



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA
BIODIVERSIDADE**

EDUARDO HOFFMAM DE BARROS

**ÁREA DE USO E SELEÇÃO DO HABITAT PELO OURIÇO-PRETO (*Chaetomys
subspinosus*) (Olfers 1818) (RODENTIA: ERETHIZONTIDAE) NO SUL DA BAHIA: A
INFLUÊNCIA DA ESTRUTURA FLORESTAL SOBRE O USO DO ESPAÇO.**

ILHÉUS-BAHIA

2012

EDUARDO HOFFMAM DE BARROS

ÁREA DE USO E SELEÇÃO DO HABITAT PELO OURIÇO-PRETO (*Chaetomys subspinosus*) (Olfers 1818) (RODENTIA: ERETHIZONTIDAE) NO SUL DA BAHIA: A INFLUÊNCIA DA ESTRUTURA FLORESTAL SOBRE O USO DO ESPAÇO.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade da Universidade Estadual de Santa Cruz como parte dos requisitos para obtenção do grau de Mestre em Ecologia e Conservação da Biodiversidade.

Área de concentração: Ecologia e Conservação de Populações.

Orientadora: Dra. Deborah Maria de Faria

Co-orientador: Dr. Gastón Andrés Fernandez Giné

ILHÉUS-BAHIA

2012

Barros, Eduardo Hoffmam de Barros.

Área de uso e seleção do habitat pelo ouriço-preto (*Chaetomys subspinosus*) (Olfers, 1818) (RODENTIA: ERETHIZONTIDAE) no sul da Bahia: a influência da estrutura florestal sobre o uso do espaço/ Eduardo Hoffman de Barros.- Ilhéus, BA: UESC, 2012.

60 f.

Orientadora: Deborah Maria de Faria

Co-orientador: Gastón -Andrés Fernandez Giné

Dissertação (mestrado)- Universidade Estadual de Santa Cruz

Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade.

Inclui referências e apêndice

Texto em português

1. Ecologia espacial 2. Espécie ameaçada 3. Conservação

ÁREA DE USO E SELEÇÃO DO HABITAT PELO OURIÇO-PRETO (*Chaetomys subspinosus*) (Olfers 1818) (RODENTIA: ERETHIZONTIDAE) NO SUL DA BAHIA: A INFLUÊNCIA DA ESTRUTURA FLORESTAL SOBRE O USO DO ESPAÇO.

Comissão examinadora:

Dr. Gledson Bianconi

(Universidade Estadual de Santa Cruz - UESC)

Dr. Marcelo Passamani

(Universidade Federal de Lavras - UFLA)

Dr^a. Deborah Maria de Faria (orientadora)

(Orientadora- Universidade Estadual de Santa Cruz - UESC)

Dr. Gastón Andrés Fernandez Giné

(Co-orientador- Universidade Estadual de Santa Cruz - UESC)

Este trabalho é dedicado aos meus pais, Edson e Rozângela e à minha noiva, Jaqueline, que foram meus maiores incentivadores desde o começo e a minha maior fonte de motivação.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Estadual de Santa Cruz pelo apoio financeiro e logístico para a realização deste trabalho.

À CAPES pelo financiamento da bolsa de mestrado.

Ao CNPq pelo financiamento do material para esta pesquisa.

Ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade.

Ao Instituto Chico Mendes pela concessão das licenças necessárias para o desenvolvimento da pesquisa e pelo apoio logístico.

Aos meus orientadores, Deborah Faria e Gastón Giné, pela oportunidade, por toda a ajuda e pela compreensão.

Aos membros da banca, Gledson Bianconi e Marcelo Passamani, por terem aceitado o convite, e ao Marcelo de novo, por ter sido o meu orientador na graduação e ter me iniciado no estudo dos mamíferos.

Aos proprietários e funcionários que autorizaram o acesso às áreas de estudo: Ronaldo Santana, da Fazenda Mãe da Mata; Ricardo e Ronaldo, da Fazenda porto Novo; Amaury Santana Santos e Agamenon, da Fazenda Pantanal; Augustinho e “Augustão” Aquino da Luz, da Fazenda São Geraldo; Dr. Henrique Blener, Alberto Albaglia, Sérgio, Ricardo, José Paixão e Cristina, da Fazenda Bolandeira; José Carlos Silva Santos (Zé Fumaça), Bruno Marchena e Paulo Cruz, do ICMBIO.

A todas as pessoas que ajudaram na coleta de dados: Jaqueline Zocca, Gastón Giné, Nereyda Falconi, Anderson Durão, Leticia Ferraço, Priscila Suscke, Carolina Cornélio, Augustinho da Luz, Helenício de Jesus, Robson e Cícero, Samantha Rocha, Vinícius Antunes, Camila, Roberta Mariano, Wesley Pertel, Jorge Tomazini, pessoal da aula de campo, Fábio Falcão, Renata, Juliana, Paulo e Leo.

Aos meus amigos e colegas de trabalho, que deixei na mão e seguraram as pontas para que eu pudesse terminar o mestrado: Eduardo Segatto, Rogério Rodrigues, Adriano Margon, Guilherme Fadini, Marina Janzanti Lapenta, Gladstone Almeida e Anderson Durão.

A todos os amigos que me ajudaram nos momentos difíceis: Henrique Gava, Anderson Durão, Michele Pessoa, Victoria Lacerda, Flora, Heitor Liuth, José Victor Pessoa, Fernando Falcão, Pedro Gouvêa, Paulinho Lima, Anna Carolina Cornélio, Cassiano Gato, Flavia Santana, Julio Dalla, Rogério Teixeira, Seu Saraiva, Miguel Demuner, Felipe Cerqueira, Heitor Braga, ao meu irmão e primos, avós, pais, tios e tias, à Marilda Zocca e ao Edemilson Canuto, ao pessoal de Santa Teresa, em fim, é muita gente para caber em uma lista, peço desculpas aos que eu me esqueci de mencionar, mas de maneira geral, a todos os meus amigos e familiares, que me deram apoio e confiança por saber que eu não estava sozinho. Muito obrigado!

RESUMO

Estudos sobre o uso do espaço têm sido utilizados para identificar as necessidades de espécies de animais e propor medidas de conservação, sendo que dentro dessa temática, dois aspectos fundamentais são as áreas de uso e a seleção de habitat. *Chaetomys subspinosus*, popularmente conhecido como ouriço-preto, é um roedor folívoro e arborícola ameaçado de extinção, que ocorre desde o sul do Estado de Sergipe ao norte do Estado do Rio de Janeiro, passando pelo Espírito Santo e nordeste de Minas Gerais. Foram estudados nove indivíduos em oito diferentes áreas na região cacauzeira do sul da Bahia, por radiotelemetria, sendo que um desses indivíduos foi translocado. Foram coletados entre 16 e 52 pontos de localização independente para cada animal, a partir dos quais foram calculadas as áreas de uso pelos métodos do Mínimo Polígono Convexo e do Kernel Fixo. Em cada área de estudo foram mapeados e quantificados os tipos de habitat e coletadas medidas da estrutura florestal. A presença de gradientes na estrutura florestal foi descrita pela Análise de Componentes Principais e correlacionada ao tamanho das áreas de uso. A seleção de habitat foi avaliada pela Análise Composicional em diferentes escalas: a seleção de tipos de habitat dentro da área de estudo e dentro das áreas de uso individuais de cada animal, a seleção de manchas de floresta dentro das áreas de uso e de árvores dentro dessas manchas. As áreas de uso tenderam a ser maiores em fragmentos de floresta maiores e em estágios sucessionais mais avançados, provavelmente em função da menor concentração de recursos selecionados pela espécie e pela maior pressão de predação, o que pode interferir na densidade das populações nesses ambientes. As áreas de uso da espécie são relativamente pequenas e os indivíduos são capazes de sobreviver em fragmentos florestais de tamanhos reduzidos e com predominância de vegetação secundária. A seleção nas escalas menores explica a seleção nas escalas maiores. As características estruturais da vegetação que mais influenciam na escolha de *C. subspinosus* são a conectividade entre as árvores e a infestação por lianas. O tipo de habitat preferido pela espécie foi floresta nativa em estágio médio e avançado de regeneração. Florestas nativas em estágio inicial de regeneração não são selecionadas, mas os ouriços-pretos utilizam esses ambientes e são capazes de viver exclusivamente neles. Áreas de cultivo, incluindo cabucas, não foram utilizadas, o que indica que esses ambientes não devem ser considerados habitat para a espécie. A translocação de indivíduos de *C. subspinosus* pode ser uma alternativa viável, uma vez que o indivíduo translocado estabeleceu sua área de uso.

Palavras-chave: ecologia espacial, espécie ameaçada, conservação.

ABSTRACT

Studies about space utilization have been used to identify the biological needs of animal species and propose conservation strategies. Two fundamental aspects regarding this subject are: home ranges and habitat selection. *Chaetomys subspinosus* (thin-spined porcupine) is an endangered arboreal folivore rodent, that occurs from southern Sergipe state to northern Rio de Janeiro state, including Espírito Santo and northeastern Minas Gerais. We studied nine radio-tagged individuals in eight different areas on the core of cocoa production in Brazil, southern Bahia, one of them translocated from an urban area to a protected area. We collected among 16 and 52 independent locations for each animal and estimated the home ranges by Minimum Convex Polygon and Fixed Kernel methods. The habitats within study areas was shaped, the habitat types was quantified and was collected forest structural data within each home range. We represented forest structural gradients by performing Principal Component Analyses (PCA) and correlated this gradient with home range sizes. The habitat selection was evaluated by Compositional Analysis on different scales: the selection of each habitat type within study areas and within individual home ranges; the selection of forest patches within home ranges and of trees within these patches. Home ranges tended to be larger on larger forest fragments, probably due to the less concentration of selected resources and due the greater predation risk, which could decrease the population density in these environments. The home ranges are relatively smalls and individuals of this species are able to survive in small forest fragments with secondary vegetation. The selection on smaller scales explains the selection on larger scales. The structural forest characteristics that more influence on the choices of *C. subspinosus* are the connection between trees and the vine infestation. The preferred habitat type was native mature and intermediary stage forest. Secondary forests are not selected but thin-spined porcupine use these environments are able to survive exclusively in them. Cultivated areas, including cabruças, were not used, which means that these environments should not be considered habitat for *C. subspinosus*. The translocation of individuals can be a viable alternative, since the translocated individual established his home range.

Key- Words: special ecology, threatened species, conservation.

Tabela 1 – Resumo das principais características de cada fragmento estudado.....	12
Tabela 2 – Descritores dos tipos de vegetação usados e disponíveis para o ouriço-preto nas áreas de estudo.....	16
Tabela 3 – Variáveis das árvores usadas e disponíveis, sua descrição e unidades de medida.....	19
Tabela 4 – Descrição das variáveis coletadas para as árvores usadas e disponíveis.....	21
Tabela 5 – Número de localizações independentes, sexo, tamanho das áreas de uso e centros de atividade (em hectares) dos animais estudados.....	26
Tabela 6 – Tamanho dos centros de atividade com 70% e 50% de probabilidade de densidade e seu percentual em relação ao tamanho da área total de uso calculada pelo Kernel fixo com 95% de probabilidade.....	26
Tabela 7 – Comparação entre os percentuais de cada categoria hábitat dentro da área de uso e dentro da área de estudo.....	32
Tabela 8 – Matriz de comparação de preferência entre os tipos habitat.....	33
Tabela 9 – Seleção de terceira ordem: comparação entre os percentuais dos tipos de vegetação usados (localizações independentes) e disponíveis (áreas dentro do MPC).....	33
Tabela 10 – Comparação da densidade de árvores dentro dos locais usados e disponíveis.....	34
Tabela 11 – Comparação da abertura de dossel dentro dos locais usados e disponíveis.....	34
Tabela 12 – Comparação entre as características das manchas florestais usadas (árvores das parcelas do entorno das árvores usadas) pelos ouriços-pretos as manchas florestais disponíveis (árvores das parcelas estabelecidas aleatoriamente) dentro das áreas de uso dos ouriços-pretos.....	36

Tabela 13 – Seleção de árvores por características não-taxonômicas, comparando proporção de uso, considerado o total de árvores usadas, à disponibilidade, considerada como o total de árvores nas parcelas feitas no entorno das árvores usadas.....38

Figura 1 – Mapa geral da área de estudo.....	9
Figura 2 – Indivíduo de ouriço-preto (<i>C.subspinosus</i>) após sua manipulação, com um radiotransmissor em colar do tipo <i>ballchain</i>	13
Figura 3 – Localização de animais marcados utilizando a técnica de radiotelemetria...	14
Figura 4 – Caracterização dos tipos de habitat dentro das áreas de estudo (<i>buffers</i>) dos ouriços-pretos (<i>C. subspinosus</i>) estudados na região cacauqueira do sul da Bahia.....	17
Figura 5 – Estabelecimento de parcelas circulares de 100m ² para a caracterização da estrutura florestal em cada área estudada.....	19
Figura 6 – Média de 100 (<i>bootstrap</i>) aleatorizações das áreas de uso calculadas por MPC para em m ² em função do tamanho da amostragem.....	25
Figura 7 – Áreas de uso calculadas para <i>C. subspinosus</i> pelos métodos do Mínimo polígono Convexo (MPC) e Kernel Fixo (95%), centros de atividade calculados pelo método do Kernel Fixo (70% e 50%).....	28
Figura 8 - Áreas de uso calculadas para <i>C. subspinosus</i> pelos métodos do Mínimo polígono Convexo (MPC) e Kernel Fixo (95%), centros de atividade calculados pelo método do Kernel Fixo (70% e 50%).....	29
Figura 9 – Pesos (<i>loadings</i>) de cada variável utilizada nos dois componentes principais (eixo 1 e eixo 2) obtidos pela.....	31
Figura 10 – Distribuição das áreas de estudo em relação aos dois componentes principais (eixo 1 e eixo 2) obtidos pela PCA.....	31

Sumário

INTRODUÇÃO GERAL.....	1
USO DO ESPAÇO.....	1
O OURIÇO-PRETO	2
A REGIÃO CACAUEIRA DO SUL DA BAHIA	4
ESTRUTURA DO HABITAT	5
OBJETIVOS.....	5
OBJETIVO GERAL	5
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	6
INTRODUÇÃO.....	7
METODOLOGIA	8
Área de estudo.....	8
A região cacauera do sul da Bahia.....	9
A Reserva Biológica de Una e o Refúgio de Vida Silvestre de Una	10
Os fragmentos florestais envolvidos	11
Busca, captura e marcação dos animais.....	12
Monitoramento por radiotelemetria e coleta de pontos de localização dos animais...	13
Caracterização e mensuração dos tipos de habitat.....	15
Caracterização e mensuração dos tipos de microhabitat	18
Caracterização e mensuração das manchas de vegetação usadas e disponíveis dentro da floresta	18
Caracterização e mensuração das árvores	20
Análise de dados	22
Estimativa de áreas de uso e centros de atividade	22
Influência da estrutura florestal no tamanho das áreas de uso	22
Seleção de habitat	22
RESULTADOS	24
Áreas de uso e centros de atividade	24
Influência da estrutura florestal no tamanho das áreas de uso.....	30
Seleção de hábitat	32
Segunda ordem	32
Terceira ordem	33
Quarta ordem	34
Quinta ordem.....	37
DISCUSSÃO.....	39
CONCLUSÕES E IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO	47
CONCLUSÕES GERAIS	48
REFERÊNCIAS	50

INTRODUÇÃO GERAL

USO DO ESPAÇO

Estudos sobre o uso do espaço por animais têm recebido grande atenção por parte dos ecólogos, uma vez que o espaço físico é considerado uma das principais dimensões do nicho (PIANKA, 1999) e seu conhecimento pode ajudar a compreender os requerimentos necessários para a sobrevivência e a perpetuação de um indivíduo, população ou espécie (GRIESEMER *et al.*, 1998; GOSSE *et al.*, 2005; JACQUES *et al.*, 2009). No que se refere à ecologia espacial, vários outros aspectos ecológicos são envolvidos, uma vez que o habitat fornece, além do espaço em si, uma série de outros recursos para os organismos (BEGON, *et al.*, 2006). Por exemplo, o estudo do uso do espaço pode revelar locais e tipos de ambientes usados para alimentação, nidificação, abrigo e proteção contra predadores por indivíduos de uma espécie (ENSTAM; ISABELL, 2003), assim como revelar diversos outros aspectos que permeiam a área de vida, o território, a mobilidade, os padrões de agregação espacial, o uso de abrigos, e a seleção do habitat pelos animais (PREVEDELLO *et al.*, 2008). Além disso, o conhecimento sobre os requerimento de indivíduos em relação ao espaço e a tipos de habitat pode ajudar na avaliação do potencial de uma paisagem em sustentar populações viáveis (GOSSE *et al.*, 2005), bem como, embasar ações que busquem acessar e restaurar o habitat para uma espécie (PECHACEK; OLEIRE-OLTMANNNS, 2003; WHITAKER *et al.*, 2006). Logo, trata-se de uma temática da ecologia com diversas aplicações em conservação.

Nesse sentido, pesquisas relativas ao uso do espaço têm sido utilizadas para identificar condições ótimas para determinados organismos, recomendar medidas de manejo para espécies ameaçadas (PECHACEK; OLEIRE-OLTMANNNS, 2003; WHITAKER *et al.*, 2006), e para propor modelos de áreas de uso e distribuição geográfica. Em outras palavras, tais estudos permitem identificar fatores que influenciam significativamente a escolha do habitat e área de uso por indivíduos de determinada espécie (PECHACEK; OLEIRE-OLTMANNNS, 2003), norteados ações de conservação.

O uso do espaço refere-se à quantidade, qualidade e intensidade de exploração do habitat em uma determinada localidade, sendo um importante determinante da distribuição e abundância de espécies animais (PREVEDELLO *et al.*, 2008). Dentro dessa temática, comumente têm sido realizado estudos sobre área de uso (*home range*) e seleção de hábitat. As áreas de uso influenciam fatores como sobrevivência e

reprodução (SCHRADIN *et al.*, 2010), tolerância à fragmentação (LIRA *et al.*, 2007), densidade das populações (FERNANDEZ *et al.*, 1997) e podem determinar o número de indivíduos que um ambiente é capaz de sustentar (GOSSE *et al.*, 2005). Apesar disso, os fatores que regulam os tamanhos das áreas de uso permanecem pouco entendidos (SCHRADIN *et al.*, 2010).

Estudos sobre seleção de habitat podem revelar quais são as condições ideais para uma espécie em seu ambiente natural e quais tipos de ambiente são viáveis como habitat (PECHACEK; OLEIRE-OLTMANN, 2003). No entanto, resultados obtidos em estudos de seleção de habitat podem variar de acordo com a escala espacial estudada. Assim, quando são baseados em uma única escala, estes podem resultar em interpretações enviesadas que não refletem os reais requerimentos da espécie como um todo. Por esta razão, de acordo com Johnson (1980), a seleção do habitat deve ser estudada em diferentes escalas, sendo a primeira delas na escala da área de distribuição de uma espécie (primeira ordem); a segunda o processo pelo qual um indivíduo escolhe sua área de uso dentro de uma paisagem (segunda ordem); a terceira a seleção de componentes do habitat dentro da área de uso do animal (terceira ordem) e a quarta a escolha de um item ou micro-habitat dentre os disponíveis no componente do habitat selecionado na terceira escala (quarta ordem).

O OURIÇO-PRETO (*Chaetomys subspinosus*)

De acordo com Morin *et al.* (2005), os ouriços ou porcos-espinhos são modelos interessantes para estudos de uso do espaço porque possuem locomoção relativamente lenta e por isso podem ser precisamente localizados através da rádio-telemetria. Também conhecidos como ouriços-cacheiros ou porcos-espinho do Novo Mundo, os roedores da família Erethizontidae estão atualmente divididos em duas subfamílias - Erethizontinae e Chaetominae - e quatro gêneros - *Coendou* (que inclui *Sphiggurus*), *Erethizon*, *Echinoprocta*, e *Chaetomys* (VOSS, 2011). *Chaetomys subspinosus*, popularmente conhecido como ouriço-preto, é a única espécie dentro da subfamília Chaetomyinae, provinda de uma linhagem que se diferenciou pelo menos 15 milhões de anos antes da especiação ocorrida nas outras espécies de ouriços do continente americano (VILELA, 2009). Por isso, essa espécie é destacada como uma das mais distintas e importantes espécies de mamíferos da Mata Atlântica (OLIVER; SANTOS, 1991).

Chaetomys subspinosus é um roedor de porte médio (1,5 a 2kg) endêmico da Mata Atlântica (FONSECA *et al.*, 1996; PAGLIA *et al.*, 2012), de hábito noturno e arborícola (CHIARELLO *et al.*, 1997; EISENBERG; REDFORD, 1999; ZORTEA; BRITO 2010, GINÉ *et al.*, 2012, OLIVEIRA *et al.*, 2012) e dieta principalmente composta de folhas (CHIARELLO *et al.*, 1997; SOUTO-LIMA *et al.*, 2010; GINÉ *et al.*, 2010), apresentando provavelmente o maior grau de folivoria dentre os ouriços do Novo Mundo (GINÉ *et al.*, 2010; SOUTO-LIMA *et al.*, 2010). Sua distribuição vai do sul estado de Sergipe ao norte do estado do Rio de Janeiro pela Mata Atlântica, incluindo uma porção do nordeste de Minas Gerais (OLIVER; SANTOS, 1991), sendo encontrada em vegetação florestal de diferentes estágios sucessionais (OLIVER; SANTOS, 1991; SILVA, 2005), restingas arbóreas (FREITAS; SILVA, 2005, Oliveira *et al.* 2012) e áreas de plantio de cacau (*Theobroma cacao*) em sistema agroflorestal (OLIVER; SANTOS, 1991).

Dos roedores brasileiros de médio e grande porte, grupo que reúne 18 espécies incluindo os ouriços (MACHADO *et al.*, 2008), apenas *Chaetomys subspinosus* consta nas listas de espécies ameaçadas de extinção do IBAMA e da IUCN (IUCN, 2011; MACHADO *et al.*, 2008), classificada em ambas na categoria *vulnerável*. Suas populações parecem estar em declínio, principalmente em decorrência da destruição e da alteração de seu habitat natural (GINÉ, 2009; FARIA *et al.*, 2011).

Essa espécie foi muito pouco documentada até o final da década de 1990 (OLIVER; SANTOS 1991). Apesar de terem aumentado notavelmente o número de estudos recentes envolvendo aspectos da história natural e ecologia de *C. subspinosus*, o conhecimento científico sobre a espécie, tem sido baseado em um número reduzido de animais (CHIARELLO *et al.*, 1997; GINÉ, 2009; GINÉ *et al.*, 2010; SOUTO-LIMA *et al.*, 2010; ZORTÉA; BRITO, 2010; GINÉ *et al.*, 2012; OLIVEIRA *et al.*, 2012). Chiarello *et al.* (1997) avaliaram o padrão de atividade e outros aspectos comportamentais de um único animal na região serrana do Espírito Santo; Zortéa e Brito (2010) avaliaram a área de uso e abrigos diurnos de um único indivíduo na mesma região; Souto-Lima *et al.* (2010) e Oliveira *et al.* (2012) estudaram a dieta e o uso do espaço de três indivíduos em uma área de restinga no sudeste do Espírito Santo; Giné *et al.* (2010) e Giné *et al.* (2012) investigaram a ecologia comportamental, alimentar e espacial da espécie com base em quatro indivíduos no sul da Bahia. Assim, até o momento a ecologia da espécie permanece pouco estudada.

As informações adquiridas até então, junto com outras abordando aspectos de genética e distribuição atual da espécie (OLIVEIRA *et al.* 2011), resultaram na elaboração do Plano de Ação Nacional (PAN) para a conservação da espécie (FARIA *et al.*, 2011). Dentre as ações de pesquisa consideradas prioritárias por esse documento está o aumento do conhecimento científico relacionado à sua conservação, o que inclui a realização de estudos de um número maior de animais por longo prazo, para conhecer e comprovar aspectos de sua autoecologia (FARIA *et al.*, 2011).

Segundo o PAN, os principais fatores de ameaça à espécie são a perda de habitat e a caça (FARIA *et al.* 2011). Em relação ao primeiro, a área com o maior número de registros para a espécie, a chamada região cacauera do sul da Bahia (OLIVER; SANTOS, 1991; GINÉ, 2009), foi seriamente devastada, restando hoje uma pequena porção de sua vegetação original, em grande parte em forma de pequenos fragmentos (COIMBRA-FILHO; CÂMARA, 1996; GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2005).

A REGIÃO CACAUEIRA DO SUL DA BAHIA

A região cacauera do sul da Bahia possui uma particularidade interessante em relação ao uso do solo, pois a vegetação nativa original foi substituída principalmente por um sistema agroflorestal, conhecido como cabruca, no qual as plantações de *Theobroma cacao* são cultivadas sob o sombreamento da vegetação nativa (ARAÚJO *et al.*, 1998). Atualmente a maior parte da cobertura florestal da região é composta por cabucas (FARIA *et al.*, 2006). Esse é um sistema que preserva parte das espécies arbóreas nativas (SAMBUICHI, 2006) e tem sido apontado como uma matriz de melhor qualidade para espécies animais do que outros tipos de cultivo (PARDINI *et al.*, 2009; CASSANO *et al.*, 2009), desempenhando um papel na manutenção da biodiversidade regional (SAMBUICHI, 2006; FARIA; BAUMGARTEN, 2007). Alguns estudos mostram que as cabucas são importantes fontes de recurso e habitat para espécies de pequenos mamíferos (PARDINI, 2004), primatas (RABOY; DIETZ, 2004) e preguiças (VAUGHAN *et al.*, 2007; CASSANO *et al.*, 2010).

No entanto, o estudo realizado por Giné (2009) mostrou que, embora o ouriço-preto venha sendo há muito tempo considerado comum nas cabucas (MOOJEN, 1952) animais dessa espécie parecem evitar esses ambientes agroflorestais, provavelmente em função da simplificação estrutural da vegetação comparada a uma floresta nativa. Assim, as cabucas, que compõem a maior parte da cobertura florestal presente na região que detém o maior número de registros da espécie *C. subspinosus* (MOOJEN,

1952; OLIVER; SANTOS, 1991; GINÉ, 2009), podem não representar de fato um habitat para a espécie como se pensava (GINÉ, 2009; FARIA *et al.*, 2011). Como consequência, a quantidade de habitat disponível para o ouriço-preto pode ser bem menor e mais fragmentada do que se acreditava anteriormente e por isso suas populações podem estar geneticamente isoladas e com grandes chances de endocruzamento (OLIVEIRA, 2005), o que tem consequências diretas para a conservação da espécie (FARIA *et al.*, 2011).

ESTRUTURA DO HABITAT

De fato a estrutura do habitat pode ser importante na determinação da preferência de habitat de uma espécie (ENSTAM; ISABELL, 2004). De acordo com August (1983), a complexidade do habitat se refere ao seu desenvolvimento vertical, sendo maior em habitats que possuem mais estratos verticais e mais desenvolvidos. Espécies arborícolas, como ouriços e preguiças, cuja forma de locomoção que não permite saltar (EMMONS, 1995), sendo pouco eficiente para transpor descontinuidades no dossel, a complexidade estrutural – característica simplificada nas cabruças – pode ser especialmente importante para permitir a locomoção.

De acordo com Faria *et al.* (2009), as mudanças estruturais ocorridas nas florestas de região de Una, BA, resultaram em um complexo e heterogêneo mosaico de habitats florestais, com diferentes usos potenciais pela biota. A forma como diferentes grupos de animais respondem a essas mudanças também é variável. O aumento da complexidade estrutural pode aumentar a qualidade do habitat para alguns grupos, como os pequenos mamíferos terrestres (PARDINI, *et al.*, 2005) e diminuir para outros, como quirópteros (FARIA *et al.*, 2002). Apesar de a estrutura florestal ser reconhecidamente um fator que afeta a biota, a maior parte dos estudos que avaliam o efeito da complexidade do habitat sobre os animais referem-se à diversidade de espécies (MAC ARTHUR; MAC ARTHUR, 1961; FARIA *et al.*, 2002; PARDINI *et al.*, 2005), sendo poucos os que abordam efeitos sobre a autoecologia das espécies (GINÉ, 2009; CORNÉLIO, 2012).

OBJETIVOS

OBJETIVO GERAL

O presente estudo investigou os padrões de uso do espaço pela espécie *C. subspinosus* em fragmentos florestais distintos com tamanhos e características estruturais diferentes, pelo uso de radiotelemetria, com o objetivo de gerar e

aprimorar informações sobre a relação do ouriço-preto com o seu habitat, que auxiliem ações voltadas à sua conservação.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Especificamente, os objetivos são:

1. estimar o tamanho da área de uso da espécie em diferentes tipos de habitat (fragmentos);
2. avaliar a influência da estrutura da vegetação sobre o tamanho da área de uso dos animais;
3. avaliar a seleção do habitat pela espécie em diferentes escalas;
4. investigar como as características da estrutura florestal influenciam na escolha de habitat dentro da área de estudo, dentro da área de uso e dentro da floresta.

Assim esperamos que o conhecimento aqui gerado sobre o uso do espaço pelo ouriço-preto possa em curto prazo nortear algumas das ações de conservação recentemente propostas para a espécie (FARIA *et al.*, 2011), como desenvolvimento de programas de translocação; formação de corredores ecológicos; criação de unidades de conservação; adequação de centros de triagem e realização de análise de viabilidade populacional.

Esta dissertação está estruturada em apenas um capítulo, em formato de artigo, intitulado “Área de uso e seleção do habitat pelo ouriço-preto (*Chaetomys subspinosus*) (Olfers 1818) (Rodentia: Erethizontidae) no sul da Bahia: a influência da estrutura florestal sobre o uso do espaço”, que deverá ser submetido a revista científica especializada.

INTRODUÇÃO

Estudos sobre o uso do espaço por animais referem-se à quantidade, qualidade e intensidade de exploração do habitat em uma determinada localidade (PREVEDELLO *et al.*, 2008). Tais estudos ajudam a compreender uma série de outros aspectos ecológicos fundamentais, uma vez que o espaço envolve o acesso a uma grande variedade de recursos, como alimento, locais para nidificação, abrigo e proteção contra predadores (ENSTAM; ISABELL, 2003) e está relacionado a aspectos como territorialismo (SCHRADIN, 2004), mobilidade e padrões de agregação espacial (PREVEDELLO *et al.*, 2008), densidade populacional (FERNANDEZ *et al.*, 1997) tolerância à fragmentação (LIRA *et al.*, 2007) e capacidade da paisagem em sustentar populações viáveis (GOSSE *et al.*, 2005). Por isso, pesquisas sobre o uso do espaço têm sido utilizadas para embasar diversas ações voltadas para a conservação das espécies, que vão desde a proposição de modelos de áreas de vida (PECHACEK; OLEIRE-OLTMANN, 2003) até medidas de restauração de habitat (PECHACEK; OLEIRE-OLTMANN, 2003; WHITAKER *et al.*, 2006).

Chaetomys subspinosus, popularmente conhecido como ouriço-preto, é um roedor folívoro e arborícola (EISENBERG; REDFORD, 1999; GINÉ *et al.*, 2010; SOUTO-LIMA *et al.*, 2010) endêmico da Mata Atlântica (FONSECA *et al.*, 1996; PAGLIA *et al.*, 2012) e ameaçado de extinção (MACHADO *et al.*, 2008). Sua distribuição está restrita a uma pequena porção de Mata Atlântica (OLIVER; SANTOS, 1991), bioma que foi severamente reduzido e fragmentado (RIBEIRO *et al.*, 2009), tornando-o um dos mais ameaçados do mundo (MYERS, 2000; MITTERMEIER *et al.*, 2004).

Muito pouco conhecido até o final da década de 1990 (OLIVER; SANTOS, 1991), o ouriço-preto foi a espécie alvo de estudos recentes sobre genética (OLIVEIRA, 2005), taxonomia (VILELA *et al.*, 2009), história natural e ecologia (CHIARELLO *et al.*, 1997; GINÉ *et al.*, 2010; SOUTO-LIMA *et al.*, 2010; ZORTÉA; BRITO, 2010; GINÉ *et al.*, 2012; OLIVEIRA *et al.*, 2012). No entanto, a maioria desses estudos relativos à ecologia da espécie foi baseada em um número reduzido de animais, entre um (ZORTÉA; BRITO, 2010) e quatro indivíduos (GINÉ *et al.*, 2010; GINÉ *et al.*, 2012). Por isso, uma das ações prioritárias recomendadas no Plano de Ação Nacional para a conservação da espécie é a realização de estudos de um número maior de animais por longo prazo, visando conhecer e comprovar aspectos de sua autoecologia (FARIA *et al.*, 2011).

A região cacauzeira do sul da Bahia, que abriga a maior porção de Mata Atlântica do nordeste brasileiro (ARAÚJO *et al.*, 1998) e onde a espécie foi registrada mais vezes (MOOJEN, 1952; OLIVER; SANTOS, 1991; GINÉ, 2009), possui a maior parte da sua cobertura vegetal formada por cabucas (FARIA *et al.*, 2006), sistema agroflorestal de cultivo de cacau (*Theobroma cacao*) sob o sombreamento de árvores de grande porte, incluindo espécies nativas (ARAÚJO *et al.*, 1998). No entanto, esse sistema parece não ser habitat para *C. subspinosus*, provavelmente em função da simplificação estrutural desse ambiente (GINÉ, 2009) e, conseqüentemente, a quantidade de habitat disponível para a espécie pode ser muito menor e mais fragmentada do que se pensava (FARIA *et al.*, 2011). De fato as mudanças estruturais ocorridas nas florestas dessa região resultaram em um complexo e heterogêneo mosaico de habitats florestais, com diferentes usos potenciais pela biota (Faria *et al.*, 2009).

Buscando avaliar como as características dos diferentes tipos de habitat presentes na região cacauzeira do sul da Bahia afetam os ouriços-pretos (*C. subspinosus*), o presente trabalho investigou o uso do espaço pela espécie em fragmentos florestais inseridos em paisagens distintas, com tamanhos e características estruturais diferentes. Os objetivos específicos do trabalho foram: 1. estimar o tamanho da área de uso da espécie em diferentes tipos de habitat (fragmentos); 2. avaliar a influência da estrutura da vegetação sobre o tamanho da área de uso dos animais; 3. avaliar a seleção do habitat pela espécie; 4. investigar como as características da estrutura florestal influenciam na escolha de habitat em diferentes escalas.

METODOLOGIA

Área de estudo

O presente estudo foi desenvolvido em oito diferentes áreas de Mata Atlântica da região cacauzeira do sul da Bahia, Brasil, entre 1km e 20 km da costa, nos municípios de Ilhéus (39°15' a 39°00' W; 14°30' a 15°05' S) e Una (39°18' a 39°00' W; 15°23' a 15°03' S), com altitudes entre 10 m e 130 m do nível do mar, onde foram encontrados, capturados e monitorados nove indivíduos da espécie *Chaetomys subspinosus*. Quatro desses fragmentos estão dentro da Reserva Biológica (REBIO) de Una, dois dentro do Refúgio de Vida Silvestre (REVIS) de Una e dois em fazendas produtoras de cacau da região (**figura 1**).

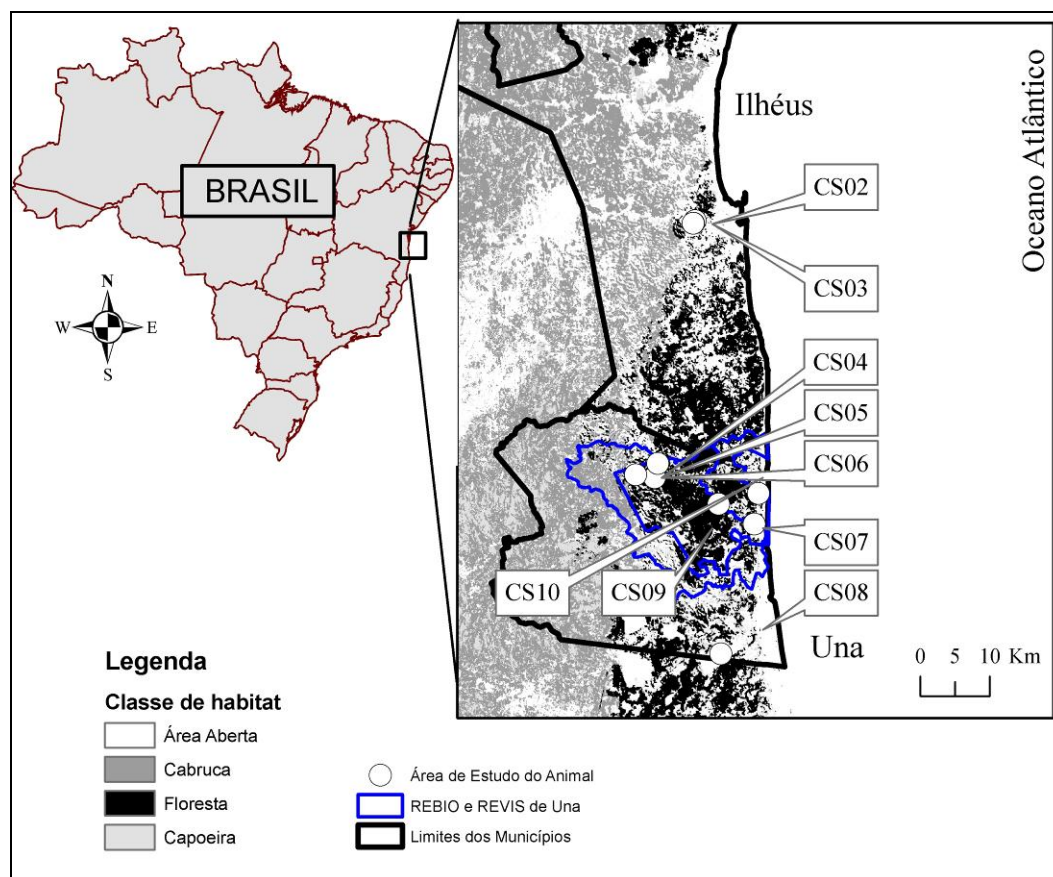


Figura 1 – Mapa geral da área de estudo. Em destaque os fragmentos onde os ouriços-pretos (indicados pelas abreviações CSs) foram estudados, nos municípios de Ilhéus e Una, BA. Os indivíduos CS04, CS05, CS06 e CS09 foram estudados em fragmentos da REBIO de Una, enquanto os ouriços CS07 e CS10 foram estudados em fragmentos da REVIS de Una, e CS02, CS03 e CS08 foram estudados em fragmentos de fazendas cacauzeiras localizadas fora dessas unidades de conservação.

A região cacauzeira do sul da Bahia

A região cacauzeira do sul da Bahia, chamada assim por ser historicamente responsável pela maior produção de cacau do país (MORI; SILVA, 1979), abriga a maior porção de remanescentes da Mata Atlântica da região nordeste do Brasil (SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2002). O clima é quente, úmido e sem estação seca definida, classificado como tipo Af de Koeppen (KOEPPEN, 1936 apud MORI *et al.*, 1983). A temperatura anual média varia entre 24° e 25° C e a pluviosidade anual média entre 1200 e 1800 mm (MORI *et al.*, 1983), podendo alcançar 2700 mm em locais próximos ao litoral, como ocorre na cidade de Ilhéus (FARIA-FILHO; ARAUJO, 2003). O clima permite a permanência de uma vegetação florestal tropical, classificada por Govêa *et al.* (1976) como mata higrófila sul-bahiana, também conhecida como Perenifolia Latifoliada Higrófila Hileana Baiana, por se assemelhar à Floresta Amazônica (JARDIM, 2003). Essa vegetação é caracterizada por ser alta, estratificada, densa, latifoliada, sempre

verde, representada por poucos indivíduos de muitas espécies vegetais e pode apresentar abundantes populações de lianas, samambaias, bromélias e epífitas vasculares (VINHA *et al.*, 1976; THOMAS *et al.*, 1998).

Alguns estudos indicam que nesta região são registrados os mais elevados níveis de diversidade e endemismo de plantas do bioma (THOMAS *et al.*, 1998; AMORIM *et al.*, 2008; SOUSA; WENDT, 2008), incluindo um dos maiores índices de diversidade botânica já registrados no mundo (THOMAS *et al.*, 2008). Para a mastofauna, a região também é considerada um dos principais centros de endemismo (MOURA, 2003; PAGLIA *et al.*, 2012), onde destacam-se espécies de mamíferos ameaçadas de extinção, como a preguiça-de-coleira (*Bradypus torquatus*) (CHIARELLO *et al.*, 2008), o mico-leão-da-cara-dourada (*Leontopithecus chrysomelas*), o macaco-prego-do-peito-amarelo (*Sapajus xanthosternos*) (KIERULFF *et al.*, 2008b), o rato-do-cacau (*Callistomys pictus*) (VAZ, 2002; MOURA, 2003; VAZ, 2005), e o ouriço-preto (*Chaetomys subspinosus*) (CATZEFLIS *et al.*, 2008).

Os tipos predominantes de solo no município de Ilhéus correspondem aos Latossolos, Alissolos e Argissolos, cujas manchas mais férteis se encontram utilizadas pela cacauicultura, enquanto aquelas de menor fertilidade estão ocupadas, principalmente, pela pecuária (FARIA-FILHO; ARAUJO, 2003). Ao longo da costa, onde o solo arenoso e pobre impede o estabelecimento de extensivas plantações, está concentrada a maior parte dos fragmentos florestais existentes na região (FARIA *et al.*, 2007). Nesta faixa litorânea, a paisagem é composta por um mosaico de vegetação florestal nativa em diferentes estágios de sucessão, plantações de cacau sombreadas (*Theobroma cacao* L.), conhecidas como cabucas; e cultivos de seringueiras (*Hevea brasiliensis*), bem como, pastos e outros cultivos. Estudos têm mostrado que os elementos deste mosaico diferem significativamente em várias características que definem a estrutura florestal (FARIA *et al.*, 2009; PARDINI *et al.*, 2009) e, em adição ao distanciamento das florestas contínuas, essas características estruturais provocam alterações na estrutura da comunidade animal e vegetal (FARIA *et al.*, 2007; PARDINI *et al.*, 2009).

A Reserva Biológica de Una e o Refúgio de Vida Silvestre de Una

A Reserva Biológica de Una, localizada no município de Una, aproximadamente 40 km ao sul de Ilhéus e na faixa litorânea do sul da Bahia, foi criada em 1980 (Decreto nº 85463 do Instituto Brasileiro de Meio ambiente e Recursos

Hídricos – IBAMA) para proteger a riqueza florística e faunística dos maiores remanescentes florestais desta região, principalmente sobre o apelo de proteger populações de mico-leão-da-cara-dourada. A reserva possui uma área de 11.400 ha, dos quais aproximadamente 7.000 ha são regularizados (SARACURA, 1997; THOMAS *et al.*, 2000). Recentemente, no ano de 2007, foi criado o Refúgio de Vida Silvestre (REVIS) de Una (DECRETO S/Nº DE 21 DE DEZEMBRO DE 2007) no entorno da REBIO de Una, cobrindo uma área de 23.404 ha com o objetivo de servir como uma zona de amortecimento dos impactos antrópicos sobre a REBIO e garantir a existência e a reprodução de espécies da fauna e da flora locais, conforme preconizado pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC (MMA, 2000). Essas unidades protegem áreas de vegetação nativa em vários estágios sucessionais, e que se encontra concentrada em grandes blocos florestais (>1000 ha) (FARIA *et al.*, 2009).

A vegetação florestal da parte oriental e ocidental destas reservas são distintas devido à variação do solo. A porção oriental, voltada para o oceano, apresenta solo Podzólico Vermelho-amarelo, variação Cururupe, caracterizado por ser arenoso e pobre, favorecendo o crescimento de uma floresta de restinga, onde ocorre a espécie *Atallea funifera*, piaçaveira endêmica deste tipo de vegetação sul-Baiana (SARACURA, 1997). A porção ocidental é constituída de solo Latossolo Vermelho-amarelo, variação Colônia, solo um pouco mais rico e profundo, suportando uma vegetação mais alta e exuberante com espécies nobres da mata higrófila regional (SARACURA, 1997).

Os fragmentos florestais envolvidos

Foram amostrados neste estudo fragmentos florestais de 42 ha até áreas dentro de um grande bloco de floresta de 17.18 ha (**tabela 1**). A vegetação apresentou características que vão desde aquelas observadas em vegetação secundária em estágio inicial até o avançado de regeneração, conforme critérios estabelecidos pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente, Resolução Nº5/1994 (CONAMA, 1994). Apenas um dos fragmentos (localizado na Fazenda Bolandeira, Una) apresentou predominância de vegetação nativa em estágio inicial de regeneração, enquanto a vegetação nativa que compõe os demais fragmentos estava predominantemente em estágio médio ou avançado. A paisagem das áreas de estudo é composta por vegetação florestal nativa, cabucas, pastagens, seringais e áreas abertas, além de outros cultivos menos expressivos, no entanto esses tipos de vegetação não estiveram presentes em todos os fragmentos.

Tabela 1 – Resumo das principais características de área estudada.

Indivíduos estudados	Tamanho aproximado do fragmento	Composição da paisagem do entorno	Estágio sucessional predominante da vegetação nativa	Localidade
CS2 e CS3	150 ha	Vegetação nativa, cabruca, área aberta e seringal.	Médio	Fazenda Porto Novo – Ilhéus.
CS4	17.177 ha	Vegetação nativa e área aberta.	Avançado	Parte ocidental da REBIO / Metal Forte.
CS5	17.177 ha	Vegetação nativa e área aberta.	Médio	Parte ocidental da REBIO / Metal Forte.
CS6	95 ha	Vegetação nativa e área aberta.	Médio e avançado	Parte ocidental da REBIO, próximo à Vila Brasil
CS7	466 ha	Vegetação nativa e área aberta.	Médio	Parte oriental da REVIS / Fazenda Pantanal.
CS8	42 ha	Vegetação nativa, área aberta e seringal.	Inicial	Fazenda Bolandeira – Una.
CS9	17.177 ha	Vegetação nativa e área aberta.	Avançado	Parte oriental da REBIO / Maruim.
CS10	7.410 ha	Vegetação nativa e área aberta.	Avançado	Parte oriental da REVIS – Fazenda São Geraldo.

Busca, captura e marcação dos animais

Durante o período entre maio de 2010 e janeiro de 2012 foram realizadas buscas pelos animais nas áreas de estudo através do método de busca ativa, descrito por Giné (2009). Esse método consiste em procurar visualmente os animais no dossel de áreas florestadas (floresta nativa, seringais e plantações de cacau sombreadas), caminhando e inspecionando desde o chão a copa das árvores e potenciais abrigos (emaranhados de cipós, bromélias, troncos e copas de árvores). As buscas foram realizadas sempre por duas pessoas treinadas, em período diurno, durante três a oito horas contínuas. Os locais de busca foram sendo escolhidos previamente a fim de incluir no estudo áreas florestais com diferentes características estruturais, estágios sucessionais e tamanhos.

Após cada animal ter sido encontrado, a árvore foi escalada e o indivíduo foi contido manualmente pela cauda. Imediatamente após a contenção física, cada animal foi conduzido ao chão, onde foi pesado, sexado e sedado com injeção intramuscular de ketamina (5mg/kg) e hidroclorito de xilazina (2mg/kg). Durante o período de efeito do anestésico, um radiotransmissor com colar do tipo *ballchain*, da marca BioTrack modelo TW3SM de 30g (aproximadamente 1,5% a 2% do peso do animal) foi colocado em volta do pescoço do indivíduo para a marcação e posterior monitoramento do animal por radiotelemetria (**figura 2**). Cada colar foi revestido previamente com adesivos refletivos, para melhorar a visibilidade dos animais à noite.



Figura 2 – Indivíduo de ouriço-preto (*Chaetomys subspinosus*) após sua manipulação, com colar do tipo *ballchain* contendo um rdiotransmissor.

Após a manipulação, cada animal foi assistido até se recuperar da contenção química e imediatamente solto na mesma árvore em que foi capturado. Especialmente, apenas o indivíduo CS10, foi capturado por moradores de uma área urbana do distrito de Olivença (UTM 24L 498454 / 8344528), sul do município de Ilhéus, e, devido ao risco de morte do animal e às condições ambientais da localidade, foi translocado e solto imediatamente em um fragmento sobre menor pressão antrópica da REVIS de Una (UTM 24L 498641/8323656), aproximadamente 21 km ao sul do local de sua captura. As capturas e a marcação dos animais foram feitas primando pela segurança e pelo bem estar do animal, conforme descrito em Giné *et al.* (2010). Todas as atividades desta pesquisa foram realizadas após a devida autorização concedida pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (número da licença: números 23468-1 e 27021-1).

Monitoramento por radiotelemetria e coleta de pontos de localização dos animais.

Após a soltura, os animais marcados foram localizados entre uma e quatro vezes por semana, utilizando a técnica de radiotelemetria. Para isso, foi utilizado o método *homing on the animal*, o qual consiste na aproximação progressiva na direção do sinal mais forte transmitido pelo radiotransmissor até encontrar o animal e/ou definir sua localização (MECH, 1983) (**figura 3**). Ao localizar o animal, a árvore onde ele se

encontrava foi marcada com fita plástica e georeferenciada com auxílio de um aparelho GPS (*Global Position System*, marca Garmin, modelo Map60Csx). Ao longo do trabalho buscou-se coletar aproximadamente 50 pontos de localização para cada animal, número recomendado para análises de área de vida e seleção de habitat por Aebischer *et al.* (1993), e suficiente para a estabilização do tamanho das áreas de uso desta espécie focal, de acordo com trabalho prévio (GINÉ, 2009).



Figura 3 – Localização de animais marcados utilizando a técnica de radiotelemetria.

Para evitar a coleta de dados espaço-temporalmente correlacionados, conforme recomendado por Harris *et al.* (1990), localizações sucessivas de um mesmo indivíduo foram coletadas respeitando um intervalo mínimo de 13 horas. Esse intervalo foi definido *a priori* como o tempo suficiente para evitar a dependência das localizações, segundo análise prévia feita para quatro indivíduos por Giné (2009). Este autor mostrou, através do índice de Schoener (SWIHART; SLADE, 1995), que o tempo mínimo necessário para obter localizações independentes é de 6 horas. Sendo assim, o intervalo de 13 horas foi adotado por ser considerado suficiente e seguro. Ainda para evitar um viés temporal, conforme recomendado por Kernohan *et al.* (2001), buscou-se coletar dados de localizações dos animais em todos os horários do dia de forma balanceada, resultando em dados coletados tanto no período diurno quanto no período noturno (razão aproximada de 1/1), bem como, igualmente balanceados ao longo de todos os horários do ciclo de 24 horas. Adicionalmente, a coleta de dados efetivamente

foi iniciada sete dias após a soltura, pois este período foi considerado necessário para a habituação do animal ao radio-transmissor e ao coletor. Para o indivíduo CS10, que foi translocado, esse período foi estipulado em 15 dias, devido à sua adaptação ao novo ambiente.

Após o término do monitoramento por radiotelemetria, as árvores usadas, cujos pontos de localização foram registrados no GPS, foram mapeadas com trena e bússola, conforme descrito em Giné *et al.* (2012), para o georeferenciamento mais preciso dos pontos de localização dos animais. Este método consistiu em coletar dados de distância e ângulo entre as árvores usadas e um ponto de referência localizado na borda do fragmento florestal. Em seguida, estes dados de distância e ângulo foram usados para estimar a coordenada geográfica de cada árvore através do programa TrackMaker (versão 13.8). No caso de árvores muito distantes ($\geq 30\text{m}$) das demais e dos pontos de referência, foi considerada sua coordenada geográfica àquela obtida através do aparelho GPS, com erro de estimação entre 5 e 10 m, neste caso, devido à dificuldade em obter as medidas de ângulo e distância entre esta e as demais durante o mapeamento.

Caracterização e mensuração dos tipos de habitat

Para obter os dados de uso e disponibilidade dos tipos de habitat, após o mapeamento das localizações dos animais, os tipos de habitat em que esses se encontravam foram categorizados, segundo sua cobertura vegetal, nas seguintes categorias: floresta, cabruca, capoeira e áreas abertas, conforme descrito na **tabela 2**.

Tabela 2 - Descritores dos tipos de vegetação usados e disponíveis para o ouriço-preto (*Chaetomys subspinosus*) nas áreas de estudo.

Tipo de vegetação	Descrição
Área aberta	Foram incluídas as áreas sem cobertura florestal, como estradas, sedes de fazendas, pastagens e as áreas de cultivos exceto cabruca, como plantações de cacau não sombreadas e seringais.
Capoeira	Áreas de vegetação nativa em estágio inicial de regeneração conforme a resolução CONAMA Nº5/94, que as define da seguinte forma: "fisionomias herbáceo/arbustivas com altura média inferior a 5 m, DAP médio inferior a 8 cm; epífitas, se existentes, são representadas principalmente por líquens, briófitas e pteridófitas, com baixa diversidade; trepadeiras, se presentes, são geralmente herbáceas; serapilheira, quando existente, forma uma camada fina pouco decomposta, contínua ou não; diversidade biológica variável com poucas espécies arbóreas ou arborescentes, podendo apresentar plântulas de espécies características de outros estágios; espécies pioneiras abundantes; ausência de subosque; florística está representada em maior frequência pelos gêneros <i>Piper</i> , <i>Scleria</i> , <i>Pshychotria</i> , <i>Palicourea</i> , <i>Clidemia</i> , <i>Miconia</i> , <i>Henriettea</i> , <i>Tibouchina</i> , <i>Trema</i> , <i>Heliconia</i> , <i>Telepteris</i> , <i>Attalea</i> , <i>Imperata</i> , <i>Mimosa</i> e <i>Vernonia</i> ".
Cabruca	Plantações de cacau sombreadas, cultivadas sob sistema agroflorestal com espécies arbóreas nativas.
Floresta	<p>Áreas de vegetação nativa nos estágios de regeneração médio e avançado, conforme a resolução CONAMA Nº5/94, com as seguintes características:</p> <p>- <i>estágio médio</i> - fisionomia arbórea e/ou arbustiva predominando sobre a herbácea, podendo constituir estratos diferenciados; a altura média de 5 a 12 m, cobertura arbórea variando de aberta a fechada, com ocorrência eventual de indivíduos emergentes, DAP médio de 8 a 18 cm, epífitas aparecendo com maior número de indivíduos e espécies em relação ao estágio inicial, repadeiras, quando presentes, predominantemente lenhosas, serrapilheira presente, variando de espessura de acordo com as estações do ano e a localização, diversidade biológica significativa, subosque presente, florística representada em maior frequência pelos gêneros <i>Protium</i>, <i>Bowdichia</i>, <i>Tabebuia</i>, <i>Byrsonima</i>, <i>Tapirira</i>, <i>Virola</i>, <i>Inga</i>, <i>Joannesia</i>, <i>Pogonophora</i>, <i>Didymopanax</i>, <i>Simarouba</i>, <i>Luehea</i>, <i>Duguetia</i>, <i>Guatteria</i>, <i>Heliocostylis</i>, <i>Maclura</i>, <i>Myrcia</i>, <i>Cupania</i>, <i>Pera</i>.</p> <p>- <i>Estágio avançado</i> – fisionomia arbórea dominante sobre as demais, formando um dossel fechado e relativamente uniforme no porte, podendo apresentar árvores emergentes, altura média superior a 12 m, espécies emergentes ocorrendo com diferentes graus de intensidade, copas superiores horizontalmente amplas, epífitas presentes em grande número de espécies e com grande abundância, DAP médio superior a 18 cm, trepadeiras geralmente lenhosas, serrapilheira abundante, diversidade biológica muito grande devido à complexidade estrutural, estratos herbáceo, arbustivo e um notadamente arbóreo, subosque normalmente menos expressivo do que no estágio médio, florística representada em maior frequência pelos gêneros <i>Licania</i>, <i>Couepia</i>, <i>Ocotea</i>, <i>Nectandra</i>, <i>Sloanea</i>, <i>Buchenavia</i>, <i>Parkia</i>, <i>Stryphonodendron</i>, <i>Brosimum</i>, <i>Helicostylis</i>, <i>Clarisia</i>, <i>Caraipa</i>, <i>Rheedia</i>, <i>Lecythis</i>, <i>Macrosamanea</i>, <i>Inga</i>, <i>Manilkara</i>, <i>Pouteria</i>, <i>Chrysophyllum</i>, <i>Simarouba</i>, <i>Apeiba</i>, <i>Couma</i>, <i>Bombax</i>.</p>

Para mensurar a quantidade disponível desses tipos de habitat foram mapeados os tipos de vegetação presentes nos locais de estudo através de fotointerpretação de imagens cedidas pelo Instituto de Estudos Sócio-ambientais do Sul da Bahia (IESB), bem como, através da verificação e mapeamento em campo. Neste caso, os limites dos tipos de vegetação foram contornados e georeferenciados com o uso de um aparelho GPS manual (Garmin modelo GPSMAP 60CSX). Em seguida, através do programa ArcGis 9.3 (ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH, INC. 2008), foi calculada a proporção de área ocupada por cada tipo de vegetação dentro da área de estudo e dentro da área de uso de cada animal, estimadas pelo método do Mínimo Polígono Convexo – MPC (MOHR, 1947). A área de estudo de cada animal foi delimitada como a área circular de raio de 600m a partir do centro da área de uso de cada animal, a qual foi definida como a média de todas as coordenadas de localização de cada animal, conforme Kernohan *et al.*, (2001). A **figura 4** mostra os tipos de habitats disponíveis nas áreas de estudo para cada animal estudado e suas áreas de uso calculadas pelo MPC.

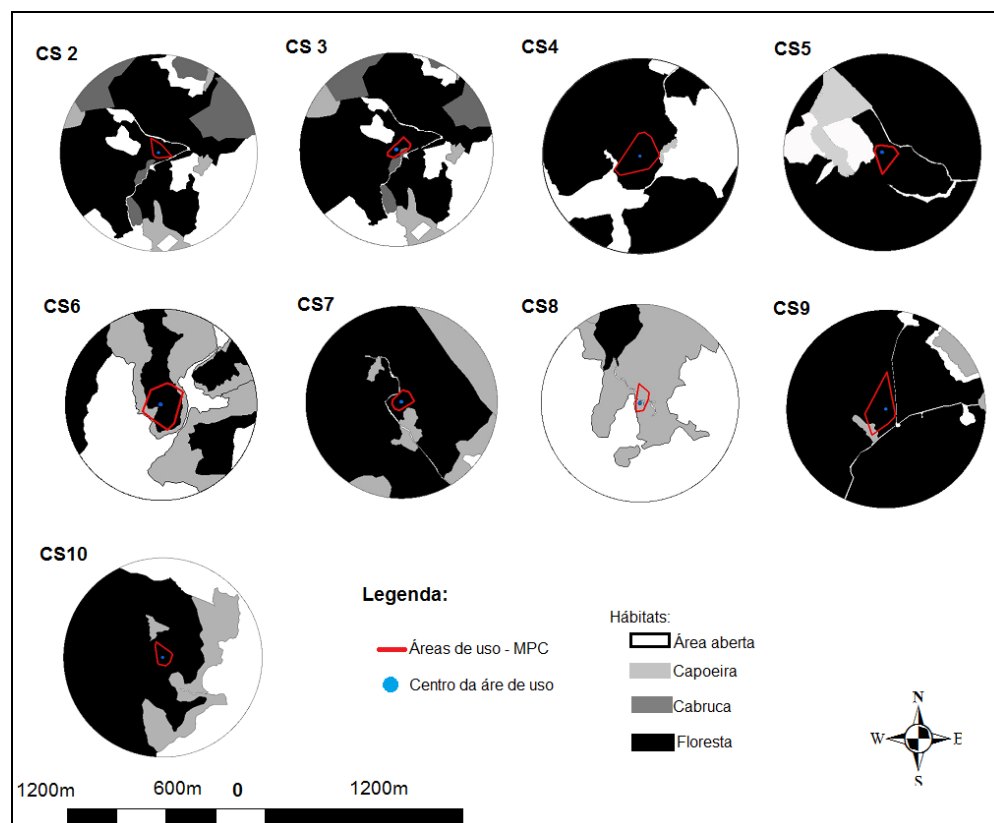


Figura 4 – Caracterização dos tipos de habitat dentro das áreas de estudo (*buffers*) dos ouriços-pretos (*C. subspinosus*) estudados na região cacauzeira do sul da Bahia.

Caracterização e mensuração dos tipos de microhabitat

Com a finalidade de investigar possíveis padrões de seleção em diferentes níveis, o microhabitat foi definido em duas escalas diferentes, com a finalidade de investigar possíveis padrões de seleção em diferentes níveis. Primeiro, foram consideradas como microhabitat as “manchas” (*patches*) de vegetação dentro da floresta, definidas como porções de 100 m² dentro das áreas de uso dos animais. Em uma escala menor, foram considerados como microhabitat as árvores dentro das áreas de uso.

Caracterização e mensuração das manchas de vegetação usadas e disponíveis dentro da floresta

Foram estabelecidas parcelas circulares de 100 m², cujo centro foi cada uma das árvores usadas. As parcelas foram feitas a partir desse centro, com um raio de 5,6 m (**figura 5**). Essas foram consideradas as manchas usadas. Além delas, foram estabelecidas dez parcelas de mesmo tamanho em locais aleatórios, estabelecidos a partir de pontos sorteados, consideradas as manchas disponíveis. Dentro das parcelas foram coletadas as seguintes informações: abertura de dossel, número de árvores e presença de árvores forrageiras. Foram consideradas forrageiras as árvores dos gêneros *Inga*, *Albizia*, *Tapirira* e *Pera*, que compõem a maior parte da dieta da espécie (SOUTO-LIMA *et al.*, 2010; GINÉ *et al.*, 2010). A definição de cada uma dessas medidas, suas unidades e a metodologia de coleta de dados está descrita na **tabela 3**.



Figura 5 – Estabelecimento de parcelas circulares de 100m² para a caracterização da estrutura florestal em cada área estudada.

Tabela 3 - Variáveis das árvores usadas e disponíveis, sua descrição e unidades de medida.

Variável medida	Descrição	Unidade
Densidade de árvores com DAP superior a 10 cm.	Número de árvores com diâmetro à altura do peito (DAP) superior a 10 cm dentro de cada parcela de 100 m ² . O diâmetro foi estimado a partir da circunferência do caule da árvore medido à altura do peito ($\pm 1,3$ m), seguindo a fórmula $DAP = CAP/3,14$.	Árvores / 100m ²
Abertura de dossel	Porcentagem de abertura do dossel, medida através de um espelho convexo de 10 cm de diâmetro, quadriculado com 100 quadrículas de mesmo tamanho. O espelho foi posicionado sempre a 1 m do solo em quatro pontos no entorno da árvore central da parcela, posicionados a 2 m dessa árvore nos sentidos leste, oeste, norte e sul.	Percentual de abertura (%)
Presença de árvores forrageiras	Foi registrada a presença das árvores dos gêneros <i>Inga</i> , <i>Albizia</i> , <i>Tapirira</i> e <i>Pera</i> nas parcelas, que de acordo com Souto Lima <i>et al.</i> (2010) e Giné <i>et al.</i> (2010) compõem juntas entre 80 e 90% da dieta de <i>C. subspinosus</i> . Para cada parcela foi considerada apenas a presença ou a ausência de pelo menos um dos gêneros. Quando havia galhos de árvores forrageiras dentro da parcela elas foram consideradas presentes.	Número de parcelas com árvores forrageiras presentes e número de parcelas com árvores forrageiras ausentes.

Caracterização e mensuração das árvores

Dentro de cada parcela, tanto para as usadas quanto para as disponíveis, foram coletadas medidas de cada uma das árvores com DAP ≥ 10 cm. As medidas coletadas foram: diâmetro a altura do peito (DAP), altura da árvore, altura da primeira bifurcação, número de cipós, percentual de cobertura de cipós na copa, número de árvores conectadas, presença ou ausência de emaranhados de cipós e de bromélias. Os dados foram coletados e posteriormente categorizados conforme a **tabela 4**. Para algumas das medidas coletadas foi utilizada a mesma metodologia e as mesmas categorias utilizadas por Giné (2009).

Tabela 4 – Descrição das variáveis coletadas para as árvores dentro das parcelas.

Variável medida	Descrição	Unidade	Categorias
DAP*.	Diâmetro à altura do peito ($\pm 1,3$ m) estimado a partir da medição da circunferência do caule à altura do peito (CAP), seguindo a fórmula $DAP = CAP / 3,14$. Foram medidas apenas árvores com DAP superiores a 10 cm.	Centímetros	<10; 10-20; >30.
Altura da árvore*.	Altura da árvore estimada visualmente, sempre pelo mesmo observador. Para melhorar a precisão das estimativas, em cada fragmento foi utilizada uma régua com comprimento entre 6 e 9 m que foi colocada ao lado das árvores para servir como referência.	Metros	<12; 12-18; >18.
Altura da primeira bifurcação.	Altura da bifurcação mais próxima ao solo de cada árvore estimada da mesma forma que a altura da árvore. Para as árvores que não tinham galhos lenhosos, essa altura foi considerada como sendo igual à altura da árvore.	Metros	<7; 7-10>10.
Número de cipós*.	Número de cipós subindo a árvore, com diâmetro superior a 1 cm, contados à altura de 1,3 m do solo.	Número de cipós	0; 1-5; 6-10; >10.
Percentual de cobertura de cipós*.	Porcentagem da área externa da copa que estava encoberta por cipós, estimada visualmente.	Percentual de cobertura d-a copa.	0; 1-25; 26-50; 51-75; 76-100.
Presença de emaranhados de cipós*.	Presença de emaranhados de cipós na árvore que formavam pontos escuros na copa.	-	Presente; ausente.
Presença de bromélias*.	Presença de bromélias com área basal superior a 20 cm na copa da árvore avaliada.	-	Presente; ausente.

Nota: o asterisco (*) indica que foi utilizada a mesma metodologia e consideradas as mesmas categorias do estudo de Giné (2009).

Análise de dados

Estimativa de áreas de uso e centros de atividade

Baseado nos dados de localizações independentes, as áreas de uso dos animais foram estimadas através da extensão *Animal movement* v.2.04 (HOOGE; EICHENLAUB, 1997) do programa ArcView GIS, versão 3.2 (*ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH*, Inc. 1998) por dois métodos: Método do Mínimo Polígono Convexo, utilizando 100% das localizações - MPC100% (MOHR, 1947) e Kernel fixo (WORTON, 1989), com 95% de probabilidade de densidade de uso e largura da base do kernel (h) estimada pelo método de “validação cruzada de quadrados mínimos” (*Least Square Cross Validation* - LSCV). O estimador kernel com base fixa foi utilizado também para determinar os locais com maior concentração de uso, chamados de centros de atividade, porém com 70% e 50% de densidade de probabilidade de uso. Usando o mesmo programa computacional, foi verificado se ocorreu estabilização da área de uso de cada animal após a amostragem, ou seja, se a coleta foi suficiente para amostrar as áreas de vida dos animais estudados. Para isso, foi feita uma curva do coletor (ou rarefação), de forma iterativa (*bootstrap* com 100 aleatorizações) pela extensão *Animal movement* v.2.04 (HOOGE; EICHENLAUB, 1997) do programa ArcView GIS, versão 3.2 (*ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH*, Inc. 1998), para verificar como a área de vida estimada pelo método do MPC aumentou em função do número de localizações coletadas.

Influência da estrutura florestal no tamanho das áreas de uso

A presença de gradientes na estrutura florestal foi descrita através da Análise de Componentes Principais (PCA), com a utilização do programa PAST versão 2.12 (HAMMER; HARPER, 2001). Os dois primeiros eixos dessa PCA foram correlacionados, pela correlação de Spearman, com os tamanhos das áreas de uso dos animais que apresentaram áreas de uso estabilizadas.

Seleção de habitat

A seleção de habitat dos animais foi analisada em quatro escalas espaciais. Seguindo uma hierarquia, da maior escala espacial para a menor, foi analisada a seleção em nível de área de estudo (*buffer* de 600 m de raio), área de uso (determinada pelo MPC), mancha de habitat dentro da floresta (parcelas no entorno de cada árvore utilizada) e árvore (cada árvore em que os animais foram localizados), as quais

correspondem à escala hierárquica de segunda, terceira e quarta ordem, definidas por Johnson (1980), somada à escala de quinta ordem, definida neste trabalho, respectivamente.

A seleção na escala de área de estudo (segunda ordem), reflete a escolha que os animais da espécie fazem para alocarem suas áreas de uso dentro dos tipos de vegetação (floresta, cabruca, capoeira, seringais e áreas abertas) presentes na paisagem ou áreas de estudo. Assim, nessa escala, foi analisado se houve diferença entre a proporção de área ocupada por cada tipo de vegetação na área de uso dos animais (estimadas pelo método MPC) e a proporção de área ocupada por cada tipo de vegetação na área de estudo (delimitada pelos *buffers*), comparando assim o quanto cada habitat foi usado (observado) com o quanto estavam disponíveis (esperado).

A seleção na escala de área de uso (terceira ordem) reflete a escolha feita pelos animais por tipos de vegetação dentre aqueles disponíveis na área de uso deles. Nesta escala foi comparada a proporção de localizações independentes obtidas em cada tipo de vegetação (representando a proporção de uso observado) com a proporção de área ocupada por cada tipo de vegetação na área de uso definida pelo método MPC (representando proporção de habitat disponível na área de uso ou esperada se o uso for aleatório).

A seleção na escala de mancha florestal (quarta ordem) reflete a escolha do animal por manchas de floresta (*patches*) dentro daquelas presentes em sua área de uso (MPC). Nesta escala foram comparados os atributos obtidos nas parcelas do entorno das árvores usadas (manchas florestais usadas) com os atributos das parcelas aleatoriamente distribuídas nas áreas de uso (manchas florestais disponíveis).

A seleção na escala de árvore (quinta ordem) reflete a seleção de árvores dentre aquelas disponíveis dentro das manchas de vegetação da floresta utilizadas. Nesta escala mais fina, foram comparados os atributos das árvores usadas com aqueles medidos nas árvores das parcelas estabelecidas no entorno destas árvores usadas (árvores disponíveis dentro das manchas).

Para a seleção de habitat de quarta e quinta ordem (microhabitat), foram considerados os dados de sete dos nove indivíduos, em função do reduzido número de localizações de dois deles. Assim, entraram nas análises apenas os dados dos

indivíduos CS2, CS4, CS5, CS6, CS7, CS8 e CS10, que tiveram mais de 36 localizações independentes coletadas. Essas análises de seleção de habitat e de microhabitat foram feitas pelo método da análise composicional (AEBISCHER, 1993), através do programa Resource Selection for Windows – RSW – versão 1.00 (LEBAN, 1999). A análise de seleção foi feita ao nível populacional, ou seja, cada animal foi considerado uma repetição. A hipótese nula do teste é que os animais utilizam os tipos de habitat e de microhabitat proporcionalmente à sua disponibilidade, ou seja, como esperado se o uso fosse ao acaso. Foi considerado que houve seleção quando o uso dos tipos de habitat e de microhabitat foi significativamente diferente do esperado ao acaso, sendo considerados como preferidos os tipos de habitat cujo uso foi maior que sua disponibilidade e evitados aqueles cujo uso foi menor do que sua disponibilidade, em valores percentuais. O nível de significância utilizado para rejeitar hipótese nula foi $p < 0,05$. Para os casos em que houve seleção significativa, as categorias de habitat e microhabitat avaliadas foram ordenadas por ordem de preferência. Nos casos em que a disponibilidade de determinado tipo de habitat era zero, este valor foi substituído por 0,001, conforme recomendado por Aebischer (1993).

Apenas na escala de quarta ordem, os dados de densidade de árvores e abertura de dossel, os quais não foram separados em categorias devido ao baixo número amostral, foram comparados entre as manchas florestais usadas e disponíveis pelo teste t.

Os dados de machos e fêmeas foram analisados juntamente porque em análise preliminar o teste de Kruskal-Wallis mostrou que não houve diferença significativa entre os sexos com relação ao tamanho das áreas de uso, tanto com base no MPC ($h=0,34$; $p=0,55$) quanto no KF ($h=1,7$; $p=1$).

RESULTADOS

Áreas de uso e centros de atividade

Entre junho de 2010 e abril de 2012 foram registradas 356 localizações independentes de nove ouriços-pretos, variando entre 16 e 52 localizações por animal (**tabela 5**). As curvas acumulativas de área de uso, em geral não se estabilizaram, mas apresentaram leve tendência à estabilização para todos os animais com mais de 30 pontos de localização coletados, indicando que o esforço amostral foi satisfatório para

determinar a área de uso desses animais (**figura 6**). Mesmo para o indivíduo translocado (CS10), a área de uso se estabilizou. Uma semana após a sua liberação, esse indivíduo foi localizado a aproximadamente 500 m do ponto de soltura, porém após 15 dias, as localizações independentes começaram a ser coletadas e a área de uso a partir daí mostrou tendência à estabilização, conforme a figura 6. Para os animais que tiveram poucas localizações coletadas (CS03 e CS09), a curva não apresentou estabilização, indicando que a área de uso pode estar subestimada devido ao baixo esforço amostral.

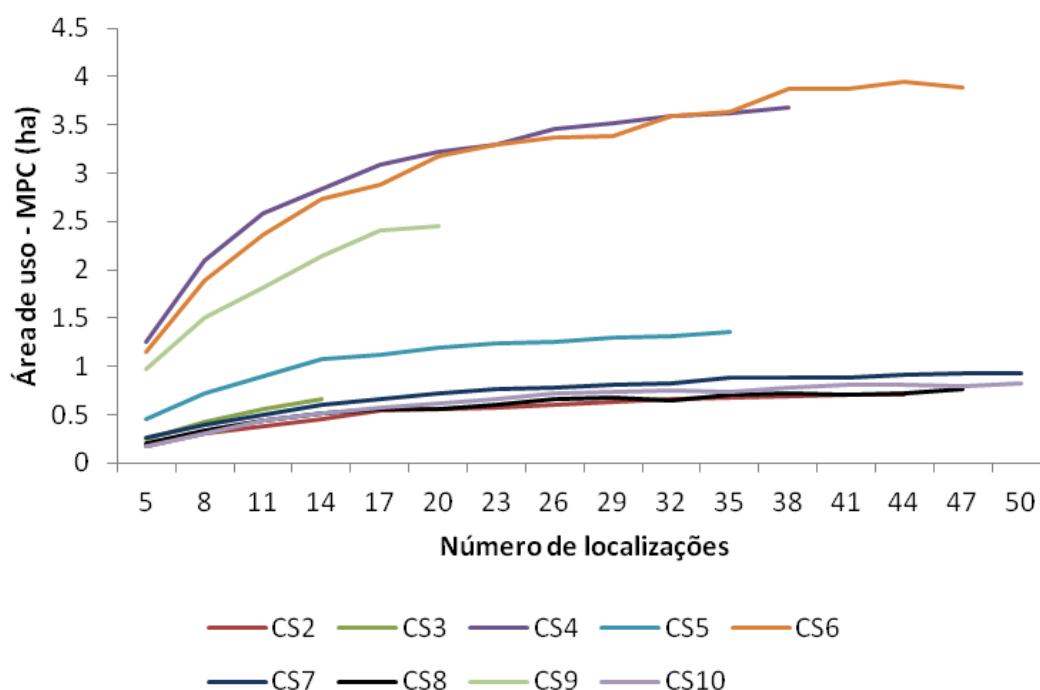


Figura 6 – Curva acumulada de áreas de uso estimadas por MPC dos nove ouriços-pretos estudados.

O tamanho médio das áreas de uso calculadas pelo método do “Mínimo Polígono Convexo (MPC)” foi de 2,05 ha (entre 0,8 - 4,6 ha, *desv.pad.*= 1,58) (**tabela 5**). O tamanho das áreas de uso calculadas pelo método “Kernel Fixo (KF)”, com 95% de probabilidade de densidade tiveram média de 3,06 ha (entre 0,6 - 7,2 ha; *desv.pad.*= 2,07) (**tabela 5**).

Tabela 5 – Número de localizações independentes, sexo, tamanho das áreas de uso e centros de atividade (em hectares) dos animais estudados.

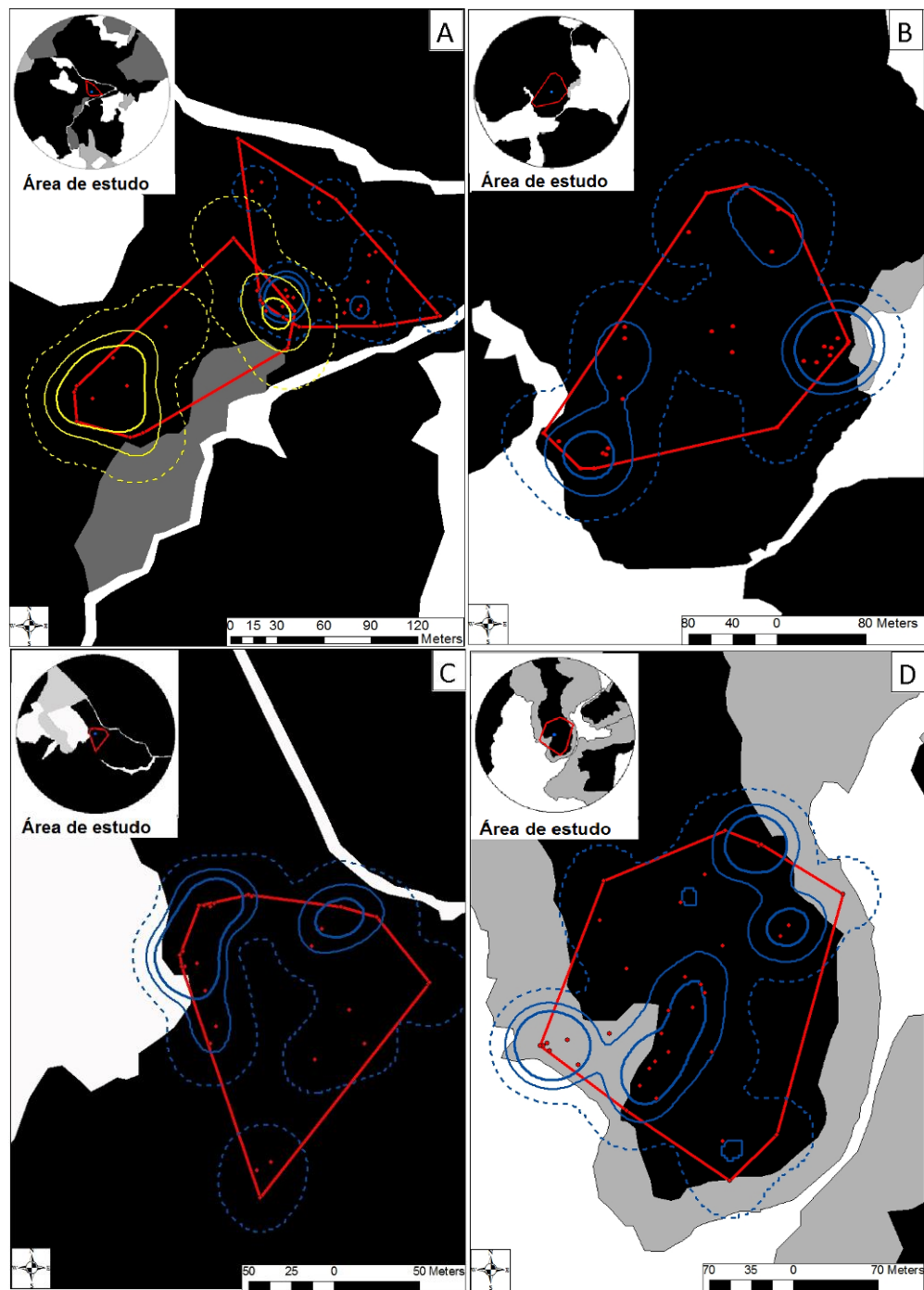
Animal	Sexo	Número de localizações	MPC	KF 95%	Período de monitoramento
CS2	M	46	0,80	0,60	13/8/10 - 3/4/12
CS3	F	16	0,89	1,73	22/9/10 - 10/1/11
CS4	F	38	4,09	6,40	25/5/11 - 9/12/11
CS5	F	37	1,47	2,07	4/6/11 - 17/2/12
CS6	F	49	4,60	6,16	29/6/11 - 17/2/12
CS7	F	5	1,06	1,45	28/10/11 - 23/2/12
CS8	F	49	0,90	0,80	1/11/11 - 23/4/12
CS9	M	20	3,69	7,19	19/12/11 - 24/12/12
CS10	F	50	0,92	1,14	4/2/12 - 3/4/12
Média		39,55	2,05	3,06	
Desv. Pad.		13,26	1,58	2,07	

Os animais apresentaram entre dois e quatro centros de atividade com 70% de probabilidade, com área média total de 0,99 ha (*desv.pad.*= 0,91) e entre um e quatro centros de atividade com 50%, com área média total de 0,46 ha (*desv.pad.*= 0,49) (tabela 6).

Tabela 6 – Tamanho dos centros de atividade com 70% e 50% de probabilidade de densidade e seu percentual em relação ao tamanho da área total de uso calculada pelo Kernel fixo com 95% de probabilidade.

Animal	Kernel Fixo 70%			Kernel Fixo 50%		
	N de centros	Área (ha)	Percentual da área total de uso	N de centros	Área (ha)	Percentual da área total de uso
CS2	2	0,095	15,8%	1	0,050	8,3%
CS3	2	0,614	35,5%	2	0,282	16,3%
CS4	3	1,761	27,5%	2	0,538	8,4%
CS5	2	0,552	26,7%	2	0,274	13,2%
CS6	4	2,112	34,3%	4	0,925	15,0%
CS7	2	0,605	41,7%	4	0,255	17,6%
CS8	3	0,252	31,5%	3	0,114	14,3%
CS9	2	2,591	36,0%	2	1,558	21,7%
CS10	2	0,361	31,7%	2	0,203	17,8%
Média	-	0,99	-	-	0,47	-
Desv. Pad.	-	0,91	-	-	0,48	-

Os contornos das áreas de uso e centros de atividade dos animais estão graficamente apresentados nas **figuras 7 e 8**. Os dois indivíduos capturados no mesmo fragmento florestal, CS2 e CS3, respectivamente um macho e uma fêmea, tiveram sobreposição de áreas de uso e de centros de atividade, como mostra a **figura 7A**. A sobreposição das áreas de uso (MPC100%) desses dois animais foi de 0,035 ha, correspondendo a 4,3% da área de uso total do CS2 e 3,9% da área de uso total do CS3. No mesmo local onde houve a sobreposição de área de uso desses dois animais foi visto ainda um terceiro indivíduo da mesma espécie, que não foi capturado.



Legenda

Tipos de Habitat

- Área aberta
- Capoeira
- Cabruca
- Floresta

Mínimo Polígono Convexo

Localizações independentes

Kernel Fixo 50%

Kernel Fixo 70%

Kernel Fixo 95%

Kernel Fixo 50% (CS3)

Kernel Fixo 70% (CS3)

Kernel Fixo 95% (CS3)

Figura 7 – Áreas de uso calculadas para *C. subspinosus* pelos métodos do Mínimo polígono Convexo (MPC) e Kernel Fixo (95%), centros de atividade calculados pelo método do Kernel Fixo (70% e 50%). **A** – indivíduos CS2 e CS3; **B** – indivíduo CS4; **C** – indivíduo CS5; **D** – indivíduo CS6.

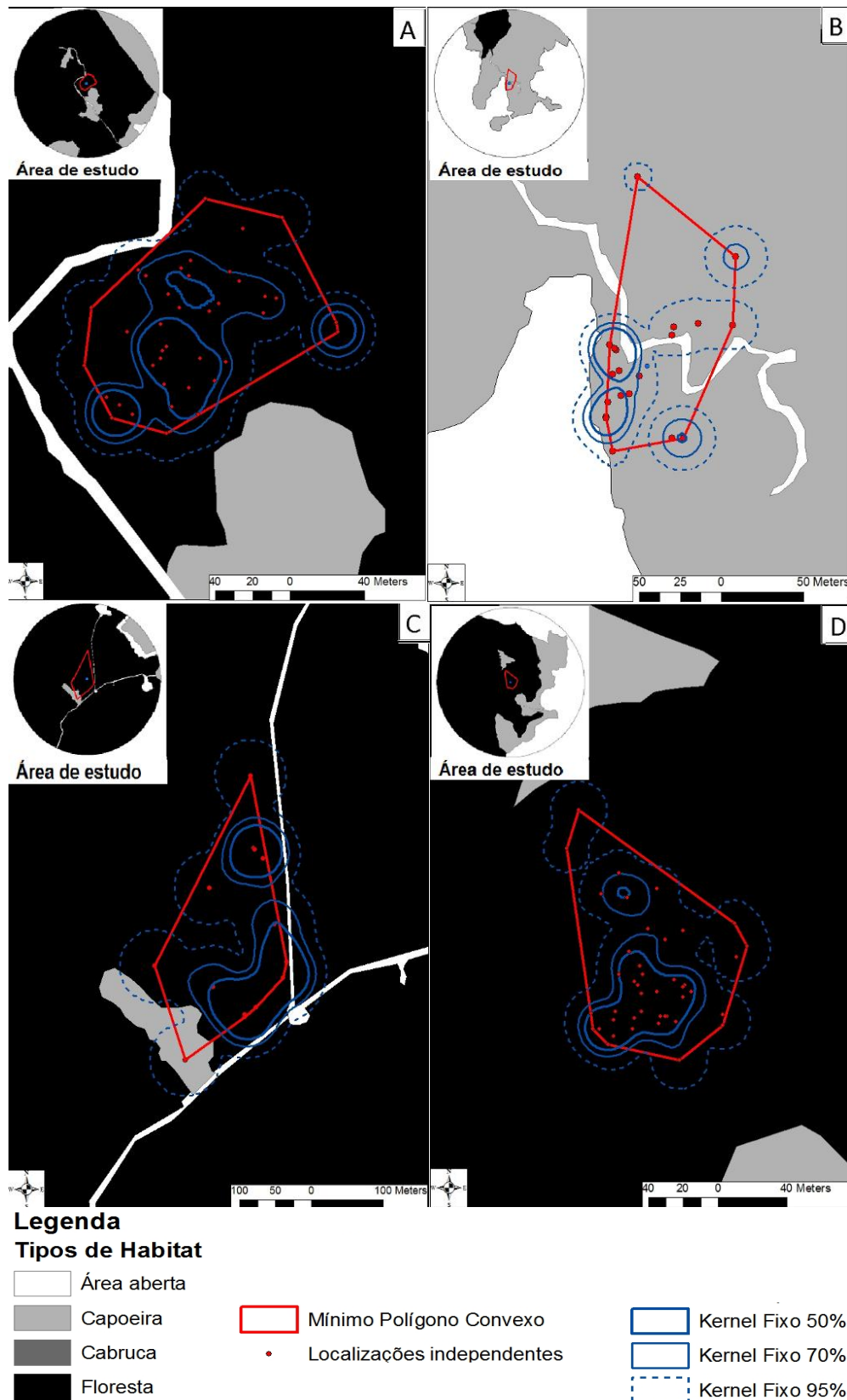


Figura 8 – Áreas de uso calculadas para *C. subspinosus* pelos métodos do Mínimo polígono Convexo (MPC) e Kernel Fixo (95%), centros de atividade calculados pelo método do Kernel Fixo (70% e 50%). **A** – indivíduo CS7; **B** – indivíduo CS8; **C** – indivíduo CS9; **D** – indivíduo CS10.

Influência da estrutura florestal no tamanho das áreas de uso

Os dois primeiros eixos da PCA explicam juntos 76% da variação da estrutura florestal. O eixo 1, que representa 47,38% da variação, mostra um gradiente crescente das áreas com árvores menores (DAP<20 cm), muitos cipós (>10) e pouca conectividade com outras árvores (0-2) para as áreas com árvores com o DAP médio (20-30 cm) e com muitas árvores conectadas (>4) (**figura 9**). Esse eixo não foi significativamente correlacionado com as áreas de uso dos animais (*Spearman* $r^2 = 0,35$, $p = 0.44$; Kendall $r^2 = 0.33$, $p = 0.29$). O eixo 2, que representa 28,7% da variação mostra um gradiente crescente das áreas com número médio de árvores conectadas (3-4) e com árvores menores (DAP<20 cm) para áreas com árvores maiores (DAP>30 cm) e poucas árvores conectadas (0-2). Este eixo teve uma maior correlação com a área de uso, considerada marginalmente significativa (*Spearman* $r^2=0,75$, $p=0.06$). A **figura 10** mostra a posição das áreas de uso de cada animal em relação aos dois componentes principais (eixos 1 e 2).

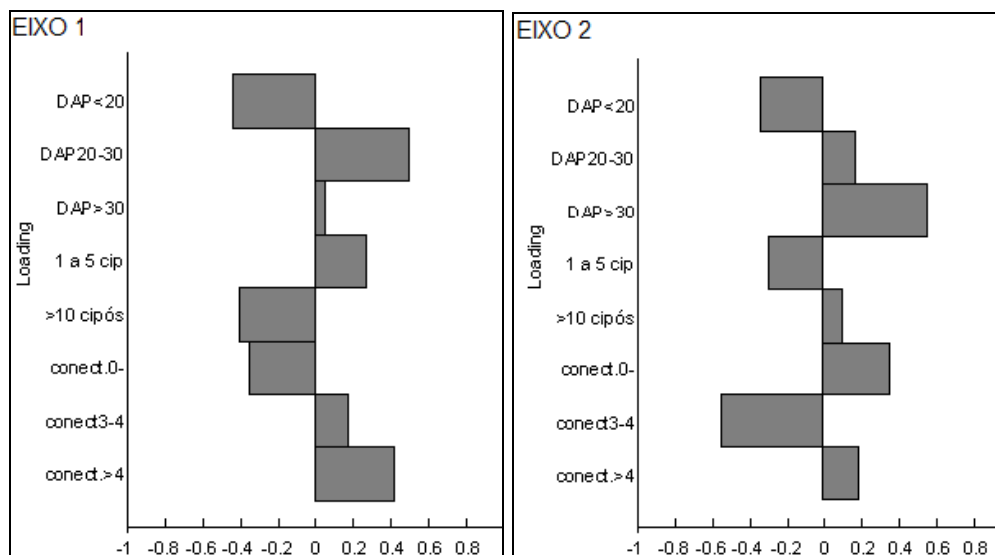


Figura 9 – Pesos (*loadings*) de cada variável utilizada nos dois componentes principais (eixo 1 e eixo 2) obtidos pela análise de componentes principais (PCA).

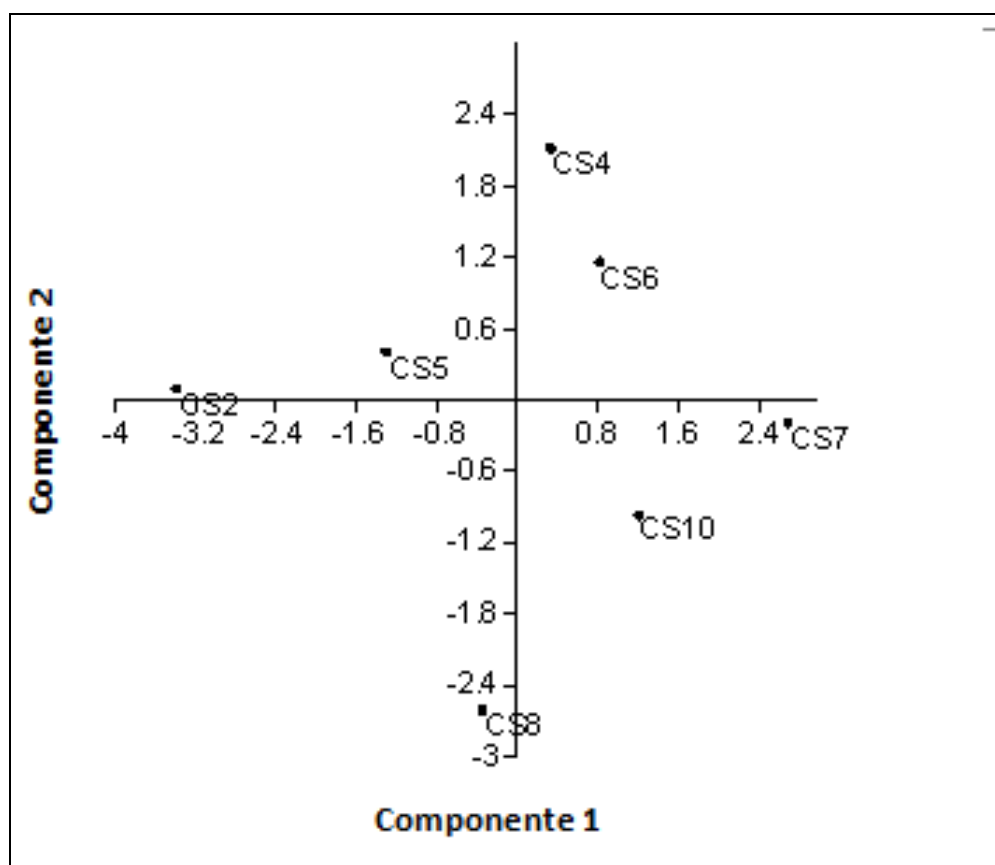


Figura 10 – Distribuição das áreas de estudo em relação aos dois componentes principais (eixo 1 e eixo 2) obtidos pela análise de componentes principais (PCA).

Seleção de hábitat

Segunda ordem

Na escala da área de estudo (segunda ordem), a seleção para a alocação das áreas de uso dos animais não foi feita de forma aleatória em relação aos tipos de habitat presentes na área de estudo ($X^2 = 14.9743$; g.l.= 3; $p < 0.05$). A ordem de preferência (do mais preferido ao menos preferido) foi a seguinte: floresta > cabruca > capoeira > área aberta (**tabela 7**). Com exceção do indivíduo CS8, que usou exclusivamente uma área de capoeira, as áreas de uso dos ouriços-pretos foram compostas predominantemente (>85%) por floresta.

Tabela 7 – Comparação entre os percentuais de cada categoria hábitat dentro da área de uso e dentro da área de estudo.

Animal	Área aberta		Capoeira		Cabruca		Floresta	
	Usado (%)	Disponível (%)	Usado (%)	Disponível (%)	Usado (%)	Disponível (%)	Usado (%)	Disponível (%)
CS2	0	25,62	0	5,17	0	15,46	100	53,75
CS3	0	24,79	0	6,56	12,11	10,41	87,89	58,23
CS4	0,2	31,56	0	0,41	0	0	99,8	68,03
CS5	0,08	11,02	0	8,83	0	0	99,92	80,15
CS6	0	34,4	13,17	33,01	0	0	86,83	32,58
CS7	0	1,08	0,02	18,52	0	0	99,98	80,39
CS8	6,9	60,82	93,1	33,02	0	0	0	6,15
CS9	0	4,42	6,16	4,06	0	0	93,84	91,52
CS10	0	26,02	0	15,66	0	0	100	58,31

A floresta não foi significativamente preferida em relação à cabruca ($t = 0,26$; $p = 0,80$), não foi significativamente preferida em relação à capoeira ($t = 2,16$; $p = 0,06$) e foi significativamente preferida em relação à área aberta ($t = 3,89$; $p = 0,005$); a cabruca foi significativamente preferida em relação à capoeira ($t = 2,80$; $p = 0,023$) e significativamente preferida em relação à área aberta ($t = 5,72$; $p < 0,001$) e a capoeira não foi significativamente preferida em relação à área aberta ($t = 2,04$; $p = 0,076$). Na **tabela 8** é apresentada a matriz com os tipos de habitat, seu ordenamento por preferência e a significância das diferenças entre o uso observado e o uso esperado ao acaso.

Tabela 8 – Matriz de comparação de preferência entre os tipos habitat obtidos pela análise composicional.

Tipos de Habitat	Área aberta	Capoeira	Cabruca	Floresta	Ordem de preferência
Área aberta					0
Capoeira	+				1
Cabruca	+ *	+ *			2
Floresta	+ *	+	+		3

Nota: os números mais altos indicam “mais preferido”; os sinais “+” mostram a preferência pelos habitats da primeira coluna em relação as demais colunas, sendo que o asterisco (*) revela que as preferências foram significativas ($p < 0,05$).

Terceira ordem

Na escala de área de uso (terceira ordem), os animais utilizaram os tipos de vegetação de forma aleatória, ou seja, não houve diferença significativa entre o uso observado dos tipos de habitat e o uso esperado ao acaso ($X^2 = 4,23$; $gl = 3$; $p = 0,238$). Os animais foram predominantemente localizados na floresta (**tabela 9**), no entanto a floresta foi o tipo de habitat predominantemente disponível para os animais dentro da área de uso (MPC). A única exceção foi o indivíduo CS8 cujas localizações independentes foram todas na capoeira.

Tabela 9 – Seleção de terceira ordem: comparação entre os percentuais dos tipos de vegetação usados (localizações independentes) e disponíveis (áreas dentro do MPC).

Animal	Área aberta		Capoeira		Cabruca		Floresta	
	Usado (%)	Disponível (%)	Usado (%)	Disponível (%)	Usado (%)	Disponível (%)	Usado (%)	Disponível (%)
CS2	0	0	0	0	0	0	100	100
CS3	0	0	0	0	0	12,11	100	87,89
CS4	0	0,2	0	0	0	0	100	99,8
CS5	0	0,08	0	0	0	0	100	99,92
CS6	0	0	24,5	13,17	0	0	75,5	86,83
CS7	0	0	0	0,02	0	0	100	99,98
CS8	0	6,9	100	93,1	0	0	0	0
CS9	0	0	5	6,16	0	0	95	93,84
CS10	0	0	0	0	0	0	100	100

Quarta ordem

A análise de seleção de mancha de vegetação dentro da floresta (quarta ordem) mostrou que um dos animais (CS10) usou manchas da floresta com maior densidade de árvores (DAP>10 cm) em relação ao esperado, ou seja, em relação ao disponível em sua área de uso ($t=4,48$; $gl=58$; $p<0,001$) e o mesmo ocorreu quando a análise foi feita para todos os indivíduos em conjunto ($t=3,34$; $gl=12$; $p=0,0058$) (**tabela 10**). A mesma análise mostrou que em relação à abertura de dossel o uso não diferiu significativamente da disponibilidade ($t=-1,12$; $gl=12$; $p=0,28$) (**tabela 11**).

Tabela 10 – Comparação da densidade de árvores dentro dos locais usados e disponíveis.

Animal	Usado		Disponível		t	p	gl
	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão			
CS2	7,9	1,8	8,7	1,9	-1,09	0,28	54
CS4	7,9	2,6	8,3	2,4	-0,41	0,68	46
CS5	9,2	2,7	9,8	4	-0,53	0,60	45
CS6	7,8	2,1	7,5	0,8	0,37	0,71	57
CS7	8,7	1,8	8,1	2,3	0,92	0,36	59
CS8	8,1	1,7	7,3	1,7	1,21	0,24	57
CS10	9,3	1,4	6,9	2,1	4,48	<0,001	58
Total	8,4	2,0	8,1	2,2	3,34	0,0058	12

Tabela 11 – Comparação da abertura de dossel dentro dos locais usados e disponíveis.

Animal	Usado		Disponível		t	p	gl
	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão			
CS2	15,5	6,1	19,8	10,8	-1,49	0,15	54
CS4	17,0	9,2	21,2	9,8	-1,22	0,23	46
CS5	19,2	11,0	23,0	15,6	-0,84	0,41	45
CS6	14,5	7,7	14,0	4,8	0,20	0,85	57
CS7	17,0	14,2	14,8	4,6	0,46	0,65	59
CS8	18,6	10,9	24,7	16,0	-1,23	0,23	57
CS10	12,8	5,5	13,7	5,6	-0,44	0,66	58
Total	16,4	2,3	18,7	4,6	-1,12	0,28	12

Em relação à presença de recurso alimentar, as manchas de floresta dentro da área de uso com a presença das principais árvores forrageiras segundo Giné (2009) e Souto-Lima *et al.* (2010) (gêneros *Inga*, *Tapirira*, *Albizia* e *Pera*) foram significativamente mais usados do que o esperado ao acaso ($X^2 = 9,6395$; $gl = 1$; $p<0,05$).

A análise composicional comparando as características das árvores das parcelas usadas e não usadas (**tabela 12**) mostrou que com relação ao DAP, ao número de cipós por árvore, à presença de emaranhados de cipós e bromélias e ao número de árvores conectadas, os locais usados não foram significativamente diferentes do esperado ao acaso. Já com relação à altura da primeira bifurcação, à altura da árvore e à cobertura percentual de cipós, os locais usados foram significativamente diferentes do esperado ao acaso. Foram selecionadas as manchas com árvores com a primeira bifurcação mais baixa, com maior altura e com maior cobertura percentual de cipós.

Tabela 12 – Comparação entre as características das manchas florestais usadas (árvores das parcelas do entorno das árvores usadas) pelos ouriços-pretos as manchas florestais disponíveis (árvores das parcelas estabelecidas aleatoriamente) dentro das áreas de uso dos ouriços-pretos.

Variável	Categorias	Usado (%)	Disponível (%)	Seleção	Orden.	X ² / gL / p
DAP	<20 cm	75,9	72,8	NS		
	20 a 30 cm	18,8	21,5	NS		
	>30 cm	5,4	5,8	NS		X ² (2 df) = 0,8109 (p = 0,6667)
Altura da primeira bifurcação	<7 m	34,2	23,8	+*	2	
	7 a 10 m	41,1	43,5	+	1	
	>10 m	24,7	32,7	-	0	X ² (2 df) = 14,4313 (p<0,001)
Altura da árvore	<12 m	37,7	29,4	+*	1	
	12 a 18 m	50,9	52,7	-	0	
	>18 m	11,4	17,9	+	2	X ² (2 df) = 9,6948 (p<0,05)
Número de cipós	0	48,4	54,8	NS		
	1 a 5	31,6	33,1	NS		
	6 a 10	5,8	5,6	NS		
	>10	14,2	6,5	NS		X ² (3 df) = 5,8706 (p = 0,1181)
Cobertura de cipós	0	56,7	67,1	-	0	
	1 a 25%	21,1	23,5	+	1	
	26 a 50%	13,2	6,8	+*	2	
	51 a 75%	3,4	1,0	+	3	
	76 a 100%	5,7	1,6	+	4	X ² (4 df) = 10,8219 (p < 0,05)
Emaranhados de cipós	Ausente	91,9	93,7	NS		
	Presente	8,1	6,3	NS		X ² (1 df) = 1,6380 (p = 0,2006)
Bromélia	Ausente	5,0	94,8	NS		
	Presente	95,0	5,2	NS		X ² (1 df) = 0,7651 (p = 0,3817)
Árvores conectadas	0 a 2	27,7	33,3	NS		
	3 e 4	54,7	48,0	NS		
	>4	17,6	18,7	NS		X ² (2 df) = 1,7537 (p = 0,4161)

Nota: ordenamento de preferência crescente, indicado pelos algarismos de 0 a 4. O sinal + indica preferido (uso > disponibilidade) e o sinal – indica evitado (uso < disponibilidade). O asterisco (*) indica que a categoria foi significativamente preferida em relação à categoria imediatamente inferior no ordenamento. NS indica que a diferença entre usado e disponível não foi significativamente maior do que o esperado ao acaso para a variável avaliada.

Quinta ordem

Na análise de seleção de árvores, para todas as variáveis medidas, com exceção da altura da árvore e da presença de bromélias, o uso observado foi significativamente diferente do esperado pelo acaso. Os ouriços-pretos preferiram árvores com DAP maior, com a primeira bifurcação mais baixa, com maior número de cipós, com maior cobertura percentual de cipós, com emaranhados de cipós presentes e com maior grau de conectividade com outras árvores (**tabela 13**). A altura da árvore e a presença de bromélias não influenciaram a seleção das árvores pelos animais, ou seja, os ouriços-pretos utilizaram árvores com relação a esses atributos na mesma proporção em que estavam disponíveis.

Tabela 13 – Seleção de árvores por características não-taxonômicas, comparando proporção de uso, considerado o total de árvores usadas, à disponibilidade, considerada como o total de árvores nas parcelas feitas no entorno das árvores usadas.

Variável	Categorias	Usado (%)	Disponível (%)	Seleção	Ordenamento.	X ² / GL / p
DAP	<20 cm	61,1	75,9	-	0	X ² (2 gl) = 12,184 (p<0,05)
	20 a 30 cm	27,7	18,8	+++	1	
	>30 cm	11,2	5,4	+	2	
Altura da primeira bifurcação	<7 m	42,7	34,2	+++	2	X ² (2 df) = 8,6456 (p<0,05)
	7 a 10 m	33,0	41,1	-	1	
	>10 m	24,3	24,7	-	0	
Altura da árvore	<12 m	37,4	37,7	NS	-	X ² (2 df) = 4,5933 (p = 0,1006)
	12 a 18 m	43,6	50,9	NS	-	
	>18 m	19,0	11,4	NS	-	
Número de cipós	0	10,9	48,4	-	0	X ² (3 df) = 12,4080 (p<0,05)
	1 a 5	21,2	31,6	-	1	
	6 a 10	14,0	5,8	+	2	
	>10	53,9	14,2	+	3	
Cobertura de cipós	0	11,5	56,7	-	0	X ² (4 df) = 21,5437 (p<0,001)
	1 a 25%	24,3	21,1	+++	1	
	26 a 50%	20,6	13,2	+	2	
	51 a 75%	7,2	3,4	+	3	
	76 a 100%	36,4	5,7	+	4	
Emaranhados de cipós	Ausente	49,8	91,9	-	0	X ² (1 df) = 16,7567 (p<0,0001)
	Presente	50,2	8,1	+++	1	
Bromélia	Ausente	90,3	5,0	0	-	X ² (1 df) = 0,2721 (p = 0,6019)
	Presente	9,7	95,0	0	-	
Árvores conectadas	0 a 2	8,4	27,7	-	0	X ² (2 df) = 15,1504 (p<0,001)
	3 e 4	44,9	54,7	+	1	
	>4	46,7	17,6	+++	2	

Nota: ordenamento de preferência crescente, indicado pelos algarismos de 0 a 4. O sinal + indica preferido (uso > disponibilidade) e o sinal - indica evitado (uso < disponibilidade). O asterisco (*) indica que a categoria foi significativamente preferida em relação à categoria imediatamente inferior no ordenamento. NS indica que a diferença entre usado e disponível não foi significativamente maior do que o esperado ao acaso para a variável avaliada.

DISCUSSÃO

Os tamanhos das áreas de uso encontrados neste estudo – média de 2,01 ha (0,8-4,6 ha) pelo MPC e média de 3,06 ha (0,6-7,19 ha) pelo Kernel Fixo – 95% - foram similares aos encontrados para outros ouriços-pretos estudados. Por exemplo, Giné (2009) estudando quatro animais em fragmentos pequenos (0,7 a 18 ha) cercados por plantações sombreadas de cacau e outros tipos de vegetação no município de Ilhéus, registrou uma média de 47,25 (45-50) localizações independentes por animal, encontrou uma área de uso média de 3,18 ha (0,48-9,44 ha) pelo MPC e de 2,23 ha (0,34 – 5,85 ha) pelo Kernel Fixo – 95%. Da mesma forma, Oliveira *et al.* (2012), estudando três animais em área de restinga dentro de uma Unidade de Conservação de 1.500 ha no município de Guarapari – ES, coletou uma média de 63 pontos independentes (57-74), encontraram uma média de 2,01 ha (0,53-3,89 ha) pelo MPC e de 0,94 ha (0,37-1,96 ha) pelo método do Kernel Fixo – 95%.

Zortéa e Brito (2010) estudando um indivíduo macho de *C. subspinosus* na região serrana do ES, dentro de um UC de 440 ha, de vegetação ombrófila densa, encontraram uma área de uso relativamente maior (15,81 ha), calculada pelo MPC a partir de 56 pontos independentes (abrigo diurnos). No entanto, a área de uso do indivíduo não se estabilizou, fato que os autores atribuíram ao possível estresse em função da sua translocação. Segundo esses autores, é esperado que o animal translocado explore mais intensamente o ambiente nos primeiros meses após sua soltura, a fim de identificar abrigos e recurso alimentar. No entanto, o indivíduo translocado no presente estudo (CS10) estabeleceu uma área de uso estável 15 dias após sua translocação (**figura 3**), a aproximadamente 400m de distância do seu ponto de soltura, cujo tamanho foi semelhante à média encontrada para os demais indivíduos (0,92 ha pelo MPC e 1,14 ha pelo Kernel – 95%). Aparentemente o período de 15 dias foi suficiente para o estabelecimento de sua área de uso. Apesar da translocação de animais desta espécie ser uma medida encorajada por dois outros estudos (CHIARELLO *et al.*, 1997; ZORTÉA; BRITO, 2010), esta é a primeira pesquisa a mostrar que um indivíduo se estabeleceu em uma área de floresta pouco tempo após sua soltura. Estudos adicionais são necessários para verificar qual a probabilidade de outras ações iguais a esta serem também bem sucedidas. Entretanto, considerando que os ouriços-pretos se alimentam principalmente de folhas de espécies relativamente comuns e abundantes (GINÉ *et al.*, 2010; SOUTO-LIMA *et al.*, 2010), é bastante provável que outras ações desta natureza tenham sucesso.

Uma hipótese levantada por Giné (2009) e corroborada por Oliveira *et al.* (2012) é de que machos de *C. subspinosus* apresentam maiores áreas de uso do que as fêmeas, a exemplo do que ocorre em outras espécies de roedores (EISENBERG, 1966; STALLINGS *et al.*, 1994). Entretanto, no presente trabalho as duas maiores áreas de uso calculadas pelo MPC foram de duas fêmeas, CS4 (4,09 ha) e CS6 (4,6 ha). Além disso, o macho CS2 apresentou a menor área de uso estimada, tanto pelo MPC (0,8 ha) quanto pelo Kernel fixo (0,6 ha). O outro indivíduo macho estudado neste trabalho (CS9) apresentou a maior área de uso estimada pelo Kernel fixo, de 7,2 ha, porém quando estimada pelo MPC a área de uso foi de 3,7 ha, menor do que de outras fêmeas. O único indivíduo macho estudado por Giné (2009) apresentou uma área de uso mais elevada quando estimada pelo MPC (9,44 ha), porém quando estimada pelo método do Kernel fixo (95%) foi de 5,85 ha, menor do que as áreas de uso das fêmeas CS4 e CS6 estimadas aqui por esse mesmo método, que foram de 6,4 ha e 6,16 ha respectivamente. Sendo assim, embora tenham sido estudados apenas dois machos, o tamanho das áreas de uso de machos e fêmeas estimados neste trabalho não confirmam a hipótese levantada anteriormente, embora sejam necessários mais estudos, principalmente sobre o uso do espaço por machos para verificar se existem diferenças no uso do espaço entre os sexos.

O tamanho das áreas de uso de machos e fêmeas estimados neste trabalho sugerem que o sexo não é o único fator que influencia o tamanho das áreas de uso em *Chaetomys subspinosus* e que outros fatores podem ser mais determinantes. De acordo com Schradin *et al.* (2010) provavelmente há vários fatores que influenciam os tamanhos de áreas de uso, de modo que fatores isolados não podem por si só explicar satisfatoriamente a variação intraespecífica no tamanho dessas áreas. Nesse sentido, a estrutura florestal é uma característica que vem sendo reconhecida como um fator que afeta os tamanhos de áreas de uso (TUFTO *et al.*, 1996; ANICH *et al.*, 2010; SCHRADIN *et al.*, 2010).

Quando comparado aos outros ouriços do novo mundo, *C. subspinosus* apresenta em geral áreas de uso um pouco menores. Para *Sphiggurus villosus* (sinônimo de *Coendou villosus*, segundo VOSS, 2011), em uma localidade próxima à costa no estado do Espírito Santo foi estimada uma área de uso de 6,29 ha (PASSAMANI, 2011); para *Sphiggurus mexicanus*, no México, foi estimada uma área de 10 ha (ESTRADA; COATES-ESTRADA, 1985); para *Coendou prehensilis*, no estado de Minas Gerais, foi estimada uma área de 24,61 ha (SANTOS JUNIOR 1998) e para

Erethizon dorsatum, na América-do-norte, foi estimadas áreas de uso entre 63,9 ha e 83.5 ha (DODGE; BARNES, 1975; ROZE, 1987; ROZE, 2009). Esse fato provavelmente está relacionado à dieta de *C. subspinosus* (OLIVEIRA *et al.*, 2012), o mais folívoro dos ouriços do novo mundo (GINÉ *et al.*, 2010; SOUTO-LIMA *et al.*, 2010). Mamíferos folívoros tendem a apresentar menores áreas de uso em relação a mamíferos nos demais níveis tróficos (BERGALLO, 1990), em função da baixa digestibilidade e do baixo teor energético da dieta (McNab, 1963). O reduzido tamanho das áreas de uso de outros folívoros arborícolas tem sido atribuído à dieta altamente folívora e à consequente baixa taxa metabólica (CHIARELLO, 1998).

A análise dos componentes principais (PCA) mostrou que foi possível verificar uma ordenação entre as áreas de estudo em relação a gradientes estruturais da floresta, mas não foi possível usar esses gradientes para explicar adequadamente a variação encontrada entre as áreas de uso. No entanto, a correlação positiva e entre a área de uso e o gradiente formado pelo segundo eixo sugere que há uma tendência de que as áreas de uso maiores sejam compostas por árvores maiores e com menor conectividade.

Árvores maiores são características de florestas maduras, que por sua vez apresentam menor densidade de lianas. Estudos anteriores mostram que os ouriços-pretos usam (CHIARELLO *et al.*, 1997; ZORTÉA e BRITO, 2010) e selecionam (GINÉ *et al.*, 2009) árvores com grande quantidade e cobertura de lianas. O presente estudo também mostra que os ouriços-pretos selecionam árvores com maior número e cobertura percentual de lianas e árvores com maior grau de conectividade. Geralmente para habitat com maior quantidade de recursos é de se esperar que os animais apresentem áreas de uso menores (PECHACEK; OLEIRE-OLTMANN, 2003; ANICH *et al.*, 2010). É provável ainda que em áreas com uma menor densidade de árvores de grande porte, cuja copas estão menos conectadas entre si os ouriços necessitem se deslocar a distâncias maiores para obter recursos, o que também explicaria a tendência de maiores áreas de vida nestes locais.

De fato os animais que apresentaram as maiores área de uso foram aqueles estudados nos grandes remanescentes de vegetação e com florestas mais maduras, dentro da REBIO (CS6, CS4, CS9 e CS5, **figuras 7.D, 7.B, 7.G e 7.C**), e os dois que apresentaram as menores áreas de uso (CS2 e CS8, **figuras 7.2 e 7.F**) foram os

animais estudados em fragmentos menores e em estágios sucessionais menos avançados, dentro de fazendas da região (**figura 1**).

Outra evidência que corrobora essa hipótese é a concentração de atividade em determinados locais (centros de atividade) e a disposição desses locais dentro das áreas de uso. Observando os contornos das áreas de uso e dos centros de atividade (**figura 7**), pode-se notar que os centros de atividade localizam-se, em geral, próximos aos limites das áreas de uso e nas bordas dos fragmentos e que em três dos animais com as maiores áreas de uso (CS4, CS5 e CS6) a distância entre esses centros de atividade é maior do que nos demais. O fato de haver sobreposição dos centros de atividade de dois dos animais estudados (CS2 e CS3) e de ter sido visto um terceiro indivíduo da mesma espécie dentro desse centro, reforça a ideia de que os ouriços-pretos utilizam mais intensamente os mesmos locais, o que pode ter relação com a concentração de recursos, e que a distância entre esses locais (centros de atividade) pode ser um fator determinante no tamanho das áreas de uso. Assim, em ambientes de floresta madura e em fragmentos de maior porte, onde esses locais com maior concentração de recursos preferidos tendem a ser mais esparsos, esses animais apresentariam maiores áreas de uso. De acordo com Herfindal (2009), áreas de uso maiores contêm maiores proporções de tipos de habitat não preferidos em relação a áreas de uso menores.

Além disso, outro fator que pode contribuir para os ouriços-pretos apresentarem áreas de vida maiores em grandes fragmentos florestais é que nesses ambientes deve haver uma maior pressão da predação, o que diminuiria a densidade de *C. subspinosus*. Um dos indivíduos estudados em um fragmento grande (CS4) foi encontrado morto com vestígios de predação e de acordo com pesquisadoras que trabalham com macacos-prego (*Sapajus xanthosternos*) dentro da REBIO de Una (P. SUSCKE; L. L. FERRAÇO, comunicação pessoal), macacos-prego foram vistos pelo menos seis vezes predando filhotes de ouriços-pretos, indicando que a predação de ouriços não é um fenômeno raro na área de estudo. Em contrapartida, em fragmentos florestais de menor porte e mais degradados, na ausência de potenciais predadores, como felinos, primatas, e gaviões a densidade de ouriços-pretos pode se tornar maior. Alguns estudos mostram que maiores densidades populacionais em geral estão associadas a menores áreas de uso (WOLFF, 1985; PRIOTTO *et al.*, 2002). De acordo com Chiarello (1999) mamíferos herbívoros arborícolas podem se beneficiar de pequenos fragmentos de vegetação

secundária tanto pela maior disponibilidade de recursos quanto pela ausência de predadores.

Em relação à seleção de habitat, na escala da área de estudo (segunda ordem proposta por JOHNSON, 1980), o tipo de habitat preferido foi “floresta”, seguido por “cabruca”, “capoeira” e “área aberta”. De acordo com Giné (2009), os ouriços-pretos selecionam o habitat nesta escala com base na complexidade estrutural da vegetação, preferindo a floresta em relação aos sistemas agroflorestais, como a cabruca, principalmente devido à ausência ou escassez de cipós e à baixa densidade de vegetação nos estratos verticais intermediários nesses sistemas. A preferência pela floresta em relação à capoeira pode ser explicada pela preferência por árvores com maior diâmetro, como ficou evidente na análise de seleção de quinta ordem. Giné (2009) sugeriu que apesar de os ouriços-pretos se beneficiarem de plantas pioneiras e de locais com vegetação fina e densa, uma estrutura mínima diamétrica da floresta pode ser requerida.

A posição da categoria “área aberta” como último tipo de habitat na ordem de preferência dos ouriços-pretos é óbvia, devido ao hábito arborícola da espécie. Nessa categoria foram considerados todos os ambientes sem cobertura arbórea e as plantações com exceção da cabruca, o que incluiu plantações não sombreadas de cacau, seringais e outros cultivos, como côco, cupuaçu e culturas mistas. Durante o trabalho não foram vistos ouriços-pretos em nenhum desses ambientes nem houve indícios de seu uso como travessia entre fragmentos florestais, certamente em função da ausência de dossel contínuo. Isso sugere que matrizes formadas por esse tipo de vegetação podem impedir ou dificultar a passagem de ouriços-pretos entre os tipos de habitat preferidos. Mesmo as cabucas parecem ser evitadas, fato que provavelmente está associado ao deslocamento arborícola e ao aumento do risco de predação (GINÉ, 2009).

A preferência pela cabruca em relação à capoeira, sugerida pela análise composicional, merece cuidado na sua interpretação. Essa aparente preferência foi claramente ocasionada pela baixa disponibilidade da categoria “cabruca” em relação aos outros tipos de habitat. Como a análise composicional se baseia na comparação entre a proporção de habitat usado e a proporção de habitat disponível (AEBISCHER, 1993), e área relativa de cabruca (12%) dentro da área de uso de um dos animais estudados (CS3) foi maior do que a área relativa de cabruca na área de estudo (10%) e,

para todos os animais, houve maior disponibilidade de capoeira em relação à cabruca, essa última foi considerada preferida. No entanto, não houve nenhuma localização de ouriços na cabruca, enquanto três dos animais estudados (CS6, CS8 e CS9) foram localizados na capoeira. Assim, apesar de a análise composicional ter apontado a cabruca como preferida em relação à capoeira, no presente trabalho não foi registrado o uso direto de cabruca por nenhum dos animais estudados. Desta forma, o estudo corrobora o trabalho de Giné (2009), que mostra a baixa qualidade das cabrucas como potencial habitat para os ouriços-pretos no sul da Bahia. Por outro lado, o uso de capoeira foi registrado para três indivíduos, sendo que um deles (PC8) usou exclusivamente esse ambiente, mostrando que os ouriços-pretos são capazes de se adaptar a ambientes florestais em estágios iniciais de regeneração, como foi sugerido por outros autores (CHIARELLO *et al.*, 1997; GINÉ, 2009).

Na escala de área de uso (terceira ordem) não houve seleção significativa, porque a proporção de uso dos tipos de habitat foi muito parecida com a sua disponibilidade. O fato de as áreas de estudo serem formadas em geral por grandes blocos de floresta pode ter contribuído para este resultado. Caso as áreas de estudos fossem mais recortadas e entremeadas por diferentes tipos de cobertura vegetal, a probabilidade de as áreas de uso incluírem tipos de habitat não usados seria maior. Isso reforça a ideia de que para se avaliar seleção de habitat é fortemente recomendada a abordagem em várias escalas espaciais (JOHNSON, 1980; WIENS, 1989; DUSSAULT *et al.*, 2005; MORIN *et al.*, 2005; HERFINDAL *et al.*, 2009).

Na escala de mancha florestal (quarta ordem) os ouriços preferiram as manchas com a presença de árvores dos gêneros *Inga*, *Albizia*, *Tapirira* e *Pera*, que de acordo com Souto Lima *et al.* (2010) e Giné *et al.* (2010) compõem juntas entre 80% e 90% da dieta de *C. subspinosus*. Essa preferência por locais com essas árvores pioneiras é um dos fatores que explica a capacidade desses folívoros em se adaptarem a pequenos fragmentos de floresta secundária e até se beneficiarem desses locais (CHIARELLO *et al.*, 1999). A preferência por manchas com maior densidade de árvores com DAP acima de 10 cm encontrada no presente trabalho parece estar associada à grande diferença entre as manchas usadas e disponíveis para apenas um indivíduo (CS10). Esse parece não ser um padrão geral para a espécie, uma vez que os outros seis animais estudados não apresentaram diferenças significativas entre o usado e o disponível em relação à densidade de árvores.

Os atributos medidos nas árvores foram comparados em duas escalas: entre manchas (quarta ordem) e entre árvores dentro da mesma mancha (quinta ordem) e os resultados mostraram que o mesmo atributo pode ser selecionado em ambas as escalas ou em apenas uma das duas. Em relação ao tamanho das árvores, a altura foi uma característica selecionada entre as manchas e o DAP entre as árvores, em ambos com preferência por árvores maiores. Esses dados estão de acordo com a afirmação de Giné (2009), de que apesar dos ouriços-pretos se adaptarem bem à vegetação secundária, provavelmente há um tamanho mínimo de árvores requerido pela espécie. Esse certamente é um fator que se reflete na preferência dos ouriços por floresta em relação à capoeira. No entanto, a altura parece não ser um fator tão importante, já que na ordem de preferência para esse atributo as árvores maiores foram preferidas em relação às árvores médias e menores, porém as menores foram preferidas em relação às médias. Provavelmente as medidas de DAP e altura estão correlacionadas com o tamanho da copa, que talvez seja o fator realmente selecionado, uma vez que quanto maior a copa da árvore maior é a área disponível para abrigo e forrageio e maior o número de conexões com outras árvores, o que permite maior acesso aos recursos, mais opções de locomoção e aumenta a possibilidade de fuga. Essa hipótese é corroborada por outros dois atributos selecionados: na escala das árvores, foram selecionadas as árvores que tinham maior conectividade e tanto na escala de manchas quanto na escala de árvores, foram selecionadas aquelas com a primeira bifurcação mais baixa, característica que tende a fazer com que a copa seja mais aberta e ocupe uma área maior. Essa forte seleção por características relacionadas à conectividade é esperada para uma espécie estritamente arborícola cujo tipo de locomoção não permite transpor descontinuidades no dossel (EMMONS, 1995; GINÉ, 2009).

Da mesma forma, a preferência por árvores com grande número de cipós, constatadas tanto entre manchas de vegetação quanto entre árvores dentro das manchas, pode ser explicada pela utilização desses cipós pelos ouriços-pretos para a sua locomoção. Como foi observado por Giné (2009), devido às características morfológicas da espécie, os dígitos dos ouriços funcionam como “pinças” que prensam o suporte contra a sola (EMMONS, 1995). Esse tipo de locomoção, conhecido como escalada por agarramento, é mais eficaz em suportes finos (VIEIRA, 2006). Além disso, os ouriços-pretos comumente repousam em emaranhados de cipós (CHIARELLO *et al.*, 1997; GINÉ, 2009) de preferência conectadas ao chão ou a outras árvores (OLIVEIRA *et al.*, 2012), o que explica tanto a preferência por árvores com maior número de cipós, quanto por árvores com maior cobertura percentual de cipós e com presença de

emaranhados. Esses emaranhados provavelmente apresentam duas vantagens para os ouriços-pretos: evitar predadores, tanto pela proteção física quanto pela maior possibilidade de fuga (MONTGOMERY; SUNQUIST, 1978; GINÉ, 2009); além da proteção contra intempéries, como insolação e chuva (GINÉ, 2009; GINÉ *et al.*, 2012). O fato de o número e a cobertura de cipós, além de outros fatores ligados à conectividade, terem sido selecionados em duas escalas distintas indica que dentre os atributos avaliados esses são os que mais têm influência sobre o uso do espaço pela espécie.

De maneira geral, este estudo mostra que assim como foi afirmado por Giné (2009), grande parte da seleção de habitat pelos ouriços-pretos em menor escala explicam a seleção em maior escala. Esse é o caso da preferência por árvores com alto grau de infestação de lianas, com presença de emaranhados, com conectividade com outras árvores e em locais próximos às árvores pioneiras que compõem a sua dieta. Isso se reflete na tolerância da espécie a florestas secundárias (CHIARELLO *et al.*, 1997), na sua preferência por bordas e na não utilização de ambientes estruturalmente simplificados (GINÉ, 2009), como cabruças, seringais e outras culturas. Essas escolhas devem também influenciar no tamanho das áreas de uso, sendo que em fragmentos grandes e de matas maduras essas áreas aparentemente tendem a ser maiores.

Alguns autores sugerem que as escolhas que os animais fazem em escalas maiores afetam mais sua aptidão (*fitness*) do que as escolhas feitas em escalas menores (SENFT *et al.*, 1987) e que os itens evitados nas escalas maiores de seleção provavelmente refletem os fatores potencialmente mais limitantes para esses animais (RETTIE; MESSIER, 2000; DUSSAULT *et al.*, 2005). Sendo assim, o principal requerimento de *C. subspinosus* em relação ao habitat foi aquele selecionado na segunda ordem, o tipo de habitat floresta, que inclui florestas nativas nos estágios médio e avançado de regeneração. Apesar de não ter sido evidenciada seleção significativa de terceira ordem pela análise composicional, o fato de todas as localizações terem sido feitas em ambientes de floresta nativa nos estágios inicial, médio ou avançado de regeneração reforça a dependência das florestas nativas para a permanência da espécie. Seguindo essa hierarquia, dentro do microhabitat, ou ouriços-pretos selecionam manchas dentro da floresta próximas a árvores dos gêneros que compõem a maior parte da sua dieta, que possuem infestação de lianas e onde as copas são mais conectadas. Dentro dessas manchas são novamente selecionadas as

árvores mais infestadas por lianas e com alto grau de conectividade, além das árvores onde há emaranhados de cipós que formam potenciais abrigos.

CONCLUSÕES E IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO

Apesar do aumento recente do conhecimento da ecologia de *C. subspinosus* (CHIARELLO *et al.*, 1997; GINÉ, 2009; SOUTO-LIMA *et al.*, 2010; ZORTÉA ; BRITO, 2010; GINÉ *et al.* 2012; OLIVEIRA *et al.*, 2012), este foi o primeiro estudo com repetição em fragmentos grandes (>100ha) e de floresta madura para a espécie, além de ser o trabalho que estudou o maior número de indivíduos até o momento (n = 9).

O alto grau de folivoria da espécie, aliado ao fato de sua dieta ser composta principalmente por espécies pioneiras (GINÉ *et al.*, 2010; SOUTO-LIMA *et al.*, 2010) faz com que a espécie tenha áreas de uso pequenas e seja capaz de sobreviver em fragmentos pequenos de vegetação secundária (CHIARELLO, 1999) e com acentuado efeito de borda (GINÉ, 2009). Apesar de o tipo de habitat selecionado pela a espécie seja florestas em estágios médio e avançado de regeneração, esses animais também são capazes de utilizar áreas de floresta em estágio inicial, podendo inclusive viver exclusivamente nesses ambientes.

No entanto, a dependência da complexidade estrutural da vegetação e do alto grau de conectividade nos estratos arbóreo e arbustivo faz com que os ouriços-pretos não utilizem ambientes estruturalmente simplificados ou com descontinuidades no dossel, como observado por Giné (2009), sendo que matrizes agrícolas ou agroflorestais, além de não representarem habitat, podem constituir barreiras, isolando pequenas populações dentro dos fragmentos florestais. Por isso, a perda de florestas nativas e a sua fragmentação deve ser um forte fator de ameaça para a espécie não em função da capacidade de sobrevivência dentro dos fragmentos e sim em função do seu isolamento. Esse fato alerta para a importância de conectividade florestal e para medidas de conservação que visem o aumento de fluxo gênico, já que as populações desta espécie encontram-se estruturadas (OLIVEIRA *et al.*, 2011).

Nesse sentido, o presente trabalho também sugere que a translocação de indivíduos pode ser uma alternativa para a solução desse problema. Apesar de já terem sido estudados anteriormente dois indivíduos translocados de *C. subspinosus* (CHIARELLO, 1997; ZORTÉA; BRITO, 2010), este foi o primeiro trabalho em que foi

registrado o estabelecimento de uma área de uso após a translocação. Esse é uma evidência de que a translocação pode ser uma medida viável para essa espécie, podendo ser utilizada como forma de promover o fluxo gênico ou mesmo em casos de resgate de animais. No entanto, devido ao reduzido número de estudos envolvendo translocação, esse é um tema que permanece pouco estudado e não é possível tirar conclusões definitivas sobre a viabilidade do método sem o estudo de um número maior de indivíduos.

O presente estudo também corrobora os dados de Giné (2009), mostrando que a cabruca, tipo de cobertura vegetal predominante no sul da Bahia, parece ser de fato um habitat de baixa qualidade para o ouriço-preto, deixando clara a grande redução hábitat enfrentada pela espécie nesta região.

CONCLUSÕES GERAIS

As principais conclusões deste trabalho, já mencionadas e discutidas nos subitens anteriores, são apresentadas aqui em forma de tópicos. São elas:

1. *Chaetomys subspinosus* é uma espécie florestal, que depende de florestas nativas e prefere florestas em estágios médio e avançado de regeneração, porém pode utilizar florestas nativas em estágio inicial de regeneração;
2. Esta espécie possui áreas de uso pequenas, que variam de menos de 1 ha a 15 ha, e é capaz de sobreviver em fragmentos florestais pequenos constituídos por vegetação nativa em estágio inicial de regeneração;
3. Em fragmentos de floresta madura os animais apresentam maior área de uso do que em fragmentos de vegetação em estágios menos avançados, aparentemente porque os recursos preferidos por eles, tais como árvores com alta infestação de cipós e árvores forrageiras, estão espacialmente mais dispersas nas florestas maduras;
4. Animais desta espécie selecionam primeiramente áreas de floresta nativa em estágios médio e avançado de regeneração, depois manchas de floresta com presença de árvores pioneiras dos gêneros *Inga*, *Albizia*, *Pera* e *Tapirira*, manchas de floresta com árvores maiores e com maior infestação por cipós e, dentro dessas manchas, selecionam árvores com maior conectividade, maior infestação por cipós e com a presença de emaranhados de cipós (potenciais abrigos);

5. A conectividade entre árvores, a presença de cipós e um tamanho mínimo de árvores podem ser fatores limitantes que impedem os animais de utilizarem áreas abertas e áreas de cultivo;
6. A translocação de indivíduos permanece pouco estudada, mas pode ser uma medida viável para a espécie.

REFERÊNCIAS

AEBISCHER, N. J.; ROBERTSON, P. A.; KENWARD, R. T. Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. **Ecological Society of America**. 74(5). 1993. pp 13 13-1 325.

AMORIM, A.M., THOMAS, W.W., CARVALHO, A.M.V. & JARDIM, J.G. 2008. Floristic of the Una Biological Reserve, Bahia, Brazil. In The Atlantic Coastal Forests of Northeastern Brazil (W.W. Thomas, ed.). **Mem. New York Bot. Gard.** 100:67-146.

ANICH, N. M.; BENSON, T. J.; BEDNARZ, J. C. Factors influencing home-range size of wainson's warblers in Eastern Arkansas. **The Condor**, v. 112, n. 1, p. 149-158, fev. 2010 Disponível em: www.jstor.org/discover/10.1525/cond.2010.080103?uid=3737664&uid=2&uid=4&sid=47699106504857>. Acesso em: 22 fev. 2012.

ARAÚJO, M.; ALGER, K.; ROCHA, R.; MESQUITA, C. A. B. A mata atlântica do sul da Bahia: situação atual, ações e perspectivas. **Reserva da Biosfera da Mata Atlântica**, MAB/UNESCO, Caderno 8, p. 1-36, 1998.

AUGUST, P.V. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. **Ecology**, 64(6), 1983, pp. 1495-1507 . Ecological Society of America, 1983.

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. Ecology. From individuals to ecosystems. Fourth edition. **Blackwell Publishing**. 2006.

BERGALLO, H. G., 1990, Fatores determinantes do tamanho da área de vida em mamíferos. **Ciência e Cultura**, 42: 1067-1072.

BONVICINO, C. R.; OLIVEIRA, J. A.; D'ANDREA; P. S. **Guia dos Roedores do Brasil, com chaves para gêneros baseadas em caracteres externos**. Rio de Janeiro: Centro Pan-Americano de Febre Aftosa/OMS, 2008.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resoluções do CONAMA (1984-2006)**. Brasília: CONAMA, 2006.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC). Disponível em: <www.mma.gov.br>. Acesso em: 4 jun. 2012.

CARVALHO, G. Substitution of the deciduous premolar in *Chaetomys subspinosus* (Olfers, 1818) (Hystricognathi, Rodentia) and its taxonomic implications. **Mammalian Biology - Zeitschrift für Säugetierkunde**, Berlin, v. 65; p. 187-190, 2000.

CASSANO C. R.; SCHROTH, G.; FARIA, D.; DELABIE, J. H. C.; BEDE L. Landscape and farm scale management to enhance biodiversity conservation in the cocoa producing region of southern Bahia, Brazil. **Biodivers. Conserv**, n. 18, p. 577-603, 2009.

CASSANO, C. R.; KIERULFF, M. C. M.; CHIARELLO, A. G. The cacao agroforests of the brazilian atlantic forests habitat for the endangered maned sloth *Bradypus torquatus*. **Mammals Biology**, n. 76, p. 243-250, 2010.

CATZEFLIS, F.; PATTON, J.; PERCEQUILLO, A.; BONVICINO, C.; WEKSLER, M. *Chaetomys subspinosus*: IUCN red list of threatened species. Disponível em: <www.iucnredlist.org>. Acesso em 21 nov. 2009.

CHIARELLO, A.G.; PASSAMANI, M.; ZORTÉA, M. Field observations on the thin-spined porcupine, *Chaetomys subspinosus* (Rodentia; Echimyidae). **Mammalia**, Paris, v. 61, n.1: p. 29-36, 1997.

CHIARELLO, A.G. Activity budgets and ranging patterns of the Atlantic Forest maned sloth *Bradypus torquatus* (Xernathra: Bradypodidae). **Journal of Zoology**, London. 1998.

CHIARELLO, A.G. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. **Biological Conservation**, Essex, v. 89 p. 71-82, 1999.

COIMBRA-FILHO, A. F.; CÂMARA, I. G. Os limites originais do bioma mata atlântica na região nordeste do Brasil. Rio de Janeiro: Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza. 1996.

CORNÉLIO, A. C. H. Uso do espaço vertical por *Micoureus paraguayanus* e *Rhipidomys mastacalis* em um remanescente de Mata Atlântica na RPPN Serra Bonita, Bahia. **Dissertação (mestrado em zoologia)** – Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, BA. 2012.

DUSSAULT, C.; OUELLET, J. P. COURTOIS, R.; HUOT, J. BRETON, L.; JOLICOEUR, H. Linking moose habitat selection to limiting factors. **Ecography** 28: 619/628, 2005.

ECOLOGICAL SOFTWARE SOLUTIONS. Biota v.1.03.1. 1998. **Disponível em:** <www.ecostats.com/software/biotas/biotas.htm>. Acesso em: 10 out. 2008.

EISENBERG, J. F.; REDFORD, K. H. Mammals of the neotropics: the Central Neotropics, Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil, 3. Chicago. **The University of Chicago Press**, 1999.

EISENBERG, J. F. The social organizations of mammals. **Handbuch der Zoologie**, n. 8, p. 10-17, 1966.

EMMONS, L. H. Mammals of rain forest canopies. In: LOWMAN, M. D.; NADKARNI, N.M. (Ed.). **Forest canopies**. San Diego: Academic Press, 1995. p.199-223.

ENSTAM, K. L., ISABELL, L. A. Microhabitat preference and vertical use of space by patas monkeys (*Erythrocebus patas*) in relation to predation risk and habitat structure. New York: **Oxford University Press**, 2003.

ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE. ArcView® GIS. Version 3. 2. ed. [computer program]. **Redlands**: ESRI, 1998.

FARIA, D. Comunidade de morcegos em uma paisagem fragmentada da Mata Atlântica do sul da Bahia, Brasil. 2002. 134 p. **Tese (Doutorado em Ecologia)** – Instituto de Biociências, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2002.

FARIA, D., LAPS, R.R., BAUMGARTEN, J., CETRA, M. Bat and bird assemblages from forests and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic forest

of southern Bahia, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 15, p.587–612, 2006.

FARIA, D.; BAUMGARTEN, J. Shade cacao plantations (*Theobroma cacao*) and bat conservation in southern Bahia, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, n. 16, p. 291-312, 2007.

FARIA, D.; MARIANO-NETO, E.; MARTINI, A., M. Z.; ORTIZ, J. D.; MONTINGELLI, R.; ROSSO, S.; PACIENCIA, M., L., B; BAUMGARTEN, J. Forest structure in a mosaic of rainforest sites: the effect of fragmentation and recovery after clear cut. **Forest Ecology and Management**, n. 257, p. 2226-2234, 2009.

FARIA, D; GINÉ, G. A. F.; REIS, M. L. Plano de Ação Nacional para a Conservação do ouriço-preto. **Série espécies ameaçadas Nº 17**. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Brasília, 2011.

FARIA-FILHO, A. F.; E ARAUJO, Q. R. Zoneamento do meio físico do município de Ilhéus, Bahia, Brasil, utilizando a técnica de geoprocessamento. **Boletim Técnico**, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Comissão Executiva do Plano da Lavoura Cacaueira, Centro de Pesquisas do Cacau, n. 187, 2003.

FERNANDEZ, F.A.S.; FREITAS, S.R.; CERQUEIRA, R. Density dependence in within-habitat spatial distribution: Contrasting patterns for a rodent and a marsupial in southeastern Brazil. **Ciência e Cultura**, 49:127-129. 1997.

FONSECA, G. A. B.; ALGER, K.; PINTO, L. P.; ARAÚJO, M.; CAVALCANTI, R. **Corredores de biodiversidade: o corredor central da mata atlântica**. In: PRADO, P. I.;

LANDAU, E. C.; MOURA, R. T.; PINTO, L. P. S.; FONSECA, G. A. B., ALGER, K. (Org.). **Corredor de biodiversidade na mata atlântica do sul da Bahia**. Ilhéus: IESB/CI/CABS/UFGM/UNICAMP, 2003. CD-ROM.

FONSECA, G. A. B.; HERRMANN, G.; LEITE, Y.; MITTERMEIER, R.; RYLANDS, A.; PATTON, J. Lista anotada dos mamíferos do Brasil. **Occasional papers in Conservation Biology**, Washington, Conservation International e Fundação Biodiversitas, n. 4, p. 38, 1996.

FRANCO, M.; HOLZ, B.; KAULE, G.; KLEYER, M.; MENEZES, M.; PEREIRA J. M.; TREVISAN, S. Program f the enviromental development of the rainforest region in Bahia, Brazil: development of a methodology. **Stuttgart: Institut für Landschaftsplanung und Ökologie**, University Stuttgart, 1994.

FREITAS, M. A. DE; SILVA, T. F. S. **Mamíferos da Bahia**: espécies continentais. Pelotas: UESB, 2005.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Atlas dos remanescentes florestais da mata atlântica**: período 1995-2000. São Paulo: INPE, 2002. (Relatório final).

GALINDO LEAL, C.; CÂMARA, I. G. Status do hotspot Mata Atlântica: uma síntese. In: Galindo-Leal C. E Câmara, I. G. (Ed.). **Mata atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas**. Belo Horizonte: Fundação SOS Mata Atlântica/Conservação Internacional/Centro de Ciências Aplicadas à Biodiversidade, 2005.

GANNON, W. L.; SIKES, R. S. Animal care and use committee. Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild mammals in research. **Journal of Mammalogy**, v. 88, n. 3, p. 809-823, 2007.

GINÉ, G. A. F. Ecologia e comportamento do ouriço-preto (*Chaetomys subspinosus*, Olfers, 1818) em fragmentos de mata atlântica do município de Ilhéus, sul da Bahia. 244 f. **Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada)** – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

GINÉ, G. A. F.; DUARTE, J. M. B.; D. FARIA. Feeding ecology of a selective folivore, the thin-spined porcupine (*Chaetomys subspinosus*) in the Atlantic forest. **Journal of Mammalogy**, n. 91, p. 931-941, 2010.

GINÉ, G. A. F.; DUARTE, J. M. B.; MOTTA, T. C. S.; FARIA, D.; BRAAE, A. Activity, movement and secretive behavior of a threatened arboreal folivore, the thin-spined porcupine, in the Atlantic forest of southern Bahia, Brazil. **Journal of Zoology** (1987), v. 286, p. 131-139, 2012.

GOUVÊA, J. B. S.; MATTOS SILVA, L. A.; HORI, M. Fitogeografia. In: COMISSÃO EXECUTIVA DO PLANO DA LAVOURA CACAUEIRA. **Diagnostico sócio-econômico**

da região cacauera, recursos florestais, 7. Ilhéus: CEPLAC/Instituto Interamericano de Ciências Agrícolas/OEA, 1976. p. 1-7.

GOSSE, J. W.; COX, R.; AVERY, S. W. Home-range characteristics and habitat use by American martens in eastern New foundland. **Journal of Mammalogy**, 86(6):1156–1163, 2005.

GRIESEMER, S. J.; FULLER, T. K.; DEGRAAF, R. M. Habitat use by porcupines (*Erethizon dorsatum*) in central Massachusetts: effects of topography and forest composition. **American Midland Naturalist**, n. 140, p. 271-279, 1998.

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T. 2004. Past. Paleontological Statistical. V. 1.18. **Disponível em:** <<http://folk.uio.no/ohammer/past>>. Acesso em: 09.01.2004.

HARRIS, S.; CRESSWELL, W.J.; FORDE, P.G.; TREWHELLA, W.J.; WOLLARD, T.; WRAY, S. Home-range analysis using radio-telemetry data: A review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. **Mammal Review**, Oxford, v. 20, p. 97-123, 1990.

HERFINDAL, I.; TREMBLAY, J.P.; HANSEN, B.B.; SOLBERG, E.J.; HEIM, M.; SAETHER, B.E. Scale dependency and functional response in moose habitat selection. **Ecography**, 32: 849-859. 2009.

HINES, J. E. Presence 2.2: Software to estimate patch occupancy and related parameters - USGS/PWRC. 2006. **Disponível em:** <www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html>. Acesso em: 10 out. 2008.

HOOGE, P.N.; EICHENLAUB, B. Animal movement [ArcView extension]. Version 2.04 [computer program]. **Anchorage: U.S. Geological Survey**, Alaska Biological Science Center, 1997.

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE. **Red list of threatened species**, 2011. Disponível em: <www.iucnredlist.org>.

JACQUES, C. N.; JENKS, J. A.; KLAVER, R. W. Seasonal movements and home-range use by female pronghorns in sagebrush-steppe communities of western south Dakota. **Journal of Mammalogy**, v. 90, n. 2, p. 433–441, 2009.

JARDIM, J. G. Uma caracterização parcial da vegetação na região sul da Bahia, Brasil. In: PRADO, P. I.; LANDAU, E. C.; MOURA, R. T. **Corredor de biodiversidade da mata atlântica do sul da Bahia**. Ilhéus: IESB/CI/CABS/UFMG/UNICAMP, 2003. CD-ROM.

JOHNSON, D.H. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. **Ecology, Tempe**, v. 61, p. 65–71, 1980.

KERNOHAN, B. J.; GITZEN, R. A.; MILLSPAUGH, J. Analysis of animal space use and movements. In: MILLSPAUGH, J. J.; MARZLUFF, J. M. (Ed.). **Radio tracking and animal population**. San Diego: Academic Press, 2001. p. 125-166. Disponível em: <<http://pubstorage.sdstate.edu/wfs/515-W.pdf>>. Acesso em: 10 out. 2008.

KIERULFF MCM, RYLANDS AB, MENDES SL, De OLIVEIRA MM (2008b) *Leontopithecus chrysomelas*. In: IUCN 2010. **IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.4**. <http://www.iucnredlist.org>. Cited 17 Dec 2010.

KOEPPEN, W. Das geographische system der klimate. In: KOËPPEN, W.; GEIGER, W. (Ed.). **Handbuch der klimatologie**. Berlin: Tiel C, Chapter 3/G./BorntraËger. 1976. v. 1. LEBAN, F. **Resource selection for Windows 1.00**. Moscow: University of Idaho, 1999.

LEGENDRE, P. Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? **Ecology**, v. 74, n. 6, p. 1659-1673, 1993.

LIRA, P.K.; FERNANDEZ, F.A.S.; ALBERTOCARLOS, H.S.; CURZIO, P.L. Use of a fragmented landscape by three species of opossum in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**. 23: 427-435, 2007.

MACARTHUR, R. H.; J. W. MACARTHUR. On bird species diversity. **Ecology** 42:594-598. 1961.

MACHADO, A. B. M.; DRUMMOND, G. M.; PAGLIA, A. P. (Ed.). **Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção**. Brasília/Belo Horizonte: MMA/Fundação Biodiversitas, 2008.

MACHADO, A. B. M.; MARTINS, C. S.; DRUMOND, G. M. **Lista vermelha da fauna ameaçada de extinção**. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2005.

MACKENZIE, D. I.; NICHOLS, J. D.; ROYLE, J. A.; POLLOCK, K. H.; BAILEY, L. L. HINES, J. E. **Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence**. Burlington, MA: Academic Press, 2006.

MARTIN, T. On the systematic position of *Chaetomys subspinosus* (Rodentia: Caviomorpha) based on evidence from the incisor enamel microstructure. **Journal of Mammalian Evolution**, New York, v. 2, n. 2, p. 117-131, 1994.

MARTINI, A. M. Z.; FIASCHI, P.; AMORIM, A. M.; PAIXÃO, J. L. A hot-point within a hot-spot: a high diversity site in Brazil's Atlantic Forest. **Biodiversity Conservation**, n. 16, p. 3111–3128, 2007.

MECH, L.D. A handbook of animal radio-tracking. **Minneapolis: University of Minnesota Press**, 1983. 108 p.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA n. 5, de 04 de maio de 1994. **Disponível em:** <http://www.mp.ba.gov.br/atuacao/ceama/legislacoes/ambiental/flora/resol_conama_05_94.pdf>. Acesso em: 04 jul. 2011.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC). Disponível em: <www.mma.gov.br>. Acesso em: 10 de junho de 2010.

MITTERMEIER, R. A.; MYERS, M.; THOMSEN, J. B.; FONSECA, G. A. B.; OLIVIERI, S. Biodiversity hotspots and major tropical wilderness area: approaches to setting conservation priorities. **Conservation Biology**, n. 12, p. 516-520, 1998.

MITTERMEIER, R. A.; GIL, P. R.; HOFFMANN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, J.; MITTERMEIER, C. G.; LAMOURUX, J.; FONSECA, G. A. B. Hotspots revisited: earth's

biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. **Washington:** CEME, 2004.

MOHR, C.O. Table of equivalent populations of North American small mammals. The American Midland Naturalist, Notre Dame, v. 37, p.223-249, 1947.

MONTGOMERY, G. G.; SUNQUIST, M. E. Habitat selection and use by two-toed and three-toed sloths. In: MONTGOMERY, G. G. (Ed.). The ecology of arboreal folivores. **Washington: Smithsonian Institution Press**, 1978. p. 329-359.

MOOJEN, J. **Os roedores do Brasil**. Rio de Janeiro: Instituto Nacional do Livro, 1952.

MORI, S.A.; SILVA, L. M. The herbarium of the Centro de Pesquisa do Cacau at Itabuna, Brazil. **Brittonia**, Bronx, v. 31, p. 177-196, 1979.

MORI, S.A.; BOOM, B.M.; CARVALHO, A.M.; SANTOS, T.S. dos. Southern Bahia Moist Forest. **The Botanical Review**, New York, v. 49, n.2, p.155-232, 1983.

MORIN, P.; BERTEUX, D.; KLVANA, I. Hierarchical habitat selection by North American porcupines in southern boreal forest. **Canadian Journal of Zoology**, Ottawa, v. 83, p.1333-1342, 2005.

MOURA, R. T. Distribuição e ocorrência de mamíferos na Mata Atlântica do sul da Bahia. In: PRADO, P. I.; LANDAU, E. C.; MOURA, R. T. **Corredor de biodiversidade da mata atlântica do sul da Bahia**. Ilhéus: IESB/CI/CABS/UFMG/UNICAMP, 2003. CD-ROM.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A.B.; KENT, J.. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, n. 403, p. 853-858, 2000.

OLIVEIRA, C. G. Diversidade genética do ouriço-preto (*Chaetomys subspinosus*, Olfers, 1818 Rodentia: Erethizontidae) para auxiliar na elaboração de seu plano de manejo. 2005. 59 f. **Dissertação (Mestrado em Genética e Biologia Molecular) - Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus**. 2005.

OLIVEIRA, C.G. ; MARTINEZ, R.A. ; GINÉ, G.A.F. ; FARIA, D.M. ; GAIOTTO, F.A. . Genetic assessment of the Atlantic Forest bristle porcupine, *Chaetomys subspinosus* (Rodentia: Erethizontidae), an endemic species threatened with extinction. **Genetics and Molecular Research**, v. 10, p. 923-931, 2011.

OLIVEIRA, P. A.; SOUTO-LIMA, R. B.; CHIARELLO, A. G. Home range, movements and diurnal roosts of the endangered thin-spined porcupine, *Chaetomys subspinosus* (Rodentia: Erethizontidae), in the Brazilian Atlantic Forest. **Mammalian Biology**. Volume 77, Issue 2, Pages 97-107. 2012.

OLIVER, W. L. R; SANTOS, I. B. Threatened endemic mammals of the Atlantic forest region of South-east Brazil. Channel Islands: **Jersey Wildlife Preservation Trust**. 1991.

PAGLIA, A. P.; FONSECA, G. A. B.; RYLANDS, A. B.; HERRMANN, G.; AGUIAR, L. M. S.; CHIARELLO, A. G.; LEITE, Y. L. R. COSTA, L.P.; SICILIANO, S.; KIERULFF, M. C. M. MENDES, S. L.; TAVARES, V. C.; MITTERMEIER, R. A.; PATTON, J. L. **Annotated Checklist of Brazilian Mammals**. 2. ed. Arlingron: Conservation International, 2012.

PARDINI, R. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. **Biodivers Conservation**, n. 13, p. 2567-2586, 2004.

PARDINI, R., SOUZA, S.M., BRAGA-NETO, R., METZGER, J.P. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in Atlantic Forest landscape. **Biological Conservation** 124, 253–266. 2005.

PARDINI, R. P.; FARIA, D.; ACCACIO, G. M. LAPS, R. R.; MARIANO-NETO, E.; PACIENCIA, M. L. B.; DIXO, M. BAUMGARTEN, J. The challenge of maintaining Atlantic Forest biodiversity: a multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. **Biological Conservation**, n. 142, p. 1178-1190, 2009.

PECHACEK, P., OLEIRE-OLTMANN, W. Habitat use of the three-toed woodpecker in central Europe during the breeding period. **Biological Conservation** 116 (2004) 333–341 2003.

PREVEDELLO, J. A.; MENDONÇA, A. F.; VIEIRA, M. V. Uso do espaço por pequenos mamíferos: uma análise dos estudos. **Oecologia Brasiliensis**, 12 (4): 610-625, 2008.

PIANKA, E.R. **Evolutionary ecology**. 6. ed. Boston: Addison-Wesley Press, 1999.

PRIOTTO, J., STEINMANN, A.; POLOP, J. 2002. Factors affecting home range size and overlap in *Calomys venustus* (Muridae: Sigmodontinae) in Argentine agro-ecosystems. **Mammalian Biology**, 67, 97–104

RABOY, B. E.; DIETZ, J. M. Diet, foraging, and use of space in wild golden-headed lion tamarins. **American Journal of Primatology**, n. 63, p. 1-15, 2004.

REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; PEDRO, W. A.; LIMA, I. P. (Ed.). **Mamíferos do Brasil**. Curitiba: Nélío R. dos Reis, 2006.

RETTIE, J. W. AND MESSIER, F. 2000. Hierarchical habitat selection by woodland caribou: its relationship to limiting factors. **Ecography** 23: 466/478.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The brazilian atlantic forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, n. 142, p. 1141-1153. 2009.

SAMBUICHI, R. H. R. Estrutura e dinâmica do componente arbóreo em área de cabruca na região cacauera do sul da Bahia, Brasil. **Acta Bot. Bras.**, v. 20, n. 4, p. 943-954, 2006.

SANTOS, JUNIOR, T.S. Monitoramento de *Coendou prehensilis* (Rodentia: Erethizontidae) resgatados no reservatório da Usina Hidrelétrica de Miranda (MG) e translocados para a Reserva do Jacob, Nova Ponte-MG. 1998. 56p. **Dissertação (Mestrado em Ecologia) Universidade Federal de Brasília**, Brasília. 1998.

SARACURA, V. F. **Plano de manejo da reserva biológica de Una**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente/Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, 1997.

SCHRADIN, C. Territorial defence in a group-living solitary forager: who, where, against whom? **Behavioral Ecology and Sociobiology**, 55, 439–446. 2004.

SCHRADIN, C.; SCHMOHL, G.; RÖDEL, H.G.; SCHOEPP, I.; TREFFLER, S.M.; BRENNER, J.; BLEEKER, M.; SCHUBERT, M.; KÖNIG, B.; PILLAY, N. Female home range size is regulated by resource distribution and intraspecific competition: a long term field study. **Animal Behaviour**, London, v. 79, p. 195–203, 2010.

SILVA, R. B. Ecologia do rato-da-taquara (*Kannabateomys amblyonyx*) no Parque Estadual de Itapuã. **Mastozoologia Neotropical**, San Miguel de Tucumã, v. 12, n. 1, p. 98-99, 2005.

SOUSA, L.O.F.; WENDT, T. 2008. Taxonomy and conservation of the genus *Lymania* (Bromeliaceae) in the southern Bahian Atlantic Forest of Brazil. **Bot. J. Linn.Soc.** 157(1):47-66.

SOUTO LIMA, R. B.; OLIVEIRA, P., A.; CHIRELLO, A. G. Diet of the thin-spined porcupine (*Chaetomys subspinosus*), an atlantic forest endemic threatened with extinction in southeastern Brazil. **Mamm. Biol.**, n. 75, p. 538-546, 2010.

SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS; INTITUTO SOCIOAMBIENTAL. **Atlas da Evolução dos Remanescentes Florestais e Ecosystemas Associados do Domínio da Mata Atlântica no Período de 1990-1995**. São Paulo, 2002.

STALLINGS, J. R.; KIERULFF; M. C. M.; SILVA, L. F. B. M. Use of space, and activity patterns of brazilian bamboo rats (*Kannabateomys amblyonyx*) in exotic habitat. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 10, n. 3, p. 431-438, 1994.

SWIHARD, R.K., SLADE, N.A. Testing for independence of observations in animal movements. **Ecology**, **Tempe**, v. 66, p. 1176-1184, 1985.

THOMAS, W. M.; CARVALHO, A. M. V.; AMORIM, A. M.; GARRISON, J.; ARBELÁEZ; A. L. Plant endemism in two forests in southern Bahia, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 7, p. 311-322, 1998.

THOMAS, W. W.; CARVALHO, A. M. V.; AMORIM, A. M.; JARDIM, J. G.; STEVENS, H. **Análise de padrões de distribuição das espécies da flora da Reserva Biológica de Una, Bahia**. Brasília: Universidade de Brasília, 2000.

TUFTO, J.; ANDERSEN, R. LINNELL, J. Habitat use and ecological correlates of home range size in a small cervid: the roe deer. **Journal of Animal Ecology**, n. 65, p. 715–724, 1996.

VAUGHAN, C.; RAMÍRES, O.; HERRERA, G.; GURIES, R. Spatial ecology and conservation of two sloth species in cação landscape in limón, Costa Rica. **Biodiversidade e Conservação**, n. 16, p. 2293-2310, 2007.

VAZ, S. M. Sobre a ocorrência de *Callistomys pictus* (Pictet) (Rodentia, Echimyidae). **Revista Brasileira de Zoologia**. 19(3): 631- 635,2002.

VAZ, S. M. Mamíferos colecionados pelo serviço de estudos e pesquisas sobre a febre amarela nos municípios de Ilhéus e Buerarema, estado da Bahia, Brasil. **Arquivos do Museu Nacional, Rio de Janeiro**, v.63, n.1, p.21-28, jan./mar. ISSN 0365-4508. 2005.

VIEIRA, M. Locomoção, morfologia e uso do hábitat em marsupiais neotropicais: uma abordagem ecomorfológica. In: CARCERES, N.C.; MONTEIRO-FILHO, E.L.A. (Ed.). **Os marsupiais do Brasil: biologia, ecologia e evolução**. 2006.

VILELA, R. V.; MACHADO, T.; VENTURA, K.; FAGUNDES, V.; SILVA, M. J. J.; YONENAGA-YASSUDA, Y. The taxonomic status of the endangered thin-spined porcupine, *Chaetomys subspinosus* (Olfers, 1818), based on molecular and karyologic data. **BioMed Central Evolutionary Biology**, London, v. 9, p. 29-46, 2009.

VINHA, S. G.; RAMOS, T. J. S.; HORI., M. Inventário florestal. In: COMISSÃO EXECUTIVA DO PLANO DA LAVOURA CACAUEIRA. **Diagnóstico socioeconômico da região cacaueira, recursos florestais**, 7. Ilhéus: CEPLAC/Instituto Interamericano de Ciências Agrícolas/OEA, 1976. p. 20-212.

VOSS, R. Revisionary Notes on Neotropical Porcupines (Rodentia: Erethizontidae) 3. An Annotated Checklist of the Species of *Coendou* Lacepede, 1799. **American Museum novitates**. Number 3720, 36 pp. 2010.

WIENS, J.A. (1989). The Ecology of Bird Communities. Vol. I. Foundations and Patterns. **Cambridge University Press**, Cambridge.

WHITAKER, D. M.; STAUFFER, D. F.; NORMAN, G. W.; DEVERS, P. K.; ALLEN, T. J.; BETTNER, S. BUEHLER, D., EDWARDS, J.; FRIEDHOFF, S.; GIULIANO, W. M.; HARPER, C. A.; TEFT, B. Factors Affecting Habitat Use by Appalachian Ruffed Grouse. **The Journal of Wildlife Management** -70(2).):460-471. 2006.

WOLFF, J.O. The effects of density, food, and interspecific interference on home range size in *Peromyscus leucopus* and *Peromyscus maniculatus*. **Canadian Journal of Zoology**, 63: 2657-2662. 1985.

WORTON, B.J. A review of models of home range for animal movement. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 38, p. 277-298, 1987.

ZORTÉA, M.; BRITO, B. F. A. Diurnal roosts and minimum home range defined by sleeping sites of a thin-spined porcupine (*Cahetomys subspinosus*) (Rodentia: Erethizontidae). **Sociedade Brasileira e Zoologia**. (2): 209-212. 2010.