

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS.

INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS.

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA, CONSERVAÇÃO E
MANEJO DE VIDA SILVESTRE.**

**DINÂMICA DE RECURSOS SAZONAIS E INTERAÇÃO COM A FAUNA
SILVESTRE NOS PARQUES NACIONAIS SANTA ROSA E GUANACASTE,
COSTA RICA.**

LUIS DIEGO ALFARO ALVARADO.

ORIENTADOR: PROF. DR. FLÁVIO HENRIQUE GUIMARÃES RODRIGUES.

DEZEMBRO DE 2013.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS.

INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS.

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA, CONSERVAÇÃO E
MANEJO DE VIDA SILVESTRE.**

**DINÂMICA DE RECURSOS SAZONAIS E INTERAÇÃO COM A FAUNA
SILVESTRE NOS PARQUES NACIONAIS SANTA ROSA E GUANACASTE,**

COSTA RICA.

LUIS DIEGO ALFARO ALVARADO.

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre da Universidade Federal de Minas Gerais como requisito à obtenção do título de Doutor.

Orientador: Prof. Dr. Flávio Henrique Guimarães
Rodrigues.

Instituto de Ciências Biológicas,

Universidade de Federal de Minas Gerais.

DEZEMBRO DE 2013.

Dedicada a mi hermana Vianca,

siempre vivará en mi corazón,

fuentes de inspiración.

AGRADECIMENTOS.

Agradezco primero a la vida como tal por todas las experiencias que me permitieron llegar hasta aquí, a mis padres por todo el apoyo, educación, enseñanzas, amor, tiempo e más que me dedicaron y que me ayudo a ser la persona que soy.

Le agradezco mucho al Dr Eduardo Carrillo por innumerable apoyo a mi formación profesional y mas importante como ser humano integral. Por su pasión por la naturaleza.

Agradeço muito a meu orientador Dr. Flávio Rodrigues em primeiro lugar para me aceitar como aluno, por confiar em mim como profissional e por todo o apoio a concessão desta tese, mesmo em tempos difíceis durante estes quase cinco anos.

Agradezco a todo el equipo del Programa Jaguar por su gran ayuda, por su amistad, por los muchos momentos que pasamos, por aquellas vivencias inolvidables, Víctor, Francisco, Caro, Don Julio, Juan, Karime, Gustavo (*pichón*), Noelia, Silvia, Mariela, Hellen Solís.

Obrigado aos bons amigos de Mameco, com os quais cultive excelentes relações de amizade. Nadja, Gypsy, Cristina, Marina, Marcelo, Bernardo, Daniele. Eles são excelentes pessoas realmente apaixonadas pela sua profissão.

Agradezco a todos los funcionarios que de una u otra forma participaron en el proceso de esta tesis, con su apoyo de campo, logístico, de ideas, de sonrisas, de compañerismo, a los llamados grandes y verdaderos héroes de la conservación que no publican en importantes revistas pero que con su labor diaria, esfuerzo, sacrificio, riesgo, preservan la vida silvestre para todos, son los funcionarios del Programa de Sectores y Control y Protección del Área de Conservación Guanacaste. Al subdirector Roger Blanco por creer en nuestro proyecto y brindarnos su apoyo y sus ideas para llevar a cabo este proceso.

Agradeço a todos os professores com quem eu compartilhei na pós-graduação de ECMVS, porque cada um teve um ensinamento para mim. Menciono especialmente aos coordenadores Dr. Marcos

Callisto e Dr. Adriano Paglia, pois durante seu mandato recebe seu constante apoio.

Agradeço aos meus colegas de disciplinas, os quais sempre me receberam com um abraço, um sorriso, uma palavra sincera, uma amizade.

Agradezco a Meyer, Felipe y Catalina por su amistad y por acompañarme en este proceso.

Agradezco a los funcionarios de la UNA y principalmente del ICOMVIS por su amistad y apoyo. Milton, Laura, Janory, funcionarios ejemplares. Al profesor Sáenz por su gran apoyo de campo y pensamiento utópico. Al profesor Alekcey por el fomento del pensamiento crítico y la pedagogía integral. A la profe Grace por su apoyo en momentos claves y difíciles. A los profesores Manolo, Laura, Mónica, y Don Edgar.

A los donantes, la Universidad Nacional, en Heredia – Costa Rica, la fundación Rufford, el Servicio de Pesca y Vida Silvestre de los Estados Unidos, Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior.

A los compañeros del depa Gustavo, Ricardo, Nestor, Marcelão, Alex por su gran amistad.

Minha namorada Clarice muito especialmente, por seu carinho sincero, desinteressado e verdadeiro, sua paciência, porque me estendeu os braços quando precisei e me deu palavras de encorajamento quando as necessitava. Uma mulher apaixonada por á biologia.

Por último y no menos importante, la vida silvestre, todos los seres, organismos, elementos que permitieron la elaboración de mi trabajo de campo, la belleza de los paisajes y lugares visitados, de todo lo visto, de todo lo existente, en algún grado prístino, luchando para permanecer, para ser, para estar, para crear, para cambiar y regresar, demasiado inmenso para agradecer en un párrafo, en un artículo, en una tesis. Simplemente lo esencial.

Muitíssimo obrigado !!!

Muchísimas gracias !!!

“Que el bosque de nuevo recobró su calma.
Que el indio ahora es libre dentro de su comarca
lejos del mandato de los doctrineros,
de los hombres blancos y de su Monarca”

Extracto del poema dedicado a Pabru Presbere, rey indígena, su nombre significa “rey de las lapas”. Promovió la rebelión que hizo a Talamanca uno de los pocos pueblos no conquistados por la invasión europea a las Américas.

INDICE.

INTRODUÇÃO GERAL.....	9
RESUMO.....	15
ARTIGO I.....	17
ARTIGO II.....	50
ARTIGO III.....	78
CONCLUSÕES FINAIS.....	102
ANEXOS.....	105

INTRODUÇÃO GERAL.

Todas as espécies da fauna silvestre dependem de recursos que estão distribuídos irregularmente na paisagem e sua disponibilidade é difícil de prever, como é o caso de muitos frutos tropicais, sementes, presas com disponibilidade sazonal e água disponível (Chapman et al. 1999, Terborgh 1986). No entanto, os animais necessitam desenvolver estratégias para procurar e explorar esses recursos, visando ao maior retorno a partir do menor gasto energético e de tempo possível.

Por exemplo, mamíferos herbívoros usualmente apresentam altas taxas de forrageio e, portanto, devem obter a maior quantidade de comida possível para satisfazer seus requerimentos de energia (Senft et al. 1987). Esta situação é mais crítica em ecossistemas com mudanças estacionais nos regimes de chuva, onde os animais experimentam estresse nutricional (Illius & O'Connor, 2000), já que o valor nutricional de muitas espécies de plantas é alto apenas durante uma parte do período chuvoso (Caja 1989, Bautista et al. 2003,). Durante o período seco, quando os recursos ficam escassos e com baixo conteúdo nutricional (Owen-Smith & Novellie 1982, Redfern et al. 2003), os animais são forçados a mudar a composição da dieta (Alm et al. 2002) e/ou a migrar para habitats com melhores recursos alimentares e disponibilidade da água (Hughes 1993, Illius & Gordon 1993, Owen-Smith 1994).

A seleção de recursos pode variar entre indivíduos da mesma espécie como resposta a numerosos fatores (Rachlow & Bowyer 1998, McLoughlin et al. 2002) e esta variação entre indivíduos ou grupos pode ser um importante traço da história de vida das espécies (Browyer et al, 1999). De acordo com a teoria de forrageio ótimo, os indivíduos forrageadores podem maximizar o consumo da rede de energia por unidade de tempo, o que representa uma alternativa ao problema de mudanças espaciais e temporais na disponibilidade de alimento (Stephens & Krebs, 1986). Os indivíduos focam seu esforço nos itens alimentares com maior retorno energético quando os recursos são abundantes e ampliam sua dieta quando a disponibilidade de recursos é baixa. Adicionalmente, a estratégia de forrageio ótimo pode ser oportunista ou seletiva, dependendo da disponibilidade de recursos (Jaksic 1989). Dessa

forma, a proporção do consumo de itens alimentares e sua disponibilidade são significativamente diferentes nos indivíduos seletivos, enquanto não há diferenças para os indivíduos oportunistas.

No Canadá, o caribou (*Rangifer tarandus caribou*) mostrou alto grau de variação no uso de recursos em diferentes períodos do ano quando estes são limitados, principalmente no inverno, ou quando indivíduos adultos e juvenis eram mais susceptíveis à predação. A variação se deu por seleção múltipla de estratégias durante o período de inverno. A presença de maior quantidade de predadores, outros competidores ou a ausência de itens típicos de forrageio podem ocasionar o não uso de alguns tipos de vegetação. Ademais, durante a temporada de verão, outono e a temporada de pastoreio, o caribou mostrou uma progressão geral na escolha de altas até baixas altitudes e de relevos de maior a menor inclinação. A mudança na escolha das altitudes variou do verão até inverno, em resposta às mudanças na qualidade de forrageio e da biomassa disponível na vegetação verde (Gustine & Parker 2008).

Na Reserva da Biosfera de Calakmul, Guatemala, onde existe um habitat crítico, com pouca disponibilidade de fontes de água, os recursos estão em baixas densidades, dispersos e apresentam diminuição sazonal. Assim, durante o período seco, os queixadas (*Tayassu pecari*) devem percorrer longas distâncias na procura de água ou têm de se manter perto dos poucos corpos d'água existentes. Os recursos alimentares também apresentam disponibilidade temporal, fazendo com que os padrões de movimento dos queixadas sejam consistentes com a estratégia de forrageio que depende dos recursos alimentares irregulares e imprevisíveis (Reyna – Hurtado et al. 2012).

A relação do salmão (gênero *Oncorhynchus spp.*) como recurso sazonal para ursos (gênero *Ursus*) tem sido bem documentada. As pesquisas têm mostrado que a variação na disponibilidade do salmão pode afetar padrões de competição intraespecífica, dominância comportamental e sucesso reprodutivo nas populações de ursos (Klinka e Reimchen 2002, Ben-David et al. 2004, Gende e Quinn 2004). Os ursos têm um curto período para consumir uma quantidade suficiente de calorias que lhes permita sobreviver durante o período de inverno. As migrações de salmão acontecem durante o verão e os

ursos gastam tempo e energia significativos forrageando nos riachos onde os salmões se agregam em grandes quantidades. O forrageio por ursos pode apresentar uma dominância social com altas taxas de captura por alguns indivíduos, embora indivíduos não dominantes utilizem estratégias alternativas com comparável eficiência no sucesso de forrageio. Além disso, salmões e ursos têm sido descritos como espécies chaves nos ecossistemas costeiros e ripários nas latitudes ao norte (Gill & Helfield, 2012).

O estudo do uso de recursos sazonais pela fauna silvestre provê informações sobre o comportamento de espécies, as relações ecológicas e as variações na disponibilidade de recursos devido a fatores climáticos. Estas informações podem ser de importante aplicação na biologia da conservação, principalmente se há ênfase em espécies chaves, indicadoras e bandeiras. O objetivo geral desta tese é descrever o uso de recursos sazonais pela fauna silvestre, incluindo os padrões de comportamento que caracterizam esse uso em unidades de conservação de proteção restrita no noroeste da Costa Rica, que experimentam grande variação sazonal na pluviosidade, o que reflete diretamente na disponibilidade de recursos.

Referencias.

Alm, U., Birgersson & B., Leimar, O. 2002. The effect of food quality and relative abundance on food choice in fallow deer. *Animal Behaviour* 64, 439–445.

Ben-David, M., Titus, K., & Beier, L.R. 2004. Consumption of salmon by Alaskan brown bears: a trade-off between nutritional requirements and the risk of infanticide? *Oecologia (Berl.)*, 138(3): 465–474.

Bowyer, R.T., Van Ballenberghe, V., Kie, J.G., & Maier, J.A. 1999. Birth-site selection by Alaskan moose: maternal strategies for coping with a risky environment. *J. Mammal.* **80**: 1070– 1083.

Cajal, J.L. 1989. Uso de hábitat por vicuñas y guanacos en la Reserva San Guillermo, Argentina. *Vida Silvestre Neotropical* 2, 21–31.

Chapman, C. A., R. W. Wrangham, L. J. Chapman, D. K. Kennard, & A. E. Zanne. 1999. Fruit and flower phenology at two sites in Kibale National Park, Uganda. *Journal of Tropical Ecology* 15:189–211.

Gende, S.M., & Quinn, T.P. 2004. The relative importance of prey density and social dominance in determining energy intake by bears feeding on Pacific salmon. *Can. J. Zool.* 82(1): 75–85.

Gill, I.D., & Helfield, J.M. (2012) Alternative foraging strategies among bears fishing for salmon: a test of the dominance hypothesis. *Canadian Journal of Zoology*, 90, 766 – 775.

Gustine, D.D. & Parker, K.L. 2012. Variation in the seasonal selection of resources by woodland caribou in northern British Columbia. *Canadian Journal of Zoology*, 86, 812 – 825.

Illius, A.W. & O'Connor, T.G. 2000. Resource heterogeneity and ungulate population dynamics. *Oikos* 89, 283–294.

Jaksic, F.M. 1989. Opportunist, selective and other often-confused terms in the predation literature. *Revista Chilena de Historia Natural* 62, 7–8.

Klinka, D.R., & Reimchen, T.E. 2002. Nocturnal and diurnal foraging behaviour of brown bears (*Ursus arctos*) on a salmon stream in coastal British Columbia. *Can. J. Zool.* 80(8): 1317– 1322. doi:10.1139/z02-123.

McLoughlin, P.D., Case, R.L., Gau, R.J., Cluff, H.D., Mulders, R., & Messier, F. 2002. Hierarchical habitat selection by barren- ground grizzly bears in the central Canadian Arctic. *Oecologia (Berl.)*, **132**: 102–108.

Owen-Smith, N. & Novellie, P. 1982. What should a clever ungulate eat? *American Naturalist* 119, 151–178.

Rachlow, J.L., & Bowyer, R.T. 1998. Habitat selection by Dall's sheep (*Ovis dalli*): maternal trade-offs. *J. Zool. (Lond.)*, **245**: 457–465.

Redfern, J.V., Grant, R., Biggs, H., & Getz, W.M. 2003. Surface–water constraints on herbivore foraging in the Kruger National Park, South Africa. *Ecology* 84, 2092–2107.

Senft, R.L., Coughenour, M.B., Bailey, D.W., Rittenhouse, L.R., Sala, O.E., & Swift, D.M., 1987. Large herbivore foraging and ecological hierarchies. Landscape ecology can enhance traditional foraging theory. *BioScience* 37, 789–799.

Stephens, D.W., & Krebs, J.R., 1986. *Foraging Theory*. Princeton University Press, New

Jersey.

Terborgh, J. 1986. Keystone plant resources in the tropical forest. Pp. 330–344 in Conservation biology: the science of scarcity and diversity (M. E. Soule', ed.). Sinauer Associates, Inc., Publishers, Sunderland, Massachusetts.

RESUMO.

A presente tese aborda o tema dos recursos sazonais e a sua importância para a fauna silvestre. Escolhemos avaliar três diferentes tipos de recursos sazonais, sua importância e relações com a fauna silvestre: a disponibilidade de água para mamíferos médios e grandes, jacus e mutuns no período da seca, a tartaruga marinha como recurso alimentar para onças pintadas durante a temporada de nidificação, e a frutificação de árvores para mamíferos herbívoros. Utilizamos a técnica de armadilhas fotográficas colocadas em fontes de água permanentes durante o período de menor precipitação numa floresta seca tropical para avaliar a visitação de mamíferos médios e grandes e cracídeos com relação ao uso da água. Descrevemos o comportamento predatório de onças pintadas sobre tartarugas marinhas durante a temporada de nidificação. Finalmente, avaliamos a fenologia de quatro espécies florestais a partir do monitoramento biológico com a participação dos funcionários das Unidades de Conservação durante todos os meses do ano e sua relação com mamíferos herbívoros. Nossos resultados mostraram que fontes de água permanente são muito utilizadas por mamíferos de médio e grande porte, jacus e mutuns e que seu uso aumenta à medida que as condições do período seco se tornam mais críticas. Além disso, detectamos diferentes padrões de horários de visitação às fontes de água permanente. Identificamos três onças pintadas predando 16 tartarugas marinhas, principalmente da espécie *Chelonia mydas* em, 12 meses de amostragem. Por fim, mostramos a disponibilidade de frutos das espécies florestais estudadas durante os 12 meses de dois anos. Não identificamos relação entre as fenofases das quatro espécies florestais com os mamíferos herbívoros. Nossos resultados podem ser usados como ponto de partida para a medição de efeitos de mudanças climáticas sobre recursos sazonais, assim como para a implementação de estratégias de manejo dentro das Unidades de Conservação para melhorar a disponibilidade desses recursos.

Palavras chaves: floresta seca, mamíferos, cracídeos, fenologia, áreas protegidas.

ARTIGO I

Padrões de visitação e atividade diária de mamíferos e aves terrestres em fontes de água permanentes numa floresta seca.

Artigo científico submetido para publicação na revista Journal of Mammalogy.

Título original: *Patterns of visitation and daily activity of mammals and terrestrial birds in permanent water sources in dry forest.*

Luis Diego Alfaro – Alvarado, Víctor Hugo Montalvo Guadamuz, Flávio Henrique Guimarães Rodrigues, Carolina Sáenz Bolaños, Eduardo Carrillo Jimenez.

Patterns of visitation and daily activity of mammals and terrestrial birds in permanent water sources in dry forest.

Luis Diego Alfaro – Alvarado, Víctor Hugo Montalvo Guadamuz, Flávio Henrique Guimarães Rodrigues, Carolina Sáenz Bolaños, Eduardo Carrillo Jimenez.

Luis Diego Alfaro – Alvarado¹, Programa de Pós Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre□, Universidade Federal de Minas Gerais□, Avenida Presidente Antônio Carlos, 6627, Pampulha. □31270-910, Belo Horizonte, MG, Brasil. alfaroalvarado@gmail.com

Víctor Hugo Montalvo Guadamuz, Instituto Internacional en Conservación y Manejo de Vida Silvestre, Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica, 1350 – 3000, vmontalvog@gmail.com

Flávio Henrique Guimarães Rodrigues, Programa de Pós Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre□, Universidade Federal de Minas Gerais□, Avenida Presidente Antônio Carlos, 6627, Pampulha. □31270-910, Belo Horizonte, MG, Brasil, rodriguesfhg@gmail.com

Carolina Sáenz Bolaños, Instituto Internacional en Conservación y Manejo de Vida Silvestre, Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica, 1350 – 3000, caro.saenz0@gmail.com

Eduardo Carrillo Jimenez, Instituto Internacional en Conservación y Manejo de Vida Silvestre, Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica, 1350 – 3000, ecarrilloj@gmail.com

Patterns of visitation and daily activity of mammals and terrestrial birds in permanent water sources in dry forest.

Luis Diego Alfaro – Alvarado, Víctor Hugo Montalvo Guadamuz, Flávio Henrique Guimarães Rodrigues, Carolina Sáenz Bolaños, Eduardo Carrillo Jimenez.

Abstract: The use of water sources by wild species during the dry season has been poorly studied in the Neotropic. The research on this subject has been concentrated mainly in African semiarid savannahs. Our work identified differences in permanent water sources visitation by medium and large mammals and by terrestrial birds according to their feeding guilds. It also describes tendencies in the frequency of daily visitation to permanent water sources by predators and prey for two dry periods (2011 – 2012) and validates the use of the detection probability as a visitation indicator in a tropical dry forest. For this we used the camera trapping sampling method in 10 permanent water sources with a minimum distance of 1km from one another. The detection probability of carnivores, herbivores, omnivores and frugivores was estimated as an indicator of permanent water sources visitation per month and the daily activity of predators and prey were described through circular analysis. Our work is the first study concerning visitation patterns and daily activity of medium and large mammals and terrestrial birds in permanent water sources for a dry forest of the Neotropical region. Our data show that permanent water sources are of great importance to the wildlife due to the high visitation by the majority of the feeding guilds. Regarding the daily activity, the predators have basically a nocturnal behavior, while for the prey it may vary depending on the species. The detection probability was successfully utilized as a measure of permanent water sources visitation.

Key words: mammals, terrestrial birds, camera – trap, Costa Rica, dry season, Santa Rosa National Park.

Introduction

Water is a key element for the biological activity in arid and semiarid areas or those with marked climatic seasonality. The permanent water sources (PWS) are fundamental for the wildlife survival during periods with precipitation deficit (James et al. 1999). Studies conducted in African semiarid savannahs show that in the dry period PWS are essential for the individual's survival until the next rain period (Valeix 2011). Other studies have emphasized the importance of the spatial location of PWS in relation to herbivores (Bergstrom and Skarpe 1999; Redfern et al. 2005) and carnivores' distribution (Valeix et al. 2009; Valeix et al. 2010; Valeix 2011) during the dry season. In the Neotropics, specifically in Venezuela, Costa Rica and Brazil, the relevance of the permanent water sources for wildlife was demonstrated (Mandujano and Gallina 1995; Vaughan and Weis 1999; Wolff 2001; Astete 2008).

One source can have water available for wildlife use during the whole dry period (Valeix, 2011). The dynamic of permanent water sources in places with stable populations of wild species allow management actions to be established for the conservation of these species and of the ecosystems that shelter them (Valenzuela and McDonald, 2002). PWS conditions in protected areas can be affected by external and internal factors. The external factors basically correspond to the climatic factors, specifically changes in precipitation and temperature at levels that can affect the PWS microclimatic conditions (Bellard et al. 2012; Wiens et al. 2011). These changes may be caused by global climate alterations, and the dry forest ecosystem in the Neotropics is one of the most threatened by climatic change (Miles et al. 2006). The internal factors are basically the protected area management, which is manifested in political measures and actions such as: determination of the touristic capacity, control of forest fires and construction of infrastructure (Eagles 2009; DeFries et al. 2007).

Wildlife daily activity in PWS in the Neotropics has been poorly studied. A study completed in two PWS in our study area reported, for example, that *Dasyprocta punctata*, *Nasua narica*, *Odocoileus virginianus*, *Cebus capucinus* and *Crax rubra* are diurnal visitors and *Tapirus bairdii* is a nocturnal visitor (Vaughan and Weis 1999). Likewise, another study conducted in African semiarid savannahs showed that herbivore mammals avoid visiting the PWS during the nocturnal period, to

reduce the risk of predation by *Panthera leo* (Valeix et al. 2009). The PWS visitation frequency depends on the amount of consumption necessary for each species, which is, in general, higher for the herbivores, intermediate for the omnivores and low for the carnivores (Robbins 1993). Water requirements also decrease or increase depending on the body mass, due to the increase in the metabolic rate by weight unity and to the surface/volume relation, which raises the water loss through evaporation. Smaller vertebrates would tend to lose more water through evaporation. During the daily activity, the species water loss is high because of higher environmental temperature. The water content in food items also influences indirectly the dependency for PWS, hence fruits and animal items contains 70% of supplementary water, while dry seeds only have barely 2 – 3%.

Therefore, based on the relationships established between the wildlife activity in PWS with different climatic variables and the differences in the wildlife water requirements, we set the following goals: (1) to identify differences in the PWS visitation by mammals weighting > 1 kg and by terrestrial birds according to their feeding guild; (2) to describe tendencies in the frequency of PWS daily visitation by predators and prey for two dry season (2011 – 2012); and (3) to validate the use of camera traps technique in combination with detection probability models as an estimator of PWS visitation in a tropical dry forest.

Materials and methods

Study area

This study was conducted in the Santa Rosa National Park (SRNP), Costa Rica, located 30 km north from the city of Liberia, in the Guanacaste province (lat 10.846566°, long -85.679185°). The SRNP has 38 628 ha of land territory and is part of an uninterrupted biogeographic block of wild protected area of 163 000 hectares. The SRNP protects one of the dry forests in better state of conservation in Mesoamerica, characterized by a very marked dry period that generally starts in December and may be extended to June. The annual average temperature is 28 °C, fluctuating from 22 to 33 °C with low relative humidity. The annual average precipitation between the years 1979 and 2012, estimated from the *Estación Automática de Santa Rosa* (Santa Rosa Automatic Station) data, was 1 696 mm, with a high level of variation (CV = 37.5 %). Our study period has included two

atypical years in 2011 the precipitation was 2 299 mm, above the 90% percentile, and in 2012 it was 984 mm, below the 10% percentile (Figure 1). Throughout the dry period the large forest fragments lose their leaves, retaining only small fragments of evergreen forest. In this period, rivers and streams run dry, and only PWS remain to provide water for wildlife (Campos and Fedigan 2009).

Methods

During December of 2010, we made rounds through the SRNP area in order to locate PWS and we selected 10, with a minimum distance of 1 km from each other (Figure 2). In each one we installed one camera trap (Bushnell®, trophy model), with automatic movement sensors, to record the visitation by medium and large mammals as well as by terrestrial birds. During the dry season, rivers and streams are almost completely dried up, maintaining only small ponds of water (< 100 m²), which are turned into the PWS. The camera traps were programmed to take videos of 60 seconds duration continuously, throughout day and night. The cameras were checked every 15 days to control their operation, check battery status and download the data. In 2011, the PWS were monitored from January 5th to May 30th, while in 2012 they were monitored from January 20th to May 20th. The same PWS were used for the whole study.

All the videos were analyzed by staff trained to identify the wild animals, using specialized guides of wild mammals and terrestrial birds recommended for the study area (Carrillo et al. 1999; Stiles et al. 2003). All the videos were stored in a hard disk, with the record of their sequence, species identified, sex, number of individuals, date, time, month and camera identification.

Visitation by feeding guild

The data were filtered, selecting one photo/species/month for each permanent water source. The species were classified in four groups: carnivores, the species whose diet is composed exclusively by meat; herbivores, that consume basically vegetal material; omnivores, that have a varied diet, including items of animal and plant origin (Robbins 1993; Wolff 2001; Harmsen et al. 2011); and finally frugivores, in which the terrestrial birds were included, since fruits are the most important item in their diet (Strahl 1997). We calculated the detection probability (p) and its confidence interval of

maximum verisimilitude (95% CI) by feeding guild for each sampling month, by means of the program PRESENCE v5.8 and with the adjustment of occupancy models. The main goal of occupancy models is to determine the probability that a site is occupied and is used for organisms with imperfect detection. Different from the capture models, which focus on the individuals, the occupancy models focus on the species (MacKenzie et al. 2003). The *Durbin – Watson* autocorrelation test (*DW*) was applied for the detection probability of all months, for both study periods (Racine and Hyndman 2002).

We designated each PWS as a distinct site, and provided a history of detected species at each site (Weckel et al. 2006; Harmsen et al. 2011). Due to the variation in the precipitation regime during the study period, we considered the year 2011 as a rainy year and 2012 as a dry year (Figure 1). Thus, two sessions were established for the adjustment of occupancy models, taking the dry period of 2011 as session 1, and the dry period of 2012 as session 2. Each session was divided in five occasions, each being one month in length, which corresponds to the five drier months of the year, according to the Costa Rica Meteorological National Institute data, 2013. We compared two occupancy models for each feeding guild by session, in which it was tested if the detection probability (p) is constant (model 1) or varies by occasion (model 2). We selected the best model based in the Akaike Information Criteria (AIC) and in the model weight (w). The best model is the one with the lowest AIC value and the highest w . We considered as a plausible difference among the models' AIC (ΔAIC) a value of 4 – 7 and a 90% difference for w (Burnham and Anderson 2002).

The detection probability (p) was used to measure the frequency of the PWS visitation. We estimated the confidence interval for the difference at the 95% (95% CI) of the monthly p average by dry period, for each feeding guild (Lane, 2011). The 95% CI allows us to test the adjusted occupancy models. We conducted a one-way analysis of variance (ANOVA) to verify if there are differences in PWS visitation by feeding guilds for the whole study period. The ANOVA allows us to validate differences in visitation by feeding guild. To confirm the validity of p as an indicator of permanent water sources visitation, we adjusted linear regression models, taking as dependent variable p per month, and as independent variables the number of sites with species records per month and the total number of records per month. This analysis allows us to certify if the detection probability answers to

the number of sites visited (permanent water sources) per month if it answers to the total visits per month.

Visitation by predators and prey

We used the circular statistic techniques (Batschelet 1981; Fisher 1993; Jammalamadaka and SenGupta 2001) to describe the daily activity pattern of the species in permanent water sources. We selected one photograph/hour/day per species for each permanent water source, aiming to avoid the temporal autocorrelation. We calculated the direction average ($\bar{\theta}$) from the vectorial sum of all vectors of the sample. The $\bar{\theta}$ indicates the average hour of highest visitation to the permanent water sources by the species. Also, we calculated the concentration parameter (k), that measures the $\bar{\theta}$ deviation and whose limits are between 0 (uniform distribution) and ∞ (maximum concentration). High k values indicate higher concentration of PWS visitation at a specific time, as the records tend to approximate a normal distribution (Jammalamadaka and SenGupta 2001). We estimated the simple confidence interval of *bootstrap* to 95% (CIB) for parameter k . We defined as predators all the species belonging to the carnivore guild and the remaining species as prey. We compared $\bar{\theta}$ and k parameters and their CIB of predators with prey to identify any overlapping or evasion in their visitation pattern.

Results

In 2011, the sampling effort was of 2058 traps/days, with a relation of 0.10 records/day, while in 2012, the sampling effort was of 1625 traps/days, with a relation of 0.20 records/day. Fewer than 10% of the camera traps had some kind of trouble and they were replaced on the same day the problem was detected. In total there were 15 species of medium and large mammals and 2 species of terrestrial birds recorded (Table 1).

Visitation by feeding guild

The detection probability values in permanent water sources did not present temporal autocorrelation problems for the carnivores ($DW = 1.85$, $P = 0.25$), herbivores ($DW = 1.94$, $P = 0.30$), omnivores ($DW = 1.85$, $P = 0.25$) and frugivores ($DW = 1.83$, $P = 0.23$). The p presented a strong relation with the number of sites with records per month during the dry season of 2011 ($R^2 = 0.88$, $DF = 3$, $P < 0.001$) and for the dry season of 2012 ($R^2 = 0.99$, $DF = 3$, $P < 0.001$). According to the models adjustment, the p value varied amongst the months of both dry periods for carnivores (Figure 3) and herbivores (Figure 4); it remained constant for the omnivores during both dry periods (Figure 5). In general, the visitation increased for most guilds as the dry season progressed in both years. The 95% CI was only estimated for the models that had a different detection probability per month (Table 2). Carnivore visitation increased from February to April in 2011 and 2012 (Figure 6A), and herbivore visitation increased from March to April in 2011 and from January to March in 2012 (Figure 6B). Carnivore visitation was higher in 2012 than in 2011 (Figure 7A) and herbivore visitation was higher in March 2012 than March 2011 and was higher in April 2012 than April 2011 (Figure 7B). The frugivores increased their visitation from March to April in 2012. No difference was found in the detection probability of the feeding guilds during the 10 months of the study ($F = 0.724$, $DF = 3$, $P = 0.544$).

Visitation by predators and prey

All the species showed increased activity at permanent water sources from the dry period of 2011 to that of 2012, except the deer *O. virginianus* (Table 3). The predators increased their use of the diurnal time in 2012 ($\bar{\theta} = 15$, $CIB = 60 - -28$) compared to 2011 ($\bar{\theta} = -10$, $CIB = 143 - -180$). The species considered as prey maintained their activity pattern in the permanent water sources during both dry periods (Figure 8). Not enough data were collected to describe the activity pattern of any of the omnivore species during the dry period of 2011. The species *T. bairdii*, *O. virginianus* and *D. marsupialis* are the prey that shares greater time of visitation with predators (Figure 8). Moreover, *D. marsupialis* showed a high degree of concentration ($k = 3.29$, $CIB = 2.3 - 4.58$) regarding the nocturnal activity time average ($\bar{\theta} = -16$, $CIB = -1 - -31$). The species *D. punctata*, *N. narica*, *C. rubra* and *P. purpuracens* have a more diurnal frequency of visitation to the permanent water sources. Also

N. narica showed a high degree of concentration ($k = 3.00$, CIB = 1.93 – 5.2) on its activity time average ($\bar{\theta} = 180$, CIB = 161 – 200).

Discussion

Our work is the first study concerning visitation patterns and daily activity of medium and large mammals and terrestrial birds in permanent water sources for a dry forest of the Neotropical region. We demonstrated how the activity patterns and the relation of predator – prey that occur in the PWS of African semiarid savannahs during the dry period are different from the tendencies detected for a Neotropical dry forest. In the PWS of semiarid savannahs, the prey usually have a visual contact with their predator, what influences their behavior directly (Périquet et al. 2012), while in a Neotropical dry forest, the PWS are located in sites with dense vegetation and, therefore, of low visibility, minimizing the probability of visual contact between predator and prey. Likewise, the daily activity of prey in the PWS of semiarid savannahs increases in hours when the predators have low activity (Crosmarj et al. 2012), nonetheless, for our study area there is no evidence of changes in prey daily activity to reduce the predation risk. Furthermore, the PWS in semiarid savannahs can have an average size of more than 2 ha and they are visited by many herbivore groups at a time, as well as carnivore groups (Valeix 2010); in our case the PWS are many times smaller and in general they are visited by one species at a time, and only few species make the visits in groups, as with *O. virginianus*, *C. rubra* y *P. purpuracens*, *C. capucinus*, *N. narica*, *P. tajacu*, but most of the time the visitation is solitary, especially in the case of the carnivores.

Our study showed that the feeding guilds did not present differences in the PWS visitation during the 10 months of the study period, but the majority of the guilds increased their visitation as the dry season progressed. The visitation also increased from year 2011 (rainy year) to year 2012 (dry year) for most species. Regarding the visitation time in permanent water sources, the predators had basically a nocturnal behavior, while the prey's behavior varied depending on the species.

The herbivore guild presented high visitation to the permanent water sources according to the values for detection probability (0.84 April 2011; 0.9 March and 0.7 April 2012), demonstrating they have high requirements of free water sources. The dependency on water by herbivores has also been

confirmed in other studies (Redfern et al. 2005; Epaphras et al. 2007, Smit et al. 2007), including our study area, where high rates of water consumption was reported for herbivore species, such as *T. bairdii* and *O. virginianus* (Vaughan and Weis 1999), which were also detected in our study (Table 1). The carnivores clearly increased their visitation to the PWS as the dry period advance (Figure 3) and they presented higher visitation during 2012 (dry year), which was the highest visitation for the study as a whole ($p=0.7$, April 2012). Even though the carnivores generally obtain an important amount of water from their prey, they also require water consumption from permanent water sources. Moreover, the carnivores can use the PWS as sites for hunting, since they increase their predation success there (Valeix et al. 2009; Valeix et al. 2010). The herbivores increased their visitation to permanent water sources from the beginning of the dry period of 2012 (Figure 4), which was considered a dry year, and they also had the greater monthly visitation for the whole study period ($p=0.90$) among all the guilds. In African semiarid savannahs it was demonstrated that herbivores used the PWS extensively in a dry year, in comparison to a year with regular precipitation (Valeix 2011).

Some prey species have greater overlap with predators in their PWS visitation frequency, specifically during the nocturnal period, whereas other prey have a smaller overlap, as their higher visitation frequency is during the diurnal time (Table 2). In *T. bairdii* case, its visitation period (Figure 8) overlaps the predators' almost completely, however, the evidence that this species is part of the felines' diet is scarce (Aranda and Sánchez-Cordero 1996; Foster et al. 2010; Núñez et al. 2000; Weckel et al. 2006). Moreover, this species consumes a great quantity of water (Vaughan and Weis 1999) and has a preference for staying close to water sources (Tobler et al. 2002). White-tailed deer *O. virginianus*, which is indeed an important prey for predators such as *P. onca* and *P. concolor* (Polisar et al. 2003), visits permanent water sources during the diurnal and nocturnal periods (Figure 9.1), increasing its predation risk due to its high necessity of water consumption (Vaughan and Weis 1999). Other prey visited the PWS mostly in diurnal time, but species as *N. narica* (Gonzales – Maya 2009, Valenzuela and Ceballos 2000), *D. punctata* (Suselbeek 2009), *C. rubra* and *P. purpuracens* (Strahl 1997) have naturally diurnal habits and would not necessarily be avoiding the predators. Thus, the risk that predator and prey meet is not clearly shown in the PWS activity. Studies in African semiarid savannahs pointed out that prey species avoid PWS when there are predators in the area (Valeix et al.

2007, Valeix et al. 2009). The interaction of predator – prey specifically small mammals and raptors shows that prey avoid the risk zones and can limit the temporal overlapping with predators, changing their activity time in order to reduce the vulnerability to predation (Kotler et al. 2004; Roth and Lima, 2007).

Our study shows important patterns in the relation of wildlife to PWS visitation, which may be the basis for decision-making about management inside the protected area. The SRNP represents an important place for national and international tourism, since, according to data from the SRNP Ecotourism Program; in 2011 27 082 tourists visited and in 2012 there were 25 844. The tourists also visit the PWS on a regular basis and the consequences include vegetation damage, deposits of solid and liquid waste, water contamination and noise, among others. Furthermore, there are prognostics of changes in the climatic conditions of our study area, with greater drought (Alvarado et al. 2012), hence injuring the PWS availability. Our data show some answers from the wildlife in respect to their behavior around the PWS and to changes in the precipitation quantity. The decrease of permanent water sources causes a movement of the animals towards the protected areas' outside perimeters (Herve et al. 2003), where there are higher risks of illegal hunting, contracting diseases by contact with domestic animals and fatalities by motor vehicles, among others.

The camera trapping technique, employed in our study, has been questioned in studies about mammals because of its shortcoming in estimating the p (Larrucea et al. 2007; Harmsen et al. 2010). Nevertheless, because of our study characteristics, the sites are standardized, as they are all permanent water sources, where the detection probability is increased in relation to trails or roads where the cameras are normally placed. The p depends on the amount of the PWS with effective records, which are related to the number of animals who visited the PWS. Therefore, it is important to maintain a distance between sites that allows them independence for the p calculation, so we can use p as a substitute for abundance, frequency or visitation indexes.

Finally, our data demonstrate that the PWS can be considered critical areas (Morrison 2006; Sinclair et al. 2006) for wildlife survival during the period of higher hydric deficit. We recommend maintaining the PWS monitoring efforts with the purpose of detecting changes in the community of visitor species and in the water availability during the dry period. We suggest as well measuring the

biophysical variables related to the PWS use, both at the micro habitat and landscape level, and validating the effect of human actions on the behavior of wild species in permanent water sources.

Acknowledgements

We thank F. Morazán-Fernandez, J.C. Cruz-Diaz, K. Unda-Harp, J. Gonzales, G. Poveda-Wong and other Jaguar Program staff facilitated data collection. Comments from M. Guevara-Mora, F. Velez, C. Sanchez-Lalinde, C. Borges-Matos improved this manuscript. We thank the Guanacaste Conservation Area, especially Roger Blanco, for providing permission to conduct this study. This research was funded by National University of Costa Rica (UNA), The Rufford Foundation, Organization of American States, Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES).

References.

- Alvarado, L.F., Contreras, W., Alfaro, M. and Jiménez, E. 2012. Escenarios de cambio climático regionalizados para Costa Rica. Instituto Meteorológico Nacional, Costa Rica.
- Aranda, M. and Sanchez-Cordero, V. 1996. Prey spectra of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in tropical forest of Mexico. *Stud. Neot. Fauna Environ.* 31:65-67.
- Astete, S. 2007. Ecologia da onça-pintada nos parques nacionais Serra da Capivara e Serra das Confusões, Piauí. MSc Thesis. University of Missouri-St. Louis, USA.
- Batschelet, E. 1981. *Circular Statistics in Biology*. London, Academic Press, England.
- Bellard, C., Bertelsmeier C., Leadley P., Thuiller W and Courchamp, F. 2012. Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters*. 15:365-377.
- Bergstrom, R. and Skarpe, C. 1999. The abundance of large wild herbivores in a semi-arid savanna in relation to season, pans and livestock. *African Journal of Ecology*. 37:12-26.
- Burnham, K.P., and Anderson, D.R. 2002. *Model selection and multimodal inference: a practical information-theoretic approach*. Springer-Verlag. New York.
- Carrillo. E., Wong, G. and Sáenz, J. 1999. *Mamíferos de Costa Rica*. Instituto Nacional de Biodiversidad, Heredia, Costa Rica.

- Campos, F.A. and Fedigan, L.M. 2009. Behavioral Adaptations to Heat Stress and Water Scarcity in White-Faced Capuchins (*Cebus capucinus*) in Santa Rosa National Park, Costa Rica. *American Journal of Physical Anthropology*. 138:101-111.
- Crosmary, W.G., Valeix, M., Fritz, H., Madzikanda, H. and Cotê, S. 2012. African ungulates and their drinking problems: hunting and predation risk constrain access to water. *Animal Behavior*. 83:145-153.
- DeFries, R., Hansen, A., Turner, B.L., Reid, R. and Liu, J.G. 2007. Land use change around protected areas: Management to balance human needs and ecological function. *Ecological Applications*. 17:1031-1038.
- Eagles, P.J. 2009. Governance of recreation and tourism partnerships in parks and protected areas. *Journal of Sustainable Tourism*. 17:231-248.
- Epaphras, A. M., Gereta, E., Lejora, I. A., Ole Meing'ataki, G. E., Ng'umbi, G., Kiwango, Y. and Mtahiko, M. G. 2008. Wildlife water utilization and importance of artificial waterholes during dry season at Ruaha National Park, Tanzania. *Wetlands Ecology Management*. 16:183-188.
- Fisher, N.I. 1993. *Statistical Analysis of Circular Data*. Cambridge University Press, USA.
- Foster, R.J., Harmsen, B.J., Valdez, B., Pomilla, C. and Doncaster, C.P. 2010. Food habits of sympatric jaguars and pumas, across a gradient of human disturbance. *J. Zool*. 280:309-318.
- Gonzales – Maya, J., Schipper, J. and Benitez, A. 2009. Activity patterns and community ecology of small carnivores in the Talamanca region, Costa Rica. *Small Carnivore Conservation*. 41:9-14.
- Harmsen, B.J., Foster, R.J., Silver, S.C., Ostro, L.E. and Doncaster, C.P. 2011. Jaguar and puma activity patterns in relation to their main prey. *Mammalian Biology*. 76:320-324.
- Herve, F., Sonia, S., Pierre-Cyril, R., Snoden, M., Craig, C. and Francois, M. 2003. The effects of agricultural fields and human settlements on the use of rivers by wildlife in the mid Zambezi valley, Zimbabwe. *Landscape Ecology*. 18:293-302
- James, C.D., Landsberg, J. and Morton, S.R. 1999. Provision of watering points in the Australian arid zone: a review of effects on biota. *Journal of Arid Environments*. 41:87-121.
- Kotler, B.P., Brown, J.S. and Bouskila, A. 2004. Apprehension and time allocation in gerbils: the effects of predatory risk and energetic state. *Ecology*. 85:917-922.

- Jammalamadaka, S.R. and SenGupta, A. 2001. Topics in Circular Statistics. World Scientific, Singapore.
- Lane, D. 2011. Online Statistics Education: An Interactive Multimedia Course of Study. http://onlinestatbook.com/2/tests_of_means/difference_means.html [accessed 01 June 2013].
- Larrucea, E. S., Brussard, P. F., Jaeger, M. M. and Barrett, R. H. 2007. Cameras, Coyotes, and the Assumption of Equal Detectability. *The Journal of Wildlife Management*. 71:1682-1689.
- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D. and Hines, J.E. 2003. Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology*. 84:2200-2207.
- Mandujano, S and S. Gallina. 1995. Disponibilidad de agua para el venado colablanca en el bosque tropical caducifolio de México. *Vida Silvestre Neotropical*. 4:107-118.
- Miles, L., Newton A., DeFries R., Ravilious C., May I., Blyth S., Kapos V and Gordon. J. 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography*. 33: 491-505.
- Morrison, L., Marcot, B. and Mannan, W. 2006. Wildlife – Habitat Relationships. Concepts and Applications. Island Press, Washington, USA.
- Núñez, R., Miller, B. and Lindzey, F. 2000. Food habits of jaguars and pumas in Jalisco, Mexico. *J. Zool*. 252:373-379.
- Périquet, S., Valeix, M., Loveridge, A., Madzikanda, H., Macdonald, D. and Fritz, H. 2010. Individual vigilance of African herbivores while drinking: the role of immediate predation risk and context. *Animal Behaviour*. 79:665-671.
- Polisar, J., Maxit, I., Scognamillo, D., Farrell, L., Sunquist, M. E. and Eisenberg, J. F. 2003. Jaguars, pumas, their prey base, and cattle ranching: ecological interpretations of a management problema. *Biological Conservation*. 109:297-310.
- Racine, J. and Hyndman, R. 2002. Using R To Teach Econometrics. *Journal of Applied Econometrics*. 17:175-189.
- Redfern, J.V., Grant, C.C, Gaylard, A. and Getz, W.M. 2005. Surface water availability and the management of herbivore distributions in an African savanna ecosystem. *Journal of Arid Environments*. 63:406-424.

- Robbins, C.T. 1993. Wildlife feeding and nutrition. Academic Press, San Diego, USA.
- Roth, T.C. and Lima, S.L. 2007. The predatory behavior of wintering Accipiter hawks: temporal patterns in activity of predators and prey. *Oecologia*. 152:169-178.
- Sinclair, A., Fryxell, J. and Caughley, G. 2006. Wildlife Ecology, Conservation and Management. Blackwell Publishing, Australia.
- Smit, I. P. J., Grant, C. C. and Devereux, B. 2007. Do artificial waterholes influence the way herbivores use the landscape? Herbivore distribution patterns around rivers and artificial surface water sources in a large African savanna park. *Biological Conservation*. 136:85-99.
- Stiles, G. and Skutch, A. 2003. Guía de Aves de Costa Rica. Editorial INBio, Santo Domingo de Heredia, Costa Rica.
- Strahl, S. D. 1997. The Cracidae: their biology and conservation. Hancock House Publishers, USA.
- Suselbeek, L. 2009. Resource availability and activity patterns in the Central American agouti *Dasyprocta punctata*. MSc thesis. Wageningen University. USA.
- Tobler, M. 2002. Habitat Use and Diet of Baird's Tapirs (*Tapirus bairdii*) in a Montane Cloud Forest of the Cordillera de Talamanca, Costa Rica. *Biotropica*. 34:468-474.
- Valeix, M. 2011. Temporal dynamics of dry – season water – hole use by large African herbivores in two year of contrasting rainfall in Hwange National Park, Zimbabwe. *Journal of Tropical Ecology*. 27:163-170.
- Valeix, M., Loveridge, A. J., Davidson, Z., Madzikanda, H., Fritz, H. and Macdonald, D. W. 2010. How key habitat features influence large terrestrial carnivore movements: waterholes and African lions in a semi-arid savanna of northwestern Zimbabwe. *Landscape Ecology*. 25:337-351.
- Valenzuela, D. and Macdonald, D. W. 2002. Home-range use by white-nosed coatis (*Nasua narica*): limited water and a test of the resource dispersion hypothesis. *Journal of Zoology*. 258:247-256.
- Valenzuela, D. and Ceballos, G. 2000. Habitat selection, Home range, and activity of the White – nosed coati (*Nasua narica*) in a Mexican Tropical Dry Forest. *Journal of Mammalogy*. 81:810-819.

- Vaughan, C. and Weiss, K. 1999. Neotropical Dry Forest wildlife water hole use and management. *Rev. Biol. Trop.* 47:1039-1044.
- Wiens, J. A., Seavy, N.E. and Jongsomjit, D. 2011. Protected areas in climate space: What will the future bring? *Biological Conservation.* 144:2119-2125.
- Weckel, M., Giuliano, W. and Silver, S. 2006. Jaguar (*Panthera onca*) feeding ecology: distribution of predator and prey through time and space. *Journal of Zoology.* 270:25-30.
- Wolff, F. 2001. Vertebrate ecology in caatinga: A. Distribution of wildlife in relation to water. B. Diet of pumas (*P. concolor*) and relative abundance of felids. MSc Thesis. University of Missouri-St. Louis, USA.

Tables

Table 1. Number of photo captures in 100-day traps of medium and large mammals and terrestrial birds in permanent water sources of Santa Rosa National Park, during two dry seasons (2011 and 2012), Costa Rica. 2013.

Species	Feeding guild	No. of Records	
		2011	2012
<i>Didelphis marsupialis</i>	Omnivore	0.10	0.00
<i>Didelphis virginianus</i>	Omnivore	0.00	1.91
<i>Cebus capucinus</i>	Omnivore	1.99	2.46
<i>Dasyprocta punctata</i>	Herbivore	1.85	3.94
<i>Panthera onca</i>	Carnivore	0.24	0.18
<i>Puma concolor</i>	Carnivore	0.44	1.60
<i>Leopardus pardalis</i>	Carnivore	1.02	0.49
<i>Nasua narica</i>	Omnivore	1.90	1.23
<i>Conepatus semistriatus</i>	Omnivore	0.19	0.68
<i>Canis latrans</i>	Omnivore	0.29	0.37
<i>Eira barbara</i>	Omnivore	0.00	0.06
<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	Omnivore	0.00	0.06
<i>Procyon lotor</i>	Omnivore	0.24	0.31
<i>Odocoileus virginianus</i>	Herbivore	9.77	4.06
<i>Peccary tajacu</i>	Omnivore	0.00	0.12
<i>Tapirus bairdii</i>	Herbivore	2.96	4.68
<i>Crax rubra</i>	Frugivore	3.21	9.72
<i>Penelope purpuracens</i>	Frugivore	0.19	2.22

Table 2. Selection of models for the detection probability using Akaike Information (AIC) for all feeding guilds in permanent water sources during the dry seasons of 2011 and 2012. Santa Rosa National Park, Costa Rica. 2013.

Feeding guild.	Dry season 2011.						Dry season 2012.					
	Model	AIC	w	Δ AIC	-2Log(L)	k	Model	AIC	w	Δ AIC	-2Log(L)	k
Carnivores.	$\Psi(.)p(t)$	60.05	0.91	0.00	48.05	6	$\Psi(.)p(t)$	58.1	0.98	0.00	46.10	6
	$\Psi(.)p(.)$	64.89	0.08	4.84	60.89	2	$\Psi(.)p(.)$	66.69	0.01	8.59	62.69	2
Herbivores.	$\Psi(.)p(t)$	61.75	0.96	0.00	49.75	6	$\Psi(.)p(t)$	57.64	0.99	0.00	45.64	6
	$\Psi(.)p(.)$	68.10	0.04	6.35	64.10	2	$\Psi(.)p(.)$	73.23	0.00	15.69	69.23	2
Omnivores.	$\Psi(.)p(t)$	46.96	0.75	0.00	34.96	6	$\Psi(.)p(t)$	69.11	0.79	0.00	57.11	6
	$\Psi(.)p(.)$	49.11	0.25	2.15	45.11	2	$\Psi(.)p(.)$	71.79	0.21	2.68	67.79	2
Frugivores.	$\Psi(.)p(t)$	54.27	0.77	0.00	42.27	6	$\Psi(.)p(t)$	60.74	0.98	0.00	48.74	6
	$\Psi(.)p(.)$	56.68	0.23	2.41	52.68	2	$\Psi(.)p(.)$	73.23	0.02	12.49	69.23	2

Table 3. Circular statistics parameters for daily activity of predators and prey in permanent water sources in the Dry Forest of Santa Rosa National Park during the dry season of 2011 and 2012.

Species	2011					2012				
	$\bar{\theta}$	CIB§	k^\dagger	CIB§	N	$\bar{\theta}$	CIB§	k^\dagger	CIB§	N
Predator (Felids)	15	60 – -28	0.41	0 – 95	27	-10	143 – -180	0.41	0 – 1.01	18
<i>Tapirus bairdii</i>	-2	16 – -20	1.62	1.26 – 2.02	52	-1	19 – -21	1.43	1.18 – 1.72	56
<i>Odocoileus virginianus</i>	148	200 – 103	0.52	0.12 – 0.97	51	196	255 – 137	0.44	0.07 – 0.82	47
<i>Dasyprocta punctate</i>	187	-143 – -201	1.38	0.96 – 1.93	24	186	-147 – -201	1.36	0.97 – 1.85	30
Cracids.	157	-177 – -225	1.18	0.85 – 1.6	51	156	-193 – -214	1.47	1.2 – 1.8	132
<i>Didelphis marsupialis</i> .						-16	-1 – -31	3.29	2.3 – 4.58	24
<i>Nasua narica</i>						180	-161 – -200	3.00	1.93 – 5.2	15

* Mean direction.

† Kappa concentration.

§ Bootstrap Confidence Interval.

Figure captions

Figure 1. Quartiles graph for annual rainfall mean (mm) during period 1979 – 2012 in the study area, according to database of Automatic Station of Santa Rosa – Guanacaste, Meteorological National Institute, Costa Rica. 2013. Spotted line shows Annual Mean Rainfall (mm) for all the years (1979 – 2012).

Figure 2. Location of permanent water sources (PWS) in the dry forest of Santa Rosa National Park, Costa Rica. 2013.

Figure 3. Detection probability (p) and its likelihood confidence interval (IC) for carnivores (*Panthera onca*, *Puma concolor*, *Leopardus pardalis*) in permanent water sources, during the dry season months of 2011 (A) and 2012 (B). Santa Rosa National Park, Costa Rica. 2013.

Figure 4. Detection probability (p) and its likelihood confidence interval (IC) for herbivores (*Dasyprocta punctata*, *Odocoileus virginianus*, *Tapirus bairdii*) in permanent water sources, during the dry season months of 2011 (A) and 2012 (B). Santa Rosa National Park, Costa Rica. 2013.

Figure 5. Detection probability (p) and its likelihood confidence interval (IC) for omnivores (*Canis latrans*, *Nasua narica*, *Cebus capucinus*, *Pecari tajacu*, *Procyon lotor*, *Didelphis*, *Conepatus semiestratus*) in permanent water sources, during the dry season months of 2011 (A) and 2012 (B). Santa Rosa National Park, Costa Rica. 2013.

Figure 6. Confidence interval on the difference between detection probability means for carnivores (A) and herbivores (B) in permanent water sources in the Dry Forest of Santa Rosa National Park, during the dry season of 2011 and 2012, Costa Rica. 2013.

Figure 7. Confidence interval on the difference between detection probability means for carnivores (full dots) and herbivores (empty dot) in permanent water sources in the Dry Forest of Santa Rosa National Park, during the dry season of 2011 and 2012, Costa Rica. 2013.

Figure 8. Permanent water sources visitation by predator and prey species during two dry seasons (2011 and 2012). The size of each bar is proportional to the frequency of visitation for each species. Santa Rosa National Park, Costa Rica. 2013.

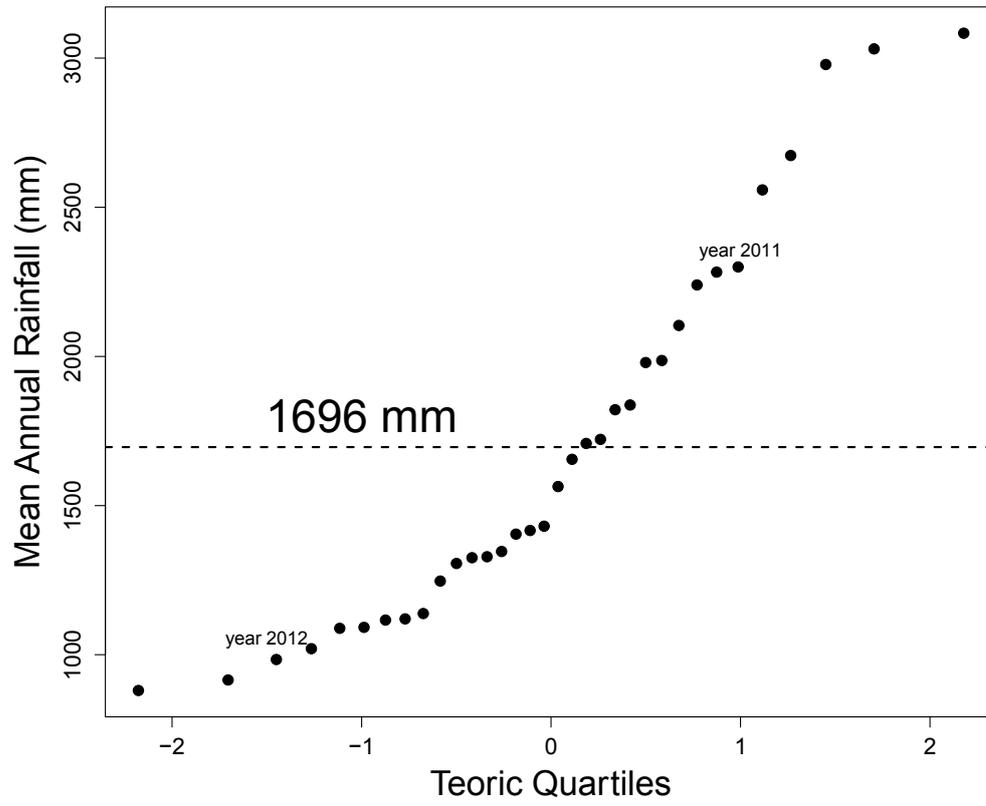


Figure 1.

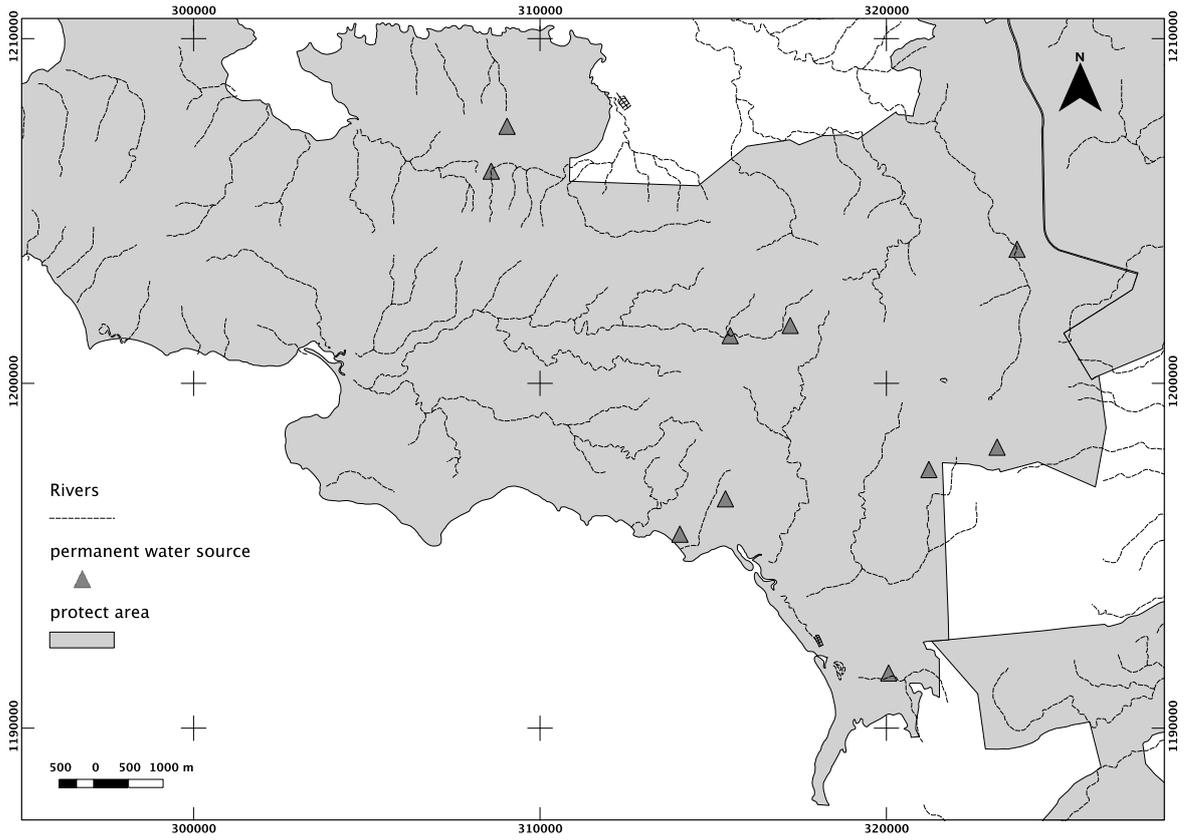
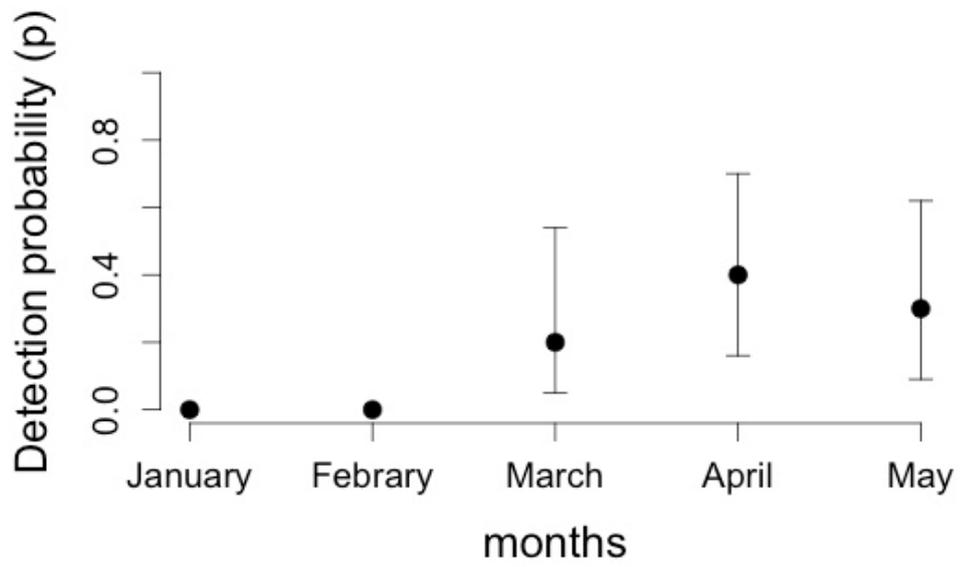


Figure 2.

A



B

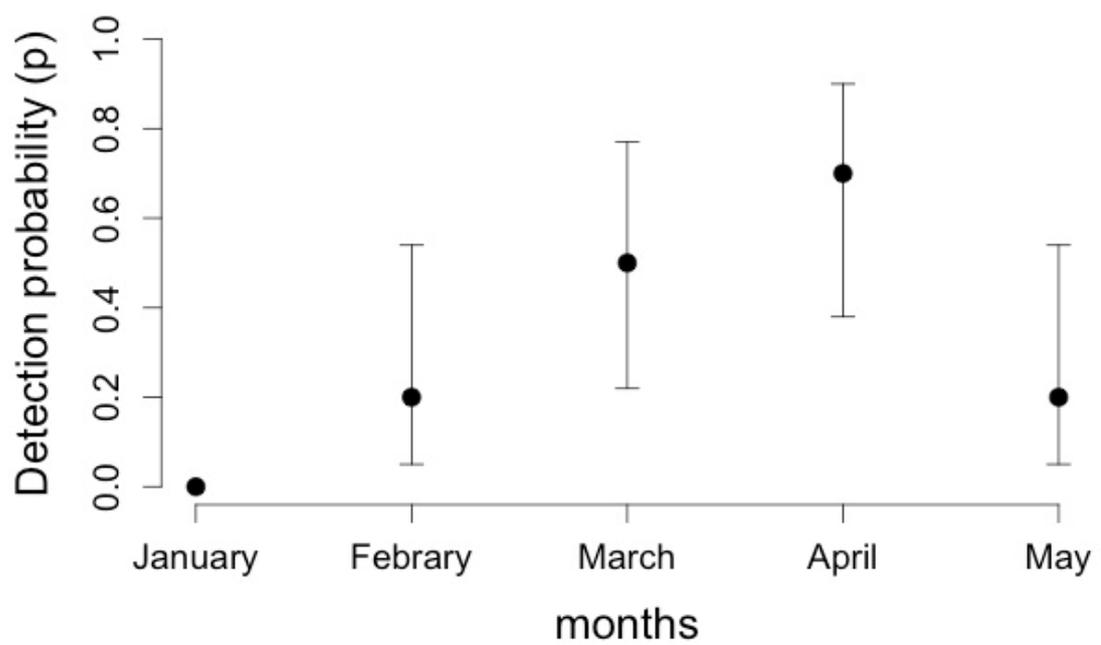
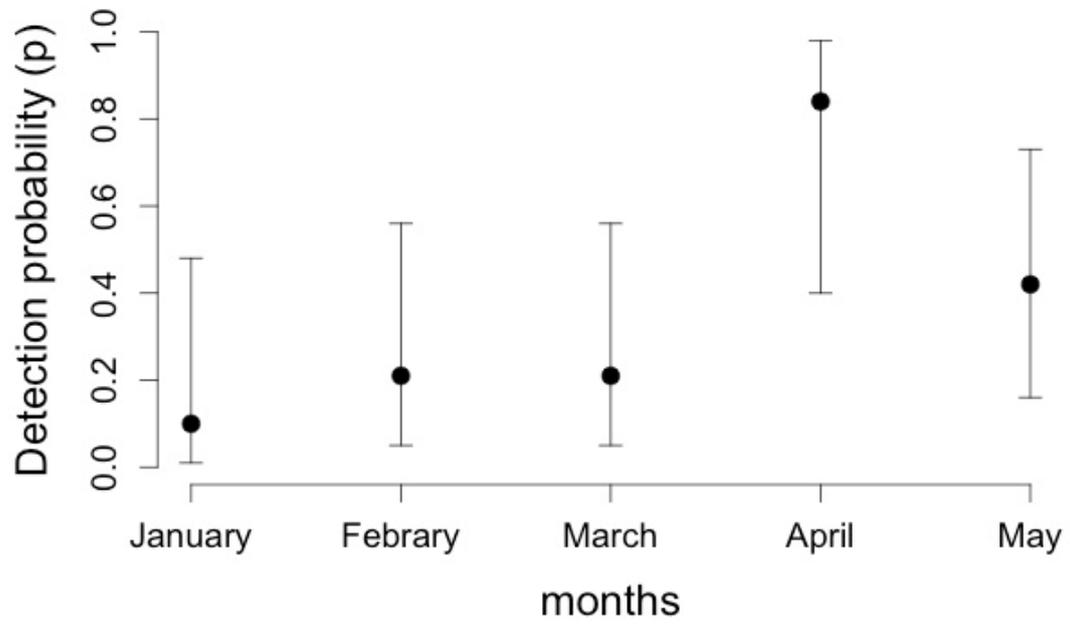
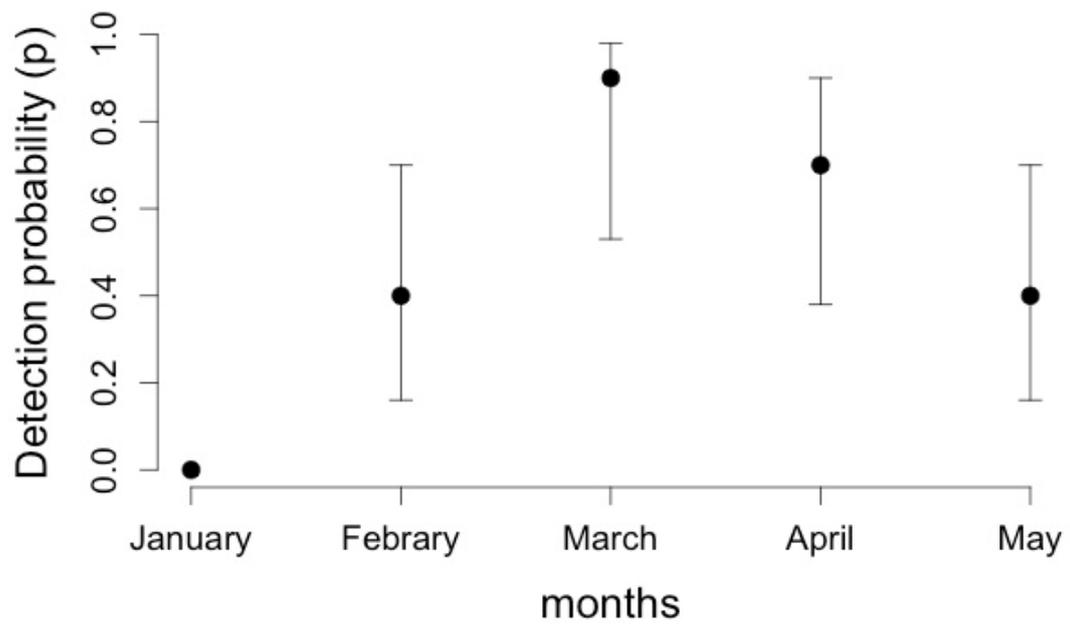


Figure 3.

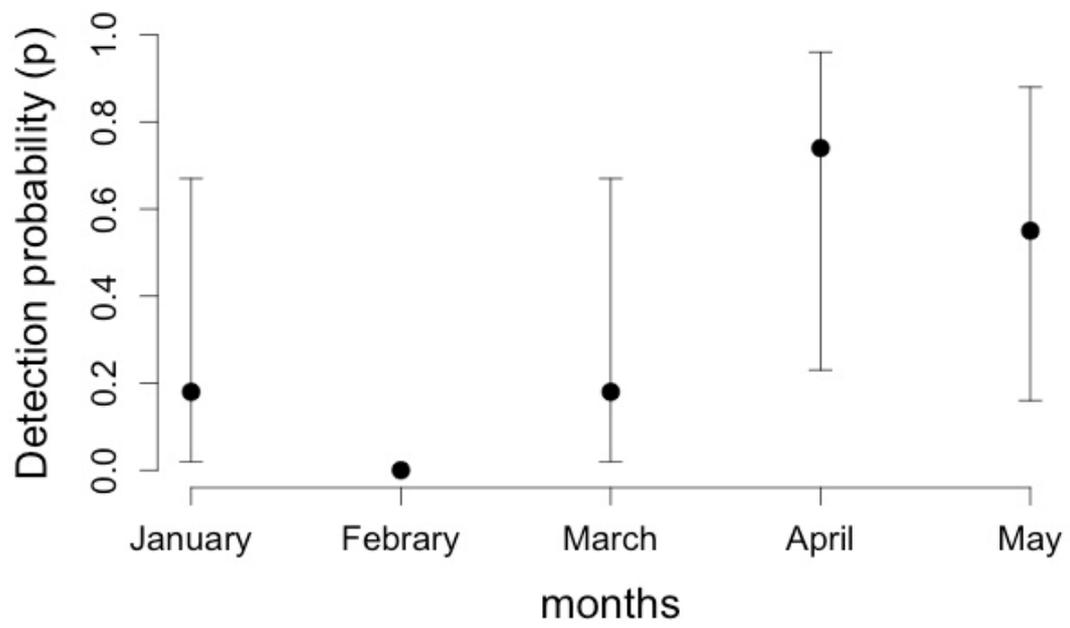
A



B

**Figure 4.**

A



B

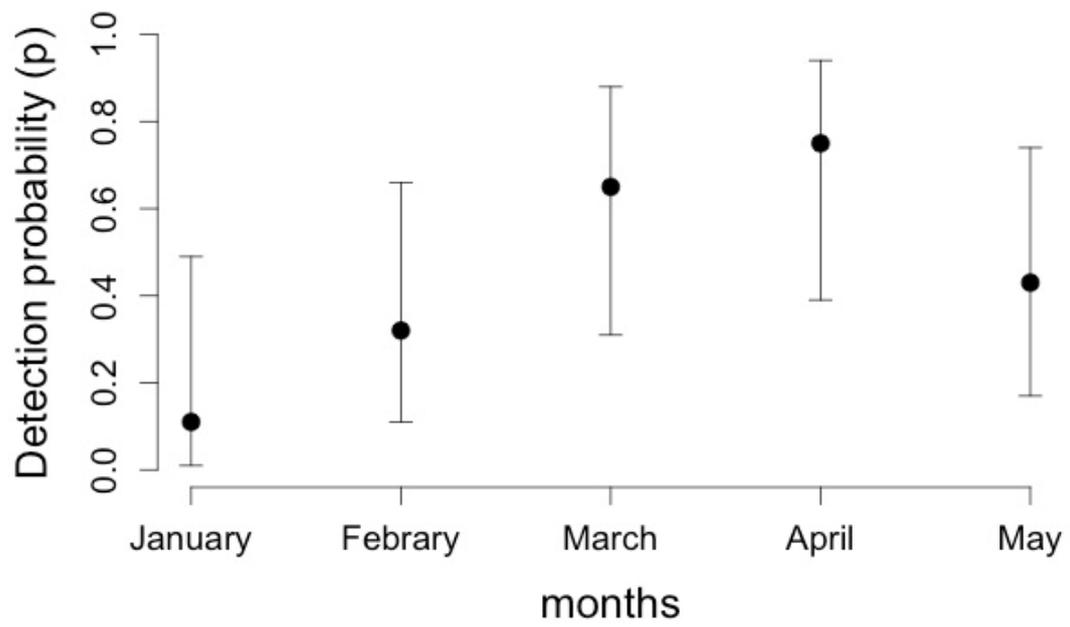
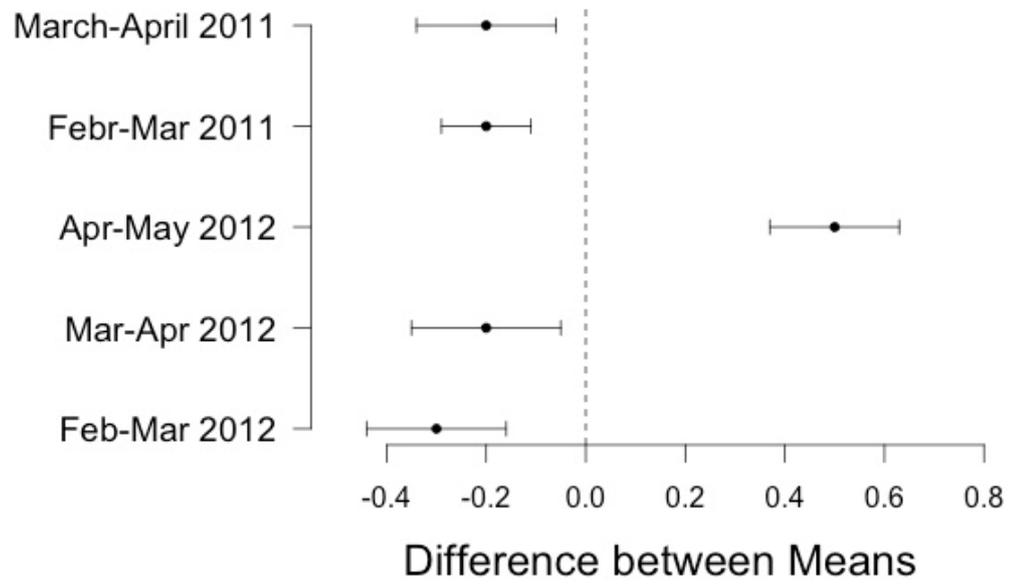
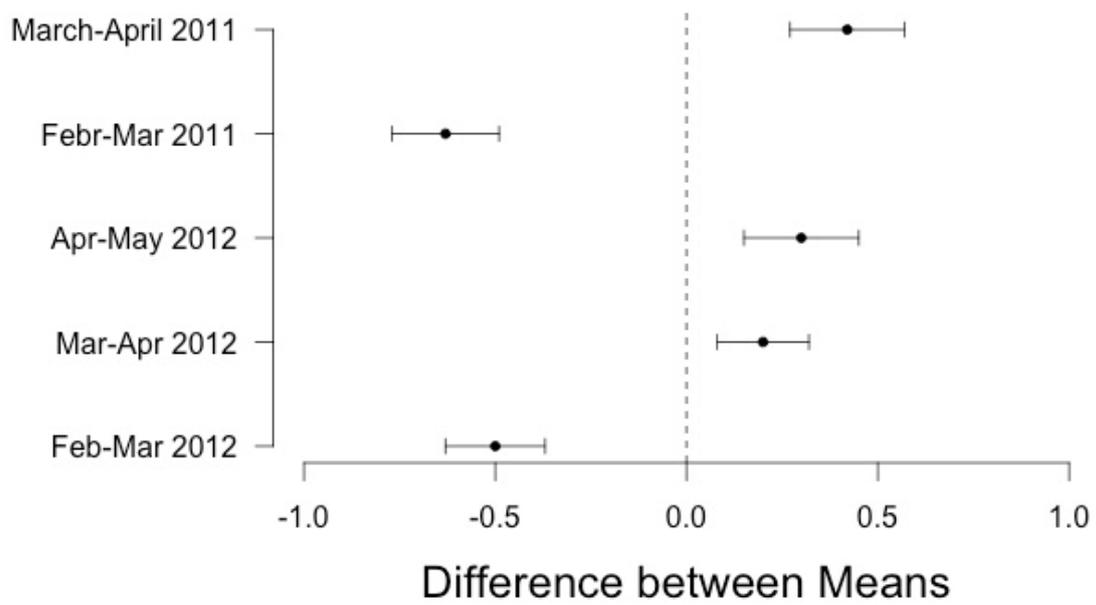


Figure 5.

A



B

**Figure 6.**

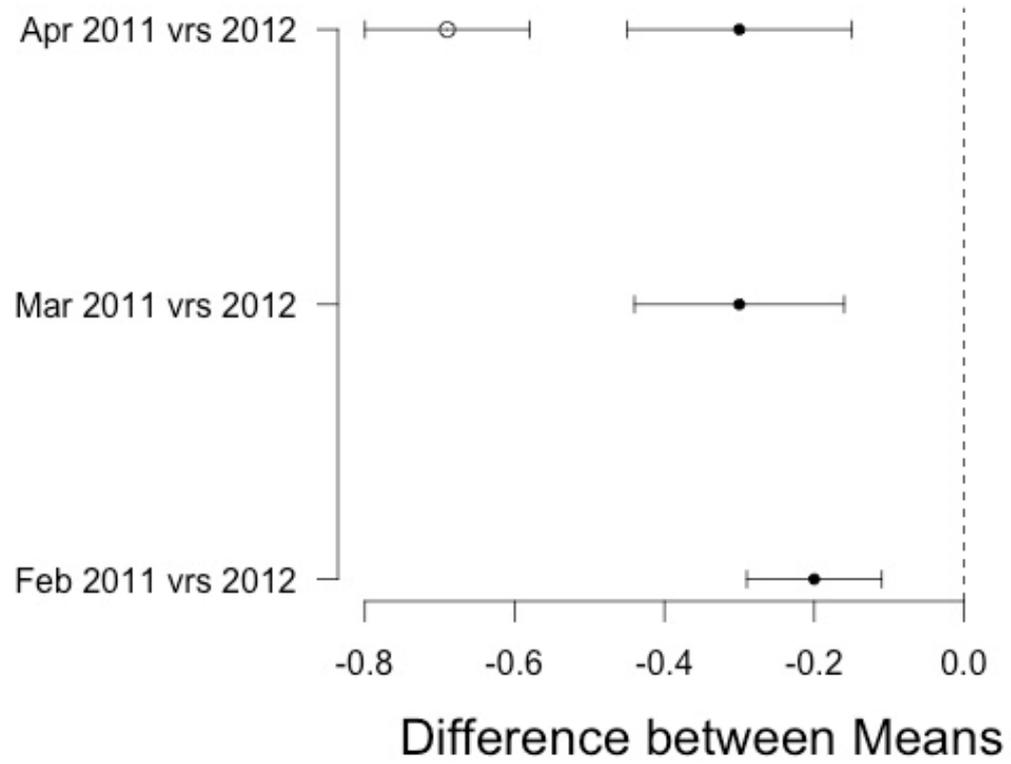
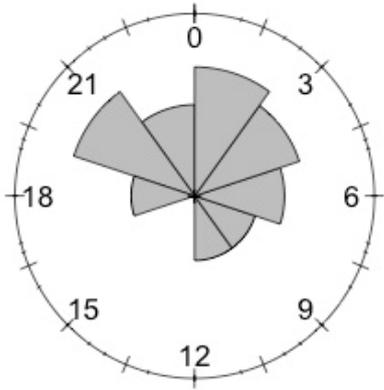


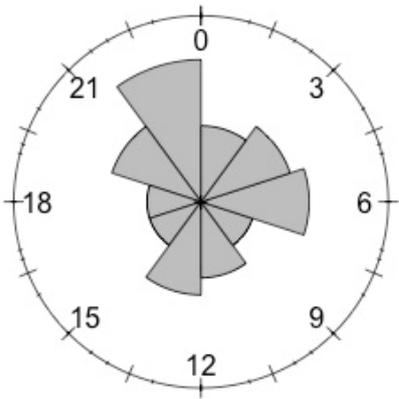
Figure 7.

1 Felids 2011



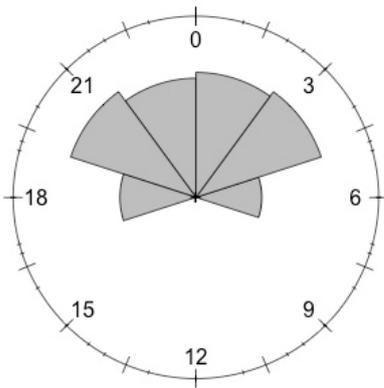
2

3 Felids 2012



4

5 *Tapirus bairdii* 2011

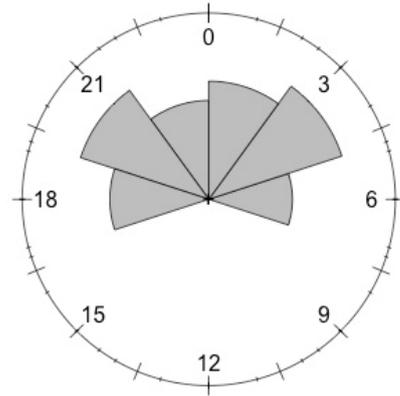


6

7

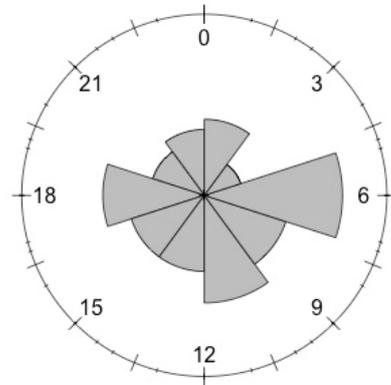
8

9 *Tapirus bairdii* 2012



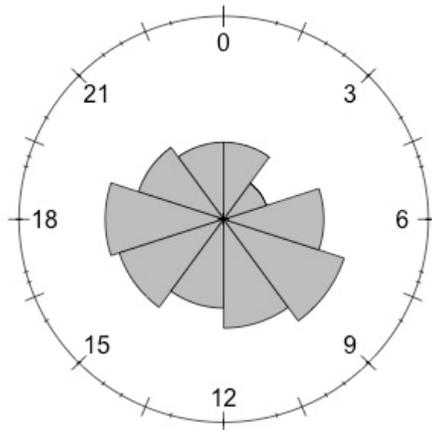
10

11 *Odocoileus virginianus* 2011



12

13 *Odocoileus virginianus* 2012

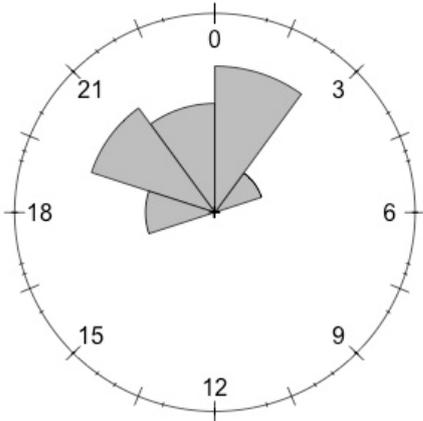


14

15

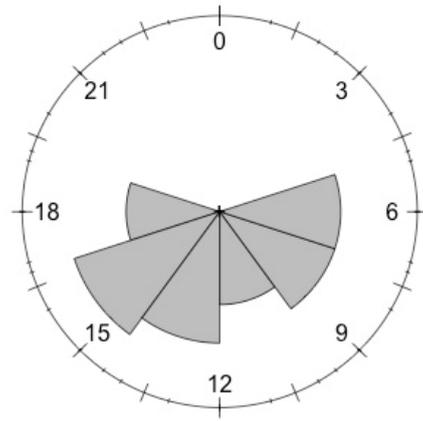
16

17 *Didelphis marsupialis* 2012.



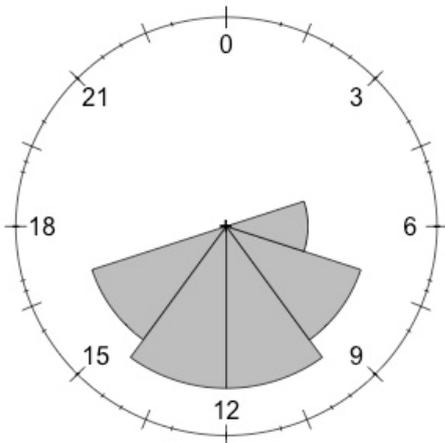
18

19 *Nasua narica* 2012.



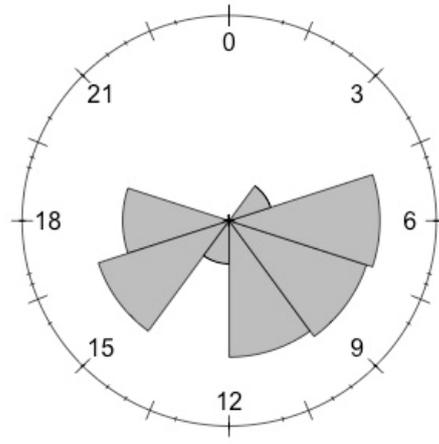
25

26 Cracids 2011



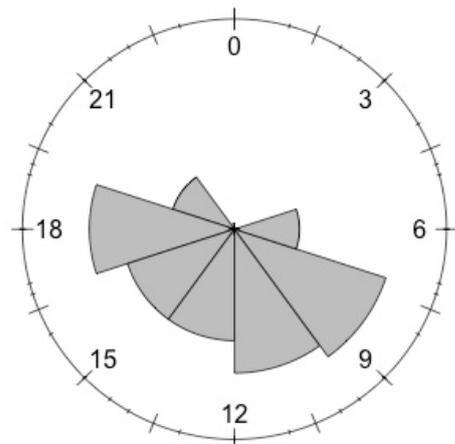
20

21 *Dasyprocta punctata* 2011



27

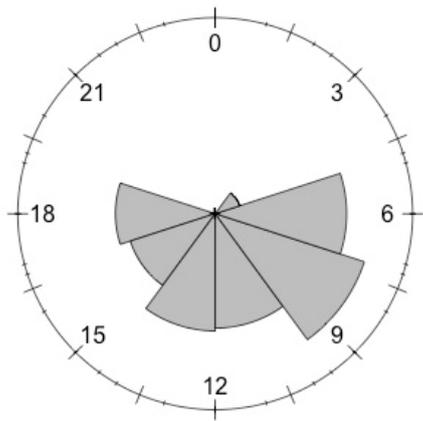
28 Cracids 2012



22

23

24 *Dasyprocta punctata* 2012



29

Figure 8.

ARTIGO II.

Caracterização da predação de tartarugas marinhas (*Chelonia mydas* e *Lepidochelys olivacea*) por onça-pintada (*Panthera onca*) no setor Naranjo, Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica.

Luis Diego Alfaro – Alvarado¹², Víctor Hugo Montalvo Guadamuz², Flávio Henrique Guimarães Rodrigues¹, Juan Carlos Cruz Diaz², Carolina Saénz Bolaños², Francisco Morazán Fernández², Eduardo Carrillo Jimenez².

Título: Caracterização da predação de tartarugas marinhas (*Chelonia mydas* e *Lepidochelys olivacea*) por onça-pintada (*Panthera onca*) no setor Naranjo, Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica.

Luis Diego Alfaro – Alvarado^{1,2}, Víctor Hugo Montalvo Guadamuz², Flávio Henrique Guimarães Rodrigues¹, Juan Carlos Cruz Díaz², Carolina Saéñz Bolaños², Francisco Morazán Fernández², Eduardo Carrillo Jimenez².

¹Laboratório de Ecologia de Mamíferos, Programa de Pós Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre. Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Biológicas, Terceiro Andar, sala 318, bloco L3. Avenida Presidente Antônio Carlos, 6627, Pampulha 31270-910, Belo Horizonte - MG – Brasil. (31) 3409-2569.

²Programa de Conservación de Jaguares, Pumas y sus presas en Costa Rica, Instituto Internacional en Conservación y Manejo de Vida Silvestre, Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica. 1350 – 3000 Heredia. 2277-7036.

Resumo.

O comportamento predatório de onça pintada sobre tartarugas marinhas tem sido documentado apenas por dois estudos na região Caribe e Sul da Costa Rica. Para avaliar como a interação entre onças-pintadas e tartarugas-marinhas influenciam na conservação do predador e das presas envolvidas na região noroeste da Costa Rica, propusemos os seguintes objetivos: 1) descrever o padrão de comportamento predatório das onças pintas sobre as espécies de tartaruga marinha *C. mydas* e *L. olivacea*; 2) determinar variáveis ambientais que descrevem a predação de tartarugas-marinhas por onças-pintadas; e 3) estabelecer a quantidade de tartarugas marinhas caçadas por onça pintada durante o período de estudo. Fizemos uma descrição qualitativa do comportamento predatório de onças-pintadas sobre tartarugas-marinhas, incluindo detalhes sobre a técnica de caça, algumas condições ambientais que intervêm para o sucesso da predação e calculamos alguns valores quantitativos sobre as espécies e indivíduos predados assim como o número de onças-pintadas causantes da predação. Foram encontrados 28 carcaças de tartaruga marinha, sendo que 19 pertencem a *Chelonia mydas* e nove a *Lepidochelys olivacea*. A interação caçador – presa entre as espécies estudadas mostra a importância que tem as tartarugas marinhas como recurso alimentar para a onça pintada, e que o efeito predatório sobre populações de *C. mydas* e *L. olivacea* não tem as dimensões que tem as ameaças antrópicas. Onças-pintadas mostraram maior frequência de predação de *C. mydas*, provavelmente por o maior tamanho que se traduz em mais recurso alimentar oferecido em comparação com *L. olivacea*.

Palavras chave: recursos sazonais, comportamento predatório, carnívoro.

Introdução.

A onça-pintada (*Panthera onca*) é uma espécie de grande importância ecológica (Sanderson et al. 2002) e cultural (Fernández et al. 2012) reconhecida no continente americano. Tem uma ampla área de distribuição natural na América (Rabinowitz e Zeller 2010), embora suas populações estejam ameaçadas por caça, destruição de habitat e diminuição das suas presas (Zeller, 2007). Sua perda poderia causar efeitos drásticos nos ecossistemas onde habita por ser predador de topo. Existem exemplos sobre as consequências da perda dos grandes predadores na cadeia trófica, tanto em ecossistemas aquáticos (Myers et al. 2007) quanto terrestres (Ripple e Beschta 2004,) que podem ocorrer no caso de onça pintada.

Ainda que a grande maioria das ameaças sobre a biodiversidade em todo o mundo seja de origem humana (Gruber and Galloway, 2008), interações ecológicas, pré-existentes ou não, podem influenciar o status de conservação de populações. A onça-pintada tem uma interação interessante com espécies de tartarugas marinhas, pois estas reportadas como presas comuns na sua dieta (Carrillo et al, 2009). Todas as espécies de tartarugas marinhas têm populações ameaçadas basicamente por causas antrópicas, como pesca acidental ou ilegal, caça de indivíduos, destruição de ninhos e extração de ovos (Drapp et al, 2013, Wallace et al, 2013). *Chelonia mydas* é considerada em perigo de extinção e *Lepidochelys olivacea* vulnerável, segundo a Lista Vermelha da UICN (Seminoff 2004, Abreu e Plotkin 2008).

O comportamento predatório da onça-pintada sobre tartarugas marinhas tem sido documentado apenas por dos estudos na região do Caribe e Sul da Costa Rica (Carrillo et al 1994, Troeng, 2000). Segundo os estudos realizados, *C. mydas* e *L. olivacea* são abatidas quando sobem às praias para depositar seus ovos, portanto a predação age tanto retirando indivíduos da população quanto eventualmente impedindo que reproduzam. Assim, a descrição da relação predador – presa entre estas espécies aporta novas informações para estabelecer estratégias para a sua conservação.

Ainda que onça-pintada consuma uma grande variedade de presas (Sollmann et al. 2013), é dependente da presença de presas de maior porte no ambiente (Aranda e Cordero 1996, Azevedo e Murray 2007, Cavalcanti e Gese 2010, Muhly et al. 2013). No entanto, Gonzales e Miller (2002) concluíram que onças pintadas consomem tanto presas de médio e grande porte, com tendência a utilizar presas de grande porte conforme o local se afasta da linha do Equador, considerando-se um caçador oportunista (Cavalcanti e Gese 2010). Como caçador oportunista onças pintadas aproveitam a chegada das tartarugas marinhas que nidificam na costa do Pacífico na Costa Rica, com maior concentração durante o período chuvoso (Fonseca et al. 2010, 2011).

Por outro lado, Autar (1994) e Verissimo et al. (2012) ressaltaram que a intensidade de predação de tartarugas marinhas por onças-pintadas pode ser considerada uma ameaça para espécies como *C. mydas* e *L. olivacea*. Sinclair et al. (2006) diz que o efeito do ambiente aumenta a eficiência do predador na caçada da presa e que para entender este processo é necessário conhecer o comportamento do predador. No caso de onças-pintadas, a caça de tartarugas marinhas as condições do entorno (praia) minimizam o esforço físico de captura e depende da estratégia de caça e das características climáticas.

Onças-pintadas, como predador oportunista, também podem se aproveitar dos recursos sazonais, como tem sido descrito na região do Pantanal-Brasil, onde os padrões de inundações e chuvas modificam seu comportamento predatório. Durante o período chuvoso ocorre a maior captura de jacarés (*Caiman crocodilus yacare*), por estarem mais disponíveis ao longo do território e por ser o período de postura de ovos, o que aumenta a vulnerabilidade à predação. Já durante o período seco as onças-pintadas mudam sua presa principal para o gado bovino, pois nesse período ocorre a estação de parição pecuária (Cavalcanti e Gese, 2010). Na Costa Rica, onças-pintadas diminuíram a predação de tartarugas marinhas quando também diminuiu a quantidade de indivíduos que chegam à praia por efeito do fenômeno meteorológico *El Niño* (Carrillo et al. 2009).

Para avaliar como a interação entre onças-pintadas e tartarugas-marinhas influenciam na conservação do predador e das presas envolvidas na região noroeste da Costa Rica, propusemos os seguintes objetivos: 1) descrever o padrão de comportamento predatório de onças pintadas sobre as espécies de tartaruga marinha *C.mydas* e *L. Olivacea*; 2) determinar variáveis ambientais que descrevem a predação de tartarugas-marinhas por onças-pintadas; e 3) estabelecer a quantidade de tartarugas marinhas caçadas por onça pintadas durante o período de estudo. A taxa de consumo de presa é uma função da energia do item consumido, a área de procura de item a consumir, do tempo gasto para consumo e por último, da abundancia da presa (Stephens & Krebs 1986).

Métodos.

Área de estudo.

O estudo foi realizado no Parque Nacional Santa Rosa (PNSR), Costa Rica, localizado a 30 km ao norte da cidade de Liberia, na província de Guanacaste. O PNSR tem 38.628 ha terrestres e forma parte de um bloco biogeográfico contínuo de área silvestre protegida de 163.000 ha. O PNSR protege uma das florestas secas com melhor estado de conservação da América Central, caracterizada por um período seco bem marcado, que geralmente inicia no mês de dezembro e pode atingir o mês de junho. A temperatura média anual é de 28 C°, oscilando entre 33 e 22 C° com uma baixa umidade relativa. A precipitação média anual entre os anos 1979 e 2012, estimada a partir de dados da Estação Automática de Santa Rosa, foi de 1696 mm, com um alto nível de variação (CV = 37.5 %).

O sector Naranjo está localizado na região sudoeste do PNSR e preserva principalmente ecossistemas marinho-costeiros (além de manguezais, lagoas e mata seca caducifólia e semi-caducifólia). Neste setor se localiza a praia Naranjo com 5.640 m de comprimento. A praia

Naranjo é uma das praias de importância para a desova de tartarugas-marinhas das espécies *C. mydas* e *L. olivacea* (Francia 2004).

Monitoramento de eventos de predação.

Entre agosto de 2012 e setembro de 2013 percorremos a praia Naranjo na procura de tartarugas marinhas predadas por onça-pintada. Entre outubro 2012 e janeiro de 2013 percorremos a praia diariamente, e a partir de fevereiro até 7 de setembro 2013 percorremos a praia durante 15 dias a cada mês. Desta forma monitoramos o período de maior chegada de *C. mydas* e *L. olivacea* para a desova que está relacionada com o período chuvoso na área de estudo (Francia 2004, Fonseca et al 2009). Além de percorrer a praia, foram feitas procuras no interior da mata seca até uma distância média de 200 metros. Durante as buscas se procurou por rastros de tartarugas e onça pintada para identificar possíveis eventos de predação.

Todas as carapaças predadas foram marcadas com tinta, foram tomadas coordenadas na projeção Costa Rica Transversal Mercator (CRTM05) com um geoposicionador satelital (GPS) e foi designado um número identificador. Também foi medida a largura (ACC) e o comprimento (LCC) da carapaça, segundo a metodologia proposta por Bolten (2000). Rastros, mordidas e arranhões causados pelo ataque, assim como o arrasto da carcaça (se houvesse) até local de consumo, foram caracterizados segundo Carrillo et al. (1994). Foi colocada uma armadilha fotográfica marca Bushnell próximo a todas as tartarugas mortas a menos de 12 horas de acontecido do evento de predação pois se sabe que onças pintadas voltam os restos da presa na segunda noite depois da caça. Identificamos o indivíduo causador da morte por seus padrões na pele (Silver et al 2004), uma vez que onças pintadas voltam a comer sua presa várias horas depois de abatidas (Cavalcanti e Gese 2009), inclusive tartarugas-marinhas predadas (Carrillo et al 1994). Para cada evento de predação com menos de 12 horas de acontecido, registramos o coeficiente de marés e fase lunar, segundo dados do Instituto Meteorológico Nacional de Costa Rica (IMN 2013).

Fizemos uma descrição qualitativa do comportamento predatório de onças-pintadas sobre tartarugas-marinhas, incluindo detalhes sobre a técnica de caça, algumas condições ambientais que intervêm para o sucesso da predação e calculamos alguns valores quantitativos sobre as espécies e indivíduos predados assim como o número de onças-pintadas causantes da predação.

Análises.

Foram testados os supostos de normalidade e homogeneidade de variâncias para o conjunto de dados da LCC e o ACC das tartarugas predadas. Foi testado se a largura e o comprimento da carapaça de tartarugas predadas é diferente da média da população para as duas espécies, para a área de estudo, a partir de estimativa do intervalo de confiança das diferenças entre as médias dos dois conjuntos de dados (Sokal e Rohlf 2012). A média populacional de *Lepidochelys olivacea* foi estimada a partir das medições de 1008 fêmeas e de *Chelonia mydas* de uma amostra de 250 fêmeas (Fonseca et al 2011, 2010).

A partir das localizações das carapaças estimamos se existem áreas de agregação utilizando o método de Kernel Adaptativo (a – LoCoH) descrito por Getz et al (2007), recomendado para atividade animal com alta frequência de uso sobre um sítio particular dentro da sua área de vida. Além disso excluí as áreas não utilizadas para atividades diárias do indivíduo monitorado. Utilizamos probabilidades de 95%, 75% e 50% do volume da densidade da superfície para a – LoCoH. Interpretamos as áreas estimadas a partir do a – LoCoH como áreas de maior uso para caça e alimentação de tartarugas marinhas por onça-pintada. O a – LoCoH utiliza o parâmetro a que é a máxima distância entre dois pontos das localizações (localizações das carapaças). Examinamos a pertinência do uso do parâmetro a seguindo o recomendado por Ryan et al (2006) comparando com a área de caça estimada a partir do Mínimo Polígono Convexo (MPC). Avaliamos o potencial de área de caça de tartarugas marinhas por onça pintada testando diferentes valores para a até achar o valor estável que representasse a área de caça. Se muitos valores de estabilidade para área de caça ocorrem, a seleção de a representa um “trade – off”

entre o error tipo I e o tipo II, sendo que valores baixos de a serão falidos para representar zonas de caça mostrada pelos pontos obtidos na amostragem, porém valores altos de a superestimarão a área de caça.

Resultados.

A distância percorrida foi de 5.64 km durante cada um dos 220 deslocamentos (um percorrido por dia), sendo que total de distância percorrida foi de 1240.8 km. Foram encontrados 28 carcaças de tartarugas, sendo que 16 corresponderam a eventos de predação acontecidos até 12 horas antes e o restante eram relacionados a eventos de predação mais antigos. Das 28 carcaças, nove foram de *L. olivacea* e 19 de *C. mydas*. Identificamos três indivíduos de onça-pintada pelas câmeras colocadas junto às carcaças, dois machos e uma fêmea, adultos. Estes foram responsáveis pelos 16 eventos de predação, sendo que a fêmea matou seis tartarugas, o macho A oito e o macho B apenas uma tartaruga (Tabela 1), sendo que onças pintadas voltaram a noite seguinte em todas as carcaças. Durante o período de estudo a fêmea foi observada com dois filhotes. O maior número de tartarugas depredadas por mês foi de três, principalmente nos meses de setembro a dezembro.

Comportamento predatório.

Apenas uma *L. olivacea* foi predada nos casos achados durante as primeiras 12 h (n=16), e 78% das carapaças totais (n=28) foram de *C. mydas*. Todas as tartarugas achadas estavam com a cabeça arrancada; os rastros indicam que a tartaruga estava em posição normal até o encontro com a onça e a partir daí os rastros indicam que elas foram viradas com o plastrão para cima e foram arrastadas pelas onças até o local onde foram consumidas.

As três onças pintadas identificadas apresentaram um padrão de consumo diferenciado, sendo que o macho A morde, rasga e quebra grande parte da seção da carapaça perto do pescoço, o macho B quebra muito menos que o macho A e a fêmea praticamente não destrói a carapaça. A

máxima distancia de arrastre foi de 15 metros para a fêmea e 40 metros para o macho A. Depois de saciadas, as onças deixam sua presa e voltam na noite seguinte para terminar de devorar a carne, no entanto, os urubus (*Cathartes aura* e *Coragyps atratus*) consomem grande parte da carne durante o dia, deixando pouca carne para a noite, quando a onça pintada volta ao local.

Tamanho das tartarugas marinhas predadas.

O valor da média populacional do ACC para *L. olivacea* foi 66.4 cm (SD±2.73) e para *C. mydas* 85.19 cm (SD±5.09). O valor da média populacional do LCC para *L. olivacea* foi 71.5 cm (SD±2.91) e para *C. mydas* 81.2 cm (SD±4.73). A média da ACC das tartarugas predadas foi menor que a média da ACC da população (figura 2A e 3A). Não houve diferença entre a média do LCC das tartarugas predadas e a média da população segundo os dados reportados para a área estudo (figura 2B e 3B).

Distribuição espacial dos eventos de predação.

A localização das 28 carapaças mostrou uma distribuição agregada na região de amostragem. Segundo avaliação do parâmetro a o valor que melhor permite representar a área de caça foi 1800 metros (figura 4). A distribuição ajustada utilizando o método de a-LoCoH mostrou concentração das carapaças ao sul da praia Naranjo (figura 5). Metade das observações se agruparam apenas em 11% da área total (tabela 3).

Discussão.

Segundo as observações de campo realizadas, podemos inferir que a onça-pintada mata as tartarugas marinhas durante o processo de desova e o construção do ninho, comportamento semelhante já foi descrito nos Parques Nacionais *Tortuguero* e *Corcovado* (Carrillo et al, 1994, Troeng, 2000). A espécie *C. mydas* prefere fazer seu ninhos na vegetação (Fonseca et al 2011) e *L. olivacea* faz os ninhos na areia (Hughes e Richard 1974, López – Castro et al. 2004), o que facilita as condições ambientais para que onças pintadas predem com certa facilidade as

tartarugas marinhas. A onça mata a tartaruga geralmente cortando a cabeça, vira ela com o plastrão para acima e arrastra até um local onde é consumida. Geralmente tira as aletas e a cabeça e enfia suas mãos dentro da carapaça para tirar a carne, muitos dos restos de intestinos ficam espalhados pelo caminho de arrasto.

Dos 16 eventos de predação registrados durante o período de estudo, as onças capturaram as tartarugas com maior frequência (75% dos eventos) durante os níveis de marés alto ou muito alto segundo o coeficiente de marés (tabela 1). A dinâmica de marés é um fator muito importante para a chegada de tartarugas-marinhas nas praias de desova, pois a chegada em horas perto da maré alta facilita o acesso a areia, principalmente para *C. mydas* (Azanza et al 2003), devido a seu peso, que é em média de 70 kg (Pritchard e Mortimer, 2000). O conhecimento da relação marés – tartaruga marinhas pelas onças-pintadas pode ser parte de sua aprendizagem como estratégia de caça. *Ursus arctos*, por exemplo, desenvolveu várias estratégias para aumentar o sucesso de caça do salmão a partir de habilidades sociais e cognitivas (Gill e Helfield 2011). No Parque Nacional Corcovado na Costa Rica, foi descrito como a onça pintada muda seu comportamento predatório com relação a fase da lua e o tipo de presa consumida (Carrillo et al, 2009).

Onças pintadas predaram mais indivíduos de *C. mydas*, embora a espécie *C. mydas* seja menos abundante que *L. olivacea* para nossa área de estudo. Por exemplo, Francia (2007) registrou 37 ninhos de *C. mydas* e 126 de *L. olivacea* na praia *Naranjo*, além disso, na praia *Nancite* (fig. 1), ocorre o fenômeno conhecido como “arribada”, onde milhares de tartarugas da espécie *L. olivacea* chegam a desovar (Hughes e Richards 1974, Fonseca et al, 2009), já *C. mydas* só nidifica de forma solitária. Herbívoros podem sobreviver com alimento de baixa qualidade ainda que este presente em grandes quantidades, mas para os carnívoros a variação do seu alimento deriva mais nas diferenças de peso, visibilidade, facilidade de captura, ou o risco associado de lesão durante a captura das presas, que diferenças na qualidade nutricional

(Sinclair et al 2006). O risco de caçar qualquer da duas espécies é praticamente o mesmo, assim que a escolha de *C. mydas* sobre *L. olivacea* (35 – 40kg de peso) da maior quantidade de recurso às onças pintadas.

As onças-pintadas escolheram tartarugas-marinhas com menor ACC que a média da população para área de estudo (figura 3). A carapaça mais comprida que larga dá uma forma alongada, o que facilita virar a tartaruga e arrastar-lá até o local de consumo, porque diminui a superfície de contato com a areia e o transporte para o sub-bosque. O tamanho da ninhada de tartarugas marinhas é diretamente proporcional ao tamanho da carapaça, assim as tartarugas marinhas estarão eliminando indivíduos com menor potencial reprodutivo (Hays 2001, Hays e Speakman 1993).

As áreas de uso para caça ficaram bem marcadas devido ao numero de carapaças (figura 5), o que indica que a área de praia não é utilizada uniformemente pelas onças, o que já foi reportado por Verríssimo et al (2012) para o Parque Nacional Tortuguero. Esta circunstância pode ser explicada por serem áreas mais afastadas da zona de camping (com maior visitação turística do setor Naranjo) e por serem as seções da praia com maior chegada de tartarugas marinhas (Francia 2004).

Nossos dados mostram pelo menos três onças-pintadas compartilhando área de caça do recurso tartaruga, embora dois indivíduos caçaram e consumiram quase 100% das tartarugas encontradas (tabela 1). Outros estudos mostraram que onças-pintadas podem sobrepor área de vidas (Soisalo e Cavalcanti 2006, Azevedo e Murray 2007), porém, podem compartilhar área de caça de presas. O número de tartarugas predadas por indivíduo em 285 dias de amostragem é menos de uma tartaruga predada por 30 dias (tabela 1). Porém, um estudo mostrou que apenas uma fêmea de onça-pintada monitorada por telemetria VHF predou 16 tartarugas marinhas em aproximadamente 33 meses de amostragem (Carrillo et al 2009). No P.N. Tortuguero foi

reportado entre julho de 2005 e Junho de 2010, 676 tartarugas mortas por onças (Veríssimo et al 2012), mas a área de desove do parque é de 29 km e se desconhece o número de onças-pintadas responsáveis pelos eventos de predação.

Implicações para a conservação.

Fica claro que praia *Naranjo* é um sitio de grande importância para a interação presa – predador num ecossistema marinho – costeiro, sendo que onça pintada e as tartarugas marinhas são espécies com populações reduzidas e fortemente ameaçadas pelas atividades antrópicas. O efeito do comportamento predatório de onças pintadas sobre populações de tartarugas marinhas é pequeno comparado com a perdas de indivíduos por pesca acidental estimadas em milhares entre 1999 e 2010 (Drapp et al. 2013, Wallace et al. 2013). Inclusive, no caso de *C. mydas*, nossa área de estudo é uma importante zona para nidificação de *C. mydas* da espécie América Central. Já foram registrados 235 eventos entre 2006 e 2007 (Gaos et al. 2007), também já foram registrados 1933 eventos de nidificação por 250 indivíduos entre novembro de 2011 e maio de 2012, na ilha San Jose a 29 km de praia *Naranjo* (Fonseca et al, 2011, Blanco et al. 2012).

C. mydas e *L. olivacea* são importante fontes de alimento para onças pintadas pela facilidade de captura e quantidade de biomassa disponível e podem ser chaves em períodos em que outras presas diminuem sua disponibilidade e para o período de criação de filhotes por fêmeas. A tartaruga marinha é uma espécie relativamente de fácil captura e com um retorno alto na relação custo/benefício, mas com sua ausência, onças pintadas poderiam procurar outro tipo de presas domésticas como gado e cachorros por sua alta disponibilidade na área de estudo e assim aumentar o conflito humano – felino em detrimento das populações de onça pintada. Porém, devem se aumentar os esforços de preservação no Parque Nacional Santa Rosa para manter este tipo de processo ecológicos em sistemas frágeis como ecossistemas marinho – costeiros.

Conclusões.

A interação predador – presa entre as espécies estudadas mostra a importância que tem as tartarugas marinhas como recurso alimentar para a onça pintada, e que o efeito predatório sobre populações de *C. mydas* e *L. olivacea* não têm as dimensões que tem as ameaças antrópicas.

Onças-pintadas mostraram maior frequência de predação de *C. mydas*, provavelmente pelo seu maior tamanho, o que se traduz em mais recurso alimentar oferecido em comparação com *L. olivacea*.

Onças-pintadas predaram com maior frequência tartarugas marinhas com níveis de marés altas ou muito altas, que beneficia a chegada de *C. mydas* na praia para desovar. Também as tartarugas predadas pelas onças-pintadas tiveram forma de carapaça mais compridas que largas com relação à biometria da população que nidifica na praia, o que facilita o arraste pela areia até o local de consumo. Ambas circunstâncias foi demonstrada uma estratégia de caça com aprendizagem.

Onças pintadas depredaram tartarugas marinhas com menor tamanho de largura da carapaça (ACC) que o valor da população e assim menor potencial reprodutivo o que significa menor efeito negativo sobre a população de tartarugas marinhas.

Pelos menos 3 onças-pintadas compartilharam sítio de caça para se alimentar de tartarugas-marinhas durante o período de estudo. Os locais onde foram achadas as carapaças mostram que existem áreas mais utilizadas para predação e consumo da presa, as quais estão afastadas da área com maior visitação turística.

REFERENCIAS

Abreu-Grobois, A and Plotkin, P. (IUCN SSC Marine Turtle Specialist Group) 2008. *Lepidochelys olivacea*. In: IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.1. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 26 September 2013.

Alan B. Bolten. 2000. Técnicas para la Medición de Tortugas Marinas.. *Em* Técnicas de Investigación y Manejo para la Conservación de las Tortugas Marinas. K. L. Eckert, K. A. Bjorndal, F. A. Abreu-Grobois, M. Donnelly (Editores).UICN/CSE Grupo Especialista en Tortugas Marinas Publicación No. 4.

Aranda, M., Sánchez-Cordero, V., 1996. Prey spectra of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in tropical forest of Mexico. Stud. Neot. Fauna Environ. 31, 65–67.

Autar, L. (1994) Sea turtles attacked and killed by jaguars in Suriname. Marine Turtle Newsletter, 67, 11–12.

Azanza, R., Ibarra, M., Espinosa, M., Díaz, R. and Gonzáles – Sansón. 2003. Conducta de anidación de la tortuga verde (*Chelonia mydas*) en las playas Antonio y Caleta de los Piojos de la península de Guanahacabibes, Pinar del Río, Cuba. Rev. Invest. Mar 24 (3): 231 – 240.

Azevedo, F.C and Murray, D. L. 2007. Spatial organization and food habits of jaguars (*Panthera onca*) in a floodplain forest. Biological Conservation 137: 391 – 402.

Blanco, G. S., S. J. Morreale, H. Bailey, J. A. Seminoff, F. V. Paladino & J. R. Spotila. 2012. Post-nesting movements and feeding grounds of a resident East Pacific green turtle *Chelonia mydas* population from Costa Rica. Endangered Species Research 18: 233-245.

Campos, F.A., Fedigan, L.M. (2009). Behavioral Adaptations to Heat Stress and Water Scarcity in White-Faced Capuchins (*Cebus capucinus*) in Santa Rosa National Park, Costa Rica. *American Journal of Physical Anthropology*, 138, 101 – 111.

Carrillo, E., Morera, R.A. & Wong, G. 1994. Depredación de tortuga lora (*Lepidochelys olivacea*) y de tortuga verde (*Chelonia mydas*) por el jaguar (*Panthera onca*). *Vida Silvestre Neotropical*, 3, 48–49.

Cavalcanti, S. and Gese, M. 2010. Kill rates and predation patterns of jaguars (*Panthera onca*) in the southern Pantanal, Brazil. *Journal of Mammalogy* 91(3): 722 – 736.

Drapp, D., Arauz, R., Spotila, J.R. and O'Connor, M.P. (2013) Impact of Costa Rican longline fishery on its bycatch of sharks, stingrays, bony fish and olive ridley turtles (*Lepidochelys olivacea*). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 448, 228–239.

Francia, A. G. 2004. Predación y eclosión en nidos solitarios y de arribada de tortugas loras (*Lepidochelys olivacea*), baulas (*Dermochelys coriacea*), negras (*Chelonia mydas agassizi*) en las playas Nancite y Naranjo e incidencia humana sobre las anidaciones de tortugas marinas en playa Junquillal, Costa Rica. Tesis, Universidad Nacional, Costa Rica.

Fonseca, L., Murillo, G., Guadamuz, L., Spínola, M. and Valverde, R. 2009. Downward but Stable Trend in the Abundance of Arribada Olive Ridley Sea Turtles (*Lepidochelys olivacea*) at Nancite Beach, Costa Rica (1971–2007). *Chelonia Conservation and Biology* 8 (1) : 19 – 27.

Fonseca, L., Villachica, W., Matarrita, R. and Valverde, R. 2010. Reporte final de la anidación de tortuga lora (*Lepidochelys olivacea*), Playa Nancite, Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica (Temporada 2010 – 2011).

Fonseca, L., Villachica, W., Matarrita, R. and Valverde, R. 2011. Reporte final de la anidación de tortuga verde del Pacífico (*Chelonia mydas*), Playa Nancite, Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica (Temporada 2010 – 2011).

Gill, I.D and Helfield, J. M. 2012. Alternative foraging strategies among bears fishing for salmon: a test of the dominance hypothesis. *Can. J. Zoo.* 90: 766 – 765.

Gómez – Ortiz, Y., Monroy – Vilchis, O., Fajardo, V., Mendoza, G., Urios, V. (2011). Is food quality important for carnivores? The case of Puma concolor. *Animal Biology*, 61, 277 – 288.

Gruber, N. and Galloway, J.N. (2008) An Earth-system perspective of the global nitrogen cycle. *Nature* **451**, 293-296.

Harmsen, Bart J., Foster, Rebecca J., Silver, Scott C., Ostro, Linde E.T. and Doncaster, C.P. (2011) Jaguar and puma activity patterns in relation to their main prey. *Mammalian Biology*, 76(3), 320-324.

Fernández, E., Espeleta – Gutierrez, G. and Carrillo, E. 2012. *Felinos en la arqueología de Costa Rica: pasado y presente*. Museos Banco Central de Costa Rica. Ministerio de Cultura, Juventud y Deporte.

Hays, G.C. 2001. The implications of adult morphology for clutch size in the flatback turtle (*Natator depressa*). *Journal of Marine Biology Ass. U.K.*, 81, 1063 – 1064.

Hays, G.C. e Speakman, J.R., 1991. Reproductive investment and optimum clutch size of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*). *Journal of Animal Ecology*, 60, 455-462.

Hughes, D.A. and Richards, J. D. 1974. The Nesting of the Pacific Ridley Turtle *Lepidochelys olivacea* on Playa Nancite, Costa Rica. *Marine Biology* 24, 97 – 107.

Lopez – Castro, M.C., Carmona, R. and Nichols, W. J. 2004. Nesting characteristics of the olive ridley turtle (*Lepidochelys olivacea*) in Cabo Pulmo, southern Baja California. *Marine Biology* 145: 811 – 820.

Morrison, L., Marcot, B., Mannan, W. (2006). *Wildlife – Habitat Relationships. Concepts and Applications*. Third Edition. Island Press. Washington.

Muhly TB, Hebblewhite M, Paton D, Pitt JA, Boyce MS, et al. (2013) Humans Strengthen Bottom-Up Effects and Weaken Trophic Cascades in a Terrestrial Food Web. *PLoS ONE* 8(5): e64311.

Myers, R.A., Baum, J.K., Shepherd, T.D., Powers, S.P. and Peterson, C.H. 2007. Cascading Effects of the Loss of Apex Predatory Sharks from a Coastal Ocean. *Science*, 315, 1846.

Novack AJ, Main MB, Sunquist ME, Labisky RF (2005) Foraging ecology of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in hunted and non-hunted sites within the Maya Biosphere Reserve, Guatemala. *J Zoology* 267:167–178.

Panek, Marek. (2013) Long-term changes in the feeding pattern of red foxes *Vulpes vulpes* and their predation on brown hares *Lepus europaeus* in western Poland. *Eur J Wildl Res*, 59:581–586.

Pritchard, P., Mortimer, J. (2000) Taxonomía, Morfología Externa e Identificación de las Especies. *Em Técnicas de Investigación y Manejo para la Conservación de las Tortugas*

Marinas. K. L. Eckert, K. A. Bjorndal, F. A. Abreu-Grobois, M. Donnelly (Editores). IUCN/CSE Grupo Especialista en Tortugas Marinas Publicación No. 4.

Ramírez, S. 2003. Abundancia relativa y tipo de hábitats preferidos por el jaguar (*Panthera onca*) y el puma (*Puma concolor*) en el Parque Nacional Santa Rosa, Guanacaste, Costa Rica. Programa Regional de Manejo de Vida Silvestre. Universidad Nacional. Heredia, Costa Rica.

Rabinowitz, A. and Zeller, K. 2010. A range – wide model of landscape connectivity for the jaguar, *Panther onca*. *Biological Conservation* 143: 939 – 945.

Ripple, W.J. and Beschta, L.R. (2004) Wolves and the Ecology of fear: Can Predation Risk Structure Ecosystems? *BioScience*, 54, 8.

Ryan, S.J., Knechtel, C.U. e Getz, W.M. 2006. Range and Habitat Selection of African Buffalo in South Africa. *Journal of Wildlife Management*, 70(3):764-776.

Sanderson, E., Redford, K., Chetkiewicz, C., Medellin, R., Rabinowitz, A., Robinson, J. y Taber, A. 2001. Planning to Save a Species: the Jaguar as a Model. *Conservation Biology* 16(1): 58-72.

Seminoff, J.A. (Southwest Fisheries Science Center, U.S.) 2004. *Chelonia mydas*. In: IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.1. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 26 September 2013.

Silver, S.C., Ostro, L.E.T., Marsh, L.K., Maffei, L., Noss, A.J., Kelly, M.J., Wallace, R.B., Gomez, H., Crespo, G.A., 2004. The use of camera traps for estimating jaguar (*Panthera onca*) abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx* 38 (2), 148–154.

Sinclair, A., Fryxell, J., Caughley, G. (2006). *Wildlife Ecology, Conservation and Management*. Second Edition. Blackwell Publishing. Australia University. USA.

Stephens, D.W. & Krebs, J. 1986. *Foraging Theory*. Princeton University Press, Princeton, NJ.

Sollmann, R., Betsch, J., Malzoni, M.F., Hofer, H., Jácomo, A.T., Palomares, F., Roques, Severine., Mundim, N., Vynne, C. and Silveira, L. (2013) Note on the diet of the jaguar in central Brazil. *Eur J Wildl Res* 59:445–448.

Troeng, S. (2000) Predation of green (*Chelonia mydas*) and leatherback (*Dermochelys coriacea*) turtles by jaguars (*Panthera onca*) at Tortuguero National Park, Costa Rica. *Chelonian Conservation and Biology*, 3, 751–753.

Veríssimo, D., Jones, D. A., Chaverri, R. and Meyer, S. R. 2012. Jaguar *Panthera onca* predation of marine turtles, conflicts between flagship species in Tortuguero, Costa Rica. *Oryx* 46 (3): 340 – 347.

Wallace, B.P., Connie, Y.K., DiMatteo, A.D., Lee, L., Crowder, L.B. and Lewison, R.L. (2013) Impacts of fisheries bycatch on marine turtle populations worldwide: toward conservation and research priorities. *Ecosphere*, 4:40.

Weckel, M., Giuliano, W., Silver, S. (2006). Jaguar (*Panthera onca*) feeding ecology: distribution of predator and prey through time and space. *Journal of Zoology*, 270, 25–30.

Zeller, K.A., 2007. *Jaguars in the New Millennium Data Set Update: The State of the Jaguar in 2006*. Wildlife Conservation Society, Bronx, New York.

Tabelas.

Tabela 1. Características dos eventos de predação de tartarugas marinhas por onças pintas com menos de 12 horas de descobertos, no setor Naranja, Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica. 2013.

	Espécie	Data	Individuo	Coefficiente de marés.
1	<i>Chelonia mydas</i>	27-Oct-12	fêmea	Alto
2	<i>Chelonia mydas</i>	7-Nov-12	fêmea	Baixo
3	<i>Chelonia mydas</i>	10-Nov-12	macho A	Alto
4	<i>Chelonia mydas</i>	30-Nov-12	macho A	Alto
5	<i>Chelonia mydas</i>	18-Dec-12	macho A	Alto
6	<i>Chelonia mydas</i>	21-Dec-12	fêmea	Baixo
7	<i>Chelonia mydas</i>	30-Dec-12	macho B	Alto
8	<i>Chelonia mydas</i>	22-Jan-13	macho A	Baixo
9	<i>Lepidochelys olivacea</i>	2-Feb-13	macho A	Médio
10	<i>Chelonia mydas</i>	28-Feb-13	fêmea	Muito alto
11	<i>Chelonia mydas</i>	11-Mar-13	fêmea	Muito alto
12	<i>Chelonia mydas</i>	29-Mar-13	fêmea	Muito alto
13	<i>Chelonia mydas</i>	25-May-13	macho A	Muito alto
14	<i>Chelonia mydas</i>	7-Jul-13	macho A	Alto
15	<i>Chelonia mydas</i>	27-Aug-13	macho A	Baixo
16	<i>Chelonia mydas</i>	5-Sep-13	NA	Muito alto

Tabela 2. Estatísticos descritivos por espécie para a largura e comprimento das carapaças de tartarugas predadas por onça pintada no setor Naranjo, Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica.

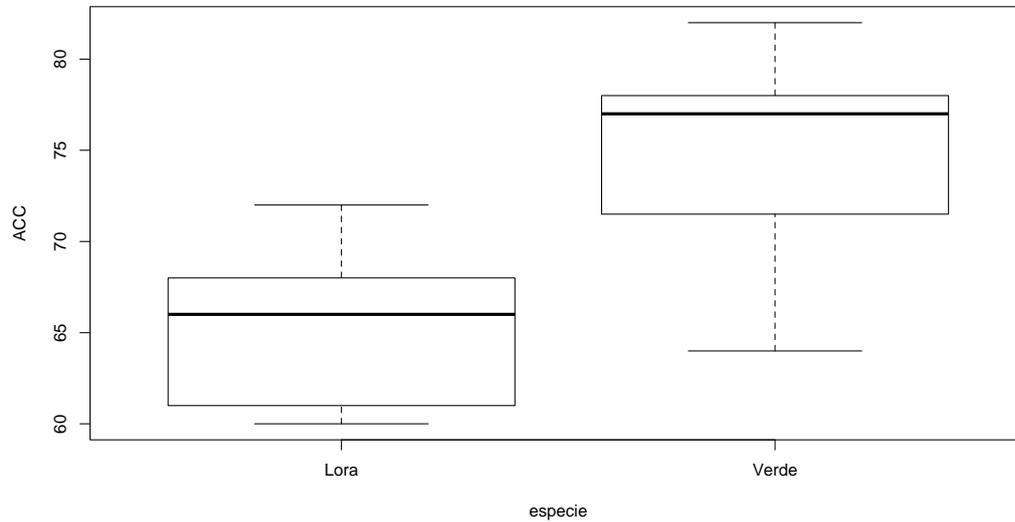
	Estatísticos descritivos		
	Média \pm DP (cm)		
Especie.	Largura (ACC)	Cumprimento (LCC)	n
<i>Chelonia mydas.</i>	74.89 \pm 5.18	83.42 \pm 3.86	19
<i>Lepidochelys olivacea.</i>	65.22 \pm 4.35	64.44 \pm 4.00	9

Tabela 3. Áreas de uso para caça e consumo de tartarugas marinhas por onça pintada estimadas a partir do método a – LoCoH Kernel, no setor Naranjo, Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica.

ID área de uso.	% probabilidade do Kernel.	Área (Ha)	Relação com área total.
1	100	19.46	1
2	90	15.25	0,78
3	80	15.25	0,78
4	70	5.41	0,28
5	60	3.19	0,16
6	50	2.24	0,12
	Total	60.80	

Figuras.

A



B

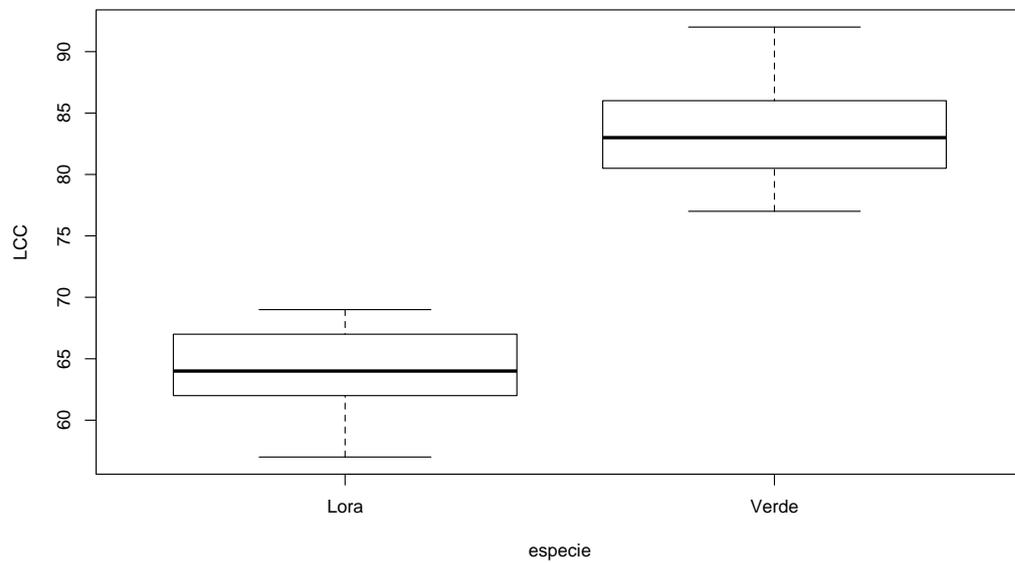
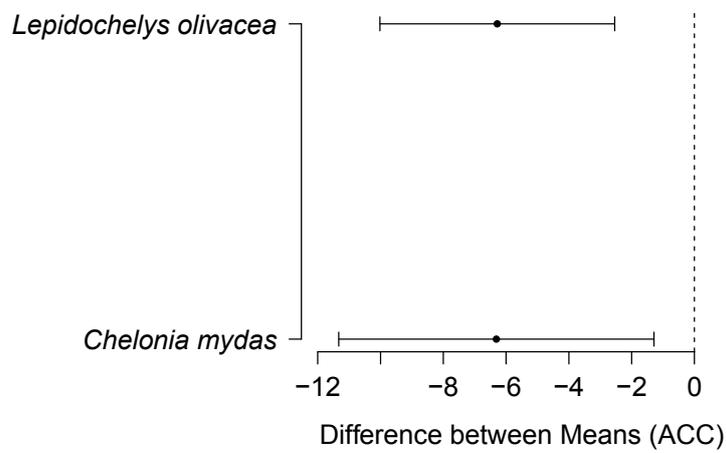


Figura 1. Gráfico de Boxplot para as variáveis (a) largura e (b) comprimento da carapaça de *Chelonia myda* (Verde) e *Lepidochelys olivacea* (Lora) de fêmeas adultas predadas por onça pintada (*Panthera onca*) no sector Naranjo, Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica. 2013.

A



B

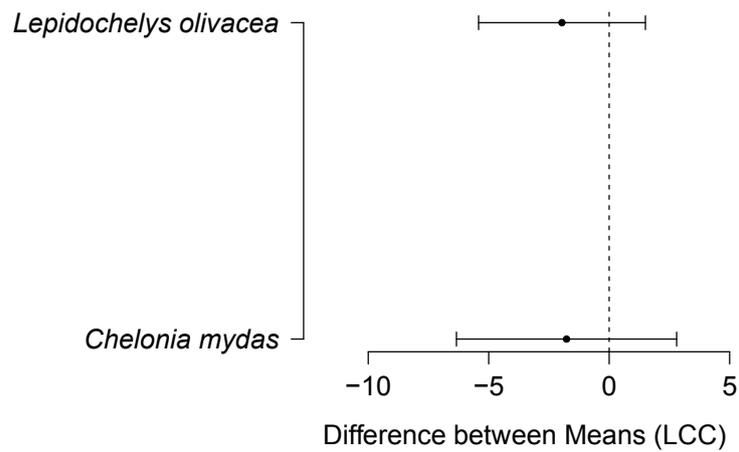


Figura 3. Intervalo de confiança para as diferenças entre médias da largura (a) e o comprimento (b) das carapaças de tartarugas marinhas predadas e não predadas, no sector Naranjo, Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica. Intercepção com a linha pontilhada significa não diferença significativa e não intercepção significa diferencia significativa. Nível de confiança ao 95% de probabilidade.

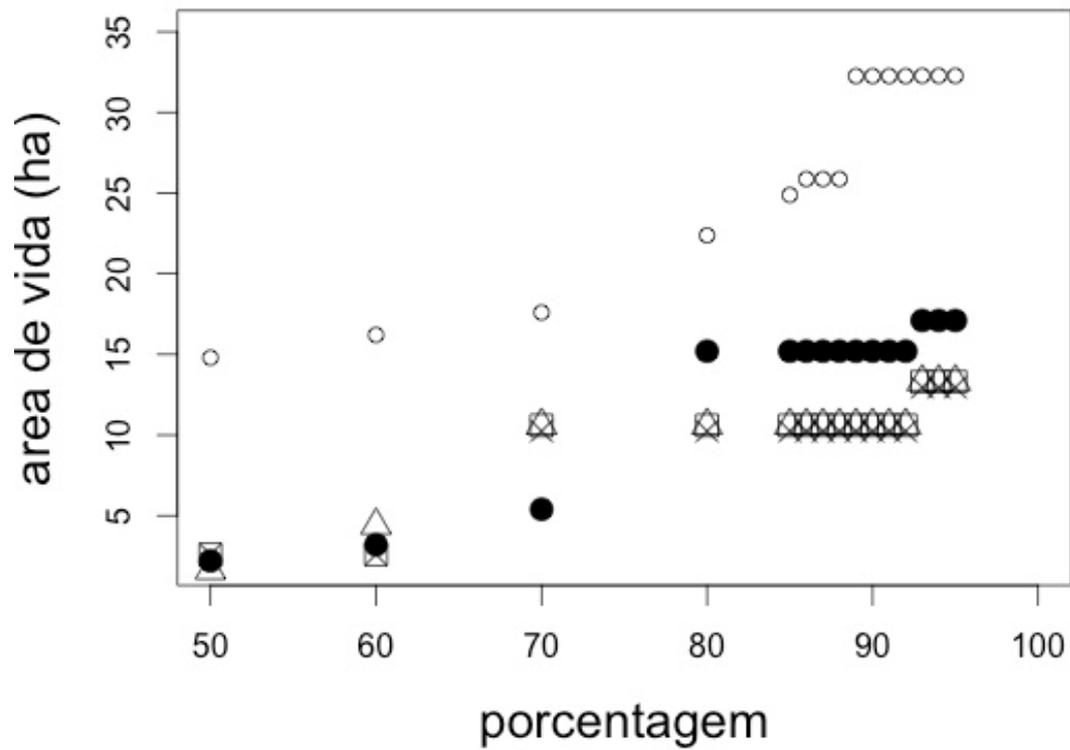


Figura 4. Avaliação do parâmetro α para a estimativa da área de caça de tartarugas marinhas por onça-pinta. Área de caça estimada a partir de Mínimo Polígono Convexo representada por círculos brancos e o Kernel Adaptativo LoCoH α com diferentes valores para o parâmetro α (\bullet 1800 m, \square 1700 m, \times 1600 m e Δ 1500 m)

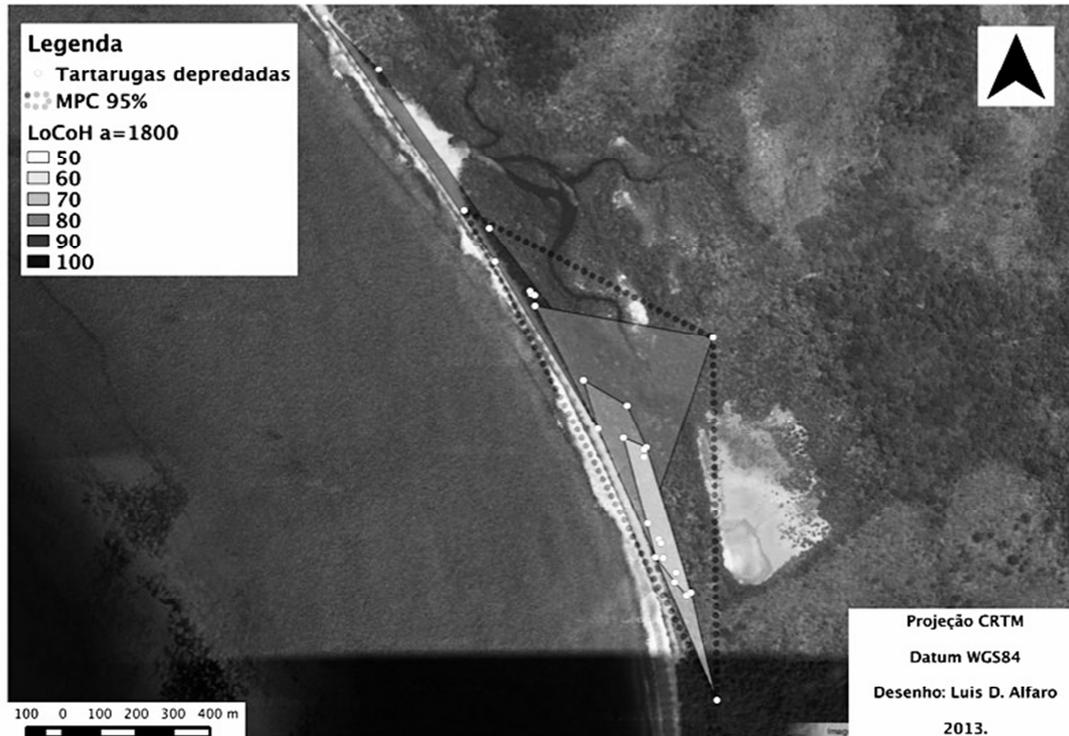


Figura 5. Áreas de uso estimadas a partir do método Adaptativo do Kernel a – LoCoH, com parâmetro $a=1800$ metros a vários níveis de probabilidade que representam os locais de maior (cor branco) a menor uso (cor preto) para caça e consumo de tartarugas marinhas por onças pintas no setor Naranjo, Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica. 2013.

ARTIGO III.**Relação entre a frutificação de quatro espécies florestais e a distribuição temporal de mamíferos de médio e grande porte, na Área de Conservação Guanacaste, Costa Rica.**

Luis Diego Alfaro – Alvarado^{1,2}, Víctor Hugo Montalvo Guadamuz², Eduardo Carrillo Jimenez², Carolina Saénz Bolaños², Flávio Henrique Guimarães Rodrigues¹.

Título: Relação entre a frutificação de quatro espécies florestais e a distribuição temporal de mamíferos de médio e grande porte, na Área de Conservação Guanacaste, Costa Rica.

Luis Diego Alfaro – Alvarado^{1,2}, Víctor Hugo Montalvo Guadamuz², Eduardo Carrillo Jimenez², Carolina Saénz Bolaños², Flávio Henrique Guimarães Rodrigues¹.

¹Laboratório de Ecologia de Mamíferos, Programa de Pós Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre. Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Biológicas, Avenida Presidente Antônio Carlos, 6627, CP 486, Pampulha, Belo Horizonte - MG – Brasil. CEP 31270-910, (31) 3409-2569.

²Programa de Conservación de Jaguares, Pumas y sus presas en Costa Rica, Instituto Internacional en Conservación y Manejo de Vida Silvestre, Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica. 1350 – 3000 Heredia. 2277-7036.

Resumo. Dentro do contexto do Programa de Monitoramento Biológico da Área de Conservação Guanacaste, foi realizado estudo sobre fenologia de espécies de importância para fauna silvestre. Especificamente foram escolhidas quatro espécies de árvores para estabelecer a relação entre sua fenologia e a ocorrência de mamíferos de médio e grande porte em 10 sítios de amostragem durante 24 meses. As espécies escolhidas foram *Guazuma ulmifolia*, *Enterolobium cyclocarpum*, *Spondias mombim* e *Byrsonima crassifolia*. Em agosto de 2011 foram marcadas 94 árvores das quatro espécies, 18 de *B. crassifolia*, 18 de *E. cyclocarpum*, 18 de *G. ulmifolia* e 16 de *S. mombim*. Foram registradas nove espécies de mamíferos de médio e grande porte para o período chuvoso e nove durante o período seco, e um total de 11 espécies para todo o período de amostragem. As análises mostraram que não houve relação entre a frutificação das árvores e ocorrência de mamíferos. As fenofases floração e frutificação estiveram relacionadas com a dinâmica do regime de precipitação e as quatro espécies combinadas fornecem frutos durante todo o ano para a fauna silvestre.

Palavras chave: fenologia, monitoramento biológico, parques nacionais.

Introdução

O desenvolvimento de diferentes estágios que se repetem anualmente é conhecido como fenologia, um processo ecológico muito estudado em árvores em florestas tropicais. A fenologia pode apresentar variações nos seus padrões entre espécies de florestas secas tropicais (Borcher 2004) por causa de fatores ambientais. Dentro desses fatores ambientais, uns dos mais importantes é a precipitação, pois durante o período de redução das chuvas (cinco a sete meses no ano), a evapotranspiração excede a precipitação e a água do solo começa a diminuir, o que constitui o principal contraste com uma floresta tropical úmida (Borcher et al 2002).

Na floresta seca tropical de Guanacaste, Costa Rica, muitas das espécies decíduas formam os botões florais durante o período de crescimento e permanecem latentes até a expansão floral. Depois ocorre a antese, que é a abertura dos botões florais e o desenvolvimento das flores. Este processo acontece com a reidratação de alguns galhos sem folhagem por efeito de chuvas excepcionais durante o período seco ou pelas primeiras precipitações do período chuvoso (Brocher et al 2004).

A fenologia de frutos está estreitamente relacionada com o período de alimentação da fauna silvestre. Exemplo disso, é a dispersão de sementes pelos animais, conhecida como endozoocoria. Vários estudos têm descoberto a forte relação entre o período de maturação de frutos tipo drupas e o movimento de aves frugívoras em muito tipos de ecossistemas (Noma & Yumoto 1997). Também, alguns carnívoros, como ursos (*Ursus spp.*) e martens (*Maarten martens*), podem reconhecer e escalar árvores para comer os frutos maduros antes destes caírem no solo. Um estudo feito no Japão confirmou a maior presença de mamíferos de médio e grande porte no período de maior frutificação de *Prunus jamasakura* através de armadilhas fotográficas (Shinsuke et al. 2012).

Um estudo feito na República Centro-africana num período de 12 anos mostrou como a disponibilidade de frutos consumidos por gorilas variou sazonalmente entre anos, principalmente pela ocorrência de frutos assíncronos, superprodução de frutos assíncronos e frutos sincrônicos durante cada ano do estudo. Desta forma, os gorilas tiveram que adaptar sua dieta a essas mudanças (Remis 1997). Ademais, no Canadá os caribus apresentaram alta variação no uso de recursos durante o ano, por exemplo durante o inverno e no final do mesmo, por causa de alimento limitado, assim como pelo maior risco de predação de adulto e filhotes (Gustine e Parker 2008).

As quatro espécies escolhidas neste estudo (escolha detalhada na metodologia) são típicas da floresta seca em Guanacaste. *Enterolobium cyclocarpum* (Fabaceae Caesalpiaceae) e *Spondias mombin* (Anacardiaceae) são categorizadas como espécies decíduas de madeira suave, (Barajas e Morales, 1987). As duas espécies têm alta capacidade de armazenamento de água no fuste. *E. cyclocarpum* tem de dois a quatro meses de floração. Outra espécie escolhida, *Guazuma ulmifolia* (Sterculiaceae), é considerada uma espécie decídua de savana aberta, com capacidade de reidratação e crescimento de folhas e flores durante o período de seca, e apresenta um período de floração de três a quatro meses (Brocher 1994). Por último, *Byrsonima crassifolia* (Malpighiaceae) apresenta o período de floração geralmente na estação seca (Brocher et al 2004). Os estudos sobre a fenologia destas espécies são escassos.

Ambientes ou recursos muitas vezes são fragmentados naturalmente ao longo do tempo, como acontece com a sazonalidade das frutas em florestas tropicais (Morrison et al 2006). Segundo os exemplos anteriores sobre a relação da fauna com recursos sazonais, foram formulados as seguintes questões; 1) Existe relação nos movimentos temporais de mamíferos de médio e grande porte e a fenologia de quatro espécies de árvores na área de estudo? 2) O regime de precipitação tem influência direta na fenologia das quatro espécies de árvores?

Métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado em quatro unidades de conservação da Área de Conservação Guanacaste (ACG), incluídas na figura 1. A ACG está localizada a 30 km ao norte da cidade de Liberia, na província de Guanacaste da Costa Rica, e tem uma extensão total de 163.000 ha. O estudo se concentrou no Parque Nacional Santa Rosa (PNSR), Parque Nacional Guanacaste (PNG), Parque Nacional Rincón de la Vieja (PNRV), Sector San Cristóbal (SSC), a duas unidades de conservação representam um bloco biogeográfico ininterrupto de área protegida. Este bloco representa uma das florestas secas com melhor estado de conservação de Mesoamérica, além de florestas úmidas primárias e secundárias e outras manchas de vegetação em diferentes estados de sucessão. Os locais escolhidos cobrem um gradiente de precipitação que vai desde os 0 mm até 3000 mm (figura 2) e abrange cinco zonas de vida, Floresta Seca Tropical, Floresta Úmida Pre-montanha transição a Basal, Floresta Muito Úmida Tropical transição a Pre-montanha, Floresta Muito Úmida Pre-montanha e Floresta Úmida Tropical (figura 3).

Seleção de espécies florestais

Dentro do contexto do Programa de Monitoramento Biológico da ACG, foi realizada a escolha das espécies florestais a partir de duas oficinas, feita com os funcionários das unidades de conservação participantes do monitoramento e pesquisadores da Universidade Nacional. Os funcionários trabalham em 10 setores operativos dentro da ACG (figura 1). A primeira oficina, realizada em junho de 2011, contou com a participação de 22 funcionários e a segunda com 16 funcionários, em abril de 2012. Baseado nos conhecimentos vivenciais dos funcionários, foram escolhidas quatro espécies florestais de importância como alimento para mamíferos de médio e grande porte, que tivessem ampla distribuição dentro da ACG e que fosse de fácil identificação dendrológica.

Seleção das árvores

As árvores foram localizadas em trilhas utilizadas para pesquisa e visitação turística, com distancia mínima de 1.5 km, como uma separação mínima de 5 km entre cada trilha e que representaram melhor a estrutura florestal do sitio. Ao menos cinco indivíduos por espécie com diâmetro medido a 1.5 metros do solo (DAP) maior a 10 cm, foram escolhidos para descrever seus padrões fenológicos em cada uma das trilhas nos 10 postos operativos. A fenologia foi estimada baseado no Percentual de Intensidade de Fournier (PIF) citado por Bencke e Morellato (2002), onde definimos quatro categorias; 0 – 25, 25 – 50, 50 – 75, 75 – 100%. Dividimos a copa dos indivíduos em quadrantes e colocamos um valor de 1 – 4 segundo a porcentagem de flores e frutos em cada quadrante, finalmente estimamos a média dos quadrantes como o valor final de categoria para cada individuo. Estimamos o valor do PIF mensal para cada espécie para todos os indivíduos amostrados e representamos graficamente seu valor para todo o período de estudo com relação à precipitação média mensal. Ajustamos modelos lineares generalizados (glm) para estabelecer a relação entre frutificação e precipitação.

Amostragem de mamíferos.

Utilizando as mesmas trilhas para a marcação de árvores, realizamos amostragens mensais para procurar pegadas de mamíferos de médio e grande porte, onívoros e herbívoros. Desenhamos uma matriz de detecção – não detecção para as espécies de mamíferos identificadas, sendo que as colunas são as espécies e linhas os sítios, considerando como sítios cada amostra mensal por trilha realizada. Realizamos uma Análise de Correspondência Retificada (DCA), descrita por Leps e Smilauer (1999), para identificar a variação temporal de espécies de mamíferos de médio e grande porte nas unidades amostrais. Separamos os dados para época seca (Dezembro – Maio) e época chuvosa (Junho – Novembro) para realizar a análises. Utilizamos o programa R Studio versão 0.98.490 e o pacote vegan 2.0-9. Esperamos que a variação temporal dos sítios estivesse relacionada com os períodos de frutificação das espécies florestais, assim herbívoros e onívoros estariam na procura de frutos. Construímos uma variável binomial a partir das categorias de

frutificação, sendo que 0 são os sítios com 0 – 25% e 1 os sítios com categorias maiores que 25% de frutificação, para as 4 espécies. Depois realizamos uma análise canônica linear (RDA) ou unimodal (CCA) segundo o tamanho do eixo estimado pelo DCA baseados no Leps e Smilauer (1999), se o valor do eixo é maior de quatro devem ser utilizados métodos unimodais, se o valor é menor que três devem ser utilizar métodos lineares. O procedimento está descrito em Borcard et al. (2011). A partir desse processo, identificamos que floração de que espécie de árvore tem maior efeito sobre a distribuição de mamíferos de médio e grande porte. O desenho de mapas foi realizado com o auxílio do programa Quatum GIS versão Dufour 2.0.

Resultados.

Em agosto de 2011 foram marcadas 94 árvores das quatro espécies florestais. Inicialmente as árvores marcadas estiveram distribuídas em 10 sítios no PNSR, PNG, PNRV e SSC (fig. 1), embora, o número de sítios e árvores amostrados tivesse variação durante o período de estudo por razões de logística ou perda de indivíduos marcados. A média de árvores monitoradas por mês foi de 49 com um máximo de 70 e um mínimo de 29 entre agosto de 2011 e julho de 2013.

Duas espécies, *G. ulmifolia* e *E. cyclocarpum* tiveram porcentagens maiores a 25% de sua floração e frutificação no período do ano com menor precipitação mensal, geralmente entre dezembro e abril de cada ano (figura 4). Estas duas espécies mostraram relação (figura 5) entre suas fases fenológicas e a precipitação ($df=22$, $p<0.05$). Gráficamente *S. mombin* e *B. crassifolia* apresentaram uma tendência a ter porcentagens maiores que 25% de floração e frutificação durante os meses chuvosos, iniciando geralmente no final do período seco (fig 6). Porém, as espécies *S. mombin* e *B. crassifolia* não apresentaram relação com a precipitação (figura 7).

Foram amostrados uma média de 18 km (máx/min 25.4 – 6) de trilhas na procura de pegadas cada mês. Foram registradas nove espécies de mamíferos de médio e grande porte para o

período chuvoso e nove durante o período seco, para total de 11 espécies para todo o período de amostragem (tabela 1). A análise de *DCA* mostrou que o comprimento do primeiro eixo foi de 3.649 para o período de chuva e 3.643 para o período seco (fig 8), cumprindo com o critério sugerido por Ter Braak e Prentice (1998) para realizar a análise canônico unimodal, por tanto foi realizado a análises de *CCA*. A análise de *CCA* mostrou que a porcentagem de variabilidade explicada dada pelo valor da inércia ($< 20\%$), foi baixa para ambos os períodos (tabela 2). A presença de mamíferos de médio e grande porte mostrou pouca relação com frutificação das espécies florestais (figura 9), mas a oferta de frutos disponibilizada pelas quatro espécies em conjunto se manteve durante todos os meses segundo as gráficas 4 e 6.

Discussão.

A fenologia das espécies do nosso estudo concorda com estudos realizados em outros locais das suas distribuições geográficas naturais. Por exemplo, para *S. mombin* na ilha Barro Colorado no Panamá o pico de floração ocorreu entre o final do período seco e o início do período chuvoso. E a frutificação acontece no período chuvoso, reportando picos para agosto e outubro (Adler e Kielpinski 2000). Em nosso estudo as porcentagens de frutificação menores que 25% ocorreram no período considerado chuvoso para a área de estudo. *S. mombin* tem um fruto tipo drupa com alto conteúdo nutricional (Tiburski et al. 2011) que se mantém disponível durante o período chuvoso, e é potencialmente uma espécie de importância para alimentação de mamíferos de médio e grande porte. *B. crassifolia* também tem fruto tipo drupa com excelente conteúdo nutricional (Santos 2013), o que já representa o atrativo para a fauna silvestre. A fenologia de *B. crassifolia* concorda com o reportado para Costa Rica (Zamora e Poveda 1999), com frutos da metade do período seco e até metade do período chuvoso.

No caso das espécies com frutos secos (*G. ulmifolia* e *E. cyclocarpum*), o pico de frutificação no período seco coincide com o reportado em outros estudos (Rocha e Aguilar 2001, Portes et al 2010). Os frutos secos são geralmente menos atrativos para consumo animal devido à

quantidade de fibra que dificulta sua digestão, mesmo que seu potencial nutritivo seja alto pelos conteúdos de proteína (Contreras – Lara et al 1995). Entretanto, estas duas espécies proveem recurso alimentar para a fauna em períodos de condições ambientais críticas, como a estação seca.

Ficou claro que existe uma distribuição temporária de mamíferos médios e grandes durante o período seco e chuvoso, embora a floração das espécies escolhidas não tenha sido uma variável importante para explicar essa variação temporal. Porém, outras variáveis ambientais devem explicar a dinâmica apresentada, o que mostra a complexidade da comunidade de mamíferos e de sua interação com o ambiente. Dentro desta complexidade, podemos recomendar para futuros trabalhos incluir mais espécies florestais de fruto tipo drupa, a escolha das espécies se concentrou principalmente na maior distribuição espacial das espécies e nas características dendrológicas que facilitassem sua identificação, sendo que espécies com fruto tipo drupa geralmente são mais raras e de habitats mais restritos.

Para a amostragem de mamíferos, outras variáveis ambientais, como a dessecação de corpos de água associadas às trilhas durante o período seco, podem ter influência na detecção de espécies. No caso de variáveis antrópicas, pode-se incluir efeito da visitação turística nas trilhas sobre a presença de espécies de mamíferos, assim como atividade de caça ilegal.

Movimentos de espécies animais são ecologicamente complexos e dependem de fatores tais como mudanças na temperatura e no foto-período, mudanças climáticas, busca sazonal de frutos e néctar, temporalidade e competição interespecífica, mudanças estacionais em interações de dominância intraespecíficas e intensa competição intraespecífica por sítios de nidificação (Rappole 1995). Esse conjunto de fatores faz com que associar a variação temporal de mamíferos de médio e grande porte com a fenologia de quatro espécies de árvores seja algo complexo.

Quase a totalidade das espécies de mamíferos foi registrada nos dois períodos climáticos. No entanto, *D. marsupialis* foi registrado apenas durante o período chuvoso, sendo que durante o período seco esta espécie muda sua alimentação para outros itens, pois podem consumir pequenas presas como *Iguana iguana* e aves domésticas e assim se translocam ou frequentam outros sítios de forrageio. *Tayassu pecari* foi registrado apenas no período seco, pois aproveitam a frutificação de *Quercus oleoides*, que tem seus picos de maturação no período seco. Durante o período chuvoso, os grupos de *T. pecari* pode fazer uma migração altitudinal, acima da linha de precipitação de 3000 mm (Figura 3). *Urocyon cinereoargenteus* foi registrado somente no período seco, como é uma espécie principalmente de área aberta, e estaria aproveitando a mudança de habitat causada pela diminuição das precipitações.

As relações desenvolvidas durante um ano ou um período de poucos anos pode não se manter para os seguintes períodos. Condições de clima típico raramente ocorrem, pois este é uma média crua de extremos de chuva, temperatura e vento. Nossos estudos em vida silvestre normalmente tem duração de um a três anos e nos dão apenas uma visão parcial da multiplicidade de situações ecológicas. Assim, os resultados obtidos devem ser interpretados com cautela e utilizados como base para um período de amostragem mais longo (Morrison et al 2006).

Bibliografia.

Armbruster, W.S. 1992. Phylogeny and the evolution of plant-animal interactions. *BioScience*. 42.1 .p12

Adler, G.H. and Kielpinski A. K. 2000. Reproductive Phenology of a Tropical Canopy Tree, *Spondias mombin*. *Biotropica* 32 (4a): 686 – 692.

Barajas – Morales, J. 1987. Wood specific gravity from two tropical forest in Mexico. *IAWA Bulletin (New Series)* 8: 143 – 148.

Bencke, S.C. e Morellato, L.P. 2002. Comparação de dois métodos de avaliação da fenologia de plantas, sua interpretação e representação. *Revista Brasil. Bot.*, 25, 3: 269 – 275 .

Borcard, D., Gillet, F. e Legendre, P. 2011. *Numerical Ecology with R*. Springer New York Dordrecht London Heidelberg. p 145 – 146.

Borchert R, Meyer SA, Felger RS and Porter-Bolland L. 2004. Environmental control of flowering periodicity in Costa Rican and Mexican tropical dry forests. *Global Ecology and Biogeography*, 13:409–425.

Borchert R, Rivera G, Hagnauer W. 2002. Modification of vegetative phenology in a tropical semideciduous forest by abnormal drought and rain. *Biotropica*, 34:27–39.

Borchert R. (1994) Water storage in soil or tree stems determines phenology and distribution of tropical dry forest trees. *Ecology* 75:1437–1449.

Contreras – Lara, D., Gutiérrez, CH.L., Ramírez, C.T. and López, R.A. 1995. Mejoramiento del valor nutritivo de frutos secos de Guasima (*Guazuma ulmifolia*) con Urea e Hidróxido de Sodio. Arch. Zootec., 44: 49 – 53.

Gustine, D.D. and Parker, K.L. 2008. Variation in the seasonal selection of resources by woodland caribou in northern British Columbia. Can. J. Zool., 86: 812 – 825.

Krebs, C.J. 2013. Ecological Methodology, 3rd ed. (in prep) <http://www.zoology.ubc.ca/~krebs/books.html> Consultado 10 de outubro de 2013.

Leps, J., and Smilauer, P. 1999. Multivariate Analysis of Ecological Data. Faculty of Biological Sciences, University of South Bohemia. <http://regent.bf.jcu.cz/textbook.pdf> Consultado 10 de outubro de 2013.

McKinney, A.M., CaraDonna, P.J., Inouye, D.W., Barr, B., Bertelsen, D.C. and Waser, N.M. 2012. Asynchronous changes in phenology of migrating Broad-tailed Hummingbirds and their early-season nectar resources. Ecology 93: 1987 – 1993.

McNaughton, S. J., Ruess, R. W. and Seagle, S. W. 1988. Large Mammals and Process Dynamics in African Ecosystems BioScience, 38: 794 – 800.□

Morrison, L., Marcot, B., Mannan, W. (2006). *Wildlife – Habitat Relationships. Concepts and Applications*. Third Edition. Island Press. Washington.

Mumm, R. and Dicke, M. Variation in natural plant products and the attraction of bodyguards involved in indirect plant defense. Can. J. Zool, 88: 628 – 667.

Noma, N., & Yumoto, T. (1997). Fruiting phenology of animal-dispersed plants in response to winter migration of frugivores in a warm temperate forest on Yakushima Island, Japan. *Ecological Research*, 12, 119–129.

Portes, M.T., Damineli, D.S.C., Ribeiro, R.V., Monteiro, J.A.F. and Souza, G.M. 2010. Evidence of higher photosynthetic plasticity in the early successional *Guazuma ulmifolia* Lam. compared to the late successional *Hymenaea courbaril* L. grown in contrasting light environments. *Braz. J. Biol.*, 70: 75 – 83.

Rappole, J. H. 1995. *The ecology of migrant birds: A neotropical perspective*. Washington, DC: Smithsonian Institution Press.

Remis, M. 1997. Western Lowland Gorillas (*Gorilla gorilla gorilla*) as Seasonal Frugivores: Use of Variable Resources. *American Journal of Primatology*, 43: 87 – 109.

Rocha, J.R. and Aguilar, G. 2001. Reproductive biology of the dry forest tree *Enterolobium cyclocarpum* (guanacaste) in Costa Rica: A comparison between trees left in pastures and trees in continuous forest. *American Journal of Botany* 88: 1607 – 1614.

Santos, A de J. 2013. El NANCHE *Byrsonima crassifolia* Una alternativa de producción frutícola para el municipio de Actopan, Veracruz. Tesis. Facultad de Ciencias Agrícolas. Universidad Veracruzana.

Sinclair, A., Fryxell, J., Caughley, G. 2006. *Wildlife Ecology, Conservation and Management*. Second Edition. Blackwell Publishing. Australia University. USA.

Shinsuke, K., Hideto, M., Shinsuke, K., Yusuke, G., Chinatsu, K., Isao, A. and Koji, Y. 2012.

Relationships Between the Fruiting Phenology of *Prunus jamasakura* and Timing of Visits by Mammals – Estimation of the Feeding Period Using Camera Traps. *Phenology and Climate Change*, 978 – 953 – 51 – 0336 – 3.

Ter Braak C.J.F. & Prentice I.C. (1988): A theory of gradient analysis. - *Advances in Ecological Research*, 18: 93 – 138.

Tiburski, J., Rosenthal, A., Deliza, R., Godoy, R. and Pacheco, S. 2011. Nutritional properties of yellow mombin (*Spondias mombin* L.) pulp.

Zamora, N.; González J. & Poveda, L. J. 1999. *Arboles y Arbustos del Bosque Seco de Costa Rica*. Instituto Nacional de Biodiversidad, Costa Rica.

Tabelas.

Tabela 1. Registros de espécies de mamíferos de médio e grande porte no monitoramento mensal a partir da procura de pegadas nas trilhas de amostragem entre agosto de 2011 e julho de 2013. Área de Conservação Guanacaste, Costa Rica.

Espécies	Código espécie.	Guilda Alimentar	Período com registro
<i>Didelphis marsupialis</i>	DM	Omnivore	Chuvoso
<i>Dasyopus novemcinctus</i>	DN	Omnivore	Chuvoso e seco
<i>Dasyprocta punctata</i>	DP	Herbivore	Chuvoso e seco
<i>Nasua narica</i>	NN	Omnivore	Chuvoso e seco
<i>Canis latrans</i>	CL	Omnivore	Chuvoso e seco
<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	UC	Omnivore	Seco
<i>Procyon lotor</i>	PL	Omnivore	Chuvoso e seco
<i>Odocoileus virginianus</i>	OV	Herbivore	Chuvoso e seco
<i>Tayassu pecari</i>	TP	Omnivore	Seco
<i>Pecari tajacu</i>	PT	Omnivore	Chuvoso
<i>Tapirus bairdii</i>	TB	Herbivore	Chuvoso e seco

Tabela 2. Parâmetros estatísticos da Análise de Correspondência Canônica (CCA) entre as espécies de mamíferos de médio e grande porte e a frutificação de *Spondias mombim* e *Byrsonima crassifolia* no período chuvoso e *Enterolobium cyclocarpum* e *Guazuma ulmifolia* no período seco na Área de Conservação Guancaste, em 2013.

	Inércia	Proporção	Varição
Período Chuvoso.			
Total.	2.6291	1	
Explicada.	0.1521	0.05	2
Não explicada.	2.4769	0.94	9
Período Seco.			
Total.	2.7366	1	
Explicada.	0.2848	0.10	2
Não explicada.	2.4518	0.89	8

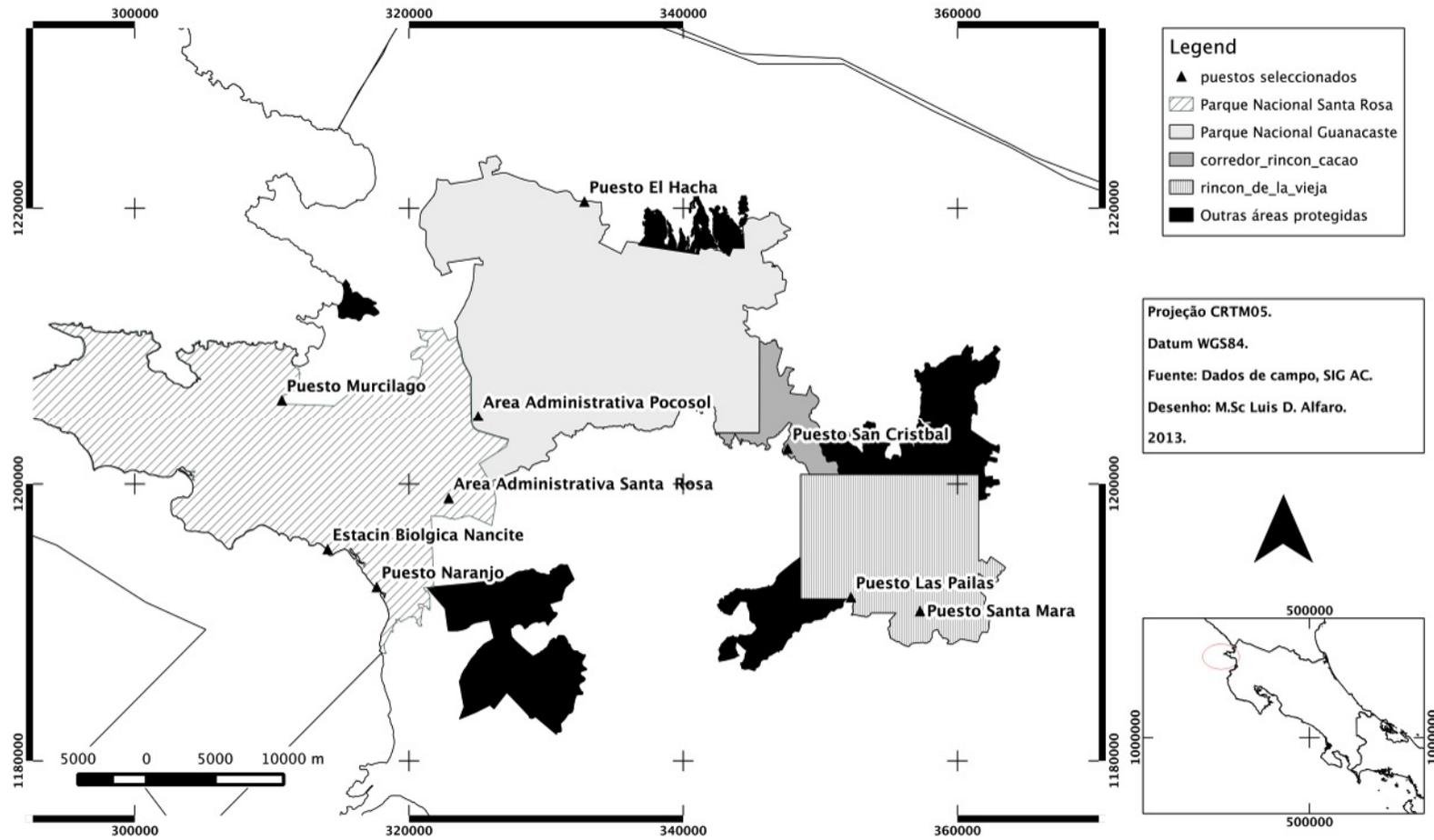


Figura 1. Localização das unidades de conservação e sítios de amostragem na Área de Conservação Guanacaste, Costa Rica.

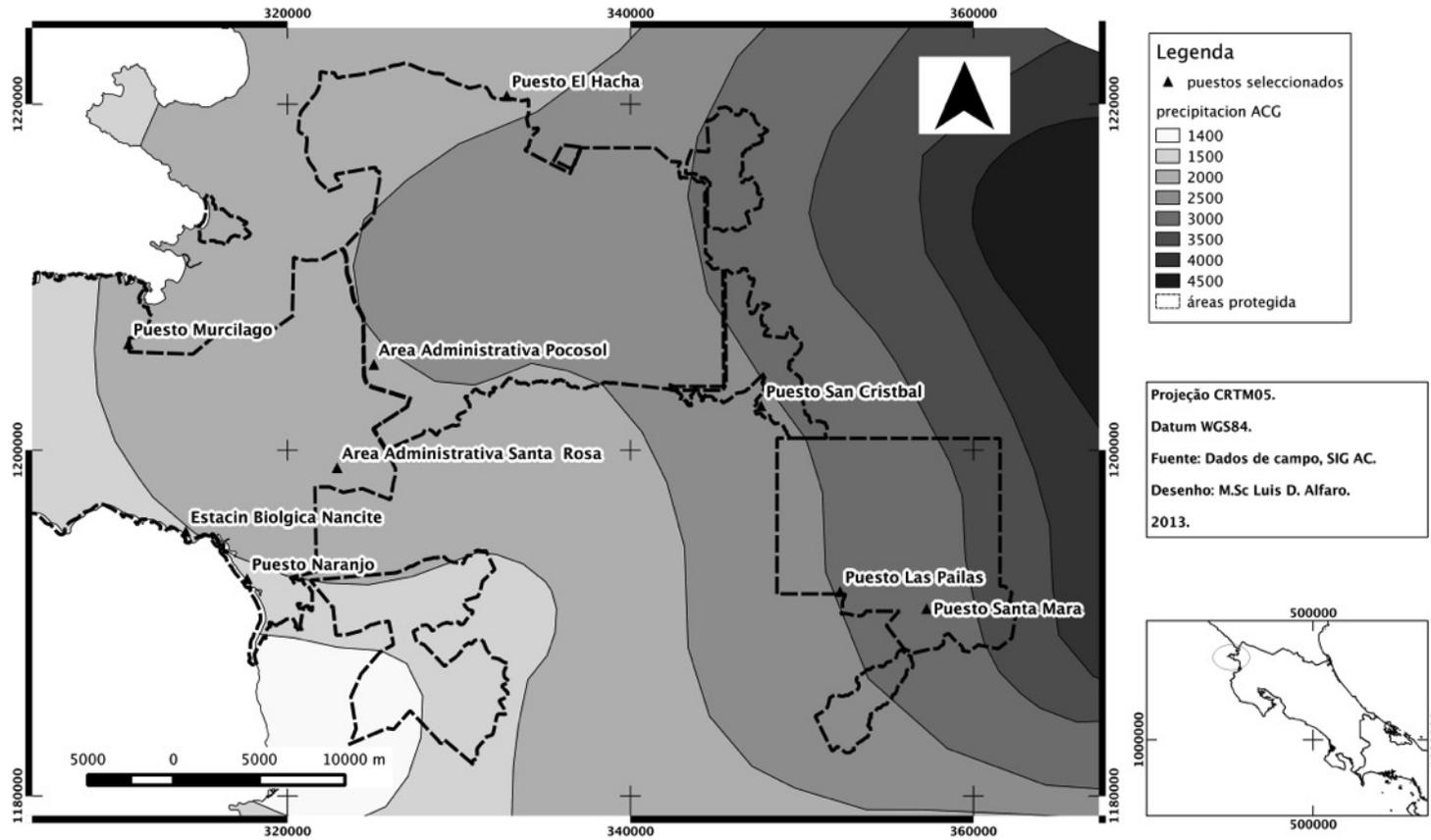


Figura 2. Gradiente de precipitação nos sites de amostragem na Área de Conservação Guanacaste. 2013. Baseado na informação das Zonas de Vida propostas por Holdrige 1967 e adaptado por Bolaños e Watson 1999.

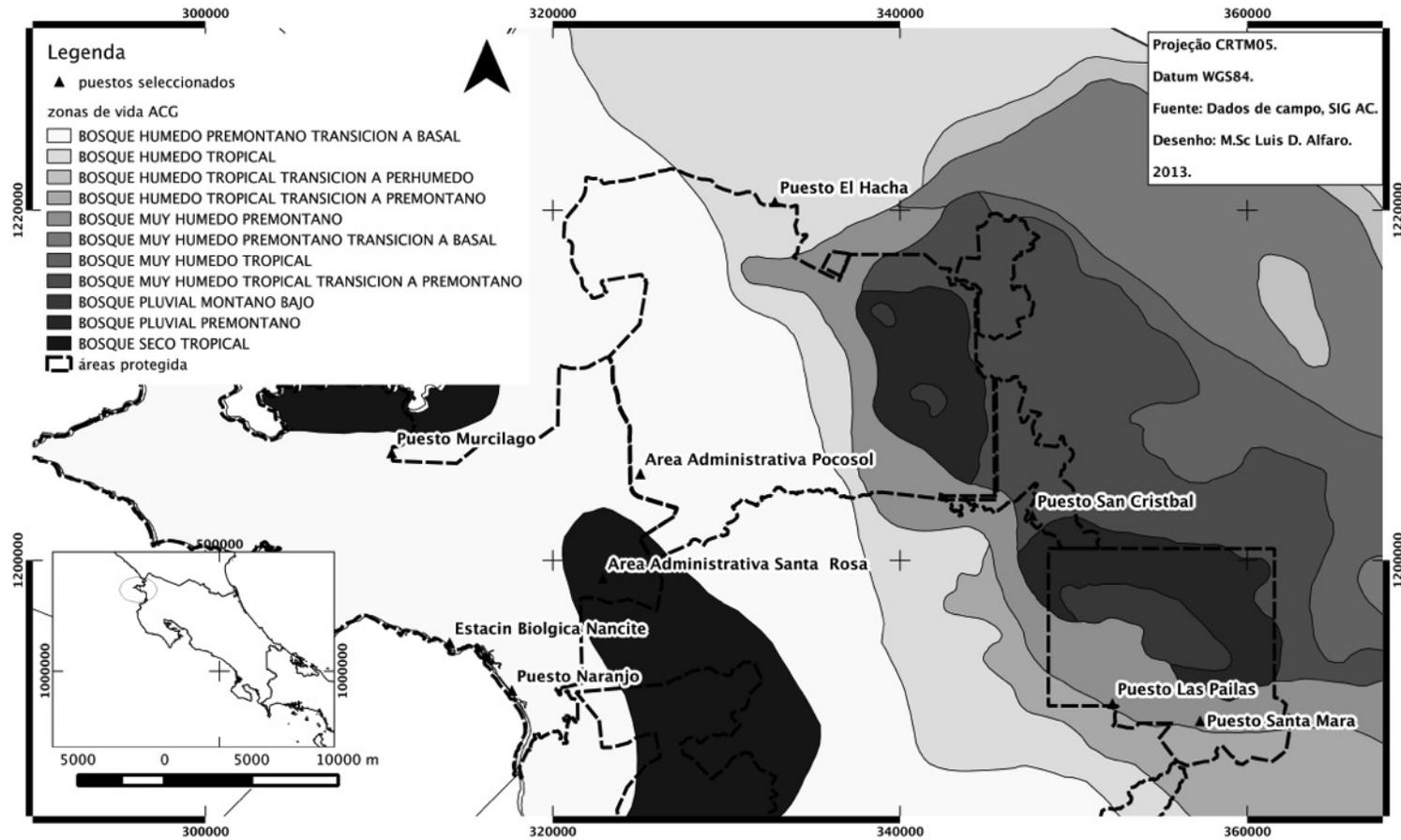
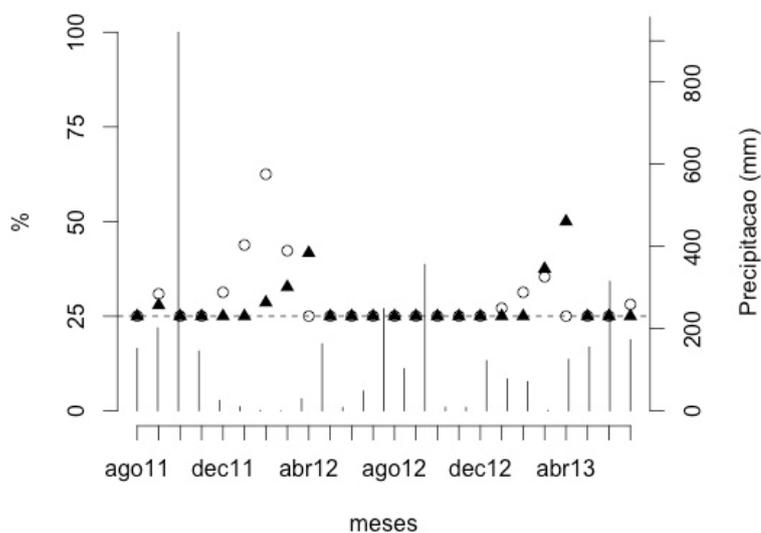


Figura 3. Zonas de vida nos locais de amostragem. Informação baseada em Holdrige 1967 e adaptado por Bolaños e Watson 1999.

A



B

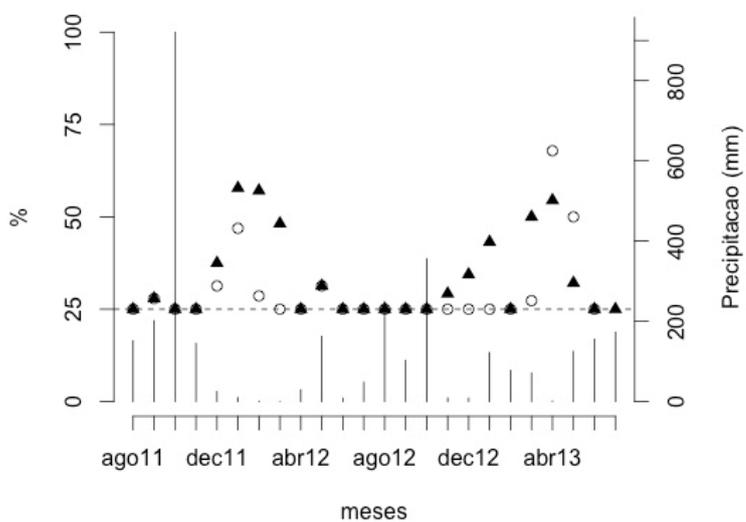
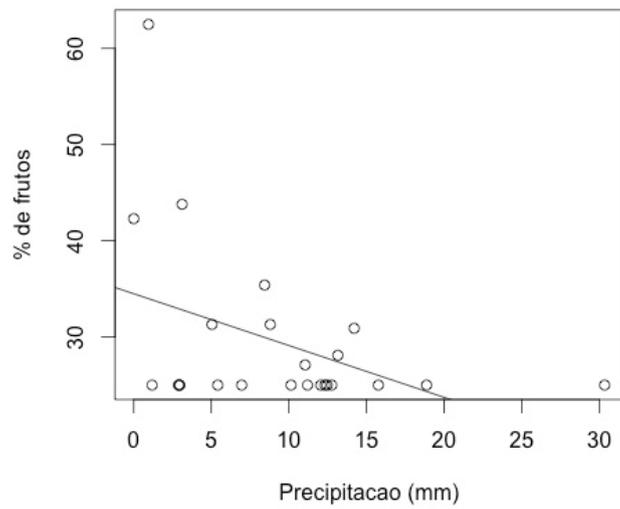


Figura 6. Relação entre a fenologia de espécies florestais estudadas e a precipitação média mensal entre agosto de 2011 e julho de 2013. A gráfica representa a porcentagem de floração (círculos) – frutificação (triângulos) para *Enterolobium cyclocarpum* (A) e *Guazuma ulmifolia* (B) com relação a precipitação média mensal. Linha descontinua mostra valores percentuais maiores que 25%. Área de Conservação Guanacaste, Costa Rica.

A



B

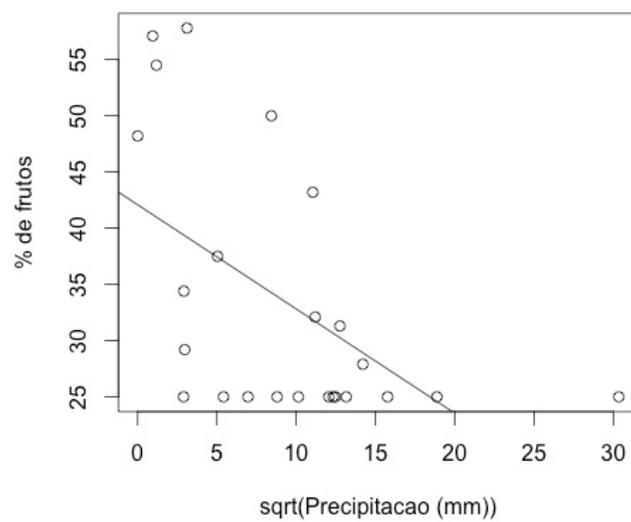
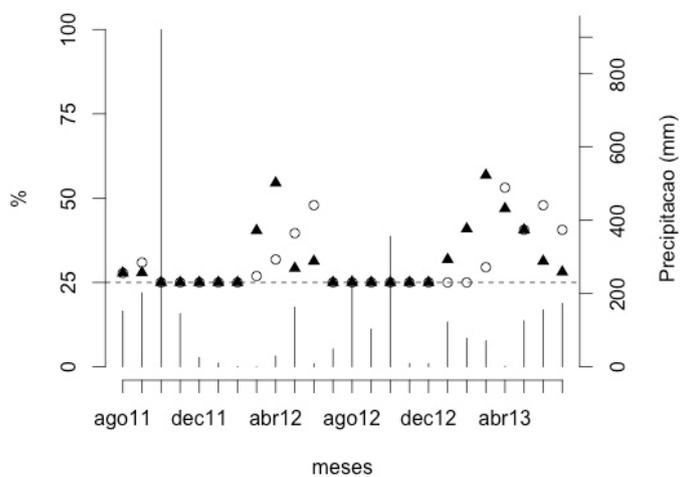


Figura 7. Relação entre a porcentagem de frutos e a raiz quadrada da precipitação utilizando modelos no lineares generalizados ajustados para *Enterolobium cyclocarpum* (A) e *Guazuma ulmifolia* (B) na Área de Conservação Guanacaste, Costa Rica.

A



B

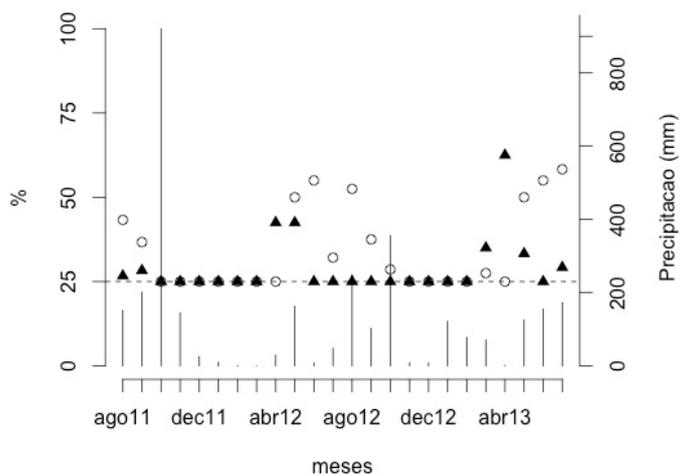
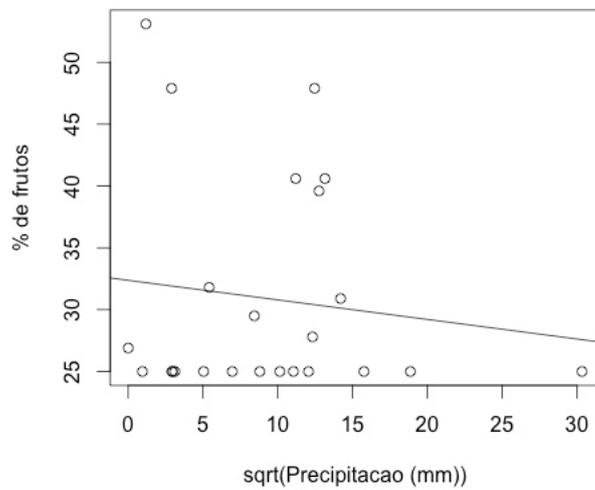


Figura 4. Relação entre a fenologia de espécies florestais estudadas e a precipitação média mensal entre agosto de 2011 e julho de 2013. A gráfica representa a porcentagem de floração (círculos) – frutificação (triângulos) para *Byrsonima crassifolia* (A) e *Spondias mombim* (B) com relação a precipitação média mensal. Linha descontinua mostra valores percentuais maiores que 25%. Área de Conservação Guanacaste, Costa Rica.

C



D

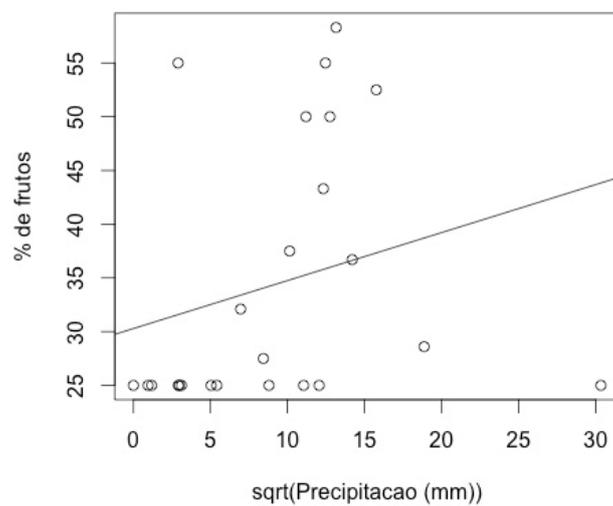
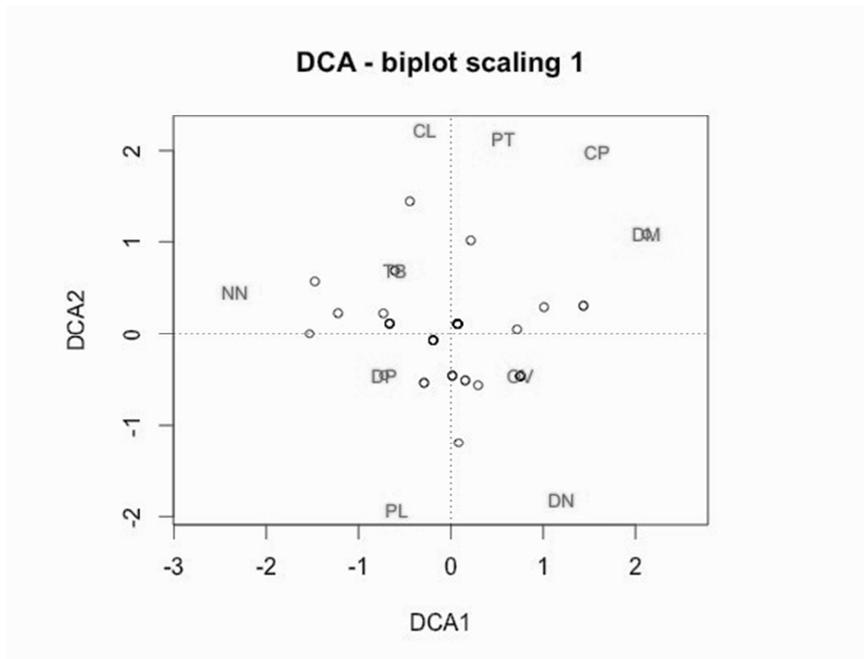


Figura 5. Relação entre a porcentagem de frutos e a raiz quadrada da precipitação utilizando modelos no lineares generalizados ajustados para *Enterolobium cyclocarpum* (A) e *Guazuma ulmifolia* (B) na Área de Conservação Guanacaste, Costa Rica.

A



B

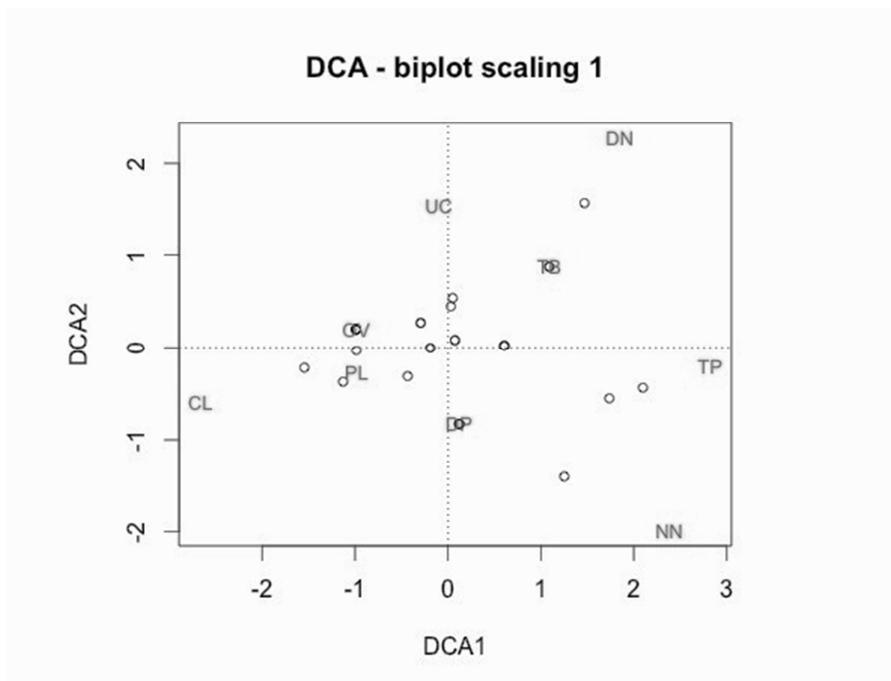
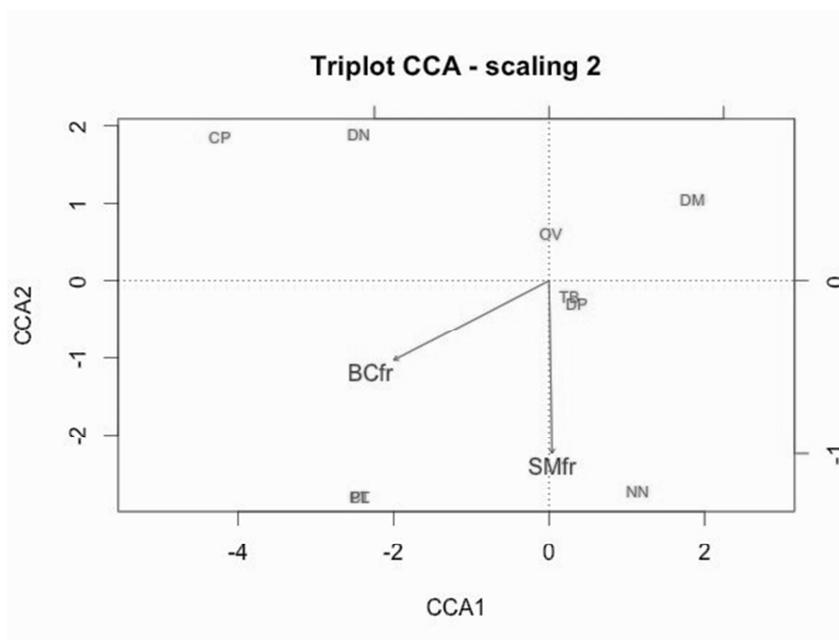


Figura 8. Análise de Correspondência Rectificada (DCA) para as espécies de mamíferos de médio e grande porte amostradas nas trilhas a partir da procura de pegadas, no período de agosto 2011 – julho 2013 na Área de Conservação Guanacaste. *A* é o DCA para o período chuvoso e *B* é para o período seco. Códigos das espécies são apresentados na tabela 1.

A



B

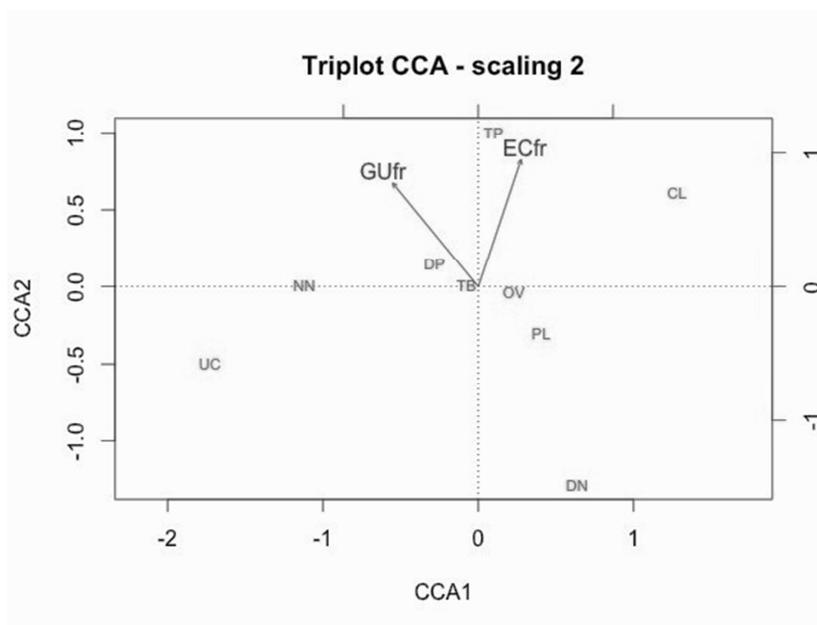


Figura 9. Análise de Correspondência Canônica (CCA) para as espécies de mamíferos de médio e grande porte e a frutificação das espécies de árvores amostradas nas trilhas, no período de agosto 2011 – julho 2013 na Área de Conservação Guanacaste. *A* é o CCA para o período chuvoso e a frutificação de *Spondias mombim* e *Enterolobium cyclocarpum*. *B* é para o período seco e as espécies *Enterolobium cyclocarpum* e *Guazuma ulmifolia*.

CONCLUSÕES FINAIS.

Os recursos sazonais são um componente chave para a fauna silvestre. A disponibilidade da água durante o período seco (Anexo 1 e 2), a existência de períodos de maior disponibilidade de presas para carnívoros e a presença de frutos de diferentes espécies durante todo o ano foram estudos de caso apresentados envolvendo recursos sazonais.

A água, como um dos componentes essenciais para a sobrevivência da fauna silvestre, torna-se um fator crítico nas regiões com marcada sazonalidade. Assim, mesmo dentro de unidades de conservação (UCs), as espécies silvestres podem sofrer estresse hídrico por mudanças nas condições climáticas. Isto faz pensar na possibilidade de implementar ações de manejo dentro das UCs para garantir a disponibilidade da água no contexto de predições para o clima da Terra, especificamente de processos de desertificação em florestas secas, como é o caso da nossa área de estudo.

As espécies *C. mydas* e *L. olivacea* representam um recurso sazonal para onças pintadas (*Panthera onca*) em nossa área de estudo (Anexo 3 e 4). Geralmente a temporada de chegada de tartarugas na praia *Naranjo*, onde são caçadas pelas onças, ocorre no período chuvoso. Foi observado que durante este período uma onça fêmea criou dois filhotes, aproveitando que o recurso tartaruga é de alta rentabilidade, pois o gasto energético para sua caça é proporcionalmente baixo comparado ao retorno energético. A disponibilidade do recurso durante a temporada de chegada de tartarugas permitiu a presença de até três onças caçando numa extensão de poucos quilômetros de praia.

A frutificação de espécies florestais é essencial para mamíferos herbívoros e omnívoros. Alguns itens consumidos pelos herbívoros têm a desvantagem de serem alimentos de baixa qualidade nutricional, por isso devem ser consumidos em grandes quantidades. Dessa forma, a disponibilidade de itens alimentares durante todos os meses do ano é essencial. Mesmo que não

tenhamos conseguido demonstrar estatisticamente a relação entre a detecção de herbívoros e a fenologia de espécies florestais a partir de nossos dados, comprovamos a existência de frutos durante todos os meses do ano e que o período de floração e frutificação das quatro espécies avaliadas se alternou durante o período de estudo.

Assim como a água, os processos fenológicos podem ser influenciados pelas mudanças climáticas. As tartarugas marinhas são espécies ameaçadas por causas antrópicas e com populações diminuindo, da mesma forma que as onças pintadas. Ações de manejo dentro das UCs podem ajudar na conservação de espécies e recursos (Anexos 5 e 6). Exemplos de tais ações são: vigilância de praias para a não depredação de ninhos de tartarugas por humanos, vigilância na área marítima protegida para garantir a chegada das tartarugas adultas na praia, evitar o corte ilegal de árvores dentro das UCs, implementar o bom manejo de bacias hidrográficas que abrange as UCs. No entanto, proteger as tartarugas marinhas está fora da jurisdição da Costa Rica e atacar as causas das mudanças climáticas vai além do alcance das UCs e dependem principalmente de um consenso global. Portanto, este estudo apresenta um cenário onde efeitos locais na sazonalidade de recursos para a fauna silvestre podem ser utilizados como indicadores de mudanças globais.

No caso de áreas protegidas, a estratégia a ser seguida no contexto de mudanças climáticas depende da manifestação climática. Com o aquecimento global o nível das águas marinhas aumenta, assim áreas protegidas com ecossistemas costeiros devem aplicar medidas de adaptação a essas mudanças, como uma reorganização da zonificação. Medidas preventivas também podem ser aplicadas, baseadas nos modelos de mudanças climáticas, pois eles podem orientar quais áreas devem ser consideradas no caso de ampliação ou criação de novas áreas protegidas. Finalmente, medidas corretivas podem ser consideradas e viabilizadas financeiramente. Em áreas protegidas como o Parque Nacional Santa Rosa, que sofrerão processos de desertificação e, conseqüentemente, diminuição na quantidade de água disponível

para a fauna silvestre, podem aplicar-se ações de engenharia que permitam levar água desde zonas de montanha com alta produção hídrica a zonas mais baixas, prática que já é aplicada na indústria agrícola.

ANEXOS.



Anexo 1. *Didelphis marsupialis* bebendo água de uma fonte de água permanente durante o período noturno, no Parque Nacional Santa Rosa, Sector Playa Naranjo, Costa Rica. 2013.



Anexo 2. *Leopardus pardalis* predando o *Didelphis marsupialis* da fotografia anterior. O felino utiliza a fonte de água permanente também como sitio de caça. Parque Nacional Santa Rosa, Sector Playa Naranjo, Costa Rica. 2013.



Anexo 3. *Panthera onca* consumindo os restos de uma *Chelonia mydas* caçada a noite anterior. Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica.



Anexo 4. Restos de *Chelonia mydas* predada por *Panthera onca* durante a madrugada. Note-se a abertura na carapaça e remoção das barbatanas e cabeça para facilitar o consumo da carne.



Anexo 5. Programa de Monitoramento Biológico com funcionários da Área de Conservação Guanacaste, Costa Rica. 2013. Prática de campo sobre identificação de pegadas de mamíferos de médio e grande porte.



Anexo 6. Funcionários da Área de Conservação Guanacaste apresentam resultados de prática de campo em oficina do Programa de Monitoramento Biológico. Costa Rica. 2013.