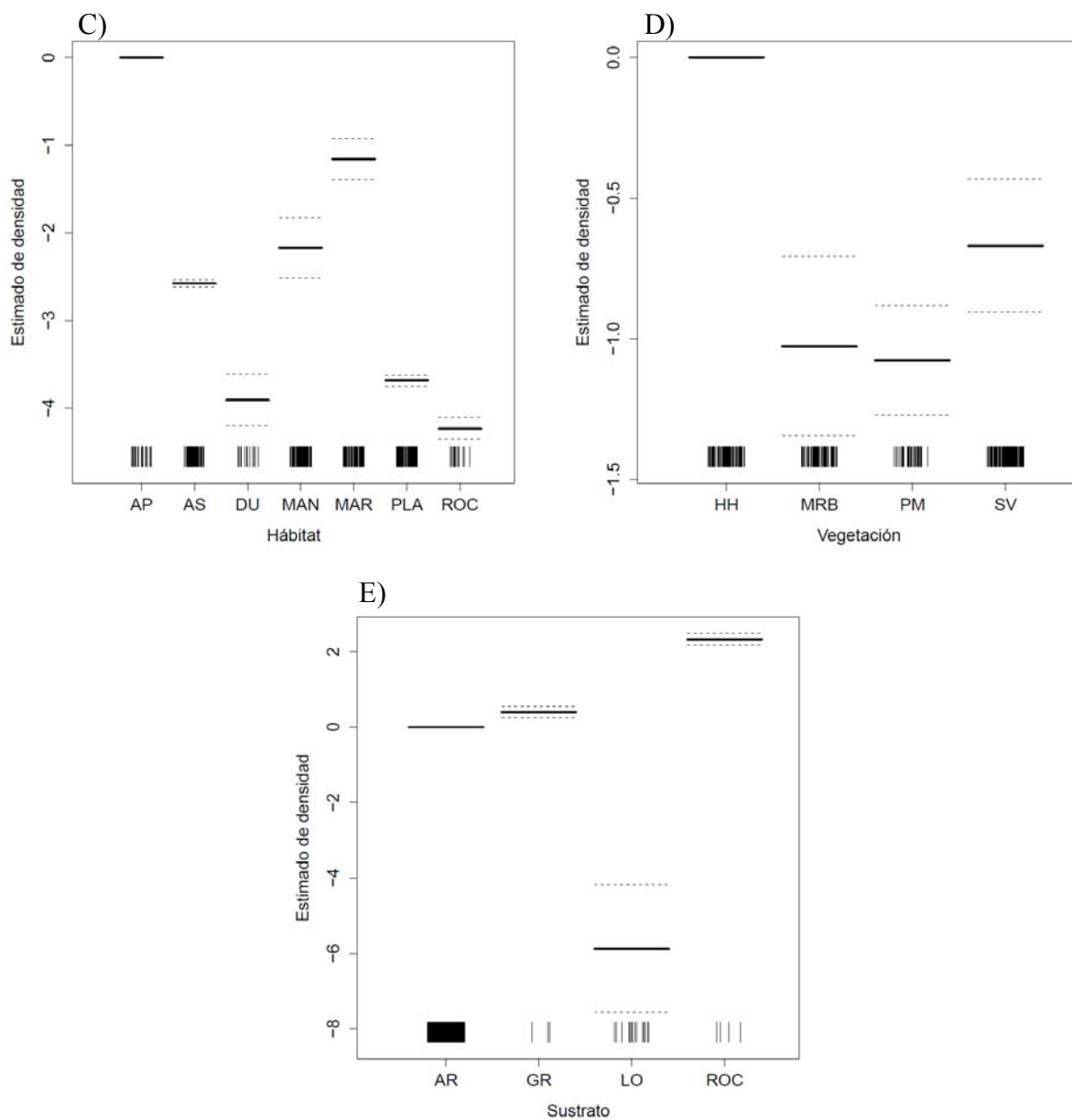


Figura 16. Densidad de *P. auritus* en relación con las variables predictivas del modelo GAM agregado. (eje y está en escala del predictor lineal). Líneas punteadas= error estándar. **A)** INTERACCIÓN LONGITUD, LATITUD valores altos en rojo, valores medios en naranja, valores bajos en amarillo, **B)** DISTANCIA A PUEBLOS (m), **C)** HÁBITAT, AP=Aguas profundas, AS =Aguas someras, AD=Dunas, MAN=Manglar, MAR=Marisma, PLA=Playa, ROC=Rocoso, **D)** VEGETACIÓN, HH=Herbáceas halófilas, MRB= Mangle Rojo y Blanco, PM=Pastos marinos, SV=Sin Vegetación, **E)** SUSTRATO, AR= Arena, GR= Grava, LO=Lodo, RO=Roca.

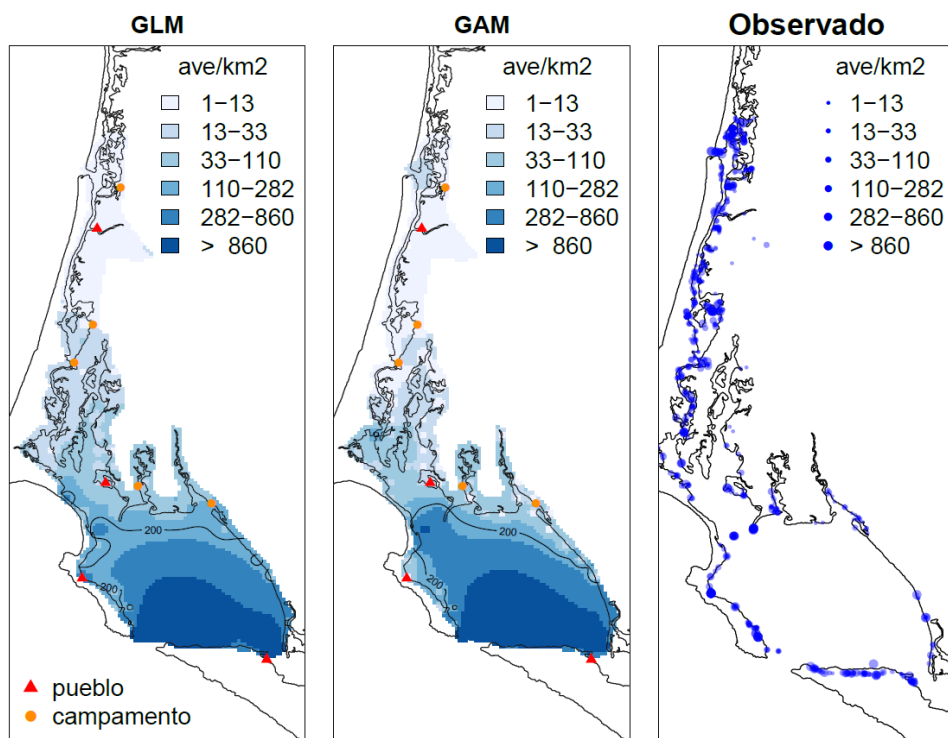


Figura 17. Mapas con valores estimados de la densidad de *P. auritus* con GLM y GAM.

Modelo de presencia/ausencia de *P. auritus*.

Con relación al desempeño de los modelos de presencia/ausencia, los mejores modelos fueron los de modalidad agregada. Aunque en su evaluación ambos presentaron valores cercanos en cuanto a sensibilidad y especificidad, e inclusive AUC, los valores de Kappa son mucho menores en el GLM, además de considerar que solo tuvo un 2% de devianza explicada (Tabla IV). El modelo GAM agregado obtuvo un porcentaje correctamente clasificado de 71% un valor de Kappa de 0.41 y un AUC de 0.79 (Tabla IV), además de una devianza explicada del 19.3%.

Construcción del modelo

En la Tabla VIII se muestra el proceso de construcción para llegar al modelo mínimo adecuado que describe la presencia/ausencia de *P. auritus*. Se observa que al agregar una variable al modelo más simple (modelo nulo) la devianza decrece significativamente y el porcentaje de devianza explicada aumenta. Los estadísticos de prueba demuestran que cinco variables importantes para GAM,

tienen un efecto importante sobre la ocurrencia de *P. auritus*. El modelo final queda expresado de la siguiente manera:

$$PA = \alpha + f_1 Lon, Lat + Hábitat + Sustrato + f_2 Dpueblo + f_3 Dcamp \quad (9)$$

Donde PA es la presencia/ausencia de *P. auritus* estimada por el modelo que incluye los predictores y f_n la función suavizadora

Tabla VIII. Análisis de devianza del modelo GAM agregado (presencia/ausencia) de *P. auritus*.

| Modelo | g.l. res | dev. res | Δ dev. | dev (%) | valor de p (prueba X^2) |
|-----------------------------------|---------------|---------------|---------------|-------------|---------------------------------|
| ~1 (modelo nulo) | 368.00 | 509.26 | | 0 | |
| + f_1 (Lon.025, Lat.025) | 360.00 | 468.03 | 41.234 | 8.1 | 1.88E-06 |
| +Hábitat | 351.84 | 441.11 | 26.922 | 13.4 | 0.000819 |
| + Sustrato | 347.26 | 430.62 | 10.487 | 15.4 | 0.048367 |
| + f_2 (Dpueblo) | 342.58 | 420.39 | 10.234 | 17.5 | 0.057156 |
| + f_3 (Dcamp) | 338.87 | 410.92 | 9.470 | 19.3 | 0.041243 |
| +Vegetación | 336.56 | 408.53 | 2.381 | 19.8 | 0.364484 |

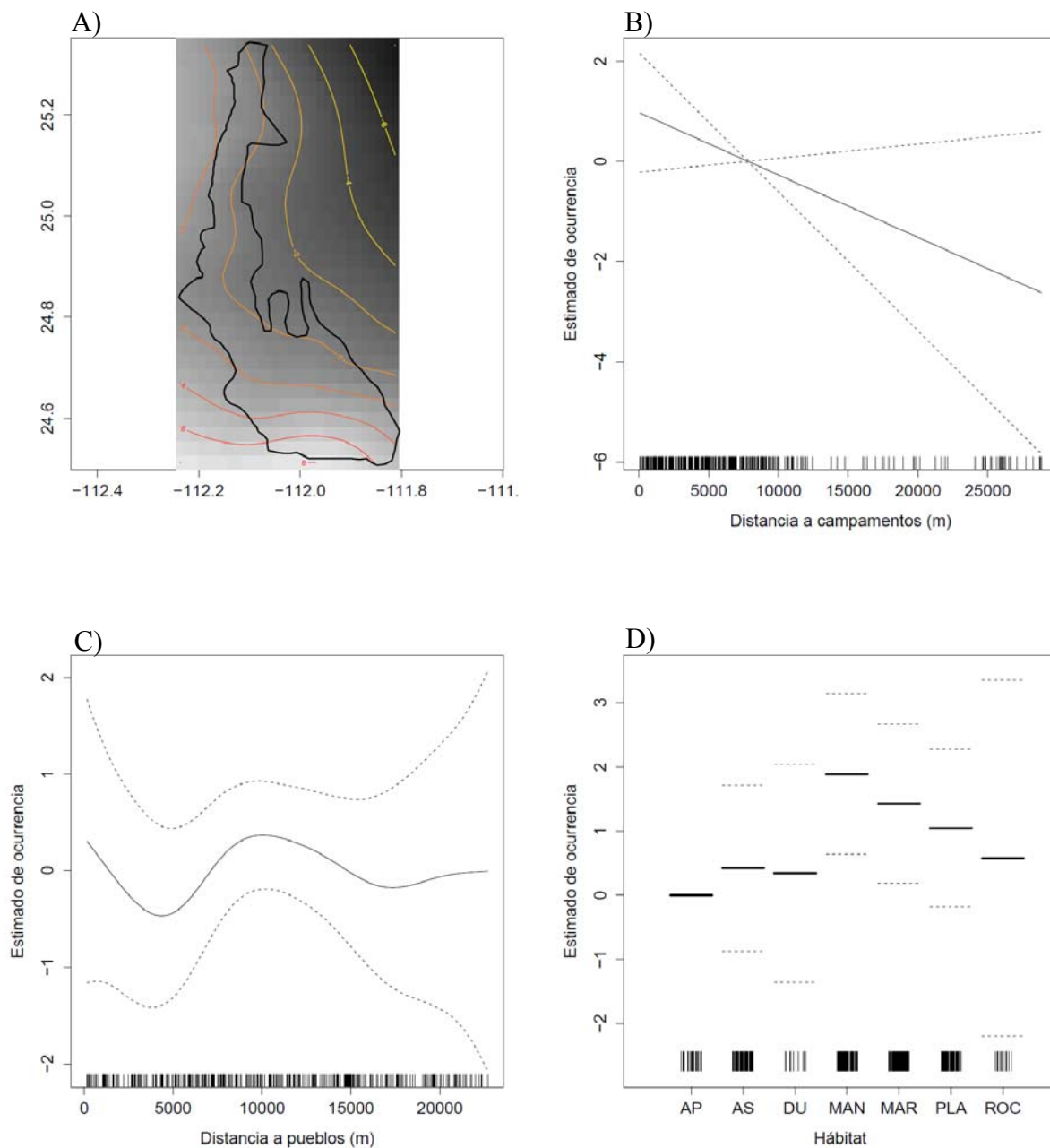
Nota: g.l. - res-grados de libertad residuales, dev.res. - devianza residual, Δ dev. - cambios en la devianza residual, dev (%). - devianza explicada por el modelo, valor de p , nivel de significancia.

La variable que más influyó en el modelo fue la interacción longitud, latitud y el hábitat. El modelo mínimo explica el 19.3 % de la devianza total

Descripción del modelo de presencia/ausencia

Las gráficas de dependencia parcial del modelo muestran que la probabilidad de ocurrencia de *P. auritus* en la variable espacial valores moderados en los canales de Santo Domingo (naranja) y aumenta en la zona Norte de la Bahía cerca de la boca de Entrada de Bahía Magdalena (en rojo) mientras que los bordes de la zona de estudio presentan las probabilidades más bajas (en amarillo) (Figura 18A). Las variables humanas presentan, en general, un decremento de la presencia al aumentar la distancia (Figura 18B, C). La ocurrencia de esta especie conforme a la distancia a los pueblos es alta cercana a los pueblos y se mantiene aún

alejados de estos. (Figura 18C). La mayor probabilidad de presencia de esta especie está influenciada por un hábitat de manglar seguido de marisma, ambientes de playa y roca (Figura 18D). El sustrato mantuvo valores similares pero su menor probabilidad se observó en grava (Figura 18E).



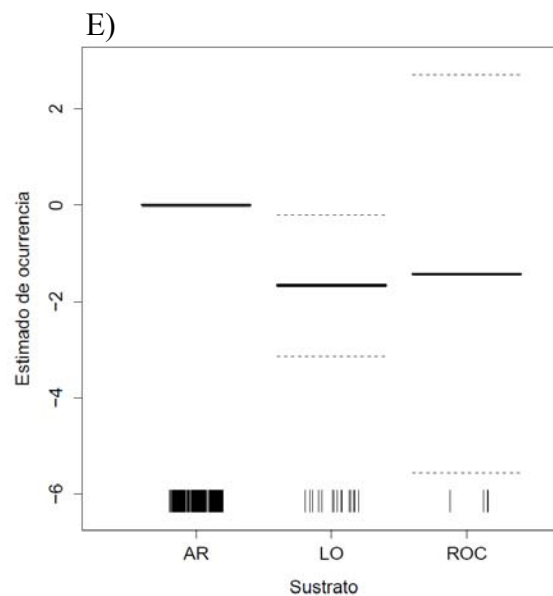


Figura 18. Presencia/Ausencia de *P. auritus* en relación con las variables predictivas del modelo GAM agregado. (eje y está en escala del predictor lineal). Líneas punteadas= error estándar. **A)** INTERACCIÓN LONGITUD, LATITUD valores altos en rojo, valores medios en naranja, valores bajos en amarillo, **B)** DISTANCIA A CAMPAMENTOS (m), **C)** DISTANCIA A PUEBLOS (m), **D)** HÁBITAT, AP=Aguas profundas, AS =Aguas someras, AD=Dunas, MAN=Manglar, MAR=Marisma, PLA=Playa, ROC=Rocoso, **E)** SUSTRATO, AR= Arena, LO=Lodo, RO=Roca.

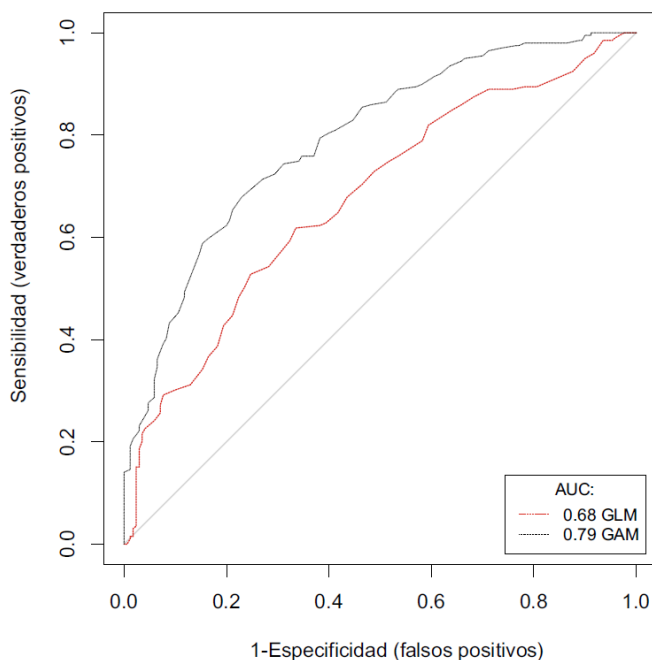


Figura 19. Característica Operativa del Receptor de los modelos GLM y GAM agregados de *P. auritus*.

En la Figura 19 se muestra la evaluación del desempeño de ambos modelos con una gráfica ROC (del inglés *receiver operating characteristic*) indicando que el modelo GLM se desempeña de manera pobre mientras que el GAM tiene un valor moderado de 0.79 de probabilidad de ocurrencia, diferente a una presencia azarosa.

Interpolación espacial de la presencia/ausencia de *P. auritus*

Los coeficientes obtenidos del modelo descrito se usaron para realizar las predicciones espaciales de la presencia/ausencia de la especie en el área de estudio, empleando la interpolación. El mapa obtenido indica (Figura 20) que la probabilidad de ocurrencia en casi toda la sección Sur (desde Puerto López hasta San Carlos y más al Sur del estero la Herradura) la probabilidad de ocurrencia es de aprox. el 56 % al 67 % mientras que aumenta a más del 78 % cerca de a la Boca de Entrada de Bahía Magdalena, Punta Belcher y Puerto Alcatraz. Aunque el modelo GLM no desempeño tan bien como el GAM sus predicciones espaciales concuerdan.

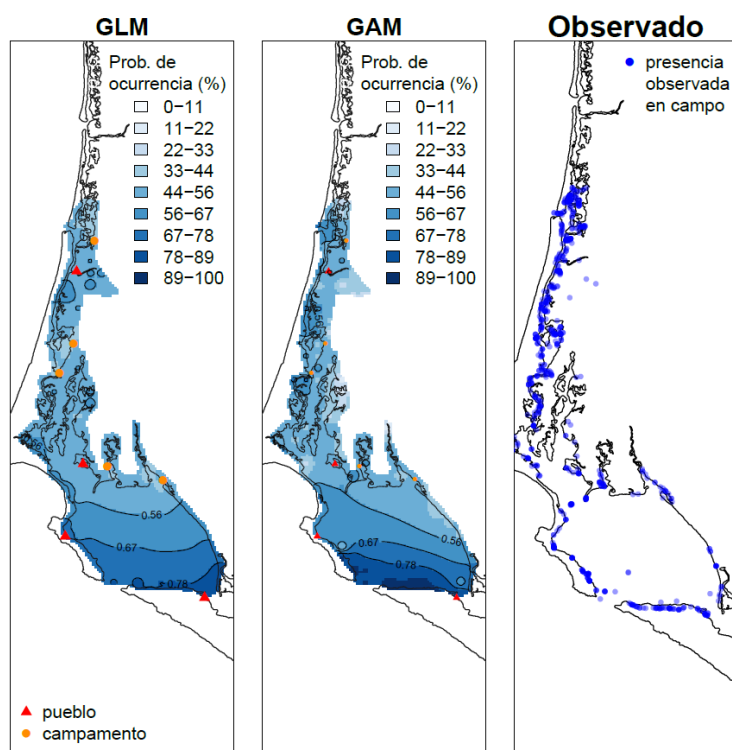


Figura 20. Mapa de probabilidad de ocurrencia (%) de *P. auritus* con GLM y GAM.

Modelos de densidad de *Phalacrocorax penicillatus*.

De los cuatro modelos construidos de densidad los que mejor se desempeñaron fueron los agregados con una correlación entre los valores observados y los predichos de 0.97 para el GLM y 0.99 para el GAM (Tabla III).

Construcción del modelo

En la Tabla IX se muestra el proceso de construcción para llegar al modelo mínimo adecuado que describe las densidades de *P. penicillatus*. Se observa que al agregar una variable al modelo más simple (modelo nulo) la devianza decrece significativamente y el porcentaje de devianza explicada aumenta. Los estadísticos de prueba demuestran que el modelo GLM (10) emplea cuatro variables con un efecto importante en la densidad de *P. penicillatus* mientras que GAM (11) utilizó cuatro. Los modelos finales quedan expresados de la siguiente manera:

$$\text{Densidad} = \alpha + \beta_1 D_{\text{camp}} + \beta_2 \text{Hábitat} + \beta_3 (-D_{\text{pueblo}}) + \beta_4 \text{Lon, Lat} \quad (10)$$

$$\text{Densidad} = \alpha + \text{Hábitat} + f_1 D_{\text{pueblo}} + f_2 \text{Lon, Lat} + f_3 D_{\text{camp}} \quad (11)$$

Donde *Densidad* es la densidad de *P. penicillatus* estimada por los modelos que incluyen las variables predictoras y su f_n la función suavizadora para el GAM.

Tabla IX. Análisis de devianza del modelo GLM y GAM agregado (densidad) de *P. penicillatus*.

| Modelo | g.l. res | dev. res | Δ dev. | dev (%) | valor de p (prueba X^2) |
|---------------------------|------------|-------------|---------------|-------------|---------------------------------|
| GLM (agregado) | | | | | |
| ~1 (modelo nulo) | 370 | 43940 | | | |
| +Dcamp | 369 | 22208 | 21732.5 | 49.4 | <2.20E-16 |
| + Hábitat | 363 | 7962 | 14245.9 | 81.8 | <2.20E-16 |
| + Dpueblo | 362 | 6188 | 1773.6 | 85.9 | <2.20E-16 |
| + Lon.025, Lat.025 | 361 | 6010 | 177.9 | 86.3 | <2.20E-16 |
| + Sustrato | 358 | 6004 | 6.1 | 86.3 | 0.1073 |
| +Vegetación | 354 | 6001 | 3 | 86.3 | 0.5546 |

Continúa...

| Modelo | g.l. res | dev. res | Δ dev. | dev (%) | valor de p (prueba X^2) |
|-----------------------------------|---------------|------------|---------------|-------------|---------------------------------|
| GAM (agregado) | | | | | |
| ~1 (modelo nulo) | 356 | 43634 | | | |
| +Hábitat | 351 | 25029 | 18604 | 42.6 | <2.20E-16 |
| + f_1 (Dpueblo) | 342.80 | 4453 | 20575 | 89.8 | <2.20E-16 |
| + f_2 (Lon.025, Lat.025) | 317.28 | 184 | 4269 | 99.6 | <2.20E-16 |
| + f_3 (Dcamp) | 314.56 | 167 | 17.7 | 99.6 | 0.0003714 |
| + Vegetación | 311.89 | 165 | 1.9 | 99.6 | 0.5369378 |
| + Sustrato | 309.51 | 155 | 9.8 | 99.6 | 0.0115950 |

Nota: g.l. res., grados de libertad residuales, dev.res., devianza residual, Δ dev., cambios en la devianza residual dev (%) - devianza explicada por el modelo, valor de p , nivel de significancia.

Para el modelo GLM se observó que las variables con más peso fueron la distancia a campamentos y el hábitat, mientras que para el GAM fue el hábitat y la distancia a pueblos. Si bien la devianza residual disminuye en ambos modelos al agregar el resto de las variables debe notarse que el porcentaje de devianza explicada por el modelo no aumenta y su cambio no es significativo, por lo que la inclusión del resto de los predictores no es necesaria.

Descripción del modelo de densidad

En las Figuras 21 y 22 se muestran los gráficos de dependencia parcial de los modelos GLM y GAM agregados respectivamente. Para la variable espacial sugiere que las densidades más altas se encuentran al Norte de Bahía Magdalena (Figura 21A, Figura 22A). Al disminuir la longitud la densidad también decrece, y viceversa para la latitud (Figura 21A). En modelo GAM la variable espacial sugiere que las mayores densidades fueron al Norte de Bahía Magdalena (rojo) y valores moderados para el resto del área (naranja) (Figura 22A). Para el modelo GLM la densidad de esta especie aumenta conforme la distancia a los campamentos aumenta (Figura 21B) y la distancia a los pueblos disminuye al aumentar la distancia (Figura 21C). En GAM la densidad disminuye al aumentar la distancia a

los pueblos y campamentos (Figura 22B, C). Con respecto al tipo de hábitat, en ambos modelos se puede apreciar que las densidades más altas se encuentran en aguas profundas (Figura 21D, Figura 22D). Para el modelo GLM las densidades tuvieron valores similares en el resto de los hábitats con excepción de aguas someras que fue ligeramente mayor que el resto (Figura 21D), mientras que para el GAM el segundo tipo de hábitat con mayor densidad fue manglar seguido de ambientes rocosos (Figura 22D)

Interpolación espacial de la densidad de *P. penicillatus*

Utilizando los coeficientes del modelo mínimo adecuado, se realizaron las predicciones espaciales de las densidades de *P. penicillatus* en el área de estudio, posteriormente se aplicó la interpolación espacial (IDW). La Figura 23 muestra el mapa que indica que las mayores probabilidades de ocurrencia para esta especie se localizan al Norte de Bahía Magdalena, en particular en la Boca de Entrada de Bahía Magdalena y en las zonas aledañas a el Canal de la Gaviota (Pto. Alcatraz, Estero Salinas y parte Sur de I. Margarita). Tanto GLM como GAM coinciden en sus densidades.

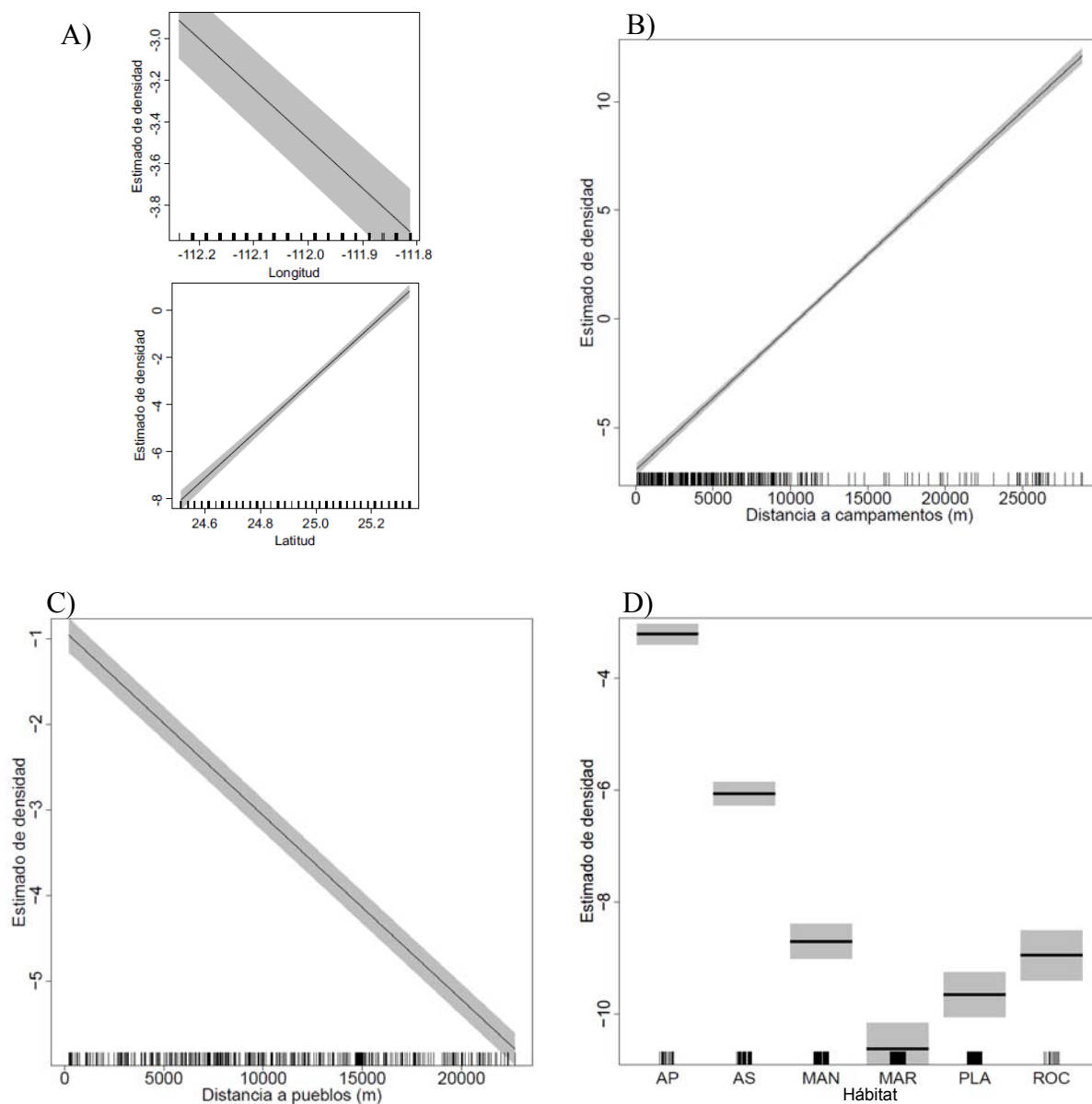


Figura 21. Densidad de *P. penicillatus* en relación con las variables predictivas del modelo GLM agregado (eje y está en escala del predictor lineal). Sombreado gris - error estándar. **A)** LONGITUD y LATITUD, **B)** DISTANCIA A CAMPAMENTOS (m), **C)** DISTANCIA A PUEBLOS (m), **D)** HÁBITAT, AP=Aguas profundas, AS =Aguas someras, AD=Dunas, MAN=Manglar, MAR=Marisma, PLA=Playa, ROC=Rocoso.

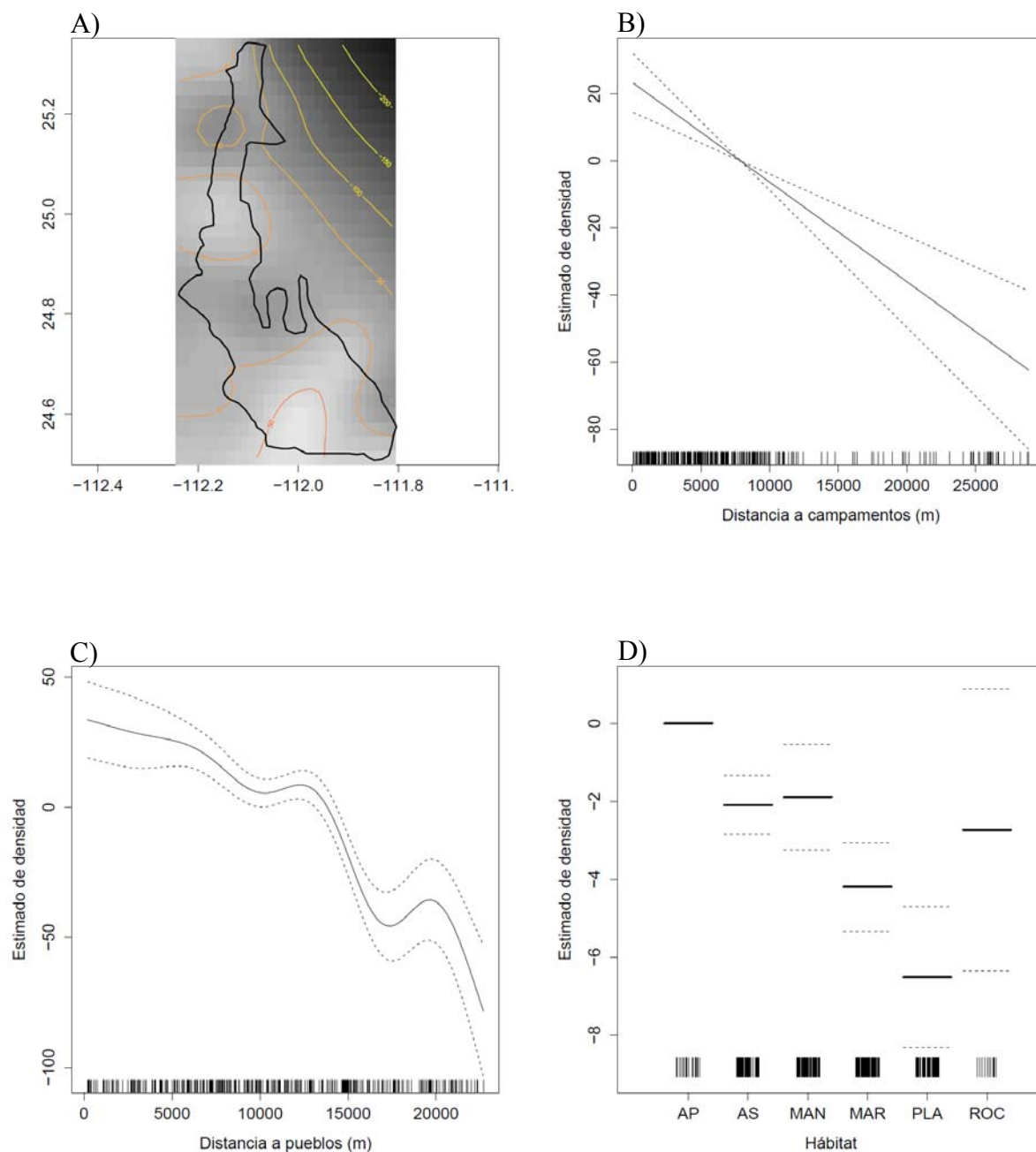


Figura 22. Densidad de *P. penicillatus* en relación con las variables predictivas del modelo GAM agregado. (eje y está en escala del predictor lineal). Líneas punteadas= error estándar. **A)** INTERACCIÓN LONGITUD, LATITUD valores altos en rojo, valores medios en naranja, valores bajos en amarillo, **B)** DISTANCIA A CAMPAMENTOS (m), **C)** DISTANCIA A PUEBLOS (m) **D)** HÁBITAT, AP=Aguas profundas, AS =Aguas someras, MAN=Manglar, MAR=Marisma, PLA=Playa, ROC=Rocoso.

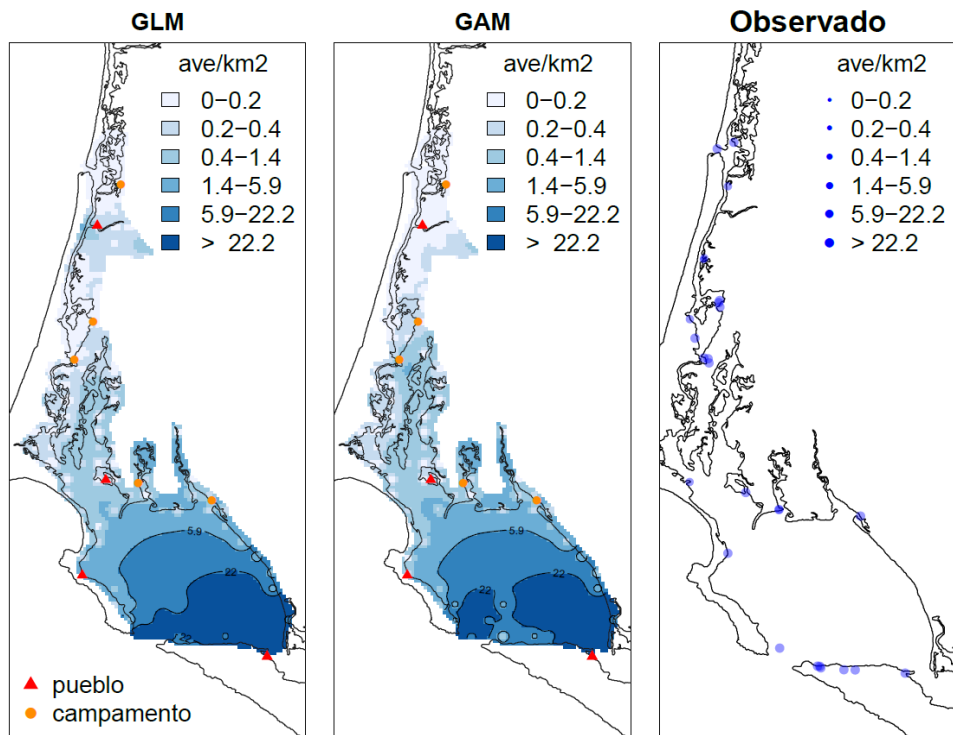


Figura 23. Mapas con valores estimados de la densidad de *P. penicillatus* con GLM y GAM.

Los modelos de presencia y ausencia de esta especie mostraron valores muy bajos en su desempeño y porcentajes de devianza también muy deficientes (Tabla IV) por lo que no están incluidos aquí en resultados.

Modelos de densidad de *Fregata magnificens*.

De los cuatro modelos construidos de densidad (GLM ,GAM puntuales y GLM y GAM agregados) el modelo que mejor se desempeño fue GAM agregado con una correlación entre los valores observados y los predichos de 0.84 (Tabla III).

Construcción del modelo

En la Tabla X se muestra el proceso de construcción para llegar al modelo mínimo adecuado que describe las densidades de *F. magnificens*. Se observa que al agregar una variable al modelo más simple (modelo nulo) la devianza decrece significativamente y el porcentaje de devianza explicada aumenta. Los estadísticos de prueba demuestran que el modelo GAM contiene seis variables con un efecto importante en la densidad de *F. magnificens*. El modelo final queda expresado de la siguiente manera:

$$Densidad = \alpha + f_1 Lon, Lat + f_2 Dcamp + Vegetación + f_3 Dpueblo + Sustrato + Hábitat \quad (12)$$

Donde *Densidad* es la densidad de *F. magnificens* estimada por los modelos que incluyen las variables predictoras y su f_i función suavizadora.

Tabla X. Análisis de devianza del modelo GAM agregado (densidad) de *F. magnificens*.

| Modelo | g.l. res | dev. res | Δ dev. | dev (%) | valor de p (prueba X^2) |
|---------------------------|---------------|---------------|---------------|-------------|------------------------------|
| ~1 (modelo nulo) | 278 | 2200.04 | | | |
| + f_1 (Lon.025,Lat.025) | 249.90 | 949.31 | 1250.73 | 56.9 | 2.2E-16 |
| + f_2 (Dcamp) | 241.56 | 719.49 | 229.82 | 67.3 | 2.2E-16 |
| +Vegetación | 240.48 | 328.35 | 391.14 | 85.1 | 2.2E-16 |
| + f_3 (Dpueblo) | 234.32 | 268.57 | 59.79 | 87.8 | 6.057E-11 |
| + Sustrato | 233.5 | 262.88 | 5.69 | 88.1 | 0.01242 |
| +Hábitat | 230.53 | 221.59 | 41.29 | 88.9 | 5.474E-09 |

Nota: g.l. - res-grados de libertad residuales, dev.res. - devianza residual, Δ dev. - cambios en la devianza residual, dev (%). - devianza explicada por el modelo, valor de p , nivel de significancia.

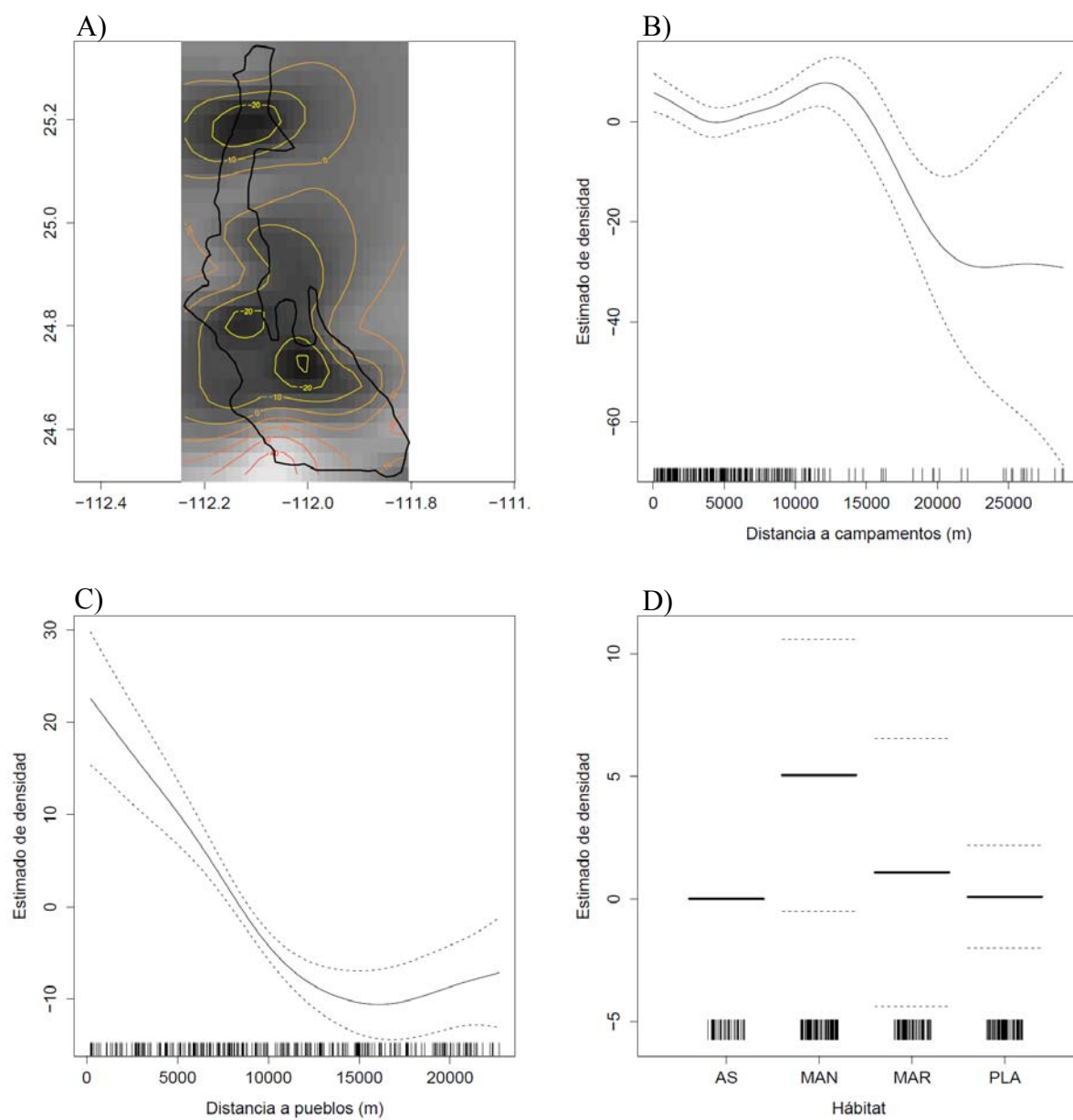
Las variables que más influyeron fueron la interacción longitud, latitud, distancia a campamentos y vegetación

Descripción del modelo

Los gráficos de dependencia parcial del modelo muestran que en la variable espacial (interacción longitud, latitud) densidades bajas (en amarillo) en la mayor parte de estudio, con excepción de la Boca de Entrada (en rojo), aunque se también sugiere valores medios en las zonas aledañas al Estero La Florida y en el Norte cerca del Estero Salinas (en naranja, Figura 24A). Para las variables humanas se observa un decremento en la densidad conforme la distancia aumenta (Figura 24B, C). Sin embargo, en la distancia al campamento los resultados después de los 10000 m deben tomarse con cuidado puesto que no hay muchas observaciones a estas distancias. Con respecto al tipo de hábitat (Figura 24D) se observa las mayores densidades en manglar seguido de marisma. Para la vegetación (Figura 24E) la densidad en los distintos tipos de mangle es ligeramente mayor, seguido de herbáceas halófilas, sin embargo las mayores densidades se observaron en zonas carentes de vegetación. Para el sustrato se observó la mayor densidad en arena (Figura 24F).

Interpolación espacial de la densidad de *F. magnificens*

Utilizando los coeficientes del modelo mínimo adecuado, se realizaron las predicciones espaciales de las densidades de *F. magnificens* en el área de estudio, posteriormente se aplicó la interpolación espacial (IDW). En la Figura 25 se puede observar densidades muy bajas predichas por el modelo. Sin embargo la zona con densidades mayores a uno se localizaron en la sección de manglares es decir en los Canales de Santo Domingo, en particular zonas aledañas al Estero la Florida y Norte de La Boca la Soledad. Tanto GLM como GAM concuerdan en esta zona, pero las diferencias se observan en Bahía Magdalena, no obstante muestran valores bajos de densidad.



...Continúa

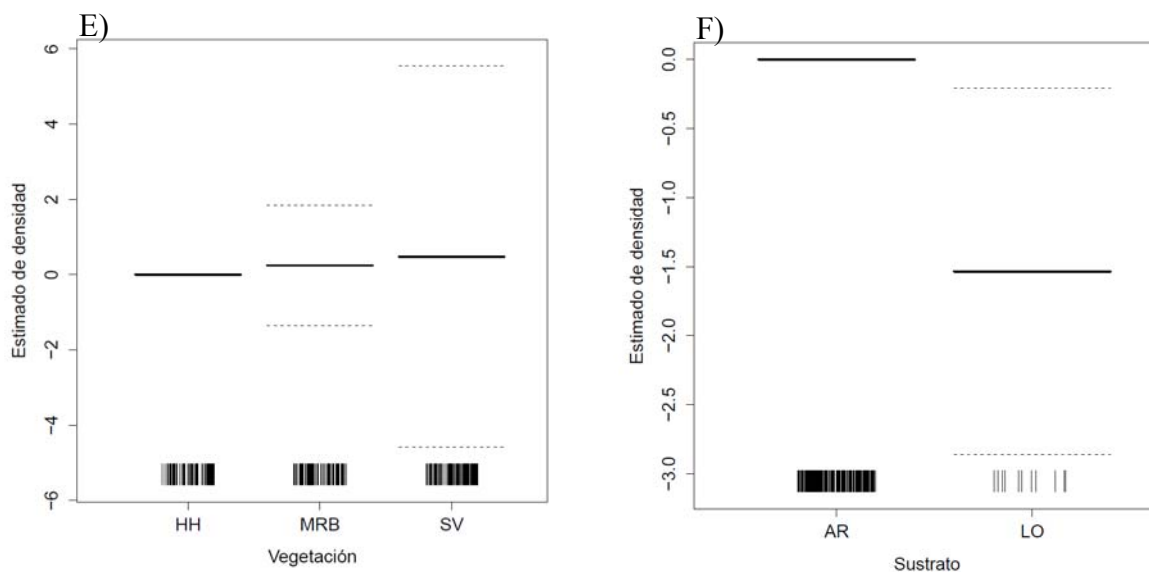


Figura 24. Densidad de *F. magnificens* en relación con las variables predictivas del modelo GAM agregado (eje y está en escala del predictor lineal). Líneas punteadas= error estándar. **A)** INTERACCIÓN LONGITUD, LATITUD valores altos en rojo, valores medios en naranja, valores bajos en amarillo, **B)** DISTANCIA A CAMPAMENTOS (m), **C)** DISTANCIA A PUEBLOS (m), **D)** HÁBITAT, AS =Aguas someras, MAN=Manglar, MAR=Marisma, PLA=Playa **E)** VEGETACIÓN, HH, Herbáceas halófilas, MRB= Mangle Rojo y Blanco, SV=Sin Vegetación, **F)** SUSTRATO, AR=Arena, LO=Lodo.

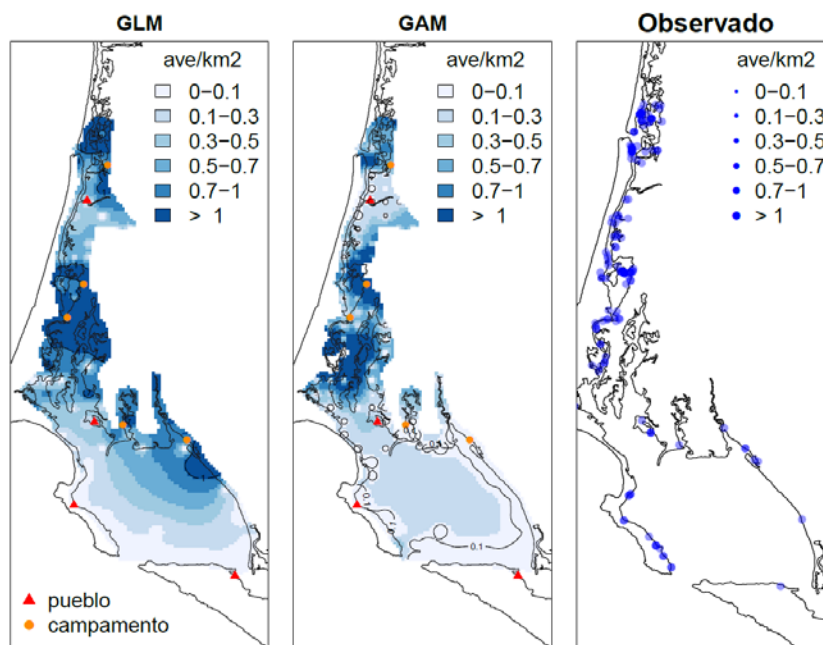


Figura 25. Mapas con valores estimados de la densidad de *F. magnificens* con GLM y GAM.

Modelo de presencia/ausencia de *F. magnificens*

En el desempeño de los modelos de presencia ausencia el mejor modelo fue GAM agregado, el cual obtuvo un porcentaje correctamente clasificado de 86% con un valor Kappa de 0.40 y un AUC de 0.85 (Tabla IV), además de una devianza explicada del 24 %.

Construcción del modelo

En la Tabla XI se muestra el proceso de construcción para llegar al modelo mínimo adecuado que describe la presencia/ausencia de *F. magnificens*. Se observa que al agregar una variable al modelo más simple (modelo nulo) la devianza decrece significativamente y el porcentaje de devianza explicada aumenta. Los estadísticos de prueba demuestran que tres variables tienen un efecto importante sobre la ocurrencia de *F. magnificens*. El modelo final queda expresado de la siguiente manera:

$$PA = \alpha + f_1 Lon, Lat + Vegetación + f_2 Dcamp \quad (13)$$

Tabla XI. Análisis de devianza del modelo GAM agregado (presencia/ausencia) de *F. magnificens*.

| Modelo | g.l. res | dev. res | Δ dev. | dev (%) | valor de p (prueba X^2) |
|----------------------------------|---------------|---------------|---------------|-------------|---------------------------------|
| GAM (agregado) | | | | | |
| ~1 (modelo nulo) | 278.00 | 295.58 | | | |
| + f_1 (Lon.025, Lat.025) | 276.00 | 268.59 | 26.989 | 9.81 | 1.378E-06 |
| +Vegetación | 266.49 | 230.62 | 37.970 | 22 | 2.650E-05 |
| + f_2(Dcamp) | 265.13 | 224.47 | 6.143 | 24.1 | 0.0223 |
| +Hábitat | 262.36 | 223.11 | 1.366 | 24.5 | 0.6717 |
| + Sustrato | 261.22 | 221.90 | 1.207 | 24.5 | 0.3148 |
| + f_3 (Dpueblo) | 261.13 | 222.84 | -0.945 | 24.6 | |

Nota: g.l. - res-grados de libertad residuales, dev.res. - devianza residual, Δ dev. - cambios en la devianza residual, dev (%). - devianza explicada por el modelo, valor de p, nivel de significancia.

La variable que más influyó en el modelo fue la interacción longitud, latitud y vegetación. El modelo mínimo explica el 24 % de la devianza total. Se puede observar en la Tabla XI que las variables hábitat, sustrato ni distancia a pueblos influyen en el modelo y para la distancia a pueblos, está aumenta la devianza residual.

Descripción del modelo de presencia/ausencia

Los gráficos de dependencia parcial del modelo, muestran que la mayor probabilidad de ocurrencia se observa en la sección de los canales de Santo Domingo aunque también se encuentran valores altos a moderados en Bahía Magdalena (en rojo-naranja), probabilidades bajas se encuentran en el canal entre Pto. López Mateos y Estero la Florida (en amarillo) (Figura 26A).

Las probabilidades de *F. magnificens* decrecen conforme la distancia de los campamentos aumenta (Figura 26B), aunque incrementan a partir de los 10000 m. Sin embargo los resultados después de este valor de referencia deben tomarse con cuidado puesto que no hay muchas observaciones a estas distancias. La mayor ocurrencia para esta especie se localiza en zonas con mangles seguido de herbáceas halófilas y zonas sin vegetación (Figura 26C).

Interpolación espacial de la presencia/ausencia de *F. magnificens*

Con los coeficientes obtenidos por el modelo mínimo adecuado se realizaron las predicciones espaciales de la presencia/ausencia de *F. magnificens* en el área de estudio, donde posteriormente se aplicó el método de interpolación espacial. En la Figura 28 se observa que las probabilidades de ocurrencia son bajas en gran parte del área de estudio Sin embargo se observan puntos focalizados con probabilidades medias en la zona del Ester La Florida de 44-56%. Los valores predichos concuerdan entre el modelo GLM y GAM.

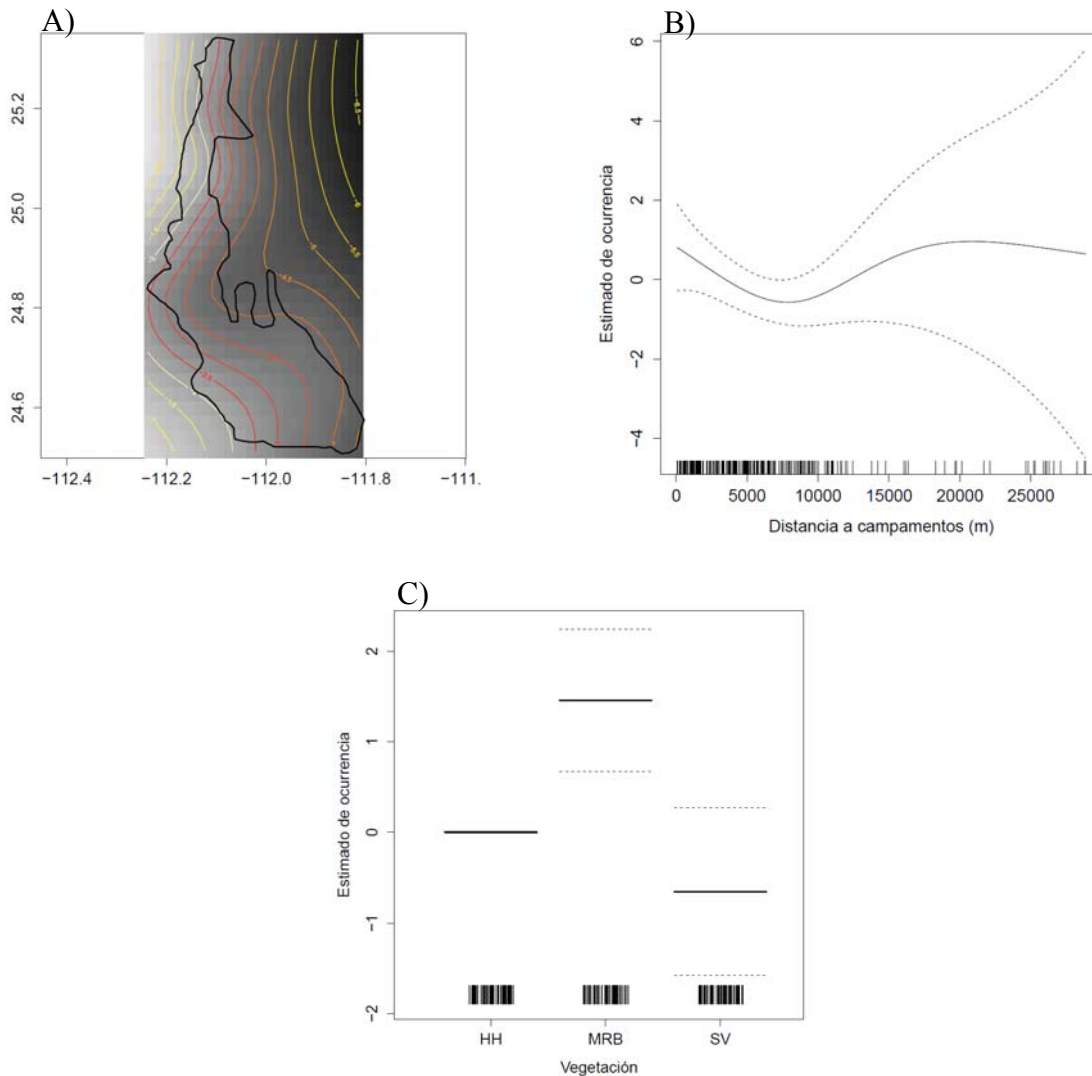


Figura 26. Presencia/Ausencia de *F. magnificens* en relación con las variables predictivas del modelo GAM agregado (eje y está en escala del predictor lineal). Líneas punteadas= error estándar. **A)** INTERACCIÓN LONGITUD, LATITUD, **B)** DISTANCIA A CAMPAMENTOS (m) **C)** VEGETACIÓN, HH= Herbáceas halófilas, MRB= Mangle Rojo y Blanco, SV=Sin Vegetación.

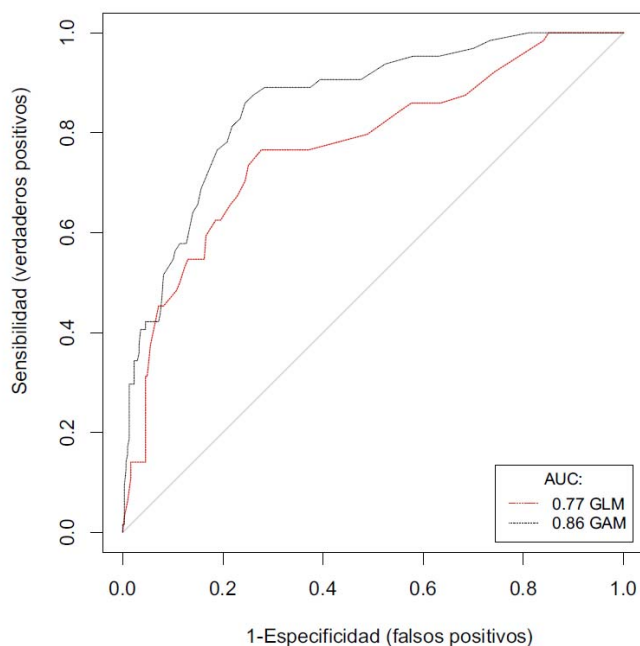


Figura 27. Característica Operativa del Receptor de los modelos GLM y GAM agregados de *F. magnificens*

En la Figura 27 se muestra el desempeño de ambos modelos indicando que el modelo GLM se desempeña de manera regular (0.77) mientras que el GAM tiene un valor moderado de 0.86 de probabilidad de ocurrencia, diferente a una presencia azarosa.

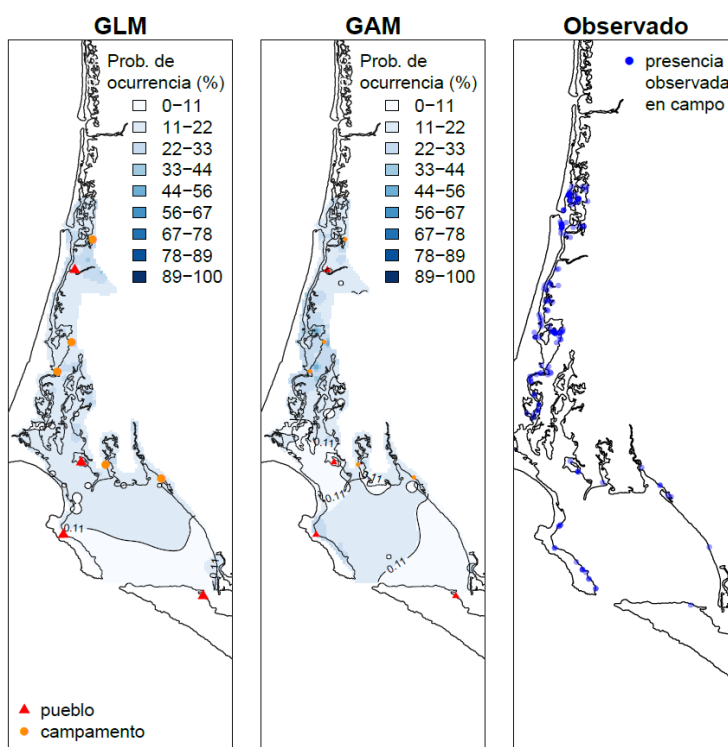


Figura 28. Mapa de probabilidad de ocurrencia (%) de *F. magnificens* con GLM y GAM

PELECANIFORMES

Modelo de densidad de *Pelecanus occidentalis*

De acuerdo a las evaluaciones realizadas a los cuatro modelos construidos (GLM, GAM puntuales y GLM, GAM agregados) la mejor correlación encontrada entre los valores observados y predichos fue GAM agregado con 0.91 (Tabla III).

Construcción del modelo

En la Tabla XI se muestra el proceso de construcción para llegar al modelo mínimo adecuado que describe las densidades de *P. occidentalis*. El análisis de devianza muestra que la inclusión de una nueva variable en el modelo más simple disminuye significativamente la devianza residual y consecuentemente aumenta la devianza explicada de la misma manera. De esta manera el estadístico de prueba indica que el modelo tiene seis variables predictivas con un efecto importante en las densidades de *P. occidentalis*. El modelo queda expresado de la siguiente manera:

$$\text{Densidad} = \alpha + f_1 \text{Lon, Lat} + f_2 \text{Dcamp} + f_3 \text{Dpueblo} + \text{Vegetación} + \text{Hábitat} + \text{Sustrato} \quad (14)$$

Tabla XI. Análisis de devianza del modelo GAM agregado (densidad) de *P. occidentalis*.

| Modelo | g.l. res | dev. res | Δ dev. | dev (%) | valor de p (prueba X^2) |
|----------------------------|---------------|---------------|---------------|-------------|---------------------------------|
| ~1 (modelo nulo) | 368 | 8075.9 | | | |
| + f_1 (Lon.025, Lat.025) | 339.27 | 3799.8 | 4276.1 | 52.9 | <2.20E-16 |
| + f_2 (Dcamp) | 330.59 | 3111.8 | 688.1 | 61.5 | <2.20E-16 |
| + f_3 (Dpueblo) | 321.94 | 2801.4 | 310.4 | 65.3 | <2.20E-16 |
| + Vegetación | 319.06 | 2720.7 | 80.6 | 66.3 | <2.20E-16 |
| + Hábitat | 313.30 | 2483.2 | 237.5 | 69.3 | <2.20E-16 |
| +Sustrato | 310.86 | 2375.5 | 107.8 | 70.2 | <2.20E-16 |

Nota: g.l. - res-grados de libertad residuales, dev.res. - devianza residual, Δ dev. - cambios en la devianza residual, dev (%). - devianza explicada por el modelo, valor de p, nivel de significancia.

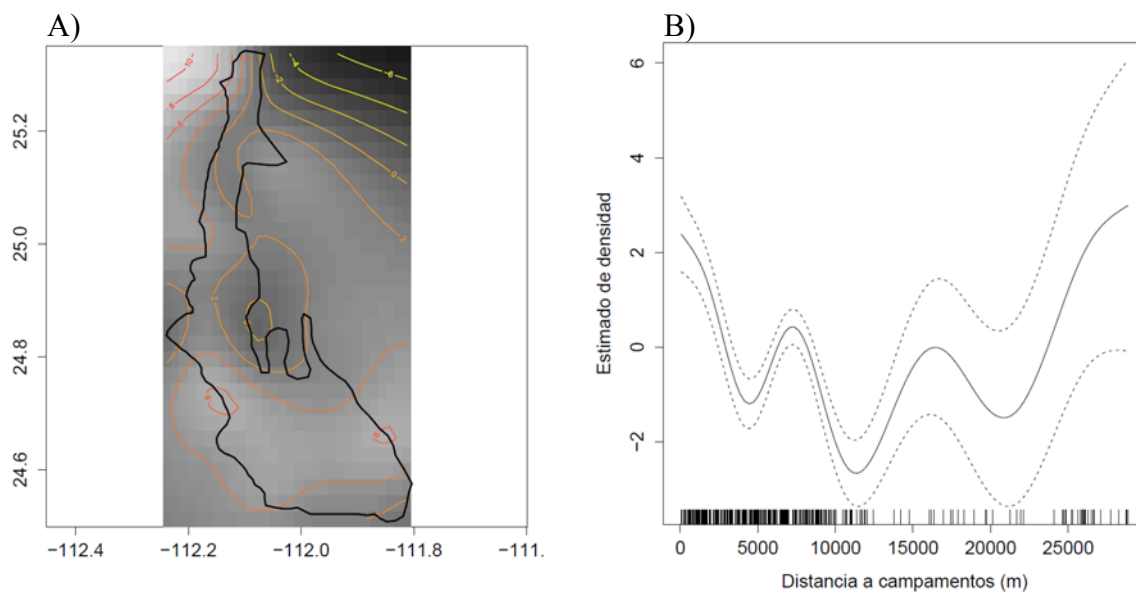
Las variables con más peso en el modelo fueron, la interacción de longitud con la latitud, la distancia a campamentos y pueblos.

Descripción del modelo de densidad

Los gráficos de dependencia parcial del modelo indican que para la variable espacial las densidades altas se encuentran al de Sur de Pto. San Carlos, Islote Pájaros, Pto. Magdalena y Punta Belcher aunque también se aprecian al Norte del Estero Salinas y en la Boca de La Soledad (en rojo). Para el resto del área de estudio se mostraron valores moderados (en naranja) (Figura 29A). La distancia a los campamentos mostró una disminución de la densidad al aumentar la distancia, y se observa un incremento a partir de los 12000 m aprox. sin embargo, debe tomarse con cuidado los resultados después de este valor de referencia, puesto que no hay muchas observaciones a estas distancias (Figura 29B). Para la distancia a los pueblos se observa en general una disminución de la densidad al alejarse de los pueblos, sin embargo se observa un incremento, llegando a un óptimo en los 10000 m pero después de este valor de referencia las densidades bajan (Figura 29C). Con respecto al tipo de hábitat las mayores densidades se observaron en marismas seguido de ambientes rocosos y playas. Aunque también se encontraron densidades medias en aguas someras y profundas, y las menores en manglar y dunas (Figura 29D). Aunque se observaron densidades medias en zonas sin vegetación, sitios con árboles de mangle obtuvieron densidades altas, menores en pastos marinos y la más baja en herbáceas halófilas (Figura 29E). El sustrato arena obtuvo densidades altas en y bajas en sustratos lodosos (Figura 29F).

Interpolación espacial de la densidad de *P. occidentalis*

Utilizando los coeficientes del modelo mínimo adecuado se realizaron predicciones espaciales de las densidades de *P. occidentalis* en el área de estudio y posteriormente se aplicó el método (IDW) de la interpolación. En la Figura 30 se muestra las mayores densidades en La Boca de La Soledad, y en casi toda la porción occidental de Bahía Magdalena, incluyendo Islote Pájaros, Pto. Magdalena, Punta Belcher, la costa noreste de I. Margarita, Pto. Alcatraz y Noreste de Estero Salinas. Las menores se encontraron en los canales de Santo Domingo. Los valores y patrones observados en los modelos GLM y GAM muestra una concordancia entre ambos modelos.



Continúa...

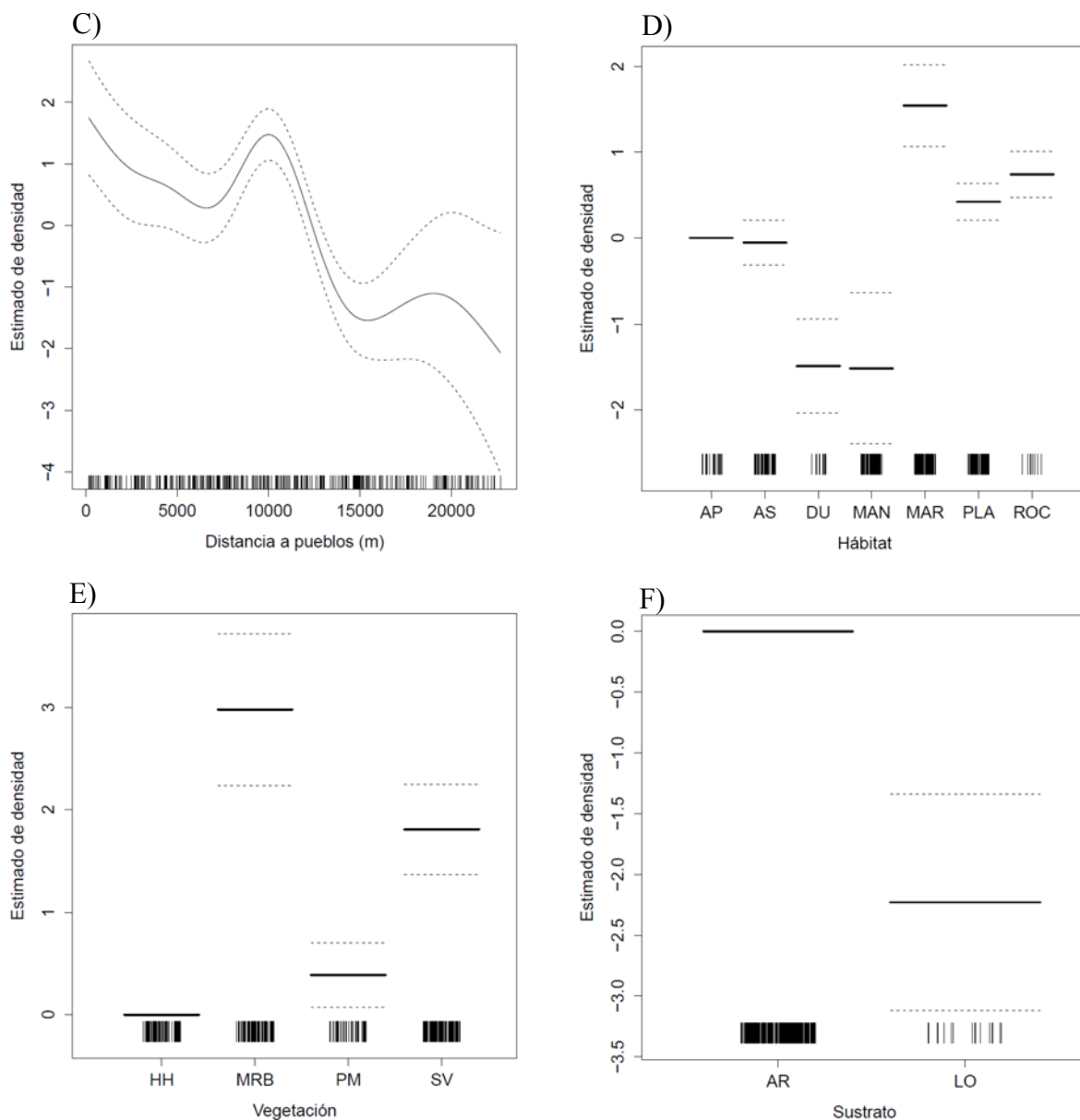


Figura 29. Densidad de *P. occidentalis* en relación con las variables predictivas del modelo GAM agregado (eje y está en escala del predictor lineal). Líneas punteadas= error estándar. **A)** INTERACCIÓN LONGITUD, LATITUD valores altos en rojo, valores medios en naranja, valores bajos en amarillo, **B)** DISTANCIA A CAMPAMENTOS (m), **C)** DISTANCIA A PUEBLOS (m), **D)** HÁBITAT, AP=Aguas profundas, AS =Aguas someras, AD=Dunas, MAN=Manglar, MAR=Marisma, PLA=Playa, ROC=Rocoso, **E)** VEGETACIÓN, HH= Herbáceas halófilas, MRB= Mangle Rojo y Blanco, PM=Pastos marinos, SV=Sin Vegetación, **F)** SUSTRATO, AR=Arena, LO=Lodo.

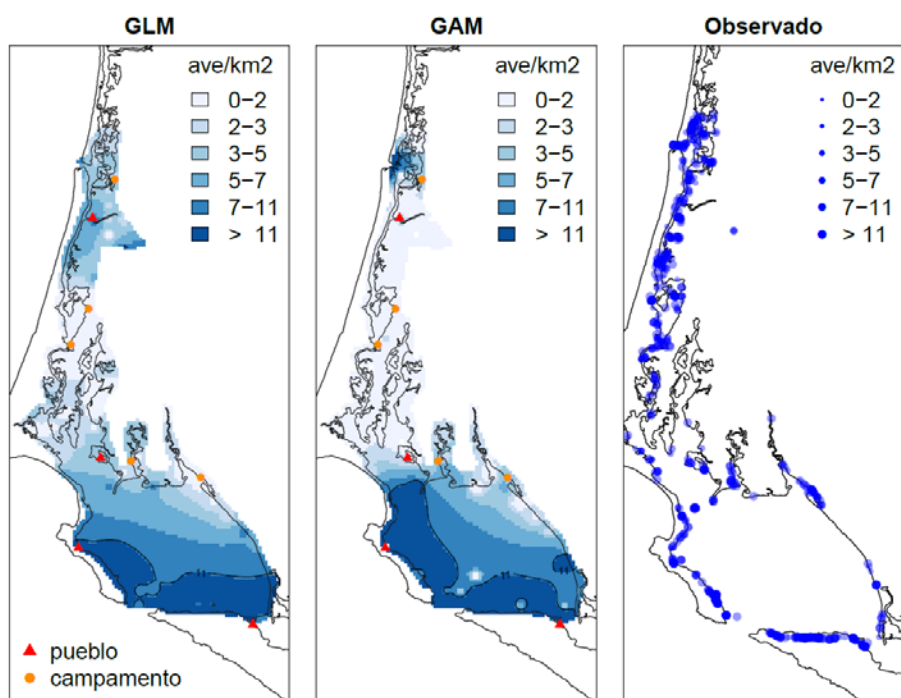


Figura 30. Mapa de estimados de densidad de *P. occidentalis* con GLM y GAM.

Modelo de presencia/ausencia de *P. occidentalis*.

El modelo GAM agregado se destacó en la evaluación a diferencia del resto de los modelos (Tabla IV). Con un porcentaje correcto de clasificación de 76%, Kappa de 0.53 distinto del azar y un AUC de 0.84.

Construcción del modelo

La Tabla XII muestra el proceso de construcción para llegar al modelo mínimo adecuado que describe la presencia/ausencia de *P. occidentalis*, se observa que la inclusión de una variable al modelo más simple (modelo nulo) disminuye la devianza significativamente y el porcentaje de devianza explicada aumenta. Los estadísticos de prueba demuestran que las seis variables son importantes para GAM, las cuales tienen un efecto importante sobre la ocurrencia de *P. occidentalis*. El modelo final queda expresado de la siguiente manera:

$$PA = \alpha + f_1 Lon, Lat + Hábitat + Vegetación + Sustrato + f_2 Dcamp + f_3 Dpueblo(15)$$

Donde PA es la presencia/ausencia de *P. occidentalis* estimada por el modelo que incluye los predictores y su f_n función suavizadora

Tabla XII. Análisis de devianza del modelo GAM agregado (presencia/ausencia) de *P. occidentalis*.

| Modelo | g.l. res | dev. res | Δ dev. | dev (%) | valor de p (prueba X^2) |
|-------------------------------------|---------------|---------------|---------------|-----------|---------------------------------|
| ~1 (modelo nulo) | 361 | 501.74 | | | |
| + f_1 (Lon.025, Lat.025) | 346.29 | 449.72 | 52.022 | 11.1 | 4.586E-06 |
| +Hábitat | 339.59 | 427.62 | 22.098 | 15.8 | 0.0019795 |
| +Vegetación | 337.53 | 416.41 | 11.206 | 17.9 | 0.0039556 |
| + Sustrato | 336.22 | 408.31 | 8.104 | 19.9 | 0.0073275 |
| + f_2 (Dcamp) | 329.57 | 380.99 | 27.323 | 24.7 | 0.0002187 |
| + f_3 (Dpueblo) | 319.80 | 356.13 | 24.856 | 29 | 0.0049332 |

Nota: g.l. - res-grados de libertad residuales, dev.res. - devianza residual, Δ dev. - cambios en la devianza residual, dev (%). - devianza explicada por el modelo, valor de p , nivel de significancia.

Las variables con más peso fueron la interacción de longitud con latitud, así como el hábitat. El modelo explicó el 29 % de la devianza.

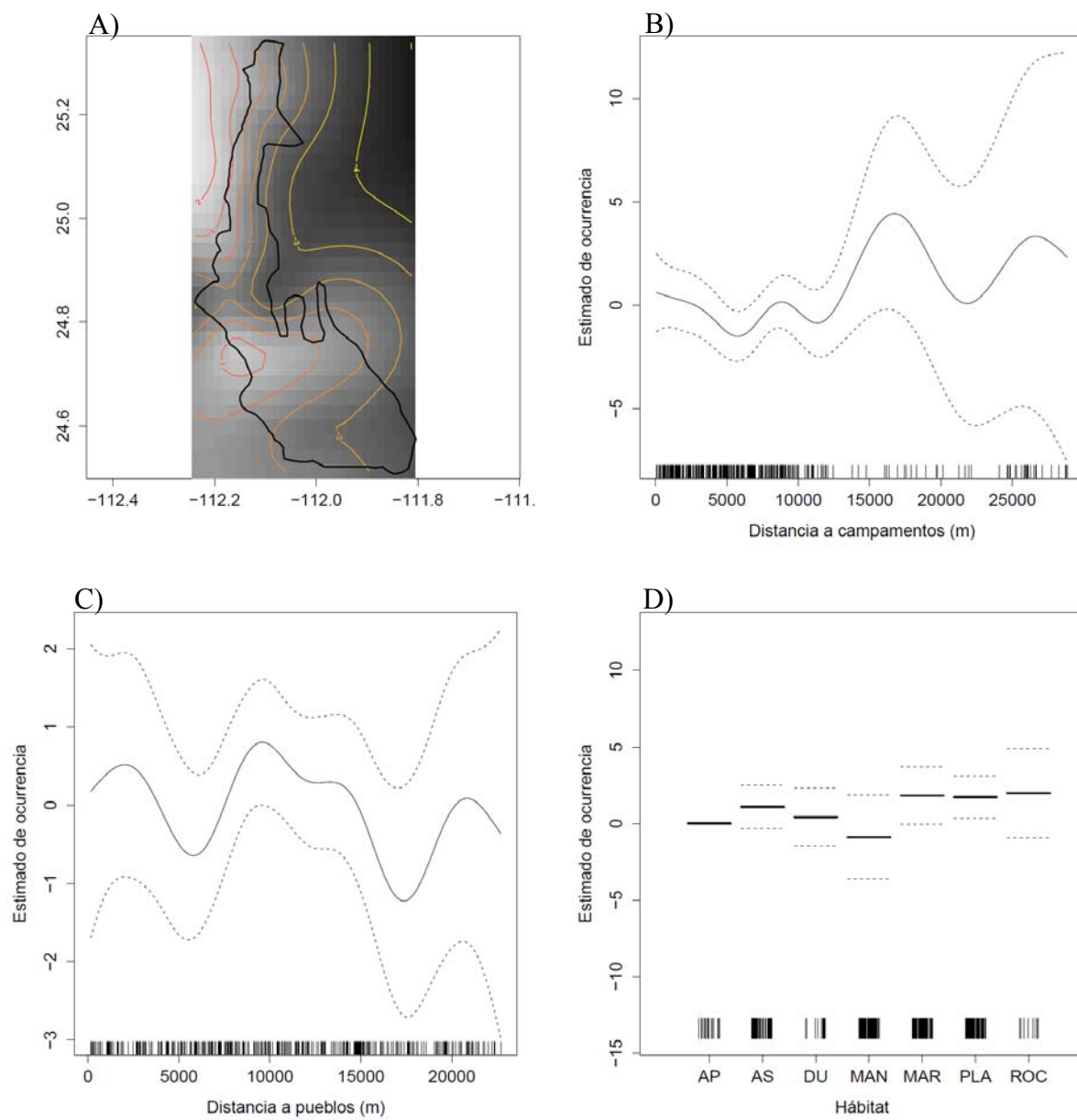
Descripción del modelo de presencia/ausencia

Los gráficos de dependencia parcial del modelo en la variable espacial sugiere que las ocurrencias más probables se localizan en la sección Norte de Bahía Magdalena y en la costa Oeste de los canales de Santo Domingo, así como cerca de Puerto Magdalena (en rojo-naranja) y probabilidades moderadas se observan en la costa Este de Santo Domingo y Sur de Bahía Magdalena (naranja-amarillo) (Figura 31A). La distancia a los campamentos indica pocos cambios conforme la distancia aumenta con una ligera tendencia a decrecer. Sin embargo se puede observar un aumento después de los 12000 m aprox. no obstante los resultados después de este valor de referencia deben tomarse con cuidado puesto que no

existen muchas observaciones a después de esta distancia (Figura 31B). El patrón de "m" invertida se observa con la probabilidad de ocurrencia con respecto a la distancia a los pueblos (Figura 31C). Esta disminuye hasta los 6000 m, se incrementa hasta un óptimo en los 12000 m y vuelve a decrecer en los 18000 m aprox. (Figura 31C). Con respecto al tipo de hábitat, las mayores probabilidades de ocurrencia se observaron en marismas, playa y ambientes rocosos, con valores medios en aguas profundas, someras y dunas, manglar fue el ambiente con probabilidad más baja (Figura 31D). Para el tipo de vegetación la mayor probabilidad de encontrar esta especie es vegetación con manglar seguido de herbáceas halófilas y pastos marinos, aunque también se observaron valores medios en zonas sin vegetación (Figura 31E). El tipo de sustrato indica que las mayores probabilidades se encontraron en arena y bajas en lodo (Figura 31F).

Interpolación espacial de la presencia/ausencia de *P. occidentalis*

Utilizando los coeficientes del modelo mínimo adecuado, se realizaron las predicciones espaciales de la presencia/ausencia de *P. occidentalis* en el área de estudio, posteriormente se aplicó la interpolación espacial (IDW). La Figura 33 muestra el mapa que indica que las mayores probabilidades de ocurrencia para esta especie se localizan en el área cerca de Pto. San Carlos (44-56 %), Pto. Magdalena (67-100%) y en la costa noreste de I. Margarita y zonas cercanas a Pto. Alcatraz (67-78 %). Para la zona de Canales de Santo Domingo con probabilidades de ocurrencia desde 11 % (e.g. Estero Banderitas) hasta un 56% (e.g. Boca de la Soledad). Aunque los valores observados en el mapa de GLM (Figura 33) muestra un patrón más generalizado (sin mostrar zonas focalizadas) estos coinciden con el modelo GAM.



Continúa...

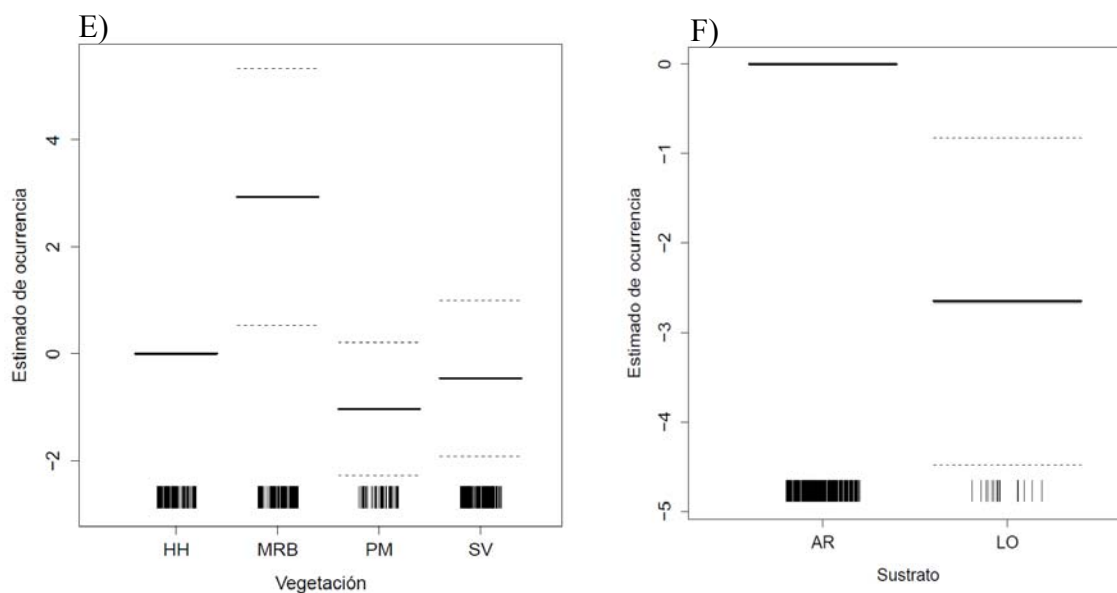


Figura 31. Presencia/Ausencia de *P. occidentalis* en relación con las variables predictivas del modelo GAM agregado (eje y está en escala del predictor lineal). Líneas punteadas= error estándar. **A)** INTERACCIÓN LONGITUD, LATITUD valores altos en rojo, valores medios en naranja, valores bajos en amarillo, **B)** DISTANCIA A PUEBLOS (m), **C)** DISTANCIA A CAMPAMENTOS (m) **D)** HÁBITAT, AP=Aguas profundas, AS =Aguas someras, AD=Dunas, MAN=Manglar, MAR=Marisma, PLA=Playa, ROC=Rocoso, **E)** VEGETACIÓN, HH=Herbáceas halófilas, MRB= Mangle Rojo y Blanco, PM=Pastos marinos, SV=Sin Vegetación, **F)** SUSTRATO, AR = Arena, LO=Lodo.

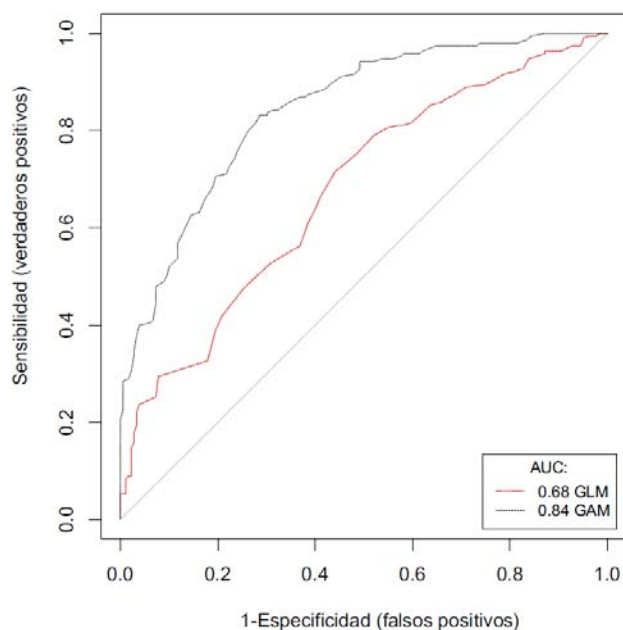


Figura 32. Característica Operativa del Receptor de los modelos GLM y GAM de *P. occidentalis*.

En la Figura 32 se muestra el desempeño de ambos modelos con una gráfica ROC (del inglés *receiver operating characteristic*) indicando que el modelo GLM se desempeña de manera baja con un AUC de 0.68 mientras que el GAM tiene un valor menor de 0.84 de probabilidad de ocurrencia, diferente a una presencia azarosa.

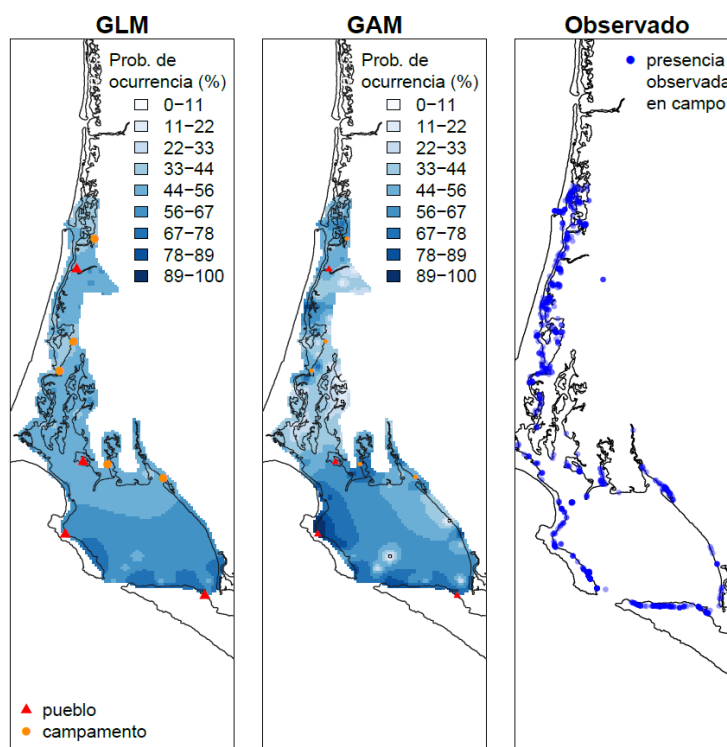


Figura 33. Mapa de probabilidad de ocurrencia (%) de *P. occidentalis* con GLM y GAM.

Modelos de presencia/ausencia de *Egretta rufescens*.

De acuerdo a las evaluaciones de los modelos todos presentaron un desempeño bajo en relación con la densidad inclusive los agregados (GLM agregado 0.2 y GAM 0.24 de correlación). Sin embargo los modelos agregados de presencia-ausencia se desempeñaron de manera moderada. Para el caso del modelo GLM se clasificó correctamente 72% con un Kappa de 0.35 y un AUC de 0.76, mientras

que para el modelo GAM una clasificación correcta del 72%, Kappa de 0.35 y un AUC de 0.74 (Tabla IV).

Construcción del modelo

En la Tabla XIII se muestra el proceso de construcción para llegar al modelo mínimo adecuado que describe la presencia/ausencia de *E. rufescens*. Se observa que al agregar una variable al modelo más simple (modelo nulo) la devianza decrece significativamente y el porcentaje de devianza explicada aumenta. Los estadísticos de prueba demuestran que tres variables son importantes para GLM (14) y dos para GAM (15) las cuales tienen un efecto importante en la probabilidad de ocurrencia de *E. rufescens*. Los modelos finales quedan expresados de la siguiente manera:

$$PA = \alpha + \beta_1 \text{Hábitat} + \beta_2 \text{Vegetación} + \beta_3 (-Dcamp) \quad (16)$$

$$PA = \alpha + \text{Vegetación} + f_1 Dcamp \quad (17)$$

Donde *PA* es la presencia/ausencia de *E. rufescens* estimada por los modelos que incluyen las variables predictoras, y la f_h la función suavizadora para el GAM

Tabla XIII. Análisis de devianza de los modelos GLM y GAM agregado (presencia/ausencia) de *E. rufescens*.

| Modelo | g.l. res | dev. res | Δ dev. | dev (%) | valor de p (prueba X^2) |
|-----------------------|------------|---------------|---------------|--------------|---------------------------------|
| GLM (agregado) | | | | | |
| ~1 (modelo nulo) | 370 | 471.36 | | 0 | |
| + Hábitat | 364 | 424.65 | 46.714 | 9.9 | 2.134E-08 |
| +Vegetación | 360 | 411.46 | 13.191 | 12.7 | 0.0103785 |
| +Dcamp | 359 | 398.53 | 12.927 | 15.45 | 0.0003239 |
| + Lon.025, Lat.025 | 358 | 398.50 | 0.036 | 15.45 | 0.8495590 |
| + Sustrato | 355 | 391.71 | 6.783 | 16.8 | 0.0791519 |
| + Dpueblo | 354 | 391.70 | 0.009 | 16.8 | 0.9444425 |

Continúa...

| Modelo | g.l. res | dev. res | Δ dev. | dev (%) | valor de p (prueba χ^2) |
|----------------------------------|------------|---------------|---------------|-------------|------------------------------------|
| GAM (agregado) | | | | | |
| ~1 (modelo nulo) | 368 | 469 | | | |
| + Vegetación | 365 | 420.49 | 49.258 | 10.8 | 1.15E-10 |
| + f_1(Dcamp) | 364 | 406.52 | 13.974 | 13.8 | 0.0001854 |
| +Hábitat | 358 | 398.53 | 7.985 | 15.5 | 0.2392799 |
| + f_2 (Dpueblo) | 356.83 | 398.15 | 0.379 | 15.5 | 0.6035703 |
| + f_3 (Lon.025, Lat.025) | 350.71 | 386.71 | 11.441 | 18 | 0.0804537 |
| + Sustrato | 347.40 | 379.02 | 7.696 | 19.6 | 0.0663885 |

Nota: g.l. - res-grads de libertad residuales, dev.res. - devianza residual, Δ dev. - cambios en la devianza residual, dev (%). - devianza explicada por el modelo, valor de p , nivel de significancia. En negritas se muestra el modelo mínimo adecuado.

La variable que más peso tuvo para el GLM fue el hábitat y vegetación principalmente, para el modelo GAM fue la vegetación y la distancia a los campamentos. El modelo mínimo adecuado GLM explica el 15.45 % y el GAM un 13.8 % de la devianza total.

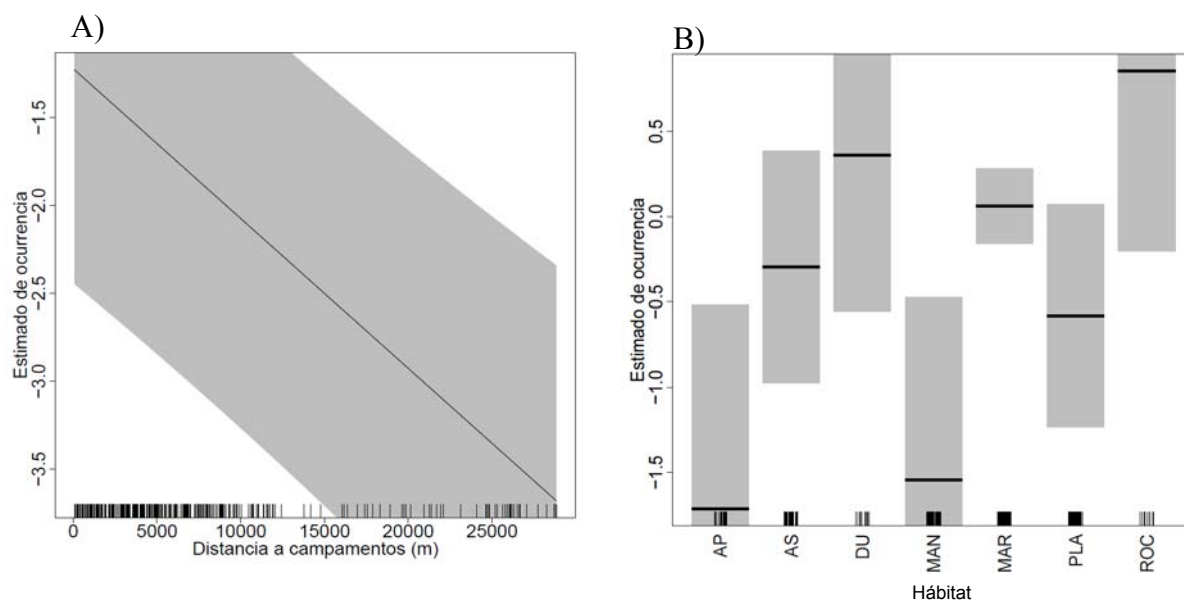
Descripción del modelo de presencia/ausencia

Los gráficos de dependencia parcial de los modelos GLM y GAM se muestran en las figuras 34 y 35 respectivamente. Con respecto a las variables humanas se observa un decremento en los valores de probabilidad conforme la distancia de los campamentos aumenta, este patrón se observa en ambos modelos (Figura 34A y Figura 35A). Sin embargo tanto en GLM y GAM los resultados a partir de los 10000 m deben tomarse con precaución puesto que no hay muchas observaciones después de este valor de referencia. Para el modelo GLM el tipo de hábitat mostró mayor probabilidad de ocurrencia en dunas seguido de ambientes rocosos y marismas, con valores medios en playa y bajas en manglar y aguas profundas, (Figura 34B). En relación con la vegetación se muestra valores altos en zonas con árboles de mangle seguido de herbáceas halófilas, con valores bajos

en pastos marinos y medios en zonas sin vegetación (Figura 35C). Para el modelo GAM se aprecia un patrón similar (Figura 35B).

Interpolación espacial de la presencia/ausencia de *E. rufescens*

Utilizando los coeficientes del modelo mínimo adecuado, se realizaron las predicciones espaciales de las presencias-ausencias de *E. rufescens* en el área de estudio, posteriormente se aplicó la interpolación espacial (IDW). La Figura 37 muestra el mapa con ambos modelos los concuerdan en la predicción espacial. Se observa que en la sección de canales de Santo Domingo existe de un 33 a un 44 % de probabilidad. Sin embargo se puede observar que en esteros como San Buto, El Chisguete, La Curva del Diablo se observan valores de entre 44 al 56 %.



Continúa...

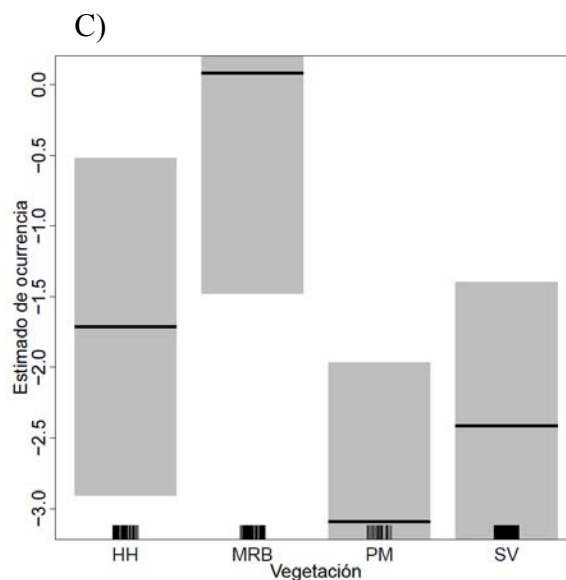


Figura 34. Presencia/Ausencia de *E. rufescens* en relación con las variables predictivas del modelo GLM agregado (eje y está en escala del predictor lineal). Sombreado gris =error estándar. **A)** DISTANCIA A CAMPAMENTOS (m), **B)** HÁBITAT, AP=Aguas profundas, AS =Aguas someras, AD=Dunas, MAN=Manglar, MAR=Marisma, PLA=Playa, ROC=Rocoso, **C)** VEGETACIÓN, HH= Herbáceas halófilas, MRB= Mangle Rojo y Blanco, PM=Pastos marinos, SV=Sin Vegetación.

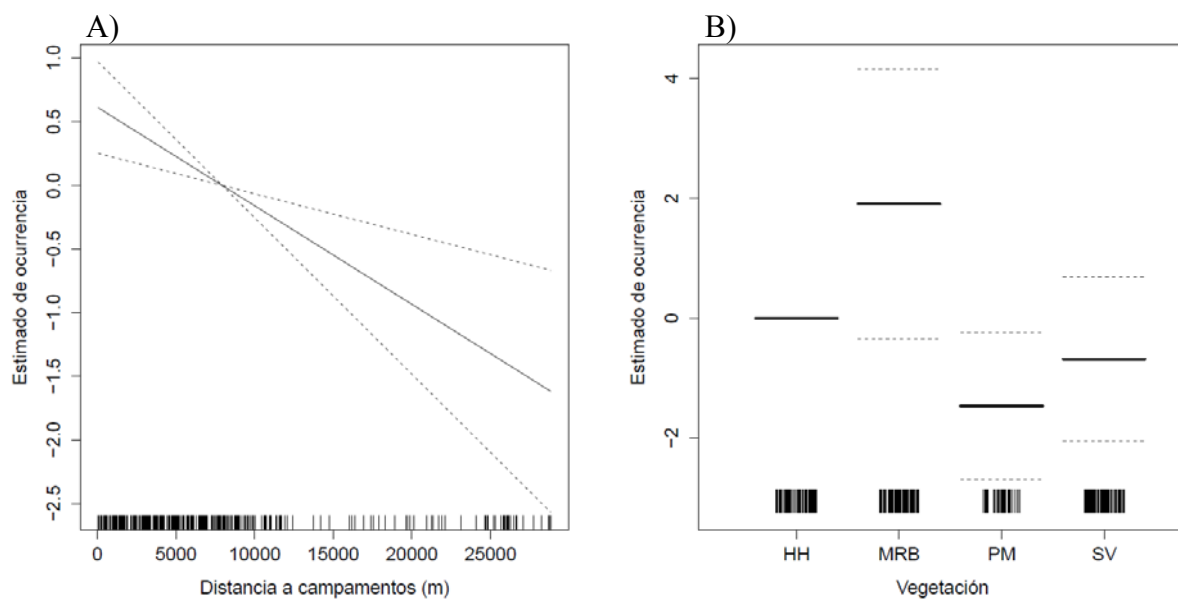


Figura 35. Presencia/Ausencia de *E. rufescens* en relación con las variables predictivas del modelo GAM agregado (eje y está en escala del predictor lineal). Líneas punteadas= error estándar. **A)** DISTANCIA A CAMPAMENTOS (m), **B)** VEGETACIÓN, HH=Herbáceas halófilas, MRB= Mangle Rojo y Blanco, PM=Pastos marinos, SV=Sin Vegetación.

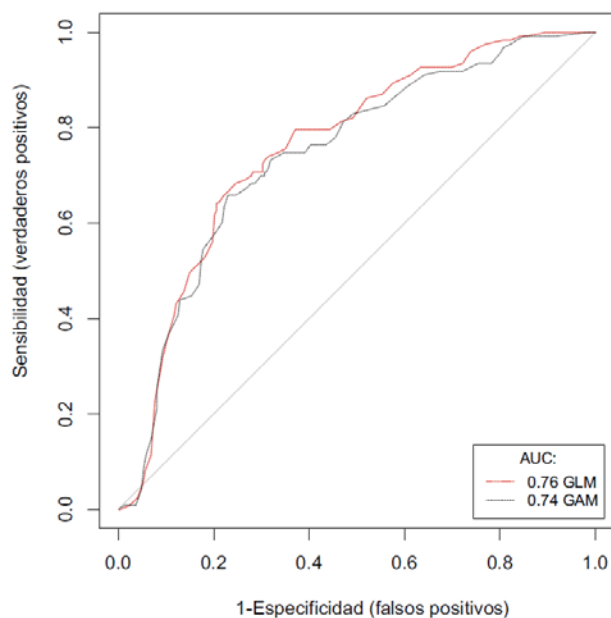


Figura 36. Característica Operativa del Receptor de los modelos GLM y GAM agregados de *E. rufescens*.

En la Figura 36 se muestra el desempeño de ambos modelos indicando similitud entre ambos modelos. GLM con un AUC de 0.76 mientras que el GAM tiene un valor menor de 0.74 de probabilidad de ocurrencia, diferente a una presencia azarosa.

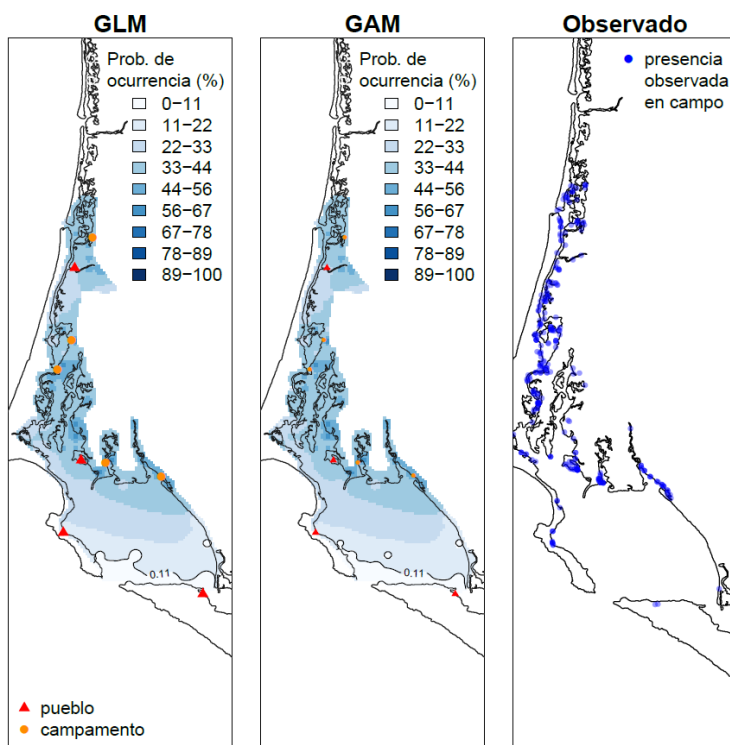


Figura 37. Mapa de probabilidad de ocurrencia (%) de *E. rufescens* con GLM y GAM.

CHARADRIIFORMES

Modelo de densidad de *Larus occidentalis*

El modelo GAM agregado obtuvo un valor alto de correlación (0.91) entre lo observado y lo predicho, a comparación del modelo GLM y GAM puntual (0.10, 0.22) y el modelo GLM agregado (0.30)(Tabla III).

Construcción del modelo

En la Tabla XIV se muestra el proceso de construcción para llegar al modelo mínimo adecuado que describe las densidades de *L. occidentalis*. Se observa que al agregar una variable al modelo más simple (modelo nulo) la devianza decrece significativamente y el porcentaje de devianza explicada aumenta. Los estadísticos de prueba demuestran que seis variables son importantes para el modelo GAM los cuales tienen un efecto importante sobre la densidad de *L. occidentalis*. El modelo final queda expresado de la siguiente manera:

$$\text{Densidad} = \alpha + f_1 \text{Lon, Lat} + f_2 \text{Dpueblo} + \text{Hábitat} + \text{Vegetación} + f_3 \text{Dcamp} + \text{Sustrato} \quad (18)$$

Donde *Densidad* es la densidad de *L. occidentalis* estimada por el modelo que incluye los seis predictores y su f_n función suavizadora.

Tabla XIV. Análisis de devianza del modelo GAM agregado (densidad) de *L. occidentalis*.

| Modelo | g.l. res | dev. res | Δ dev. | dev (%) | valor de p (prueba X^2) |
|----------------------------|---------------|-------------|---------------|-------------|------------------------------|
| ~1 (modelo nulo) | 368 | 10596.7 | | 0 | |
| + f_1 (Lon.025, Lat.025) | 339.04 | 6137.4 | 4459 | 42 | <2.20E-16 |
| + f_2 (Dpueblo) | 330.24 | 4989.9 | 1147.5 | 53 | <2.20E-16 |
| +Hábitat | 324.52 | 3867 | 1122.9 | 63.5 | <2.20E-16 |
| +Vegetación | 321.89 | 3573.7 | 293.3 | 66.3 | <2.20E-16 |
| + f_3 (Dcamp) | 313.56 | 3270.7 | 303 | 69.1 | <2.20E-16 |
| + Sustrato | 310.68 | 3143 | 127.7 | 70.3 | <2.20E-16 |

Nota: g.l. - res-grados de libertad residuales, dev.res. - devianza residual, Δ dev. - cambios en la devianza residual, dev (%). - devianza explicada por el modelo, valor de p , nivel de significancia.

Las variables interacción longitud latitud, la distancia a pueblos y hábitat fueron las que más aportaron al modelo.

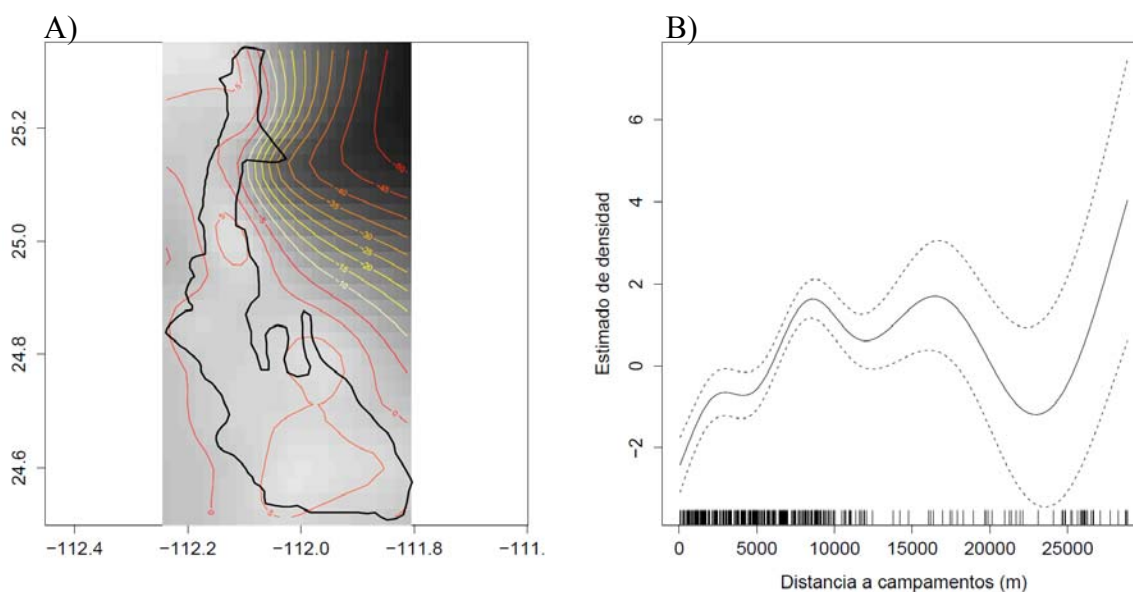
Descripción del modelo de densidad

Los gráficos de dependencia parcial del modelo (Figura 38) muestra que para la variable espacial sugiere densidades altas en la mayor parte de la zona de estudio (en rojo), con excepción de la zona este del Arroyo Las Bromanias (en amarillo) (Figura 38A). En las variables de origen humano, el modelo indica que la densidad de esta especie aumenta conforme la distancia a los campamentos aumenta, aunque debe tomarse precaución de los resultados a partir de los 15000 m pues las observaciones disminuyen a estas distancias (Figura 38B). La densidad decrece al aumentar la distancia de los pueblos, aunque incrementa a partir 15000 m (Figura 38C). En el tipo de hábitat los ambientes con mayor densidad fueron marisma, ambiente rocoso y en playas (Figura 38D). Para esta especie el modelo indica que para el tipo de vegetación las mayores densidades están en pastos marinos y con valores medios en manglar, con su menor en herbáceas halófilas. No obstante la mayor densidad se observó en zonas carentes de vegetación (Figura 38E). El sustrato las densidades estimadas más altas se encuentran en arena y roca, con valores medios en lodo y grava (este último con pocas observaciones) (Figura 38F).

Interpolación espacial de la densidad de *L. occidentalis*

De acuerdo a los valores obtenidos de los coeficientes del modelo mínimo adecuado se realizaron las predicciones espaciales de las densidades de *L. occidentalis* para el área de estudio, aplicándole la interpolación (IDW). La Figura 39 muestra que las mayores densidades se encuentran cinco puntos focalizados. El primero se encuentra al Norte de Pto. López Mateos, en la Boca de la Soledad. El segundo se muestra en zonas de marisma en la parte Este del Estero Banderitas. Otras áreas se encuentran en la parte de Puerto San Carlos, Islote

Pájaros y Puerto Magdalena y Punta Belcher. En la sección Este de la Boca de Entrada de Bahía Magdalena se encuentran también densidades similares, así como cerca de Puerto Alcatraz y la zona que rodea a el Canal de la Gaviota. Considerando el desempeño bajo del GLM (0.3, Tabla III) el mapa tuvo valores cercanos a los GAM. Aunque se puede observar en la Figura 39 el modelo GLM predice una zona con altas densidades en Pto. López Mateos y bajas en el Estero Banderas, a diferencia de GAM. Sin embargo existe concordancia en las zonas cercanas a Pto. Magdalena y Pto. Alcatraz.



Continúa...

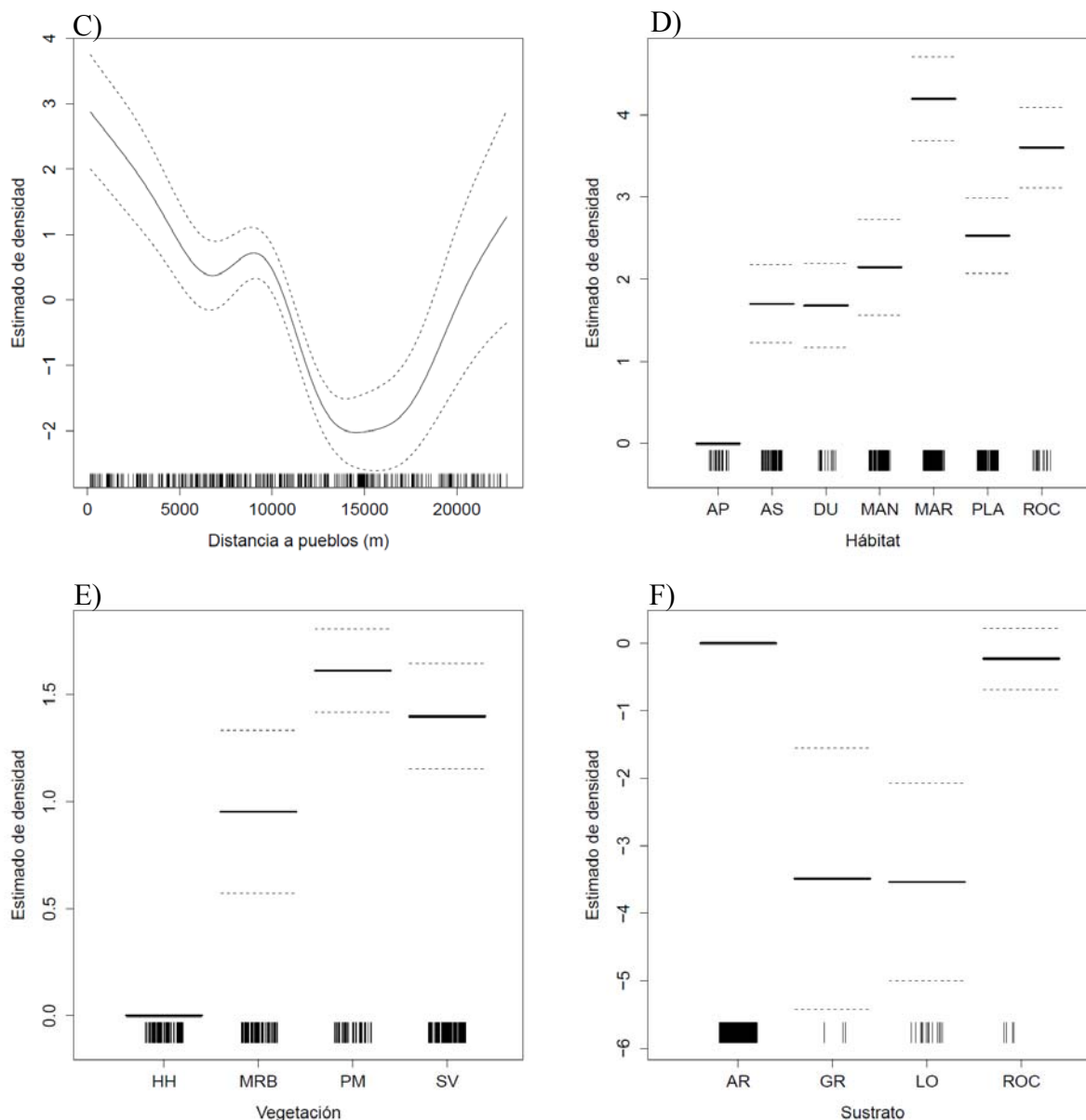


Figura 38. Densidad de *L. occidentalis* en relación con las variables predictivas del modelo GAM agregado (eje y está en escala del predictor lineal). Líneas punteadas= error estándar. **A)** INTERACCIÓN LONGITUD, LATITUD valores altos en rojo, valores medios en naranja, valores bajos en amarillo, **B)** DISTANCIA A CAMPAMENTOS (m), **C)** DISTANCIA A PUEBLOS (m), **D)** HÁBITAT, AS =Aguas someras, AP=Aguas profundas, AD=Dunas, MAN=Manglar, MAR=Marisma, PLA=Playa, ROC=Rocoso, **E)** VEGETACIÓN, HH= Herbáceas halófilas, MRB= Mangle Rojo y Blanco, PM=Pastos marinos, SV=Sin Vegetación, **F)** SUSTRATO, AR= Arena, GR= Grava, LO=Lodo, RO=Roca.

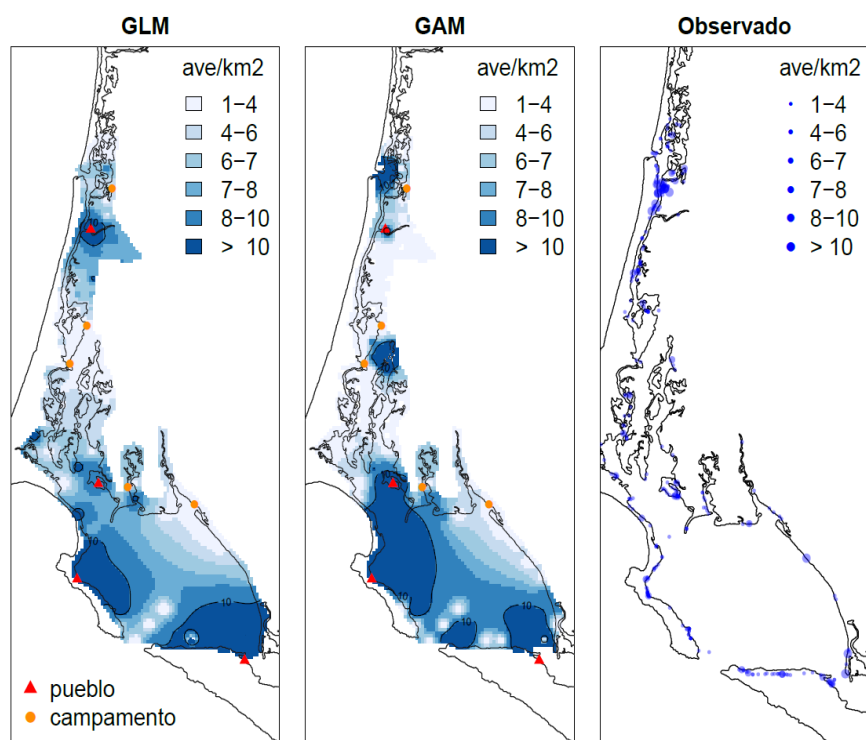


Figura 39. Mapa de estimados de la densidad de *L. occidentalis* con GLM y GAM.

Modelo de presencia/ausencia de *L. occidentalis*.

Para esta especie, los modelos GLM-GAM puntuales y GLM agregado en general tuvieron un desempeño bajo. El modelo GAM agregado se ajustó mejor, con un porcentaje de correcta clasificación de 70% y un AUC de 0.77. El modelo GLM puntual obtuvo un valor de AUC de 0.68 con una clasificación distinta al azar de 23% lo cual lo hace un modelo con un bajo desempeño además de tener un valor de devianza explicada del 8% (Tabla IV).

Construcción del modelo

La Tabla XV muestra el proceso de construcción para llegar al modelo mínimo adecuado que describe la presencia/ausencia de *L. occidentalis*, se observa que la inclusión de una variable al modelo más simple (modelo nulo) disminuye la

devianza significativamente y el porcentaje de devianza explicada aumenta. Los estadísticos de prueba demuestran tres variables importantes para el modelo GAM, las cuales tienen un efecto sobre la ocurrencia de *L. occidentalis*. El modelo final queda expresado de la siguiente manera:

$$PA = \alpha + f_1 Lon, Lat + Hábitat + Sustrato \quad (19)$$

Donde PA es la presencia/ausencia de *L. occidentalis* estimada por el modelo que incluye tres predictores con una f_n función suavizadora.

Tabla XV. Análisis de devianza del modelo GAM agregado (presencia/ausencia) de *L. occidentalis*.

| Modelo | g.l. res | dev. res | Δ dev. | dev (%) | valor de p (prueba X^2) |
|---------------------------|---------------|---------------|---------------|-------------|---------------------------------|
| ~1 (modelo nulo) | 368.00 | 503.31 | | 0 | |
| + f_1 (Lon.025:Lat.025) | 366.30 | 451.96 | 51.35 | 10.2 | 2.875E-06 |
| +Hábitat | 354.04 | 422.66 | 29.304 | 16 | 5.462E-05 |
| +Sustrato | 347.91 | 415.01 | 7.648 | 17.5 | 0.03166 |
| + f_2 (Dpueblo) | 345.50 | 414.89 | 0.122 | 17.6 | 0.39689 |
| +Vegetación | 345.32 | 408.19 | 6.702 | 18.6 | 0.09510 |
| + f_3 (Dcamp) | 342.08 | 408.03 | 0.157 | 18,9 | 0.19847 |

Nota: g.l. - res-grados de libertad residuales, dev.res. - devianza residual, Δ dev. - cambios en la devianza residual, dev (%). - devianza explicada por el modelo, valor de p, nivel de significancia.

Descripción del modelo de densidad

Los gráficos de dependencia parcial del modelo indican en la variable espacial que la probabilidad de ocurrencia de esta especie es alta a moderada (en rojo-naranja) en la sección de canales de Santo Domingo y está aumenta en la porción Occidental de Bahía Magdalena (Figura 40A). El segundo predictor significativo obtuvo su óptimo en áreas de marismas, seguido de manglar, dunas, playas y roca, obteniendo valores de probabilidad bajos en aguas profundas (Figura 40B). El sustrato que obtuvo la mayor probabilidad de ocurrencia fue arena seguido de roca y lodo, con sus probabilidades más bajas en grava (Figura 40C).

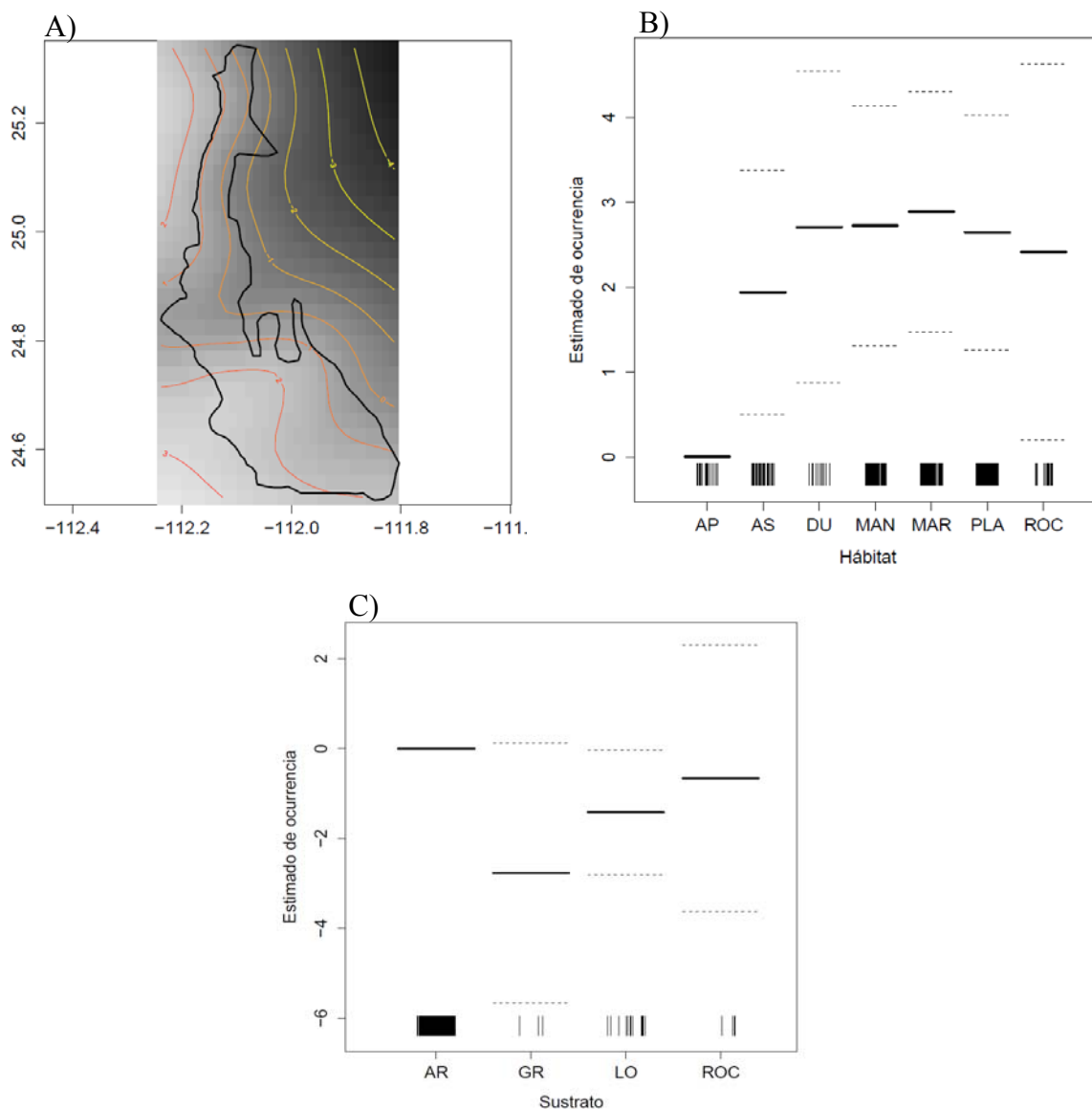


Figura 40. Presencia/Ausencia de *L. occidentalis* en relación con las variables predictivas del modelo GAM agregado (eje y está en escala del predictor lineal). Líneas punteadas= error estándar. **A)** INTERACCIÓN LONGITUD, LATITUD valores altos en rojo, valores medios en naranja, valores bajos en amarillo, **B)** HÁBITAT, AP=Aguas profundas, AS =Aguas someras, DU=Dunas, MAN=Manglar, MAR=Marisma, PLA=Playa, ROC=Rocoso. **C)** SUSTRATO, AR=Arena, GR=Grava, LO=Lodo, ROC= Roca.

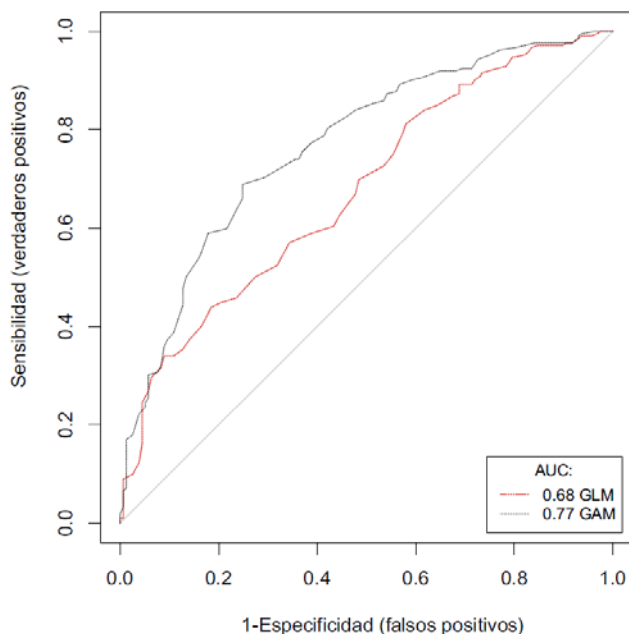


Figura 41. Característica Operativa del Receptor de los modelos GLM y GAM agregados de *L. occidentalis*.

En la Figura 41 se muestra el desempeño de los modelos agregados GLM y GAM mediante una gráfica de Característica Operativa del Receptor. Se observa que el modelo GLM tiene un rendimiento bajo con 0.66 mientras que el GAM tiene un valor moderado de 0.77.

Interpolación espacial de la presencia/ausencia de *L. occidentalis*

Utilizando los coeficientes del modelo mínimo adecuado se realizaron las predicciones espaciales de la presencia/ausencia de *L. occidentalis* en el área de estudio, después se aplicó un método de interpolación espacial. En general esta especie puede observarse con una probabilidad del 56 al 67% para toda la zona de estudio. En el modelo GAM agregado (Figura 42) se muestra una gran sección entre Pto. San Carlos hasta aprox. la mitad de Bahía Magdalena con

probabilidades de ocurrencia entre el 67 -89 %. También se puede observar un 67 a 78 % de ocurrencia en zonas cercanas a Pto. Alcatraz, Canal de Gaviotas y en la costa Noroeste de Isla Margarita. Para los canales de Santo Domingo se observan probabilidades desde un 11-22% (e. g. final del Arroyo Las Bromanias) a un 56 % de ocurrencia (e.g. Curva del Diablo). Se observan probabilidades de ocurrencia bajas en la boca de entrada de Bahía Magdalena. El modelo GLM (Figura 42) muestra un patrón similar, pero más fragmentado y sin un aumento de la probabilidad cerca de los poblados.

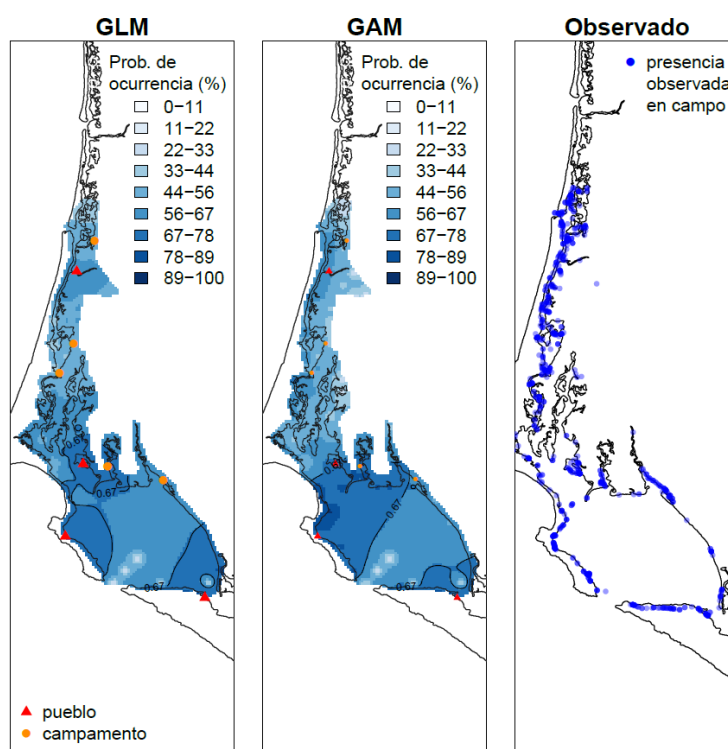


Figura 42. Mapa de probabilidad de ocurrencia (%) de *L. occidentalis*.

Modelo de densidad de *Larus heermanni*.

De los modelos realizados (GLM-GAM puntuales y GLM-GAM agregados) el modelo GAM agregado obtuvo el mejor desempeño obteniendo un valor de

correlación de 0.97 entre lo observado y lo predicho a diferencia del modelo GLM agregado de tan solo 0.26 (Tabla III).

Construcción del modelo

En la Tabla XVI se muestra el proceso de construcción para llegar al modelo mínimo adecuado que describe las densidades de *L. heermanni*. Se observa que al agregar una variable al modelo más simple (modelo nulo) la devianza decrece significativamente y el porcentaje de devianza explicada aumenta. Los estadísticos de prueba demuestran que seis variables son importantes para el modelo GAM, las cuales tienen un efecto importante sobre la densidad de *L. heermanni*. El modelo final queda expresado de la siguiente manera:

$$\text{Densidad} = \alpha + f_1\text{Lon, Lat} + f_2\text{Dpueblo} + f_3\text{Dcamp} + \text{Vegetación} + \text{Hábitat} + \text{Sustrato} \quad (20)$$

Donde *Densidad* es la densidad de *L. heermanni*. estimada por el modelo que incluye los seis predictores con sus f_n funciones suavizadoras.

Tabla XVI. Análisis de devianza del modelo GAM agregado (densidad) de *L. heermanni*.

| Modelo | g.l. res | dev. res | Δ dev. | dev (%) | valor de p (prueba X^2) |
|----------------------------|---------------|--------------|---------------|-------------|------------------------------|
| ~1 (modelo nulo) | 370 | 14135.6 | | | |
| + f_1 (Lon.025, Lat.025) | 341 | 3717.1 | 10418.5 | 78.9 | <2.20E-16 |
| + f_2 (Dpueblo) | 334.04 | 2324.9 | 1392.2 | 88.2 | <2.20E-16 |
| + f_3 (Dcamp) | 332.92 | 2191.1 | 133.8 | 89.5 | <2.20E-16 |
| +Vegetación | 322.84 | 1717.9 | 473.3 | 91.1 | <2.20E-16 |
| +Hábitat | 315.13 | 1024.2 | 693.6 | 94.6 | <2.20E-16 |
| + Sustrato | 311.90 | 659.6 | 364.7 | 95.5 | <2.20E-16 |

Nota: g.l. - res-grados de libertad residuales, dev.res. - devianza residual, Δ dev. - cambios en la devianza residual, dev (%). - devianza explicada por el modelo, valor de p , nivel de significancia.

Las variables interacción longitud latitud, la distancia a pueblos fueron las que más aportaron al modelo.

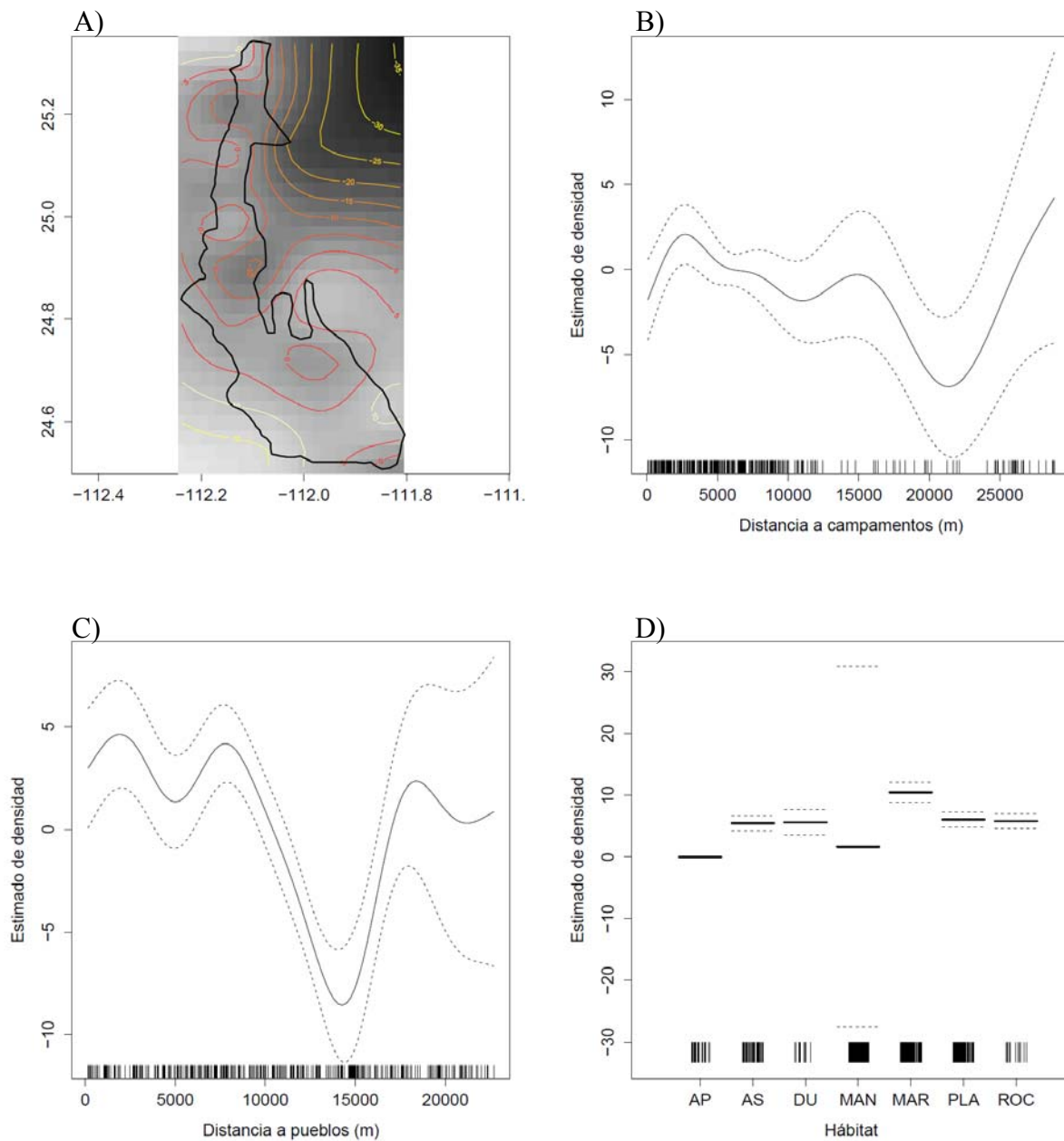
Descripción del modelo de densidad

Los gráficos de dependencia parcial obtenidos del modelo mínimo adecuado muestra que las densidades en la variable espacial fueron más altas y se localizaron en Bahía Magdalena (en rojo), y en la zona de canales de Santo Domingo y bajas (en amarillo) cerca de la Boca de Entrada de Bahía Magdalena (Figura 43A). La densidad mantiene poca variación al aumentar la distancia de los campamentos aunque esta decrece gradualmente llegando a su valor más bajo alrededor de los 20000 m, sin embargo debe tomarse con cuidado los resultados después de este valor de referencia pues existen pocas observaciones (Figura 43B). La densidad de esta especie se mantiene con pocos cambios al aumentar la distancia a los pueblos, sin embargo se presenta un decremento, llegando a sus valores más bajos poco antes de los 15000 m. posteriormente las densidades vuelven aumentar (Figura 43C). Con respecto al hábitat los valores se puede observar que gran parte de los ambientes tienen valores similares. Siendo ligeramente el mayor ambiente marisma y los dos ligeramente menores manglar y aguas profundas (Figura 43D). En vegetación también se observan valores de densidad similares sobresaliendo ligeramente manglar (Figura 43E). Para el sustrato si bien los tres también poseen valores similares tanto lodo como roca tienen pocas observaciones a comparación de la arena (Figura 43F).

Interpolación espacial de la densidad de *L. heermanni*

Empleando los coeficientes del modelo mínimo adecuado se realizaron las predicciones espaciales de las densidades de *L. heermanni* en el área de estudio, después se aplicó un método de interpolación espacial. La Figura 44 muestra que las mayores densidades se localizaron en las zonas aledañas a Islote Pájaros, Pto. Magdalena, Punta Belcher, así como en la costa Norte del Estero la Herradura así como en Boca de la Soledad. El modelo GLM (Figura 44) muestra similitudes en las densidades encontradas cerca de Pto. Magdalena, pero difiere

en la densidad al Norte de Bahía Magdalena, cerca de Pto. Alcatraz, Canal de la Gaviota y Estero Salinas.



Continúa...

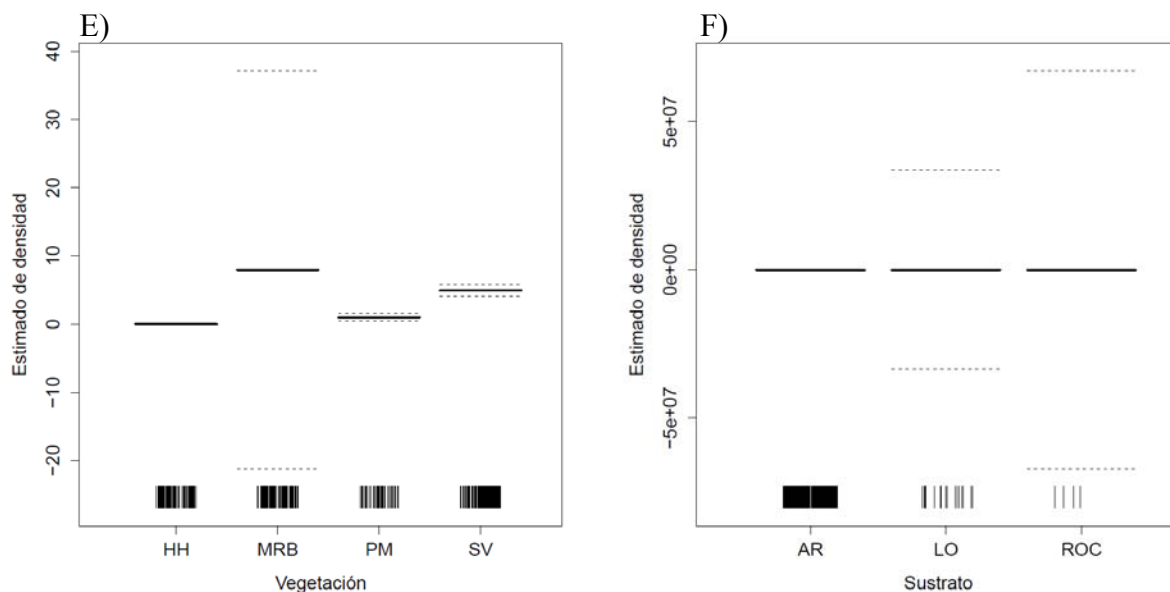


Figura 43. Densidad de *L. heermanni* en relación con las variables predictivas del modelo GAM agregado (eje y está en escala del predictor lineal). Líneas punteadas= error estándar. **A)** INTERACCIÓN LONGITUD, LATITUD valores altos en rojo, valores medios en naranja, valores bajos en amarillo, **B)** DISTANCIA A PUEBLOS (m), **C)** DISTANCIA A CAMPAMENTOS, **D)** HÁBITAT, AP=Aguas profundas, AS=Aguas someras, AD=Dunas, MAN=Manglar, MAR=Marisma, PLA=Playa, ROC=Rocoso, **E)** VEGETACIÓN, HH= Herbáceas halófilas, MRB= Mangle Rojo y Blanco, PM=Pastos marinos, SV=Sin Vegetación, **F)** SUSTRATO, AR=Arena, LO=Lodo, ROC=Roca.

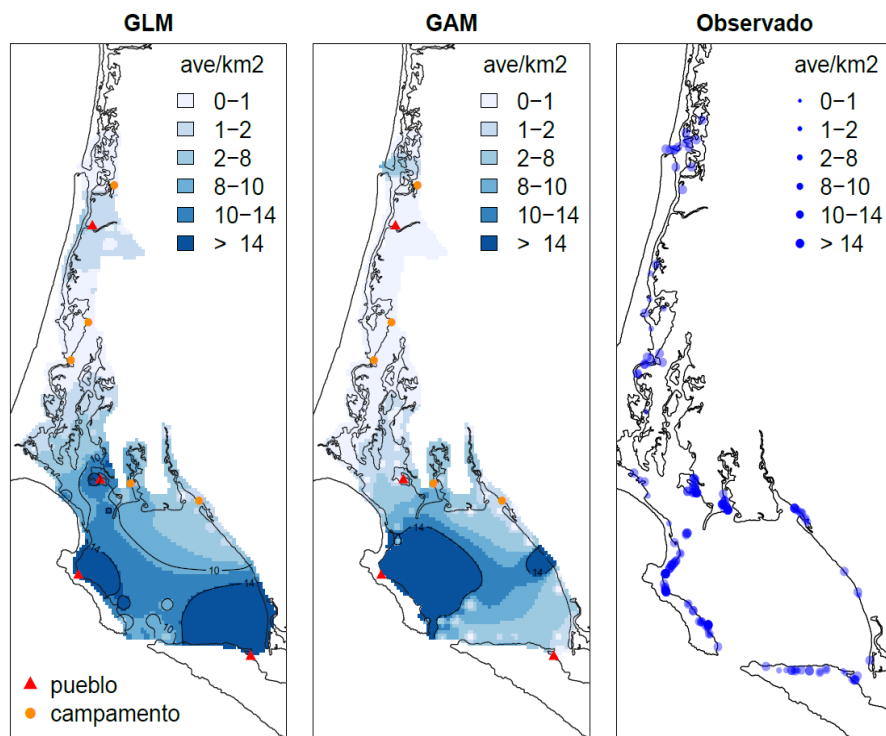


Figura 44. Mapa de estimados de la densidad de *L. heermanni* con GLM y GAM.

Modelo de presencia/ausencia de *L. heermanni*.

Para esta especie, los modelos GLM-GAM puntuales y GLM agregado en general tuvieron un desempeño bajo (Tabla V). El modelo GAM agregado se ajustó mejor, con un porcentaje de correcta clasificación de 88%, una clasificación distinta al azar de 0.60 y un AUC de 0.92 (Tabla IV).

Construcción del modelo

La Tabla XII muestra el proceso de construcción para llegar al modelo mínimo adecuado que describe la presencia/ausencia de *L. heermanni*, se observa que la inclusión de una variable al modelo más simple (modelo nulo) disminuye la devianza significativamente y el porcentaje de devianza explicada aumenta. Los estadísticos de prueba demuestran las seis variables son importantes para GAM, las cuales tienen un efecto sobre la ocurrencia de *L. heermanni*. El modelo final queda expresado de la siguiente manera:

$$PA = \alpha + f_1 Lon, Lat + Hábitat + Sustrato + Vegetación + f_2 Dcamp + f_3 Dpueblo(21)$$

Donde PA es la presencia/ausencia de *L. heermanni* estimada por el modelo que incluye los predictores con sus f_n funciones suavizadoras.

Tabla XVII. Análisis de devianza del modelo GAM agregado (presencia/ausencia) de *L. heermanni*.

| Modelo | g.l. res | dev. res | Δ dev. | dev (%) | valor de p (prueba X^2) |
|----------------------------------|---------------|---------------|---------------|-------------|------------------------------|
| ~1 (modelo nulo) | 361 | 372.05 | | 0 | |
| + f_1 (Lon.025:Lat.025) | 337.74 | 258.85 | 113.206 | 30.4 | 8.435E-14 |
| +Hábitat | 331.28 | 229.32 | 29.529 | 38.4 | 7.340E-05 |
| +Sustrato | 329.69 | 221.74 | 7.579 | 40.4 | 0.01412 |
| +Vegetación | 326.20 | 212,93 | 8.813 | 42.8 | 0.04659 |
| + f_3 (Dpueblo) | 324.12 | 204.26 | 8.670 | 45.1 | 0.01431 |
| + f_2(Dcamp) | 317.19 | 188.34 | 15.917 | 49.6 | 0.02480 |

Nota: g.l. - res-grads de libertad residuales, dev.res. - devianza residual, Δ dev. - cambios en la devianza residual, dev (%). - devianza explicada por el modelo, valor de p , nivel de significancia.

En este modelo se observa que la interacción de longitud con latitud y el hábitat son los que más aportan principalmente en el modelo.

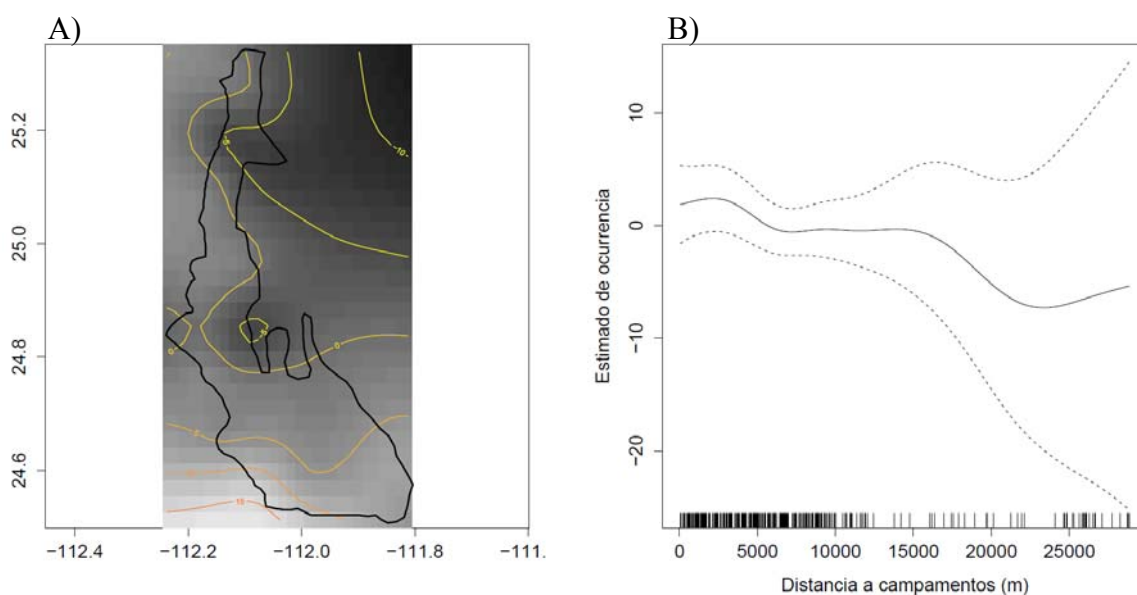
Descripción del modelo de presencia/ausencia

Los gráficos de dependencia parcial obtenidos del modelo mínimo adecuado muestran que para la interacción longitudinal y latitudinal se observan valores medios en Bahía Magdalena (en naranja), y su probabilidad va disminuyendo (en amarillo) en la zona de canales de Santo Domingo (Figura 45A). Las variables antropogénicas mostraron una tendencia a disminuir la probabilidad al aumentar la distancia de los campamentos pesqueros o pueblos (Figura 45B y C). En el caso de la distancia los campamentos los resultados a partir de los 12000 m aprox. deben tomarse con cuidado pues existen pocas observaciones después de este valor de referencia. Con referencia al tipo de hábitat (Figura 45D) las mayores

probabilidades se encuentran en marismas y manglar, con probabilidades medias en playa, roca y dunas y bajas en aguas profundas. Para el tipo de vegetación (Figura 45E) se observa las mayores ocurrencias en manglar y herbáceas halófilas, sin embargo la mayor parte se encontró en zonas carentes de vegetación. El tipo de sustrato mantuvo valores similares entre arena y lodo, aunque este último tuvo mucho menores observaciones (Figura 45F).

Interpolación espacial de la presencia/ausencia de *L. heermanni*

Empleando los coeficientes del modelo mínimo adecuado se realizaron las predicciones espaciales de las presencia/ausencia de *L. heermanni* en el área de estudio, después se aplicó un método de interpolación espacial. La Figura 47 muestra que las mayores densidades se localizaron en las zonas aledañas a Pto. Magdalena, Punta Belcher, así como en la costa Norte del Estero la Herradura. También se observa una probabilidad media 33-44% en la Boca de la Soledad. Otro sitio con probabilidades de entre 44 y 56 % de ocurrencia es en las zonas aledañas a Pto. Alcatraz y Canal de de la Gaviota. El modelo GLM (Figura 47) tiene similitudes en las ocurrencias aunque muestra un patrón más general y sin puntos focalizados de altas probabilidades como en el caso de GAM.



Continúa...

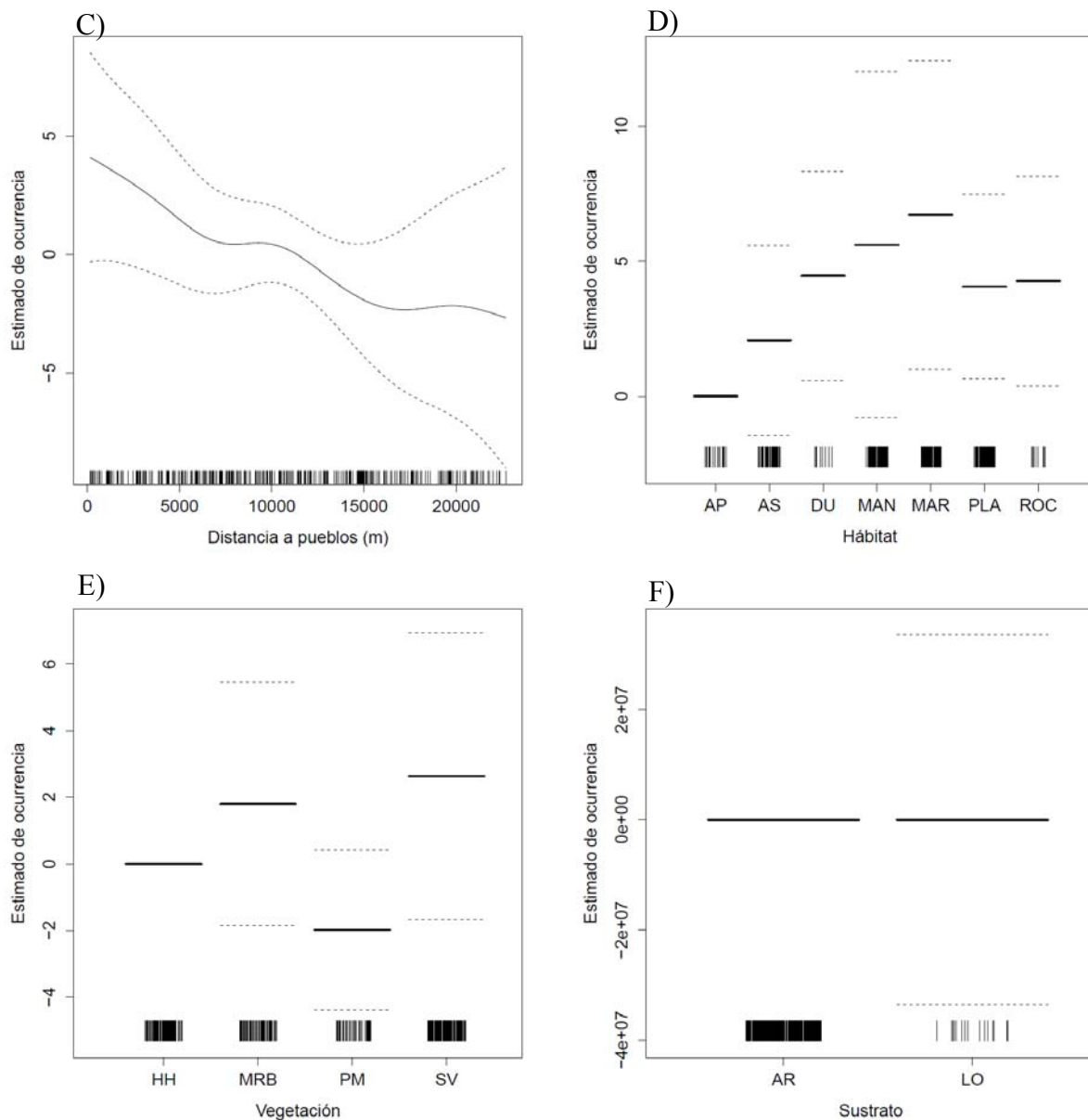


Figura 45. Presencia/Ausencia de *L. heermanni* en relación con las variables predictivas del modelo GAM agregado (eje y está en escala del predictor lineal). Líneas punteadas= error estándar. **A)** INTERACCIÓN LONGITUD, LATITUD valores altos en rojo, valores medios en naranja, valores bajos en amarillo, **B)** DISTANCIA A CAMPAMENTOS (m), **C)** DISTANCIA A PUEBLOS (m), **D)** HÁBITAT, AP=Aguas profundas, AS =Aguas someras, AD=Dunas, MAN=Manglar, MAR=Marisma, PLA=Playa, ROC=Rocoso, **E)** VEGETACIÓN, HH= Herbáceas halófilas, MRB= Mangle Rojo y Blanco, PM=Pastos marinos, SV=Sin Vegetación, **F)** SUSTRATO, AR=Arena, LO=Lodo, ROC=Roca.

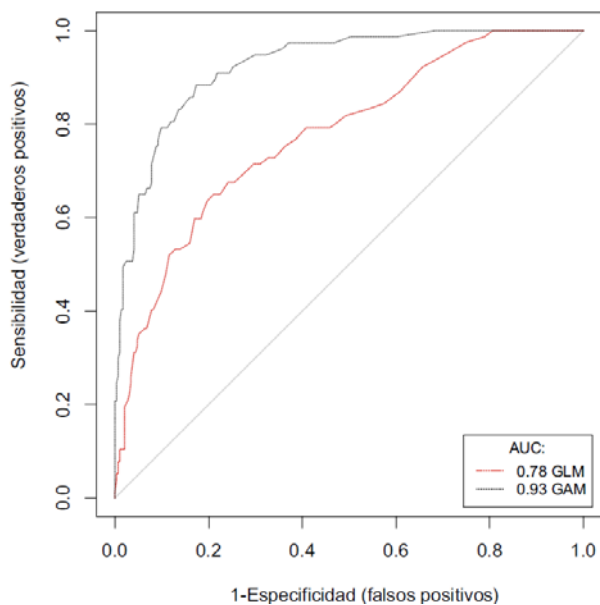


Figura 46. Característica Operativa del Receptor de los modelos GLM y GAM agregados de *L. heermanni*.

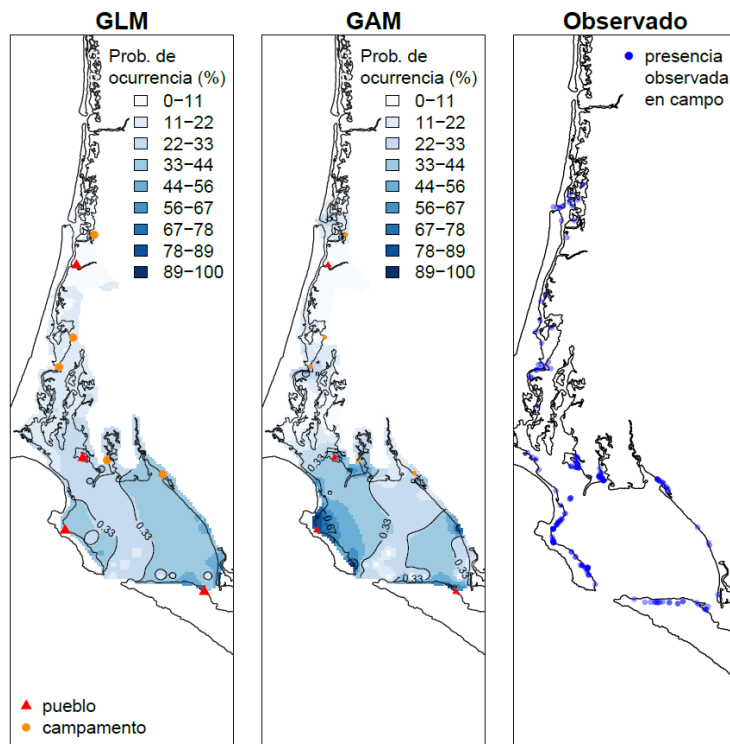


Figura 47. Mapa de probabilidad de ocurrencia (%) de *L. heermanni* GLM y GAM.

En la Figura 46 se muestra el desempeño de los modelos agregados GLM y GAM mediante una gráfica de Característica Operativa del Receptor. Se observa que el modelo GLM tiene un rendimiento moderado (0.78) mientras que el GAM tiene un valor alto (0.93).

Modelo de densidad de *Larus delawarensis*

De los modelos realizados (GLM-GAM puntuales y GLM-GAM agregados) el modelo GAM agregado obtuvo el mejor desempeño obteniendo un valor de correlación de 0.88 entre lo observado y lo predicho a comparación del GLM agregado que obtuvo 0.29 (Tabla III).

Construcción del modelo

En la Tabla XVIII se muestra el proceso de construcción para llegar al modelo mínimo adecuado que describe las densidades de *L. delawarensis*. Se observa que al agregar una variable al modelo más simple (modelo nulo) la devianza decrece significativamente y el porcentaje de devianza explicada aumenta. Los estadísticos de prueba demuestran que seis variables son importantes para el modelo GAM, las cuales tienen un efecto importante sobre la densidad de *L. delawarensis*. El modelo final queda expresado de la siguiente manera:

$$Densidad = \alpha + f_1 Lon, Lat + f_2 Dpueblo + f_3 Dcamp + Vegetación + Sustrato + Hábitat \quad (22)$$

Donde *Densidad* es la densidad de *L. delawarensis* estimada por el modelo que incluye los predictores. y sus f_n funciones suavizadoras.

Tabla XVIII. Análisis de devianza del modelo GAM agregado (densidad) de *L. delawarensis*.

| Modelo | g.l. res | dev. res | Δ dev. | dev(%) | valor de p (prueba X^2) |
|----------------------------|---------------|---------------|---------------|-------------|------------------------------|
| ~1 (modelo nulo) | 368 | 3060 | | | |
| + f_1 (Lon.025, Lat.025) | 339.32 | 1250.03 | 1810.45 | 59.2 | <2.20E-16 |
| + f_2 (Dpueblo) | 337.92 | 1229.32 | 20.71 | 59.8 | <1.18E-05 |
| + f_3 (Dcamp) | 335.70 | 1201.96 | 27.36 | 60.7 | <1.63E-06 |
| +Vegetación | 333.84 | 923.42 | 278.54 | 69.8 | <2.20E-16 |
| + Sustrato | 330.72 | 884.17 | 39.26 | 71.1 | <1.84E-08 |
| +Hábitat | 324.91 | 753.40 | 130.76 | 75.4 | <2.20E-16 |

Nota: g.l. res., grados de libertad residuales, dev.res., devianza residual, Δ dev., cambios en la devianza residual, dev (%), devianza explicada por el modelo, valor de p , nivel de significancia.

Las variables que contribuyen más al modelo son la interacción longitud, latitud y vegetación, sin embargo las variables humanas son necesarias en la construcción inicial por lo tanto se consideran también influyentes.

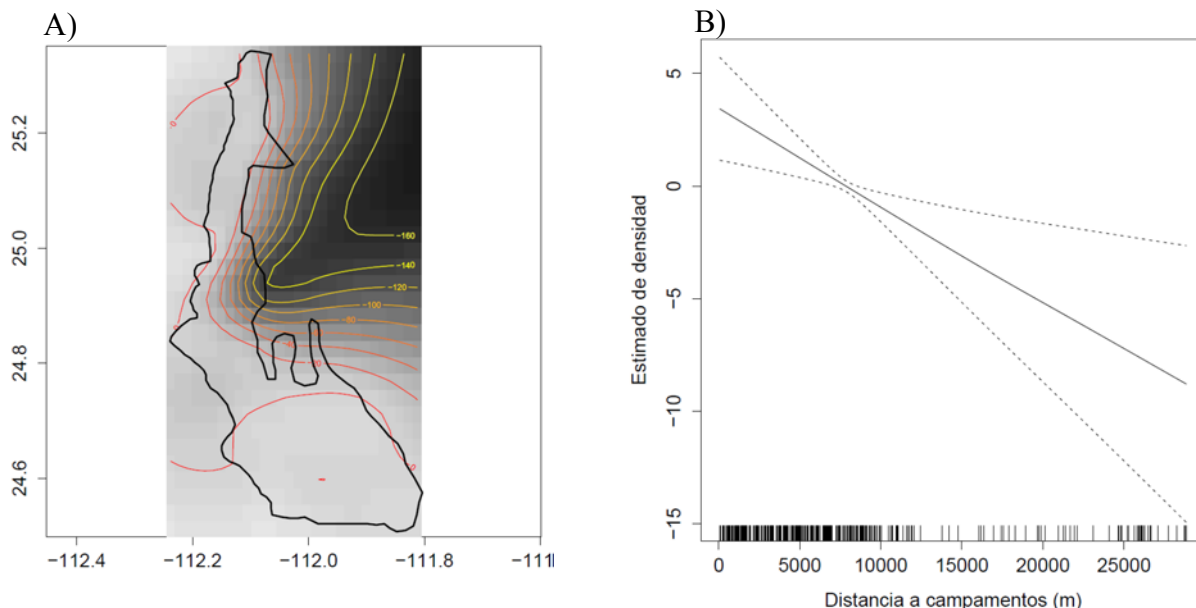
Descripción del modelo de densidad

Los gráficos de dependencia parcial obtenidos del modelo mínimo adecuado muestran que para la variable espacial las densidades con valores altos se localizaron en casi la mayor parte de la zona de estudio (en rojo), a excepción de bordes de los esteros al Este de La Florida (en naranja-amarillo) (Figura 48A). Las variables humanas adoptaron un patrón similar entre ambas, donde las densidades disminuyen conforme la distancia aumenta (Figura 48B y C). Con respecto al tipo de hábitat, las diferencias entre los ambientes fueron similares con poca variación durante la construcción pero la adición de la variable demostró ser significativa pero de bajo peso, lo cual explica la homogeneidad de la densidad en la gráfica (Figura 48D). La vegetación por el contrario indicó que las mayores densidades se encuentran en zonas con árboles de manglar seguido de herbáceas halófilas, aunque densidades medias se pudieron encontrar principalmente en zonas sin vegetación (Figura 48E). El tipo de sustrato mostró

que las densidades mayores se localizan en arena seguido de roca y lodo, y sus más bajas en grava (Figura 48F).

Interpolación espacial de la densidad de *L. delawarensis*

Empleando los coeficientes del modelo mínimo adecuado se realizaron las predicciones espaciales de las densidades de *L. delawarensis* en el área de estudio, después se aplicó el método de interpolación espacial. Las densidades para esta especie fueron bajas, no obstante la Figura 49 muestra que las mayores densidades de esta especie se localizaron en 3 zonas principalmente. La primera al Norte de la zona de estudio alrededor de Pto. López Mateos incluyendo Boca de la Soledad. El segundo en las áreas aledañas a Pto. Magdalena. El tercer sitio fue en las zonas cercanas a Pto. Alcatraz, Canal de la Gaviota y la costa del Estero Salinas. El patrón espacial que adopta el modelo GLM (Figura 49) fue similar al de GAM, con la excepción de un sitio. En GLM se observa que Pto. San Carlos obtiene valores altos, por el contrario en GAM se aprecia una zona entre el Estero San Buto y Chisguete.



Continúa...

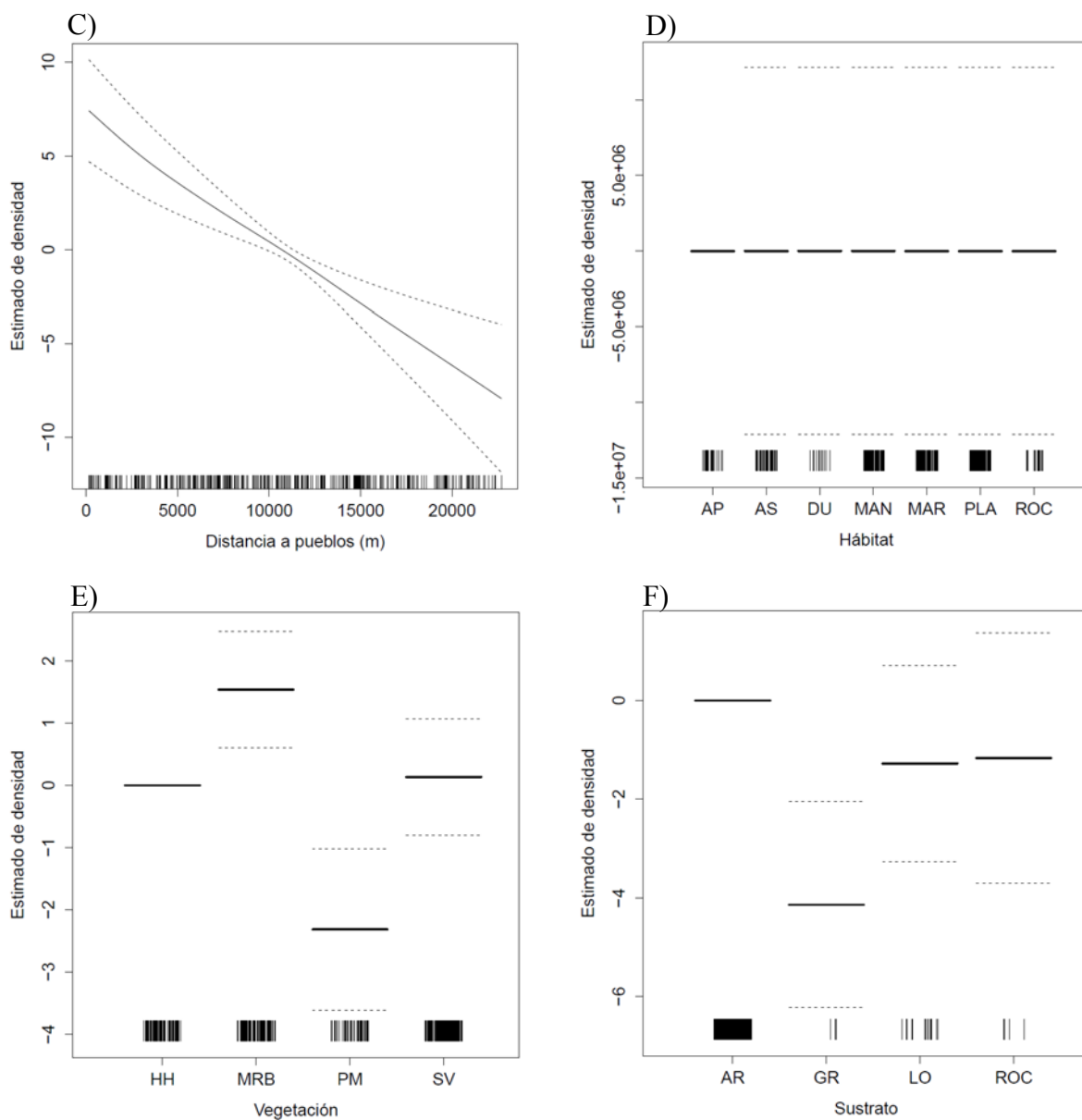


Figura 48. Densidad de *L. delawarensis* en relación con las variables predictivas del modelo GAM agregado (eje y está en escala del predictor lineal). Líneas punteadas= error estándar. **A)** INTERACCIÓN LONGITUD, LATITUD valores altos en rojo, valores medios en naranja, valores bajos en amarillo, **B)** DISTANCIA A CAMPAMENTOS (m), **C)** DISTANCIA A PUEBLOS (m), **D)** HÁBITAT, AP=Aguas profundas, AS =Aguas someras, AD=Dunas, MAN=Manglar, MAR=Marisma, PLA=Playa, ROC=Rocoso, **E)** VEGETACIÓN, HH= Herbáceas halófilas, MRB= Mangle Rojo y Blanco, PM=Pastos marinos, SV=Sin Vegetación, **F)** SUSTRATO, AR=Arena, GR=Grava, LO=Lodo, ROC=Roca.

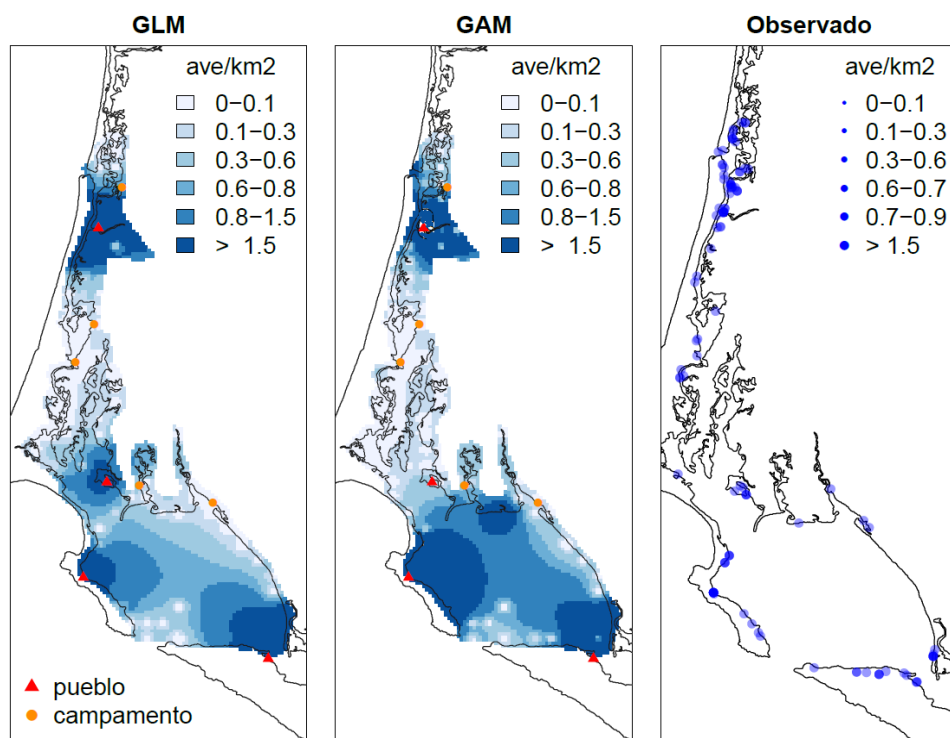


Figura 49. Mapa de estimados de densidad de *L. delawarensis* con GLM y GAM.

Para esta especie, los modelos GLM-GAM puntuales y GLM-GAM agregado de presencia y ausencia tuvieron un desempeño bajo y no se incluyen en los resultados principales (Tabla IV).

Modelo de densidad de *Thalasseus elegans*

De los modelos realizados (GLM-GAM puntuales y GLM-GAM agregados) el modelo GAM agregado obtuvo el mejor desempeño obteniendo un valor de correlación de 0.91 entre lo observado y lo predicho (Tabla IV).

Construcción del modelo

En la Tabla XIX se muestra el proceso de construcción para llegar al modelo mínimo adecuado que describe las densidades de *T. elegans*. Se observa que al agregar una variable al modelo más simple (modelo nulo) la devianza decrece significativamente y el porcentaje de devianza explicada aumenta. Los estadísticos

de prueba demuestran que las seis variables son importantes para el modelo GAM, las cuales tienen un efecto importante sobre la densidad de *T. elegans*. El modelo final queda expresado de la siguiente manera:

$$\text{Densidad} = \alpha + f_1 \text{Lon, Lat} + \text{Hábitat} + f_2 \text{Dpueblo} + \text{Vegetación} + f_3 \text{Dcamp} + \text{Sustrato} \quad (23)$$

Donde *Densidad* es la densidad de *T. elegans*. estimada por el modelo que incluye los predictores. y las f_n funciones suavizadoras.

Tabla XIX. Análisis de devianza del modelo GAM agregado (densidad) de *T. elegans*.

| Modelo | g.l. res | dev. res | Δ dev. | dev (%) | valor de p (prueba X^2) |
|----------------------------|---------------|---------------|---------------|-------------|---------------------------------|
| ~1 (modelo nulo) | 352 | 1649.30 | | | |
| + f_1 (Lon.025, Lat.025) | 323.33 | 913.29 | 736 | 53.3 | <2.20E-16 |
| +Hábitat | 318.96 | 774.47 | 138.82 | 62.9 | <2.20E-16 |
| + f_2 (Dpueblo) | 310.87 | 568.16 | 206.31 | 68 | <2.20E-16 |
| +Vegetación | 307.62 | 537.27 | 30.89 | 71.1 | 1.254E-06 |
| + f_3 (Dcamp) | 298.27 | 448.32 | 88.95 | 76.6 | 4.028E-15 |
| + Sustrato | 297.10 | 441.14 | 7.18 | 76.9 | 0.009664 |

Nota: g.l. - res-grados de libertad residuales, dev.res. - devianza residual, Δ dev. - cambios en la devianza residual, dev (%). - devianza explicada por el modelo, valor de p , nivel de significancia.

Las variables interacción longitud latitud y el hábitat fueron las que más influyeron en el modelo

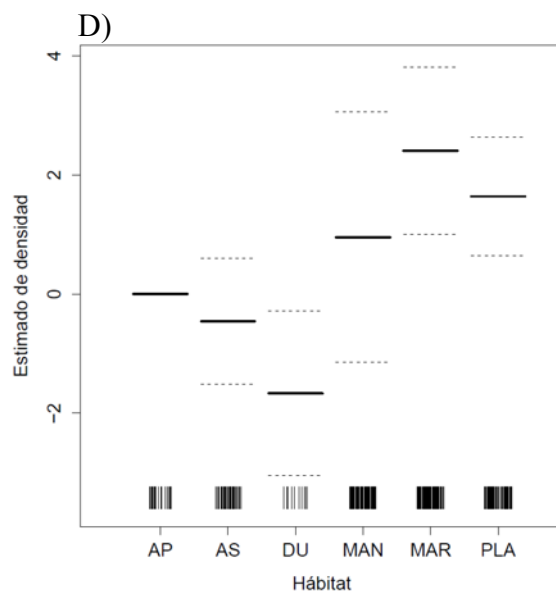
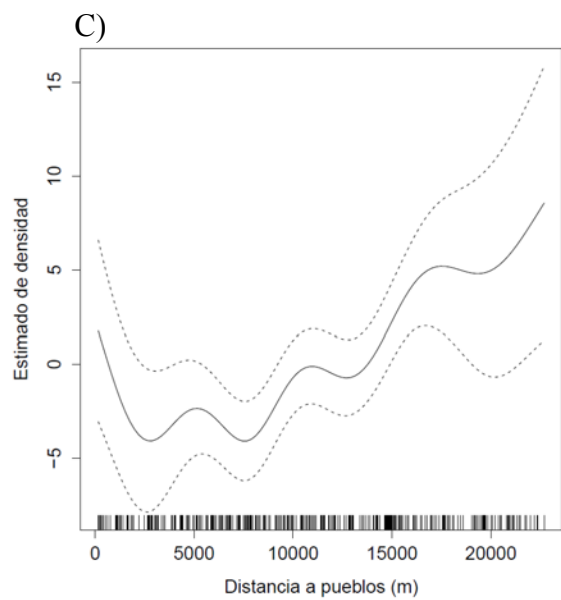
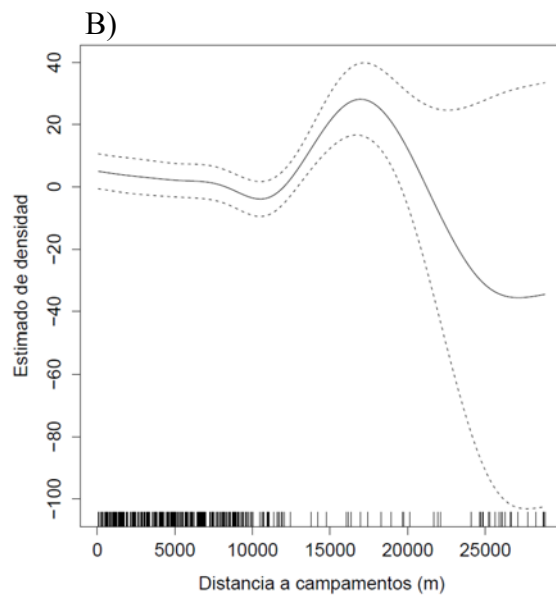
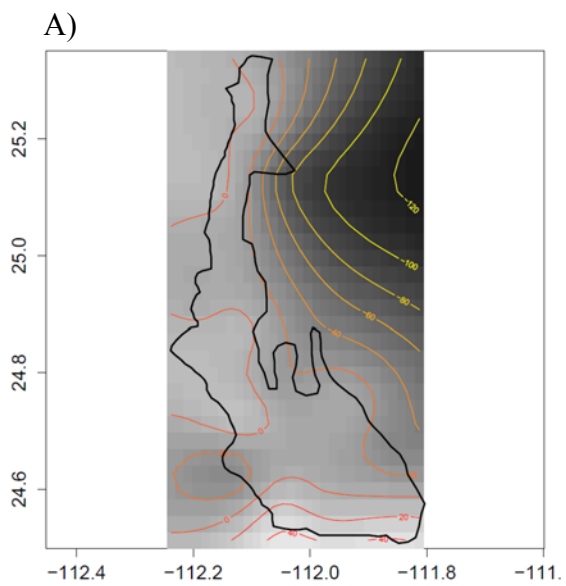
Descripción del modelo de densidad

Los gráficos de dependencia parcial obtenidos del modelo mínimo adecuado se muestran para su variable espacial valores altos en la porción norte de Bahía Magdalena (en rojo), y valores medios en el resto de la zona de estudio (en naranja) (Figura 50A). Las variables antropogénicas mostraron poca tendencia y con valores bajos. La densidad y la distancia a los campamentos no muestra una tendencia, sino aumenta ligeramente en los 15000 m, pero los resultados deben

tomarse con precaución pues existen pocas observaciones a partir de los 10000 m (Figura 50B). La densidad en relación con la distancia a los pueblos (Figura 50C) aumenta conforme la distancia incrementa. Con respecto a la densidad por tipo de hábitat (Figura 50D), se observó que el ambiente marisma seguido de playa obtuvieron los valores mayores, con valores medios en aguas profundas, someras y manglar, observando su menor en dunas. Para el tipo de vegetación se observó densidad alta en pastos marinos seguido de zonas con árboles de manglar, y bajas en herbáceas halófilas, aunque se observaron valores medios en zonas sin vegetación (Figura 50E). El sustrato arena fue el obtuvo los valores más altos en comparación de lodo (Figura 50F).

Interpolación espacial de la densidad de *T. elegans*

Empleando los coeficientes del modelo mínimo adecuado se realizaron las predicciones espaciales de las densidades de *T. elegans* en el área de estudio, después se aplicó el método de interpolación. Las densidades para esta especie fueron bajas, no obstante la Figura 51 muestra que las mayores densidades de esta especie se localizaron en la parte Sur de los canales de Santo Domingo (e.g. Estero las Tijeras, Estero Banderitas, Sur de La Curva del Diablo) incluyendo el Sur de Pto. San Carlos (e.g. Islote Pájaros y Norte de Pto. Magdalena) así como las zonas aledañas a Pto. Alcatraz (Canal de la Gaviota). Aunque también se encuentra una pequeña zona focalizada en Boca de la Soledad. El modelo GLM (Figura 51) tomando en cuenta su bajo desempeño, muestra valores similares en cuanto a la densidad, pero la predicción espacial adopta un patrón diferente concentrados más en Pto. San Carlos, Norte de Pto. Alcatraz y una porción pequeña cercana a Pto. Alcatraz.



Continúa...

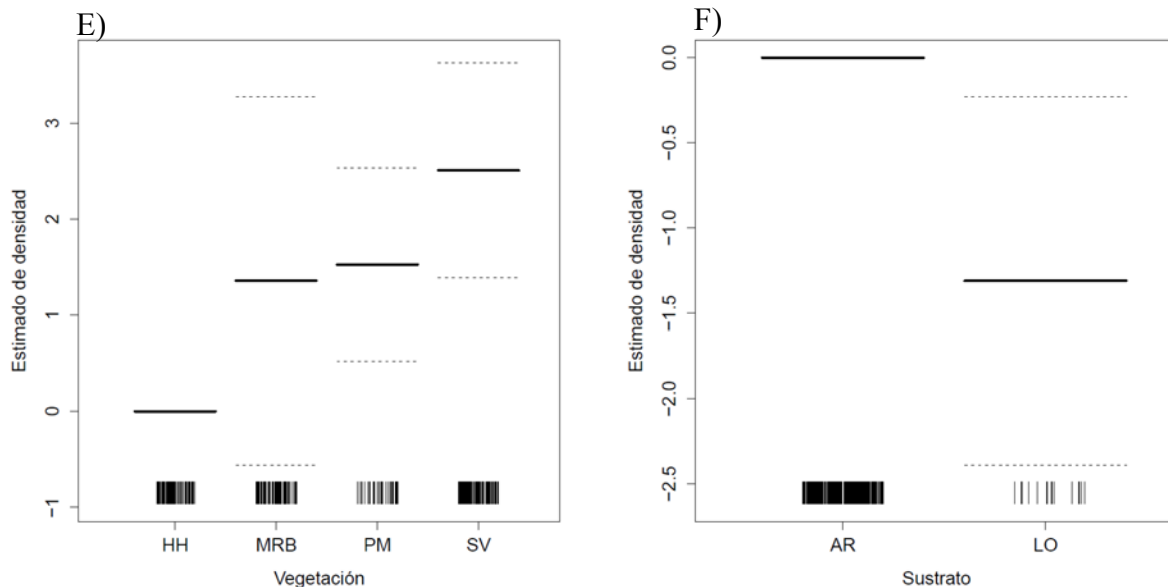


Figura 50. Densidad de *T. elegans* en relación con las variables predictivas del modelo GAM agregado. (eje y está en escala del predictor lineal). Líneas punteadas= error estándar. **A)** INTERACCIÓN LONGITUD, LATITUD valores altos en rojo, valores medios en naranja, valores bajos en amarillo, **B)** DISTANCIA A CAMPAMENTOS (m), **C)** DISTANCIA A PUEBLOS (m), **D)** HÁBITAT, AP=Aguas profundas, AS =Aguas someras, AD=Dunas, MAN=Manglar, MAR=Marisma, PLA=Playa, ROC=Rocoso, **E)** VEGETACIÓN, HH= Herbáceas halófilas, MRB= Mangle Rojo y Blanco, PM=Pastos marinos, SV=Sin Vegetación. **F)** SUSTRATO, AR=Arena, LO=Lodo.

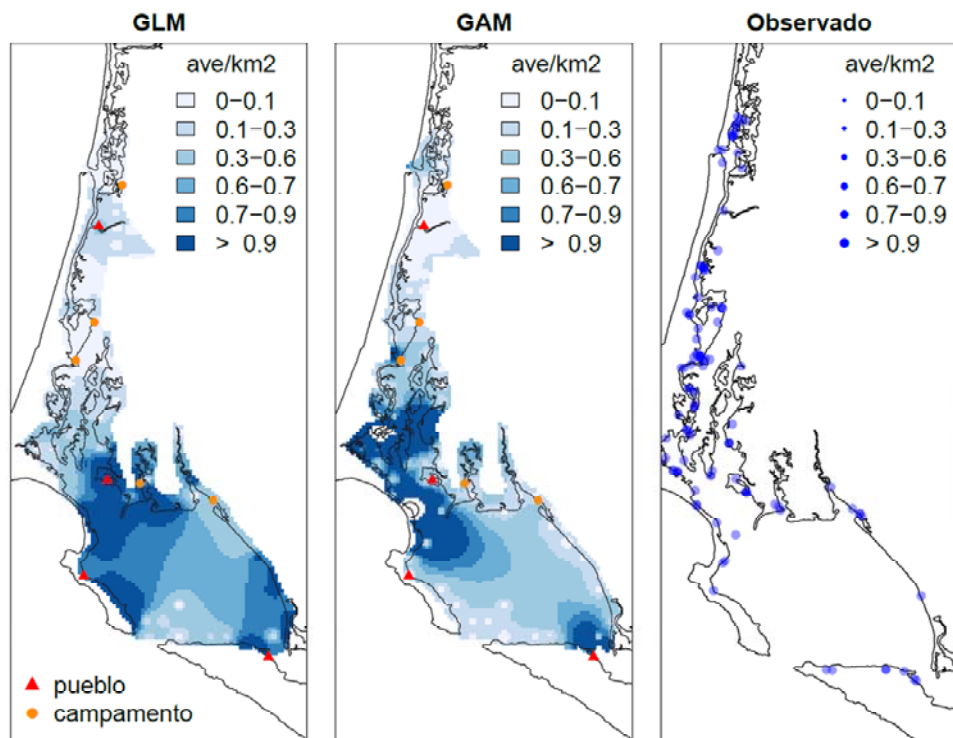


Figura 51. Mapa de estimados de la densidad de *T. elegans* con GLM y GAM.

Para esta especie, los modelos GLM-GAM puntuales y GLM-GAM agregado de presencia y ausencia tuvieron un desempeño bajo y no se incluyen en los resultados generales (Tabla IV).

Modelo de presencia/ausencia de *Limosa fedoa*.

De los modelos realizados (GLM-GAM puntuales y GLM-GAM agregados) ninguno tuvo un desempeño satisfactorio en la densidad (Tabla IV) Sin embargo para los de presencia/ausencia el modelo GAM agregado obtuvo el mejor desempeño obteniendo un valor moderado de Kappa de 0.5 y un AUC, también moderado, de 0.81 (Tabla IV). Para esta especie, los modelos GLM-GAM puntuales y GLM-GAM agregado de densidad tuvieron un desempeño bajo y no se incluyen en los resultados generales (Tabla IV).

Construcción del modelo

En la Tabla XX se muestra el proceso de construcción para llegar al modelo mínimo adecuado que describe la presencia/ausencia de *L. fedoa*. Se observa que al agregar una variable al modelo más simple (modelo nulo) la devianza decrece significativamente y el porcentaje de devianza explicada aumenta. Los estadísticos de prueba demuestran que cuatro variables son importantes para el modelo GAM, las cuales tienen un efecto importante sobre la densidad de *L. fedoa*. El modelo final queda expresado de la siguiente manera:

$$PA = \alpha + f_1 Lon, Lat + Hábitat + Sustrato + Vegetación \quad (24)$$

Donde *PA* es la presencia/ausencia de *L. fedoa* estimada por el modelo que incluye predictores y la f_n función suavizadora de la interacción.

Tabla XX. Análisis de devianza del modelo GAM agregado (presencia/ausencia) de *L. fedoa*.

| Modelo | g.l. res | dev. res | Δ dev. | dev (%) | valor de p (prueba X^2) |
|----------------------------|---------------|---------------|---------------|-------------|---------------------------------|
| ~1 (modelo nulo) | 361 | 500.25 | | | |
| + f_1 (Lon.025, Lat.025) | 342.61 | 438.43 | 61.817 | 12.4 | 1.34E-06 |
| +Hábitat | 337.48 | 411.70 | 26.730 | 17.7 | 7.312E-05 |
| + Sustrato | 336.79 | 401.70 | 9.995 | 19.7 | 0.0008151 |
| +Vegetación | 333.64 | 393.45 | 8.256 | 21.3 | 0.0460517 |
| + f_2 (Dcamp) | 330.67 | 385.71 | 7.738 | 22.9 | 0.0506162 |
| + f_3 (Dpueblo) | 328.68 | 382.21 | 3.505 | 23.6 | 0.1722478 |

Nota: g.l. - res-grados de libertad residuales, dev.res. - devianza residual, Δ dev. - cambios en la devianza residual, dev. (%). - devianza explicada por el modelo, valor de p , nivel de significancia

Las variables interacción longitud latitud y el hábitat fueron las que más influyeron en el modelo

Descripción del modelo de presencia/ausencia

Los gráficos de dependencia parcial obtenidos del modelo mínimo adecuado de la sugiere que las ocurrencias moderadas se localizaron en la costa occidental de los canales de Santo Domingo (en rojo-naranja) y en los Esteros San Buto, Chisquete Herradura. también se observan con valores medios al Norte de Bahía Magdalena (en naranja) y bajas densidades (en amarillo) en la costa Norte oriental, en el Arroyo Las Bromanias, (Figura 52A). Con respecto al hábitat (Figura 52B) se observó que las mayores ocurrencias se observan en ambientes de con aguas someras, dunas, ambientes rocosos (aunque debe tomarse con cuidado este resultado por su elevado error estándar) y playas (todos con valores similares). Con respecto al tipo de vegetación la mayor probabilidad se observa en sitios con árboles de manglar, seguido de herbáceas halófilas y pastos marinos (Figura 52C). La probabilidad de ocurrencia con relación al sustrato fue mayor en arena y su menor en lodo (Figura 52D).

Interpolación espacial de la presencia/ausencia de *L. fedoa*

Empleando los coeficientes del modelo mínimo adecuado se realizaron las predicciones espaciales de la presencia/ausencia de *L. fedoa* en el área de estudio, después se aplicó el método de interpolación espacial. Probabilidades de ocurrencia altas entre 44 y 78 % se pueden observar en varios puntos de los canales de Santo Domingo y esteros cercanos al este de Pto. San Carlos (e.g. esteros de La Herradura, Chisguete, San Buto, Curva del Diablo, La Florida, Boca la Soledad) y bajas en Bahía Magdalena, a excepción de una probabilidad de 44-56% al Norte de Isla Margarita y Estero Salinas (Figura 54). El modelo GLM (Figura 54) mantiene un patrón similar y coincide con los resultados de GAM, aunque mantiene probabilidades más generales sin sitios focalizados de alta ocurrencia, manteniendo 56-67% de probabilidad en los canales y esteros.

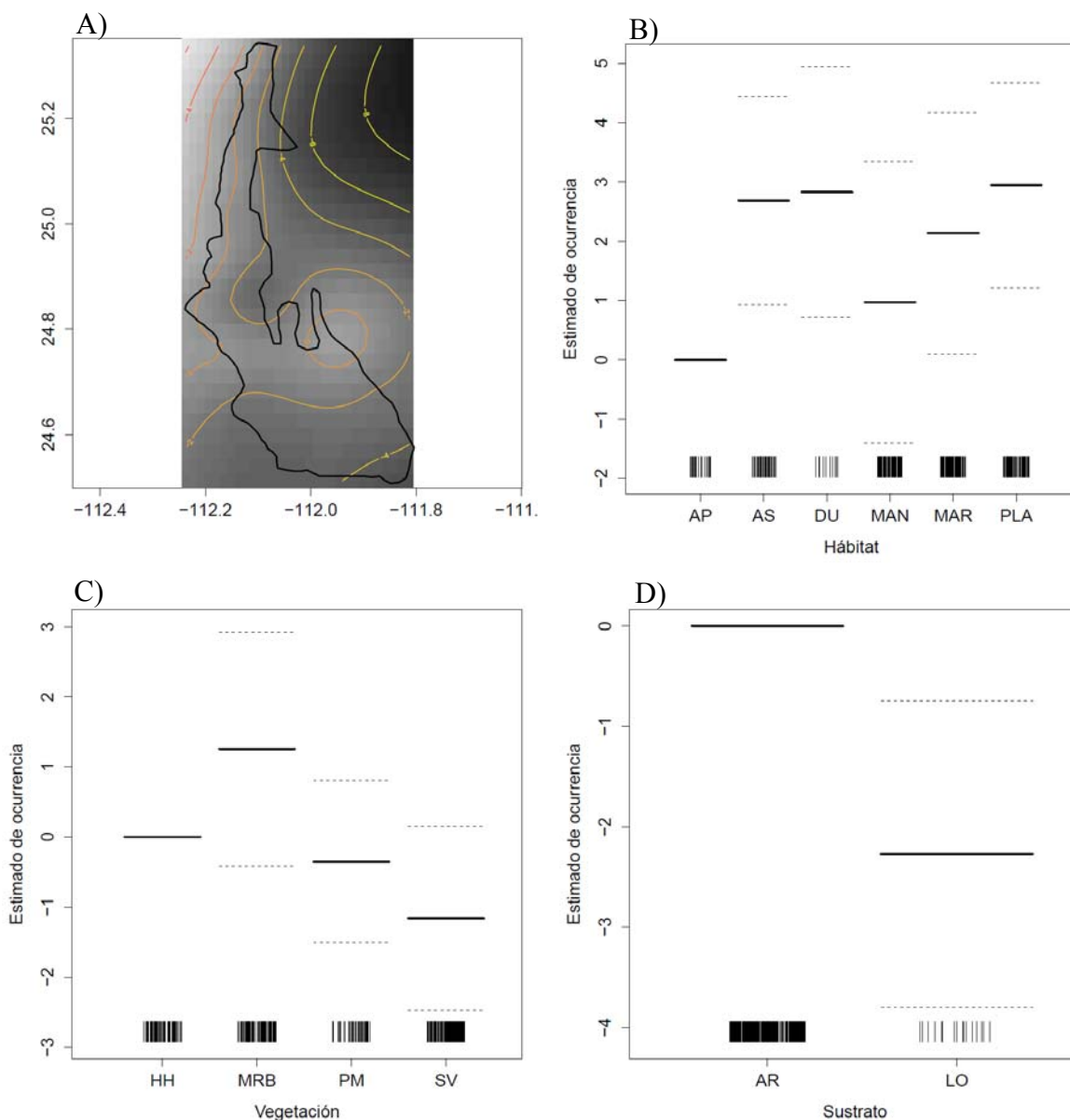


Figura 52. Presencia/Ausencia de *L. fedoa* en relación con las variables predictivas del modelo GAM agregado (eje y está en escala del predictor lineal). Líneas punteadas= error estándar. **A)** INTERACCIÓN LONGITUD, LATITUD valores altos en rojo, valores medios en naranja, valores bajos en amarillo, **B)** HÁBITAT, AP=Aguas profundas, AS=Aguas someras, AD=Dunas, MAN=Manglar, MAR=Marisma, PLA=Playa, ROC=Rocoso, **C)** VEGETACIÓN, HH= Herbáceas halófilas, MRB= Mangle Rojo y Blanco, PM=Pastos marinos, SV=Sin Vegetación. **D)** SUSTRATO, AR=Arena, LO=Lodo.

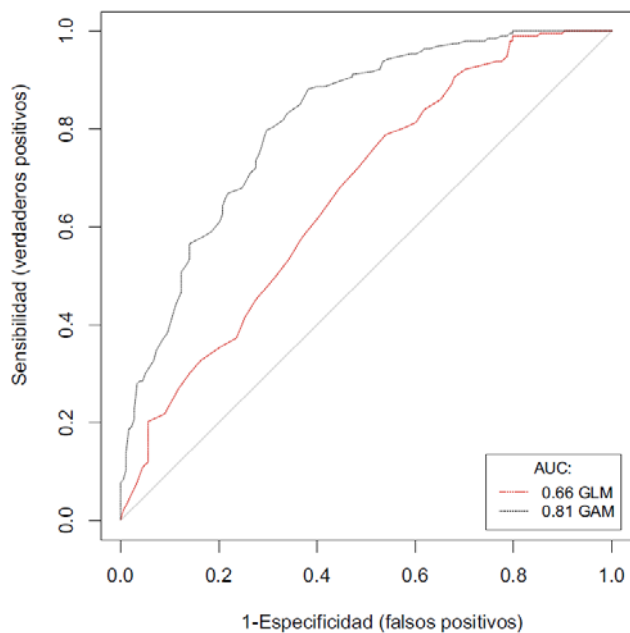


Figura 53. Característica Operativa del Receptor de los modelos GLM y GAM agregados de *L. fedoa*.

En la Figura 53 se muestra el desempeño de los modelos agregados GLM y GAM. Se observa que el modelo GLM tiene un rendimiento bajo (0.66) mientras que GAM se desempeña mejor con un valor de 0.81.

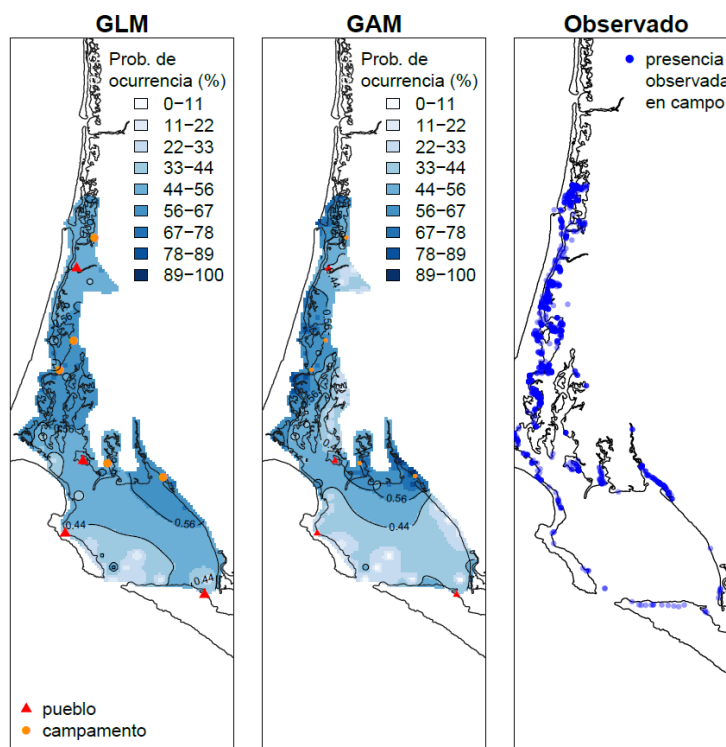


Figura 54. Mapa de probabilidad de ocurrencia (%) de *L. fedoa* con GLM y GAM.

Modelo de densidad de *Calidris mauri*

De los modelos realizados (GLM-GAM puntuales y GLM-GAM agregados) el modelo GAM agregado obtuvo el mejor desempeño obteniendo un valor de correlación de 0.98 entre lo observado y lo predicho (Tabla III).

Construcción del modelo

En la Tabla XXI se muestra el proceso de construcción para llegar al modelo mínimo adecuado que describe las densidades de *C. mauri*. Se observa que al agregar una variable al modelo más simple (modelo nulo) la devianza decrece significativamente y el porcentaje de devianza explicada aumenta. Los estadísticos de prueba demuestran que seis variables son importantes para el modelo GAM, las cuales tienen un efecto importante sobre la densidad de *C. mauri*. El modelo final queda expresado de la siguiente manera:

$$\text{Densidad} = \alpha + f_1 \text{Lon, Lat} + f_2 \text{Dcamp} + f_3 \text{Dpueblo} + \text{Vegetación} + \text{Hábitat} + \text{Sustrato} \quad (25)$$

Donde *Densidad* es la densidad de *C. mauri*. estimada por el modelo que incluye los predictores y sus f_n funciones suavizadora.

Tabla XXI. Análisis de devianza del modelo GAM agregado (densidad) de *C. mauri*.

| Modelo | g.l. res | dev. res | Δ dev. | dev (%) | valor de p (prueba X^2) |
|----------------------------|---------------|---------------|---------------|-----------|---------------------------------|
| ~1 (modelo nulo) | 340 | 21044 | | | |
| + f_1 (Lon.025, Lat.025) | 311.06 | 6280.4 | 14764 | 70.2 | <2.20E-16 |
| + f_2 (Dcamp) | 302.67 | 3040.2 | 3240.2 | 85.6 | <2.20E-16 |
| + f_3 (Dpueblo) | 295.41 | 1979.6 | 1060.6 | 90.6 | <2.20E-16 |
| +Vegetación | 291.39 | 1775.6 | 204.0 | 91.6 | <2.20E-16 |
| +Hábitat | 287.59 | 1702.2 | 73.4 | 91.9 | 3.195E-15 |
| + Sustrato | 285.12 | 1684.1 | 18.1 | 92 | 0.0002206 |

Nota: g.l. - res-grados de libertad residuales, dev.res. - devianza residual, Δ dev. - cambios en la devianza residual, dev (%). - devianza explicada por el modelo, valor de p , nivel de significancia.

Las variables interacción longitud latitud y las variables humanas son las que más influyeron en el modelo

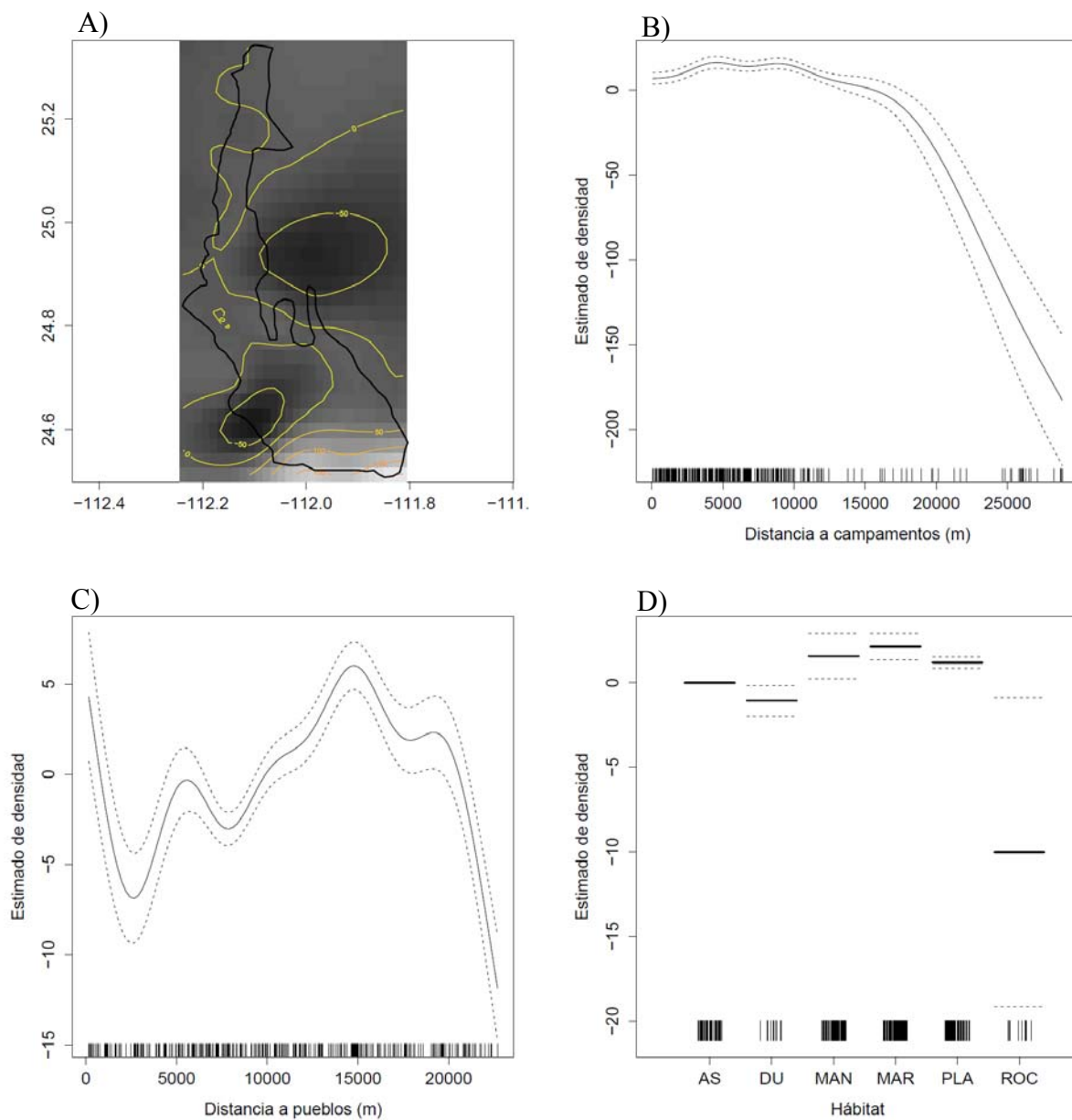
Descripción del modelo de densidad

Los gráficos de dependencia parcial obtenidos del modelo mínimo adecuado muestran que en la variable espacial las densidades tuvieron valores bajos en casi toda la zona de estudio (en amarillo) a excepción de la sección Norte de Isla Margarita incluyendo Pto Alcatraz y el Canal de la Gaviota (en naranja) (Figura 55A). En cuanto a las variables antropogénicas se observó que la densidad en cuanto la distancia a los campamentos se mantiene sin una tendencia marcada pero esta disminuye a partir de los 16 000 m aprox. Sin embargo los resultados posteriores a los 12 000 m deben tomarse con cuidado pues existen pocas observaciones a estas distancias (Figura 55B). Para la distancia a los pueblos la densidad, disminuye hasta los 3000 m de los pueblos aprox. pero esta incrementa llegando a su óptimo de los 15 000 m, y esta vuelve a disminuir (Figura 55C). Los ambientes obtuvieron valores de densidad similares con ligeras diferencias, se observaron altas en marismas, manglar, playa así como en aguas someras y dunas, obteniendo las menores en hábitats rocosos (Figura 55D). Aunque se encontraron densidades altas en zonas sin vegetación, los tipos de vegetación con mayor densidad fueron herbáceas halófilas seguido de manglar y pastos marinos (Figura 55E). En el tipo de sustrato se observó una densidad mayor en arena y bajas en lodo (Figura 55F).

Interpolación espacial de la densidad de *C. mauri*

Empleando los coeficientes del modelo mínimo adecuado se realizaron las predicciones espaciales de las densidades de *C. mauri* en el área de estudio, después se aplicó el método de interpolación espacial. En la Figura 56 se observó que densidades bajas en los canales de Santo Domingo con una excepción en Boca de la Soledad. Puntos focalizados con densidad mayores (> 20 aves /km²), al Norte de Pto. Magdalena, en el Estero cercano a Pto. San Carlos, Estero la Herradura (y gran parte de la playa al Sur) y Norte de Pto. Alcatraz en Isla

Margarita. Tomando en cuenta el bajo desempeño de GLM agregado (Tabla IV, Figura 56) adopta un patrón más generalizado y teniendo zonas que coinciden como la playa al Sur del Estero la Herradura, no obstante muestra una anomalía prediciendo altas densidades en la Boca de Entrada de Bahía Magdalena.



Continúa...

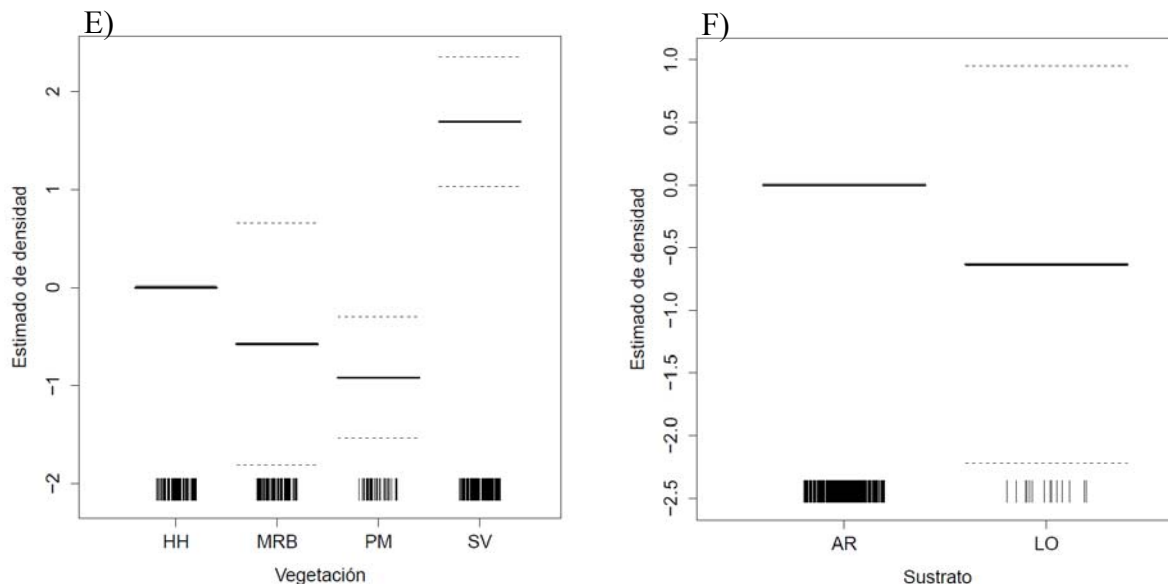


Figura 55. Densidad de *C. mauri* en relación con las variables predictivas del modelo GAM agregado. (eje y está en escala del predictor lineal). Líneas punteadas= error estándar. **A)** INTERACCIÓN LONGITUD, LATITUD valores altos en rojo, valores medios en naranja, valores bajos en amarillo, **B)** DISTANCIA A CAMPAMENTOS (m) **C)** DISTANCIA A PUEBLOS (m), **D)** HÁBITAT, AS =Aguas someras, AD=Dunas, MAN=Manglar, MAR=Marisma, PLA=Playa, ROC=Rocoso, **E)** VEGETACIÓN, HH= Herbáceas halófilas, MRB= Mangle Rojo y Blanco, PM=Pastos marinos, SV=Sin Vegetación **F)** SUSTRATO, AR= Arena, LO= Lodo.

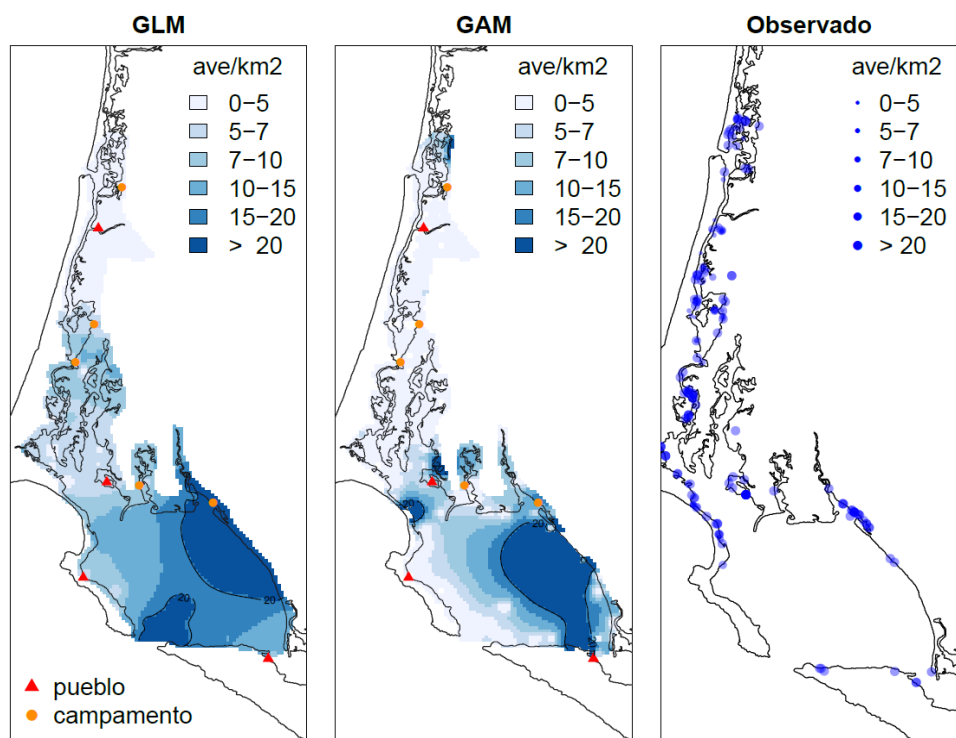


Figura 56. Mapa de estimados de la densidad de *C. mauri* con GLM y GAM.

Modelo de presencia/ausencia de *C. mauri*

De los modelos realizados (GLM-GAM puntuales y GLM-GAM agregados) el modelo GAM agregado obtuvo el mejor desempeño obteniendo un porcentaje correctamente clasificado de 82%, una clasificación Kappa de 0.41 distinta a una ocurrencia azarosa y un AUC de 0.85 (Tabla IV).

Construcción del modelo

En la Tabla XXII se muestra el proceso de construcción para llegar al modelo mínimo adecuado que describe las densidades de *C. mauri*. Se observa que al agregar una variable al modelo más simple (modelo nulo) la devianza decrece significativamente y el porcentaje de devianza explicada aumenta. Los estadísticos de prueba demuestran que tres variables son importantes para el modelo GAM, las cuales tienen un efecto importante sobre la densidad de *C. mauri*. El modelo final queda expresado de la siguiente manera:

$$PA = \alpha + f_1 Lon, Lat + Vegetación + f_2 Dpueblo \quad (26)$$

Donde PA es la presencia/ausencia de *C. mauri*. estimada por el modelo que incluye predictores y las f_n funciones suavizadoras

Tabla XXII. Análisis de devianza del modelo GAM agregado (presencia/ausencia) de *C. mauri*.

| Modelo | g.l. res | dev. res | Δ dev. | dev (%) | valor de p (prueba X^2) |
|-----------------------------------|---------------|---------------|---------------|-------------|------------------------------|
| ~1 (modelo nulo) | 340 | 382 | | | |
| + f_1 (Lon.025, Lat.025) | 312.28 | 301.21 | 81.755 | 21.3 | 3.10E-07 |
| +Vegetación | 309.20 | 284.92 | 16.291 | 25.6 | 0.001075 |
| +f_2(Dpueblo) | 302.50 | 269.52 | 15.395 | 29.6 | 0.026551 |
| + f_3 (Dcamp) | 299.46 | 263.93 | 5.588 | 29.8 | 0.136813 |
| + Sustrato | 298.55 | 263.04 | 0.895 | 31.3 | 0312839 |
| + Hábitat | 295.25 | 261.90 | 1.142 | 31.6 | 0.810000 |

Nota: g.l. - res-grads de libertad residuales, dev.res. - devianza residual, Δ dev. - cambios en la devianza residual, dev (%). - devianza explicada por el modelo, valor de p , nivel de significancia

Descripción del modelo de presencia/ausencia

Los gráficos de dependencia parcial obtenidos del modelo mínimo adecuado para la variable espacial sugiere que las ocurrencias altas se localizaron en la parte de Canales de Santo Domingo y la costa oriental de Bahía Magdalena (en rojo) y bajas (en amarillo) en la Boca de Entrada, (Figura 57A). Las distancias a pueblos no muestran una tendencia marcada, sino mantiene valores equilibrados, y con un decremento a partir de los 20000 m (Figura 57B). En cuanto al tipo de Vegetación se observó que las mayores ocurrencias se observan en manglar seguido de herbáceas halófilas y pastos marinos, sin embargo se observó valores medios de probabilidad en zonas carentes de vegetación (Figura 57C).

Interpolación espacial de la presencia/ausencia de *C. mauri*

Empleando los coeficientes del modelo mínimo adecuado se realizaron las predicciones espaciales de la presencia/ausencia de *C. mauri* en el área de estudio, después se la interpolación espacial. Aunque en general se observan probabilidades bajas en la zona de estudio se pueden observar sitios focalizados donde la probabilidad aumenta. La mayor parte de los Canales de Santo Domingo obtuvieron de un 11 a 33 % de ocurrencia, no obstante se pueden observar sitios con probabilidades de 44 a 67 % de ocurrencia (*e gr.* Norte de Estero la Florida, Norte de Pto. Magdalena, y Estero la Herradura., Figura 59). El modelo GLM (Figura 59) adopta un patrón más conservador sin mostrar sitios preferenciales y con valores máximos de ocurrencia de 22-33% en casi más de la mitad de la zona de estudio.

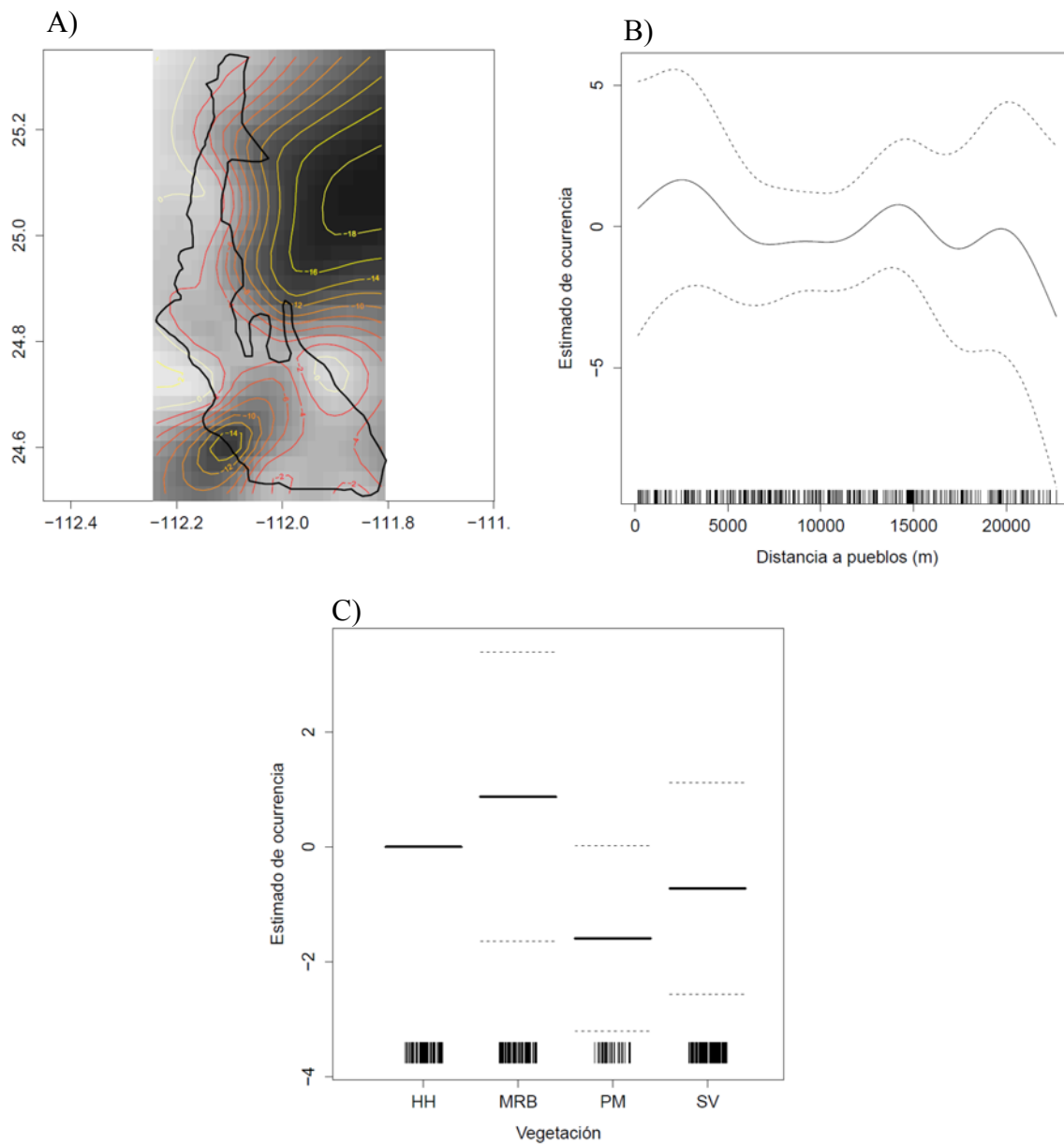


Figura 57. Presencia/Ausencia de *C. mauri* en relación con las variables predictivas del modelo GAM agregado (eje y está en escala del predictor lineal). Líneas punteadas= error estándar. **A)** INTERACCIÓN LONGITUD, LATITUD valores altos en rojo, valores medios en naranja, valores bajos en amarillo, **B)** DISTANCIA A PUEBLOS (m), **C)** VEGETACIÓN, HH= Herbáceas halófilas, MRB= Mangle Rojo y Blanco, PM=Pastos marinos, SV=Sin Vegetación.

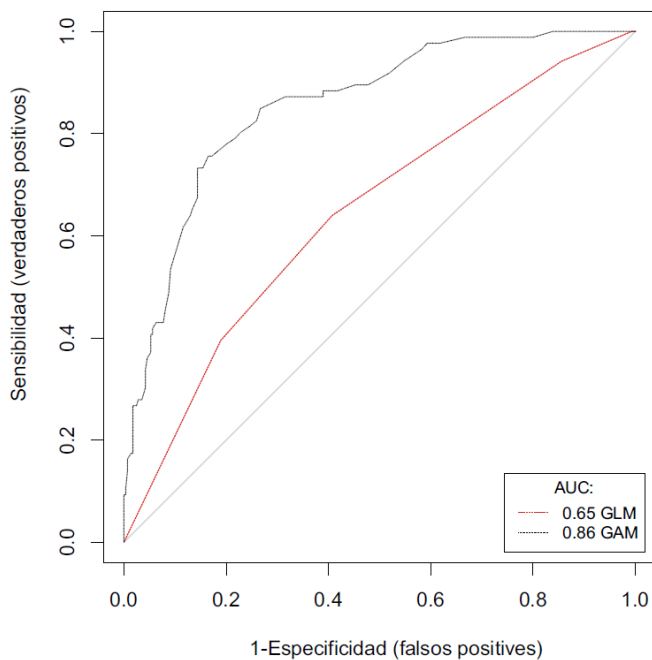


Figura 58. Característica Operativa del Receptor de los modelos GLM y GAM.

En la Figura 58 se muestra el desempeño de los modelos agregados GLM y se observa que el modelo GLM tiene un rendimiento bajo (0.65) mientras que GAM se desempeña mejor con un valor de 0.86.

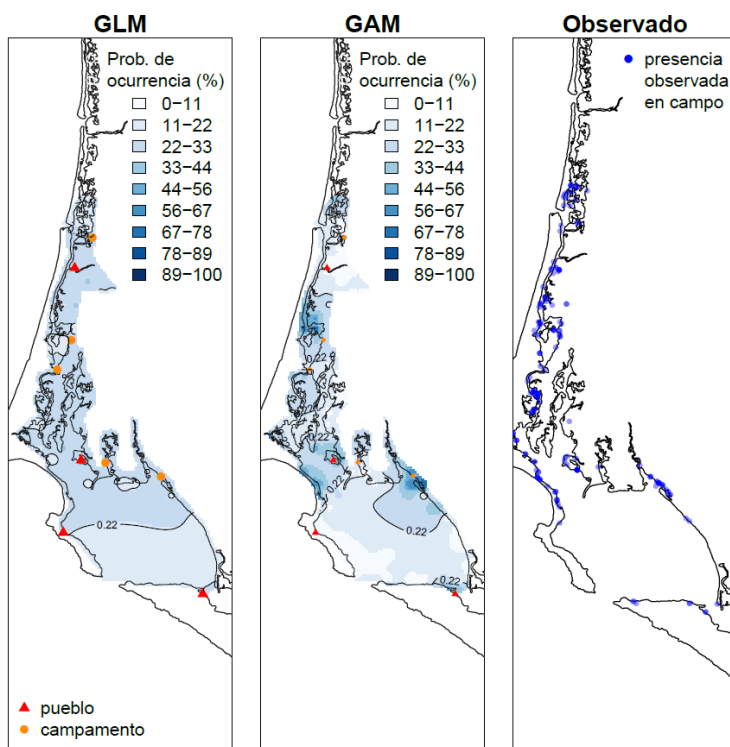


Figura 59. Mapa de probabilidad de ocurrencia (%) de *C. mauri* con GLM y GAM.

Modelo de densidad de *Calidris alba*

De los modelos realizados (GLM-GAM puntuales y GLM-GAM agregados) el modelo GAM agregado obtuvo el mejor desempeño obteniendo un valor de correlación de 0.97 entre lo observado y lo predicho (Tabla III). Para esta especie, los modelos GLM-GAM puntuales y GLM-GAM agregado de presencia/ausencia tuvieron un desempeño bajo y no se incluyen en los resultados generales (Tabla IV).

Construcción del modelo

En la Tabla XXIII se muestra el proceso de construcción para llegar al modelo mínimo adecuado que describe las densidades de *C. alba*. Se observa que al agregar una variable al modelo más simple (modelo nulo) la devianza decrece significativamente y el porcentaje de devianza explicada aumenta. Los estadísticos de prueba demuestran que seis variables son importantes para el modelo GAM, las cuales tienen un efecto importante sobre la densidad de *C. alba*. El modelo final queda expresado de la siguiente manera:

$$\text{Densidad} = \alpha + f_1 \text{Lon, Lat} + \text{Hábitat} + f_2 \text{Dcamp} + f_3 \text{Dpueblo} + \text{Vegetación} + \text{Sustrato} \quad (27)$$

Donde *Densidad* es la densidad de *C. alba*. estimada por el modelo que incluye los predictores con sus f_n funciones suavizadoras.

Tabla XXIII. Análisis de devianza del modelo GAM agregado (densidad) de *C. alba*.

| Modelo | g.l. res | dev. res | Δ dev. | dev (%) | valor de p (prueba X^2) |
|----------------------------|---------------|------------|---------------|-----------|---------------------------------|
| ~1 (modelo nulo) | 352 | 3766.5 | | | |
| + f_1 (Lon.025, Lat.025) | 323.08 | 1518.6 | 2247.88 | 59.7 | 2.2E-16 |
| +Hábitat | 318.07 | 1106.3 | 412.31 | 70.6 | 2.2E-16 |
| + f_2 (Dcamp) | 310.72 | 963 | 143.32 | 74.4 | 2.2E-16 |
| + f_3 (Dpueblo) | 302.29 | 864.8 | 98.17 | 77 | 2.2E-16 |
| +Vegetación | 299.44 | 841.0 | 23.79 | 77.7 | 2.258E-05 |
| + Sustrato | 298.26 | 829 | 12.06 | 78 | 0.0007211 |

Nota: g.l. - res-grados de libertad residuales, dev.res. - devianza residual, Δ dev. - cambios en la devianza residual, dev (%). - devianza explicada por el modelo, valor de p , nivel de significancia.

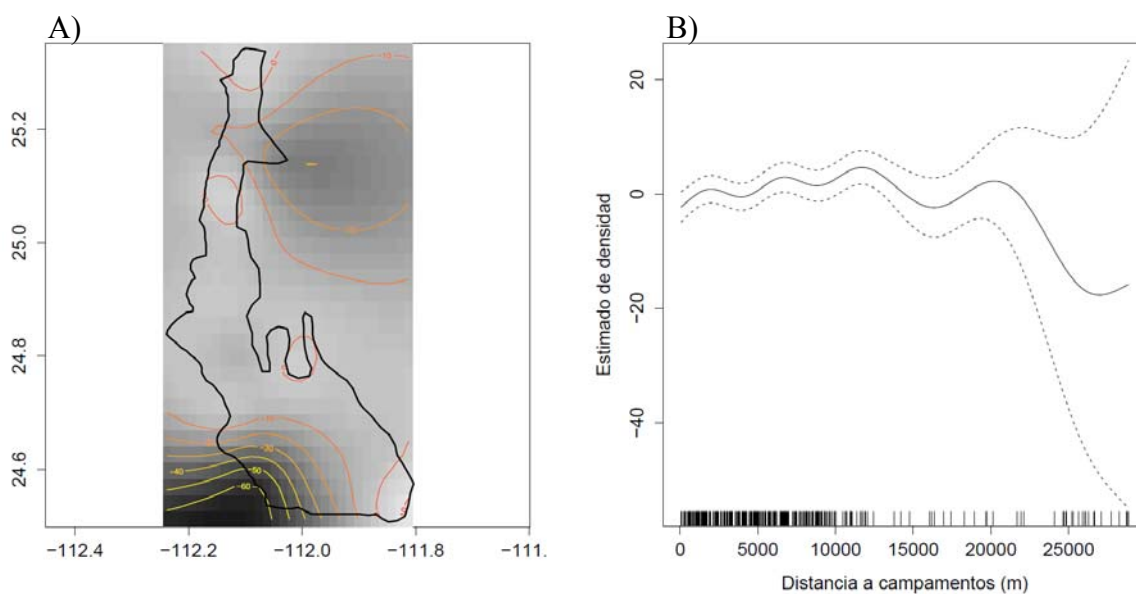
Descripción del modelo de densidad

Los gráficos de dependencia parcial obtenidos del modelo mínimo adecuado indican que para la variable espacial las densidades con valores altos se encontraron cerca de Pto. López Mateos y la costa oriental de Bahía Magdalena (en rojo), medias en el Arroyo Las Bromanias (naranja) y bajas en la Boca de Entrada de Bahía Magdalena (en amarillo, Figura 60A). En las variables antropogénicas se observó que la densidad con respecto a la distancia de los campamentos pesqueros no tuvo una tendencia marcada, aunque se observa un decremento a partir de los 20000 m aprox., no obstante los resultados posteriores a los 10000 m deben tomarse con precaución pues existen pocas observaciones después de esta distancia (Figura 60B). Para la distancia a los poblados la densidad disminuye conforme la distancia de los pueblos aumenta, aunque se observa un aumento a partir de los 15000 m (Figura 60C). La densidad con respecto al tipo de hábitats la mayor densidad se observó en manglar seguido de playa y marisma, medias en aguas someras y bajas en dunas y aguas profundas(Figura 60D). Aunque se observó una densidad alta en zonas sin vegetación, los pastos marinos seguido de las herbáceas halófilas tuvieron una densidad alta y se observó una baja en zonas con árboles de manglar (Figura

60E). En relación con el tipo de sustrato se observó densidades altas en arena y bajas en lodo (Figura 60F).

Interpolación espacial de la densidad de *C. alba*

Empleando los coeficientes del modelo mínimo adecuado se realizaron las predicciones espaciales de las densidades de *C. alba* en el área de estudio, después se aplicó la interpolación espacial. En la Figura 61 se observó que las mayores densidades para esta especie se encontraron en la costa al Sur del estero La Herradura, así como en la costa de Isla Magdalena al Norte de Pto. Magdalena y Norte del Estero La Florida. El modelo GLM (Figura 61) muestra resultados similares y coinciden con los de GAM.



Continúa...

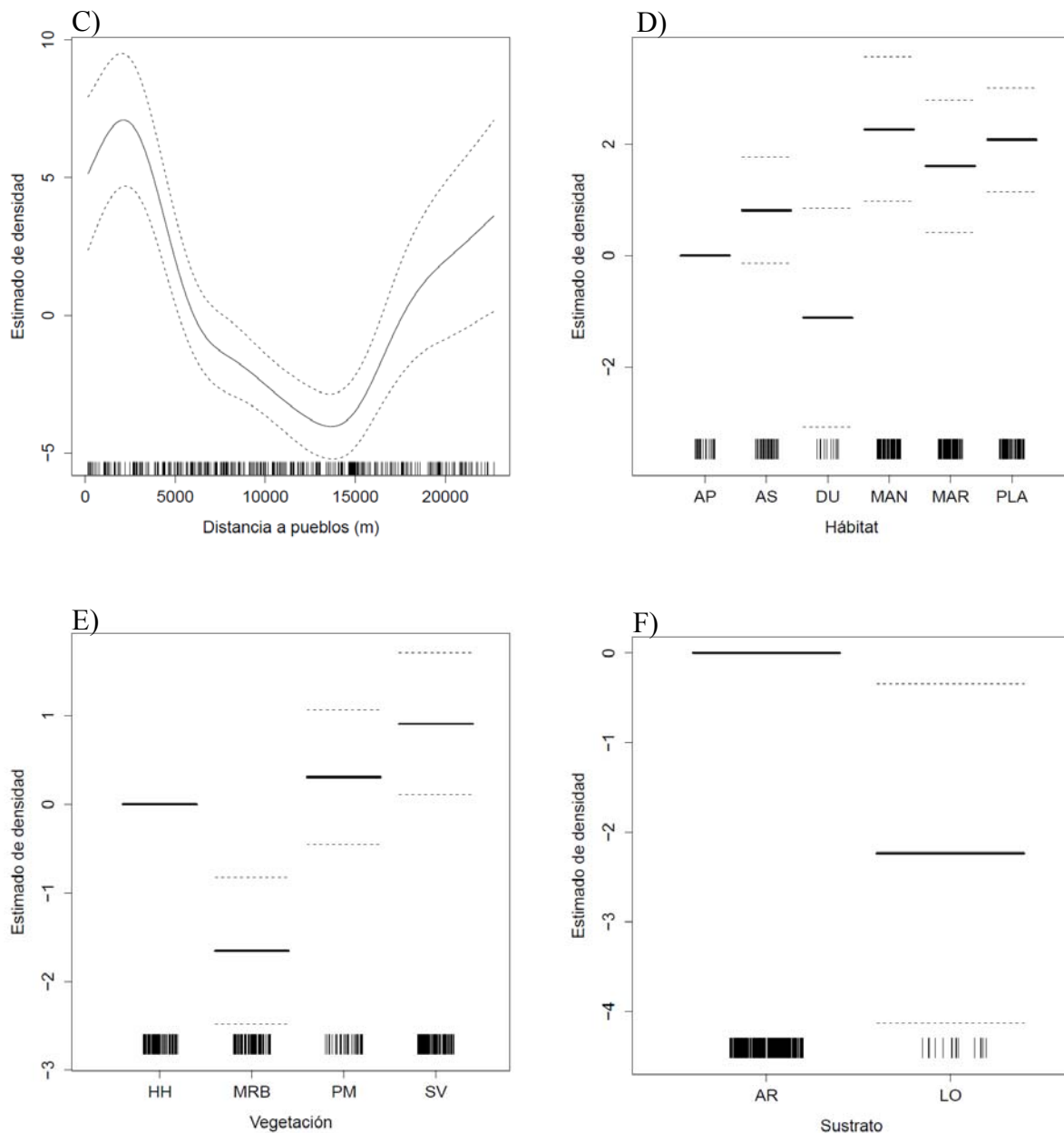


Figura 60. Densidad de *C. alba* en relación con las variables predictivas del modelo GAM agregado (eje y está en escala del predictor lineal). Líneas punteadas= error estándar. **A)** INTERACCIÓN LONGITUD, LATITUD valores altos en rojo, valores medios en naranja, valores bajos en amarillo, **B)** DISTANCIA A CAMPAMENTOS (m), **C)** DISTANCIA A PUEBLOS (m), **D)** HÁBITAT, AP= aguas profundas, AS =Aguas someras, AD=Dunas, MAN=Manglar, MAR=Marisma, PLA=Playa, ROC=Rocoso, **E)** VEGETACIÓN, HH= Herbáceas halófilas, MRB= Mangle Rojo y Blanco, PM=Pastos marinos, SV=Sin Vegetación **F)** SUSTRATO, AR= Arena, LO= Lodo.

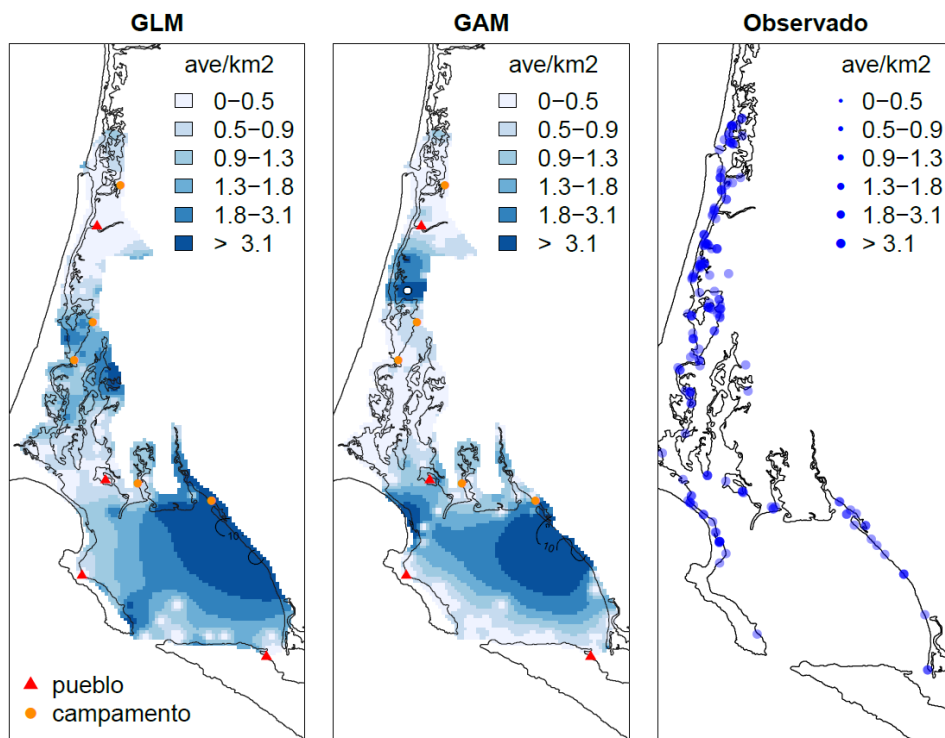


Figura 61. Mapa de estimados de la densidad de *C. alba* con GLM y GAM.

8. DISCUSIÓN

8.1 Parte exploratoria del comportamiento de los datos en Bahía Magdalena

Antes de abordar la cuestión de la distribución empleando los modelos estadísticos predictivos se llevó a cabo una síntesis del comportamiento de cómo las variables se desarrollan en el área de estudio.

Los resultados estacionales, de tipo de hábitat, tipo de vegetación y tipo de suelo en relación con la densidad y riqueza en general tiene componentes que se encuentran en otros trabajos de aves acuáticas para Bahía Magdalena. De las especies con mayor número de individuos reportados en este estudio que fueron *Phalacrocorax auritus*, *Pelecanus occidentalis*, *Larus occidentalis* y *Larus delawarensis* también fueron reportados con números elevados por Amador (1985; Amador *et al.*, 2006) aunque estos fueron sólo para una localidad. Zárate-Ovando (*et al.*, 2006, 2007, *et al.*, 2008) también reportan densidades altas de éstas especies, así como de *Branta bernicla* (SEMARNAT 2010).

El comportamiento estacional se ha reportado en numerosos estudios de aves acuáticas en diferentes sitios de la península (Tershy *et al.*, 1993; Carmona y Danemann 1998; Carmona y Danemann 2000, Carmona *et al.*, 2004; Anderson y Palacios 2007) y para el área de estudio (Amador 1985; *et al.*, 2006; Zárate-Ovando *et al.*, 2006, 2007). Aunque todos estos trabajos se realizaron con distintos métodos y objetivos y sin la misma amplitud que el presente estudio, el patrón también fue observado en este estudio, es decir que los cambios observados temporalmente en la densidad y riqueza durante el verano-invierno representan el típico patrón cíclico de las migraciones de aves transitorias, además de verse influenciado por la dispersión post-reproductiva de varios Pelecaniformes y Suliformes provenientes del área de estudio y otras localidades de la península (Amador 1985; Carmona *et al.*, 1995; Amador *et al.*, 2006; Carmona y Danemann 2000; Zárate-Ovando *et al.*, 2008).

En cuanto a la densidad y riqueza observada en los diferentes hábitats en este estudio también concuerda con lo observado con los trabajos realizados en

Bahía Magdalena (Amador 2006; Zarate-Ovando *et al.*, 2006, 2008). En el caso de los ambientes se observó una mayor densidad por parte del tipo de hábitat de aguas profundas. Esto puede deberse principalmente a las grandes concentraciones de cormoranes (*Phalacrocorax auritus*) contabilizados en este tipo de hábitat lo que provoca que su densidad promedio sea mayor. Sin embargo manglares, marismas, playas inclusive dunas son ambientes también importantes (Zarate-Ovando *et al.*, 2008). Para el caso de la riqueza total numerosas especies de aves acuáticas prefieren ambientes asociados a manglar como también ha sido reportado previamente (Amador 1985; Amador *et al.*, 2006; Zárate-Ovando *et al.*, 2006)

Para el caso de las marismas, se ha reportado una preferencia de las aves acuáticas tales como patos, garzas y playeros hacia estos ambientes (Weller 1994; Weller 1999; Keddy 2002). Para el caso particular de la zona de estudio las marismas son pequeñas y se encuentran mezcladas con los manglares, lo cual se maneja como una subclase de la cobertura del terreno (Acosta-Velázquez y Ruiz-Luna 2007; Zarate-Ovando 2007). Esta asociación entre dos ambientes puede explicar la similitud en densidades totales y la riqueza total. La clasificación de aguas someras y profundas para este estudio se pueden considerar variaciones de lo que Zarate-Ovando *et al.*, (2008) consideran ambientes pelágicos y planicies de inundación. La baja riqueza observada en aguas profundas puede asociarse al comportamiento alimenticio de las especies donde pocas tienen adaptaciones para obtener alimento de partes más alejadas de la costa y más profundas, como *Phalacrocorax auritus*, *P. penicillatus*, *F. magnificens*, *Pelecanus occidentalis* entre otros (Schreiber y Burger 2002). Las aguas someras contienen mayor densidad y mayor número de especies debido a que estos ambientes pueden ser utilizados por playeros, garzas, patos e inclusive por especies más generalistas como cormoranes y gaviotas (Hernández-Vázquez *et al.*, 2014). Dunas y ambientes rocosos obtuvieron las menores densidades, aunque son ambientes que mantienen una estrecha conexión con los ambientes de marisma y aguas someras

El tipo de vegetación asociado refleja en parte lo anteriormente descrito, una densidad promedio mayor en zonas sin vegetación lo cual se relaciona, en parte, con una gran concentración de aves acuáticas en zonas de inundación y en áreas pelágicas (aguas someras y profundas). No obstante se observa que el resto de las categorías mantienen números similares a excepción del matorral xerófilo. Las bajas densidades y observaciones en este tipo de vegetación hizo que en los modelos no fuera significativa.

La riqueza de especies fue alta en manglar y herbáceas halófilas, así como en zonas sin vegetación, tal como otros estudios puntuales y del área habían encontrado (Amador *et al.*, 2006; Zarate-Ovando *et al.*, 2008). Esto se debe al uso de áreas de inundación para alimentarse por varios grupos de playeros, garzas, patos y especies más generalistas (Mendoza y Carmona 2013; Hernández-Vázquez *et al.*, 2014). Aunque este patrón también se puede observar en otros sitios importantes para las aves (Weller 1994; Noske 1996; VanDusen 2008; Arif *et al.*, 2014).

Encontramos que el sustrato grava y roca relacionó a una densidad promedio mayor que en otros tipos de sustrato. No obstante, estos valores deben tomarse con cautela puesto que el número de observaciones fue bajo en estas dos categorías. El patrón más común de riqueza de especies que registramos fue de tener valores altos en arena y lodo, y bajos en roca y grava. Comparativamente con los otros trabajos realizados en el área de estudio (Amador *et al.*, 2006; Zarate-Ovando *et al.*, 2008) no consideran el sustrato sino que está asociado al tipo de hábitat solamente. Sin embargo la predilección del tipo de sustrato arenoso y de lodo está bien documentado en distintas especies de aves playeras, como por ejemplo géneros *Calidris*, *Limosa* (e.g. Weller 1994; VanDusen 2008; Carmona y Danemman 2000, Carmona *et al.*, 2004; Arif *et al.*, 2014), aunque también se encuentran distintos grupos que pueden tener accesos a zonas con grava y roca como el género *Arenaria* (VanDusen *et al.*, 2012).

Considerando una predominancia de estos dos sustratos (arena y lodo) en el área de estudio (Funes *et al.*, 2007; Rodríguez-Meza *et al.*, 2007) además del uso por

parte de aves playeras y aves acuáticas generalistas para alimentarse o descanso pueden explicar los valores observados.

El que las densidades y riqueza de especies se mantengan entre años parece ser un indicio de la estabilidad del sistema en CLBM. Desde 1985 a la fecha de la realización de este estudio (1985-2016), las densidades y riqueza son relativamente similares (Amador *et al.*, 2006; Zárate-Ovando *et al.*, 2008).

Aparentemente la comunidad de aves acuáticas se mantiene, relativamente, con poca variabilidad lo cual podría indicar estabilidad o un equilibrio en el sistema el cual conforma un supuesto importante en la formulación teórica de un modelo ecológico (Guisan y Zimmermann 2000; Guisan y Thuiller 2005).

La primera sección de los resultados, muestran cierto patrón similar con los trabajos anteriores en zona de estudio, pero el presente trabajo tuvo una amplitud y esfuerzo mucho mayor a los anteriores. La caracterización general en el trabajo de Zárate-Ovando *et al.*, 2006 invirtió 26 días y 12 censos con el método de puntos además de realizar un transecto de línea por una ruta establecida en embarcación con el fin de verificar que las observaciones fueran consistentes. Para una mejor cobertura del área el presente trabajo de tesis invirtió 52 días y 582 censos de puntos. Los censos de puntos son útiles en vegetación cerrada (manglar) (Bibby *et al.*, 2007) y permiten acceso a sitios donde no es posible con una embarcación. En este trabajo se trató de acceder a la mayor parte de sitios posibles con el fin de que los modelos a construir describieran predicciones adecuadas y aproximadas de la zona. Sumado que los mapas derivados de los modelos representan las primeras imágenes explícitas de la distribución de aves acuáticas en Bahía Magdalena. También en este trabajo se abordó más a fondo un aspecto que Zárate-Ovando *et al.*, (2008) comenta, donde plantea la necesidad de hacer más estudios que ofrezcan " información sobre la estructura de la comunidad y su relación con factores ambientales, como la complejidad del hábitat, disturbio, clima, o con procesos ligados a la productividad biológica local...". La presente tesis precisamente aborda este aspecto encontrando las

relaciones de las variables ecológicas que explican los patrones de distribución de cada especie de ave acuática trabajada.

8.2 Modelos generados

"all models are wrong, but some are useful"(Box 1976)

En esta sección se discuten los distintos modelos elaborados y las posibles explicaciones de su desempeño y funcionalidad. La elaboración que se hizo de una serie de distintos modelos con la base de datos existente es uno de los pasos fundamentales para definir o hacer la selección del "mejor modelo", ya que si se usa un modelo inapropiado las inferencias basadas en los datos y en el modelo serán pobres. Es entonces de suma importancia elegir el modelo adecuado. Por ejemplo Flather (1996), quién realizó un estudio sobre la acumulación de especies de aves en una serie de paisajes en el Este de Estados Unidos del cual derivó nueve modelos candidatos. Al considerar la evaluación de sus modelos la mayoría de ellos se desempeñaron correctamente, por lo que elegir el modelo "verdadero" era poco probable y complicado. En lugar de esto, el autor consideró el modelo "adecuado", el cual debería tener una buena relación, buen ajuste con los datos y ser suficientemente robusto, con el que pudiera realizar inferencias acerca de la comunidad de aves a través de los diferentes paisajes. En consideración con lo anterior los modelos agregados fueron más robustos y adecuados que los puntuales.

Con relación a la hipótesis de este estudio, los modelos indican efectivamente que hay un efecto considerable de las variables humanas sobre la densidad, y que este efecto es bajo en la presencia/ausencia de las especies. El efecto significativo y con influencia en los modelos de las variables humanas sobre la densidad se observó en las 15 especies (por lo menos en un modelo de los cuatro construidos

por especie), mientras que para los modelos de presencia/ausencia se observó en 11 especies.

En total se generaron 60 modelos de densidad de los cuales 56% emplearon al menos alguna variable humana que contribuía con gran peso en el modelo.

Enfocándonos sólo en los modelos que tuvieron una buena aproximación con los datos (sólo aquellos que fueran robustos) se obtuvo un total de 13 modelos con una evaluación adecuada, 84% de ellos tuvieron una variable humana que influye con mayor peso en el modelo y que tienen una buena aproximación a los datos.

Para el caso de los modelos de presencia/ausencia los resultados muestran que la ocurrencia de las aves acuáticas consideradas no se ve tan relacionada con las variables humanas. Comparando el total de los 60 modelos de presencia/ausencia sólo el 35% obtuvo al menos alguna variable humana influyente con mayor peso en el modelo. Esta diferencia también se observa comparando sólo los modelos con una evaluación adecuada. De un total de 10 modelos con desempeños adecuados sólo el 40% modelos tuvieron al menos una variable humana de mayor peso en el modelo.

Esto nos indica que las aves acuáticas se ven mucho más afectadas, en su densidad por variables antropogénicas pero estas variables no parecen afectar su probabilidad de ocurrencia. Lo anterior podría deberse a que gran parte de las especies consideradas son más generalistas y oportunistas, lo cual provoca que las variables humanas no influyan en su presencia puesto que pueden abarcar diferentes ambientes y ser flexibles en su comportamiento alimenticio. Esta generalidad y comportamiento oportunista se ve reflejado en su densidad, ya que por ejemplo los pelícanos se ven atraídos hacia campos pesqueros y el número de gaviotas aumenta debido a la influencia de la basura en los centros urbanos (Christel *et al.*, 2012; Davey *et al.*, 2012; Oro *et al.*, 2013).

Otro aspecto que destaca de la serie de modelos realizados es que los modelos del tipo agregado fueron los únicos que tuvieron un buen ajuste y robustez y ninguno para los puntuales. El mejor desempeño de la modalidad agregada sobre

los puntuales se puede deber principalmente a la escala empleada. La escala en modelos de distribución de especies ha sido ampliamente discutida (e.g. Levin 1992; Guisan y Zimmerman 2000; Huston 2002; Austin 2007; Guisan y Thuiller 2005; Elith y Leathwick 2009; Franklin 2013). No existe una regla conceptual que indique la escala exacta a la cual deben estudiarse los patrones ecológicos (Levin 1992), dependerá más de los objetivos establecidos (Elith y Leathwick 2009). En general, una mayor resolución espacial conlleva a mejores modelos predictivos (Huston 2002). Es posible en nuestro caso que también existiera un desequilibrio entre la resolución puntual y los predictores elegidos. En este trabajo los predictores fueron generales y no específicos para cada especie y es posible que la resolución no fuera la adecuada para ciertas especies, debido por ejemplo a aves con mayor movimiento dentro de la zona de estudio y más generalistas como *F. magnificens*. Del mismo modo la distribución de la especie en números y presencia es tan homogénea que no alcanza una tendencia o llega a ser una muy pobre, lo cual disminuye el poder predictivo (Huston 2002; Guisan y Thuiller 2005). Otro factor que influyó en el bajo desempeño de los modelos puntuales es la inflación de ceros en las muestras; es decir, que la variable respuesta tiene más ceros de los esperados para una distribución Poisson o Binomial lo cual puede generar sobredispersión (Zur 2009). Esta gran cantidad de ceros puede deberse a varias razones: a) el ave no estaba por que el hábitat no era adecuado, b) error experimental, c) falla del observador, o d) el "error ave" es decir el hábitat es adecuado pero no se le encontró allí (no obstante lo intensivo de los muestreos) (Zur 2009). A pesar de que los modelos GLM pueden solventar este problema (Oksanen y Minchin 2002), un exceso de ceros provoca un decremento de poder en el modelo. Austin y Gaywood (1994) realizaron una revisión de las curvas de respuesta de acuerdo a los gradientes ambientales en 61 especies de eucalipto en Australia. Los autores eligieron aquellas especies con más de 200 observaciones positivas y aquellas con más de 100 ceros. En este estudio, por ejemplo, especies con bajas densidades como *Branta bernicla* con 10724 observaciones de ceros y tan sólo 49 observaciones positivas en su modalidad puntual. Esta gran cantidad

de observaciones con valores de 0 dificulta el ajuste de los modelos y su interpretación espacial (Zuur *et al.*, 2009, Zuur *et al.*, 2015). Esta gran cantidad de ceros se reduce al aumentar la escala (modalidad puntual).

El efecto de la inflación de ceros también afectó a los GAMs puntuales por lo que tampoco hubo alguna evaluación satisfactoria de estos modelos en la escala puntual. No obstante los modelos que más sobresalieron en su desempeño fueron los GAMs agregados. A pesar de que ambos modelos permiten evaluar con tendencias no lineales los GLM siguen limitados por la naturaleza del predictor empleado en la función de enlace. Los GAMs permiten una exploración de la forma de las curvas de respuesta hacia gradientes ambientales y parecen tener buena concordancia con la teoría ecológica (Ferrier *et al.*, 2002; Aho 2014), lo que los hace más flexibles (Austin 2002; Ferrier *et al.*, 2002; Guisan *et al.*, 2002; Lehmann *et al.*, 2002; Aráujo *et al.*, 2005; Meynard y Quinn 2007; Franklin 2013). Sin embargo los GLM y GAM pueden obtener resultados similares (Aráujo *et al.*, 2005; Meynard y Quinn 2007), lo que podría explicar las similitudes observadas en las interpolaciones. Además, como mencionan Oksanen y Minchin (2002), los modelos GAMs pueden mejorar al recortar la cantidad de ceros, situación que ocurre en la agregación de los datos.

Aves acuáticas y sus modelos

"There are birds everywhere, but not always."-Edward Howe Forbush (1921)

Una de las partes importantes en los modelos es que tengan coherencia ecológica y que lo observado en el modelo tenga referencia con la ecología de la especie. En este apartado se integra la modelación, los mapas de distribución con la

ecología de las especies y las posibles causas de su distribución que mostraron los modelos descritos en los resultados.

8.4 *Branta bernicla*

Branta bernicla se reproduce en el Ártico durante un periodo corto en verano y migra hacia zonas más sureñas y cálidas para alimentarse y refugiarse durante el otoño-invierno (Lewis *et al.*, 2013). Este ganso es principalmente herbívoro, forrajea algas, herbáceas halófilas y marinas. Puede habitar diferentes ambientes dulceacuícolas como marismas, costas de estuarios y pantanos (Lewis *et al.*, 2013). La preferencia alimenticia del ganso *B. bernicla* se asocia fuertemente a herbáceas halófilas y marinas particularmente a la fanerógama *Zostera marina* de la cual se alimenta (casi exclusiva en algunas localidades) durante sus paradas migratorias (Ganter 2000; Martínez *et al.*, 2013; Frazier *et al.*, 2014). Por ello su distribución se ve determinada, en parte, por las fanerógamas marinas. Esta especie fue la segunda con mayor cantidad de individuos contabilizados durante los censos, similar a lo observado previamente (Zárate-Ovando *et al.*, 2008); esto puede relacionarse al uso de parches de *Z. marina* que se encuentran principalmente en la zona de Santo Domingo, en especial en zonas como Estero La Florida y Boca de La Soledad (Santamaría-Gallegos *et al.*, 2007). El patrón de distribución de *B. bernicla* que encontramos de acuerdo con su densidad concuerda con la distribución de *Z. marina* (ver Santamaría-Gallegos *et al.*, (2007), por lo que se presentaron mayores densidades en la zona de Santo Domingo (e. g. Estero La Florida, y zonas aledañas a Boca de La Soledad). Este patrón, aunque mucho más focalizado, se repite en la probabilidad de ocurrencia, la cual es mayor en la parte sur (canales de Santo Domingo) y disminuye gradualmente hacia el norte de Bahía Magdalena.

En la interpretación se debe tener cuidado con la asignación de las categorías ya que por ejemplo el modelo de esta especie predice densidades altas en el Estero Banderitas, pero sus probabilidades de ocurrencia son bajas. *B. bernicla* busca los

parches de pastos de *Z. marina*, por lo que sus números serán altos cercanos a estos parches, pero si el recurso es temporal su probabilidad de encontrarlos disminuye. Lo anterior podría relacionarse con lo reportado por Santamaría-Gallegos *et al.*, (2007), quienes mencionan que el Estero Banderitas tiene pequeños parches, pero muy variables en el tiempo y en el espacio ya que los encontraron en 1993 pero no en el 2001.

En cuanto las variables humanas, las densidades de esta especie se incrementan en la medida en que se aleja de un centro urbano. Esto aparentemente se puede deberse a la distribución aislada de las fanerógamas marinas o a que no tolera la presencia humana cercana a sus sitios donde forrajea o pernocta.

En el caso de su probabilidad de ocurrencia, la curva de respuesta es bimodal y muestra cierta tendencia con relación a la concentración de ciertos sitios como el Estero La Florida. Para el caso de la distancia a los pueblos no tiene una tendencia marcada. Esto puede deberse que todos los campamentos en este estudio se encuentran cercanos a manglares por lo que su mayor ocurrencia cercana a campamentos pesqueros pueda ser un efecto indirecto.

El hábitat y la vegetación también explican el patrón de distribución. Propiamente el manglar es una variable substituta pues no es empleada directamente por *B. bernicla* pero la distribución de *Z. marina* se encuentra asociada a los esteros los cuales están rodeados por el manglar. Las marismas también son usadas como sitios para alimentación en esta especie, una segunda opción (Ganter 2000; Martínez *et al.*, 2013; Lewis *et al.*, 2013). La mayor densidad y ocurrencia se observa en aguas someras, lo cual se asocia a las zonas de inundación (Ganter 2000), en estas zonas se distribuye *Z. marina*. Con relación a la vegetación, la tendencia de altas densidades en zonas con pastos marinos, confirman las suposiciones de agregación alrededor de estos parches de vegetación en el agua. La densidad moderada que se observa en el mapa de interpolación en medio de la Laguna de Bahía Magdalena puede deberse a los movimientos de esta especie dentro del área de estudio hacia esteros más alejados de la sección de Santo Domingo. Otra posibilidad sería un comportamiento observado por Martínez *et*

al.,(2013) en donde describen que esta especie en Guerrero Negro, puede distribuirse en zonas más profundas para alimentarse de pasto marino que flota en la superficie el cual se desprende de los parches. Está documentada la sensibilidad de *Z. marina* a impactos humanos (e. g. contaminación, aumento en turbidez del agua) (Santamaría-Gallegos *et al.*, 2007), por lo que repercute directamente en *B. bernicla* (y en otras especies). Lo anterior hace imperativo una conservación del área de estudio en particular la zona de manglares de Santo Domingo.

8.5 *Phalacrocorax auritus*

El cormorán *P. auritus* es una especie ampliamente distribuida por Norte América, puede ocupar diversos ambientes acuáticos. Esta especie está adaptada al buceo y puede alimentarse de peces e invertebrados los cuales captura en persecución (Dorr *et al.*, 2014). Es una especie comúnmente gregaria y se reproduce en distintos sitios, generalmente en islas, como es en el caso de Isla Margarita (Amador 1985; Wires y Cuthbert 2006).

En el presente estudio se encontró que los modelos de densidad GLM y GAM agregado obtuvieron buenos desempeños en sus evaluaciones, pero muestran diferencias en la manera en que los predictores se comportan en los modelos. En general, la mayor parte de los predictores se comportaron de manera similar, pues contienen los modelos la interacción longitud, latitud, hábitat, vegetación y sustrato. No obstante, al considerar las variables antropogénicas se observa un patrón contrario entre los modelos. En GLM las densidades aumentan conforme se aleja de los centros urbanos y campamentos, mientras que para GAM las densidades disminuyen al alejarse de los centros urbanos. Estas diferencias en los resultados de ambos modelos son poco claras como han observado en otros trabajos (Elith y Graham 2009; Opper *et al.*, 2011). Sin embargo, probablemente

estas diferencias se deban a artificios de las funciones de cada técnica con las cuales se ajustan los modelos (Elith y Graham 2009). Al tomar en cuenta los criterios la devianza residual (GLM= 91676, GAM=30775) y porcentaje de devianza explicada (GLM=81.6, GAM=94), parsimonia (GLM = 6 parámetros, GAM= 5 parámetros), y correlación (GLM = 0.81, GAM =0.94), el modelo GAM para *P. auritus* sería el modelo que mejor se aproxima a los datos, pero en la predicción espacialmente explícita la distribución aparece de forma similar.

Esta especie presentó una gran cantidad de individuos y altas densidades para el área de estudio lo cual concuerda con Zárate-Ovando (*et al.*, 2006). Se observó una mayor densidad y probabilidad de ocurrencia en la porción norte de la Bahía en particular en la Boca de Entrada de Bahía Magdalena y cercanos a Puerto Alcatraz. La alta densidad y ocurrencia en esta zona puede relacionarse a dos causas 1) Previamente han registrado colonias de esta especie al Sur de Isla Margarita (Amador 1985) con lo que es posible que la especie utilice esta zona para alimentación durante su período reproductivo; 2) La alta densidad y ocurrencia pudiera coincidir con una alta productividad encontrada que se ha encontrado en la Boca de Entrada de Bahía Magdalena (Robinson *et al.*, 2002). El proceso de surgencia generado por las mareas y corrientes además tiene un efecto sobre organismos pelágicos. Estos autores reportan que debido a las altas corrientes a mayor profundidad y la mayor cantidad de oxígeno disuelto en superficie, hace que los organismos pelágicos tiendan a ocupar aguas superficiales. Este proceso haría por tanto que las presas fueran más accesibles para el cormorán *P. auritus*, y requerir menos esfuerzo en las apneas (Dorr *et al.*, 2014). Aunque los resultados muestran diferencias en las densidades y ocurrencia entre los tipos de hábitat y vegetación, esta especie es más generalista por que se le puede observar con altas densidades en la mayor parte del área de estudio, pero con mayor densidad y probabilidad en la Boca de Entrada por lo comentado anteriormente. En cuanto al sustrato, es similar en GLM y GAM, aunque se puede apreciar que esta especie tiende a ser más densa en sustratos rocosos lo cual se

refleja mejor en el modelo GAM agregado, al predecir valores altos en áreas como Islote Pájaros y en Isla Margarita donde hay sustratos rocosos. Esta especie utiliza estos sustratos para posarse y descansar como se ha visto en otras regiones (Dorr *et al.*, 2014).

En la probabilidad de ocurrencia se observa, una tendencia lineal negativa, esta disminuye al aumentar la distancia de los campamentos. Mientras que con los pueblos también tiende a disminuir al aumentar la distancia. En general el modelo predice que esta especie tiene preferencia por estar cerca de los centros urbanos y campamentos pesqueros lo cual indica que, probablemente adopte un comportamiento oportunista al seguir los movimientos de los pescadores cercanos a estos sitios, o que se alimente en las aguas someras aledañas a estos (Sol *et al.*, 2011; Oro *et al.*, 213) o bien puede dispersarse a otras zonas de alimentación como se mencionó previamente.

8.6 *Phalacrocorax penicillatus*

El cormorán *P. penicillatus* tiene una distribución amplia en la costa Oeste de Norte América. Es residente en la costa Pacífica central de Estados Unidos y migra hacia el Norte a Canadá y Alaska y al Sur en el Golfo de California y costa del Pacífico mexicano (Wallace y Wallace 1998). Al igual que *P. auritus* es bastante gregario y también se alimenta de peces e invertebrados, aunque sus apneas pueden llegar a ser más profundas que las de *P. auritus*, lo que le da acceso a otro tipo de presas (apneas de > 100 m Wallace y Wallace 1998).

Esta especie obtuvo buenas evaluaciones en el modelo GLM y GAM agregados, ambos con valores muy similares en su desempeño. El patrón observado entre ambos es muy similar con la excepción de la distancia a campamentos (GLM indica una tendencia positiva y GAM una negativa). La razón de estas diferencias pudiera deberse a lo mencionado en *P. auritus*, es decir la función en la que estas dos técnicas ajustan los modelos (Elith y Graham 2009; Opperl *et al.*, 2011). Sin

embargo, hay concordancia en relación con la distancia a los pueblos ambos modelos muestran una tendencia negativa, es decir esta especie se mantiene cercana a los centros urbanos.

Aunque esta especie es mucho más sensible al impacto humano (Wallace y Wallace 1998) su cercanía a pueblos podría deberse a que en Bahía Magdalena pudiera tener un menor impacto o al aumento natural de la población de esta especie. Capitolo *et al.*, (2014) analizaron los cambios poblacionales de esta especie en California. Históricamente fue casi diezmada durante los 60-70's debido al uso de pesticidas posteriormente sus números se mantuvieron bajos durante los 80.-90's debido a fenómenos como el Niño, y sus números aumentaron a inicios de los 2000 por fenómenos de la Niña. En el 2006 se registró el mayor número poblacional para esta especie en su área de estudio.

En la península de Baja California existen poblaciones residentes, con colonias al sur de Isla Margarita (Amador 1985), pero es probable que la densidad de esta especie se vea aumentada por movimientos migratorios considerando el aumento encontrado por Capitolio *et al.*, (2014). Además, también podría intervenir un comportamiento oportunista y generalista (Sol *et al.*, 2011; Dave *et al.*, 2012; Oro *et al.*, 2013). Esto podría explicar su bajo desempeño en los modelos de presencia/ausencia, puesto que los predictores no son específicos para la especie además de provocar densidades mayores cercanos a pueblos y campamentos.

Su preferencia por aguas profundas podría relacionarse con lo mencionado en *P. auritus* y el trabajo de Robinson *et al.*, (2002) donde los procesos de surgencia tiene un efecto sobre organismos pelágicos. los cuales tienden a ocupar aguas superficiales y posiblemente un menor esfuerzo de captura. Su alta densidad en la Bahía puede considerarse como un buen indicador de la condiciones de las aguas costeras, debido a que estas especies reflejan la productividad de la zona ya que dependen de los cambios y abundancia de sus presas como son los cardúmenes

de sardinas además de ser susceptibles a los contaminantes (Capitolio *et al.*, 2014).

8.7 *Fregata magnificens*

La tijaleta *F. magnificens* tiene una amplia distribución en América. En el Pacífico con su colonia más norteña en Isla Margarita (Carmona *et al.*, 1995, Diamond y Schreiber 2002) hasta Galápagos y en el Atlántico desde Florida hasta Guyana Francesa. Esta especie se alimenta principalmente de peces voladores (Exocoetidae), calamares, tortugas juveniles, cangrejos, y juveniles de otras especies de aves acuáticas, aunque también tiende alimentarse de desperdicios pesqueros sumado a su comportamiento cleptoparasítico de otras especies de aves marinas (Diamond y Schreiber 2002). La preferencia de esta especie hacia la vegetación o hábitat con manglar ha sido reconocido (Amador 1985, Carmona *et al.*, 1995, Diamond y Schreiber 2002). Aunque para el tipo de vegetación asociado a los registros se muestran valores similares entre manglar y herbáceas halófilas, probablemente se deba a la cercanía que hay entre estos dos tipos de vegetación en el CLBM (Acosta-Velázquez y Ruiz-Luna 2007; Zarate-Ovando *et al.*, 2008). En general esta especie prefiere lugares altos donde el despegue sea facilitado (Diamond y Schreiber 2002).

Aunque tiende a ser sensible hacia la presencia humana (Diamond y Schreiber 2002) esta especie puede emplear cualquier estructura hecha por el hombre tales como torres, cables de luz, y puertos. Esta versatilidad en su elección de zonas de descanso podría indicar lo observado en este estudio, es decir una tendencia negativa de la densidad al alejarse de los centros urbanos. Para el caso de los campos pesqueros es el mismo patrón. Puesto que esta especie puede alimentarse por medio de cleptoparasitismo y tomar comida flotante (Diamond y Schreiber 2002), es posible que sea oportunista (Sol *et al.*, 2011; Oro *et al.*, 2013) de los campamentos pesqueros y explicar así su cercanía .

La probabilidad de ocurrencia de esta especie muestra un patrón similar al mencionado por la densidad. Una mayor ocurrencia de esta especie en manglar debido a las preferencias de esta especie por este tipo de vegetación, en especial para formar nidos durante la reproducción (Diamond y Schreiber 2002) y una tendencia negativa (aunque no tan marcada) a disminuir la probabilidad al alejarse de los campamentos pesqueros.

Para este estudio *F. magnificens*, sin llegar a ser de las más abundantes, fue una especie ubicua y con números altos en su conteo general, situación apreciada también en los otros estudios en la zona (Amador 1985 *et al.*, 2006; Zárate-Ovando *et al.*, 2008). Estos números se ven influenciados muy probablemente por las colonias encontradas al Sur de Isla Margarita (Amador 1985; Carmona *et al.*, 1995). No obstante, el presente estudio muestra una predicción en la densidad y en la probabilidad de ocurrencia bastante baja. Una de las razones podría ser la forma inadecuada de censo para esta especie. La mayor parte de los individuos fueron contados mientras descansaban. Diamond y Schreiber (2002) indican que esta especie se mueve muy temprano desde las zonas de anidación y descanso y pueden pasar períodos de tiempo prolongados volando en zonas mucho más alejadas en especial los adultos durante época reproductiva por lo que un conteo de las aves en reposo no reflejaría adecuadamente la cantidad de individuos que aprovechan el área. Otro factor podría ser que la distribución de la especie en números y presencia es homogéneo y no alcanza a determinar una tendencia, o una muy pobre, lo cual disminuye el poder predictivo. No hay colonias grandes reportadas en el polígono considerado, y podría ser que sólo se emplee como una zona marginal de la colonia en Isla Margarita o para descanso. Además al considerar la forma de alimentarse (Osorno *et al.*, 1992; Diamond y Schreiber 2002) es probable que la mayor parte de los canales en el área de estudio no fueran aptos para pescar por lo que podría comportarse de manera más oportunista tal como alimentarse de carroña flotante, desperdicios de barcos pesqueros o desperdicios de la empresa empaquetadora de sardina (Sol *et al.*, 2011, Oro *et al.*, 2013) o por cleptoparastisimo (Osorno *et al.*, 1992, Diamond y

Schreiber 2002) hacia otras especies abundantes en la zona de estudio. Otro factor podría ser la falta de predictores adecuados para esta especie. En este caso por ejemplo el sustrato.

8.8 *Pelecanus occidentalis*

El pelícano café *P. occidentalis*, tiene una amplia distribución en el Pacífico que va desde California hasta el sur de Ecuador y en el Atlántico desde Florida hasta Colombia (Shields 2014). El pelícano generalmente se alimenta de peces los cuales captura zambulléndose desde el aire. Esta especie se asocia en zonas de surgencias donde las presas son abundantes.

La especie se le puede encontrar en la zona de estudio, con altas densidades y con alta probabilidad de ocurrencia lo cual también concuerda en otros estudios para el área (Amador 1985, *et al.*, 2006; Zárate-Ovando *et al.*, 2008). Esta especie es muy versátil en el uso de ambientes acuáticos prefiriendo zonas costeras y humedales. De acuerdo a Shields (2014) y King *et al.*, (2013) esta especie puede encontrarse en playas, islas rocosas, acantilados, dunas, manglares, marismas y debido a su comportamiento alimenticio también prefiere alimentarse en aguas cercanas a la costa (<150 m, aguas profundas y someras en este estudio) y tienden a permanecer cerca de las colonias. Esto coincide con los modelos de densidad y probabilidad de ocurrencia. Por ejemplo, para el caso de este estudio se encontró mayor densidad en playas, pero los siete hábitats tienen probabilidades similares al analizar su probabilidad de ocurrencia. La vegetación y

sustrato también coinciden con entre ambos modelos, donde existe una preferencia por manglares y zonas arenosas (King *et al.*, 2013).

El efecto de la distribución por parte de los campamentos y pueblos para ambos modelos se observó un mismo patrón general. Las densidades y probabilidad de ocurrencia disminuyen con la distancia, pero con un pico intermedio. En ambos casos se observa que hay un decremento de la densidad. Al incrementar la distancia la densidad y probabilidad de ocurrencia tienden a decrecer. Esta cercanía puede relacionarse con el comportamiento oportunista (Sol *et al.*, 2011; Oro *et al.*, 2013; Shields 2014). Por otra parte los canales de entrada al complejo lagunar podría favorecer a las aves ictiófagas (áreas de surgencia como lo menciona Robinson *et al.*, (2002) donde las presas suben a la superficie por procesos de marea y surgencia, sobre todo bocas de entrada en el CLBM, tal como Boca de Entrada, Boca de la Soledad, Canal de Gaviotas). Es probable que la especie tienda a distribuirse cerca de los campamentos y pueblos pero también aproveche otras áreas potenciales para alimentarse, o descanso como es cercano a los canales, entradas de canales o fuera de la Bahía.

8.9 *Egretta rufescens*

La garza *E. rufescens* se distribuye a lo largo de la costa del Pacífico latinoamericano y parte del Golfo de México y en la zona de estudio es una especie residente que habita todo el año (Lowther y Paul 2002). Esta especie caza con un método de "disturbio y persecución" el cual consiste en abrir sus alas para confundir y atrapar pequeños peces, aunque también puede alimentarse de pequeños invertebrados como cangrejos y camarones.

En este estudio el modelo de densidad no tuvo un desempeño adecuado probablemente a que la distribución de la especie en números es tan homogénea que no se alcanza a determinar una tendencia, o resulta en una muy pobre, lo cual disminuye el poder predictivo

No obstante, obtuvo un desempeño adecuado en su presencia/ausencia en los modelos GLM y GAM agregados. A esta especie se le puede encontrar en zonas de inundación (aguas someras) y típicamente asociada a manglares (Lowther y Paul 2002), lo cual concuerda con lo encontrado en ambos modelos. Para esta especie se encontró una mayor ocurrencia en manglares, seguido de herbáceas halófilas, lo que parece ser un reflejo de que esta especie tiende a descansar en árboles de manglar (Lowther y Paul 2002). Estos dos valores altos pueden deberse a que son vegetaciones anexas (Acosta-Velázquez y Ruiz-Luna 2007; Zarate-Ovando *et al.*, 2008) a sitios preferenciales. Los ambientes de playa, roca y marismas, así como aguas someras (zonas de inundación) tuvieron valores altos así como dunas. Se había ya sugerido anteriormente (Zarate-Ovando *et al.*, 2008) que estos hábitats temporalmente podrían tener importancia mayor que el manglar al ser sitios de descanso anexos a sitios de alimentación. El tipo de hábitat sin embargo de manglar resultó no tener la mayor probabilidad de ocurrencia.

El predictor antropogénico significativo en ambos modelos fue la distancia a campamentos donde se observa una tendencia negativa al incrementar la distancia. Este patrón a diferencia de otras especies acuáticas pudiera no deberse un comportamiento oportunista sino asociarse a la naturaleza propia de su distribución. De acuerdo al modelo mínimo adecuado es una especie que prefiere hábitats de manglar, dunas y vegetación de árboles de manglar entre otros. Todos los campamentos en este estudio se encuentran cercanos a manglares por lo que su mayor ocurrencia cercana a campamentos pesqueros pueda ser un efecto indirecto. Además de que en ambos casos fue la variable que menos aportó al modelo. La interpolación espacial concuerda con el modelo al predecir las mayores ocurrencias en el Canal de Santo Domingo y menores hacia el norte de la Bahía donde la densidad de manglar y dunas disminuye.

8.10 *Larus occidentalis*

Esta especie se le puede encontrar en la costa Pacífica desde Vancouver hasta el estado de B.C.S (Pierotti y Annet 1995). Esta especie es un depredador generalista alimentándose de numerosas presas tales como peces, invertebrados, huevos, juveniles y adultos de otras especies acuáticas y carroñera. Aunque es una especie bien conocida su distribución es limitada y tiene poblaciones más pequeñas en comparación con otras gaviotas (Pierotti y Annet 1995). En el CLBM se le había reportado como una especie con alta densidad y ocurrencia (Amador 1985, *et al.*, 2006; Zárate-Ovando *et al.*, 2008). Esto también se observó en el presente estudio. Esta gaviota es generalista en su distribución ya que usa una gran cantidad de hábitats, vegetación y sustratos, desde playas arenosas, manglares, hasta basureros locales, lo cual ya indica una asociación a sitios antropogénicos a lo largo de su distribución (Pierotti y Annet 1995). Esta generalidad puede confirmarse con los modelos realizados. Por ejemplo, para el modelo de densidad en el efecto hábitat se observó una mayor preferencia hacia ambientes rocosos y de marismas, pero en el modelo de probabilidad de ocurrencia gran parte los ambientes obtuvieron valores similares (a excepción de aguas profundas). Pierotti y Annet (1995) también mencionan una preferencia de esta especie por sustratos como arena y roca, un patrón que observamos también en ambos modelos. Las variables antropogénicas en función de su probabilidad de ocurrencia no fueron significativas, probablemente debido a la plasticidad y generalidad de la especie (Davey *et al.*, 2012), aunque en el mapa de interpolación puede apreciarse que las mayores probabilidades engloban a zonas urbanas.

Para el modelo de densidad sí fue muy marcado en el modelo y reflejado en el mapa de interpolación, que esta especie se encuentra en densidades altas cercana a pueblos. En cuanto a los campamentos, la densidad se incrementa conforme se aleja de los campamentos. Su característica de ser generalista y oportunista podría ser un factor por el cual *L. occidentalis* prefiera estar cerca a zonas urbanas debido al aprovechamiento de alimento que se presenta alrededor

de estos ambientes, tal como ya se ha reportado en otros organismos y en otras especies del género *Larus*. Por ejemplo, Christel *et al.*, (2012) realizan un estudio sobre los movimientos de forrajeo de *Larus audouinii* en el Mediterráneo, encuentran que esta especie utiliza tanto ambientes marinos como sitios de agricultura; en este caso *L. audouinii* se alimenta de crustáceos asociados a campos de arroz. En el presente estudio *L. occidentalis* podría verse atraído a los pueblos debido al desperdicio de pescado y otros desperdicios generados por la población (Davey *et al.*, 2012; Sol *et al.*, 2011; Oro *et al.*, 2013).

8.11 *Larus heermanni*

La gaviota parda *L. heermanni* en general tiene una distribución restringida a la costa Pacífica desde California, la península de Baja California incluyendo el Golfo de California, Islas Revilagigedo hasta casualmente en Guatemala y Costa Rica (Islam 2002). La mayor proporción (90-95%) de esta especie se reproduce en Isla Raza en el Golfo de California (Islam 2002). La gaviota parda es un depredador generalista alimentándose en una gran variedad de pequeños peces, además de pequeños invertebrados como crustáceos, calamares, insectos y pequeñas lagartijas

En Bahía Magdalena fue una especie notoria para este estudio lo cual concuerda con los trabajos realizados en el área (Zárate-Ovando *et al.*, 2008). En ambos modelos, tanto la densidad como la probabilidad de ocurrencia es menor en los canales de Santo Domingo y se incrementa en la parte Norte, en Bahía Magdalena. Esta especie puede ser oportunista como *L. occidentalis* y obtener su alimento pescando, en el cual tiende a perseguir los cardúmenes de peces como sardinas y de la familia Culpeidae (Islam 2002). Su presencia y densidad en la zona Norte podría deberse al uso de estas aguas como sitios de alimentación, se ha encontrado que la Boca de Entrada de la Bahía es una zona muy productiva en la que los organismos pelágicos se distribuyen en aguas superficiales (Robinson

et al., (2002). De forma similar que *L. occidentalis*, la gaviota parda *L. heermanni* es una especie generalista y se le puede encontrar en diferentes ambientes, vegetación y sustratos.

En el modelo de densidad se pudo apreciar esta generalidad donde los valores entre hábitats, vegetación y sustrato son muy similares. Para el caso del modelo de presencia/ausencia se observa una distinción más marcada donde los ambientes preferentes son marismas manglares dunas playa y roca. Tomando en cuenta la generalidad de la especie, las áreas con estas características tenderían a tener una probabilidad de ocurrencia más alta, situación que se observa por ejemplo cerca de Puerto Magdalena.

La distribución de acuerdo con las variables antropogénicas mostraron que la densidad y la probabilidad de ocurrencia decrecen al aumentar la distancia a los pueblos y campamentos. En el caso del modelo de densidad muestra un decremento conforme aumenta la distancia. Por ejemplo, en la Bahía del lado occidental el mapa muestra altas densidades cercanas a Pto. Magdalena, Punta Belcher y en el lado oriental se observan densidades altas al norte del Estero Salinas.

Robinson *et al.*, (2002) describe que durante el cambio de mareas en la Boca de Entrada, las corrientes son rápidas y para solventar el gasto energético organismos pelágicos (presas potenciales) modifican su distribución vertical situándose más en superficie. No obstante la velocidad de corriente en la costa oriental disminuye (Sánchez-Montante *et al.*, 2007) y los organismos pelágicos se mueven hacia zonas más profundas por lo que las presas no estén tan disponibles, esto podría limitar la distribución considerando que esta especie no tiene capacidad de buceo (Islam 2002). En el caso de los canales de Santo Domingo la turbidez del agua podría afectar en la captura de alimento. Por otro lado su mayor incidencia en zonas cercanas a poblados puede deberse a un comportamiento oportunista alimentándose esta especie de residuos de pesca de los pueblos (Christel *et al.*, 2012; Davey *et al.*, 2012; Sol *et al.*, 2011; Oro *et al.*, 2013) o por medio de kleptoparasitismo (Tershy *et al.*, 1990; Islam 2002) Este

comportamiento hace que esta especie se agregue con cormoranes (*Phalacrocorax*) y particularmente *Pelecanus occidentalis* (Tershy *et al.*, 1990, Islam 2002), es decir especies que también se encuentran en alta densidad y ocurrencia cercanos a pueblos y campamentos.

8.12 *Larus delawarensis*

Especie ampliamente distribuida por Norte América y con grandes números estimados en 3-4 millones y datos del 2009 sugieren un incremento del 250% (Pollet *et al.*, 2012). Al igual que *L. occidentalis* y *L. heermanni*, es generalista y puede encontrarse a lo largo de su distribución en planicies arenosas, acantilados, campos de golf y en centros comerciales de zonas metropolitanas. Esta versatilidad en el uso de diferentes hábitats se refleja en los resultados. Debido a esta generalidad *L. delawarensis* se puede alimentar de varias presas tales como invertebrados marinos, insectos, peces, pequeños roedores, basura además de ser cleptoparasítica (Pollet *et al.*, 2012).

Sin embargo sus predicciones en este estudio fueron bajas y los modelos de probabilidad de ocurrencia fueron no tuvieron una evaluación adecuada, probablemente a que su distribución con respecto a la ocurrencia es homogénea y no alcanza a determinarse una tendencia o una muy pobre, lo cual disminuye el poder predictivo.

Su generalidad se puede apreciar en el modelo con el efecto tipo de hábitat, donde la mayoría de los ambientes poseen valores muy similares. En cuanto a la vegetación el mangle y las herbáceas halófilas son ambientes comunes cercanos a los pueblos y que pudiera utilizar de descanso en CLBM.

Su densidad con relación a las variables humanas muestra un patrón recurrente en las gaviotas analizadas en este trabajo, mostrando una tendencia negativa, es decir altas densidades cercanas a pueblos y campamentos, decreciendo al aumentar la distancia. Para esta especie parece ser una situación común (Pollet *et al.*, 2012) de oportunismo mencionado para las otras especies de gaviotas en este estudio (Christel *et al.*, 2011; Sol *et al.*, 2012; Oro *et al.*, 2013) y lo cual se refleja bien en los mapas.

8.13 *Thalasseus elegans*

El gallito marino *T. elegans* es una especie que se distribuye desde California y puede llegar más allá de Costa Rica. Se alimenta principalmente de peces pequeños, aunque raramente puede atrapar crustáceos. Sus colonias reproductivas se encuentran casi exclusivamente dentro del Golfo de California en Isla Raza con aprox. el 97-98% de la población, por lo que es una especie común en el Pacífico y en el Golfo de la Península de Baja California (Burnes *et al.*, 1999).

Para el estudio presente se obtuvieron pocos individuos registrados, por lo que no se pudo construir un buen modelo de presencia/ausencia debido probablemente a que su presencia es tan homogénea que no se alcanza a determinar una tendencia, lo cual disminuye el poder predictivo.

Además, las predicciones del modelo de densidad fueron muy bajas. No obstante, muestran un patrón interesante en su distribución. El modelo indica una mayor densidad en zonas de playa marismas. De acuerdo a Burnes *et al.*, (1999) esta especie prefiere zonas planas como los ambientes mencionados para descansar. Esto también se observa en la preferencia del sustrato arenoso y una mayor densidad en zonas sin vegetación. El modelo indica que también existe una alta densidad en pastos marinos. Puesto que los parches de las fanerógamas marinas pueden sustentar una comunidad biótica diversa (Orth *et al.*, 1984; Santamaría-Gallegos *et al.*, 2007), es posible que *T. elegans* se beneficie de la ictiofauna asociada a éstos (Frazier *et al.*, 2014). Debido a la sensibilidad de *T. elegans*,

tanto por variables antropogénicas o ambientales ha sido estudiado como indicador de la disponibilidad de presas (Horn y Whitcombe 2014) lo cual puede reflejar el estado de las pesquerías (Schaffner 1986; Velarde *et al.*, 1994).

Los resultados en este estudio indican que es una especie sensible a las variables antropogénicas, donde se observa una tendencia positiva de la densidad con relación a la distancia a campamentos y pueblos. Las bajas densidades del modelo predicho podrían relacionarse como una combinación de diferentes factores, tales como: Una baja disponibilidad de alimento en la zona de estudio probablemente al fenómeno del Niño de baja intensidad durante el intervalo de tiempo del estudio (Schreiber 2002)(NOAA), o la dispersión de la especie hacia otras zonas más productivas.

El mapa de distribución en el presente estudio muestra un patrón, al indicar que la mayor densidad para esta especie se encuentra en los esteros alrededor de Pto. San Carlos y en el Canal de Gaviota. Pto. San Carlos está reportada con una alta turbidez y baja visibilidad (Santamaría-Gallegos *et al.*, 2007). Aparentemente podrían ser características aprovechadas por *T. elegans*, como ya se ha reportado en otras especies de gallitos como *Sterna hirundo*, *Sternula antillarum*, *Sterna forsteri* (Haney y Stone 1988; Henckel 2006) donde existe una preferencia hacia aguas turbias para alimentarse. Aunque no hay un registro de la turbidez en el canal de Gaviota *per se*, las características de intensidad de corrientes son muy similares Puerto. San Carlos (Sánchez-Montante *et al.*, 2007).

8.14 *Limosa fedoa*

L. fedoa, como muchos playeros de la familia Scolopacidae, se reproducen durante la primavera-verano en la parte Norte de Estados Unidos y Alaska y durante el invierno migran por la costa de Norte América y centro América tanto en las costas del Atlántico como en las del Pacífico (Gratto-Trevor 2000). Esta

especie había sido señalada como uno de los playeros más abundantes previamente (Zarate-Ovando *et al.*, 2008). Para esta especie, no se alcanzó el requerimiento de una buena evaluación para considerarlo un modelo adecuado, por lo que es posible que otros predictores relacionados con la especie (e.g. recursos, invertebrados en el sustrato, distancia a vegetación) hubieran afinado el modelo. Otro aspecto puede ser que la distribución de la especie en números es muy homogénea que no se alcanza a determinar una tendencia o esta es muy pobre lo cual disminuye el poder predictivo.

Esta especie, como muchas aves playeras, prefieren zonas de inundación con poca profundidad, de sustrato fino como playas arenosas o planicies lodosas para alimentarse de invertebrados, tales como poliquetos o pequeños bivalvos y cangrejos, entre otros (Gratto-Trevor 2000; Spruzen *et al.*, 2008; Carmona 2007, Castillo-Guerrero *et al.*, 2009; Mendoza y Carmona 2013). El modelo muestra una concordancia ecológica, es decir se observa del modelo mínimo adecuado que el sustrato arena y lodo son importantes, mientras que para el hábitat las mayores densidades se observan en playa, seguido de marisma, dunas y aguas someras. Estas categorías tienen en común lo mencionado anteriormente, sustratos finos y poca profundidad. Tanto el hábitat de manglar y vegetación de manglar son variables sustitutas, puesto que estos árboles crecen en zonas de poca profundidad y sustrato fino pero son útiles en la predicción. Se observa que *L. fedoa* muestra valores medios en pastos marinos. Este tipo de ambientes tienen una amplia comunidad biótica (Orth *et al.*, 1984), por lo que parches en poca profundidad y durante las mareas bajas pueda ser aprovechado temporalmente (Spruzen *et al.*, 2008; Frazier *et al.*, 2014).

El mapa muestra una concordancia con el modelo, observándose probabilidades altas de ocurrencia en sitios tales como Estero La Herradura, El Chisguete, San Buto, así como en esteros pegados a Isla Magdalena (ceranos a las dunas), tales como Curva del Diablo, Canal de la Soledad y Boca de la Soledad. Todos ellos poseen con poca profundidad, sustrato fino y manglares.

8.15 *Calidris mauri*

Calidris mauri es una pequeña ave playera de la familia Scolopacidae que es abundante a lo largo de la costa del Pacífico y Atlántico. Se reproduce en Alaska en un período de tiempo corto (durante mayo-junio) y migra hacia áreas más cálidas durante junio-octubre. Sus áreas de invernación se encuentran desde Columbia-Británica hasta Colombia y en el Atlántico, hasta Surinam (Franks *et al.*, 2014). Esta especie es considerada un ave migratoria de largas distancias y puede hacer uso de diferentes humedales como sitios potenciales de descanso y alimentación durante su viaje migratorio (Page *et al.*, 1997; Sutherland *et al.*, 2000; Carmona y Brabata 2004; Carmona *et al.*, 2011; Franks *et al.*, 2014). En el caso de la zona de estudio fue el playero con mayor número de individuos, lo que también se mostró en un anterior estudio (Zarate-Ovando *et al.*, 2006). El playerito *C. mauri* prefiere zonas de inundación con poca profundidad, de sustrato fino como playas arenosas o planicies lodosas para alimentarse de invertebrados, como por ejemplo poliquetos, copépodos e insectos (Sutherland *et al.*, 2000); esta especie tiende a preferir sustratos lodosos (Spruzen *et al.*, 2008; Mendoza y Carmona 2013; Franks *et al.*, 2014). El modelo mínimo adecuado de densidad identifica en el tipo de hábitat una similitud entre los ambientes que tienen como común poca profundidad y sustrato fino excluyendo (con bajos valores) a los ambientes rocosos. En zonas de vegetación donde se observa una densidad alta en zonas carentes de vegetación (aguas someras), herbáceas halófilas (marismas) y manglar, los cuales también tienen la característica de poca profundidad y sustrato fino.

La densidad de pastos marinos podría verse explicado por ser un sitio (aunque no preferencial) potencial donde conseguir alimento (Orth *et al.*, 1984; Spruzen *et al.*, 2008; Frazier *et al.*, 2014). El tipo de sustrato corrobora lo mencionado, ya que puede hacer uso de zonas lodosas y arenosas debido a que puede emplear diferentes técnicas de forrajeo para distintos tipos de presas (Sutherland *et al.*, 2000; Rodríguez-Meza *et al.*, 2007).

Con relación a las variables antropogénicas la densidad en los campamentos mantiene una tendencia estable y disminuye al aumentar la distancia. Esto puede deberse principalmente a su cercanía de sus sitios potenciales de alimentación. La densidad relacionada con la distancia con los pueblos, en general, tiende a aumentar al incrementarse la distancia, aunque puede haber densidades altas cercanas a éstos. Esta cercanía inicial en el modelo pudiera deberse a una habituación hacia los humanos (Yasúe 2006). El modelo de presencia/ausencia muestra lo anteriormente descrito, es decir son predictores la poca profundidad y un sustrato fino (Franks *et al.*, 2014).

Esta dualidad entre densidades altas en zonas más abiertas (sin manglar) y probabilidades bajas en zonas abiertas y probabilidades más altas en esteros, puede atribuirse a una situación costo beneficio y la disponibilidad de presas de acuerdo a lo encontrado por otros estudios (Yasúe 2006; Zou *et al.*, 2008; Spruzen *et al.*, 2008; Aarif *et al.*, 2014). Zou *et al.*, 2008 encuentra una correlación negativa entre la densidad de presas y la densidad de playeros: a menor densidad de presas, mayor densidad de playeros. Lo que podría sugerir para el trabajo presente que los sitios con las mayores densidades no son necesariamente los sitios con mayor densidad de presas, sino que estas zonas se encuentran posiblemente dentro de los esteros. Estas decisiones de forrajeo en el área de estudio pueden estar parcialmente explicadas por la distribución de las presas (Spruzen *et al.*, 2008). Otra de las razones por las que *C. mauri* puede preferir playas arenosas a los manglares se puede relacionar a lo mencionado por Aarif *et al.*, (2014). En su trabajo reportan que las causas del cambio de hábitat de manglares a playas arenosas (hábitats menos preferidos) en aves playeras es la alteración de nutrientes en el humedal (por impacto antropogénico), lo que repercute directamente sobre las presas potenciales y en la diversidad de playeros. Otro autor menciona que los playeros responden al disturbio humano dependiendo del costo energético y al riesgo de ser depredados (Yasúe 2006). En este estudio reporta que las aves playeras eligieron áreas para alimentarse con un alto disturbio humano y una baja disponibilidad de presas, en vez de alimentarse

en áreas cercanas a la vegetación, lo que aparentemente disminuye el riesgo de ser depredados. En los canales de Santo Domingo la zona intermareal se encuentra muy cercana a la vegetación de manglar y podría ser un comportamiento parecido a este que se describió; lo anterior podría explicar las altas densidades en playa al norte y zonas cercanas a los pueblos, y bajas en la zona de Santo Domingo (con una vegetación densa), así como una baja probabilidad de ocurrencia en la mayor parte de la zona de estudio, a excepción de ciertos esteros.

8.16 *Calidris alba*

Este playerito es muy similar a *C. mauri*. Se reproduce en el Ártico en ambientes de tundra durante primavera y realiza largas migraciones tanto por la costa Atlántica como Pacífica, llegando hasta Argentina y Chile (Macwhirter *et al.*, 2002). Así como muchas aves playeras prefieren zonas de inundación con poca profundidad, de sustrato fino como playas arenosas o planicies lodosas para alimentarse. A diferencia de *C. mauri*, el playerito *C. alba* puede ser más generalista y oportunista al poderse alimentar de diferentes presas tales como poliquetos, pequeños crustáceos pequeños bivalvos e inclusive insectos así como preferir áreas de playas arenosas con oleaje (Connors *et al.*, 1981; Macwhirter *et al.*, 2002; Nuka *et al.*, 2005; Grond *et al.*, 2015; Lourenco *et al.*, 2015).

El modelo concuerda con lo reportado, al encontrar sus mayores densidades en aguas someras, marismas y playas. Una densidad alta en zonas sin vegetación refleja su preferencia hacia zonas arenosas. Aunque en el tipo de vegetación de mangle fue baja estos se encuentran asociado a sitios con sustrato fino y poca profundidad. El tipo de vegetación pastos marinos parece influir en la distribución de esta especie, como lo ha sido para *L. fedoa*. (Orth *et al.*, 1984, Spruzen *et al.*, 2008; Frazier *et al.*, 2014). Por otra parte, su preferencia hacia playas arenosas

con oleaje sin vegetación se denota al tener valores bajos en herbáceas halófilas y manglares.

Esta especie es sensible a la presencia humana (Thomas *et al.*, 2003), lo cual se observó en el modelo también. La distancia a los campamentos fue una tendencia casi sin cambio, lo que tal vez se deba a que los campamentos pesqueros no impactan fuertemente el comportamiento de *C. alba* por la poca cantidad de personas en dichos sitios en la bahía (Thomas *et al.*, 2003). Con respecto a la distancia a los pueblos sí hubo tendencia a disminuir. Esta densidad inicial cercana a los centros urbanos se pueda explicar por lo ya discutido para *C. mauri*, es decir eligen zonas no preferenciales pero con bajo riesgo a ser depredados (Yasúe 2006).

Espacialmente esta especie en su densidad concuerda con *C. mauri* es decir densidades altas en la playa oriental de Bahía Magdalena (Norte de Estero Salinas) aunque también se observa pequeñas agregaciones al norte de Pto. Magdalena. Además de una sección más aislada dentro de los esteros (e.g. Estero La Florida). Esta distribución dentro del humedal puede relacionarse con una mayor disponibilidad de alimento en de áreas estuarios (Lourenco *et al.*, 2015) es posible que esta especie debido a su característica de generalista aproveche los pastos marinos que se encuentran en esa zona (Orth *et al.*, 1984; Santamaría-Gallegos *et al.*, 2007; Spruzen *et al.*, 2008; Frazier *et al.*, 2014).

8.17 Un análisis integral

La distribución de cada especie descrita fue muy particular. No obstante un gran componente tuvo como denominador principal que las especies tuvieron un comportamiento oportunista y generalista lo cual se resalta con su preferencia a estar cerca de las variables antropogénicas. El caso más marcado fue el de las especies del género *Larus* y *P. occidentalis*. Aunque los cormoranes del género *Phalacrocorax* también fueron generalistas y tuvieron también una influencia de los poblados y campamentos, mostraron un patrón muy focalizado hacia la Boca

de Entrada de la Bahía aparentemente debido a procesos oceanográficos. Todas las especies mencionadas mantuvieron distribuciones cercanas a Puerto Alcatraz, Puerto San Carlos y Puerto López Mateos. Aunque su interacción y efectos con los poblados y campamentos no está estudiado en el CLBM, pueden tener repercusiones como se ha visto en otros trabajos, pudiendo tener una homogenización de la estructura de la comunidad (Davey *et al.*, 2012), o bien por la acumulación de contaminantes (Oro *et al.*, 2013) e inclusive cambios en su comportamiento alimenticio (Christel *et al.*, 2012).

Las especies sensibles como *Branta bernicla*, prefirieron áreas más alejadas de los campamentos sobre todo en el Estero la Florida. Los playeros tuvieron una distribución tanto en zonas abiertas como en zonas con vegetación en Santo Domingo, tales como *L. fedoa*. Aunque *C. mauri* y *C. alba* también utilizan estos canales se les observó con mayores densidades en la playa arenosa al norte del Estero la Herradura, además de utilizar también zonas cercanas a pueblos y campamentos. Los Esteros aledaños a La Florida como Estero Banderitas y Las Tijeras se han mencionado con potencial para el crecimiento de pastos marinos los cuales son aprovechados por numerosas especies (Orth *et al.*, 1984, Santamaría-Gallegos *et al.*, 2007, Spruzen *et al.*, 2008, Frazier *et al.*, 2014). Aunque los sedimentos generados por la cercanía de Puerto López Mateos afectan cierta sección de los canales, es de suma importancia dar una prioridad en la conservación de los esteros en los canales de Santo Domingo y a los sitios de parches de fanerógamas marinas.

Las aves como pelícanos, gaviotas y cormoranes, además de estar cercanos a puertos como Puerto Magdalena, también aprovechan los recursos generados por los procesos oceanográficos de la Boca de Entrada por lo que esta zona también debería tener un buen manejo integral no sólo de las aves sino también de las pesquerías que se llevan a cabo en estas zonas para un manejo sustentable.

Es interesante notar que en la bibliografía se menciona la protección de dunas sobre todo las encontradas en el canal de Santo Domingo y la Isla Magdalena, sin embargo la costa arenosa y de dunas que se encuentra al norte del estero La

Herradura no está considerada y este estudio demostró que puede llegar a ser utilizada por playeros. Si nos referimos a la marginalidad de esta zona para aves playeras como lo menciona Bello-Pineda *et al.*, (2013), es de suma importancia conservar dunas y costa arenosa, puesto que son áreas importantes que son utilizadas por estas especies en sus viajes migratorios.

Los resultados de la modelación obtenidos en esta tesis muestran sitios que deben considerarse importantes para la conservación de la diversidad de aves acuáticas. 1) La zona de manglares en las zonas de Canal de Santo Domingo para especies migratorias como *B. bernicla*, *L. fedoa*, *C. mauri* y *C. alba*, y especies residentes como *F. magnificens*, *E. rufescens* y *T. elegans* zonas aledañas a el estero La Florida, Estero Banderitas, Las Tijeras, San Buto, el Chisquete y la Herradura, y en el norte Estero Santa Elenita. 2) En Bahía Magdalena, para especies como *P. auritus*, *P. penicillatus*, *P. occidentalis*, y especies del género *Larus* sitios como Punta Belcher, zonas aledañas a Puerto Magdalena y Puerto Alcatraz (Isla Magdalena e Isla Margarita), Boca de Entrada e Islote Pájaros 3) La barra arenosa de duna al norte de Estero la Herradura para especies como *C. mauri* y *C. alba*.

8.18 Amenaza antropogénica

Bahía Magdalena como humedal para las aves acuáticas tiene una gran importancia, así como otros sitios en la península que son utilizados como sitios de refugio, alimentación y descanso un componente (Carmona *et al.*, 1995; Page *et al.*, 1997; Carmona y Danemann 1998; Carmona *et al.*, 2004; Mellink 2005; Carmona 2007; Carmona *et al.*, 2011; Bello-Pineda *et al.*, 2013; Mendoza y Carmona 2013). Aunque para aves playeras podría considerarse un sitio marginalmente adecuado (Bello-Pineda *et al.*, 2013), no deja de ser sitio importante para especies amenazadas y en protección especial (NOM-059-SEMARNAT 2010), tales como *B. bernicla*, *T. elegans* y *E. rufescens* así como de muchas especies de súlidos, pelecanidos, anátidos, láridos y ardeidos. Las

predicciones y los modelos generados en esta tesis muestran que existen sitios importantes a considerar en los planes de manejo y conservación de la zona.

Sitios como el complejo laguna Bahía Magdalena son esenciales para mantener un equilibrio en los sistemas naturales, considerando que existe un acelerado desarrollo de nuestras costas y los impactos generados por el uso de estas están teniendo un efecto sobre las aves acuáticas más rápido del que podemos cuantificar (Agardy *et al.*, 2005; Aarif *et al.*, 2014). Todas las especies mencionadas en este trabajo han sido sujetas de alguna u otra manera a un impacto antropogénico histórico y actual. Se han documentado impactos humanos de todo tipo en diferentes sitios de Norte América: por caza indiscriminada y furtiva, destrucción y degradación de hábitat, contaminación por químicos, y derivados del petróleo, alteraciones en zonas reproductivas, impactos por especies invasoras, cambio climático y enfermedades (Wallace y Wallace 1998; Burness *et al.*, 1999; Gratto-Trevor 2000; Diamond y Schreiber 2002; Islam 2002; Lowther y Richard 2002; Macwhirter *et al.*, 2002; Pierotti y Annet 2002; Wires y Cuthbert 2006; Lewis *et al.*, 2013; Oro *et al.*, 2013; Davey *et al.*, 2012; Dorr *et al.*, 2014; Franks *et al.*, 2014; Pollet *et al.*, 2012; Shields 2014). En Bahía Magdalena los impactos antropogénicos son aún bajos a la fecha pero aún así el presente estudio demuestra que existe una influencia significativa por parte de las variables antropogénicas y que deben seguir evaluándose a futuro.

Existe una gran posibilidad (como se ha observado en campo) de que gran parte del efecto antropogénico en las distribuciones de las especies acuáticas en Bahía Magdalena produzca un beneficio a especies generalistas y oportunistas, como cormoranes, gaviotas y pelícanos (Davey *et al.*, 2012, Oro *et al.*, 2013). Mientras que otras especies, como las aves playeras, tienden a alejarse de la presencia humana; se sabe que en casos de estrés energético estas especies pueden acercarse a pueblos y campamentos (Yasúe 2006). En otros casos la distribución puede ser es circunstancial, como en el caso de *Branta bernicla* que busca parches con fanerógamas marinas donde alimentarse. Estos sitios generalmente

están lejos de los pueblos y cercanos a los campamentos. De cualquier forma, esta especie prefiere mantenerse lejos de la presencia humana debido al disturbio generado por la cacería lo cual puede inclusive restringir el uso de dichos parches (Ganter 2000)

Para Bahía Magdalena las consecuencias finales de las actividades humanas en aves acuáticas no han sido estudiadas ni cuantificadas. Por ejemplo, Baert *et al.*, (2013) reportan una acumulación de contaminantes orgánicos (bifenilo policlorado, BPC) en aves acuáticas en el Ártico encontrando que debido a su comportamiento alimenticio oportunista adquieren niveles elevados de este contaminante a través de la cadena trófica durante sus migraciones, y posteriormente se ve relegado en su reproducción (en especial gaviotas). Existen los primeros esfuerzos serios en la península a este respecto, pero son estudios con aves terrestres (Begoña *et al.*, 2005).

Aunque todavía existe un hueco entre los modeladores y los que toman las decisiones en el manejo de la conservación debido a su reciente uso y la falta de un lenguaje común entre ambas partes (Guisan *et al.*, 2013), son herramientas útiles que nos permiten evaluar los cambios en las especies en el espacio y tiempo, probar hipótesis ecológicas acerca de los factores que limitan la distribución y la naturaleza de las respuestas de las especies hacia gradientes ambientales. La interpolación espacial con el fin de predecir las distribuciones es una herramienta útil en planes de conservación, diseño de reservas, y para evaluar impactos y manejo de riesgos, predecir el riesgo de especies invasoras, de enfermedades y los impactos del clima. Las predicciones en los modelos no son causales pero dan claves sobre los patrones en función de variables ambientales que condicionan la distribución de las especies (Franklin 2013; Guisan *et al.*, 2013).

9. CONCLUSIONES

- El uso de los modelos GAM tuvieron más evaluaciones adecuadas que GLM.
- El uso de más de un modelo permitió observar los diferentes comportamientos y realizar comparaciones para elegir el modelo adecuado. Se observó que aunque los modelos GLM y GAM operan de distinta manera generando coeficientes diferentes obtuvieron resultados espaciales similares.
- Los modelos de distribución de especies permitieron evaluar por primera vez la distribución explícita de: *Branta bernicla*, *Phalacrocorax auritus*, *Phalacrocorax penicillatus*, *Pelecanus occidentalis*, *Larus occidentalis*, *Larus heermanni*, *Larus delawarensis*, *Thalasseus elegans*, *Calidris mauri*, *Calidris alba* y *Limosa fedoa* en un humedal en Baja California Sur.
- Las variables antropogénicas de distancia a los pueblos y distancia a campamentos tienen un efecto que condiciona la distribución de aves acuáticas en el Complejo Lagunar Bahía Magdalena.
- Las densidades de gaviotas, cormoranes y pelícanos (*Larus occidentalis*, *Larus heermanni*, *Larus delawarensis*, *Phalacrocorax auritus*, *Phalacrocorax penicillatus* y *P. occidentalis*) se asociaron a las variables antropogénicas, tendiendo a mostrar una preferencia por estar cercanos a los pueblos y campamentos en Bahía Magdalena. La presencia de estas especies en su mayoría no mostró un patrón debido a su comportamiento oportunista y generalista.

- Las densidades y la presencia de especies sensibles como el ganso *B. bernicla*, *T. elegans* así como las playeras (*Calidris mauri*, *Calidris alba*. y *Limosa fedoa*) tuvieron una tendencia positiva, es decir tienden a estar lejanos a las variables antropogénicas
- El uso de modelaje probabilístico predictivo es una herramienta importante para la conservación. Las zonas propuestas para la conservación de Bahía Magdalena son 1) La zona de manglares en las zonas de Canal de Santo Domingo para especies migratorias como *Branta bernicla*, *Limosa fedoa*, *Calidris mauri* y *Calidris alba*, y especies residentes como *Fregata magnificens*, *Egretta rufescens* y *Thalasseus elegans* así como zonas aledañas al estero La Florida, Estero Banderitas, Las Tijeras, San Buto, el Chisquete y la Herradura, y en el norte Estero Santa Elenita. 2) En Bahía Magdalena, para especies como *Phalacrocorax auritus*, *Phalacrocorax penicillatus*, *Pelecanus occidentalis*, y especies del género *Larus* sitios como Punta Belcher, zonas aledañas a Puerto Magdalena y Puerto Alcatraz (Isla Magdalena e Isla Margarita), Boca de Entrada e Islote Pájaros 3) La barra arenosa de duna al norte de Estero la Herradura para especies como *Calidris mauri* y *Calidris alba*.

10. LITERATURA CITADA

Aarts, G., J. Fieberg, J. Matthiopoulos. 2012. Comparative interpretation of count, presence–absence and point methods for species distribution models. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(1): 177-187.

Acosta-Velázquez, J., Ruiz-Luna, A. 2007. Variación en la cobertura, distribución y estructura de los manglares del complejo lagunar Bahía Magdalena-Bahía Almejas (1990-2005). En: Funes, R., J. Gómez, R. Palomares (eds.). *Estudios Ecológicos en Bahía Magdalena*. CIB, IPN, CICIMAR-IPN. México. 311 p.

Acosta-Velázquez, J. y A.D. Vázquez-Lule. 2009. Caracterización del sitio de manglar Bahía Magdalena, en Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). Sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica. CONABIO, México, D.F. *En línea: http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/manglares/doctos/caracterizacion/PN03_Bahia_Magdalena_caracterizacion.pdf*

Aburto-Oropeza, O., E. Ezcurra, G. Danemann, V. Valdez, J. Muray, E. Sala. 2008. Mangrove in the Gulf of California increase fishery yields. *PNAS*. 105:30.

Aho, K. 2014. *Foundational and applied statistics for biologists using R*. CRC Press. EUA. 596 p.

Agardy, T., J. Alder, P.K. Dayton, S. Curran, A. Kitchingman, M. Wilson, A. Catenazzi, J. Restrepo, C. Birkeland, S. Blaber, S. Saifullah, G. Branch, D. Boersma, S. Nixon, P. Dugan, N. Davidson y C. Vorosmarty. 2005. Coastal Systems, En: Hassan, R., R. Scholes, N. Ash, (eds.) *Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends - Findings of the Condition and Trends Working Group of the Millennium Ecosystem Assessment*. Island Press, Washington. 549 p.

Anderson, D.W. 1983. The seabirds. En: Case T.J., M.L. Cody (eds.) *Island Biogeography in the Sea of Cortez*. University of California Press. EUA. 508 p.

Anderson, D.W., E. Palacios. 2007. Birds and bird islands in the Bahía de los Angeles Region: Status and Conservation. En: E. Ezcurra y G. Danemann (eds.) *Bahía de Los Ángeles: recursos naturales y comunidad. Línea base 2007*. Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAT, Pronatura NorOeste A.C., San Diego Natural History Museum. 700 p.

Amador, E.S. 1985. *Avifauna de Isla Santa Margarita, BCS, México*. Tesis de Licenciatura. La Paz, BCS. Universidad Autónoma de Baja California Sur. 42 p.

Amador, E.S., R.A. Mendoza, J.A. Anda-Montañez. 2006. Estructura de la avifauna durante el periodo invierno-primavera en el Estero Rancho Bueno, Baja California Sur. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 77: 251-259.

Aparicio, K. 2004. Using a geographical information system for the analysis of historical and current distribution of harpy eagle (*Harpya harpya*) in Panama. En: Rodríguez-Estrella R. y L.A. Bojórquez (eds.) *Spatial Analysis in Raptor Ecology and Conservation*. CIB, CONABIO. México.

Araújo, M.B., R.G. Pearson, W. Thuillers, M. Erhard. 2005. Validation of species-climate impact models under change. *Global Change Biology*. 11: 1-10.

Arif K.M., S.B. Muzaffar, S. Babu , P.K. Prasad. 2014. Shorebirds assemblages respond to anthropogenic stress by altering habitat use in a wetland in India. *Biodiversity Conservation*. 23: 727-740.

Arriaga, L., V. Aguilar, J. Alcocer. 2002. Aguas Continentales y diversidad biológica de México. *Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO)*. Escala 1: 4000 000. México.

Austin, M., M.J. Gaywood. 1994. Current problems of environmental gradients and species response curves in relation to continuum theory. *Journal of Vegetation Science*. 5: 473-482.

Austin, M. 2002. Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modeling. *Ecological Modeling*. 157: 101-118.

Austin, M. 2007. Species distribution models and ecological theory: a critical assessment and some possible new approaches. *Ecological Modeling*. 200: 1-19.

Baert, J.M., C.R. Janssen, K. Borga y F. De Laender. 2001. Migration and opportunistic feeding increase PCB Accumulation in Arctic Seabirds. *Environmental Science & Technology*. 47: 11793-11801.

Bello-Pineda, J., V. Obregón-Noriega, J.C. Grageola-Nuñez, M.A. Cruz-Nieto, C. Carmona-Islas. 2013. Developing a user-friendly decision support system for the wetlands corridor of the Gulf of California. *Ocean & Coastal Management*. 82: 127-137.

Bibby, C.J. 2004. Bird diversity Survey methods. En: Sutherland, W. J., I. Newton, y R. Green (eds.) *Bird ecology and conservation: a handbook of techniques*. Oxford University Press. EUA. 386 p.

Bibby, C.J., N.D. Burgess, D.A. Hill, S.H. Mustoe. 2007. *Bird Census Techniques*. 2 edition. Ecoscope, British Trust for Ornithology, RSPB, Bird Life. UK. 302 p.

- Boyce, M.S., P.R. Vernier, S.E. Nielsen, F.K.A. Schmiegelow. 2002. Evaluating resource selection functions. *Ecological Modeling*. 157: 281-300.
- Box, G.E. 1976. Science and statistics. *Journal of the American Statistical Association*, 71(356): 791-799.
- Burnham, K.P., D.R. Anderson. 2002. *Model Selection and multimodel inference: A practical information-theoretic approach*. Springer. EUA. 488 p.
- Burness, G.P., K. Lefevre, C.T. Collins. 1999. Elegant Tern (*Thalasseus elegans*), *The Birds of North America En línea* (A. Poole, Ed.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology; obtenido de : *Birds of North America En línea*: <http://bna.birds.cornell.edu.bnaproxy.birds.cornell.edu/bna/species/404> doi:10.2173/bna.404. última actualización: nd
- Capitolio O.J., G.J. McChesney, H.R. Carter, M.W. Parker, L.E. Eigner, R.T. Golightly. 2014. Changes in breeding populations sizes of Brandt's Cormorants *Phalacrocorax penicillatus* in the Gulf of the Farallones, California, 1979-2006. *Marine Ornithology* 42: 35-48.
- Carmona, R. 1995. Distribución temporal de aves acuáticas en playa Conchalito, Ensenada de la Paz, BCS. México. *Inv. Mar. CICIMAR*. 10:1-21.
- Carmona, R., J. Guzmán, J.F. Elorduy. 1995. Hatching, Growth and Mortality of Magnificent Frigatebird Chicks in Southern Baja California. *Wilson Bulletin* 107(2): 328-337.
- Carmona, R., G. Danemann. 1998. Distribución espacio temporal de aves en la salina de Guerrero Negro, Baja California Sur, México. *Ciencias Marinas*. 24: 389-408.
- Carmona, R., G. Danemann. 2000. Distribución espacio temporal de aves Pelecaniformes en la salina de Guerrero Negro, BCS, México. *Hidrobiológica*. 10: 85-90.
- Carmona, R., G. Ruiz-Campos, J.A. Castillo-Guerrero, E. Hernández. 2002. Composition of raptor son Espiritu Santo Island, Gulf of California, Mexico. *Western Birds* 33: 241-248.
- Carmona, R., G. Ruiz-Campos, G. Brabata. 2004. Seasonal abundance of migrant shorebirds in Baja California Peninsula, México and California, USA. *Wader Study Group Bull.* 105:65-70-

Carmona, R., G. Ruiz-Campos, J.A. Castillo-Guerrero, G. Brabata. 2005. Spatial and temporal density of land birds on the Espiritu Santo Island, Gulf of California, México. *Southwest Naturalist*. 4: 440-447.

Carmona, R. 2007. Dinámica poblacional y uso de hábitat de las aves playeras en la Ensenada de La Paz, como componente del Corredor Migratorio del Pacífico. Tesis de Doctorado, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, BC., México.

Carmona, R., N. Arce, V. Ayala-Pérez, G. Danemann, 2008. Abundance and phenology of Red Knots in the Guerrero Negro-Ojo de Liebre coastal lagoon complex, Baja California Sur, México. *Wader Study Group Bulletin*. 115: 10–15

Carmona, R., N. Arce, V. Ayala-Pérez, G.D. Danemann. 2011. Seasonal abundance of shorebirds at the Guerrero Negro wetland complex, Baja California, México. *Wader Study Group Bull.* 118: 40-48.

Castillo-Guerrero, J.A., G. Fernández, G. Arellano, E. Mellink. 2009. Diurnal abundance, foraging behavior and habitat use by non-breeding marbled godwits and willets at Guerrero Negro, Baja California Sur, México. *Waterbirds*. 32 (3): 400-407.

Cayuela, L., D.J. Golicher, A.C. Newton, M. Kolb, F.S. de Albuquerque, E.J.M. M. Arets, J.R.M. Alkemade, A.M. Pérez (2009). Species distribution modeling in the tropics: problems, potentialities, and the role of biological data for effective species conservation. *Tropical Conservation Science*, 2(3): 319-352.

Christel, I., J. Navarro, M. del Castillo, A. Cama, X. Ferrer. 2012. Foraging movements of Audouin's gull (*Larus audouinu*) in Ebro Delta, NW Mediterranean: A preliminary satellite-tracking study. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 96: 257-261.

Comisión para la Conservación Ambiental. 1999. Áreas Importantes para la Conservación de las Aves de América del Norte; Directorio de 150 sitios relevantes. Ambiental CAC, editor. Canadá. 369 p.

Corsi, F., J.D. Leeuw, A. Skidmore. 2000. Modeling Species Distribution with GIS. En: Boitani L. y T.K. Fuller (eds.). *Research techniques in animal ecology*. Columbia University Press. New York. 425 p.

Cody, M.L., E. Velarde. 2002. Land Birds. Pp. 271-312. En: Case, T.J., J.L. Cody y E. Ezcurra (eds.). 2002. *A New Island Biogeography of the Sea of Cortez*. Oxford University Press. USA. 669 p.

Connors, P.G., J.P. Meyers, C.S.W. Connors, F.A. Pitelka. 1981. Interhabitat movements by Sanderlings in relation to foraging profitability and the tidal cycle. *The Auk*. 98: 49-64.

Davey, C.M., D.E. Chamberlain, S.E. Newson, D.G. Noble, A. Johnston. 2012. Rise of the generalist: evidence for climate driven homogenization in avian communities. *Global Ecology and Biogeography*. 21: 568-578.

Diamond, A.W., E.A. Schreiber. 2002. Magnificent Frigatebird (*Fregata magnificens*), *The Birds of North America*. En línea (A. Poole, ed.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology; obtenido de: *Birds of North America* En línea: <http://bna.birds.cornell.edu.bnaproxy.birds.cornell.edu/bna/species/601> doi:10.2173/bna.601. última actualización: nd

Dorr, B.S., J.J. Hatch, D.V. Weseloh. 2014. Double-crested Cormorant (*Phalacrocorax auritus*), *The Birds of North America* En línea (A. Poole, ed.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology; obtenido de: *the Birds of North America*. En línea: <http://bna.birds.cornell.edu.bnaproxy.birds.cornell.edu/bna/species/441> doi:10.2173/bna.441. última actualización: Diciembre 4, 2014

Elith, J., C.H. Graham, R.P. Anderson, M. Dudík, S. Ferrier, A. Guisan, R.J. Hijmans, F. Huettmann, J.R. Leathwick, A. Lehmann, J. Li, L.G. Lohmann, B.A. Loiselle, G. Manion, C. Moritz, M. Nakamura, Y. Nakazawa, J. McC. Overton, A. T. Peterson, S.J. Phillips, K. Richardson, R. Scachetti-Pereira, R.E. Schapire, J. Soberón, S. Williams, M.S. Wisz, N.E. Zimmermann. 2006. Novel methods improve prediction of species distributions from occurrence data. *Ecography*. 29: 129-151.

Elith, J., J. R. Leathwick. 2009. Species Distribution Models: Ecological explanation and Prediction Across Space and Time. *Annual Review Ecology System*. 40: 677-697.

Elith, J., C.H. Graham. 2009. Do they? How do they? WHY do they differ? On finding reasons for differing performances of species distribution models. *Ecography*, 32(1): 66-77.

Emlen, J.T. 1971. Land bird densities on Baja California Islands. *Auk*. 96: 152-167.

Ferrier, S., G. Watson, J. Pearce. 2002. Extended statistical approaches to modeling spatial pattern in biodiversity in northeast New South Wales. I. Species - level modeling. *Biodiversity and Conservation*. 11: 2275-2307.

Flather, C.H. 1996. Fitting species-accumulation functions and assessing regional land use impacts on avian diversity. *Journal of Biogeography*. 23: 155-168.

Franklin, J. 2013. Mapping Species Distributions: Spatial Inference and Prediction. Cambridge. EUA. 319 p.

Franks, S., D.B. Lank, W.H. Wilson. 2014. Western Sandpiper (*Calidris mauri*), The Birds of North America En línea (A. Poole, ed.) Ithaca: Cornell Lab of Ornithology; obtenido de: Birds of North America En línea:<http://bna.birds.cornell.edu.bnaproxy.birds.cornell.edu/bna/species/090> doi:10.2173/bna.90. última actualización: Enero 15, 2014.

Frazier, M.R., J.O. Lamberson, W.G. Nelson. 2014. Intertidal habitat utilization patterns of birds in a Northeast Pacific estuary. Wetlands Ecol. Manage. 22: 451-466.

Funes, R.R, J. Gómez, R. Palomares. 2007. Área de estudio: Complejo Lagunar Bahía Magdalena-Almejas. En: Funes, R., J. Gómez, R. Palomares (ed.) Estudios Ecológicos en Bahía Magdalena. CIB, IPN, CICIMAR-IPN. México. 311 p.

Ganter, B. 2000. Seagrass (*Zostera* spp.) as food for brent geese (*Branta bernicla*). Helgol Marine Research 54: 63-70.

Gaston, K.J., T. Blackburn. 2000. Pattern and Process in Macroecology. Blackwell Science. Oxford. 377 p.

Guisan, A., N.E. Zimmermann. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. Ecological Modeling 135: 147-186

Guisan, A., T.C. Edwards, T. Hastie. 2002. Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: Setting the scene. Ecological Modeling. 157: 89-100.

Guisan, A., W. Thuiller. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple methods? Ecology Letters. 8: 993-1009

Guisan, A., R. Tingley, J. Baumgartner, I. Naujokaitis-Lewis, P.R. Sutcliffe, A.I.T. Tulloch, T.J. Regan, L.I. Brotons, E. McDonald-Madden, C. Mantyka-Pringle, T.G. Martin, J.R. Rhodes, R. Maggini, S.A. Setterfield, J. Elith, M.W. Schwartz, B.A. Wintle, O. Broennimann, M. Austin, S. Ferrier, M. R. Kearney, H.P. Possingham, Y.M. Buckley. 2013. Predicting species distributions for conservation decisions. Ecology Letters- 16: 1424-1435.

Gratto-Trevor, C.L. 2000. Marbled Godwit (*Limosa fedoa*), The Birds of North America En línea (A. Poole, Ed.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology; obtenido de: Birds of North America En línea:<http://bna.birds.cornell.edu.bnaproxy.birds.cornell.edu/bna/species/492> doi:10.2173/bna.492. última actualización: nd

Gregory, R.D., D.W. Gibbons, P.F. Donald. 2004. Bird census and Survey techniques.. Pp. 17-55- En: Sutherland, W. J., I. Newton, y R. Green (eds.). Bird ecology and conservation: a handbook of techniques. Oxford University Press.EUA. 386 p.

Grinnel, J. 1928. A distributional summation of the ornithology of Lower California. University California Publication Zool. EUA. 32, 300 p.

Grond, K., Y. Ntiamoa-Baidu, T. Piersma, J. Reneerkens. 2015. Prey type and foraging ecology of Sanderlings *Calidris alba* in different climate zones: are tropical areas more favorable than temperate sites? PeerJ 3:e1125;DOI10.7717/peerj.1125.

Hand, J.L., G.L. Hunt, M. Warner. 1981. Thermal stress and predation: influences on the structure of a gull colony and possibly on breeding distributions. Condor 83: 193-203.

Haney, J.C., A.E. Stone. 1988. Seabird foraging tactics and water clarity: are plunge divers really in the clear? Marine Ecology Progress Series. 49:1-9.

Hastie, T., R. Tibshirani. 1986. Generalized Additive Models. Statistical Science.1(3): 297-31

Henckel, L.A. 2006. Effect of water clarity on the distribution of marine birds in nearshore waters of Monterey Bay, California. Journal of Field Ornithology. 77(22): 151-156.

Hernandez, P.A., C.H. Graham, L.L. Master, D.L. Albert. 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. Ecography, 29(5): 773-785.

Hérmendez-Vázquez, S., J.M. Bojóquez-Castro, D.A. González-Zamora, F. Hérmendez-Vázquez, J.A. Rojo-Vázquez, V.H. Galvan-Piña. 2014. Ecología de aves acuáticas. En: Cifuentes-Lemus, J.L., F.G. Cupul-Magaña (eds.) Temas sobre Investigaciones Costeras . Universidad de Guadalajara. México. 321 p.

Hilden, O. 1965. Habitat selection in birds: a review. Annales Zoolgici Fennici 2: 53-74.

Horn, M.H., C.D. Withcombe. 2015. A shallow-diving seabird predator as an indicator of prey availability in southern California waters: A longitudinal study. Journal of Marine Systems. 146: 89-98.

Howard, C., P.A. Stephens, J.W. Pearce-Higgins, R.D. Gregory y S.G. Willis. 2014. Improving species distribution models: the value of data on abundance. *Methods in ecology and Evolution*.5: 506-513.

Howell, S.N., Erickson, R.A., Hamilton, R.A., Patten, M. A. 2001. An annotated checklist of the birds of Baja California and Baja California Sur. *Birds of the Baja California Peninsula: status, distribution, and taxonomy*. Monographs in Field Ornithology, 3: 171-203.

Huntley, B., J.R. Allen, P. Barnard, Y.C. Collingham, P.R. Holliday. 2013. Species distribution models indicate contrasting late-Quaternary histories for Southern and Northern Hemisphere bird species. *Global Ecology and Biogeography*. 22(3): 277-288.

Huston, M.A. 2002. Introductory essay: critical issues for improving predictions. Pp:7-34 En : Scott J.M., P.J. Heglund, M.L. Morrison, J.B. Haufler, M.G. Raphael, W.A. Wall y F.B. Samson. 2002. *Predicting Species Occurrences: Issues of accuracy and Scale*. Island Press. EUA. 500 p.

Islam, K. 2002. Heermann's Gull (*Larus heermanni*), *The Birds of North America* En línea (A. Poole, ed.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology; obtenido de :Birds of North America En línea:<http://bna.birds.cornell.edu.bnaproxy.birds.cornell.edu/bna/species/643> doi:10.2173/bna.643.

Jiménez-Valverde, A., J.M. Lobo, J. Hortal. 2008. Not as good as they seem: the importance of concepts in species distribution modeling. *Diversity and Distributions*. 14: 885-890.

Keddy, P. 2002. *Wetland ecology principles and conservation*. Cambridge. EUA. 614 pp.

King, D.T., B.L. Goatcher, J.W. Fischer, J. Stanton, J.M. Lacour, S.C. Lemmons, G. Wang. 2013 Home ranges and habitat use of Brown Pelicans (*Pelecanus occidentalis*) in the Northern Gulf of México. *Waterbirds*. 36 (4): 494-500.

La Jornada Baja California. 2015.Persiste rechazo a mina de marina en BCS. Periódico la Jornada México. Noviembre. <http://jornadabc.mx/tijuana/09-11-2015/persiste-rechazo-mina-marina-en-bcs..última actualización 11 Sept. 2015>

Legendre, P. 1993. Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm?.*Ecology*, 74(6): 1659-1673.

Lehmann, A., J.McC.Overton, J.R. Leathwick. 2002. GRASP: generalized regression analysis and spatial prediction. *Ecological Modeling* 157:189-207.

Levin S. 1992. The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology*.73(2): 1943-1967.

Lewis, T.L., D.H. Ward, J.S. Sedinger, A. Reed, D.V. Derksen. 2013. Brant (*Branta bernicla*), *The Birds of North America En línea* (A. Poole, Ed.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology; obtenido de: *Birds of North America En línea* :<http://bna.birds.cornell.edu.bnaproxy.birds.cornell.edu/bna/species/337> doi:10.2173/bna.337. última actualización: Nov 15, 2013.

López-Medellín, X., E. Ezcurra, C. González-Abraham, J. Hak, L.S. Santiago, O. Sickman. 2011. Oceanographic anomalies and sea-level rise drive mangrove inland in the Pacific coast of México. *Journal of Vegetation Science*. 22: 143-151.

Lourenco, P.M., J.A. Alves, T. Catry, J.P. Granadeiro.2015. Foraging ecology of Sanderlings *Calidris alba* wintering in estuarine and non-estuarine intertidal areas. *Journal of Sea Research*. 104: 33-40.

Lowther, P.E., R. T. Paul. 2002. Reddish Egret (*Egretta rufescens*), *The Birds of North America En línea* (A. Poole, Ed.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology; obtenido de: *Birds of North America En línea*: <http://bna.birds.cornell.edu.bnaproxy.birds.cornell.edu/bna/species/633> doi:10.2173/bna.633.última actualización: nd.

Macwhirter, B., P. Austin-Smith, D. Kroodsma. 2002. Sanderling (*Calidris alba*), *The Birds of North America En línea* (A. Poole, eds.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology; obtenido de: *The Birds North America En línea*:<http://bna.birds.cornell.edu.bnaproxy.birds.cornell.edu/bna/species/653> doi:10.2173/bna.653. última actualización: nd.

Manel, S., H.C. Williams, S.J. Ormerod. 2001. Evaluating presence-absence models in ecology: the need to account for prevalence. *Journal of Applied Ecology*. 38: 921-931.

Margules, C.R., M. Austin., D. Mollison y F. Smith. 1994. Biological models for monitoring species decline: the construction and use of data bases. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*. 344(1307): 69-75.

Martínez-Gómez, S., J. Gómez-Gutiérrez, C.J. Robinson. 2007. Transporte de agregaciones de zooplancton a través de la boca de Bahía Magdalena asociado a corrientes y frentes de marea. En: Funes, R., J. Gómez, R. Palomares (ed.). 2007. *Estudios Ecológicos en Bahía Magdalena*. CIB, IPN, CICIMAR-IPN. México. 311 pp.

Martínez, I., R. Carmona, D.H. Ward, G. Danemann. 2013. Patrones de uso de sitios naturales y artificiales por *B. bernicla nigricans* (Anseriformes:Anatidae) en Guerrero Negro, Baja California Sur, México. *Revista de Biología Tropical*. 61(2): 927-935.

Marrón, G., R. Carmona, V. Ayala-Pérez, G. Gutiérrez-Morales. 2014.Registros relevantes de aves acuáticas en Bahía de La Paz, Baja California Sur, México. *Huitzil*. 15(2): 57-63.

Mellink, E. 2005. Current Status of Research on the Shorebirds, Marsh Birds, and Waders of the Peninsula of Baja California. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. 191.

Mendoza, L.F., R. Carmona. 2013. Distribución espacial y temporal de aves playeras (Orden: Charadriiformes) en Laguna San Ignacio, Baja California Sur, México. *International Journal of Tropical Biology and Conservation*, 61(1): 229-241.

Meynard, C.N., J.F. Quinn. 2007.Predicting species distributions: a critical comparison of the most common statistical models using artificial species. *Journal of Biogeography*. 34: 1455-1469.

National Geographic Society. 2004. Field guide to birds of North America. 4 edition. National Geographic Society. EUA. 480 p.

Navarro-Sigüenza, A.G., M.F. Rebón-Gallardo, A. Gordillo-Martínez, A.T. Peterson, H. Berlanga-García, L.A. Sánchez-González. 2014. Biodiversidad de aves en México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 85: 476-495.

NOM-059-SEMARNAT-2001/SEMARNAT. 2010. Norma Oficial Mexicana para la . protección ambiental-especies nativas de México de flora y fauna silvestres. Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio Lista de especies en riesgo. *Diario Oficial de la Federación*, México. 6 Feb. 2012.

NOAA.http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/enso_years.shtml. última revisión agosto 2015.

Nuka, T, C.P. Norman, K. Kuwabara, T. Miyazaki. 2005. Feeding behavior and effect of prey availability on Sanderling *Calidris alba* distribution on Kujukuri Beach. *Ornithological Science*. 4(2): 139-146.

Noske, R.A. 1996. Abundance zonation and foraging ecology of birds in mangroves of Darwin Harbour, Northern Territory. *Wildlife Research*, 23(4): 443-474.

- Olivier, F., S.J. Wotherspoon. 2008. Nest selection by snow petrels *Pagodroma nivea* in East Antarctica, Validating predictive habitat selection models at the continental scale *Ecological Modeling* .210: 414-430.
- Oksanen, J., P.R. Minchin. 2002. Continuum theory revisited: what shape are species responses along ecological gradients? *Ecological Modeling*.157:119-129.
- Oppel, S., A. Meirinho, I.Ramírez, B. Gardner, A.F. O'Connell, P.I. Miller, M. Louzao. 2011. Comparison of five modeling techniques to predict the spatial distribution and abundance of seabirds. *Biological Conservation*.156: 94-104.
- Oro, D., M. Genovart, G. Tavecchia, M.S. Fowler, A. Martínez-Abraín. 2013. Ecological and evolutionary implications of food subsidies from humans. *Ecology Letters*. 16:1501-1514.
- Orth, R.J., K.L. Heck, J. Van Montfrans. 1984. Faunal communities in Seagrass Beds: A review of the influence of Plant Structure and Prey Characteristics on Predator-Prey relationships. *Estuaries*. 7: 339-350.
- Osborne, P.E., B.J. Tigar.1992. Interpreting bird atlas using logistic models: an example from Lesotho, southern Africa. *Journal of Applied Ecology*. 29: 55-62.
- Osorno, J.L., R. Torres, C.M. García. 1992. Kleptoparasitic behavior of the Magnificent Frigatebird: Sex Bias and success. *The Condor*. 94: 692-698.
- Page, G. W., L. E., Stenzel, C. M. Wolfe.1979. Aspects of the occurrence of shorebirds on a central California estuary. *Studies of Avian Biology*, 2: 15-32.
- Pierotti, J., C.A. Annett. 1995. Western Gull (*Larus occidentalis*), *The Birds of North America En línea* (A. Poole, ed.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology; obtenido de: *Birds of North America En línea*: <http://bna.birds.cornell.edu.bnaproxy.birds.cornell.edu/bna/species/174> doi:10.2173/bna.174. última actualización:nd
- Pineiro, G., S. Perelman, J.P. Guerschman, J.M. Paruelo .2008. How to evaluate models: observed vs. predicted or predicted vs. observed?. *Ecological Modeling*, 216(3): 316-322.
- Pollet, I.L., D. Shutler, J. Chardine, J.P. Ryder. 2012. Ring-billed Gull (*Larus delawarensis*), *The Birds of North America En línea* (A. Poole, Ed.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology; Retrieved from the *Birds of North America En línea*:<http://bna.birds.cornell.edu.bnaproxy.birds.cornell.edu/bna/species/033> doi:10.2173/bna.33. última actualización: Abril 24, 2012

Potts, J. M., Elith, J. 2006. Comparing species abundance models. *Ecological Modeling*, 199(2): 153-163.

R Development Core Team 2015. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0 URL <http://www.R-project.org>.

Ramírez-Bastida, P., A.G. Navarro-Sigüenza, A.T. Peterson. 2008. Aquatic bird distributions in Mexico: designing conservation approaches quantitatively. *Biodiversity Conservation*. 17:2525-2558.

Ríos-Muñoz, C.A., A.G. Navarro-Sigüenza. 2009. Efectos del cambio de uso de suelo en la disponibilidad hipotética de hábitat para los psitácidos de México. *Ornitología Neotropical*, 20: 491-509.

Robinson, C.J., J. Gómez-Guitérrez, S. Gómez-Aguirre. 2007. Efecto de la dinámica de las corrientes de marea en los organismos pelágicos en la boca de Bahía Magdalena. En: Funes, R., J. Gómez, R. Palomares (ed.). 2007. *Estudios Ecológicos en Bahía Magdalena*. CIB, IPN, CICIMAR-IPN. México. 311 p.

Rocchini, D., J. Hortal. S. Lengyel, J.M. Lobo, A. Jiménez-Valverde, C. Riccota, G. Bacaro, A. Chiarucci. 2011. Accounting for uncertainty when mapping species distributions: The need for maps of ignorance. *Progress in Physical Geography*. 35(2): 211-226.

Rodríguez-Estrella, R. 2005. *Terrestrial Birds and Conservation Priorities in Baja California Peninsula 1*. USDA Forest Service General Technical Report. 191.

Rodríguez-Estrella, R. 2007. Land use changes affect distributional patterns of desert birds in the Baja California peninsula, Mexico. *Diversity and Distributions*. 13:877-889.

Rodríguez-Estrella, R., L.A. Bojórquez. 2004. GIS and Raptor Ecology: perspectives for research and conservation agendas. En: Rodríguez-Estrella R. y L.A. Bojórquez (eds.) *Spatial Analysis in Raptor Ecology and Conservation*. CIB, CONABIO. México.

Rodríguez-Estrella, R., Sánchez-Colón. 2004. Predictive Models of Raptor habitats in Baja California Sur México: A comparison of Logistic and Classification-tree models. Pp. 179-212. En: Rodríguez-Estrella R. y L.A. Bojórquez (eds.) *Spatial Analysis in Raptor Ecology and Conservation*. CIB, CONABIO. México.

Rodríguez-Meza, D., E. Choumiline, L. Mendez-Rodríguez, B. Acosta-Vargas, D. Sapozhnikov. 2007. Composición química de los sedimentos y macroalgas del complejo lagunar Magdalena-Almejas En: Funes, R., J. Gómez, y R. Palomares (eds.) Estudios Ecológicos en Bahía Magdalena. CIB, IPN, CICIMAR-IPN. México. 311 p.

Rushton, S.P., S.J. Ormerod, G. Kerby. 2004. New paradigms for modeling species distributions? *Journal of Applied Ecology*. 41:193-200.

Sánchez-Montante, O., O. Zaitsev, M. Saldivar-Reyes. 2007. Condiciones hidrofísicas en el sistema lagunar Bahía Magdalena-Almejas. En: Funes, R., J. Gómez, R. Palomares (ed.). 2007. Estudios Ecológicos en Bahía Magdalena. CIB, IPN, CICIMAR-IPN. México. 311 p.

Santamaría-Gallegos, N.A., E.F. Félix-Pico, J.L. Sánchez-Lizaso, R. Riosmena-Rodríguez. 2007. Ecología de la fanerógama *Zostera Marina* en el sistema lagunar Bahía Magdalena-Bahía Almejas. En: Funes, R., J. Gómez, R. Palomares (ed.). 2007. Estudios Ecológicos en Bahía Magdalena. CIB, IPN, CICIMAR-IPN. México. 311 p.

Schaffner, F.C. 1986. Trends in elegant tern and northern anchovy populations in California. *The Condor*. 88: 347-354.

Schneider, D.C., B.A. Harrington. 1981. Timing of shorebird migration in relation to prey depletion. *The Auk*. 4: 801-811.

Schreiber, E.A. 2002. Climate and Weather Effects on Seabirds. En: Schreiber E.A. y J. Burger (eds.) *Biology of Marine Birds*. CRC Press. EUA. 722 p.

Schreiber, E.A., J. Burger. 2002. Seabirds in the marine Environment. Pp:1-15 En: Schreiber E.A., J. Burger (eds.) *Biology of Marine Birds*. CRC Press. EUA. 722 p.

SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2010. Estrategia para la conservación, manejo y aprovechamiento sustentable de las aves acuáticas y su hábitat en México. Diario Oficial de la Federación. México, DF.

Shields, M. 2014. Brown Pelican (*Pelecanus occidentalis*), *The Birds of North America En línea* (A. Poole, ed.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology; obtenido de: *Birds of North America En línea*:<http://bna.birds.cornell.edu/bnaproxy.birds.cornell.edu/bna/species/609> doi:10.2173/bna.609. última actualización: 15 Julio 2014.

Sibley, D.A. 2003. *The Sibley Field Guide to Birds of Western North America*. Knopf. EUA. 471 p.

Sinclair, S.J., M.D. White, G.R. Newell .2010. How useful are species distribution models for managing biodiversity under future climates. *Ecology and Society*, 15(1):1-12. En línea <http://www.ecologyandsociety.org/vol15/iss1/art8/>

Sol D., I. Bartomeus, A.S. Griffin. 2011. The paradox of invasion in birds: competitive superiority or ecological opportunism?. *Oecologia*.169: 553-564.

Spruzen, F.L., A.M.M. Richardson, E.J. Woehler. 2008. Influence of environmental and prey variables on low tide shorebird habitat use within the Robbins Passage wetlands, Northwest Tasmania. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 78: 122-134.

Sutherland, T.F., P.C.F. Shepherd, R.W. Elner. 2000. Predation on meiofaunal and macrofaunal invertebrates by western sandpipers (*Calidris mauri*): evidence for dual foraging modes. *Marine Biology*. 137: 983-993.

Sutherland, W.J., I. Newton, R. Green. 2004. *Bird ecology and conservation: a handbook of techniques*. Oxford University Press. EUA. 386 p.

Stauffer, D.F. 2002. Linking Populations and Habitats: Where have we been? Where are we going? Pp:53-62 En: Scott J.M., P.J. Heglund, M.L. Morrison, J.B. Haufler, M.G. Raphael, W.A. Wall y F.B. Samson. 2002. *Predicting Species Occurrences: Issues of accuracy and Scale*. Island Press. EUA.

Stockwell, D.R., A.T. Peterson. 2002. Effects of sample size on accuracy of species distribution models. *Ecological modeling*. 148(1): 1-13.

Tershy, B.R., D. Breese, G. M. Meyer.1990. Kleptoparasitism of adult and immature Brown Pelicans by Heermann's Gulls. *Condor*. 92: 1076-1077.

Tershy, B.R., E.V. Gelder, D. Breese. 1993. Relative abundance and seasonal distribution in the Canal de Ballenas, Gulf of California. *Condor*. 95: 458-464.

Thomas, K., R.G. Kvitek, C. Bretz. 2003. Effects of human activity on the foraging behavior of sanderlings *Calidris alba*. *Biological Conservation*. 109: 67-71

VanDusen, B.M., S.R. Fegley, C.H. Peterson. 2012. Prey Distribution, Physical Habitat Features, and Guild Traits Interact to Produce Contrasting Shorebird Assemblages among Foraging Patches. *PLoS ONE*. 7(12):e52694.

Vázquez, A.H.P., G.E. Segura. 2014. Caracterización del área de distribución geográfica potencial de las especies de aves psitácidas de la Península de Yucatán, México. *Revista de Biología Tropical*. 62(4): 1509-1522.

Velarde, E., M.S. Tordesillas, L.V.R. Esquivel. 1994. Seabirds as indicators of important fish populations in the Gulf of California. *CalCOFI*. 35: 137-143.

Wallace, E.A., G. E. Wallace. 1998. Brandt's Cormorant (*Phalacrocorax penicillatus*), *The Birds of North America En línea* (A. Poole, ed.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology; obtenido de :Birds of North America En línea:<http://bna.birds.cornell.edu.bnaproxy.birds.cornell.edu/bna/species/362> doi:10.2173/bna.362. última actualización: nd

Weller, M.W. 1994. Seasonal Dynamics of Bird Assemblages in a Texas Estuarine Wetland (Dinámica Estacional de Agregaciones de Aves en un Estuario en Texas). *Journal of Field Ornithology*. 3:(65): 388-401.

Weller, M.W. 1999. *Wetland Birds: Habitat Resources and conservation Implications*. Cambridge University Press. UK. I-XV, 1-271 p.

Wires, L.R., F.J. Cuthbert. 2006. Historic populations of the Double-crested Cormorant (*Phalacrocorax auritus*): Implications for Conservation and Management in the 21st Century. *Waterbirds*. 29 (1): 9-37.

Wood, S. 2006. *Generalized additive models: an introduction with R*. CRC press. EUA. 200p.

Yasúe, M. 2006. Environmental factors and spatial scale influence shorebirds responses to human disturbance. *Biological Conservation*.128:47-54.

Yee, T.W., N.D. Mitchell. 1991. Generalized additive models in plant ecology. *Journal of Vegetation Science*.2: 261.280.

Zamora-Orozco, E.M., R. Carmona. 2007. Distribución espacio temporal de aves acuáticas en las Lagunas de Oxidación de la ciudad de la Paz, BCS. México. *Revista de Biología Tropical*. 55(2):617-626.

Zárate-Ovando, B., E. Palacios, H. Reyes-Bonilla, E. Amador, G. Saad. 2006. Waterbirds of the Lagoon Complex Magdalena Bay-Almejas, Baja California Sur México. *Waterbirds*. 29 (3): 350-364.

Zárate-Ovando, B. 2007. *Ecología y Conservación de las aves acuáticas del complejo lagunar Bahía Magdalena-Almejas, B.C.S., México*. Tesis de doctorado. Centro de Investigaciones Biológicas del NorOeste, S.C. (CIBNOR). 130 p.

Zárate-Ovando, B., E. Palacios, H. Reyes-Bonilla. 2008. Estructura de la comunidad y asociación de las aves acuáticas con la heterogeneidad espacial del complejo lagunar Bahía Magdalena-Almejas, Baja California Sur, México. *Revista Biología Tropical*. 56(1): 371-389.

Zou, F., H. Zhang, T. Dahmer, Q. Yang, J. Cai, W. Zhang, C. Liang. 2008. The effects of benthos and wetland area on shorebird abundance and richness in coastal mangrove wetlands of Leizhou Peninsula, China. *Forest Ecology and Management*. 255: 3813-3818.

Zuur, A., J.M. Hilbe, E.N. Ieno, N.J. Walker, A.A. Saveliev, G.M. Smith. 2009. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Springer. UK 574p.

Zuur, A., J.M. Hilbe, E.N. Ieno. 2015. *A Beginner's Guide to GLM and GLMM with R. A frequentist and Bayesian perspective for ecologists*. Highland Statistics Ltd. UK 270 p.

11. ANEXO

Tabla 1 Anexo . Listado de todas las especies censadas en el Complejo Lagunar Bahía Magdalena durante 2003 (Jul, Oct), 2004 (Ene, Feb, Jun, Jul) y 2005 (Feb). Se incluyen tanto aves acuáticas como algunas terrestres, además de sus abundancias totales.

| <i>Especie</i> | <i>ave acuática</i> | <i>ave terrestre</i> | Abundancia total |
|-----------------------------------|---------------------|----------------------|------------------|
| <i>Phalacrocorax auritus</i> | ○ | | 74910 |
| <i>Branta bernicla</i> | ○ | | 27964 |
| <i>Pelecanus occidentalis</i> | ○ | | 25060 |
| <i>Larus occidentalis</i> | ○ | | 24442 |
| <i>Larus heermanni</i> | ○ | | 23091 |
| <i>Calidris mauri</i> | ○ | | 13256 |
| <i>Limosa fedoa</i> | ○ | | 13090 |
| <i>Larus delawarensis</i> | ○ | | 6838 |
| <i>Calidris alba</i> | ○ | | 4605 |
| <i>Phalacrocorax penicillatus</i> | ○ | | 4148 |
| <i>Fregata magnificens</i> | ○ | | 3990 |
| <i>Aythya americana</i> | ○ | | 3465 |
| <i>Tringa semiplamata</i> | ○ | | 3380 |
| <i>Calidris minutilla</i> | ○ | | 3350 |
| <i>Limnodromus griseus</i> | ○ | | 2975 |
| <i>Thalasseus elegans</i> | ○ | | 2065 |
| <i>Charadrius semipalmatus</i> | ○ | | 1892 |
| <i>Numerius phaeopus</i> | ○ | | 1500 |
| <i>Pluvialis squatarola</i> | ○ | | 1337 |
| <i>Eudocius albus</i> | ○ | | 1146 |
| <i>Ardea herodias</i> | ○ | | 1134 |
| <i>Limnodromus scolopaceus</i> | ○ | | 909 |
| <i>Hirundio caspia</i> | ○ | | 610 |
| <i>Haematopus palliatus</i> | ○ | | 608 |
| <i>Egretta thula</i> | ○ | | 576 |
| <i>Charadrius wilsonia</i> | ○ | | 433 |
| <i>Sterna forsteri</i> | ○ | | 379 |
| <i>Egretta rufescens</i> | ○ | | 374 |
| <i>Pandion halietus</i> | ○ | | 312 |
| <i>Nyctanassa violacea</i> | ○ | | 299 |
| <i>Thalasseus maximus</i> | ○ | | 298 |
| <i>Puffinus opisthomelas</i> | ○ | | 280 |
| <i>Aphelocoma californica</i> | | □ | 266 |

| <i>Especie</i> | <i>ave acuática</i> | <i>ave terrestre</i> | Abundancia total |
|-------------------------------------|---------------------|----------------------|------------------|
| <i>Bucephala clangula</i> | ○ | | 257 |
| <i>Numenius americanus</i> | ○ | | 250 |
| <i>Egretta caerulea</i> | ○ | | 218 |
| <i>Butorides virescens</i> | ○ | | 214 |
| <i>Actitis macularius</i> | ○ | | 213 |
| <i>Larus argentatus</i> | ○ | | 211 |
| <i>Ardea alba</i> | ○ | | 190 |
| <i>Tringa melanoleuca</i> | ○ | | 169 |
| <i>Oceanodroma melania</i> | ○ | | 165 |
| <i>Corvus corax</i> | | □ | 160 |
| <i>Tringa incana</i> | ○ | | 153 |
| <i>Mergus serrator</i> | ○ | | 149 |
| <i>Pelecanus erythrorhynchos</i> | ○ | | 142 |
| <i>Tringa flavipes</i> | ○ | | 129 |
| <i>Cathartes aura</i> | | □ | 123 |
| <i>Egretta tricolor</i> | | | 109 |
| <i>Calidris canutus</i> | ○ | | 101 |
| <i>Megaceryle alcyon</i> | ○ | | 99 |
| <i>Larus livens</i> | ○ | | 88 |
| <i>Larus californicus</i> | ○ | | 80 |
| <i>Branta canadensis</i> | ○ | | 77 |
| <i>Sternula antillarum</i> | ○ | | 73 |
| <i>Chroicocephalus philadelphia</i> | ○ | | 69 |
| <i>Aythya affinis</i> | ○ | | 57 |
| <i>Leucophaeus atricilla</i> | ○ | | 48 |
| <i>Nycticorax nycticorax</i> | ○ | | 48 |
| <i>Charadrius vociferus</i> | ○ | | 37 |
| <i>Gallinago gallinago</i> | ○ | | 35 |
| <i>Phalacrocorax brasilianus</i> | ○ | | 33 |
| <i>Passer domesticus</i> | | □ | 32 |
| <i>Calidris alpina</i> | ○ | | 29 |
| <i>Falco sparverius</i> | | □ | 27 |
| <i>Caracara cheriway</i> | | □ | 24 |
| <i>Podiceps nigricollis</i> | ○ | | 19 |
| <i>Arenaria interpres</i> | ○ | | 17 |
| <i>Bubulcus ibis</i> | ○ | | 17 |
| <i>Lanius ludovicianus</i> | ○ | □ | 14 |
| <i>Bucephala albeola</i> | | | 13 |
| <i>Haliaeetus leucocephalus</i> | | | 13 |

| <i>Especie</i> | <i>ave acuática</i> | <i>ave terrestre</i> | Abundancia total |
|--------------------------------|---------------------|----------------------|------------------|
| <i>Calidris melanotos</i> | ○ | | 12 |
| <i>Charadrius nivosus</i> | ○ | | 12 |
| <i>Falco peregrinus</i> | | □ | 12 |
| <i>Larus glaucooides</i> | ○ | | 12 |
| <i>Plegadis chihi</i> | ○ | | 11 |
| <i>Mimus polyglottos</i> | | □ | 10 |
| <i>Haematopus bachmani</i> | ○ | | 9 |
| <i>Rallus limicola</i> | ○ | | 9 |
| <i>Gavia pacifica</i> | ○ | | 8 |
| <i>Ixobrychus exilis</i> | ○ | | 8 |
| <i>Parabuteo unicinctus</i> | | □ | 6 |
| <i>Rallus crepitans</i> | ○ | | 6 |
| <i>Botaurus lentiginosus</i> | | □ | 5 |
| <i>Buteo jamaicensis</i> | | □ | 4 |
| <i>Gavia stellata</i> | ○ | | 4 |
| <i>Recurvirostra americana</i> | ○ | | 4 |
| <i>Haemorhous mexicanus</i> | | □ | 3 |
| <i>Dendroica petechia</i> | | □ | 3 |
| <i>Himantopus mexicanus</i> | ○ | | 3 |
| <i>Melanerpes uropigialis</i> | | □ | 3 |
| <i>Phalaropus fulicarius</i> | ○ | | 3 |
| <i>Aphriza virgata</i> | ○ | | 2 |
| <i>Carduelis psaltria</i> | | □ | 2 |
| <i>Circus cyaneus</i> | | □ | 2 |
| <i>Columbina passerina</i> | | □ | 2 |
| <i>Falco columbarius</i> | | □ | 2 |
| <i>Picoides scalaris</i> | | □ | 2 |
| <i>Aquila chrysaetos</i> | | □ | 1 |
| <i>Gavia immer</i> | ○ | | 1 |
| <i>Tringa solitaria</i> | ○ | | 1 |
| <i>Zenaida asiatica</i> | | □ | 1 |

Tabla de esfuerzo realizado en los censos en Bahía Magdalena

| Fecha | # de días | # de observaciones totales |
|------------------------|-----------|-------------------------------|
| Julio 2003 | 10 | 891 |
| Octubre 2003 | 7 | 2123 |
| Enero 2004 | 7 | 1718 |
| Febrero 2004 | 8 | 1681 |
| Junio 2004 | 8 | 1659 |
| Julio 2004 | 8 | 1599 |
| Febrero 2005 | 4 | 1110 |
| Total = 7 meses | 52 | 10781 |

Ejemplo de agregación:

Tabla 2 Anexo. Ejemplo de agregación

| Abundancia | Vegetacion | Habitat | Sustrato | Dcamp | Dpueblo | densidad | Lon | Lat | Lon.025 | Lat.025 | cuadrante |
|------------|------------|---------|----------|------------|------------|------------|------------|------------|-----------|---------|-----------|
| 6 SV | AS | AR | | 2560 | 14369 | 21.22 | -112.09052 | 25.3195899 | -112.0875 | 25.3125 | 1 |
| 30 SV | AS | AR | | 2296 | 14095 | 106.1 | -112.08724 | 25.3162731 | -112.0875 | 25.3125 | 1 |
| 1000 SV | AS | AR | | 1337 | 13612 | 3536.78 | -112.07979 | 25.3096188 | -112.0875 | 25.3125 | 1 |
| 650 SV | AS | AR | | 1046 | 12543 | 2298.9 | -112.08637 | 25.3014348 | -112.0875 | 25.3125 | 1 |
| 0 SV | AS | AR | | 1046 | 12543 | 0 | -112.08637 | 25.3014348 | -112.0875 | 25.3125 | 1 |
| 0 SV | AS | AR | | 2096 | 14621 | 0 | -112.08415 | 25.3204224 | -112.0875 | 25.3125 | 1 |
| 0 SV | AS | AR | | 2096 | 14621 | 0 | -112.08415 | 25.3204224 | -112.0875 | 25.3125 | 1 |
| 0 SV | AS | AR | | 1046 | 12543 | 0 | -112.08637 | 25.3014348 | -112.0875 | 25.3125 | 1 |
| 0 SV | AS | AR | | 1046 | 12543 | 0 | -112.08637 | 25.3014348 | -112.0875 | 25.3125 | 1 |
| 50 SV | AS | AR | | 3780 | 14285 | 176.84 | -112.10696 | 25.321517 | -112.1125 | 25.3125 | 2 |
| 1000 SV | AS | AR | | 1287 | 15363 | 3536.78 | -112.07676 | 25.3253707 | -112.0875 | 25.3375 | 3 |
| 1700 SV | AS | AR | | 988 | 15795 | 6012.52 | -112.08042 | 25.3304727 | -112.0875 | 25.3375 | 3 |
| 0 SV | AS | AR | | 2569 | 15694 | 0 | -112.0985 | 25.3332647 | -112.0875 | 25.3375 | 3 |
| 0 SV | AS | AR | | 1111 | 15548 | 0 | -112.07794 | 25.327466 | -112.0875 | 25.3375 | 3 |
| 0 SV | AS | AR | | 1111 | 15548 | 0 | -112.07794 | 25.327466 | -112.0875 | 25.3375 | 3 |
| 0 SV | AS | AR | | 1287 | 15363 | 0 | -112.07676 | 25.3253707 | -112.0875 | 25.3375 | 3 |
| 0 SV | AS | LO | | 1753 | 12285 | 0 | -112.09382 | 25.3009462 | -112.0875 | 25.3125 | 1 |
| 0 SV | AS | LO | | 1753 | 12285 | 0 | -112.09382 | 25.3009462 | -112.0875 | 25.3125 | 1 |
| 0 SV | AS | LO | | 1753 | 12285 | 0 | -112.09382 | 25.3009462 | -112.0875 | 25.3125 | 1 |
| 0 SV | AS | LO | | 1753 | 12285 | 0 | -112.09382 | 25.3009462 | -112.0875 | 25.3125 | 1 |
| 0 PM | PLA | AR | | 2909 | 14647 | 0 | -112.09843 | 25.3236667 | -112.0875 | 25.3125 | 1 |
| 0 PM | PLA | AR | | 2909 | 14647 | 0 | -112.09843 | 25.3236667 | -112.0875 | 25.3125 | 1 |
| 0 PM | PLA | AR | | 2909 | 14647 | 0 | -112.09843 | 25.3236667 | -112.0875 | 25.3125 | 1 |
| 0 PM | PLA | AR | | 2909 | 14647 | 0 | -112.09843 | 25.3236667 | -112.0875 | 25.3125 | 1 |
| 0 PM | PLA | AR | | 2909 | 14647 | 0 | -112.09843 | 25.3236667 | -112.0875 | 25.3125 | 1 |
| 0 PM | PLA | AR | | 2909 | 14647 | 0 | -112.09843 | 25.3236667 | -112.0875 | 25.3125 | 1 |
| 0 PM | PLA | AR | | 2909 | 14647 | 0 | -112.09843 | 25.3236667 | -112.0875 | 25.3125 | 1 |
| 0 PM | PLA | AR | | 2909 | 14647 | 0 | -112.09843 | 25.3236667 | -112.0875 | 25.3125 | 1 |
| 0 PM | PLA | AR | | 2909 | 14647 | 0 | -112.09843 | 25.3236667 | -112.0875 | 25.3125 | 1 |
| 50 SV | AS | AR | | 3780 | 14285 | 176.84 | | | -112.1125 | 25.3125 | 2 |
| 187 SV | AS | AR | | 1618.77778 | 13498.8889 | 662.555556 | | | -112.0875 | 25.3125 | 1 |
| 450 SV | AS | AR | | 1392.16667 | 15551.8333 | 1591.55 | | | -112.0875 | 25.3375 | 3 |
| 0 SV | AS | LO | | 1753 | 12285 | 0 | | | -112.0875 | 25.3125 | 1 |
| 0 PM | PLA | AR | | 2909 | 14647 | 0 | | | -112.0875 | 25.3125 | 1 |

En la tabla se muestra diferentes sitios censados en el área de estudio. Cada localidad es un sitio de muestreo con características específicas categóricas de tipo de vegetación, hábitat y sustrato. Al realizar los cuadrantes de 8.64 km² (ver método), si los sitios comparten características categóricas sus densidades y distancias a pueblos y campamentos eran promediadas. En distintos colores se muestra los diferentes cuadrantes. La columna cuadrante indica dentro de que cuadrante los sitios fueron agrupados. Se observa que existen varias observaciones (22) en el cuadrante uno, uno en el cuadrante 2 y seis en el cuadrante 3. Dentro del cuadrante 1 existen varios sitios y muchos comparten las categorías mencionadas. Por ejemplo existen dentro del cuadrante 1 varios sitios con la combinación Sin vegetación (SV), Sustrato Arena (AR) y Hábitat Aguas

Someras (AS). Como estas comparten las tres variables categóricas **se agrupan** promediando su densidad y distancias. Después de agrupar se observa que dentro del cuadrante 1 sólo existen tres observaciones (con características diferentes) y para el cuadrante 2 y 3 solamente una observación para cada uno. De esta manera se reduce el pixel o grano y además se reduce la gran cantidad de ceros generados.

Protocolo de Construcción

En la Tabla II se muestra un ejemplo del proceso de construcción para llegar al modelo mínimo adecuado que describe la presencia/ausencia de una especie. El modelo más simple o nulo se representa como en el Modelo 1, es decir la presencia/ausencia (PA) está en función en este caso de su media, por lo que no hay efecto alguno y su pendiente es igual a 0. En el Modelo 2 se observa que se añade la variable Distancia a campamento pesquero (Dp). Para determinar que Dp fue la mejor variable que describe a la presencia/ausencia, deben probarse todas las variables y aquellas que a) obtuvieran el devianza residual menor y b) que rechazaran la hipótesis estadística de que su pendiente fuera igual a cero, con un valor de significancia de 0.05 entonces eran incluidas en el cuerpo del modelo. Para este caso después de probar con cada variable, la distancia a los campamentos (Dp) obtuvo el valor de devianza residual menor y fue significativo. Para los modelos subsecuentes es el mismo procedimiento donde aquella variable que disminuya la devianza residual y sea significativa será adicionada al modelo.

No obstante, durante la adición de variables predictoras en la construcción del modelo, hace que naturalmente la devianza residual disminuya (Zuur *et al.*, 2009,

2015)., por lo que es importante determinar si la adición de cada variable en el modelo genera un cambio significativo por lo que se realiza un análisis de la devianza.

Una vez obtenido el "set" de variables del modelo construido, se hace un análisis de la devianza por medio de una prueba de Chi cuadrada con el fin de calcular si las variables añadidas realmente influyen en la variable respuesta (Zuur *et al.*, 2009, 2015). Si el cambio en la devianza es significativo la variable queda en el modelo. Esto se observa en la tablas de construcción del modelo (Tabla II). La Tabla II muestra el proceso de adición de las variables predictoras y la tabla de Chi cuadrada, la cual nos indica que el modelo nulo tiene una devianza residual es de 183.8, al añadir las siguientes variables la devianza residual disminuye y el valor de p justifica su adición. Aunque la suma de las variables predictoras va disminuyendo la devianza residual gradualmente, se puede observa que después de la variable Distancia al pueblo (Dp) el decremento de la devianza residual (de 91.7 a 89) no es significativo ($p = 0.5274801$), por lo que ni el tipo vegetación ni el tipo de sustrato se toman en cuenta para el modelo final.

(ver Tabla Anexo Proceso de construcción de un modelo hipotético.

Así el modelo final queda expresado como:

$$PA = (Dcamp) + (Lon, Lat) + Hábitat + (Dpueblo)$$

Tabla 2 Anexo. Proceso de construcción de un modelo hipotético. Se muestra primero el proceso de construcción y posteriormente el análisis de devianza de un modelo de Presencia/ausencia (PA). g.l.-res-grados de libertad residuales, dev.res.- devianza residual, Δ dev. - cambios en la devianza residual, dev (%) - devianza explicada por el modelo, valor de p , nivel de significancia. En negritas se muestra el modelo mínimo adecuado. Las variables en paréntesis implican variables continuas y sin paréntesis categóricas

Modelo 1: PA ~ 1

Modelo 2: PA ~ (Dcamp)

Modelo 3: PA ~ (Dcamp) + (Lon, Lat)

Modelo 4: PA ~ (Dcamp) + (Lon, Lat) + Hábitat

Modelo 5: PA ~ (Dcamp) + (Lon, Lat) + Hábitat + s(Dpueblo)

Modelo 6: PA ~ (Dcamp) + (Lon, Lat) + Hábitat + s(Dpueblo) + Vegetación

Modelo 7: PA ~ (Dcamp) + (Lon, Lat) + Hábitat + s(Dpueblo) + Vegetación + Sustrato

| Modelo | g.l. res | dev. res | Δ dev. | dev (%) | valor de p (prueba X^2) |
|----------------------|---------------|-------------|---------------|-------------|---------------------------------|
| GLM/GAM | | | | | |
| ~1 (modelo nulo) | 340 | 183.8 | | 0 | |
| + (Dcamp) | 334.10 | 154.1 | 29 | 16.1 | 4.254E-05 |
| + (Lon.025, Lat.025) | 332.14 | 139.3 | 14.89 | 24.2 | 0.0005510 |
| +Hábitat | 328.37 | 123.6 | 15.6 | 32.7 | 0.0029036 |
| + (Dpueblo) | 319.98 | 91.7 | 31.9 | 50.1 | 0.0001294 |
| +Vegetación | 316.54 | 89 | 2.638 | 51.3 | 0.5274801 |
| + Sustrato | 314.75 | 86.46 | 2.632 | 53 | 0.2310045 |

El modelo final nos indica que la ocurrencia de una especie está en función de dos variables antropogénicas, por su interacción longitud, latitud y el hábitat.